



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

**DECOMPOSIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM
RESERVATÓRIOS COM DIFERENTES GRAUS DE TROFIA**

José Maurício Brandão Quintão

Orientador: Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior

Brasília – DF
Março de 2012



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

**DECOMPOSIÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM
RESERVATÓRIOS COM DIFERENTES GRAUS DE TROFIA**

José Maurício Brandão Quintão

Orientador: Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior

Dissertação de Mestrado apresentada
ao Programa de Pós-Graduação em
Ecologia da Universidade de Brasília,
como requisito para obtenção do título
de Mestre em Ecologia.

Brasília – DF
Março de 2012

Dissertação de Mestrado

JOSÉ MAURÍCIO BRANDÃO QUINTÃO


Título:

“Decomposição de Macrófitas Aquáticas em Reservatórios com Diferentes Graus de Trofia”.

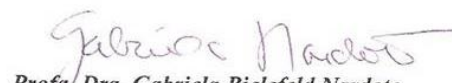
Banca Examinadora:



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



Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior
Membro Titular
UFSCar



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

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

Brasília, 06 de março de 2012.

Aos meus pais e irmãos, com todo o
meu amor.

“Às vezes ouço passar o vento; e só
de ouvir o vento passar, vale a pena
ter nascido.”

Fernando Pessoa

AGRADECIMENTOS

Hoje celebro uma vitória que só foi possível graças ao amor, confiança e amizade que foram confiados a mim, por todos aqueles que amo. A minha coragem e persistência me trouxeram até aqui e estou muito feliz por ter vencido mais uma fase tão importante da minha vida.

Agradeço a Deus por iluminar toda a minha jornada e sempre colocar em meu caminho tantas oportunidades de crescimento e aprendizado...

Aos meus pais, Lêda e Maurício, meus exemplos de vida. Dedico a vocês todas as minhas conquistas. Obrigado por todo o incentivo profissional, muitas vezes mesmo sem compreender a minha profissão. Agradeço por acreditarem em mim e me acolherem em todos os momentos em que aparentei cansaço, insegurança e medo. Perdoem-me por talvez ter sido um pouco ausente nesses dois anos. O amor e apoio de vocês foi o que me manteve em Brasília e me fez acreditar que nenhum obstáculo seria maior do que a minha vontade de vencer. Amo vocês!

Aos meus irmãos, tão especiais, Maysa, Michelly, Mario César e Luís Henriques, agradeço pelo conforto da amizade e apoio de sempre. Mi, obrigado pelas longas conversas ao telefone e por sempre tentar fazer com que as coisas se tornassem mais fáceis! Romilson e José Eduardo, não há como negar que vocês também fazem parte de tudo isso, por todo o apoio que sempre deram a mim e a toda a minha família. É bom saber que posso contar com todos vocês!

Aos meus queridos sobrinhos: João Antônio, Maria Teresa e Ana Maysa. A alegria dessas crianças me motivou a cada dia!

Agradeço à Lena e Tio Sidi, pela generosidade em abrir as portas de sua casa em um momento tão difícil. Sou muito grato pela hospitalidade e paciência com a qual me receberam.

Agradeço ao Prof. Dr. Júnior, pela orientação, por apostar na minha inexperiência e despertar em mim a curiosidade por essa nova linha de pesquisa. Obrigado pelo apoio, pela paciência em todas as conversas e por ter me recebido de braços abertos em seu laboratório. O seu acolhimento foi fundamental para a minha permanência e conclusão deste curso.

Aos grandes amigos que fiz quando cheguei à universidade: Elisa, Diego, Fernanda e Francisco Diogo. A certeza da amizade e companhia de vocês tornou os meus dias em Brasília mais felizes e interessantes. Jamais esquecerei cada momento vivido nesses dois

anos, sejam eles sob o estresse de cada prova de Comunidades até os tão intensos “happy hours” na casa da Elisa. Elisa, é impossível não dizer que você se tornou uma irmã para mim, que me compreende incondicionalmente, sempre muito divertida e presente. Diego, você se tornou um amigo leal. Seu otimismo e inteligência foram motivadores nos dias em que as coisas pareciam não estar indo tão bem assim. Fernanda, a nossa empatia e bom humor atribuíram mais leveza até mesmo às situações mais difíceis. Diogo, a sua dedicação e boa vontade de sempre contribuíram para a interpretação dos resultados estatísticos e finalização deste trabalho.

À equipe do Laboratório de Limnologia, pelo apoio e bons momentos compartilhados. As coletas de campo e as atividades diárias de laboratório não poderiam ser mais divertidas. Obrigado pela amizade de todos vocês!

À equipe do Laboratório de Ecologia de Ecossistemas pelas conversas e boas risadas, sempre garantidas em todos os cafés da tarde.

À Simone, pela amizade, motivação e apoio desde o processo seletivo do mestrado até a minha chegada a Brasília.

Ao Jhonathan, Diogo e Renan por toda a paciência e o suporte durante as análises estatísticas do trabalho.

Ao Renan e à Cássia, pela companhia e por tornarem os momentos em casa um pouco menos solitários.

À Prof.^a Dr.^a Adriana Medeiros, pela atenção, por ler meu trabalho e dar sugestões para a melhoria do mesmo. Agradeço a ajuda na interpretação e discussão dos dados e referências indicadas.

Ao Laboratório de Processos e Qualidade de Água – UFMG, em especial ao Prof. Dr. Francisco Antônio R. Barbosa e à Maria Margarida Marques (Meg), pela recepção e fornecimento de dados.

À banca examinadora, Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior, Profa. Dr.^a Gabriela Bielefeld Nardoto e Prof. Dr. Ludgero Cardoso Galli Vieira, por aceitarem o convite para a defesa. Agradeço todo o cuidado durante a leitura do meu trabalho e por todas as sugestões dadas, que contribuíram para a melhoria da minha dissertação.

Ao laboratório de Limnologia e Ecologia de Bentos da UFMG, pelo suporte da infra-estrutura e logística dada à execução deste projeto.

À toda a equipe envolvida no projeto: “Qualidade ambiental das sub-bacias dos ribeirões Ibirité e Pintados: uma proposta de gestão integrada do reservatório de Ibirité, município de Ibirité – MG” e à FUNDEP /UFMG.

À Petrobrás, pelo financiamento deste projeto.

À CAPES, pela concessão de bolsa de mestrado.

À Universidade de Brasília e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, pela excelência no ensino e todo o conhecimento adquirido.

**MUITO OBRIGADO
A TODOS VOCÊS!**

RESUMO

A proliferação de macrófitas aquáticas é um problema recorrente em reservatórios brasileiros, causando danos à qualidade da água e prejuízos econômicos aos responsáveis pelo seu gerenciamento. O potencial de crescimento dessas plantas gera um banco de detritos que, normalmente, acumula-se na zona litoral dos reservatórios e entra em processo de decomposição. A decomposição é um processo ecológico que depende de fatores físicos, químicos e biológicos, influenciada basicamente pela química da água, qualidade dos detritos e composição da comunidade associada. O objetivo deste estudo foi comparar os coeficientes máximos de decomposição (k) e avaliar a influência da comunidade microbiana e de invertebrados aquáticos sob a perda de massa de *Eichhornia crassipes* e *Typha domingensis* em um reservatório eutrófico e oligotrófico. As macrófitas verdes foram coletadas no reservatório eutrófico e, em laboratório, estas foram pesadas, secas ao ar e colocadas em “litter bags” (malha de 10 mm), que foram incubados nos dois reservatórios. Quatro replicatas foram retiradas nos tempos amostrais 7, 15, 30, 60, 90 e 120 dias. As variáveis físicas e químicas da água foram mensuradas a cada ida ao campo. Os coeficientes de decomposição foram calculados a partir do modelo de decaimento exponencial negativo e a caracterização química inicial dos detritos foi feita para ambas as espécies. A densidade de leveduras foi estimada pela contagem das colônias e a biomassa microbiana total e de fungos foi avaliada pela quantificação das concentrações de ATP e ergosterol, respectivamente. Os resultados revelam uma elevada perda de massa em sete dias devido à lixiviação e ambas as espécies se decompueram mais rápido no reservatório eutrófico (*E. crassipes*; $k = 0,033 \text{ dia}^{-1}$ e *T. domingensis*; $k = 0,024 \text{ dia}^{-1}$) do que no oligotrófico (*E. crassipes*; $k = 0,027 \text{ dia}^{-1}$ e *T. domingensis*; $k = 0,010 \text{ dia}^{-1}$). A qualidade dos detritos influenciou a perda de massa inicial entre as espécies, bem como a colonização por micro-organismos e invertebrados aquáticos. Em relação à comunidade microbiana, a participação das bactérias no processo de decomposição parece ter sido mais importante no reservatório eutrófico, enquanto os fungos foram mais relevantes no oligotrófico. A comunidade de invertebrados aquáticos diferiu quanto à riqueza e densidade de organismos entre os reservatórios, provavelmente devido às diferenças na qualidade da água. Os resultados indicam que a maior disponibilidade de nutrientes (N- total, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , p- total, PO_4^-), bem como as variações nas concentrações de oxigênio dissolvido e na temperatura da água podem ter acelerado o processo de decomposição, afetando a estrutura e a atividade da comunidade microbiana, bem como a composição de invertebrados. *T. domingensis* (decomposição lenta) é capaz de reter por mais tempo os nutrientes em seus tecidos, podendo ser utilizada em estratégias de manejo dos nutrientes no reservatório, enquanto *E. crassipes* (decomposição rápida) devolve ao sistema, em um curto espaço de tempo, grandes quantidades de nutrientes, dificultando o controle da eutrofização.

