



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

EFEITOS ANTRÓPICOS
DO REPRESAMENTO DE UM RIACHO
DO CERRADO NA DECOMPOSIÇÃO FOLIAR

Valéria Prota Salomão

Orientador: Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior

Brasília – DF

Março de 2013



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

EFEITOS ANTRÓPICOS
DO REPRESAMENTO DE UM RIACHO
DO CERRADO NA DECOMPOSIÇÃO FOLIAR

Valéria Prota Salomão

Orientador: Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior

Dissertação de mestrado apresentada ao Departamento de Ecologia da Universidade de Brasília pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia como requisito parcial para obtenção do título de Mestra em Ecologia.

Brasília – DF
Março de 2013



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

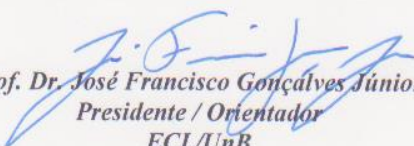
Dissertação de Mestrado

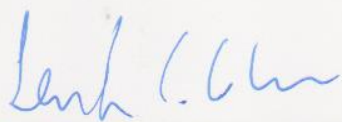
VALÉRIA PROTA SALOMÃO

Título:

“Efeitos Antrópicos do Represamento de um Riacho do Cerrado na
Decomposição Foliar”.

Banca Examinadora:


Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior
Presidente / Orientador
ECL/UnB


Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira
Membro Titular
FUP/UnB


Profa. Dra. Adriana Oliveira Medeiros
Membro Titular
UFBA/ICB

Profa. Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto
Membro Suplente
FUP/UnB

Brasília, 21 de março de 2013.

*“Sonhe com aquilo que você quer ser,
porque você possui apenas uma vida e
nela só se tem uma chance de fazer aquilo que quer.
Tenha felicidade bastante para fazê-la doce.
Dificuldades para fazê-la forte.
Tristeza para fazê-la humana.
E esperança suficiente para fazê-la feliz.
As pessoas mais felizes não têm as melhores coisas.
Elas sabem fazer o melhor das oportunidades
que aparecem em seus caminhos.
A felicidade aparece para aqueles que choram.
Para aqueles que se machucam.
Para aqueles que buscam e tentam sempre.
E para aqueles que reconhecem a importância
das pessoas que passam por suas vidas.”*

Clarice Lispector

AGRADECIMENTOS

É com muita alegria e satisfação que chego ao final da realização de um grande sonho em minha vida. Agradeço a todos aqueles, de alguma maneira acreditaram e assim contribuíram no desenvolvimento e conclusão deste trabalho. Primeiramente agradeço a minha família. Ao meu pai Jaime de Matos Salomão, por todo incentivo e confiança desde sempre em meus estudos. Obrigado meu querido pai, por todo carinho, amor e dedicação, que foram base para esta caminhada! A melhor amiga irmã (Tatiana), por toda paciência para sinceras conversas e desabafos, sempre me transmitindo força e coragem!

Em especial, agradeço ao meu grande amor, Rodrigo Folhes, companheiro a qualquer hora, que sempre me incentivou aos estudos, e a nossa prosperidade juntos! Obrigado meu amor, pela paciência, carinho, companheirismo, que prosperam na conquista deste sonho. A minha linda filha, Coral, pelos momentos de brincadeiras, com alegria e descontração, cheia de carinho divertindo os meus dias!

Agradeço ao meu orientador professor Dr. José Francisco Gonçalves Júnior, pela oportunidade e paciência nos ensinamentos nesta nova linha de pesquisa. Obrigado pela confiança transmitida, pela paciência em esclarecer e explicar quantas vezes fossem todas as minhas dúvidas. E principalmente pela orientação e apoio na construção deste trabalho.

A toda equipe do laboratório, que contribuíram e participaram nesta pesquisa. Takumã e Daniel, os primeiros na ajuda ao campo, meu muito obrigado pela disposição em campo e aos ensinamentos sobre as espécies de plantas da vegetação ripária do Cerrado, e responsáveis pela seleção das espécies estudadas. Ao Gustavo, pela super ajuda e presença nas coletas em campo, sempre animado, bem humorado e divertido! A Fernanda Navarro, companheira de disciplinas, obrigado por tornar as coisas sempre mais fáceis, com tranquilidade, auxiliando e incentivando nos estudos, coletas e análises em laboratório. À Cássia, meus agradecimentos à paciência e ajuda no aprendizado das análises em laboratório. As amigas Paty e Aurea, companheiras da fascinante viagem a Portugal, pelo apoio nas coletas em campo e processamento do material no laboratório.

Em especial, agradeço especialmente aos incríveis amigos que conquistei, neste período na Universidade de Brasília, José Maurício e Elisa Alvim! José, obrigado pela sua amizade! Você foi importante nesta caminhada, agradecida pela ajuda e força na construção deste trabalho (em todas as análises), e sempre divertindo os dias no laboratório, com boas conversas, conselhos e boas risadas na hora do cafezinho! A amiga Elis, obrigado por toda dedicação e amizade, companheira de laboratório, sempre atenciosa, ajudando nas análises e no processamento do material coletado até as horas mais tardes da noite em que precisei trabalhar. Agradecida pela ajuda nas análises em laboratório, e acima de tudo pela paciência e atenção em esclarecer quaisquer dúvidas. Sempre me trazendo segurança, tranquilidade e alegria (com suas boas risadas), mesmo nos momentos difíceis, de desespero! Obrigado pela sua grande contribuição e participação neste trabalho Elisa, você, sem dúvida, foi fundamental no progresso desta conquista!!!

Afinal, meus agradecimentos a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pela bolsa de mestrado concedida durante todo o curso. Ao DPP (UnB) pelo financiamento em campo, e financiamento para participação no Congresso de Limnologia em Guimarães-Portugal. Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia – Universidade de Brasília e ao Grupo de Pesquisa Aquariparia, meus agradecimentos, pela oportunidade destinada, em que pude adquirir conhecimento e experiência em pesquisas na área de Ecologia, em especial na linha de pesquisa de Ecossistemas aquáticos lóticos.

Muito Obrigada a todos que contribuíram na realização deste sonho!!!

RESUMO

As zonas ripárias representam a transição entre ecossistemas terrestres e aquáticos lóticos e dessa maneira existe uma clara interdependência entre riachos e florestas ripárias em termos de fluxo de energia e reciclagem de nutrientes. A decomposição de detritos vegetais alóctones é responsável pelo funcionamento destes ecossistemas. Alguns estudos vêm sugerindo que a decomposição pode ser uma importante ferramenta funcional para avaliar os efeitos de impactos antrópicos nas zonas ripárias. O presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos antrópicos decorrentes do represamento de um riacho do Cerrado sobre a decomposição de quatro espécies de detritos foliares (*Maprounea guianensis*, *Protium heptaphyllum*, *Copaifera langsdorffii* e *Calophyllum brasiliense*). O estudo foi realizado na Fazenda Água Limpa (APA Gama Cabeça de Veado - DF), em diferentes trechos de um riacho de 4ª ordem (Ribeirão do Gama): trecho Referência, trecho Represa e trecho Pós-represa. Para cada espécie foram montados quatro réplicas de *litter-bags*, que foram incubadas em cada trecho do riacho durante o período chuvoso e coletadas em: 0, 7, 14, 30, 60, 90, 120 dias. Variáveis físicas e químicas da água de cada trecho do riacho foram medidas em campo. Os coeficientes de decomposição foram estimados a partir do modelo de decaimento exponencial negativo. A biomassa microbiana total e de fungos foram estimadas através da concentração de ATP e ergosterol nos detritos foliares, respectivamente. A composição química dos detritos foi avaliada através das concentrações de polifenóis, lignina e celulose. Os resultados revelam que as variáveis ambientais, como temperatura e turbidez da água foram significativamente maiores nos trechos Represa e Pós-represa, enquanto que a velocidade da água foi maior no trecho Referência. A perda de massa dos detritos foliares diferiu significativamente entre os trechos do riacho, em que a perda de massa foi maior no trecho Referência, quando comparado aos demais trechos. Os coeficientes de decomposição foram maiores em *Maprounea guianensis* no trecho Referência ($k=0,016d^{-1}$), onde em 120 dias de incubação registrou apenas 5% de massa remanescente. Enquanto as demais espécies apresentaram menores coeficientes de decomposição (*Protium heptaphyllum*, *Copaifera langsdorffii* e *Calophyllum brasiliense*), como demonstrado para *C. langsdorffii* e *P. heptaphyllum* ($k=0,005d^{-1}$) no trecho Pós-represa, e para *C. brasiliense* no trecho Represa ($k=0,003d^{-1}$), que em 120 dias de incubação registrou ainda 78% de massa remanescente. Estes resultados corroboram dados de concentrações de ATP e ergosterol, indicando menor biomassa microbiana em trechos impactados (Represa e Pós-represa). A composição química de detritos foliares corroboram padrões em direcionar as taxas de decomposição das diferentes espécies. Assim como alterações significativas de variáveis físicas da água (vazão, temperatura e turbidez) entre trechos do riacho têm efeitos na comunidade microbiana e conseqüentemente nas perdas de massa dos detritos. Afinal, resultados confirmam padrões já sugeridos, de que o represamento de riachos pode ter graves conseqüências ecológicas, prejudiciais ao ecossistema lótico, que decorrem em alterações significativas entre variáveis ambientais, tendo efeito negativo no funcionamento do ecossistema de rios e riachos.

Palavras-chaves: zona ripária, represamento, efeitos antrópicos, hidrologia, decomposição foliar.

ABSTRACT

The riparian zones represent the transition between terrestrial and aquatic ecosystems lotic and thus there is a clear interdependence between streams and riparian forests in terms of energy flow and nutrient cycling. The decomposition of leaf litter allochthonous is responsible for the functioning of these ecosystems. Some studies have suggested that the decomposition can be an important tool for evaluating the functional effects of human impacts riparian zones. The present study aimed to evaluate the anthropic effects resulting from damming a stream of Savannah on the decomposition of four species of leaf litter (*Maprounea guianensis*, *Protium heptaphyllum*, *Copaifera langsdorffii* and *Calophyllum brasiliense*). The study was conducted in the Fazenda Água Limpa (APA Gama Cabeça de Veado - DF) in different parts of a stream of 4th order (Ribeirão do Gama): Reference stretch, Dam stretch and Post-dam stretch. For each species were mounted four replicas of litter-bags, which were incubated in each stretch of the stream during the rainy season and collected at 0, 7, 14, 30, 60, 90, 120 days. Physical and chemical variables of water each section of the creek were measured in the field. The decomposition coefficients were calculated from the model of negative exponential decay. The total microbial biomass and fungi were estimated by the concentration of ATP and ergosterol in leaf litter, respectively. The chemical composition of the detritus was assessed by concentrations of polyphenols, lignin and cellulose. The results show that environmental variables such as temperature and turbidity were significantly higher in Dam and Post-Dam stretch, while the water velocity was higher in the Reference stretch. The mass loss of leaf litter differed significantly between stretches of the stream, where the weight loss was greater in the Reference stretch, when compared to other stretches. The decomposition coefficients were higher for *Maprounea guianensis* in the Reference stretch ($k = 0.016 \text{ d}^{-1}$), where in 120 days of incubation recorded only 5% of the remaining mass. While other species had lower coefficients of decomposition (*Protium heptaphyllum*, *Copaifera langsdorffii* and *Calophyllum brasiliense*), as demonstrated for *C. langsdorffii* and *P. heptaphyllum* ($k = 0.005 \text{ d}^{-1}$) in the Post-dam stretch, and *C. brasiliense* the Dam stretch ($k = 0.003 \text{ d}^{-1}$), who in 120 days of incubation also recorded 78% of the remaining mass. These results corroborate data from concentrations of ATP and ergosterol, indicating less microbial biomass in impacted stretches (Dam and Post-Dam). The chemical composition of leaf detritus corroborate patterns in direct decomposition coefficients of different species. Just as significant changes in physical variables of water (velocity, temperature and turbidity) between stretches of the stream have effects on the microbial community and consequently the loss of mass of detritus. After all, results confirmed patterns already suggested that the damming of rivers can have serious ecological consequences harmful to lotic ecosystem, arising from significant changes in environmental variables, having a negative effect on the functioning of the ecosystem of rivers and streams.

Keywords: riparian zone, damming, anthropogenic effects, hydrology, leaf decomposition.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribuição das savanas brasileiras (Cerrados) (Oliveira Filho & Ratter (2009)	14
Figura 2. Esquema conceitual de uma zona ripária (Lima & Zaika, 2009)	16
Figura 3. Sequência da decomposição de detritos foliares no ecossistema aquático lótico (Gessner, 1999)	17
Figura 4. Esquema demonstrativo de alterações ambientais decorrentes do represamento de riachos (modificada de Poff & Hart, 2002)	20
Figura 5. Mapa da área de estudo, microbacia hidrográfica do Lago Paranoá – DF, destaque para o riacho de 4ª ordem no Ribeirão Gama, localizado na APA Gama Cabeça de Veado – Fazenda. As setas indicam os trechos estudados (Referência, Represa e Pós-represa	25
Figura 6. Localização dos trechos do estudo no riacho de 4ª ordem no Ribeirão do gama (Fazenda Água Limpa – APA Gama Cabeça de Veado - DF): a. trecho Referência; b. trecho Represa; c. trecho Pós-represa	26
Figura 7. Redes de coleta dos detritos foliares em mata de galeria de referência	28
Figura 8. Desenho experimental de como os <i>litter-bags</i> foram incubados nos trechos do riacho (Referência e Pós-represa). A linha preta (seta) indica a distância de aproximadamente 20 metros entre os grupos de amostras	29
Figura 9. Análise de componentes principais para as variáveis físicas e químicas da água, para discriminação dos trechos do riacho	37
Figura 10. Dinâmica de perda de massa entre os trechos do riacho de 4ª ordem do Ribeirão do Gama (Referência, Represa e Pós-represa), em função do tempo de incubação (novembro de 2011 a março de 2012). (A) <i>Maprounea guianensis</i> ; (B) <i>Protium heptaphyllum</i> , (C) <i>Copaifera langsdorffii</i> , (D) <i>Calophyllum brasiliense</i> . A linha vermelha indica 50% de massa remanescente. As barras indicam o erro padrão da média em cada tempo amostral	39
Figura 11. Dinâmica de perda de polifenóis totais em função do tempo de incubação entre os trechos do riacho de 4ª ordem no Ribeirão do Gama (Referência, Represa e Pós-represa). (A) <i>Maprounea guianensis</i> ; (B) <i>Protium heptaphyllum</i> ; (C) <i>Copaifera</i>	

langsdorffii; (D) *Calophyllum brasiliense*. As barras indicam erro padrão da média de cada tempo amostral analisado 42

Figura 12. Dinâmica da perda de celulose em função do tempo de incubação nos trechos do riacho de 4ª ordem no Ribeirão do Gama (Referência, Represa e Pós-represa). (A) *Maprounea guianensis*; (B) *Protium heptaphyllum*; (C) *Copaifera langsdorffii*; (D) *Calophyllum brasiliense*. As barras indicam o erro padrão das médias de cada tempo amostral analisado 43

Figura 13. Dinâmica da perda de lignina em função do tempo de incubação nos trechos do riacho de 4ª ordem no Ribeirão do Gama (Referência, Represa e Pós-represa). (A) *Maprounea guianensis*; (B) *Protium heptaphyllum*; (C) *Copaifera langsdorffii*; (D) *Calophyllum brasiliense*. As barras indicam o erro padrão das médias de cada tempo amostral analisado 45

Figura 14. Variação temporal da concentração de ATP (média e erro padrão) nos trechos do riacho de 4ª ordem no Ribeirão do Gama (Referência, Represa e Pós-represa). (A) *Maprounea guianensis*; (B) *Protium heptaphyllum*; (C) *Copaifera langsdorffii*; (D) *Calophyllum brasiliense*. As barras indicam o erro padrão de cada tempo amostral 46

Figura 15. Variação temporal da concentração de Ergosterol (média e erro padrão) nos trechos do riacho de 4ª ordem no Ribeirão do Gama (Referência, Represa e Pós-represa). (A) *Maprounea guianensis*; (B) *Protium heptaphyllum*; (C) *Copaifera langsdorffii*; (D) *Calophyllum brasiliense*. As barras indicam o erro padrão de cada tempo amostral 48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização de espécies arbóreas da vegetação ripária, utilizadas no experimento de decomposição dos detritos foliares (Silva Junior & Pereira, 2009)	30
Tabela 2. Caracterização da qualidade da água nos trechos do riacho Ribeirão do Gama. Valores médios e erro padrão. * diferença significativa entre valores	36
Tabela 3. Tipos granulométricos registrados nos trechos do riacho Ribeirão do Gama	38
Tabela 4. Coeficientes de decomposição (k) estimados para as espécies de detritos foliares nos trechos do riacho	40
Tabela 5. Valores de Dureza Foliar Inicial para cada espécie de detrito foliar	40
Tabela 6. Modelos lineares generalizados para avaliar se a perda de massa, comunidade microbiana e as características químicas dos detritos variam entre os trechos do riacho, em função do tempo de incubação	49
Tabela 7. Modelos lineares generalizados para avaliar se a perda de massa, a comunidade microbiana e as características químicas dos detritos variam entre as espécies estudadas, em função do tempo de incubação no trecho Referência	50
Tabela 8. Modelos lineares generalizados para avaliar se a perda de massa, a comunidade microbiana e as características químicas dos detritos variam entre as espécies estudadas, em função do tempo de incubação, no trecho Represa	51
Tabela 9. Modelos lineares generalizados para avaliar se a perda de massa, a comunidade microbiana e as características químicas dos detritos variam entre as espécies estudadas, em função do tempo de incubação, no trecho Pós-represa	52

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. HIPÓTESE	22
3. OBJETIVOS	22
4. METODOLOGIA	23
4.1. Área de Estudo	23
4.2. Desenho Experimental	27
4.3. ANÁLISES DE LABORATÓRIO	31
4.3.1. Processamento das amostras	31
4.3.2. Coeficientes de Decomposição	32
4.3.3. Qualidade dos detritos foliares	32
4.3.4. Biomassa da comunidade microbiana total (ATP)	33
4.3.5. Concentração de Ergosterol	34
5. ANÁLISES ESTATÍSTICAS	34
6. RESULTADOS	36
6.1. Caracterização Ambiental do Riacho de 4ª ordem do Ribeirão do Gama ...	36
6.2. Perda de massa dos detritos foliares	38
6.3. Qualidade dos detritos foliares	40
6.3.1. Dureza Foliar Inicial média	40
6.3.2. Polifenóis totais	40
6.3.3. Proporções de Lignina e Celulose	42
6.4. Biomassa da comunidade microbiana total (ATP)	45
6.5. Concentração de Ergosterol	47
7. DISCUSSÃO	53
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS	64
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65

1. INTRODUÇÃO

O Cerrado Brasileiro é caracterizado como a vegetação de savana brasileira, representado por cerca de 22% do território nacional, localizado na região central do Brasil (Figura 1), sendo considerado o segundo maior bioma da América do Sul (Da Silva & Bates, 2002). Situado acima de 20° de latitude e com altitude chegando até 1800 m. Este bioma é a região de savana mais úmida do mundo, marcada por uma forte estação seca no inverno e registra temperaturas médias anuais de 18-28°C (Ratter *et al.*, 1997). A sua vegetação nativa ainda cobre 60,42% do território Brasileiro, sendo 11.000 espécies vegetais, onde 4.400 são endêmicas (Medeiros, 2011; Myers *et al.*, 2000). A riqueza em formações vegetais é determinada pela diversidade de habitats, heterogeneidade espacial, classificando o Cerrado como a savana mais rica do mundo (Dantas & Batalha, 2011; Libano & Felfili, 2006). A diversidade de formas vegetacionais encontradas inclui habitats característicos do Cerrado, com fisionomias savânicas representadas por sua típica vegetação composta por troncos tortuosos, baixo porte, ramos retorcidos, cascas espessas e folhas grossas (Batalha, 2011). Além da sazonalidade climática e eventos de fogo, os solos são também determinantes da composição e estrutura destas formações vegetais, que comumente ocorrem em solos bem drenados, ácidos e com baixa disponibilidade de nutrientes (alta concentrações de alumínio), o que os caracteriza em baixa fertilidade (Pinheiro & Monteiro, 2010; Klinger & Jacomine, 2009). Entretanto, diversidade e endemismo aliados a explorações desordenadas por recursos destaca o bioma entre os 25 *hotspot da biodiversidade* em todo o mundo (Rangel *et al.*, 2007; Diniz-Filho *et al.*, 2005).

O Cerrado Brasileiro representa importante fonte de recursos naturais para sobrevivência e preservação cultural e material de seus habitantes, comunidades

tradicionais e indígenas (Ratter *et al.*, 1997). Porém, ocupações humanas desordenadas associadas às atividades socioeconômicas têm sido frequentes e ameaçam a biodiversidade deste bioma (Moraes *et al.*, 2009; Marris, 2005; Pompeu *et al.*, 2005; Iawata *et al.*, 2003). Dentre as principais atividades destacam-se a agricultura e pecuária (Tundisi & Tundisi, 2010; Davies *et al.*, 2008; Malmqvist & Rundle, 2002), as quais desencadeiam impactos como: a sobre-exploração de recursos, desflorestamento, poluição, abstração de água, assoreamentos e alterações na conectividade ripária (Boyero *et al.*, 2012; Figueiredo *et al.*, 2010; Marchesan *et al.*, 2009; Ramirez *et al.*, 2008; Minella *et al.*, 2007; Baldy *et al.*, 2007; Graça *et al.*, 2002; Albarino & Balseiro, 2002).