Palavras chave: Composição química, eutrófico, eutrofização, invertebrados aquáticos, micro-organismos, oligotrófico.

ABSTRACT

The proliferation of macrophytes is a recurrent problem in the Brazilian reservoirs that causes damage to water quality and economic losses to the managers. The growth of these plants produces a bank of litter that normally accumulates in the littoral zone of reservoirs which starts the decomposition. Decomposition is a process that depends on physical, chemical and biological factors, which are affected by the chemistry of water, the quality of litters and the composition of the associate community. The aims of this study were to compare the maximum decay rates of leaves (k) and evaluate the influence of microbial community and aquatic invertebrates in the leaves breakdown of *Eichhornia crassipes* and *Typha domingensis* in an eutrophic and oligotrophic reservoir. Green macrophytes leaves were "air dried" and placed in "litter bags" (10 mm mesh), which were incubated into the reservoirs, and four replicated were removed in 7, 15, 30, 60, 90 and 120 days. Water's physical and chemical variables were measured *in situ*. The leaves breakdown was estimated by the negative exponential decay model and the initial chemical characterization was done for both species. The density of yeasts was estimated by counting the colonies and the microbial and fungi total biomass were evaluated by measuring the concentrations of ATP and ergosterol, respectively. The results showed a high mass loss in seven days due to leaching and both species decomposed faster in the eutrophic reservoir (*E. crassipes*; $k = 0,033 \text{ dia}^{-1}$ e *T. domingensis*; $k = 0,024 \text{ dia}^{-1}$) rather than in the oligotrophic (*E. crassipes*; $k = 0,027 \text{ dia}^{-1}$ e *T. domingensis*; $k = 0,010 \text{ dia}^{-1}$). The quality of detritus influenced the proportion of initial mass loss between species and colonization by microbial and aquatic invertebrates. In relation to the microbial community, the participation of bacteria in the decomposition seems to have been more important in the eutrophic reservoir, while the fungi were more important in the oligotrophic. The community of invertebrates differed in richness and density of organisms among the reservoirs, probably due to differences in water quality. The results indicated that the higher availability of nutrients (N- total, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , P- total, PO_4^-), dissolved oxygen and water temperature might have accelerated the decomposition, affecting the structure and activity of the microbial community, as well as the composition of invertebrates. *T. domingensis* (slow decay rate) is able to maintain the nutrients in their tissues for a longer time, it may be used as strategies for managing nutrients stocks in reservoirs, while *E. crassipes* (fast decay rate) returns large quantities of nutrients to the system in a short time, making it difficult to control eutrophication processes.

Keywords: Chemical composition, eutrophic, invertebrates, microbial community, oligotrophic, pollution.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Formas de vida das macrófitas aquáticas, de acordo com o ambiente em que são encontradas (Esteves & Thomaz, 2011)	4
Figura 2. Localização geográfica dos reservatórios da REGAP e de Taboões, dentro do estado de Minas Gerais, Brasil. A seta indica a região onde o experimento foi realizado no reservatório	16
Figura 3. Áreas de estudo (A, B) Reservatório da REGAP (eutrófico), no município de Ibitaré – MG; (C, D) Reservatório de Taboões (oligotrófico), no Parque Estadual da Serra do Rola Moça – MG.....	17
Figura 4. Folhas verdes de macrófitas aquáticas sendo secas ao ar (A) e disposição dos <i>litter bags</i> no reservatório oligotrófico (B).	19
Figura 5. Macrófitas aquáticas (A) População de <i>T. domingsensis</i> localizada na zona litoral do reservatório eutrófico ; B) <i>T. domingsensis</i> com formação de inflorescência (C) Indivíduos de <i>E. crassipes</i> presentes no reservatório eutrófico; (D) <i>E. crassipes</i> com presença flores.....	20
Figura 6. Porcentagem de perda de massa remanescente das macrófitas aquáticas nos reservatórios eutrófico e oligotrófico. <i>Typha domingensis</i> (A) e <i>Eichhornia crassipes</i> (B)...	27
Figura 7. Concentrações de ATP (nmoles/g MSLC) ao longo do tempo de decomposição de <i>T. domingensis</i> (A) e <i>E. crassipes</i> (B), nos reservatórios eutrófico e oligotrófico.	31
Figura 8. Concentrações de ergosterol ($\mu\text{g/g}$ MSLC) ao longo do tempo de decomposição de <i>T. domingensis</i> (A) e <i>E. crassipes</i> (B), nos reservatórios eutrófico e oligotrófico.	32
Figura 9. Densidade de leveduras. LogUFC de leveduras /g ⁻¹ MSLC sob os detritos de <i>T. domingensis</i> (A) e <i>E. crassipes</i> (B), nos reservatórios eutrófico e oligotrófico.....	33
Figura 10. Análise de rarefação comparando a riqueza de taxa de invertebrados aquáticos em <i>T. domingensis</i> (A) e <i>E. crassipes</i> (B) quando incubadas nos reservatórios eutrófico e oligotrófico.	34
Figura 11. Densidade de invertebrados aquáticos ao longo do tempo de decomposição de <i>T. domingensis</i> (A) e <i>E. crassipes</i> (B) quando incubadas nos reservatórios eutrófico e oligotrófico	40

Figura 12. Densidade relativa de invertebrados de acordo com os grupos tróficos funcionais.
(A) *T. domingensis* no reservatório oligotrófico; (B) *T. domingensis* no reservatório eutrófico;
(C) *E. crassipes* no reservatório oligotrófico; (D) *E. crassipes* no reservatório eutrófico.
*ausência de detritos 42

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Variáveis físicas e químicas da água nos reservatórios eutrófico e oligotrófico (média \pm desvio padrão). Temperatura-T ($^{\circ}$ C), oxigênio dissolvido-OD (mg/L), condutividade elétrica-CE (μ S), pH, $^{*}\text{PO}_4 \mu\text{g.L}^{-1}$, $^{*}\text{NH}_4 \mu\text{g.L}^{-1}$, $^{*}\text{NO}_2 \mu\text{g.L}^{-1}$, $^{*}\text{NO}_3 \mu\text{g.L}^{-1}$, $^{*}\text{P-total} \mu\text{g.L}^{-1}$, $^{*}\text{N-total} \mu\text{g.L}^{-1}$. * Dados cedidos pelo Laboratório de Processos e Qualidade de água-UFMG. 15
- Tabela 2.** Valores de significância (p) do GLM, grau de liberdade (GL) e residual (Residual GL) e valores do teste Qui-quadrado (χ^2) e F, para as análises de perda de peso, concentrações de ATP, ergosterol e leveduras, nos detritos de *T. domingensis* e *E. crassipes*, em função do local, tempo e interação entre esses dois fatores. Nível de significância: $^{*}\text{p} < 0.05$, $^{**}\text{p} < 0.01$ e $^{***}\text{p} < 0.001$ 29
- Tabela 3.** Composição química inicial dos detritos de *T. domingensis* e *E. crassipes* quanto ao conteúdo de lignina, celulose, fibras, taninos e polifenóis totais. Valores médios, expressos em porcentagem por grama de detrito (média \pm desvio padrão). 30
- Tabela 4.** Classificação taxonômica e grupo funcional trófico (GFT), porcentagem total (%total), densidade média (indivíduos/g) e desvio padrão (\pm) por taxa de invertebrados aquáticos presentes nos detritos de *T. domingensis* ao longo do período de incubação, nos dois reservatórios (eutrófico e oligotrófico). 36
- Tabela 5.** Classificação taxonômica e grupo funcional trófico (GFT), porcentagem total (%total), densidade média (indivíduos/g) e desvio padrão (\pm) por taxa de invertebrados aquáticos presentes nos detritos de *E. crassipes* ao longo do período de incubação, nos dois reservatórios (eutrófico e oligotrófico). 38
- Tabela 6.** Valores de significância (p) do GLM, grau de liberdade (GL) e residual (Residual GL) e valores do teste Qui-quadrado (χ^2) e F, para as análises de predadores (Pr), fragmentadores (Fr), raspadores (Rsp), coletores-catadores(Co-Ca) e coletores-filtradores (Co-F), nos detritos de *T. domingensis* e *E. crassipes*, em função do local, tempo e interação entre esses dois fatores. Nível de significância: $^{*}\text{p} < 0.05$, $^{**}\text{p} < 0.01$ e $^{***}\text{p} < 0.001$ 43
- Tabela 7.** Valores da MANOVA/Wilks Test, F, Efeito GL, Erro GL e p, mostrando os efeitos do local e tempo, considerando 5 variáveis resposta dos grupo trófico funcional (GTF) da comunidade de invertebrados (Coletor-Catador, Coletor-Filtrador, Raspador, Predador e Fragmentador). Grau de liberdade = GL. $^{*}\text{p} < 0.05$, $^{**}\text{p} < 0.01$ e $^{***}\text{p} < 0.001$ 44