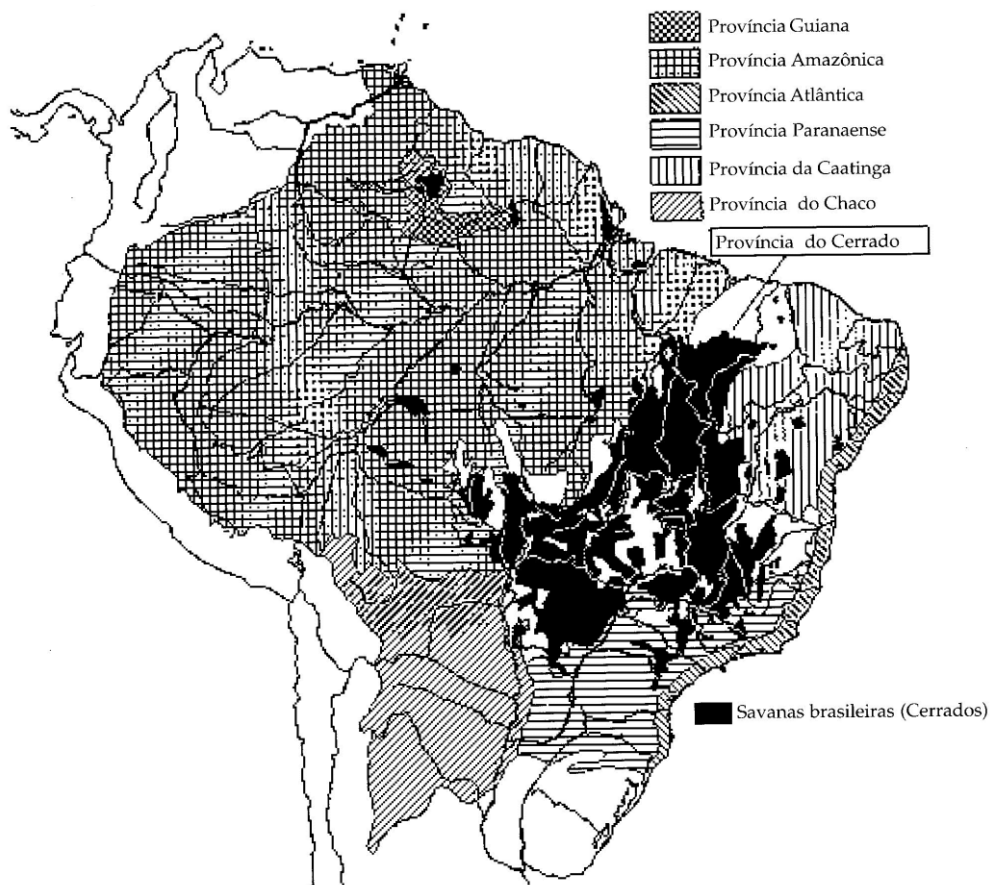


Figura 1. Distribuição das savanas brasileiras (Cerrados) (Oliveira Filho & Ratter (2009).

O bioma é caracterizado como o berço das águas, abrigando nascentes das bacias Amazônica, do Paraná e São Francisco, onde as vegetações ripárias são responsáveis pela proteção dos cursos d'água (Medeiros, 2011; Rodrigues e Nave, 2009; Carvalho *et al.*, 2005). Dentre as diversas formações vegetais no Cerrado se destacam as florestas ou vegetações ripárias, que representam pouco mais de 5% da área do bioma, porém comportam mais de 30% das suas espécies vasculares, o que ressalta a importância desta paisagem para o Cerrado (Ribeiro, 2009). Constituindo as “*zonas ripárias*”, a vegetação ripária é caracterizada pelas matas de galeria (assim como, as matas ciliares e florestas marginais), que são definidas como a formação florística de um bioma que margeia os ecossistemas aquáticos (rios e riachos) (Tundisi & Tundisi, 2010; Ab'Sáber, 2009). Zonas ripárias representam áreas de transição entre ecossistema terrestre e aquático, influenciadas por clima, geomorfologia e condições de solo (Callisto *et al.*, 2012; Naiman *et al.*, 2008). Formações ripárias ocorrem em solos bem drenados ou estacionalmente inundáveis, com características distintas através do gradiente de umidade e influência fluvial, definindo terrenos mais encharcados até áreas mais secas (Batalha, 2011; Carvalho & Uieda, 2010; Davies *et al.*, 2008; Resende *et al.*, 2003). As florestas ripárias se caracterizam pela interface com diversos tipos de vegetação, incluindo florestas tropicais úmidas, mesófitas e cerrado, que resulta em flora heterogênea com forte expressão do componente arbóreo, distribuindo-se em microsítios determinados por umidade e luz (Barrela *et al.*, 2009; Oliveira & Felfili, 2008; Braga & Resende, 2007; Oliveira & Felfili, 2005; Felfili, 1997). Comumente, a vegetação ripária apresenta fitofisionomia de florestas decídua ou semi-decídua (Batalha, 2011; Leite, 2001).

As zonas ripárias são responsáveis pela integridade das bacias hidrográficas, pois estabelecem funções hidrológicas importantes na sua manutenção, contribuindo

para o aumento do volume de água do riacho, regulando a quantidade, armazenamento e vazão da água mesmo em períodos de secas, estabilização das margens, além da manutenção da qualidade da água (zona tampão) (Salemi *et al.*, 2012; Ab'Saber, 2009; Begon, 2007; Rassam *et al.*, 2006; Sanz & Jalón, 2005). Apesar de sua importância, ainda existem poucas de pesquisas com objetivo de determinar a largura mínima da vegetação ripária necessária para a manutenção da qualidade da água dos riachos. No entanto, alguns autores indicam que a largura recomendada para garantir sua função filtradora seria de 30 metros (Lima & Zakia, 2010), contradizendo as propostas do novo Código Florestal Brasileiro. Diante das informações, existe uma clara interdependência entre riachos e florestas ripárias, associado ao fluxo de energia através da dinâmica e aporte alóctone de matéria orgânica vegetal e fornecimento de nutrientes para toda biota aquática (Figura 2) (Callisto *et al.*, 2012; Allan & Castilho, 2007; Wantzen *et al.*, 2008; Tank *et al.*, 2010).

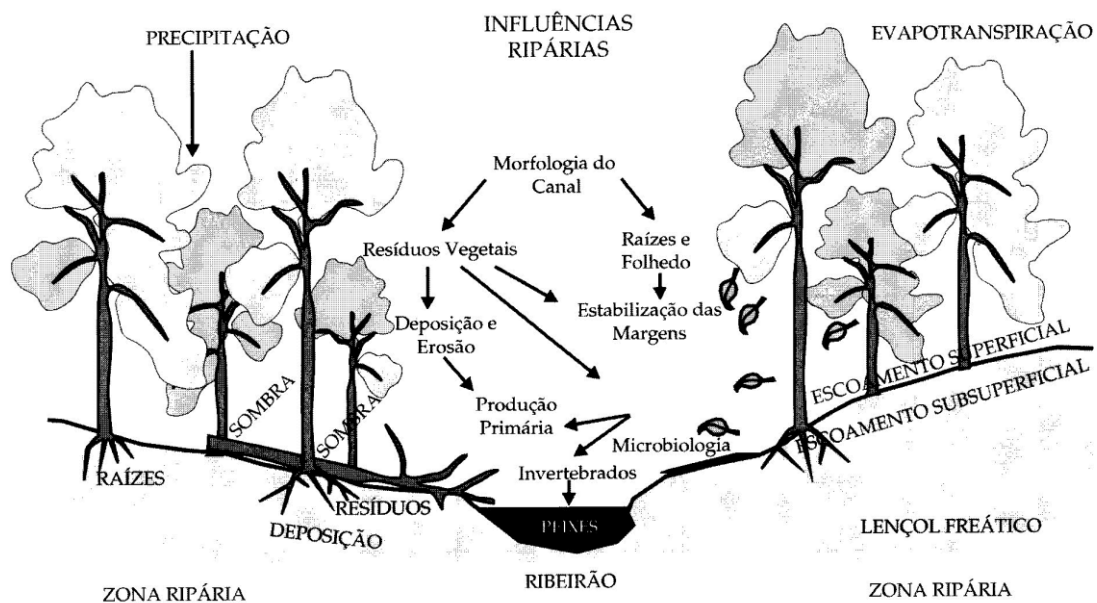


Figura 2. Esquema conceitual de uma zona ripária (Lima & Zaika, 2009).

Em riachos onde a vegetação ripária é bem desenvolvida e cobre toda extensão do corpo d'água, a redução significativa da entrada de luz solar (produção primária), torna a decomposição de detritos vegetais alóctones como principal fonte de energia para o metabolismo desses ecossistemas (Gonçalves *et al.*, no prelo; Allan & Castillo, 2007; Gonçalves *et al.*, 2006b). Este processo é responsável pelo fluxo de energia e reciclagem de nutrientes nos riachos. De maneira, que a maior parte da produtividade deste ecossistema se origina da decomposição de detritos vegetais, representada pela incorporação da matéria foliar através da produção secundária da comunidade decompositora na cadeia detritívora (Gonçalves *et al.*, 2012; Vogel *et al.*, 2009; Graça & Canhoto, 2006; Gonçalves *et al.*, 2006; Bärlocher, 2005). Segundo Gessner (1999) a decomposição em riachos ocorre através de uma sucessão de etapas: 1) Lixiviação: liberação de solutos ou matéria orgânica dissolvida (DOM), através da perda de massa física; 2) Condicionamento: acumulação e atividade da biomassa microbiana de alto valor nutritivo; 3) Fragmentação: ocorre a partir da abrasão e estresse físico exercido pelo fluxo da água e a atividade biológica, como ação de invertebrados aquáticos (Figura 3). Apesar das diferenças, temporalmente estas etapas podem ocorrer simultaneamente (Gimenes *et al.*, 2010).

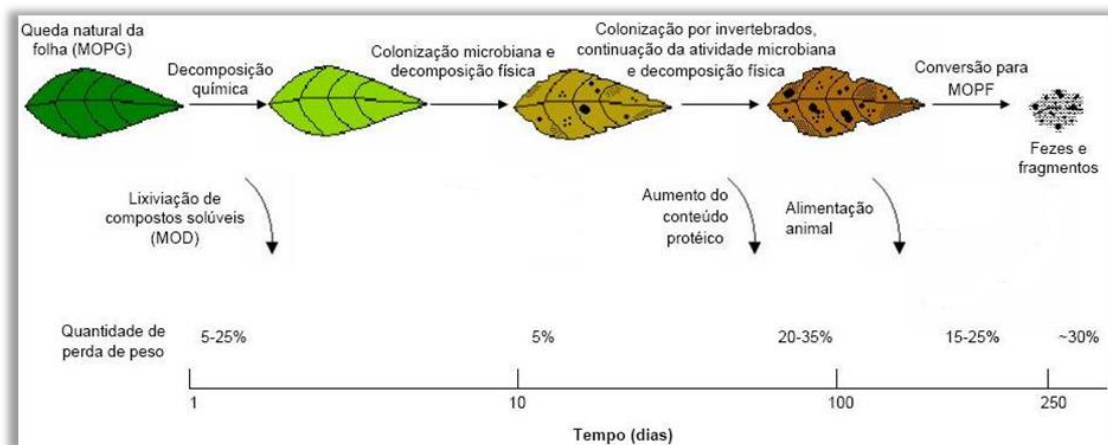


Figura 3. Sequência da decomposição de detritos foliares no ecossistema aquático lótico (Allan & Castillo, 2007).

Os fatores abióticos podem ser considerados controladores do processo de decomposição, dentre eles: fatores físicos (p.ex. temperatura, pluviosidade; turbidez; velocidade da água; Fonseca *et al.*, 2012), químicos da água (p.ex. oxigênio dissolvido; pH, alcalinidade, condutividade elétrica e nutrientes da água; Abelho *et al.*, 2010; Sridhar *et al.*, 2009; Wantzen *et al.*, 2008; Gonçalves *et al.*, 2007; Barlocher, 2005) e composição química do detrito, que se refere à qualidade do detrito (p.ex. polifenóis, taninos, lignina e celulose; Ewers *et al.*, 2012; Jabiol & Chauvet, 2012; Hisabae *et al.*, 2011; Kominosk *et al.*, 2009; Leroy & Marks, 2006; Lecerf *et al.*, 2005).

A comunidade microbiana tem papel vital no funcionamento de ecossistemas aquáticos, através da transformação de detritos vegetais em energia para a teia trófica, e mineralização dos nutrientes (Solé *et al.*, 2008; Ribbelett *et al.*, 2005; Gessner & Newell, 2002). Maior importância e participação dos fungos são conhecidas, porém, pouco se conhece sobre a participação de bactérias ou protozoários no processo (Wright & Covich, 2005; Gessner *et al.*, 2003). Apesar disso, alguns estudos demonstram o envolvimento de outros microorganismos, como as bactérias e protozoários no processamento destes detritos, sugerindo que ambos são importantes (Frossard *et al.*, 2012; Das *et al.*, 2011; Suberkropp *et al.*, 1993). A comunidade de fungos aquáticos, principalmente representado pelo grupo de hifomicetos, tem papel chave na decomposição foliar, pois são capazes de promover a perda de massa do detrito através de sua ação enzimática, que degrada compostos estruturais recalcitrantes (Lecerf & Chauvet, 2008; Gessner, 1999; Gessner & Chauvet, 1993). A incorporação da biomassa fúngica é responsável pela conversão de matéria orgânica em CO₂, além do aumento da palatabilidade, favorecendo a colonização dos invertebrados aquáticos, que se alimentam do tecido foliar e dos micélios dos fungos (Webster *et al.*, 2009; Sridhar & Barlocher, 2000).

Considerando a comunidade de invertebrados aquáticos, os fragmentadores são os detritívoros mais importantes na decomposição (Landeiro *et al.*, 2010; Allan & Castillo, 2007;). Nos trópicos, fragmentadores tem menor abundância e diversidade (Ligeiro *et al.*, 2010; Gonçalves *et al.*, 2006), provavelmente devido à limitações de fatores ambientais e baixa qualidade de detritos, bem como por dificuldades de identificação das guildas tróficas e/ou pela carência de estudos que demonstrem sua importância (Boyero *et al.*, 2012; Boyero *et al.*, 2011; Gonçalves, *et al.*, 2010; Moretti & Loyola, 2009; Wantzen *et al.*, 2008; Gonçalves *et al.*, 2007).

Alguns estudos no mundo vêm utilizando a decomposição foliar como ferramenta funcional para avaliar os efeitos de impactos antrópicos, dentre eles destacamos: desflorestamento (Mckie & Malmqvist, 2009), poluição (Colas *et al.*, 2012; Lecerf and Chauvet, 2008; Bergfur *et al.*, 2007; Gulis *et al.*, 2006), urbanização (Imberger *et al.*, 2010; Moulton & Magalhães, 2003), pecuária (Encalada *et al.*, 2010), práticas de agricultura (Feio *et al.*, 2010; Young and Collier, 2009; Piscart *et al.*, 2009; Mesquita *et al.*, 2007;) e geração de energia (Muelhbauer, *et al.*, 2007). Tais impactos podem ser detectados por alterações nos coeficientes de decomposição foliar, assim como na comunidade microbiana decompositora e invertebrados detritívoros nos riachos (Baldy *et al.*, 2012; Gessner & Chauvet, 2002). Dessa maneira, este processo funcional se torna uma importante ferramenta para avaliar o estado de “saúde” de um ambiente aquático (Niyogi *et al.*, 2013; Encalada *et al.*, 2010; Lecerf & Richardson, 2010; Young & Collier, 2009).

Bacias hidrográficas e seus afluentes são regidos por padrões hidrológicos e geomorfológicos, caracterizando o regime de fluxo de um rio, onde a água se movimenta através de um canal, refletindo condições naturais e climáticas, o que confere complexidade a ecossistemas fluviais (Montenegro & Ragab, 2010; Graf, 2006;

Sanz & Jalón, 2005; Yang & Kane, 2003). Tais padrões hidrológicos são importantes para a manutenção da qualidade da água e funcionamento de ecossistemas lóticos (Gilvear *et al.*, 2002). Dentre os principais impactos em zonas ripárias, a construção de barragens/reservatórios em ecossistemas lóticos destaca-se devido à necessidade como fonte para o abastecimento de água, irrigação e produção de energia (Soares *et al.*, 2008; Anderson *et al.*, 2006;), que tem impactos inicialmente observados, como o desflorestamento, fragmentação do habitat, perda de conectividade ripária, redução da flora e assoreamento (Asaeda & Rashid, 2012; Carvalho & Uieda, 2010; Figueiredo *et al.*, 2010; Ramírez *et al.*, 2008; Cunha *et al.*, 2004; Goulart & Callisto, 2003). Segundo Poff & Hart, (2002), represas são prejudiciais aos ecossistemas lóticos, onde os efeitos antrópicos (ambientais) são diversos como: alteração do fluxo da água e sedimento a jusante, modificando ciclos biogeoquímicos bem como a estrutura e dinâmica de habitats aquáticos e ripários; alteração da temperatura da água, o que influencia a bioenergética de organismos e taxas vitais; criação de barreiras entre movimento montante e jusante de organismos e nutrientes, o que impede a troca biótica (Figura 4).

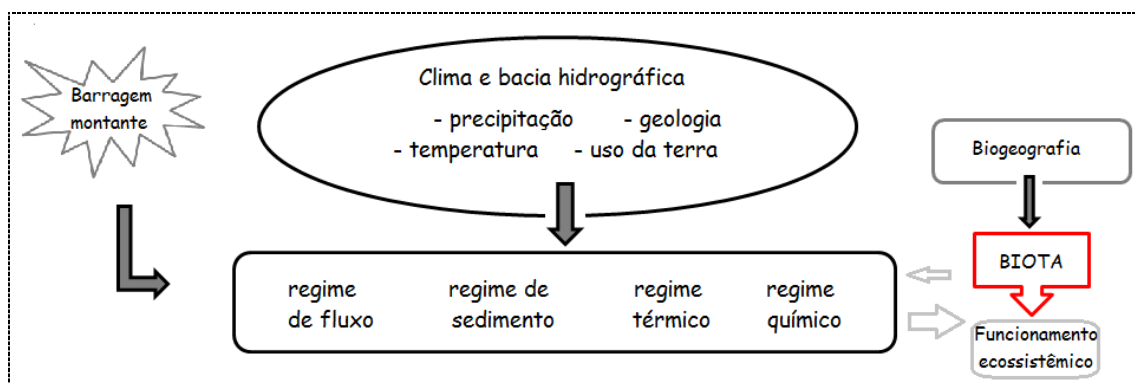


Figura 4. Esquema demonstrativo de alterações ambientais decorrentes do represamento de riachos (modificada de Poff & Hart, 2002).

Afinal, padrões hidrológicos e geomorfológicos das zonas ripárias podem ser significativamente alterados devido a efeitos antrópicos do represamento de ecossistemas aquáticos lóticos (Warburton *et al.*, 2012; Tealdi *et al.*, 2011; Rocha *et al.*, 2001). Alterações ecológicas partem do rompimento do *continuum longitudinal* do sistema (Brandimarte *et al.*, 2008; Vanotte *et al.*, 1980), inicialmente, observadas sobre fatores abióticos do sistema, como: velocidade da água, temperatura, turbidez, transporte de materiais orgânicos e sedimentos, pH, condutividade elétrica, concentração de nutrientes e oxigênio dissolvido (Khoi & Suetsugi, 2012; Rangel-Peraza *et al.*, 2012; Soares *et al.*, 2008; Gilvear *et al.*, 2002). Que conseqüentemente tem efeitos significativos sobre a estrutura da biota aquática e processos ecossistêmicos, como a produtividade primária e a decomposição (Mcintosh *et al.*, 2008; Anderson *et al.*, 2006a; Anderson *et al.*, 2006b).

Diante deste cenário de impactos e efeitos antrópicos, alguns estudos em regiões temperadas vêm garantindo esforços para avaliar os efeitos de barragens e represamentos de riachos sobre a decomposição foliar, associados a mudanças em fatores bióticos e abióticos (Menendez *et al.*, 2012; Mendoza-Letter *et al.*, 2012; Casas *et al.*, 2000; Pomeroy *et al.*, 2000). Contudo, existe ainda uma carência de pesquisas com intuito de avaliar os efeitos antrópicos e hidrológicos decorrentes do represamento sobre o processo funcional em regiões tropicais. Como no caso do Brasil, visto a crescente exploração desordenada aos recursos hídricos e suas recorrentes ameaças à biodiversidade e funcionamento das zonas ripárias brasileiras.

2. HIPÓTESE

A decomposição foliar é alterada do seu estado natural após o represamento de um riacho, cujos efeitos antrópicos na hidrologia e zona ripária reduzem as taxas de decomposição de detritos foliares, devido à influência sobre a comunidade decompositora.