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. HIPÓTESE	10
3. OBJETIVO	12
4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
5. MATERIAL E MÉTODOS	14
5.1 ÁREAS DE ESTUDO	14
5.1.1 Reservatório eutrófico: Refinaria Gabriel Passos (REGAP)	14
5.1.2 Reservatório oligotrófico: Taboões	16
5.2 DESENHO EXPERIMENTAL	17
5.3. ESPÉCIES SELECIONADAS.....	19
5.4 ANÁLISES DE LABORATÓRIO	20
5.4.1 Processamento das amostras	20
5.4.2 Coeficientes de decomposição	21
5.4.3 Composição química dos detritos	22
5.4.4 Biomassa total da comunidade microbiana (ATP).....	23
5.4.5 Concentração de ergosterol.....	24
5.4.6 Contagem de leveduras	24
5.4.7 Comunidade de invertebrados aquáticos	25
5.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	25
6. RESULTADOS	27
6.1 PERDA DE MASSA	27
6.2 COMPOSIÇÃO QUÍMICA DOS DETRITOS.....	28
6.3 BIOMASSA TOTAL DA COMUNIDADE MICROBIANA (ATP)	30
6.4 CONCENTRAÇÃO DE ERGOSTEROL	31
6.5 CONTAGEM DE LEVEDURAS	32
6.6 COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS	33
7. DISCUSSÃO	45
7.1 EFEITO DA QUALIDADE DO DETRITO NA DECOMPOSIÇÃO	45
7.2 COMUNIDADE MICROBIANA	47
7.3 COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS	50

8. CONCLUSÕES	54
9. CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS	56
REFERÊNCIAS	58

1. INTRODUÇÃO

A água é um dos elementos que garante a vida na terra, correspondendo à fonte mais importante de recursos naturais no planeta. Contudo, as atividades antrópicas têm provocado impactos negativos nas bacias hidrográficas e comprometido a qualidade das águas, devido ao seu mau uso e falta de gerenciamento. Como exemplo, destaca-se a construção de reservatórios que, no Brasil, ocorreu principalmente durante a década de 70, gerando mudanças significativas em relação ao uso dos recursos hídricos no país. Porém, apesar da construção desses sistemas artificiais interferir diretamente no funcionamento dos rios e na biodiversidade associada a eles, os mesmos ainda são fundamentais para a geração de energia, controle de inundações e abastecimento para irrigação e consumo humano (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2003; 2008).

Os reservatórios são classificados como ecossistemas de transição entre rios e lagos em função do movimento da água e variação no seu tempo de residência (Pompêo, 1999). Da mesma forma, os reservatórios podem ser classificados quanto ao seu estado trófico, como: oligotróficos, eutróficos e hipereutróficos. Esta classificação tem como base as concentrações de nutrientes dissolvidos (N-total e P-total), sendo os níveis de P-total o principal elemento considerado. Em ambiente oligotrófico, a concentração de P-total está entre $4-10 \mu\text{g.L}^{-1}$, enquanto que para os ambientes eutrófico e hipereutrófico, os valores considerados são de $35-100\mu\text{g.L}^{-1}$ e $>100 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente (Esteves & Panosso, 2011). Além dos nutrientes, para esta classificação considera-se também a biomassa fitoplanctônica, a diversidade da fauna bentônica, as concentrações de oxigênio dissolvido, a condutividade elétrica e a transparência da água (Lampert & Sommer, 2007 ;Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008).

Atualmente, o processo de eutrofização dos reservatórios tem sido agravado por ações antrópicas capazes de modificar artificialmente o seu estado trófico, tornando-se um problema

ambiental e um desafio para o gerenciamento e manejo desses sistemas (Bellanger et al., 2004; Begon et al., 2008; Von Sperling, 2008). A entrada de compostos nitrogenados e fosfatados nos corpos d'água, a partir de fontes pontuais (esgoto doméstico e industrial) e/ou difusas (resíduos agrícolas), é a principal causadora deste processo (Primack & Rodrigues, 2001; Lampert & Sommer, 2007; Von Sperling, 2008). A cada ano, cerca de três toneladas de fósforo são utilizadas na fabricação de detergentes domésticos, cujo destino final é os ecossistemas aquáticos (Begon et al., 2008). Nesse sentido, a falta de infraestrutura, em relação à coleta e tratamento de esgoto doméstico, comum nos grandes centros urbanos, torna os reservatórios localizados nessas áreas susceptíveis à eutrofização artificial (Von Sperling, 1997).

Além de possuírem água com a qualidade comprometida, de difícil tratamento e custo elevado, os reservatórios eutrofizados estão sujeitos a vários distúrbios que interferem na manutenção da qualidade da água e no seu uso (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Dentre os principais problemas, destacam-se: as frequentes florações de cianobactérias, que produzem toxinas prejudiciais à saúde humana; os baixos teores de oxigênio dissolvido e odor desagradável, devido à decomposição de matéria orgânica e a proliferação excessiva de macrófitas aquáticas, que muitas vezes tornam-se daninhas, modificam a paisagem e limitam o uso dos reservatórios (Von Sperling, 2008).

A proliferação de macrófitas aquáticas, causada pelo excesso de nutrientes, é um problema recorrente em ambientes próximos às áreas urbanas, como os reservatórios (Camargo et al., 2003). Esta traz consigo dificuldades operacionais e de gerenciamento desses sistemas, pois: i) fornecem habitats favoráveis ao crescimento de vetores de importância médica/sanitária, como insetos e moluscos, ii) a biomassa produzida é responsável pelo entupimento das tubulações e acúmulo nas grades de proteção das tomadas de água e iii)

interferem nos seus múltiplos usos, como a recreação, geração de energia e abastecimento urbano (Howard & Harley, 1998; Bianchini, 2003; Marcondes et al., 2003; Pedralli, G. 2003).

As macrófitas aquáticas são classificadas como um grupo diverso de organismos fotossintéticos, cujas partes vegetativas se desenvolvem, periodicamente ou integralmente, sobre a superfície da água (Chambers et al., 2008). Devido à grande heterogeneidade do grupo, estes vegetais são preferencialmente classificados quanto às suas formas de vida (tipo biológico), refletindo o grau de adaptação que possuem em relação ao ambiente aquático (Figura 1) (Thomaz & Esteves, 2011). As espécies emersas encontram-se enraizadas na zona litoral, com as estruturas vegetativas acima da superfície da água. Algumas possuem suas raízes fixas ao substrato e mantêm apenas suas folhas expostas à superfície, como as enraizadas de folhas flutuantes. Existem ainda aquelas que são completamente submersas, que podem ser livres ou enraizadas, além das livres e flutuantes, que são encontradas sob a superfície dos rios, lagos e reservatórios (Thomaz & Esteves, 2011). A presença de ciclos de vida relativamente curtos, associados às diferentes formas de vida e estratégias reprodutivas, permite que as macrófitas aquáticas ocupem desde a zona litorânea dos reservatórios, como fazem as emersas, até as regiões mais profundas da zona limnética, como é o caso das livres e flutuantes (Bianchini, 2003).

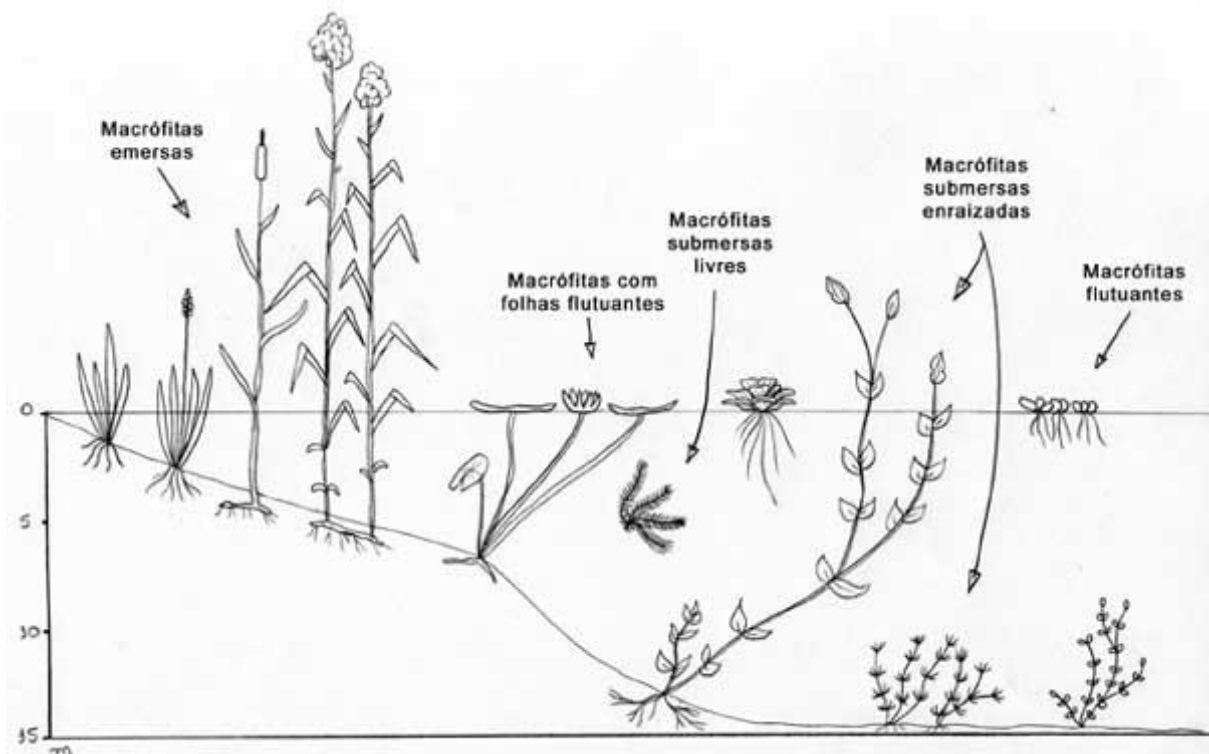


Figura 1. Formas de vida das macrófitas aquáticas, de acordo com o ambiente em que são encontradas .
(FONTE: http://www.ufscar.br/~probio/info_macrof.html)

Popularmente conhecida como aguapé, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, é uma macrófita aquática livre e flutuante, nativa da região amazônica. Trata-se de uma angiosperma, monocotiledônea, da família Pontederiaceae, que se alastrou rapidamente por toda a América do Sul e demais regiões tropicais e sub-tropicais em meados do século XIX (Howard & Harley, 1998; Castro, 2008; Thomaz & Esteves, 2011). A introdução desta espécie está ligada a atividades antrópicas, como o uso de embarcações, construções de reservatórios e, principalmente, para atividades com fins ornamentais e paisagísticos. Atualmente o aguapé está entre as 100 principais espécies invasoras do planeta, de acordo com a International Union for Conservation of Nature (Howard & Harley, 1998; Finlayson & D’Cruz, 2005).

O potencial de infestação da espécie é explicado pela sua elevada produtividade e plasticidade reprodutiva (Gunnarsson & Petersen, 2007). Embora também se reproduza

sexuadamente, sua principal forma de propagação é por meio de reprodução assexuada (formação de clones), permitindo que essas plantas cubram rapidamente grandes extensões de superfície do ambiente aquático. Em condições favoráveis podem dobrar sua biomassa dentro de 3 a 7 dias e pequenas alterações nas concentrações de nitrogênio e fósforo na coluna d'água são suficientes para estimular o seu crescimento desordenado (Howard & Harley, 1998; Castro, 2008; Chambers, 2008).

Typha domingensis Pers. ou taboa é uma macrófita aquática emergente, nativa da América do Sul. Está inserida no grupo das angiospermas, classificada como uma monocotiledônea da família Typhaceae, cuja reprodução ocorre principalmente da forma vegetativa, a partir da formação de rizomas (Lorenzi, 2000; Boeger et al., 2007; Freitas, 2007). Com distribuição cosmopolita, esta espécie está presente em todos os ecossistemas aquáticos de água doce como rios, lagos e reservatórios, sendo adaptada a habitats perturbados e ricos em nutrientes (nitrogênio e fósforo), incluindo áreas com tratamento destinado à remoção dos mesmos, como o fósforo (Lorenzi, 2000; Lorenzen et al., 2001; Lannes, 2004; Grace et al., 2008). Suas folhas apresentam elevado conteúdo de fibras, tornando a espécie economicamente importante na confecção de artigos artesanais, como cestos e esteiras (Lannes, 2004).

O crescimento e desenvolvimento das comunidades de macrófitas aquáticas é limitado por uma série de fatores, como a profundidade da coluna d'água, extensão da zona litorânea, temperatura, pH e concentração de nutrientes dissolvidos na água e no sedimento (Camargo et al., 2003; Thomaz & Esteves, 2011). Além disso, a velocidade da correnteza e as flutuações no nível da água também limitam a produtividade das macrófitas aquáticas, comprometendo o seu estabelecimento e desenvolvimento no ambiente, causando a morte dos indivíduos e sua exposição sobre o solo ou árvores (Howard & Harley, 1998; Camargo et al., 2003). Esse fenômeno, comum em reservatórios devido ao excesso de chuvas e às atividades operacionais

desses sistemas (Thomaz et al., 2003), modifica a extensão da zona litorânea, deixando expostos os detritos vegetais que podem rapidamente entrar em processo de decomposição (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008).

As comunidades de macrófitas aquáticas constituem uma importante fonte de energia para o ecossistema, localizada principalmente à zona litorânea dos reservatórios (Bianchini, 1999, 2003; Pagioro & Thomaz, 1999). Sua presença torna esta região bastante produtiva, proporcionando a colonização de micro-organismos e invertebrados que, ao decompor os detritos, contribuem para a ciclagem de nutrientes e a rápida decomposição da matéria orgânica que se acumula (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Em ecossistemas aquáticos, a perda de massa dos detritos ocorre, inicialmente, pela lixiviação, que consiste na perda de compostos lábeis e de baixo peso molecular, seguida pelo condicionamento dos detritos, devido à colonização e decomposição pelos micro-organismos, conferindo-lhes maior palatabilidade e, finalmente, a fragmentação por invertebrados aquáticos (Gessner et al., 1999).

Os coeficientes de decomposição das macrófitas aquáticas são altamente específicos e dependentes de parâmetros físicos e químicos da água, da composição química dos tecidos vegetais, bem como da atividade metabólica dos micro-organismos envolvidos no processo (Reddy & DeBusk, 1991; Singhal et al., 1992; Shilla et al., 2006). A temperatura (Santos et al., 2009), as concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo) na água e no detrito (Allan & Castilho, 2007) e as concentrações de oxigênio dissolvido podem estimular o crescimento microbiano e acelerar o processo degradativo (Webster & Benfield, 1986; Pagioro & Thomaz, 1999; Yonghong et al., 2004). Contudo, a relação entre o aumento dos coeficientes de decomposição com a disponibilidade de nutrientes, depende: da macrófita aquática da qual o detrito se originou, dos nutrientes limitantes ao seu desenvolvimento, bem como ao

estabelecimento da comunidade microbiana e a atividade dos micro-organismos decompositores (Yonghong et al., 2004).

Os ambientes dominados por macrófitas aquáticas fornecem substrato orgânico capaz de sustentar uma comunidade microbiana produtiva (Schlickeisen et al, 2003). Esta, por sua vez, está adaptada às diferentes condições locais, podendo sofrer alterações na sua estrutura de acordo com as mudanças observadas na química da água, como o aumento das concentrações de nutrientes dissolvidos (Pascoal & Cássio, 2004). As interações observadas na comunidade decompositora dependem da duração do processo de decomposição, resultando em mudanças na contribuição relativa de fungos e bactérias para a perda de massa, conteúdo de carbono e nutrientes dos detritos (Hackney et al., 2000; Gulis e Suberkropp, 2003a; Mille-Lindblom & Tranvik, 2003; Sampaio et al., 2007). Em geral, as bactérias são responsáveis pela quebra e absorção de partículas menores dissolvidas na água, geradas na fase inicial da decomposição, enquanto os fungos degradam moléculas mais complexas (recalcitrantes), comuns em estágios avançados do processo degradativo (Wurzbacher et al., 2010). A comunidade microbiana exerce um papel fundamental no fluxo de matéria e energia do sistema, pois, além de atuarem na degradação da matéria orgânica, os micro-organismos são responsáveis pelo condicionamento dos detritos, favorecendo o seu consumo pelos invertebrados aquáticos (Findlay, 2010).

As diferenças químicas e estruturais dos detritos afetam as taxas de decomposição e a sua colonização pelos invertebrados aquáticos (Gonçalves et al., 2004) e micro-organismos (Ágoston-Szabó & Dinka, 2008). A composição química dos tecidos vegetais pode variar de acordo com as concentrações de nutrientes do ambiente, com as estratégias de sobrevivência e formas de vida das macrófitas aquáticas (Gamage & Asaeda, 2005; Chimney & Pietro, 2006). Estas características estão relacionadas com uma maior ou menor produção de compostos estruturais, como lignina e celulose, ou de estruturas como pecíolos e aerênquimas (Bianchini

& Cunha-Santino, 2008). Geralmente, os detritos das macrófitas aquáticas apresentam menores concentrações de compostos recalcitrantes em relação às plantas terrestres, sendo rapidamente colonizados pela comunidade microbiana (Schlickeisen et al., 2003) e de invertebrados aquáticos.

A produção e entrada de detritos das macrófitas aquáticas na zona litoral dos reservatórios exerce um papel importante na produtividade do ecossistema, fornecendo área de refúgio e alimento para os invertebrados aquáticos (Pope et al., 1999). Os ciclos sazonais de crescimento e decomposição das macrófitas aquáticas podem influenciar a estrutura da comunidade de invertebrados que vive junto a essas plantas (Smock & Stoneburner, 1980). A importância dos invertebrados aquáticos para o processo de decomposição varia entre os ambientes e o tipo de detrito, que pode ser favorável ou não à colonização. Ao longo do processo degradativo é comum o aumento na diversidade de organismos, representada por diferentes grupos tróficos funcionais (Gonçalves et al., 2003). Essa variação nos grupos encontrados está relacionada com as mudanças na composição química dos detritos, que tornam-se palatáveis e digeríveis com o avanço da decomposição (Swan & Palmer, 2006). O estudo dos processos que ocorrem na zona litoral, como a decomposição e a colonização dos detritos pelos invertebrados, auxiliam no entendimento da interação entre o ambiente terrestre-aquático e o fluxo de energia entre esses compartimentos (Pope et al., 1999).

A proliferação de macrófitas aquáticas, como *T. domingensis* e *E. crassipes* no reservatório de Ibitaré, localizado na região metropolitana de Belo Horizonte – MG e escolhido para o desenvolvimento deste estudo, tem sido motivo de preocupação para o manejo deste sistema. Tais comunidades vegetais ocupam grandes extensões do reservatório, desde a zona litorânea até a limnética, com elevada produção de biomassa e acúmulo de detritos no ambiente. Baseando-se nessa proliferação excessiva e tendo em vista a influência do estado trófico do ambiente sob os processos ecológicos que nele ocorrem, como a

decomposição, este trabalho buscou investigar os aspectos da decomposição que são influenciados por diferentes graus de trofia dos ambientes. Para tanto, considerou-se alguns aspectos como a dinâmica de perda de massa dos detritos de *T. domingensis* e *E. crassipes* e sua relação com as condições abióticas do sistema, os micro-organismos decompositores e invertebrados aquáticos envolvidos no processo.