3. OBJETIVOS

- 1- Avaliar os efeitos antrópicos decorrentes do represamento de um riacho do Cerrado sobre a decomposição de quatro espécies de detritos foliares (*Maprounea guianensis*, *Protium heptaphyllum*, *Copaifera langsdorffii* e *Calophyllum brasiliensis*).
- 2- Analisar a composição química destes detritos foliares durante a decomposição.
- 3- Estudar as alterações na colonização da comunidade microbiana, através das estimativas de concentrações de ATP e Ergosterol nos detritos foliares.

4. METODOLOGIA

4.1. Área de Estudo

O presente trabalho foi desenvolvido no riacho Ribeirão do Gama (4ª ordem), localizado na Fazenda Água Limpa (APA Gama Cabeça de Veado), situada a 15°56' - 15°59' S e 47°55' - 47°58' W, no Distrito Federal, cerca de 20 km ao sul da cidade de Brasília (Figura 5). A APA Gama Cabeça do Veado foi criada pelo Decreto nº 9417 de 21 de abril de 1986 pelo Governo do Distrito Federal, tendo como um dos principais objetivos a proteção das cabeceiras dos cursos d'água (recursos hídricos) e das fitofisionomias do Cerrado que integra a bacia hidrográfica do rio Paranoá, que drena aproximadamente 3.634Km² do território do DF (Libano & Felfili, 2006). Esta área possui cerca de 25.000 ha, compreendendo os mais diversos usos (urbano, rural, preservação e experimentação), com destaque para as áreas de pesquisa como as maiores áreas de preservação ecológica: Fazenda Água Limpa (FAL), Reserva Ecológica do IBGE (RECOR) e a Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília (EEJBB). A APA Gama Cabeça de Veado é uma valiosa reserva natural do Bioma Cerrado e é considerada Área de Relevante Interesse Ecológico (Arie). Nas áreas de cabeceira existem importantes vegetações ripárias do DF. Esta vegetação que margeia os pequenos cursos d'água é refúgio de animais, corredor de biodiversidade e ainda resguarda a qualidade e vazão das águas (Moura, 2008).

O Ribeirão do Gama é um dos afluentes do braço sul que drenam para o Lago Paranoá e possui uma extensão de 20,76 km em que sua bacia abrange uma área de 14.472,4 ha, com perímetro de 58,2 km. Este riacho nasce na Área de Proteção de Manancial do Catetinho, marcando a divisa entre a Fazenda Água Limpa da Universidade de Brasília e o Setor de Mansões Park Way (Q17), seguindo pelo Núcleo

Hortícola de Vargem Bonita, onde sofre com a degradação antrópica (Moura, 2008; Felfili & Santos, 2004).

O Ribeirão do Gama é foco de um grave problema ambiental ocasionado, sobretudo, pela construção Represa Ribeirão do Gama nos anos de 1960. Este represamento foi destinado principalmente ao abastecimento e irrigação do Núcleo Rural Vargem Bonita - DF. Além disso, o desflorestamento em torno das margens do riacho ampliaram os impactos decorrentes do desenvolvimento e crescimento desordenado de população urbana, levando a construções irregulares, impermeabilização do solo e aumento da erosão das margens. Assim, a Represa Ribeirão do Gama sofre um risco de assoreamento total, pois sua vazão encontra-se prejudicada pelo acúmulo de sedimento (Oliveira, 2010; Moura, 2008).

No riacho de 4ª ordem do Ribeirão do Gama foram selecionados três trechos. Estes trechos foram selecionados para avaliar o impacto do represamento deste riacho sobre a decomposição: Referência (15°56'57.1"S-47°57'43.5"O); Represa (15°56'39.9"S-47°56'57.8"O); Pós-Represa (15°56'33.1"S-47°56'45.8"O) (Figura 6). No trecho Referência (a) a vegetação ripária natural apresenta dossel fechado e água transparente ao longo do curso d'água. A Represa (b) pode ser caracterizada como um ambiente semi-lêntico, com vegetação reduzida nas margens, aumento do espelho d'água e profundidade e água com aspecto barrento. O trecho Pós-Represa (c) encontra-se com as margens desmatadas, erodidas e água com aspecto barrento.

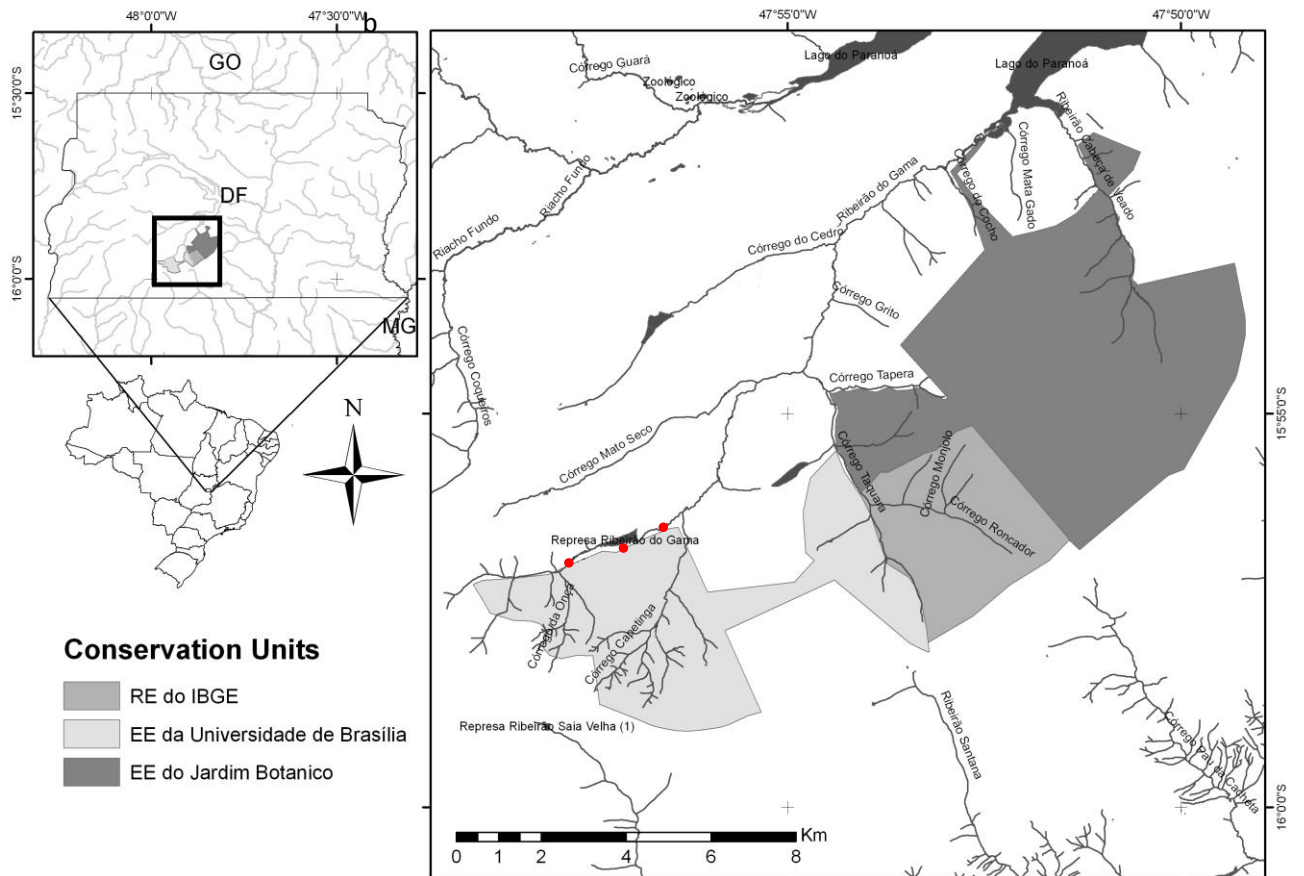


Figura 5. Mapa da área de estudo, microbacia hidrográfica do Lago Paranoá – DF, destaque para o riacho de 4ª ordem no Ribeirão Gama, localizado na Fazenda Água Limpa (APA Gama Cabeça de Veado). Os círculos em vermelho indicam os três trechos de estudo (Referência, Represa e Pós-represa).



Figura 6. Localização dos trechos do estudo no riacho de 4^o ordem no Ribeirão do gama (Fazenda Água Limpa – APA Gama Cabeça de Veado - DF): a. trecho Referencia; b. trecho Represa; c. trecho Pós-represa.

4.2. Desenho Experimental

Os detritos foliares senescentes foram coletados na vegetação ripária de um trecho de referência no Jardim Botânico de Brasília, riacho Cabeça de veado (de julho até setembro de 2011 em intervalos de 10 a 15 dias), através de redes instaladas nas duas margens (cerca de 30 redes no total; Figura 7). Em cada coleta os detritos foram levados ao laboratório para triagem, identificação das espécies, secagem das folhas ao ar e posteriormente armazenadas em caixas. Ao término das coletas foram selecionadas seis espécies com maior abundância. Na sequência, elas foram submetidas à análise de dureza foliar para seleção de quatro espécies com diferentes durezas foliares para utilização no experimento de decomposição. Tais espécies foram: *Maprounea guianensis*, *Protium heptaphyllum*, *Copaifera langsdorffii* e *Calophyllum brasiliense* (Tabela 1).

Para cada espécie foram pesadas aproximadamente 3g de folhas secas ao ar e em seguida colocadas dentro de *litter-bags* (10x10cm) de malha grossa (10-mm). A taxa de decomposição foi estimada pela perda de peso dos detritos foliares através de experimentos com *litter-bags* nas respectivas áreas de estudo por um período de 120 dias (novembro de 2011 a março de 2012), com retiradas parciais após 3, 7, 14, 30, 60, 90, 120 dias (Bärlocher, 2005). Para cada tempo amostral foram definidas quatro réplicas de *litter-bags* para cada espécie de folha e trecho do riacho, totalizando 304 amostras. Sequências de *litter-bags* referentes a cada espécie foram montadas, cada uma com seis sacos referentes aos tempos amostrais. Em cada trecho do riacho estudado foram selecionados quatro pontos (com distância entre eles de cerca de 20 m), com sequências alternadas de cada espécie (Figura 8). Além disso, as sequências foram incubadas paralelamente as margens de cada trecho do riacho, alternado os grupos entre os dois lados da margem, exceto para o trecho Represa, onde os *litter-bags* foram

incubados somente em um lado da margem. Os *litter-bags* foram presos às margens através de cordas amarradas a vegetação e através de vergalhões e pedras sob condições similares as naturais. Amostras de *litter-bags* referentes ao tempo zero foram montadas para correção do manuseio e do transporte ao campo, as quais na data da incubação do experimento foram levadas ao campo e trazidas de volta ao laboratório para processamento das amostras do tempo zero (quatro réplicas para cada espécie).

Durante o período amostral foram coletadas as seguintes variáveis abióticas da água em cada trecho estudado: pH (JENWAY – 3510pH Meter); e condutividade da água (Condutivímetro Microprocessado - Quimis Q405M); oxigênio dissolvido (Digimed – DM-4P); turbidez da água (GLOBAL WATER - FP101 & 201) e velocidade da água (QUIMIS – Q279P), sendo este último apenas para os trechos Referencia e Pós-Represa. O sedimento dos trechos do riacho foi analisado quanto ao seu teor granulométrico segundo a metodologia proposta por Suguio (1973).



Figura 7. Redes de coleta dos detritos foliares em mata de galeria de referência.

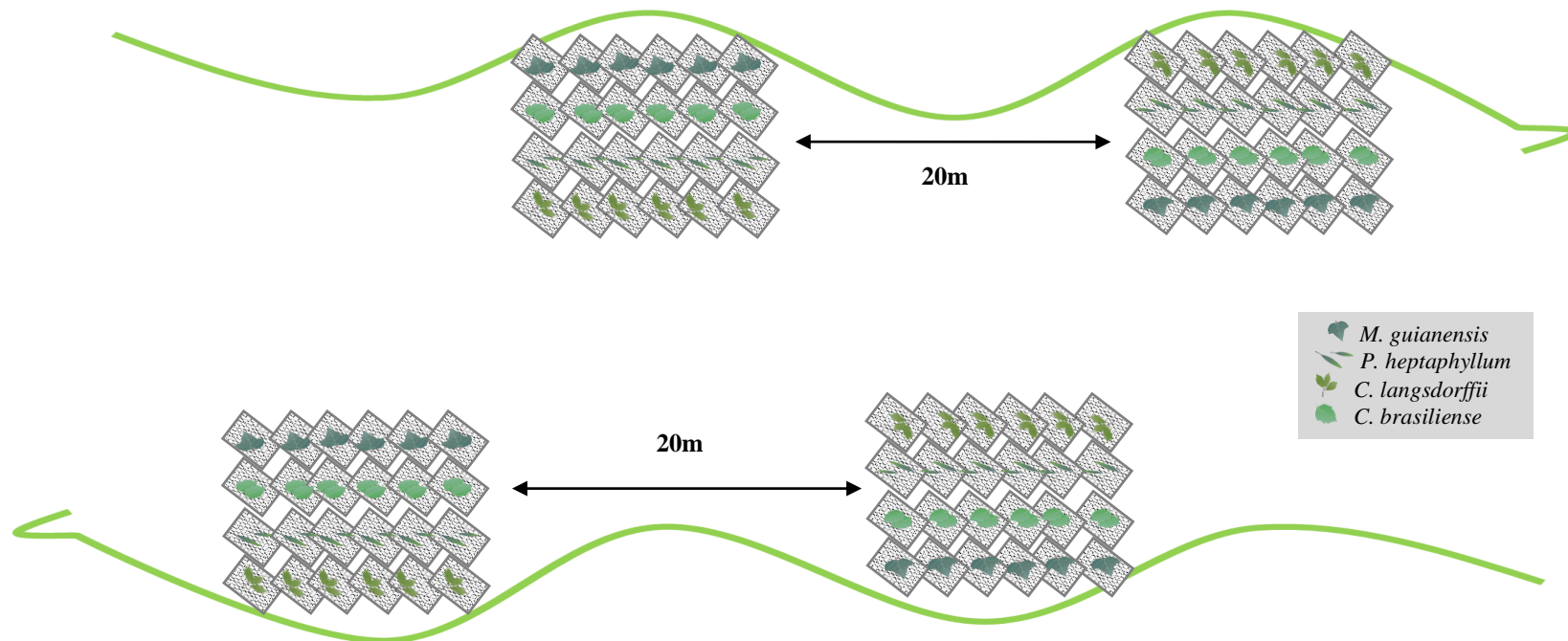






Figura 8. Desenho experimental de como os *litter-bags* foram incubados nos trechos do riacho (Referencia e Pós-represa). A linha preta (seta) indica a distância de aproximadamente 20 metros entre os grupos de amostras.

Tabela 1. Caracterização de espécies arbóreas da vegetação ripária, utilizadas no experimento de decomposição dos detritos foliares (Silva Junior & Pereira, 2009).

Nome científico	<i>Maprounea guianensis</i>	<i>Protium heptaphyllum</i>	<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Calophyllum brasiliense</i>
Nome popular	Cascudinho, Pau-pobre, Milho torrado.	Bréu, Almécega, Pau-de-incenso.	Copaíba, Pau-d'óleo.	Landim, Jacareúba, Guanandi.
Família	Euphorbiaceae	Burseraceae	Fabaceae-Caesalpinioideae	Clusiaceae
Folhas	Simplex; ovadas a elípticas, ápices agudos, bases arredondadas e obtusas, margens inteiras; na face inferior a nervura central é saliente, folhas flexíveis e pendentes, discolors; pilosas ou glabras.	Compostas; alternas, espiraladas; raque glabra ápices agudos e bases assimétricas; folíolos assimétricos, oblongos a elípticos; margens inteiras, nervuras glabras, salientes na face inferior.	Compostas; alternas, dísticas ou espiraladas; ápices obtusos, agudos, arredondados, bases obtusas, agudas e assimétricas; margens inteiras, nervura central saliente em ambas as faces; folíolos coriáceos; discolors; glabros.	Simplex; opostas, cruzadas; elípticas a oblongas; ápices agudos e obtusos e bases agudas, obtusas e arredondadas; margens inteiras e onduladas, nervuras secundárias muito finas e paralelas; folhas coriáceas; discolors, lustrosas na face superior; glabras.
Habitat e Distribuição	Desde a Venezuela e, no Brasil, até o Paraná. No Centro-Oeste ocorre em matas estacionárias e cerradões.	América do Sul. No Brasil Central ocorre nas matas de galeria.	Ocorre em quase todos os estados e, no Centro-Oeste, nas matas de galeria, estacionais, cerradões e cerrado.	América Central até Santa Catarina no Brasil. No Centro-Oeste ocorre nas matas de galeria inundáveis.
Usos	Frutos e sementes alimentam aves e outros animais. A madeira, de cor marrom tem usos regionais. As raízes fornecem corante negro. Tem utilidade para paisagismo, arborização urbana e recuperação de áreas degradadas.	Resina comercial, conhecida como <i>elemi</i> ; as folhas e a casca são úteis como incenso e na medicina regional. Madeira levemente rosada, aromática, comumente usada na construção civil.	Madeira utilizada em marcenaria. Fornece óleo cicatrizante de valor medicinal. Produz verniz e corante amarelo. Planta ornamental e melífera, sendo recomendada para recuperação de áreas degradadas.	Madeira imputrescível, usada em obras submersas. Utilizada para construções de canoas, marcenaria e papel. Os frutos alimentam a fauna além de produzirem óleo industrial. Árvore tanífera e melífera. Chá das folhas utilizado na medicina popular. Usada na recuperação de matas de galeria.
Etimologia	Maprounea: homenagem à tribo indígena Maprouan do Norte da Amazônia. Guianensis: natural das Guianas. O nome popular Cascudinho refere-se ao aspecto áspero da casca	Protium: nome javanês. Heptaphyllum: do grego <i>heptá</i> = sete e <i>phyllum</i> = folha, sete folíolos frequentemente encontrado nas folhas. Planta tem valor cultural para indígenas	Copaifera: latinização de <i>kopa'iwa</i> , do tupi, que produz resina. Langsdorffii: homenagem ao médico e botânico Alemão G.H.von Langsdorf (1774-1852). Pau-d'óleo: refere-se ao óleo medicinal produzido pela madeira	Callophyllum: do grego, <i>Kálos</i> = bonita, vistosa + <i>phyllon</i> = folha bonita. Brasiliense: natural do Brasil. Landi ou Guanandi: do tupi = o que é grudento
Imagens das folhas				

4.3. ANÁLISES DE LABORATÓRIO:

4.3.1. *Processamento das amostras*

Em campo nos respectivos tempos amostrais foi coletada quatro réplicas de cada espécie por cada tempo nos trechos estudados (48 amostras). Cada amostra foi armazenada em sacos plásticos individuais, dentro de caixas térmicas com gelo e levadas para laboratório. Em laboratório cada amostra (*litter-bag*) foi tratada com os seguintes procedimentos: as folhas foram retiradas do *litter-bag* em seguida lavadas com água destilada corrente e suavemente tocadas com os dedos para remoção dos invertebrados associados e sedimento sob uma peneira de 120 µm de abertura de malha. Após a lavagem das folhas, foram selecionadas aleatoriamente cinco folhas de cada amostra, das quais foram retirados através de um furador de rolha (12 mm) três discos de cada folha, formando três conjuntos de cinco discos. Cada conjunto foi utilizado para as seguintes análises: massa seca livre de cinzas (AFDM), concentração de ergosterol (biomassa de fungos) e concentração de ATP (biomassa microbiana total). Os conjuntos de discos para análise de biomassa microbiana (ATP e ergosterol) foram armazenados e congelados para posterior análise.

As folhas (inclusive as que retiramos os discos) foram colocadas em bandejas de alumínio para secagem em estufa a 60°C por 72 horas. A seguir foram pesadas em balança com precisão de 0,1 mg para determinação do peso seco. Após a pesagem as folhas foram trituradas para posterior análise da composição química do detrito.

Para estimar a massa seca livre de cinzas (AFDM) para correção da matéria inorgânica existente no detrito, os discos secos foram colocados em estufa para secagem e pesados (mesmo métodos descritos acima). Após, foram colocados em cadinho de

porcelana (previamente pesados em balança com precisão de 0,1mg) e em seguida incinerados em Mufla a 550°C por 4 horas e após estes foram novamente pesados.

4.3.2. Coeficientes de Decomposição

Os coeficientes de decomposição foram estimados a partir das diferenças de peso dos detritos, de acordo com o modelo exponencial negativo, entre os dados de porcentagem de perda de massa e o tempo. Segundo a equação $W_t = W_0 \cdot e^{-kt}$, onde W_t representa os valores de massa seca após incubação, W_0 é a massa seca inicial, t é o tempo em dias e k é o coeficiente de decomposição (Olson, 1963).

4.3.3. Qualidade dos detritos foliares

4.3.3.1. Dureza Foliar

A dureza foliar das espécies foi medida e estimada através de um penetrômetro padronizado, que permite determinar a pressão necessária para perfurar o tecido foliar (disco foliar com diâmetro de 12mm; Boyero et al., 2011). Foi utilizado um total de dez discos para cada espécie de detrito foliar, anteriormente umidificado com água destilada. Onde foi estimado o peso médio de água necessário para perfurar os discos foliares de cada espécie.

4.3.3.2. Polifenóis totais

Amostras de folhas trituradas foram utilizadas para análise da concentração de polifenóis totais segundo Bärlocher & Graça (2005). Para isso inicialmente foram pesados em balança 100 mg de pó foliar para cada amostra. A concentração de polifenóis totais foi determinada através do método de extração em acetona 70% por 1 hora armazenado em geladeira (4°C). As amostras foram centrifugadas e uma alíquota

do sobrenadante foi retirada para a leitura, realizada em espectrofotômetro (760 nm) proposto por Folin & Ciocalteu (1927).