2. HIPÓTESE

Premissas

A eutrofização pode alterar as taxas dos processos ecológicos, como a decomposição e a ciclagem dos nutrientes, afetando a estrutura da comunidade de micro-organismos, invertebrados aquáticos e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Pascoal & Cássio, 2004). O aumento das concentrações de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, estimula o crescimento, as taxas reprodutivas e a atividade microbiana, acelerando os coeficientes de decomposição das espécies vegetais e alterando o balanço de carbono no ecossistema (Ferreira & Chauvet, 2011).

No reservatório eutrofizado, escolhido para a realização deste estudo, é possível observar extensos bancos de macrófitas aquáticas que ocupam, principalmente, sua zona litorânea. As espécies de macrófitas aquáticas mais abundantes no local são *T. domingensis* e *E. crassipes*, que apresentam formas de vida distintas (emersa e flutuante, respectivamente), o que motivou a escolha das mesmas. Estas diferenças proporcionam detritos com composições químicas distintas, refletidas no conteúdo de carbono e nutrientes, assim como as porcentagens de polifenóis, taninos, lignina e celulose, que, conseqüentemente, têm influência nos coeficientes de decomposição. Além disso, as elevadas concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo) do reservatório podem favorecer a ação de micro-organismos durante o processo. Este experimento também ocorreu em um reservatório oligotrófico (local de referência), onde as características físicas e químicas da água são típicas de ambientes naturais, livres da interferência antrópica, não favorecendo o aumento da velocidade em que ocorre o processo de decomposição dos detritos.

Esse trabalho parte da seguinte hipótese: *Considerando as características dos reservatórios relacionadas ao seu grau de trofia, como as concentrações de nutrientes dissolvidos (nitrogênio e fósforo) e modificações na qualidade de água, os coeficientes de decomposição dos detritos são maiores naquele classificado como eutrófico, observando-se o aumento da ação dos micro-organismos no processo de decomposição, refletida na biomassa da comunidade microbiana.*

3. OBJETIVO

O objetivo deste estudo foi avaliar os efeitos da eutrofização sobre a decomposição de duas espécies de macrófitas aquáticas, utilizando como local de referência um reservatório oligotrófico, livre de qualquer tipo de impacto antrópico causado pela entrada de efluentes domésticos e/ou industriais.

4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Estimar os coeficientes máximos de decomposição dos detritos de *Typha domingensis* e *Eichhornia crassipes*.
- II. Caracterizar os detritos quanto à sua composição química inicial, como as concentrações de carbono, nitrogênio, fósforo e compostos estruturais e secundários.
- III. Determinar a biomassa total microbiana associada aos detritos.
- IV. Determinar a biomassa de fungos associados aos detritos.
- V. Avaliar a densidade de leveduras presentes durante o processo de decomposição dos detritos.
- VI. Avaliar a estrutura e composição da comunidade de invertebrados aquáticos associados aos detritos, nos diferentes reservatórios.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 ÁREAS DE ESTUDO

5.1.1 Reservatório eutrófico: Refinaria Gabriel Passos (REGAP)

O reservatório eutrófico está localizado no município de Ibité, na região metropolitana de Belo Horizonte, capital do estado de Minas Gerais, no sudeste brasileiro. As coordenadas geográficas do local são: 19° 07' 00'' e 20° 02' 30'' S; 44° 07' 30'' e 44° 05' 00'' O (Moreno & Callisto, 2006) (Figura 2). O reservatório foi construído na década de 1960 para atender às necessidades de abastecimento da Refinaria Gabriel Passos (REGAP/Petrobrás) e recebe os efluentes provenientes das suas atividades de refino (Fundação João Pinheiro, 2001) (Figura 3 A, B). O mesmo ocupa uma área de 2,05 km² com capacidade total de 11,6x10⁶ m³ de água e profundidade média de 5,65 m, chegando a 17,67 m na região próxima à barragem (Pinto-Coelho et al., 2010).

A construção do reservatório foi seguida pela ocupação desordenada da bacia de drenagem e o córrego Ibité, seu principal afluente, passou a receber uma grande quantidade de esgotos domésticos e industriais, comprometendo assim a qualidade da água e os aspectos estéticos do reservatório (Moreno & Callisto, 2006). A REGAP utiliza cerca de 10.000 m⁻³ dia⁻¹ de água do reservatório, que é tratada antes de ser devolvida ao mesmo (Pinto-Coelho et al., 2010).

Atualmente, o reservatório é considerado em estágio avançado de eutrofização e, frequentemente, sofre florações de cianobactérias e proliferação de macrófitas aquáticas, como *T. domingensis* e *E. crassipes* (Moreno & Callisto, 2006; Pinto-Coelho et al., 2010). Entre os períodos de setembro de 2007 a abril de 2008, foram registrados no reservatório

valores elevados de N e P total (2705,37 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 150,37 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente), caracterizando-o como um sistema eutrófico. Além disso, neste reservatório também foram observadas as maiores variações de temperatura (23,8 °C min - 28,6 °C máx) e condutividade elétrica da água (63,6 μs min - 450,0 μs máx), que também estão relacionados com o seu grau de trofia (Tabela 1).

Tabela 1. Valores mínimos (mín) e máximos (máx) registrados para as variáveis físicas e químicas da água nos reservatórios eutrófico e oligotrófico, entre setembro de 2007 e abril de 2008 - média \pm desvio padrão (DP). Temperatura - T (°C), oxigênio dissolvido - OD (mg/L), condutividade elétrica - CE (μs), pH, $^*\text{PO}_4^-$ $\mu\text{g.L}^{-1}$, $^*\text{NH}_4^+$ $\mu\text{g.L}^{-1}$, $^*\text{NO}_2^-$ $\mu\text{g.L}^{-1}$, $^*\text{NO}_3^-$ $\mu\text{g.L}^{-1}$, $^*\text{P-total}$ $\mu\text{g.L}^{-1}$, $^*\text{N-total}$ $\mu\text{g.L}^{-1}$. * Dados cedidos pelo Laboratório de Processos e Qualidade de Água-UFGM.

	Eutrófico		Oligotrófico	
	Min - Máx	Média \pm DP	Min - Máx	Média \pm DP
T	23,8 - 28,6	26,68 \pm 1,70	22,40 - 25,0	22,78 \pm 1,12
OD	1,39 - 5,82	3,79 \pm 1,63	3,55 - 4,80	3,9 \pm 0,45
CE	63,6 - 450,0	332,60 \pm 145,45	2,75 - 126,64	29,32 \pm 44,93
pH	7,09 - 9,87	8,53 \pm 1,19	5,81 - 7,26	6,68 \pm 0,57
$^*\text{PO}_4^-$	117,8 - 184,27	33,75 \pm 55,95	0,29 - 101,90	30,34 \pm 49,74
$^*\text{NH}_4^+$	12,37 - 916,07	472,21 \pm 471,89	8,29 - 40,24	20,58 \pm 12,58
$^*\text{NO}_2^-$	0,64 - 50,38	20,30 \pm 21,90	0,05 - 4,21	1,26 \pm 1,82
$^*\text{NO}_3^-$	21,49 - 237,24	138,39 \pm 96,31	65,59 - 73,05	69,25 \pm 3,19
$^*\text{P-total}$	98,63 - 184,27	150,37 \pm 33,34	1,28 - 27,27	11,17 \pm 10,96
$^*\text{N-total}$	2275,9 - 3477,0	2705,37 \pm 477,45	241,11 - 481,57	401,86 \pm 98,70

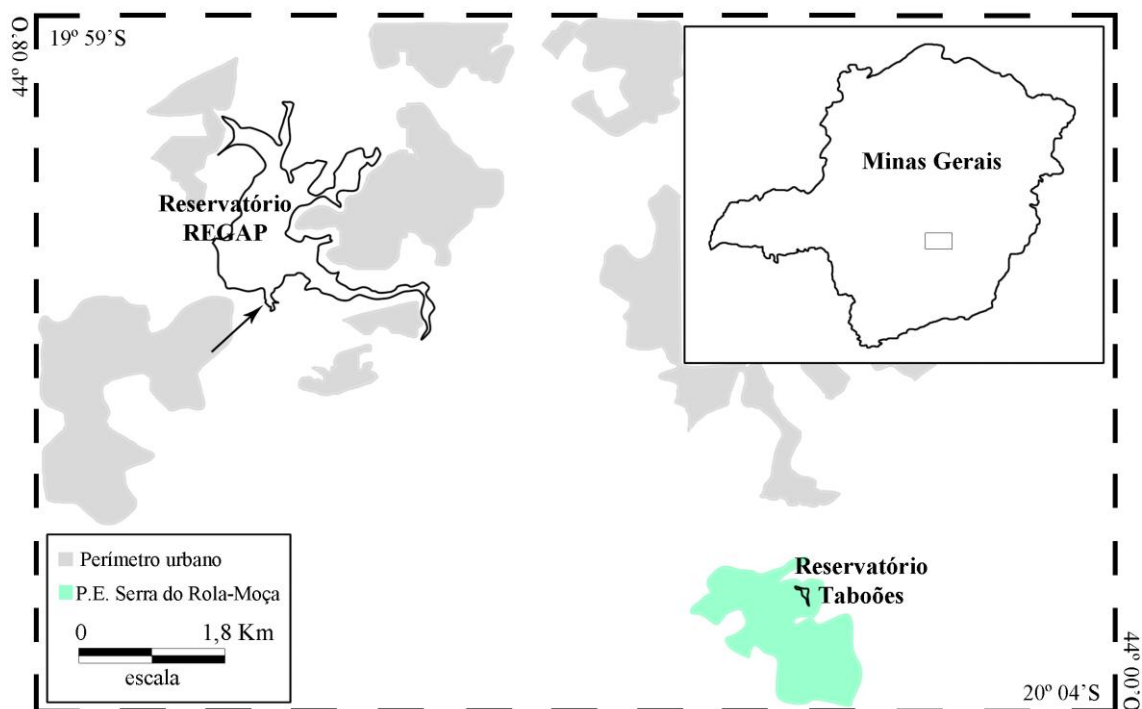


Figura 2. Localização geográfica dos reservatórios da REGAP e de Taboões, dentro do estado de Minas Gerais, Brasil. A seta indica a região onde o experimento foi realizado no reservatório.

5.1.2 Reservatório oligotrófico: Taboões

O reservatório de Taboões (Figura 3 C, D) localiza-se dentro do Parque Estadual da Serra do Rola-Moça, compondo um dos mananciais responsáveis pelo abastecimento de água das cidades em seu entorno. Esta unidade de conservação possui 3.941,09 hectares de extensão e está inserida na região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais, sudeste do Brasil (20° 1'44.91"S ; 44° 6'14.02"O) (IEF-MG, 2011) (Figura 2).

O reservatório é circundado por um fragmento de floresta Mata Atlântica nativa, o que contribui para a redução da entrada de luz na coluna d'água, além do aporte de matéria orgânica de origem alóctone como fonte de energia, uma vez que neste reservatório não são encontradas macrófitas aquáticas. Neste local são observadas concentrações reduzidas de N e P total (401,86 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 11,17 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente), assim como baixa condutividade

elétrica ($29,32 \mu\text{s}$) e menores variações de temperatura ($22,4 \text{ }^\circ\text{C}$ mín – $25 \text{ }^\circ\text{C}$ máx) e oxigênio dissolvido na coluna d'água ($3,55 \text{ mg/L}$ min - $4,80 \text{ mg/L}$ máx) (Tabela 1).

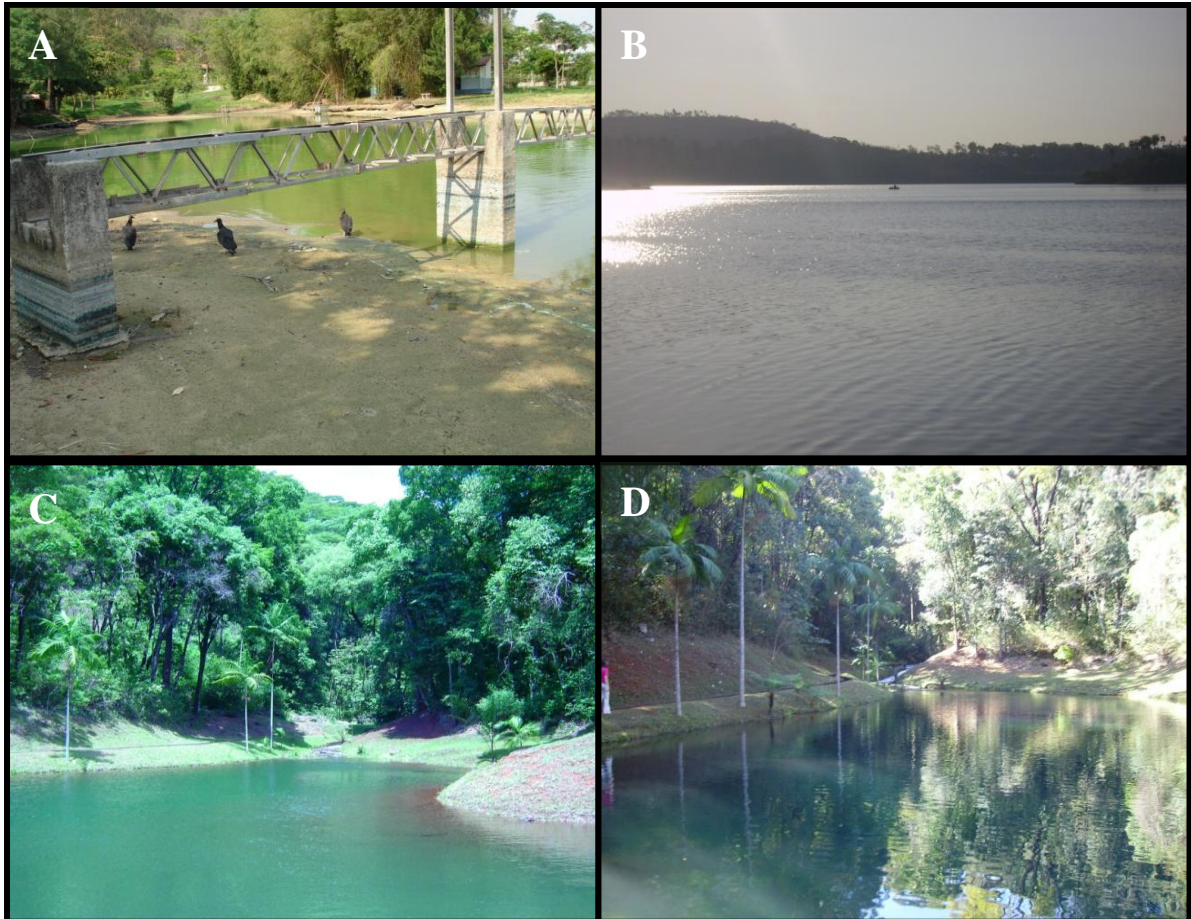


Figura 3. Áreas de estudo. (A, B) Reservatório da REGAP (eutrófico), no município de Ibirité – MG; (C, D) Reservatório de Taboões (oligotrófico), no Parque Estadual da Serra do Rola-Moça – MG.

5.2 DESENHO EXPERIMENTAL

As macrófitas aquáticas foram manualmente coletadas no reservatório eutrófico, ainda verdes, colocadas em sacos plásticos e levadas para o laboratório, onde foram armazenadas em recipientes de alumínio, secas ao ar e então pesadas, para serem utilizadas no experimento (Figura 4 A). Para o estudo de decomposição utilizou-se cerca de 7 ± 1 g de peso seco ao ar de

E. crassipes (folha + pecíolo) e $10,5 \pm 1$ g de *T. domingensis*. (folhas padronizadas em 15 cm de comprimento), que foram colocadas em “sacos de detritos” (*litter bags*) (20 x 20 cm), com abertura de malha de 10 mm. Devido ao seu rápido ciclo de desenvolvimento, principalmente de *E. crassipes*, optou-se por utilizar folhas verdes das duas espécies, pois estas dificilmente são encontradas senescentes no reservatório. Além disso, caso haja uma alteração brusca no nível da água, comum no reservatório, as macrófitas aquáticas morrerão e iniciaram o processo degradativo ainda verdes, sendo fundamental conhecer os coeficientes máximos de decomposição das espécies, imediatamente após entrarem no banco de detritos.

Nos *litter bags*, os detritos foliares foram umidificados por 24 h com água destilada, com o intuito de torná-los maleáveis e, assim, evitar possíveis fragmentações durante o transporte, até o momento da incubação. Os mesmos foram armazenados em caixas térmicas e conduzidos até as áreas de estudo, para a incubação no dia 14 de novembro de 2007. Em cada reservatório foram incubados 48 *litter bags*: 24 com detritos de *T. domingensis* e 24 com *E. crassipes*, constituindo quatro réplicas de cada espécie para cada tempo amostral pré-definido. No reservatório oligotrófico, o conjunto de *litter bags* foi incubado a cerca de dois metros de distância da margem, enquanto no eutrófico foram incubados à aproximadamente cinco metros de distância. Em ambos foram mantidos a aproximadamente um metro de profundidade e sob influência mínima da velocidade da correnteza (Figura 4 B).

Os *litter bags* foram recolhidos nos tempos amostrais 7, 15, 30, 60, 90 e 120 dias após a incubação. No reservatório eutrófico, não houve coleta aos 15 dias, pois, devido ao excesso de chuvas no período, o aumento da vazão do reservatório impossibilitou a retirada dos *litter bags*. Em cada tempo amostral foram retiradas as quatro réplicas de cada espécie e, armazenados em sacos plásticos e caixas térmicas, o material foi levado ao laboratório, onde os detritos foram devidamente processados.