4.3.3.3. Lignina e Celulose

Os detritos foliares triturados foram utilizados para determinar os conteúdos de fibra, lignina e celulose (Gessner, 2005a). Para iniciar os procedimentos foi pesado 250 mg do pó de detrito para cada amostra. A proporção dos compostos estruturais foi estimada a partir de remoções sucessivas de tais elementos dos detritos, após lavagem em solução de ácido detergente e de ácido sulfúrico a 72%. Os valores foram obtidos a partir de diferenças de peso, após contato das amostras com cada reagente e queima em mufla a 500°C (*overnight*).

4.3.4. Biomassa Total da Comunidade Microbiana (ATP)

A biomassa total da comunidade microbiana foi estimada pela quantificação das concentrações de ATP encontradas nos detritos, a partir da bioluminescência produzida por atividade enzimática, sendo assim um indicativo da biomassa dos microorganismos associados aos detritos, incluindo fungos, bactérias e protozoários (Abelho, 2005). Os procedimentos para análise seguiram as seguintes etapas de extração: os discos foram triturados em solução composta de tampão (HEPES) e ácido e então centrifugados; após, o sobrenadante foi filtrado, o pH neutralizado; e o volume final do extrato foi medido e registrado; o conteúdo de extrato de cada amostra foi colocado em frascos de vidro e congelados para posterior leitura. Para os procedimentos de leitura da concentração de ATP dos extratos em Luminômetro, uma pequena quantidade deste extrato referente a cada amostra foi transferida para tubos na presença de uma enzima catalizadora de ATP (luciferase).

4.3.5. Concentração de Ergosterol

A biomassa de fungos associados aos detritos em decomposição foi estimada a partir da extração de ergosterol, um lipídeo exclusivo presente nas membranas destes microorganismos (Gessner, 2005b). Quanto aos procedimentos da análise foram divididos nas seguintes fases: (1) Extração de lipídeos e Saponificação: discos foram colocados em tubos de vidro específicos e adicionado em cada, solução de metanol mais KOH, e então colocados em banho-maria a 60°C; (2) Purificação do Extrato cru para a fase de extração sólida: fase em que ocorre o condicionamento das colunas de extração, estas colunas SPE são fixadas numa câmara de “*manifold*”; (3) Carreamento do lipídeo na extração na coluna SPE: fase em que os lipídeos extraídos referentes a cada amostra são transferidos para as colunas no “*manifold*”; (4) Lavagem e secagem do sobrenadante na coluna; (5) Eluição do Ergosterol: eluição do extrato (ergosterol) fixado através da adição de isopropanol. A leitura foi realizada por meio de cromatografia líquida de fase reversa (HPLC).

5. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para comparar a perda de massa, concentrações de ATP, concentração de ergosterol, concentração de polifenóis, celulose e lignina entre os três trechos do riacho de estudo foram construídos modelos lineares generalizados (GLM), que considerou os trechos do riacho e cada variável (perda de massa, concentração de ATP, ergosterol, polifenóis, celulose e lignina). Quando a variável diferiu estatisticamente ($p < 0,05$), as diferenças foram determinadas a partir da análise de contraste. Assim como, para comparar a perda de massa, concentração de ATP, ergosterol, polifenóis, celulose e lignina, entre as espécies de detritos foliares em cada trecho do riacho também foi construído um modelo linear generalizado (GLM). Este modelo considera as espécies

em cada trecho do riacho e as variáveis de interesse (perda de massa, concentração de ATP, ergosterol, polifenóis, celulose e lignina). Quando a variável diferiu estatisticamente ($p < 0,05$), as diferenças foram determinadas a partir da análise de contraste. Uma ANOVA (Análise de Variância) foi utilizada para testar a significância dos dados ($p < 0,05$). Todas essas análises foram executadas através do Programa R (R Development Core Team 2005). Para comparar as variáveis físicas e químicas da água (temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, vazão e turbidez) entre os trechos do riacho de estudo foi utilizada uma ANOVA, através do Programa Statistica 7. Além disso, foi utilizada análise de componentes principais (PCA), para determinar a relevância de uma das variáveis físicas e químicas da água, para discriminação das unidades amostrais, referentes aos trechos do riacho.

6. RESULTADOS

6.1. Caracterização Ambiental do Riacho de 4ª ordem no Ribeirão do Gama

Os dados de variáveis físicas e químicas da água aferidos registraram diferença significativa entre os trechos do riacho para turbidez ($p=0,03$; $F=4,19$), temperatura ($p<0,001$; $F=49,10$) e velocidade da água ($p<0,001$; $F=41,65$) (Tabela 2). Os valores de temperatura e turbidez foram maiores nos trechos Represa e Pós-represa. Porém, a maior velocidade da água foi observada no trecho Referência. Quanto aos demais parâmetros ambientais aferidos não foi registrada diferença significativa entre os trechos. A água apresentou um pH neutro, a condutividade elétrica foi baixa e o oxigênio foi elevado. De forma que a análise dos componentes principais (PCA) explicou 58% dos dados e corroborou estes resultados, separando as unidades amostrais referentes a cada trecho. Estas foram agrupadas de acordo com as variáveis ambientais, em que o trecho Referência foi associado à velocidade da água, enquanto os trechos Represa e Pós-represa foram associados à turbidez e temperatura (Figura 9).

Tabela 2. Caracterização da qualidade da água nos trechos do riacho Ribeirão do Gama. Valores médios e erro padrão. * diferença significativa entre valores.

Parâmetros Ambientais	Referência	Represa	Pós-Represa
pH	6,99±0,40	6,88±0,40	7,06±0,41
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6,17±0,32	7,51±0,41	7,69±0,82
Condutividade Elétrica (µs/cm)	11,63±4,22	11,61±1,24	16,84±2,63
Turbidez (NTU) *	9,47±1,98	59,23±16,05	67,05±16,89
Temperatura (°C) *	18,49±0,31	23,17±0,42	23,64±0,37
Velocidade da água (m/s) *	1,39±0,13	0,001±0,001	0,70±0,12

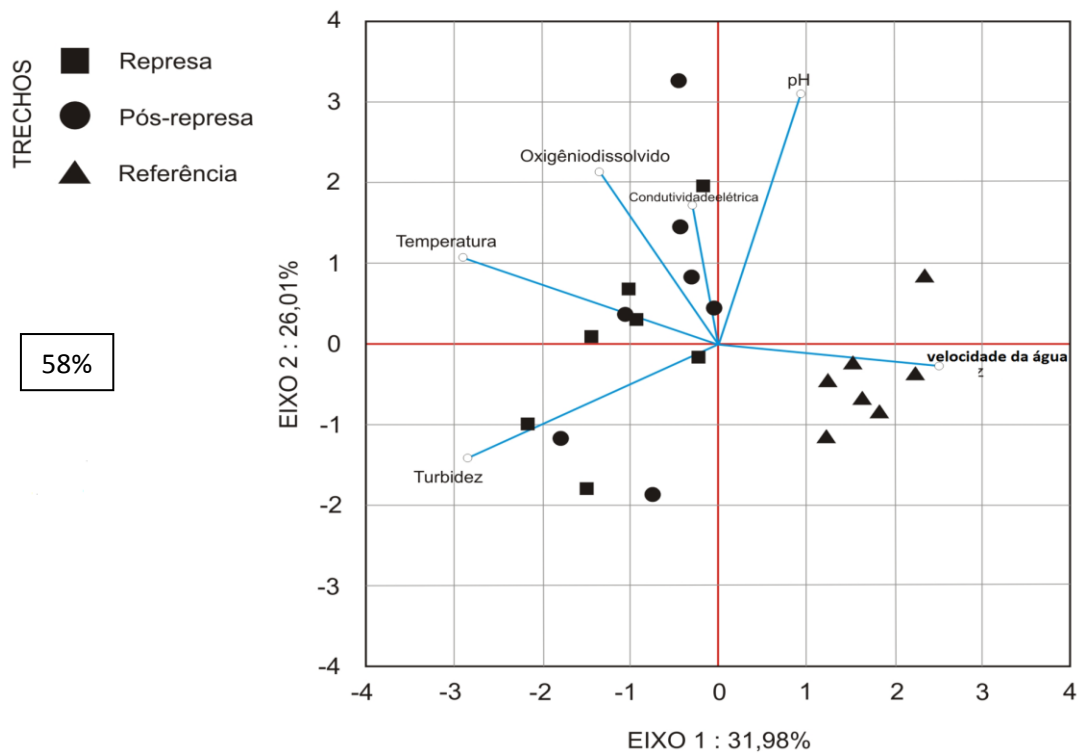


Figura 9. Análise de componentes principais, apontando a relação entre variáveis físicas da água com as unidades amostrais, referentes aos trechos do riacho.

A granulometria entre os trechos de estudo registrou diferenças quanto aos seus tipos de grãos. No trecho Referência, a maior porcentagem dos grãos foi representada por seixos e cascalhos (97,7%). Entretanto, nos trechos Represa e Pós-represa foi registrada maior porcentagem de areia fina, com 31,69% e 32,33%, respectivamente. Com destaque para o trecho Pós-represa, que também registrou maior porcentagem de argila e silte (29,31%), quando comparado ausência deste tipo de grão no trecho Referência (Tabela 3).

Tabela 3. Tipos granulométricos registrados nos trechos do riacho Ribeirão do Gama

Tipos Granulométricos	Referência	Represa	Pós-Represa
Seixos e cascalhos	97,70%	39,33%	6,58%
Areia grossa	1,19%	9,76%	11,88%
Areia média	0,25%	9,35%	17,82%
Areia fina	0,00	31,69%	32,33%
Argila e silte	0,00	8,66%	29,31%

6.2. Perda de massa dos detritos foliares nos trechos do riacho

De maneira geral, os dados de perda de massa dos detritos foliares em função do tempo de incubação mostram diferença significativa entre os trechos do riacho (Tabela 6). O trecho Referência registrou a maior perda de massa entre as espécies de detritos, enquanto que nos trechos Represa e Pós-Represa foi observada perda de massa mais lenta. Resultados demonstram que todas as espécies perderam mais de 50% de sua massa em 120 dias de incubação no trecho Referência. Porém, nos demais trechos apenas *Maprounea guianensis* alcançou em 120 dias perda de mais de 50% de massa (Figura 10). Diferença significativa entre os tempos amostrais de incubação em relação à perda de massa dos detritos também foi registrada (Tabela 6). A perda de massa entre as espécies de detritos foliares em cada trecho estudado foi significativamente diferente (Tabela 7, 8, 9). No trecho Referência e Pós-represa *Maprounea guianensis* diferiu significativamente na perda de massa entre as demais espécies (*Protium heptaphyllum*, *Copaifera langsdorffii* e *Calophyllum brasiliense*). Destacando o trecho Referência, em que *M. guianensis* registrou em 120 dias de incubação apenas 5% de massa remanescente. Enquanto no trecho Pós-represa, esta espécie registrou 30% de massa remanescente no final do experimento. No trecho

Represa, *M. guianensis* diferiu significativamente de *C. langsdorffii*, que diferiu entre as demais espécies (*P. heptaphyllum* e *C. brasiliense*). *M. guianensis* registrou 45% e *C. langsdorffii* registrou 65% de sua massa remanescente em 120 dias. O maior coeficiente de decomposição foi observado para *M. guianensis* no trecho Referência ($k=0,016\text{dia}^{-1}$), enquanto que os menores foram observados para *C. brasiliense* ($k=0,003\text{dia}^{-1}$) e *P. heptaphyllum* ($k=0,004\text{dia}^{-1}$) no trecho Represa, e para *C. langsdorffii* no trecho Pós-represa ($k=0,005\text{dia}^{-1}$) (Tabela 4).

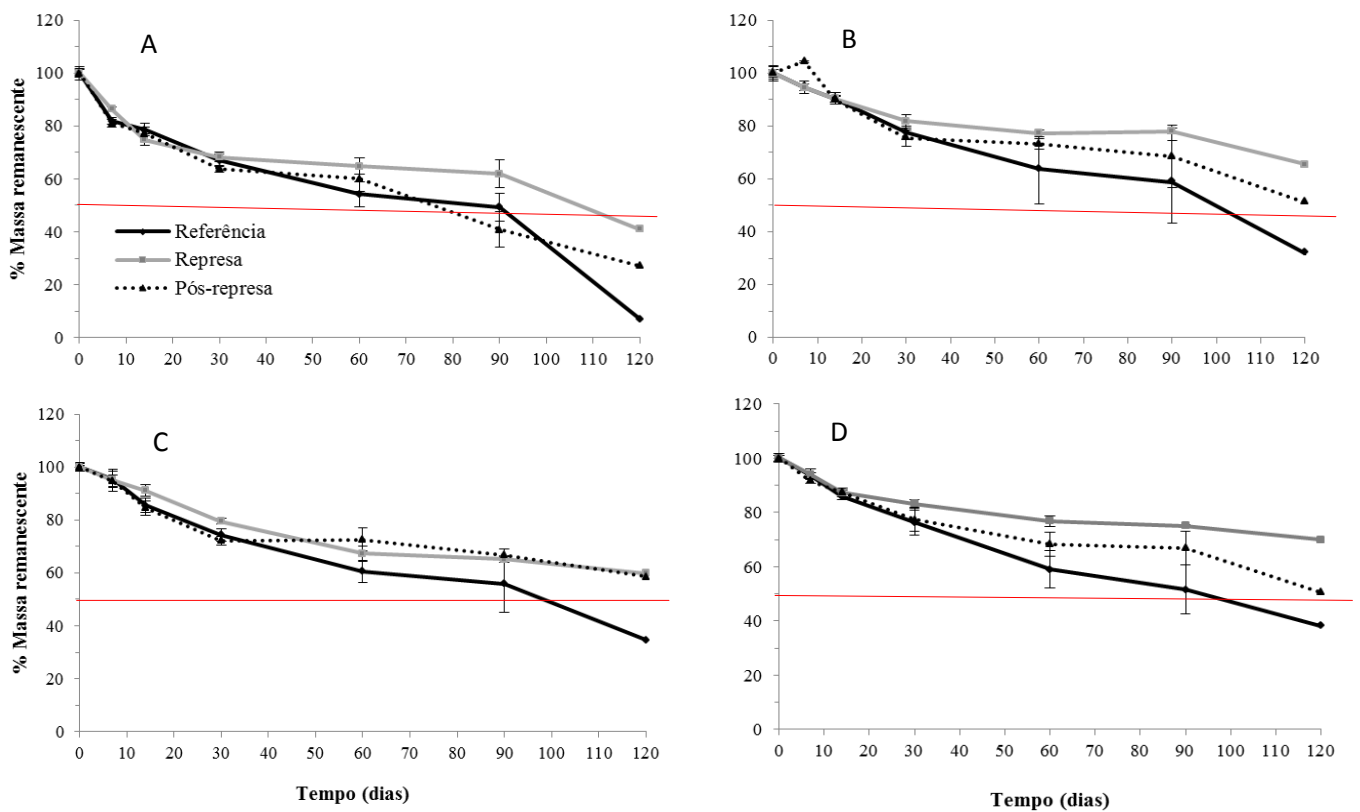


Figura 10. Dinâmica de perda de massa entre os trechos do riacho de 4ª ordem do Ribeirão do Gama (Referência, Represa e Pós-represa), em função do tempo de incubação (novembro de 2011 a março de 2012). (A) *Maprounea guianensis*; (B) *Protium heptaphyllum*, (C) *Copaifera langsdorffii*, (D) *Calophyllum brasiliense*. A linha vermelha indica 50% de massa remanescente. As barras indicam o erro padrão da média em cada tempo amostral.

Tabela 4. Coeficientes de decomposição (k) estimados para as espécies de detritos foliares nos trechos do riacho.

Espécie/Trecho	Referência	Represa	Pós-represa
<i>M. guianensis</i>	$k=0,016\text{dia}^{-1}$	$k=0,007\text{dia}^{-1}$	$k=0,011\text{dia}^{-1}$
<i>P. heptaphyllum</i>	$k=0,008\text{dia}^{-1}$	$k=0,004\text{dia}^{-1}$	$k=0,005\text{dia}^{-1}$
<i>C. langsdorffii</i>	$k=0,008\text{dia}^{-1}$	$k=0,005\text{dia}^{-1}$	$k=0,005\text{dia}^{-1}$
<i>C. brasiliense</i>	$k=0,008\text{dia}^{-1}$	$k=0,003\text{dia}^{-1}$	$k=0,006\text{dia}^{-1}$

6.3. Qualidade dos detritos foliares

6.3.1. Dureza Foliar Inicial média

A espécie com menor dureza foi representada por *Maprounea guianensis*. Dureza intermediária foi observada para *Protium heptaphyllum* e *Copaifera langsdorffii*. Enquanto *Calophyllum brasiliense* registrou os maiores valores de dureza foliar (Tabela 5).

Tabela 5. Valores de Dureza Foliar Inicial para cada espécie.

Espécie	Peso (g)
<i>Maprounea guianensis</i>	145,776g
<i>Protium heptaphyllum</i>	259,985g
<i>Copaifera langsdorffii</i>	293,913g
<i>Calophyllum brasiliense</i>	765,446g

6.3.2. Polifenóis totais

Os dados de polifenóis totais mostraram que não foi observada diferença significativa entre os trechos do riacho de estudo (Tabela 6). Porém, foi observada diferença entre os tempos amostrais de incubação, em que o tempo inicial registrou valores maiores em relação aos demais tempos (Tabela 6). Quanto às concentrações de

polifenóis totais entre as espécies, no trecho Referência (Figura 11) foi registrada diferença significativa (Tabela 7), onde *Maprounea guianensis* diferiu entre as demais espécies quanto à perda nas concentrações de polifenóis (*Protium heptaphyllum*, *Copaifera langsdorffii* e *Calophyllum brasiliense*). *M. guianensis* se destacou pela maior concentração inicial (30%), seguindo por uma rápida perda até 120 dias de incubação. No trecho Represa (Figura 11) também foi registrada diferença significativa (Tabela 8), destacando diferenças entre *M. guianensis* e *P. heptaphyllum*, que diferiram de *C. langsdorffii* e *C. brasiliense*. *M. guianensis* se destaca também com maior concentração inicial, seguido por *P. heptaphyllum*, com concentração inicial de 17%. *C. brasiliense* e *C. langsdorffii* se destacam neste trecho, principalmente em 14 dias de incubação, onde após uma redução inicial na concentração de polifenóis foi registrado um acentuado aumento, seguindo recorrente redução até 120 dias. No trecho Pós-represa (Figura 11) não foi registrada diferença significativa quanto à concentração de polifenóis entre as espécies de detritos foliares (Tabela 9).

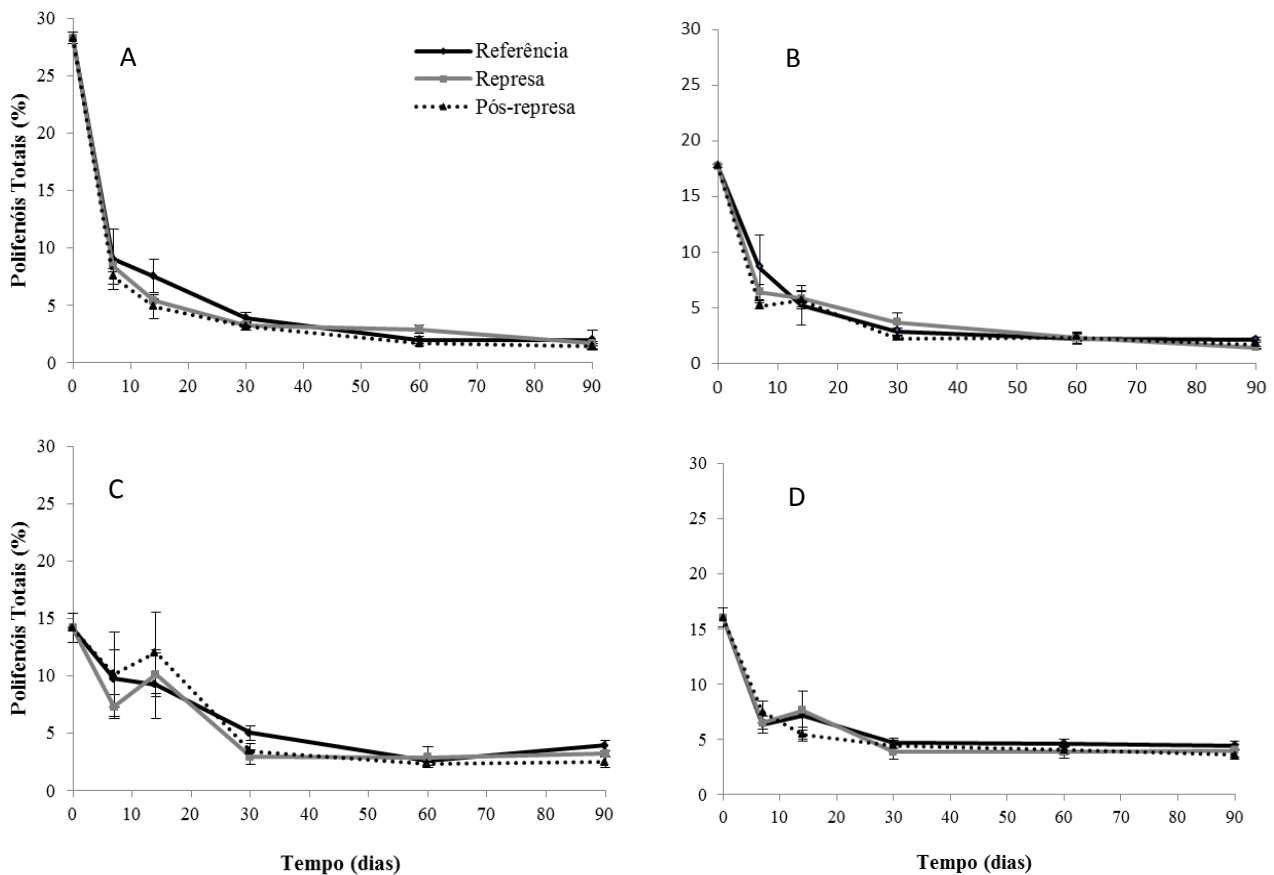


Figura 11. Dinâmica de perda de polifenóis totais em função do tempo de incubação entre os trechos do riacho de 4ª ordem no Ribeirão do Gama (Referência, Represa e Pós-represa). (A) *Maprounea guianensis*; (B) *Protium heptaphyllum*; (C) *Copaifera langsdorffii*; (D) *Calophyllum brasiliense*. As barras indicam erro padrão da média de cada tempo amostral analisado.