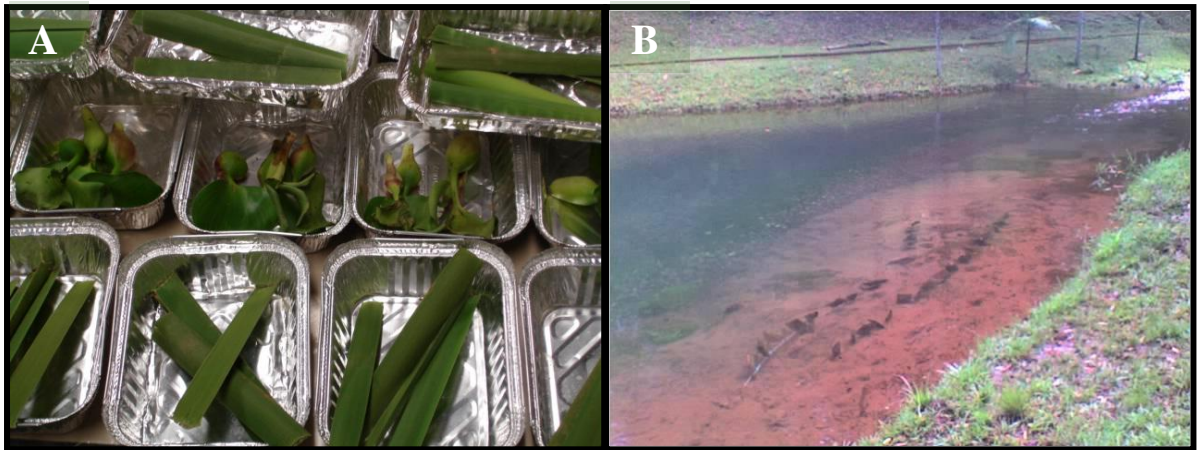


Figura 4. Folhas verdes de macrófitas aquáticas sendo secas ao ar (A) e disposição dos *litter bags* no reservatório oligotrófico (B).

5.3 ESPÉCIES SELECIONADAS

As espécies selecionadas para este estudo foram *E. crassipes* e *T. domingensis* (Figura 5). As mesmas foram escolhidas devido às suas diferentes formas de vida, por ocupar extensas áreas da zona litorânea e limnética do reservatório eutrófico e, principalmente, por sua importância ecológica nos ambientes aquáticos, como as dificuldades de gerenciamento e manejo que sua proliferação pode gerar aos reservatórios. Estas macrófitas aquáticas não estão presentes no reservatório oligotrófico, sendo os detritos incubados neste local originados do reservatório eutrófico.

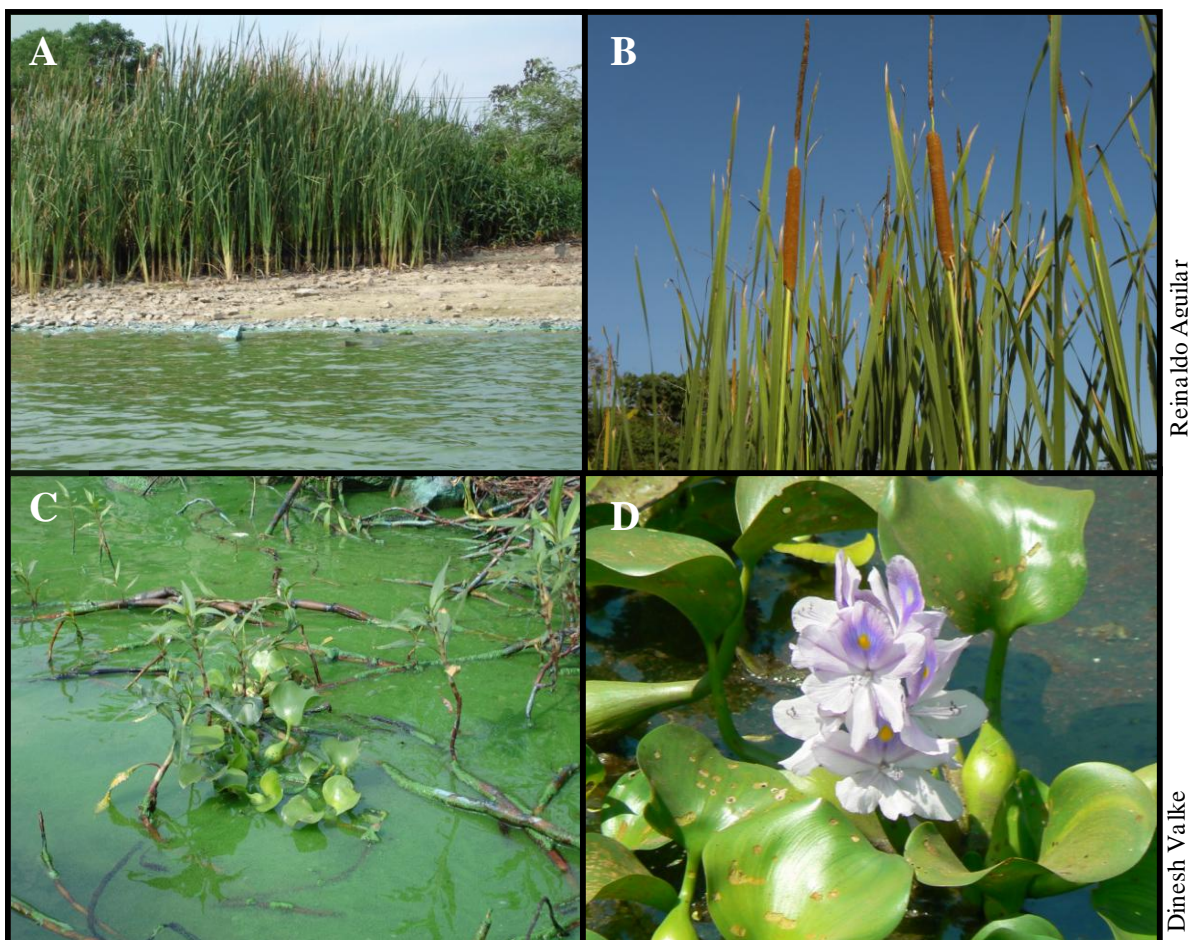


Figura 5. Macrófitas aquáticas. (A) População de *T. dominsensis* localizada na zona litoral do reservatório eutrófico; (B) *T. domingensis* com formação de inflorescência; (C) Indivíduos de *E. crassipes* presentes no reservatório eutrófico; (D) *E. crassipes* com flores.

5.4 ANÁLISES DE LABORATÓRIO

5.4.1 Processamento das amostras

Após os *litter bags* serem recolhidos nas áreas de estudos e transportados ao laboratório, os detritos foram cuidadosamente lavados em água destilada, sob peneira de 125 μm , para retenção dos invertebrados aquáticos que estavam associados aos detritos. Para cada

litter bag, em todos os tempos amostrais, foram selecionadas cinco folhas, de onde, com o uso de um furador de rolhas (n=8; 1,5 cm de diâmetro), retirou-se quatro discos de cada uma, formando quatro conjuntos com cinco discos cada. Um conjunto de discos foi devidamente identificado e armazenado a 60°C, por 72 h, para o cálculo da massa seca livre de cinzas (MSLC). Quanto aos demais conjuntos, um foi utilizado para a extração de ATP, sendo este procedimento realizado no mesmo dia de cada coleta. O extrato obtido foi congelado, a -20°C, juntamente com os discos destinados à extração do ergosterol, para o cálculo posterior da biomassa total microbiana e de fungos, respectivamente. A densidade de leveduras presente nos detritos também foi determinada e, nesse caso, os discos foram processados no mesmo dia da coleta. Uma fração inicial dos detritos coletados foi reservada, seca em estufa por 72 h e triturada, para a caracterização inicial das espécies, quanto à sua composição química.

5.4.2 Coeficientes de decomposição

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

Uma vez que as macrófitas aquáticas apresentam tecidos com umidade elevada, a mesma foi corrigida a partir de uma regressão linear simples, elaborada com base na diferença entre os valores de peso fresco e seco em estufa, por 72hs, das espécies selecionadas. Também para fins de correção, neste caso, do conteúdo de matéria inorgânica que pode permanecer aderida aos detritos, foi calculada a massa seca livre de cinzas (MSLC) a partir de

conjuntos de discos foliares referentes a cada *litter bag*. Para tanto, estes foram previamente pesados em cadinhos de porcelana e queimados em mufla a 500°C, por 4hs. Em seguida, as cinzas restantes (matéria inorgânica) foram pesadas e a proporção das mesmas foi desconsiderada do peso dos detritos. Tanto a umidade quanto a massa seca livre de cinzas são essenciais para os cálculos de perda de massa, pois influenciam diretamente nos valores de *k*.

5.4.3 Composição química dos detritos

Após secagem em estufa por 72 h, um lote de detritos de *T. domingensis* e *E. crassipes* foi triturado para a análise de sua composição química inicial, como o conteúdo de fibras, lignina, celulose, polifenóis totais, taninos, nitrogênio, fósforo e carbono.

O conteúdo de carbono dos detritos foi determinado por combustão seca em analisador elementar (cromatografia gasosa, Perkin Elmer 2400 series II) e o teor de nitrogênio foi estimado pelo método Kjeldahl, onde 0,3 g das amostras foram digeridas sob placa aquecedora a 300°C, em presença de ácido sulfúrico concentrado. Após a digestão, a amostra foi filtrada (filtros GFC 22 nm) e a leitura foi realizada em espectrofotômetro (630 nm) (Allen et al., 1974). As concentrações de fósforo foram determinadas por digestão em ácido perclórico, sulfúrico e nítrico, em placa digestora, a 300°C, tendo a leitura realizada em espectrofotômetro (882 nm), segundo metodologia proposta por Fassbender (1973).

Para determinar os conteúdos de fibra, lignina e celulose foram utilizadas 250 mg de detritos. 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*) (Gessner, 2005a).