6.3.3. Proporções de Lignina e Celulose

Os dados das concentrações de Celulose nos detritos foliares não registraram diferença significativa entre os trechos do riacho de estudo (Tabela 6). No entanto, entre os tempos amostrais de incubação em relação a concentrações de celulose foi registrada diferença significativa (Tabela 6). Nos trechos Referência, Represa e Pós-represa foi registrada diferença significativa quanto às concentrações de celulose entre as espécies de detritos (Tabela 7, 8, 9, respectivamente). Nos trechos Referência e Represa, *Maprounea guianensis* diferiu das demais espécies, enquanto *Copaifera langsdorffii* diferiu de *Protium heptaphyllum* e *Calophyllum brasiliense* quanto às

concentrações de celulose. *M. guianensis* registrou menores concentrações iniciais do composto (15%), com variações até 30 dias de incubação, seguindo tendência a estabilizar e aumentar proporções, com maior concentração em 90 dias (23%). *C. langsdorffii* registrou concentração inicial de 25%, com decréscimo ao longo do tempo de incubação e chegou a registrar no trecho Referência 20% de celulose em 120 dias. As demais espécies registraram concentrações iniciais maiores (30-35%), que lentamente decresceram. No Pós-represa todas as espécies diferiram entre si quanto as concentrações de celulose, *C. langsdorffi* e *M. guianensis* com menores concentrações e *C. brasiliense* e *P. heptaphyllum* com maiores concentrações (Figura 12).

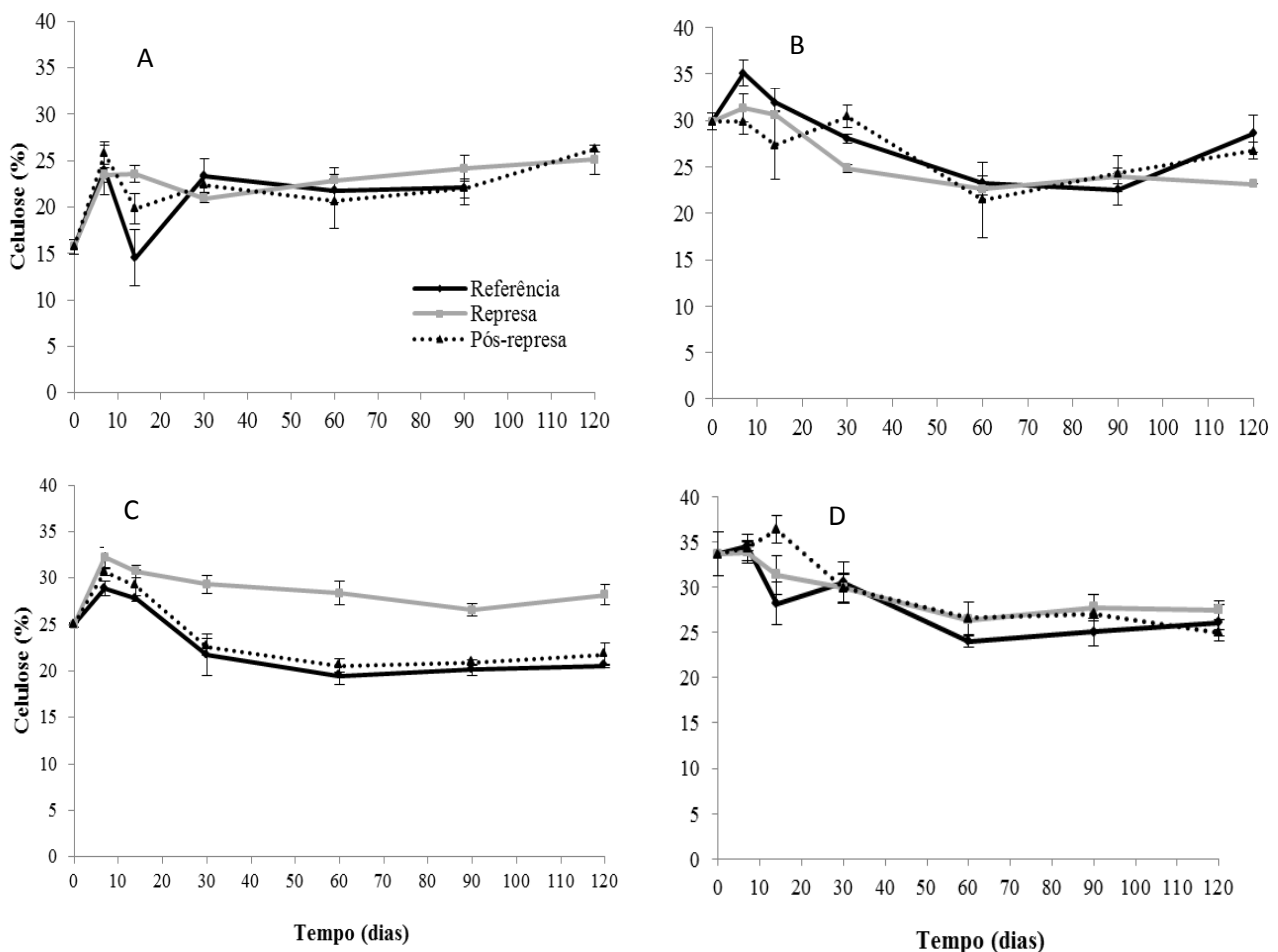


Figura 12. Dinâmica da perda de celulose em função do tempo de incubação nos trechos do riacho de 4ª ordem no Ribeirão do Gama (Referência, Represa e Pós-represa). (A) *Maprounea guianensis*; (B) *Protium heptaphyllum*; (C) *Copaifera langsdorffii*; (D) *Calophyllum brasiliense*. As barras indicam o erro padrão das médias de cada tempo amostral analisado.

Os dados de concentrações de lignina nos detritos foliares em função do tempo de incubação registraram diferença significativa entre os trechos do riacho e entre os tempos amostrais (Tabela 6), onde o trecho Referência diferiu entre os demais (Represa e Pós-represa). Todos os trechos registraram diferença significativa entre as espécies de detritos (Tabela 7, 8, 9). No trecho Referência, *C. brasiliense* diferiu das demais espécies (*P. heptaphyllum*, *C. langsdorffii* e *M. guianensis*), com maiores concentrações de lignina desde o tempo inicial (34%), que tendeu o aumento em proporção até 120 dias de incubação (55%). As demais espécies apresentaram menores concentrações e foram similares ao longo do tempo de incubação, com destaque para *M. guianensis* com a menor concentração inicial (15%), seguido de *C. langsdorffii* (24%) e *P. heptaphyllum* (30%). No trecho Represa, todas as espécies diferiram entre si, seguindo o mesmo padrão, *M. guianensis* com menor concentração e *C. brasiliense* com maior concentração de lignina. E em Pós-represa, *P. heptaphyllum* foi similar a *C. langsdorffii*, diferindo de *C. brasiliense* que diferiu de *M. guianensis* (Figura 13).

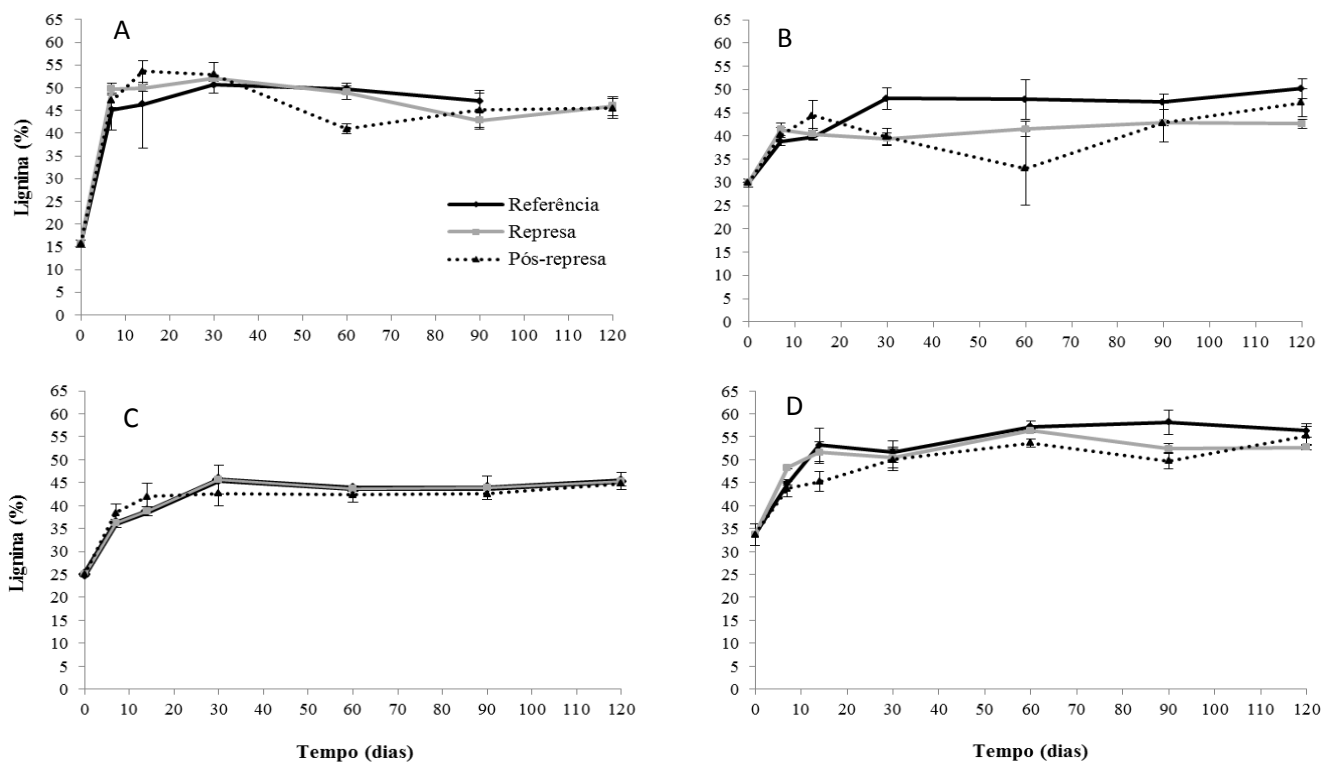


Figura 13. Dinâmica da perda de lignina em função do tempo de incubação nos trechos do riacho de 4ª ordem no Ribeirão do Gama (Referência, Represa e Pós-represa). (A) *Maprounea guianensis*; (B) *Protium heptaphyllum*; (C) *Copaifera langsdorffii*; (D) *Calophyllum brasiliense*. As barras indicam o erro padrão das médias de cada tempo amostral analisado.

6.4. Biomassa da comunidade microbiana total (ATP)

Dados sobre a biomassa microbiana total associada aos detritos foliares registraram diferença significativa entre os trechos do riacho e entre os tempos amostrais de incubação (Tabela 6). O trecho Referência diferiu dos demais (Represa e Pós-represa) quanto às concentrações de ATP (Figura 14). *Maprounea guianensis* foi similar a *Copaifera langsdorffii* com maior concentração inicial de ATP, que foi reduzida rapidamente, mas com destaque para *M. guianensis*, onde em 90 dias de incubação foi observado um acentuado aumento da biomassa microbiana. Em todos os trechos foi registrada diferença significativa entre as espécies de detritos foliares quanto a sua biomassa microbiana total associada (Tabela 7, 8, 9). *M. guianensis* e *C.*

langsdorffii foram similares, registrando maior biomassa inicial (1050 nmoles/g e 1000 nmoles/g, respectivamente), seguindo acentuada redução a partir de 7 dias de incubação. Diferente de *Protium heptaphyllum* e *Calophyllum brasiliense*, os quais também foram similares, mas registraram menor biomassa inicial (175nmoles/g e 5nmoles/g, respectivamente) entre as demais espécies, sem variações ao longo do tempo de incubação (Figura 14).

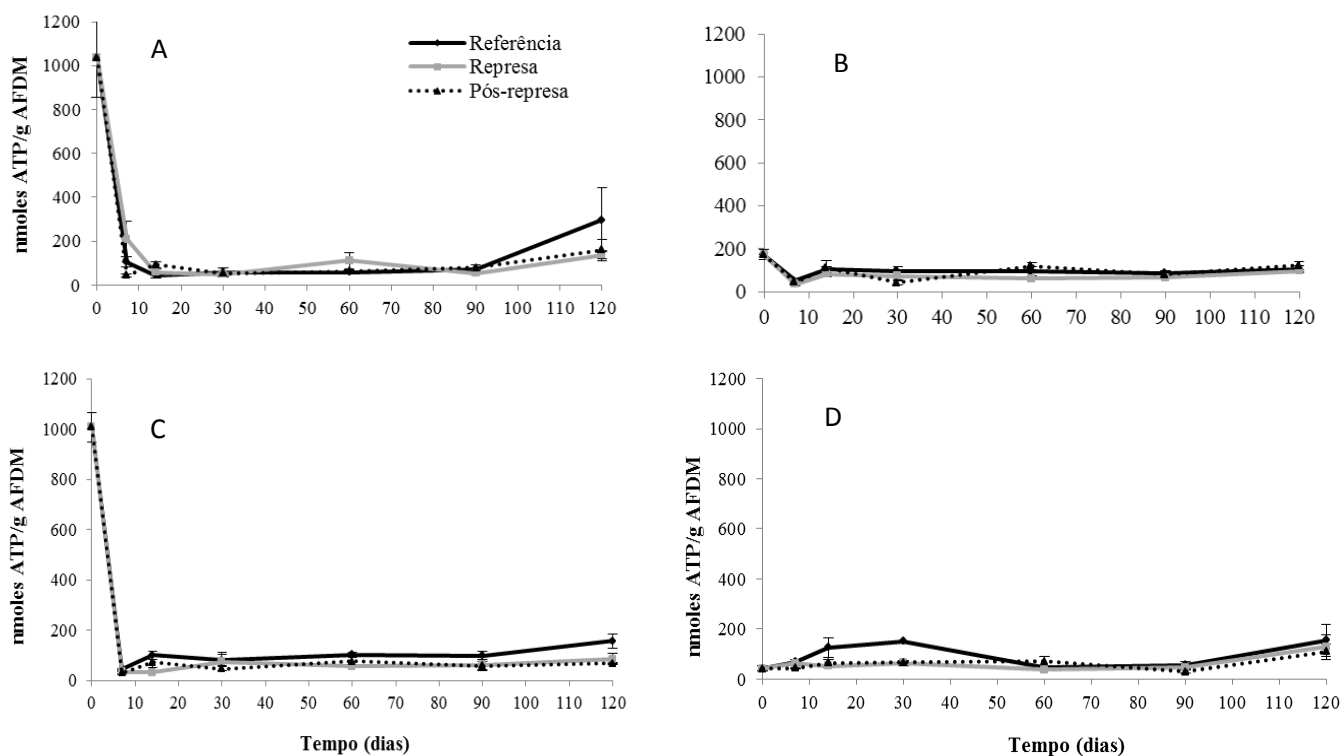


Figura 14. Variação temporal da concentração de ATP (média e erro padrão) nos trechos do riacho de 4ª ordem no Ribeirão do Gama (Referência, Represa e Pós-represa). (A) *Maprounea guianensis*; (B) *Protium heptaphyllum*; (C) *Copaifera langsdorffii*; (D) *Calophyllum brasiliense*. As barras indicam o erro padrão de cada tempo amostral.

6.5. Concentração de Ergosterol

As concentrações de ergosterol associada aos detritos foliares diferiram significativamente entre os trechos do riacho e tempos amostrais de incubação (Tabela 6). O trecho Referência foi diferente estatisticamente entre os demais, e apresentou maiores concentrações de ergosterol em relação aos demais trechos de Represa e Pós-represa (Figura 15). No trecho Referência e Pós-represa foi registrada diferença significativa na concentração de ergosterol entre as espécies de detritos foliares (Tabela 7, 9), onde *Maprounea guianensis* diferiu dentre as demais espécies (*Protium heptaphyllum*, *Copaifera langsdorffii* e *Calophyllum brasiliense*). *M. guianensis* registrou as maiores concentrações de ergosterol no trecho Referência e atingiu picos máximos entre 30, 60 e 90 dias de incubação, alcançando em 60 dias o máximo de 950 $\mu\text{g.g}^{-1}$. As demais (*P. heptaphyllum*, *C. langsdorffii* e *C. brasiliense*) espécies atingiram o pico máximo também entre 30 a 90 dias de incubação, ainda que menores as concentrações de ergosterol comparadas a *M. guianensis*. No trecho Referência, *C. langsdorffii* atingiu concentrações de 650 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (90 dias), *P. heptaphyllum* de 550 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (60 dias) e *C. brasiliense* 450 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (60 dias). Apesar da diferença entre as espécies também encontrada no trecho Pós-represa menores valores foram registrados, como maiores concentrações encontradas para *M. guianensis*, atingindo cerca de 590 $\mu\text{g.g}^{-1}$ entre 30 e 90 dias de incubação, o que destacou a espécie entre as demais. No entanto, no trecho Represa não foi registrada diferença significativa entre as espécies de detritos (Tabela 8), destacando concentrações similares e menores entre as espécies em função do tempo de incubação, onde no pico de 60 dias de incubação foram destacadas concentrações máxima de 490 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (*M. guianensis*) e mínima de 300 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (*C. brasiliense*) (Figura 15).

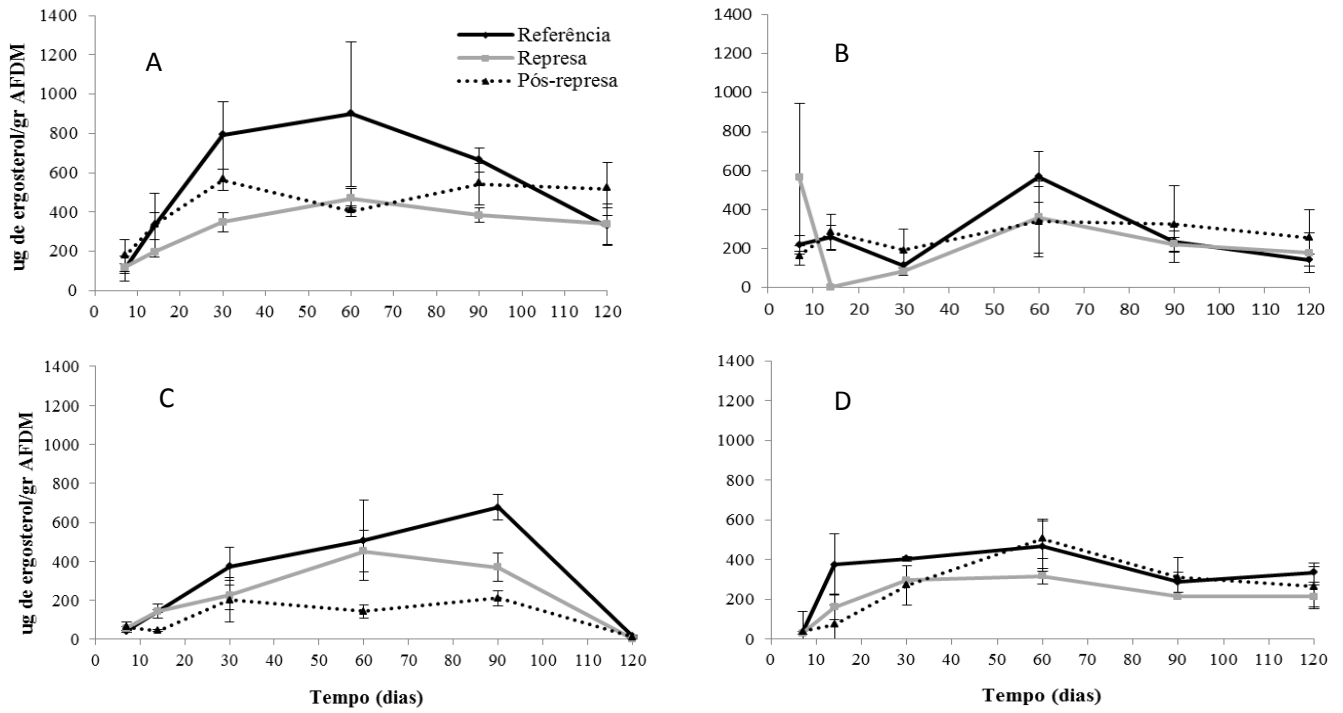


Figura 15. Variação temporal da concentração de Ergosterol (média e erro padrão) nos trechos do riacho de 4ª ordem no Ribeirão do Gama (Referência, Represa e Pós-represa). (A) *Maprounea guianensis*; (B) *Protium heptaphyllum*; (C) *Copaifera langsdorffii*; (D) *Calophyllum brasiliense*. As barras indicam o erro padrão de cada tempo amostral.

Tabela 6: Modelos lineares generalizados para avaliar se a perda de massa, a comunidade microbiana e as características químicas dos detritos variam entre os trechos do riacho, em função do tempo de incubação.

Variável resposta	Variável explicativa	GL	Deviance	Residual GL	Residual Deviance	F	P
Perda de Peso	Modelo Nulo			280	108468		
	Trecho	2	5559	278	102909	24,467	<0,001
	Tempo	5	67181	273	35728	118,272	<0,001
	Trecho x Tempo	10	5849	263	29878	5,149	<0,001
Polifenóis Totais	Modelo Nulo			286	12274,2		
	Trecho	2	12,6	284	12261,6	0,5630	0,570
	Tempo	5	9239,7	279	3021,9	165,1878	<0,001
	Trecho x Tempo	10	12,6	269	3009,3	0,1126	0,999
Celulose	Modelo Nulo			258	7121,6		
	Trecho	2	105,5	256	7016,1	2,2309	0,109
	Tempo	6	1273,2	250	5742,9	8,9719	<0,001
	Trecho x Tempo	12	114,0	238	5628,9	0,4017	0,962
Lignina	Modelo Nulo			86	5912,9		
	Trecho	3	692,9	83	5220,0	10,4470	<0,001
	Tempo	6	2643,5	77	2576,6	19,9279	<0,001
	Trecho x Tempo	18	1272,2	59	1304,4	3,1967	<0,001
Ergosterol	Modelo Nulo			209	12461650		
	Trecho	2	614346	207	11847304	6,7165	<0,001
	Tempo	5	2478197	202	9369107	10,8374	<0,001
	Trecho x Tempo	10	588155	192	8780952	1,2860	0,240
ATP	Modelo Nulo			303	40,946		
	Trecho	2	0,862	301	40,084	5,6856	0,003
	Tempo	6	17,789	295	22,295	39,0992	<0,001
	Trecho x Tempo	12	0,835	283	21,460	0,9176	0,529

Tabela 7: Modelos lineares generalizados para avaliar se a perda de massa, a comunidade microbiana e as características químicas dos detritos variam entre as espécies estudadas, em função do tempo de incubação no trecho **Referência**.

Variável resposta	Variável explicativa	GL	Deviance	Residual.GL	Residual Deviance	F	p
Perda de Peso	Modelo Nulo			94	57247		
	Espécies	3	2488	91	54758	5,7	0,001
	Tempo	5	43367	86	11391	60,6	<0,001
	Espécies x Tempo	15	1233	71	10158	0,5	0,884
Polifenóis Totais	Modelo Nulo			95	4092,9		
	Espécies	3	668	92	4026,2	3,0354	0,03
	Tempo	5	2978,2	87	1048,0	81,2563	<0,001
	Espécies x Tempo	15	520,2	72	5227,8	4,7309	<0,001
Celulose	Modelo Nulo			83	2727,93		
	Espécies	3	1045,26	80	1682,67	41,239	<0,001
	Tempo	6	607,49	74	1075,19	11,984	<0,001
	Espécies x Tempo	17	593,61	57	481,58	4,133	<0,001
Lignina	Modelo Nulo			83	6668,7		
	Espécies	3	743,6	80	5925,2	9,7282	<0,001
	Tempo	6	3774,0	74	2151,1	24,6875	<0,001
	Espécies x Tempo	17	698,8	57	1452,3	1,6134	0,09
Ergosterol	Modelo Nulo			67	5636795		
	Espécies	3	775432	64	4861363	6,067	<0,001
	Tempo	5	1854290	59	3007074	8.7048	<0,001
	Espécies x Tempo	15	1132503	44	1874571	1.7721	0.071
ATP	Modelo Nulo			97	5390386		
	Espécies	3	316542	94	5073844	20,066	<0,001
	Tempo	6	2518451	88	2555393	79,823	<0,001
	Espécies x Tempo	18	2187303	70	368090	23,109	<0,001

Tabela 8: Modelos lineares generalizados para avaliar se a perda de massa, a comunidade microbiana e as características químicas dos detritos variam entre as espécies estudadas, em função do tempo de incubação, no trecho **Represa**.

Variável resposta	Variável explicativa	GL	Deviance	Residual.GL	Residual. deviance	F	P
Perda de Peso	Modelo Nulo			93	17061,6		
	Espécies	3	3562,6	90	13498,9	50,0511	<0,001
	Tempo	5	10637,0	85	2861,9	89,6628	<0,001
	Espécies x Tempo	15	1201,0	70	1660,9	3,3747	<0,001
Polifenóis Totais	Modelo Nulo			94	3861,8		
	Espécies	3	55,9	91	3805,9	6,3594	<0,001
	Tempo	5	3083,5	86	722,4	210,5180	<0,001
	Espécies x Tempo	15	514,4	71	208,0	11,7064	<0,001
Celulose	Modelo Nulo			87	1762,66		
	Espécies	3	874,27	84	888,39	70,9167	<0,001
	Tempo	6	279,99	78	608,40	11,3560	<0,001
	Espécies x Tempo	18	361,83	60	246,56	4,8917	<0,001
Lignina	Modelo Nulo			87	5210,3		
	Espécies	3	1102,5	84	4108,2	48,6471	<0,001
	Tempo	6	2647,2	78	1461,0	58,4222	<0,001
	Espécies x Tempo	18	1007,8	60	453,1	7,4141	<0,001
Ergosterol	Modelo Nulo			70	3112181		
	Espécies	3	183681	67	2928500	1,9926	0,127
	Tempo	5	558650	62	2369850	3,6362	0,007
	Espécies x Tempo	15	925683	47	1444167	2,0084	0,035
ATP	Modelo Nulo			103	5542489		
	Espécies	3	370136	100	5172354	29,176	<0,001
	Tempo	6	2694828	94	2477526	106,209	<0,001
	Espécies x Tempo	18	2156137	76	321389	28,326	<0,001

Tabela 9: Modelos lineares generalizados para avaliar se a perda de massa, a comunidade microbiana e as características químicas dos detritos variam entre as espécies estudadas, em função do tempo de incubação, no trecho **Pós-represa**.

Variável resposta	Variável explicativa	GL	Deviance	Residual.GL	Residual. Deviance	F	p
	Modelo Nulo			91	28600,5		
Perda de Peso	Espécies	3	4950,8	88	23649,8	34,7032	<0,001
	Tempo	5	18982,2	83	4667,5	79,8356	<0,001
	Espécies x Tempo	15	1433,9	68	3233,6	2,0103	0,026
	Modelo Nulo			95	4306,9		
Polifenóis Totais	Espécies	3	46,8	92	4260,1	2,6992	0,05
	Tempo	5	3199,0	87	1061,1	110,6432	<0,001
	Espécies x Tempo	15	644,8	72	416,3	7,4335	<0,001
	Modelo Nulo			86	2525,49		
Celulose	Espécies	3	930,03	83	1595,46	35,2758	<0,001
	Tempo	6	528,59	77	1066,89	10,0247	<0,001
	Espécies x Tempo	18	548,36	59	518,50	3,4665	<0,001
	Modelo Nulo			86	5912,9		
Lignina	Espécies	3	692,9	83	5220,0	10,4470	<0,001
	Tempo	6	2643,5	77	2576,6	19,9279	<0,001
	Espécies x Tempo	18	1272,2	59	1304,4	3,1967	<0,001
	Modelo Nulo			70	3098328		
Ergosterol	Espécies	3	881081	67	2217246	10,8790	<0,001
	Tempo	5	543704	62	1673542	4,0280	0,004
	Espécies x Tempo	15	404716	47	1268826	0,9994	0,471
	Modelo Nulo			101	5465350		
ATP	Espécies	3	292390	98	5172960	26,511	<0,001
	Tempo	6	2724454	92	2448505	123,513	<0,001
	Espécies x Tempo	18	2176457	74	272048	32,890	<0,001

7. DISCUSSÃO

Decomposição e Qualidade das espécies de detritos foliares

Segundo Gonçalves *et al* (no prelo; classificação para estudos realizados em sistemas brasileiros), os coeficientes de decomposição encontrados para *Maprounea guianensis* e *Copaifera langsdorffii* podem ser classificados como intermediários ($0,0041 > k < 0,0173d^{-1}$) em todos os trechos do riacho, apesar dos maiores coeficientes registrados no trecho Referência. Os coeficientes de *Protium heptaphyllum* e *Calophyllum brasiliense* foram classificados como intermediários apenas nos trechos lóticos (Referência e Pós-represa) e lentos ($k < 0,0041$) no trecho Represa (semi-lêntico). Os resultados encontrados são similares a outro estudo realizado na região, porém o coeficiente de decomposição de *M. guianensis* foi menor ($0,0099d^{-1}$), onde perdeu 50% de sua massa em 70 dias de incubação (Mitre, 2011). Por outro lado, estes valores são menores aos encontrados para a mesma família (Euphorbiaceae) em um riacho tropical (*Hura crepitans*; $k = 0,0672d^{-1}$; Abelho *et al.*, 2005). Isto indica que espécies da família Euphorbiaceae apresentam composição química favorável a elevados coeficientes de decomposição. Assim como padrões gerais relacionados à classificação taxonômica em nível de família dos detritos foliares têm influencia nas taxas de decomposição (Leroy and Marks, 2006). Em um estudo em Mata Atlântica, a espécie *P. heptaphyllum* apresentou semelhantes coeficientes de decomposição intermediário ($0,0085d^{-1}$; Gonçalves *et al.*, 2012). Em outro trabalho, também em riacho do cerrado, foi registrado para a mesma espécie coeficiente de decomposição lenta ($0,0019$ e $0,040d^{-1}$). Isto pode ser atribuído ao fato do estudo ter sido realizado no período da estação seca (menor velocidade de água), além da maior presença de compostos inibitórios e estruturais (Moretti *et al.*, 2007). Estes fatores abióticos influenciam a atividade microbiana, onde em caso de negativo o efeito pode reduzir os

coeficientes de decomposição (Fonseca *et al.*, 2012; Wantzen *et al.*, 2008). Entretanto, as diferenças observadas nos coeficientes de decomposição entre os trechos do riacho são efeitos de variáveis ambientais que diferiram significativamente (velocidade, temperatura e turbidez da água).

Apesar dos fatores abióticos (físicos e químicos da água) exercerem influência nas diferenças observadas na decomposição entre as espécies e trechos, os dados indicam que os fatores intrínsecos dos detritos foliares podem ser controladores deste processo, configurando a qualidade dos detritos foliares (Ardón & Pringle, 2008). A diversidade de estrutura morfológica e química de detritos foliares pode ser variável entre diferentes ambientes e dessa maneira tem influências na velocidade da decomposição de detritos foliares (Gimenes *et al.*, 2010; Graça & Zimmer, 2005; Lecerf *et al.*, 2005). No presente estudo, concentrações de compostos secundários (polifenóis), assim como estruturais (lignina e celulose) foram determinantes e refletiram os coeficientes de decomposição encontrados entre as espécies de detritos foliares. Demonstrando que o sinergismo da dinâmica destes compostos determinam os coeficientes de decomposição encontrados para as espécies, onde à medida que se perdem polifenóis e, conseqüentemente, a massa dos detritos, lignina e celulose tendem a aumentar proporcionalmente. *M. guianensis*, apesar da alta concentração inicial de polifenóis, lixiviados rapidamente, aliado a menores proporções iniciais de lignina e celulose (menor dureza foliar) corroboraram sua maior perda de massa. Mitre (2011) também demonstrou resultados equivalentes para *M. guianensis*, e observou alta concentração inicial de polifenóis (27%), que foi lixiviada até 15 dias de incubação. Características, como baixa dureza e alta qualidade nutricional de detritos foliares são fatores importantes para acelerar os coeficientes de decomposição devido a maior colonização e atividade de detritívoros (Walpola *et al.*, 2011).

Segundo Gessner (2005), lignina e celulose são compostos estruturais de plantas associados a sua dureza. Considerados altamente refratários podem tornar a decomposição mais lenta (Ardón & Pringle, 2008). Estes padrões foram assim encontrados em nosso estudo, onde menor perda de massa e coeficientes de decomposição para as demais espécies (*P. heptaphyllum*, *C. langsdorffii* e *C. brasiliense*) refletiram maiores proporções de celulose e lignina (maior dureza foliar), tendo em vista as menores concentrações iniciais de polifenóis. Também corroborado por Moretti *et al* (2007) para espécies de detritos foliares do Cerrado, como para *P. heptaphyllum*, que apresentam altas concentrações de compostos secundários, assim como de estruturais, que garantem baixa qualidade ao detrito e assim retardam as taxas de decomposição. Segundo Ligeiro *et al* (2010), a baixa taxa de decomposição de *P. heptaphyllum* é explicada por alta dureza foliar com lenta lixiviação, devido à presença de cutícula espessa e compostos estruturais aliado ao baixo conteúdo de nutrientes. Além disso, a espécie *C. brasiliense* se destacou entre as demais, pois de maneira proporcional a perda de polifenóis apresentou a maior concentração de celulose e lignina ao longo do tempo de incubação, as quais direcionaram seus menores coeficientes de decomposição. Folhas duras, resina na superfície foliar, pobre em nutrientes e elevada presença de compostos secundários observados neste estudo corroboram os padrões já conhecidos para espécies de plantas do cerrado. Estas características são consequências do desenvolvimento de estratégias adaptativas e evolutivas em resposta à intensa herbivoria e estresse hídrico (Ligeiro *et al.*, 2010; Gonçalves *et al.*, 2007). Resultados ainda são equivalentes a padrões observados em riachos tropicais, onde detritos foliares perdem com maior rapidez seus compostos secundários (polifenóis) através da lixiviação, onde os compostos estruturais (celulose e lignina) passam a determinar os coeficientes de decomposição de diferentes espécies, de

modo a retardar o processo, inibindo a colonização de fungos e bactérias (Ardón & Pringle, 2008).

Alterações significativas em variáveis ambientais de riachos surtem efeitos na biomassa microbiana e influenciam na degradação de compostos secundários e estruturais dos detritos foliares, assim como nas taxas de decomposição (Lecerf & Chauvet, 2008; Gessner & Chauvet, 2002). Da mesma maneira, que diferenças nas concentrações de lignina observadas entre os trechos do riacho podem ser explicadas por diferenças significativas na qualidade da água (velocidade, temperatura e turbidez), indicando o efeito destas variáveis na biomassa microbiana, e, conseqüentemente, na perda de compostos estruturais (lignina) e massa dos detritos entre os trechos. Estes resultados ressaltam a importância de compostos estruturais de detritos foliares em influenciar o seu processo de decomposição entre diferentes ambientes estudados.

Comunidade microbiana

A concentração de ATP pode refletir a comunidade inteira de microorganismos que colonizam as folhas, como fungos, bactérias e protozoários, os quais em condições favoráveis podem ser importantes em termos de biomassa (Gonçalves *et al.*, 2007; Suberkropp, 1993). Detritos foliares senescentes não são estéreis e naturalmente transportam populações de fungos endofíticos e epifíticos, mas que são substituídos por fungos aquáticos após submersão em riacho (Medeiros *et al.*, 2009; Nikolcheva *et al.*, 2005). O que pode explicar maior concentração inicial de ATP para *Maprounea guianensis* e *Copaifera langsdorffii*, sugerindo maior presença de uma microbiota terrestre associadas às folhas senescentes. Logo após, a redução brusca dessa comunidade microbiana terrestre em 7 dias de incubação indica a substituição por fungos aquáticos, como observado com o posterior crescimento da biomassa de fungos

(concentração de ergosterol). O aumento na concentração de ATP no estágio final (90 dias) da decomposição dos detritos foliares, principalmente em *M. guianensis* (trecho Referência) corroborou maior taxa de decomposição observada para a espécie, equivalente a menor concentração de compostos estruturais (celulose e lignina) e maior lixiviação de polifenóis. Enquanto, as demais espécies (*C. langsdorffii*, *P. heptaphyllum* e *C. brasiliense*) com menores concentrações de ATP refletem as maiores concentrações de compostos estruturais refratários e menores taxas de decomposição. Em acordo com o resultados observado de aumento de biomassa microbiana total (ATP) em estágios finais da decomposição foliar, Das *et al.*(2011) e Abelho *et al.*(2005) sugerem que bactérias podem ser mais importantes nos últimos estágios de decomposição, estimuladas pela anterior atividade de fungos que fornece área de superfície foliar aumentada para sua colonização, bem como de compostos liberados que servem de alimento. Porém, Gonçalves *et al.*(2007) encontrou resultado contrário, em que a maior concentração de ATP foi indicada em estágios iniciais da decomposição foliar. Logo, a participação de bactérias e protozoários na decomposição ainda não está esclarecida (Frossard *et al.*, 2012; Boyero *et al.*, 2011b; Gonçalves *et al.*, 2006), apesar das evidências de que bactérias e fungos são importantes, diferindo em suas funções e mecanismos metabólicos para o processamento dos detritos, influenciados pela qualidade foliar (Pascoal *et al.*, 2005; Ribbelett *et al.*, 2005; Wright e Covich; 2005). Afinal, estes resultados indicam a presença de microorganismos terrestres nos detritos senescentes, os quais posteriormente são substituídos por maior biomassa microbiana aquática. E que o crescimento microbiano total (ATP) em estágios finais pode representar maior colonização e atividade de bactérias.

A importância dos fungos e sua dominância em riachos, quando comparada a menor presença de bactérias, vêm sendo discutida, e destaca os fungos aquáticos,

como os hifomicetos (grupo filogeneticamente heterogêneo), que tem papel definido na decomposição de detritos foliares, usando-os como fonte primária de carbono (Frossard *et al.*, 2012; Lecerf and Chauvet, 2008; Kearns and Barlocher, 2007). Maior biomassa de fungos também observada em *Maprounea guianensis* (melhor qualidade) corrobora sua maior taxa de decomposição dentre as demais espécies. As menores concentrações de ergosterol encontradas foram similares entre as demais espécies de detritos foliares (*Copaifera langsdorffii*, *Protium heptaphyllum* e *Calophyllum brasiliense*), estas influenciadas pela maior presença de compostos estruturais (lignina e celulose), refletindo diferenças nas taxas de decomposição (Ardón & Pringle, 2008).

Padrões semelhantes quanto as concentrações de ergosterol nos detritos foliares ao longo do tempo de incubação registrados no presente estudo foram também encontrada por Mitre (2011) e Nikolcheva *et al.*, (2005), em que a biomassa de fungos atingiu picos entre 30 dias e 60 dias de incubação no riacho. Estes resultados indicam a maior importância dos fungos no processo evidenciada por maiores valores em concentrações de ergosterol, principalmente em estágios intermediários da decomposição em experimento realizado em 120 dias, o que contribuiu para acelerar perda de massa dos detritos.

Em geral, alterações causadas por atividades antrópicas desordenadas em zonas ripárias são capazes de alterar a estrutura da comunidade microbiana, assim como a disponibilidade e qualidade dos detritos foliares (Geraldés *et al.*, 2012; Lecerf & Chauvet, 2008; Pascoal *et al.*, 2005). Como indicado pela sensibilidade de hifomicetos aquáticos a alterações ambientais, determinados como bons indicadores da qualidade da água de riachos (Solé *et al.*, 2008). Considerando os diferentes trechos do riacho, maior biomassa de fungos (ergosterol) associada aos detritos registrada para o trecho Referênci reflete as maiores perda de massa. Contrário aos demais trechos (Represa e

Pós-represa) que representaram menor biomassa de fungos equivalente a menores perdas de massa. Estes resultados, evidentemente são reflexos de diferenças significativas em fatores físicos da água (velocidade, temperatura e turbidez) entre os trechos do riacho, através de consecutivas alterações antrópicas na zona ripária. Muehlbauer *et al.*,(2007) encontrou resultados semelhantes, em que a biomassa de fungos foi menor em trechos pós-represa comparada a trechos acima de represas, ressaltando a relação positiva de fungos com a integridade de variáveis abióticas de um riacho, como o fluxo da água.

Efeitos antrópicos sobre a decomposição de detritos foliares

Segundo Menéndez *et al.*(2012) e Casas *et al.*(2000) a presença de uma represa em riachos de cabeceiras influenciam fatores físicos e químicos da água, modificando a continuidade fluvial com influências sobre a vegetação ripária, a disponibilidade de nutrientes e temperatura da água, assim como para a comunidade decompositora e detritívora, criando uma descontinuidade no gradiente de processos ecológicos. Em acordo com estas observações efeitos antrópicos decorrentes do represamento do riacho de estudo e inadequado uso da terra na zona ripária surtiram efeitos significativos em variáveis abióticas da água, entre elas: velocidade, temperatura e turbidez. Que consequentemente decorreram em efeitos negativos sobre a comunidade microbiana e perda de massa de detritos foliares. Estudos anteriores vêm parcialmente corroborando nossos resultados, sugerindo que coeficientes de decomposição foram reduzidos em trechos pós-represa (jusante), comparado a trechos de referência (montante), mas que nenhuma diferença foi detectada entre variáveis abióticas, e que efeito foi apenas explicado pela redução de biomassa e abundância de fragmentadores (Menéndez *et al.*, 2012 e Mendoza-Lera *et al.*, 2010; Pomeroy *et al.*, 2000). Outros

resultados semelhantes foram observados, em que a biomassa de fungos e taxa de decomposição foi reduzida em trecho pós-represa, acompanhado por alteração significativa em variáveis, como temperatura e fluxo da água (Muehlbauer *et al.*, 2007). Por outro lado, Casas *et al.* (2000) demonstrou que as taxas de decomposição foram mais rápidas em trechos pós-represa, aliado a maior concentração de nutrientes e maior biomassa de invertebrados coletores.

Segundo Anderson *et al.* (2006) e Poff & Hart (2002), a retenção e redução do fluxo de água por barragens influenciam diretamente outros fatores abióticos, tanto de trechos represados quanto pós-represa, como a temperatura da água, transporte de sedimento, e também alterando a qualidade e quantidade do habitat aquático, sugerindo impactos em cascata sobre a biota e a cadeia trófica. Alteração na velocidade da água no riacho de estudo se torna evidente a partir da transformação de um ecossistema lótico para um semi-lêntico (Represa), gerando consequente efeito no gradiente de continuidade fluvial (Rehn, 2008). Nossos resultados evidenciaram um efeito nos trechos de Represa e Pós-represa, que apresentaram a velocidade da água comprometida através da redução significativa, quando comparado ao trecho Referência. A redução da velocidade da água pode influenciar as taxas de decomposição, pois ao reduzir a velocidade da água é reduzida também a perda de massa dos detritos por fragmentação física (abrasão), capaz de transformar detritos foliares desde frações refratárias até materiais solúveis e lábeis (Ferreira *et al.*, 2012; Fonseca *et al.*, 2012). Além disso, a redução da velocidade da água tem efeitos negativos na comunidade de fungos, que comumente se desenvolve e produz conídios em águas agitadas, o que favorece sua esporulação e biomassa (Nikolcheva *et al.*, 2005).

Dentre os efeitos consecutivos citados desde a redução da velocidade da água (represamento do riacho) também foi observado alterações na temperatura da água

em trechos de Represa e Pós-represa, a qual foi significativamente elevada quando comparado ao trecho Referência. Estudos anteriores vêm discutindo explicações para o efeito de aumento de temperatura da água, decorrente da estabilização (Represa) ou redução (pós-represa) de corrente de água, além do desflorestamento das margens, que reduz bruscamente a cobertura vegetal sobre o leito do riacho, com maior incidência de radiações solares (Khoi & Suetsugi, 2012; Bradimarte *et al.*, 2008; Anderson *et al.*, 2006). Equivalente aos nossos resultados relacionados à biomassa da comunidade microbiana e perda de massa dos detritos foliares, a microbiota aquática, como os fungos podem ser tolerantes a limites de ótimo de temperatura da água, sendo sensível a mudanças ambientais (Solé *et al.*, 2007). Dessa maneira, o efeito de mudanças na temperatura da água pode ser negativo sobre a biomassa e esporulação de fungos, além de causar mudanças na composição de espécies e menor diversidade (Geraldles *et al.*, 2012; Fernandes *et al.*, 2009). Maior velocidade de água aliado a menores temperaturas da água em riachos determinam maior biomassa de fungos e invertebrados, o que está associado a maiores taxas de decomposição (Ferreira *et al.*, 2012; Wantzen *et al.*, 2008). Apesar das evidências de que o aumento da temperatura da água em riachos pode aumentar as taxas de decomposição microbiana (Fernandes *et al.*, 2012; Boyero *et al.*, 2011; Dang *et al.*, 2009), decorrente do estímulo de reações químicas e atividade biológica (Brown *et al.*, 2004). Afinal, o presente estudo sugere que menor temperatura da água em trecho Referência (montante) favorece naturalmente maior colonização e biomassa da comunidade microbiana aquática, associada a maior perda de massa dos detritos foliares. Em contrapartida, as condições da temperatura da água (elevada) em trechos impactados (Represa e Pós-represa) indicam inibir a colonização e atividade metabólica da microbiota, reduzindo as perdas de massa. Nestes ambientes impactados de um riacho pode haver uma mudança na estrutura da comunidade microbiana

aquática, como na composição de fungos, equivalente a outros estudos em reservatórios, que sugerem maior presença e dominância de outros fungos, como a leveduras, comumente encontrada em ecossistemas semi-lênticos (Quintão, 2012).

Dentre outros fatores abióticos que podem ser alterados a partir do desflorestamento ripário e represamento de riachos é a turbidez da água, devido eventos de erosão das margens (assoreamento) (Wang *et al.*, 2012; Gilvear *et al.*, 2002). Efeitos que relacionados a maior transporte de sedimentos finos podem reduzir a abrasão física e a superfície foliar para a colonização microbiana ou criar condições anóxicas, retardando a decomposição de detritos foliares (Pascoal *et al.*, 2005). Equivalente a estas ideias, o desflorestamento observado nas margens do riacho de estudo aliado a alterações na velocidade da água surtiram efeitos sobre a turbidez da água, que foi significativamente maior nos trechos Represa e Pós-represa. A alteração da vegetação ripária destes trechos vem desencadeando frequentes eventos de erosão e assoreamento, observados na zona ripária. Evidenciados pelo transporte de grandes quantidades de sedimento (compostos inorgânicos) para o corpo d'água, o que gera menor transparência da água (Asaeda & Rashid, 2012; Brandimarte *et al.*, 2008; Minella *et al.*, 2007; Esteves *et al.*, 1995).

Todas estas alterações consecutivas desde o represamento e desflorestamento na zona ripária, também foram responsáveis por mudanças na composição do sedimento do canal do riacho, demonstradas pela diferença significativa dos tipos de grãos encontrados nos trechos. Além disso, a presença de uma barragem no riacho é responsável por limitar o transporte de sedimento no seu gradiente fluvial, retendo sedimentos maiores como pedras (Molisani *et al.*, 2006; Anderson *et al.*, 2006; Poff & Hart, 2002), equivalente a menor presença de seixos e cascalho associado a maior presença de argila e areia fina no trecho pós-represa. Assim como França *et al.*,

(2006) observou, que partículas mais grossas de sedimentos foram encontradas em trechos naturais de riachos, enquanto partículas mais finas foram associadas a trechos alterados (assoreados). Tais mudanças observadas no sedimento de riachos acabam por aumentar o soterramento, causando a homogeneização do sedimento, o que leva a menor diversidade, como de invertebrados aquáticos (Molozzi *et al.*, 2011).

Nossos resultados confirmam os padrões já sugeridos e discutidos, de que barragens e represas em riachos podem ter graves consequências ecológicas, prejudiciais aos ecossistemas lóticos, que decorrem desde a fragmentação de rios até alterações hidrológicas e bióticas, gerando efeitos cascata de impactos (Anderson *et al.*, 2006b; Gilvear *et al.*, 2002; Poff & Hart, 2002). Em que, alterações significativas entre variáveis ambientais da água de riachos (físicos e químicos) podem ter efeitos negativos sobre o funcionamento do ecossistema lótico.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nossa hipótese foi confirmada, onde os trechos (Represa e Pós-represa) alteraram negativamente a decomposição, quando comparado ao trecho de Referência. Isto ocorreu devido à redução na biomassa da comunidade microbiana total (ATP) e de fungos (Ergosterol). A velocidade, temperatura, turbidez e granulometria foram as variáveis modificadas que influenciaram negativamente a comunidade biótica do ecossistema aquático lótico, interferindo na sua atividade metabólica, que consequentemente alterou negativamente o processo de decomposição dos detritos foliares. Assim, estas alterações podem representar um desequilíbrio do funcionamento natural de um riacho, em que a decomposição de detritos foliares alóctones é a base para reciclagem de nutrientes e fluxo de energia, da qual depende toda cadeia trófica aquática. A comunidade de fungos tem maior importância e participação no processo ecológico estudado, e são sensíveis a alterações ambientais decorrentes de impactos antrópicos, confirmando padrões já sugeridos em estudos anteriores.

A qualidade dos diferentes detritos foliares (*Maprounea guianensis*, *Protium heptaphyllum*, *Copaifera langsdorffii* e *Calophyllum brasiliense*) demonstra direcionar e influenciar a perda de massa ao longo da decomposição no riacho do Cerrado estudado. Estes resultados indicam que a diversidade da composição química e estrutural de detritos foliares da região do Cerrado Brasileiro tem importante influência no processo funcional nestes riachos. Entretanto, a perda de diversidade destes detritos foliares na vegetação ripária ao longo de impactos, como o desflorestamento, podem de maneira significativa alterar a dinâmica de aporte destes detritos nas zonas ripárias. Os impactos comumente observados nas bacias hidrográficas brasileiras e zonas ripárias demonstram uma ameaça aos recursos hídricos e seus serviços ecológicos e econômicos, do qual depende toda a população humana.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ab'Sáber, A.N. (2009) O Suporte Geoecológico das Florestas Beiradeiras (Ciliares). In: *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. (Eds. Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.D.F.), pp.15-26. Edusp, São Paulo.
- Abelho, M. (2005a) Extraction and quantification of ATP as a measure of microbial biomass. Cap 30, 223–229. In: *Methods to Study Litter Decomposition*. Graça, M.A.S., Barlocher, F., Gessner, M.O. Springer.
- Abelho, M., Cressa, C. & Graça, M. (2005b) Microbial Biomass, Respiration, and Decomposition of *Hura crepitans* L. (Euphorbiaceae) Leaves in a Tropical Stream. *Biotropica*, 37(3), 397-402.
- Abelho, M., Moretti, M., França, J. & Callisto, M. (2010). Nutrient addition does not enhance leaf decomposition in a Southeastern Brazilian stream (Espinhaço mountain range). *Braz. J. Biol.*, 70(3), 747-754.
- Albariño, R.J. & Balseiro, E.G. (2002) litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12, 181-192.
- Allan, J.D. & Castillo, M.M. (2007) *Stream Ecology: Structure and function or running waters*. Springer, Dordrecht.
- Anderson, E.P., Freeman, M.C. & Pringle, C.M. (2006a) Ecological consequences of hydropower development in central American: impacts of small dams and water diversion on neotropical stream fish assemblages. *River Research and Applications*, 22, 397-411.
- Anderson, E.P., Pringle, C.M. & Rojas, M. (2006b) Transforming tropical rivers: a environment perspective on hydropower development in Costa Rica. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16, 679-673.

- Ardon, M. & Pringle. (2008) Do secondary compounds inhibit microbial-and insect-mediated leaf breakdown in a tropical rainforest stream, Costa Rica? *Oecologia*, 155, 311-323.
- Asaeda, T. & Rashid, Md H. (2012) The impacts of sediment released from dams on downstream sediment bar vegetation. *Journal of Hydrology*, 430-431, 25-38.
- Baldy, V., Gobert, V., Guerold, F., Chauvet, E., Lambrigot, D. & Charcosset, J.Y. (2012) Leaf litter breakdown budgets in streams of various trophic status: effects of dissolved inorganic nutrients on microorganisms and invertebrates. *Freshwater Biology*, 52, 1322-1335.
- Bärlocher, F. & Graça, M.A.S. (2005a) Total phenolics. In: *Methods to Study Litter Decomposition: a Practical Guide*. (Eds M.A.S. Graça, F. Bärlocher & M.O.
- Bärlocher, F. & Graça, M.A.S. (2005b) Total Phenolics. Cap 14. p. 97–100. In: *Methods to Study Litter Decomposition*. Graça, M.A.S., Barlocher, F., Gessner, M.O. Springer.
- Barrela, W., Petreire Jr., M., Smith, S.W. & Montag, L.F.A. (2009) As Relações entre Matas Ripárias, os Rios e os Peixes. In: *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. (Eds. Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.D.F.), pp.187-208. Edusp, São Paulo.
- Batalha, M.A. (2011) O cerrado não é um bioma. *Biota Neotropical*, 11(1).
- Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, J.L. (2008) *Ecologia, De Indivíduos a Ecossistemas*. Artmed, Porto Alegre.
- Bergfur, J., Johnson, R.K., Sandin, L., Goedkoop, W. & Nygren, K. (2007) Effects of nutrient enrichment on boreal streams: invertebrates, fungi and leaf-litter breakdown. *Freshwater Biology*, 52, 1618-1633.

- Boyero, L., Gessner, M.O., Barmuta, L.A., Ferreira, V., Graça, M.A.S., Dudgeon, D., Boulton, A.J., Callisto, M., Chauvet, E., Helson, J.E., Bruder, A., Albariño, R.J., Yule, C.M., Arunachalam, M., Davies, J.N., Figueroa, R., Flecker, A.S., Ramírez, A., Death, R.G., Iwata, T., Mathooko, J.M., Mathuriau, C., Gonçalves, J.F.Jr., Moretti, M.S., Jingut, T., Lamothe, S., Erimba, C.M., Ratnarajah, L., Schindler, M.H., Castela, J., Buria, L.M., Cornejo, E., Villanueva, V.D. & West, D.C. (2011b) A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. *Ecology Letters*, 14, 289-294.
- Boyero, L., Pearson, L.G., Dudgeon, D., Graça, M.A.S., Gessner, M.O., Albarino, R.J., Ferreira, V., Yule, C.M., Boulton, A.J., Arunachalam, M., Callisto, M., Chauvet, E., Ramírez, A., Chara, J., Moretti, M.S., Gonçalves, J.F.Jr., Helson, J.E., Chará-Serra, A. M., Encalada, A.C., Davies, J.N., Lamothe, S., Cornejo, A., Li, A.O.Y., Buria, L.M., Villanueva, V.D., Zúñiga, M.C. & Pringle, C.M. (2011a) Global distribution of a key trophic guild contrasts with common latitudinal diversity patterns. *Ecology*, 92(9), 1839-1842.
- Boyero, L., Pearson, R.G., Dudgeon, D., Ferreira, V., Graça, M.A. S., Gessner, M. O., Boulton, A.J., Chauvet, E., Yule, C.M., Albariño, R.J., Ramírez, A., Helson, J.E., Callisto, M., Arunachalam, M., Chará, J., Figueroa, R., Mathooko, J.M., Gonçalves J.F.Jr., Moretti, M.S., Chará-Serna, A.N., Davies, J.N., Encalada, A., Lamothe, S., Buria, L.M., Castela, J., Cornejo, A., Li, A.O. Y. (2012) *Global Ecology and Biogeography*, 21, 134–141.
- Braga, F.M.S. & Rezende, A.V. (2007) Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília-DF. *Cerne, Lavras*, 13(2), 138-148.

- Brandimarte, A.L., Anaya, M., Shimizu, G.Y., Meirelles, S.T. & Caneppele, D. (2008). Impacto of damming the Mogi-Guaçu River (São Paulo State, Brazil) on reservoir limnological variables. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 13, 23-35.
- Brown, J.H., Gilloly, J.F., Allen, A.P., Savage, V.M. & West, G.B. (2004) Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85(7), 1771-1789.
- Callisto, M., Melo, A.S., Baptista, D.F., Gonçalves, J.F.Jr., Graça, M.A.S. & Augusto, F.G. (2012) Future ecological studies of Brazilian headwater streams under global-changes. *Acta Limnologica Brasiliensia*.
- Carvalho, D.A., Oliveira Filho, A.T., Vilela, E.A., Curi, N., Berg, E.V.D., Fontes, M.A.L. & Botezelli, L. (2005) Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de floresta ripária do Rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. *Revista Brasil. Bot.*, 28 (2), 329-345.
- Carvalho, EM. & Uieda, VS. (2010) Input of litter in the forested and forested areas of a tropical headstream. *Brazilian of Biology*, 70(2), 283-288.
- Casas, J.J., Zamora-Muñoz, C., Archila, F. & Alba-Tercedor, J. (2000) The effect of headwater dam on the use leaf bags by invertebrate communities. *Regulated Rivers: Research and Management*, 16, 577-591.
- Colas, F., Baudoin, J.M., Danger, M., Usseglio-Polatera, P., Wagner, P. & Devin, S. (2012) Synergistic impacts of sediment contamination and dam presence on river functioning. *Freshwater Biology*.
- Cunha, A.C.D., Cunha, H.F.A., Brasil, A.C.P.Jr., Daniel, L.A. & Schulz, H.E. (2004) Qualidade Microbiológica da água em rios de áreas urbanas e periurbanas no baixo Amazonas: o caso do Amapá. *Eng.sanit.ambient*, 9(4), 322-328.

- Dang, C.K., Schindler, M. & Chauvet, E. (2009) Temperature oscillation coupled with fungal community shifts can modulate warming effects on litter decomposition. *Ecology*, 90(1), 122–131.
- Dantas, V.D.L. & Batalha, M.A. (2011) Vegetation structure: Fine scale relationships with soil in a cerrado site. *Flora*, 206, 341-346.
- Das, M., Royer, T.V. & Leff, L.G. (2012) Interactions between aquatic bacteria and an aquatic hyphomycete on decomposing maple leaves. *Fungal Ecology*, 5, 236-244.
- Davies, P.M., Bunn, S.E. & Hamilton, S.K. (2008) Primary Production in Tropical Stream and Rivers. In: *Tropical Stream Ecology*. (Eds.Dudgeon, D.) pp. 24-37. Elsevier, London.
- Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M., Bastos, R.P., Vieira, C.M. & Vieira, L.C.G. (2005) Priority áreas for anuran conservation using biogeographical data: a comparison of greedy, rarity, and simulated annealing algorithms to define reserve networks in cerrado. *Brazilian Journal Biology*, 65(2), 251-261.
- Encalada, A.C., Calles, J., Ferreira, V., Canhoto, C.M., Graça, M.A.S. (2010) Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. *Freshwater Biology*, 55, 1719-1733.
- Esteves, F.A. Caracterização Limnológica de Ambientes lóticos e lênticos na área de influência do Complexo Prof. Maurício Joppert, Bataguassu, MS. (1995) *Oecologia Brasiliensis*, 1, 105-115.
- Ewers, C., Beiersdorf, A., Wieski, K., Pennings, S.C. & Zimmer, M. (2012) Predator/Prey-Interactions Promote Decomposition of Low-Quality Detritus, *Wetlands*.

- Feio, M.J. *et al.* 2010. Functional indicators of stream health: a river-basin approach. *Freshwater Biology*. Vol.55. P. 1050-1065.
- Felfili, J.M. (1997) Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some of its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Revista Brasileira de Botânica*, 20(2), 155-162.
- Fernandes, I., Pascoal, C., Guimarães, H., Pinto, R., Souza, I. & Cássio, F. (2012) Higher temperature reduces the effects of litter quality on decomposition by aquatic fungi. *Freshwater Biology*.
- Fernandes, I., Uzun, B., Pascoal, C. & Cássio, F. (2009) Responses of Aquatic Fungal Communities on Leaf Litter to Temperature-Change Events. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 94(4), 410 –418.
- Ferreira, V., Encalada, A.C. & Graça, M.A.S. (2012) Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams. *Freshwater Science*, 31(3), 945–962.
- Figueiredo, J.A.S. *et al.* 2010. The Rio dos Sinos watershed: Na economic and social space and its interface with environmental status. *Braz. J. Biol.*, 70(4), 1131-1136.
- Folin O, Ciocalteau V. 1927. On tyrosine and tryptophane determination in proteins. *Journal of Biology and Chemistry* 73: 424-427.
- Fonseca, A.L.D.S., Bianchini Jr, I., Pimenta, C.M.M., Soares, C.B.P. & Mangiavacchi, N. (2012) The flow velocity as driving force for decomposition of leaves and twigs. *Hydrobiologia*.
- França, J.S., Moreno, P. & Callisto, M. (2006) Importância da composição granulométrica para a comunidade bentônica e sua relação com o uso e

ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas (MG). *VII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos*.

Frossard, A., Gerull, L., Mutz, M. & Gessner, M.O. (2012) Fungal importance extends beyond litter decomposition in experimental early-successional streams. *Environmental Microbiology*.

Geraldes, P., Pascoal, C. & Cássio, F.C. (2012) Effects of increased temperature and aquatic fungal diversity on litter decomposition. *Fungal Ecology*, 5, 734-740.

Gessner, M.O. & Chauvet, E. (1993) Ergosterol-to-Biomassa Conversion Factors for Aquatic Hyphomycetes. *Applied an Environmental Microbiology*, 502-507.

Gessner, M.O. & Chauvet, E. (2002) A case for using litter breakdown to asses functional stream integrity. *Ecological Applications*, 12(2), 498-510.

Gessner, M.O. & Newell, S.W. 2002. Biomass, Growth Rate, and Production of Filamentous Fungi in Plant Litter. *Manual of Environmental in Microbiology*. 2^a ed., AMS Press, Washington, DC, P.390-408.

Gessner, M.O. & Schmitt, A. (1996) Use of Solid-Phase Extration to Determine Ergosterl Concentrations in Plant Tissue Colonized by Fungi. *Applied and Environmental Microbiology*, 415-419.

Gessner, M.O., 2005a. Proximate Lignin and Cellulose. Cap 17. p. 115–120. In: *Methods to Study Litter Decomposition*. Graça, M.A.S., Barlocher, F., Gessner, M.O. Springer.

Gessner, M.O., 2005b. Ergosterol as a measure of fungal biomass. Cap 25. p. 189–195. In: *Methods to Study Litter Decomposition*. Graça, M.A.S., Barlocher, F., Gessner, M.O. Springer.

Gessner, M.O., Chauvet, E. & Dobson, M. (1999) A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*, 85(2).

- Gessner, M.O.; Bärlocher, F.; Chauvet, E. 2003. Qualitative and Quantitative analyses of aquatic hyphomycetes in streams. *Fungal Diversity Research Series*, 10, 127-157.
- Gilvear, D.J., Heal, K.V. & Stephen, A. (2002) Hydrology and the ecological quality of Scottish river ecosystem. *The Science of Total Environment*. 294, 131-159.
- Gimenes, K.Z., Da Cunha-Santiago, M.B. & Bianchini Jr, I. (2010) Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Australis*, 14(4), 1036-1073.
- Gonçalves, *et al.* 2006. Leaf Breakdown of Tropical Stream. *Internat.Rev.Hidrobiol.* 19(2), 164-177.
- Gonçalves, J.F.JR. *et al.* 2010. Relationship between detritus and invertebrate colonization in a tropical streams. *Hydrobiology*.
- Gonçalves, J.F.Jr., França, J.F., Medeiros, A.O., Rosa, C.A. & Callisto, M. (2006b) Leaf Breakdown in a Tropical Stream. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 91(2), 164-177.
- Gonçalves, J.F.Jr., Martins, R.T., Ottoni, B.M.P. & Couceiro, S.R.M. (no prelo) Uma visão sobre a decomposição em sistemas aquáticos brasileiros.
- Gonçalves, J.F.Jr., Rezende, R.S., Martins, N.M. & Gregório, R.S. (2012) Leaf breakdown in an Atlantic Rain Forest stream. *Austral Ecology*, 37, 807-815.
- Gonçalves, J.F.JR.; Graça, M.A.S.; 2007. Callisto, M. 2007. Litter decomposition in a Cerrado savannah stream is retarded by leaf toughness, low dissolved nutrients and a low density of shredders. *Freshwater Biology*. 52, 1440-1451.
- Goulart, M.D.C. & Callisto, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*. Ano 2. No.1.

- Graça, M.A.S & Canhoto, C. 2006. Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica*, 25, 1-10.
- Graça, M.A.S. & Zimmer, M. Leaf Toughness. Cap 18. p. 121–125. *In: Methods to Study Litter Decomposition*. Graça, M.A.S., Barlocher, F., Gessner, M.O. Springer.
- Graça, M.A.S. *et al.* 2002. Effects of *Eucalyptus* Plantations on Detritos, Decomposers, and Detritivores in streams. *The cientific World JOURNAL*, 2, 1173-1185.
- Graf, W.L. (2006) Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology*. 02045, 25.
- Gulis, V.; Ferreira, V.; Graça, A.S. 2006. Simulation of leaf litter decomposition and associated fungi and invertebrates by moderate eutrophication: implications for streams assessment. *Freshwater Biology*, 51, 1655-1669.
- Hisabae, M; Sone, S.; Inoue, M. 2011. Breakdown and macroinvertebrate colonization of needle and leaf litter in conifer plantation streams in Shikoku southwestern Japan. *J.For.Res*, 16, 108-115.
- Iawata, T., Nakano, S. & Inoue, M. (2003) Impacts of past riparian deforestation on stream communities in a tropical rain forest in Borneo. *Ecological Application*, 13(2), 461-473.
- Imberger, S.J., Thompson, R.M. & Grace, M.R. 2010 Searching for effective indicators of ecosystem function in urban streams: assessing cellulose decomposition potential. *Freswater Biology*, 50, 2089-2106.
- Jabiol, J. & Chauvet, E. (2012) Fungi are involved in the effects of litter mixtures on consumption by shredders. *Freshwater Biology*.
- Kearns, S.G. & Barlocher, F. (2008) Leaf surface roughness influences colonization success of aquatic hyphomycete conidia. *Fungal Ecology*, 1, 13 – 18.

- Kefford, B.J., Zaluzniak, L., Dunlop, J.E., Nuggeoda, D. & Choi, S.C. (2010) How are macroinvertebrates of slow flowing lotic systems directly affected by suspended and deposited sediments? *Environmental Pollution*, 158, 543-550.
- Khoi, D.N. & Suetsugi, T. (2012) The responses of hydrological processes and sediment yield to land-use and climate change in the Be River Catchment, Vietnam. *Hydrological Process*.
- Klinger, P. & Jacomine, T. (2009) Solos sob Matas Ciliares. In: *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. (Eds. Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.D.F.), pp.27-32. Edusp, São Paulo.
- Kominoski, J.S., Hoellein, T.J., Kelly, J.J. & Pringle, C.M. (2009) Does mixing litter of different qualities alter stream microbial diversity and functioning on individual litter species? *Oikos*, 118, 457-463.
- Landeiro, V.L., Hamada, N., Godoy, B.S. & Melo, A.S. (2010) Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*.
- Lecerf, A. & Chauvet, E. (2008) Diversity and functions of leaf decaying fungi in human-altered streams. *Freshwater Biology*, 53, 1658-1672.
- Lecerf, A. & Chauvet, E. (2008) Diversity and functions of leaf decaying fungi in human-altered streams. *Freshwater Biology*. 53, 1658-1672.
- Lecerf, A. & Richardson, J.S. (2010) Litter decomposition can detect effects of high and moderate levels of forest disturbance on stream condition. *Forest Ecology and Management*, 259, 2433-2443.
- Lecerf, A., Dobson, M., Dang, C.K. & Chauvet, E. (2005) Riparian plant species loss alters trophic dynamics in detritus-based stream ecosystems. *Oecologia*, 146, 432-442.

- Leite, E.J. (2001) Spatial distribution patterns of riverine forest taxa in Brasília, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 140, 257-264.
- Leroy, C.J. & Marks, J.C. (2006) Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 51, 605-617.
- Libano, A.M & Felfili, J.M. (2006) Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). *Acta bot. bras.* 20(4), 927-936.
- Ligeiro, R., Moretti, M.S., Gonçalves, J.F.Jr. & Callisto, M. (2010) What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? *Hydrobiologia*, 654, 125-136.
- Lima, W.D.P. & Zakia, M.J.B. (2009) Hidrologia de Matas Ciliares. In: *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. (Eds. Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.D.F.), pp.33-44. Edusp, São Paulo.
- M'Erimba, C., Villanueva, V.D., Zúñiga, M.D.C., Swan, C.M. & Barmuta, L.A. (2012) Global patterns of stream detritivore distribution: implications for biodiversity loss in changing climates. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 134–14.
- Malmqvist, A. & Rundle, S. (2002) Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29 (2), 134–153.
- Marchesan, E., Sartori, G.M.S., Reimche, G.B., de Avila, L.A., Zanella, R., Machado, S.L.D.O., Macedo, V.R.M. & Cogo, J.P. (2009) Water quality of the Vacacaí and Vacacaí-Mirim rivers in the Rio Grande do Sul State, Brazil. *Ciência Rural, Santa Maria*, 39(7), 2050-2056.
- Marris, E. (2005) The forgotten ecosystem. *Nature*, 437(13).

- Mcintosh, M.D., Schimtz, J.A., Benbow, M.E. & Burky, A.J. (2008) Structural and functional changes of tropical riffle macroinvertebrate communities associated with stream flow withdrawal. *River Research and Applications*, 24, 1045-1055.
- Medeiros, A.O., Pascoal, C. & Graça, A.S. (2009) Diversity and activity of aquatic fungi under low oxygen conditions. *Freshwater Biology*, 54, 142–149.
- Medeiros, J.D. (2011) Guia de Campo: vegetação do Cerrado 500 espécies. MMA/SBF, Brasília, DF.
- Mendoza-Lera, C., Larrañaga, A., Pérez, J., Descals, E., Martínez, A., Moya, O., Arostegui, I. & Pozo, J. (2012) Headwater Reservoirs weaken terrestrial-aquatic linkage by slowing leaf-litter processing in downstream regulated reaches. *River Research and Applications*, 28, 13-22.
- Menéndez, M., Descals, E., Riera, T. & Moya, O. (2012) Effect of small reservoirs on leaf litter decomposition in Mediterranean headwater streams. *Hydrobiologia*.
- Mesquita, A., Pascoal, C. & Cássio, F. (2007) Assessing effects of eutrophication in streams based on breakdown of eucalypt leaves. *Fundamental and Applied Limnology*, 168(3), 221-230.
- Mickie, B.G. & Malmqvist, B. (2009) Assessing ecosystem functioning in stream affected by forest management: increased leaf decomposition occurs without changes to the composition of benthic assemblages. *Freshwater Biology*, 54, 2086-2000.
- Minella, J.P.G., Merten, G.H., Reichert, J.M. & dos Santos, D.R. (2007) Identificação e Implicações para Conservação dos Solos das Fontes de Sedimentos em Bacias Hidrográficas. *R. Brasg. Ci. Solo*, 31:1637-1646.

- Mitre, S.K. (2011) Decomposição de detritos foliares alóctones e dinâmica de nutrientes em sistema lótico no Cerrado. Dissertação (Mestrado), PGECL, UnB, Brasília-DF.
- Molisani, M.M., Kjerfve, B., Silva, A.P. & Lacerda, L.D. (2006) Water discharge and sediment load to Sepetiba Bay from an anthropogenically-altered drainage basin, SE Brazil. *Journal of Hydrology*, 331, 425-433.
- Molozzi, J., França, J.S. Araújo, T.L.A., Viana, T.H., Hughes, R.M. & Callisto, M. (2008) Diversidade de habitats físicos e sua relação com macroinvertebrados bentônicos em reservatórios urbanos em Minas Gerais. *Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre*, 101(3): 191-199
- Montenegro, A. & Ragab, R. (2010) Hydrological response of a Brazilian semi-arid catchment to different land use and climate changes scenarios: a modelling study. *Hydrological Process*, 24, 2705-2723.
- Moraes, L.A.F. (2009) A visão integrada da Ecohidrologia para o manejo sustentável dos ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 13(4), 1304-11.
- Moretti, M. & Loyola, R.D. (2009) Does *Barypenthus concolor* Burmeister (Trichoptera :Odontoceridae) Select Particles of Different Sizes for Case Building ? *Neotropical Entomology*, 34(2), 337-340.
- Moretti, M., Gonçalves, J.F.Jr. & Callisto, M. (2007) Leaf breakdown in two tropical streams: Differences between single and mixed species packs. *Limnologica*, 37, 250-258.
- Moulton, T.P. & Magalhães, S.A.P. (2003) Responses of leaf processing to impacts in streams in Atlantic Rain Forest, Rio de Janeiro, Brazil – A test of the biodiversity-ecosystem functioning relationship?. *Braz.J.Biol*, 63(1), 87-95.

- Moulton, T.P. (1999) Biodiversity and ecosystem functioning in conservation of rivers and streams. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater ecosystems*, 9, 573-578.
- Moura, A.C.C. (2010). Recuperação de Áreas degradadas no Ribeirão do Gama e o envolvimento da comunidade do Núcleo Hortícola de Vargem Bonita, DF. Dissertação (Mestrado), Engenharia Florestal, UnB, Brasília-DF.
- Muehlbauer, J.D., Leroy, C.J., Lovett, J.M., Flaccus, K.K., Vlieg, J.K. & Marks, J.C. (2009) Short-term responses of decomposers to flow restoration in Fossil Creek, Arizona, USA. *Hydrobiologia*, 618, 35-45.
- Myers, N., Mittermeir, R.A., Mittermeir, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403.
- Naiman, R.J., Latterell, J.J., Pettit, N.E., Olden, J.D. (2008) Flow variability and the biophysical vitality of the river systems. *Comptes Rendus Geoscience*. 340, 629-643. *Neotropical Entomology*, 337-340.
- Nikolcheva, L.G., Bourque, T. & Barlocher, F. (2005) Fungal diversity during initial stages of leaf decomposition in a stream. *Mycol. Res.* 109 (2), 246–253.
- Niyogi, D.K., Harding, J.S. & Simon, K.S. (2013) Organic matter breakdown as a measure of stream health in New Zealand streams affected by acid mine drainage. *Ecological Indicators*, 24, 510-517.
- Oliveira Filho, A.T. & Ratter, J.A. (2009) Padrões Florísticos das Matas Ciliares da Região do Cerrado e a Evolução das Paisagens do Brasil Central durante o Quaternário Tardio. In: *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. (Eds. Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.D.F.), pp.73-90. Edusp, São Paulo.

- Oliveira, A.P. & Felfili, J.M. (2008) Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). *Revista Brasileira de Botânica*, 31(4), 597-610.
- Oliveira, M.C. (2010) Vinte e quatro anos de sucessão vegetal na mata de galeria do córrego Capetinga, na Fazenda Água Limpa, Brasília, Brasil: 1983-2007. Tese (Doutorado), Engenharia Florestal, UnB, Brasília-DF.
- Olson JS. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 321-331.
- Pascoal, C., Cássio, F., Marcotegui, A., Sanz, B. & Gomes, P. (2005) Role of fungi, bacteria, and invertebrates in leaf litter breakdown in a polluted river. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 24(4), 784-797.
- Pinheiro, MHO. & Monteiro, R. (2010) Contribution to discussions on the origin of the cerrado bioma: Brazilian savanna. *Brazilian Journal Biology*, 70(1), 95-102.
- Piscart, C., Genoel, R., Doledec, S., Chauvet, E. & Marmonier, P. (2009) Effects of intense agricultural practices on heterotrophic processes in streams. *Environmental Pollution*, 157, 1011-1018.
- Poff, N.L. & Hart, D. (2002) How Dams Vary and Why It Matters for the Emerging Science of Dam Removal. *Bioscience*, 52(8).
- Pomeroy, K.E., Shannon, J.P. & Blinn, D.W. (2000) Leaf breakdown in a regulated desert river: Colorado River, Arizona, U.S.A. *Hydrobiologia*, 434, 193-199.
- Pompeu, P.S., Alves, C.B.M. & Callisto, M. (2005) The Effects of Urbanization on Biodiversity and Water Quality in the Rio das Velhas Basin, Brazil. *American Fisheries Society Symposium*.
- Quintão, J.M.B. (2012) Decomposição de Macrófitas aquáticas em reservatórios com diferentes graus de trofia. Dissertação Mestrado, PGECL, UnB, Brasília-DF.

- Ramirez, A.; Pringle, C.M.; Wantzen, K.M. (2008) Tropical Stream Conservation. In: *Tropical Stream Ecology*. (Eds. Dudgeon, D.). Elsevier, London.
- Rangel, T.F.L.V.B., Bini, L.M., Diniz-Filho, J.A.F., Pinto, M.P., Carvalho, P. & Bastos, R. (2007) Human development and biodiversity conservation in Brazilian Cerrado. *Applied Geography*, 27, 14–27.
- Rangel-Peraza, J.G., Obregon, O., Nelson, J., Willians, G.P., De Anda, J., González-Farías, F. & Miller, J. (2012) Modelling approach for characterizing thermal stratification and assessing water quality for a large reservoir. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 17, 119-129.
- Rassan, D.W., Flloows, C.F., Hayr, R.D., Hunter, H. & Bloesch, P. (2006) The hydrology of riparian buffer zones; two case studies in a ephemeral and a perennial streams. *Journal of Hydrology*. 325, 308-324.
- Ratter, J.A., Ribeiro, J.F. & Bridgewater, S. (1997) The Brazilian Cerrado Vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany*, 80, 223-230.
- Rehn, A.C. (2009) Benthic macroinvertebrates as indicador of biological condition below hydropower dams on west slope sierra Nevada streams, California, USA. *River Research and Applications*, 25, 208-228.
- Resende, J.C.F., Klink, C.A. & Schiavini. (2003) Spatial Heteroneity and it influence on *Copaifera langsdoffii* Desf. (Caesalpinaceae). *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 46(3), 405-414.
- Ribblett, S.G., Palmer, M.A. & Coats, D.W. (2005) The importance of bacterivorous protists in the decomposition of stream leaf litter. *Freshwater Biology*, 50, 516-526.

- Ribeiro, F. EMBRAPA. (2009). In: + 100 Árvores do Cerrado - Matas de Galeria: Guia de Campo. (Eds. Silva Júnior, M.C. & Pereira, B.A.). Rede Sementes do Cerrado, Brasília-DF.
- Rocha, P.C., Santos, M.L. & Souza Filho, E.E. (2001) Alterações no regime hidrológico do Alto Rio Paraná como resposta ao controle de descargas efetuado por grandes barramentos a montante. *Anais do VIII Encuentro de Geógrafos de América Latina*, 4-10.
- Rodrigues, R.R. & Nave, A.G. (2009) Heterogeneidade Florística das Matas Ciliares. In: *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. (Eds. Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.D.F.), pp.45-72. Edusp, São Paulo.
- Salemi, L.F., Groppo, J.D., Trevisan, R., de Moraes, J.M., Lima, W.D.P. & Martinelli, L.A. (2012) Riparian Vegetation and water yield: A synthesis. *Journal of Hydrology*, 454-455, 195-202.
- Sanz, D.B. & Jalón, D.G.D. (2005) Characterisation of streamflow regimes in central Spain, based on relevant hydrobiological parameters. *Journal of Hydrology*, 310, 266-279.
- Silva Júnior M.C, Pereira B.A.S. 2009. + 100 Árvores do Cerrado, Matas de Galeria: Guia de campo. Brasília (DF): Rede de sementes do Cerrado.
- Silva, J.M.C. & Bates, J.M. (2002) Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. *Bioscience*, 52(3), 225-234.
- Soares, M.C.S., Marinho, M.M., Huszar, V.L.M., Branco, C.W.C. & Azevedo, S.M.F.O. (2008) The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoir in Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 13, 257-269.

- Solé, M., Fetzer, I., Wennrich, R., Sridhar, K.R., Harms, H. & Krauss. (2008) Aquatic hyphomycete communities as potential bioindicators for assessing anthropogenic stress. *Science of the Total Environment*, 389, 557-565.
- Sridhar, K.R. & Barlocher, F. (2000) Initial Colonization, Nutrient Supply, and Fungal Activity on Leaves Decaying in Streams. *Applied and Environmental Microbiology*, 66(3), 1114-1119.
- Sridhar, K.R., Duarte, S., Cássio, F. & Pascoal, C. (2009) The Role of Early Fungal Colonizers in Leaf-Litter Decomposition in Portuguese Streams Impact of Agricultural Runoff. *Internat.Rev.Hydrobiol.*, 94(4), 399-409.
- Suberkropp, K., Gessner, M.O. & Chauvet, E. (1993). Comparison of ATP and Ergosterol as Indicators of Fungal Biomass Associated with Decomposing Leaves in Streams. *Applied and Environmental Microbiology*, 59(10), 3367-3372.
- Tank, J.L., Rosi-Marshall, E.J., Griffiyhs, N.A., Entekin, S.A. & Stephen, M.L. (2010) A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 29(1), 118-140.
- Tealdi, S., Camporeale, C. & Ridolfi, L. (2011) Modeling the impact of river damming on riparian vegetation. *Journal of Hydrology*, 396, 302-312.
- Tundisi, J.G. & Tundisi, T.M. (2010) Impactos Potenciais das Alterações do Código Florestal nos Recursos Hídricos. *Biota Neotropical*, 10(4).
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell J.R. & Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Vogel, H.F; ;Zawadzki, C.H.; Metri, R. (2009) Florestas Ripárias: Importância e Principais Ameaças. *Sabios: Rev.Saúde e Biol.*, 4(1), 24-30.

- Walpola, H., Leichtfried, M., Amarasinghe, M. & Füreder, L. (2011) Leaf Litter Decomposition of Three Riparian Tree Species and Associated Macroinvertebrates of Eswathu Oya, a Low Order Tropical Stream in Sri Lanka. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 96(1), 90-104.
- Wang, G., Jiang, H., Xu, Z., Wang, L. & Yuel, W. (2012) Evaluating the effect of land use changes on soil erosion and sediment yield using a grid-based distributed modeling approach. *Hydrological Processes*, 26, 3579-3592.
- Wantzen, K.M., Yule, C.M., Mathooko, J.M. & Pringle, C.M. (2008) Organic Matter Processing in Tropical Stream. In: *Tropical Stream Ecology*. (Eds. Dudgeon, D.) pp. 44-60. Elsevier, London.
- Warburton, M.L., Schulze, R.E. & Jewitt, G.P.W. (2012) Hydrological impacts of land use change in three diverse South American catchment. *Journal of Hydrology*, 414-415, 118-135.
- Webster, *et al.* (2009) Nutrient uptake and mineralization during leaf decay in streams a Model simulation. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, (4), 372-390.
- Wright, M.S. & Covich, A.P. (2005) Relative Importance of Bacteria and Fungi in a Tropical Headwater Stream: Leaf Decomposition and Invertebrate Feeding Preference. *Microbial Ecology*, 49, 536-546.
- Yang, D. & Kane, D.L. (2003) Changes in Lena River streamflow hydrology: Human impacts versus natural variations. *Water Resource Research*, 39(7),
- Young, R. G. & Collier, K.J. (2009) Contrasting responses to catchment modification among a range of functional and structural indicators of river ecosystem health. *Freshwater Biology*, 54, 2155-2170.