As concentrações de polifenóis totais encontrados nos detritos foram determinadas através do método de extração em acetona 70% por uma hora, a 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) (Bärlocher & Graça, 2005). Os taninos, que pertencem a um grupo específico de polifenóis, foram determinados a partir da técnica de difusão radial, baseada na dissolução de uma proteína padrão em gel de agarose. Por essa técnica, uma fina camada de gel foi adicionada em placas de Petri e perfurada com furador de rolhas (n=8; 1.5 cm de diâmetro), onde foram adicionadas alíquotas do sobrenadante formado no processo de extração dos taninos dos detritos. Após incubação por 72 h em temperatura ambiente, a espessura dos anéis formados nas placas dava uma estimativa das concentrações de taninos presentes nos detritos (Graça & Bärlocher, 2005).

5.4.4 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 um indicativo da biomassa dos micro-organismos que estão associados aos detritos (Abelho, 2005). Para tanto, foram utilizados os conjuntos de discos foliares, retirados dos detritos remanescentes em cada *litter bag*. Tais discos foram triturados em solução composta de tampão (HEPES) e ácido (ácido oxálico e sulfúrico) e centrifugados. Após esse procedimento, o sobrenadante foi filtrado, neutralizado e uma alíquota do extrato obtido foi colocada em tubos hidrofóbicos, na presença de uma enzima catalizadora de ATP (luciferase) e solução tampão, para a primeira leitura em luminômetro. Uma segunda leitura

foi realizada, a partir de solução com concentrações conhecidas de ATP, que foi utilizada para o cálculo da concentração real de ATP presente na amostra.

5.4.5 Concentração de ergosterol

A presença de fungos associados aos detritos em decomposição foi estimada a partir da extração de ergosterol, um lipídeo exclusivo presente nas membranas destes microorganismos. Tal método visa quantificar a biomassa e avaliar a importância relativa dos fungos para o processo de decomposição, a partir das concentrações de ergosterol encontradas (Gessner, 2005b). Foram utilizados os conjuntos de discos foliares, retirados dos detritos remanescentes em cada *litter bag*, que tiveram as concentrações de ergosterol extraídas por fervura (banho-maria 60 °C) em hidróxido de potássio e metanol, sendo a purificação do extrato obtida por passagem em colunas SPE, com a ajuda de um sistema de vácuo. Após este procedimento, o ergosterol foi eluído com isopropanol e analisado por meio de cromatografia líquida de fase reversa, usando metanol (HPLC). Os resultados foram expressos em µg/g de MSLC e a eficiência deste processo foi testada a partir de um conjunto de discos estéreis, adicionados a uma solução onde as concentrações de ergosterol eram previamente conhecidas.

5.4.6 Contagem de leveduras

Para o isolamento de leveduras, um conjunto de cinco discos foliares, retirados dos detritos remanescentes em cada *litter bag*, foi macerado em 5 mL de água peptonada estéril. 0,1 mL da amostra foi inoculada em ágar extrato de malte-extrato de levedura – YM (peptona 0,5%, extrato de levedura 0,3%, glicose 1,0%, extrato de malte 0,3%, ágar 2,0%), contendo

200 mg/L de clorafenicol. As placas foram incubadas em meio aeróbio por 3 - 5 dias a 25 °C. Transcorrido o período de incubação, as colônias presentes foram contadas e o resultado expresso em Unidade Formadora de Colônia (UFC) por MSLC da amostra (Yarrow, 1998).

5.4.7 Comunidade de Invertebrados aquáticos

O material biológico retido na peneira de 125 µm, durante a lavagem, foi conservado em álcool 70%, para triagem e identificação dos invertebrados aquáticos que estavam associados aos detritos. No laboratório, com o auxílio de uma lupa com aumento de 30 vezes, os organismos foram contados, identificados até família e classificados quanto ao grupo trófico funcional, determinados de acordo com Merrit & Cummins (1996) e Cummins et al. (2005). A partir dos grupos encontrados, foram estabelecidas as relações da diversidade de organismos entre reservatórios e também entre espécies de macrófitas aquáticas, bem como a relação dos grupos funcionais tróficos com o processo de decomposição.

5.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para comparar a perda de massa das espécies de macrófitas aquáticas entre os reservatórios, assim como as concentrações de ergosterol, ATP, UFC de leveduras e a densidade de invertebrados aquáticos associados aos detritos, foram construídos Modelos Lineares Generalizados (GLM) (Crawley, 2007). Tais modelos consideram as espécies nos diferentes reservatórios e as variáveis dependentes de interesse (perda de massa, ergosterol, ATP, leveduras), em função do tempo (variável independente) de incubação dos detritos (interação entre as variáveis). Quando a variável tempo diferiu estatisticamente, as diferenças

entre cada tempo amostral foram determinadas a partir de análises de contraste ($p < 0,05$). Para os dados de perda de massa assumiu-se a distribuição Quasibinomial, enquanto que para as demais variáveis, utilizou-se a distribuição Gaussian. Os dados foram submetidos a uma análise de resíduos para verificar a distribuição de erro escolhida. Uma ANOVA foi utilizada para testar a significância dos dados ($p < 0,05$), sendo realizado um teste Qui-quadrado (X^2) para os dados de perda de massa e um teste F para os demais. Todas essas análises foram executadas no programa R (R Development Core Team, 2005). A riqueza de invertebrados aquáticos foi analisada por meio de uma curva de rarefação de espécies. A densidade e as diferenças entre os grupos funcionais tróficos foram analisadas por meio de GLM, considerando os detritos nos reservatórios, o tempo e a interação entre esses fatores. A significância dos dados foi testada por uma ANOVA, com teste F para a densidade e X^2 para os grupos tróficos funcionais. A estrutura da comunidade total de invertebrados aquáticos associados aos detritos, entre os reservatórios, foi testada por uma MANOVA, baseada na ocorrência dos grupos tróficos funcionais.

6. RESULTADOS

6.1 PERDA DE MASSA

As curvas de perda de massa e os coeficientes de decomposição indicam que as duas espécies de macrófitas aquáticas estudadas foram decompostas mais rapidamente no reservatório eutrófico (Figura 6). O processo de lixiviação foi intenso nos sete primeiros dias em ambos os locais e para as duas espécies. No reservatório eutrófico, *T. domingensis* e *E. crassipes* perderam 46,2% e 73,5% de sua massa inicial durante a primeira semana, respectivamente, enquanto que, no reservatório oligotrófico, houve perda de 53,8% em *T. domingensis* e 50,6% em *E. crassipes*.

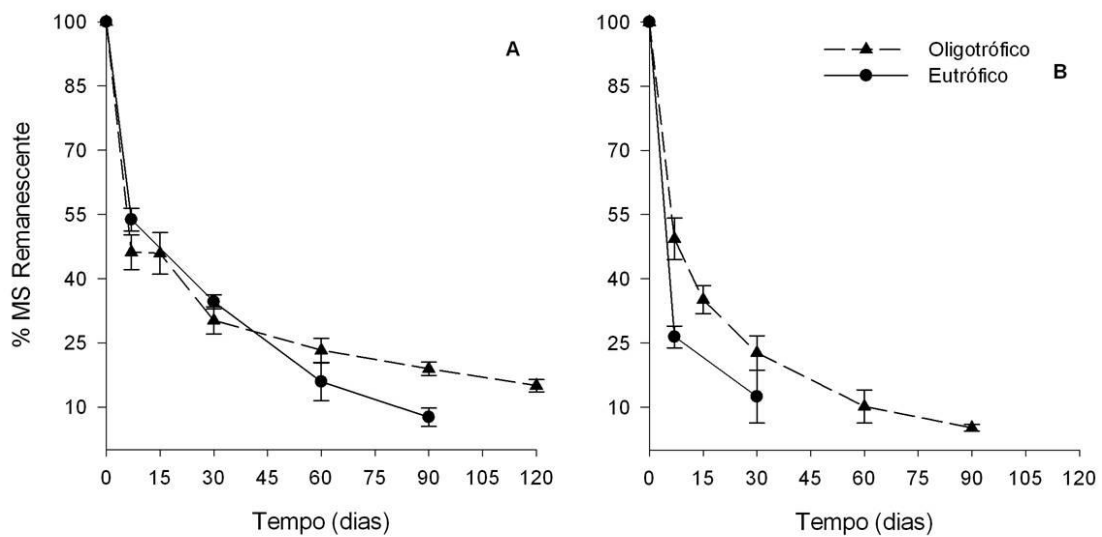


Figura 6. Porcentagem de perda de massa remanescente das macrófitas aquáticas nos reservatórios eutrófico e oligotrófico. *Typha domingensis* (A) e *Eichhornia crassipes* (B).

Ao comparar os valores de k das espécies em cada reservatório, foi observado que *E. crassipes* perdeu massa mais rapidamente em ambos os locais. A dinâmica de perda de massa de *T. domingensis* ao longo do tempo foi diferente entre os reservatórios (Tabela 2); houve

perda de 92,3% de sua massa em 90 dias de incubação no ambiente eutrófico ($k= 0,024 \text{ dia}^{-1}$), e perda de 85% de massa somente após 120 dias ($k= 0,010 \text{ dia}^{-1}$) no reservatório oligotrófico (Figura 6a). A espécie *E. crassipes* (Figura 6b) perdeu cerca de 87,5% da sua massa em apenas 30 dias de incubação no reservatório eutrófico ($k= 0,033 \text{ dia}^{-1}$), enquanto que no oligotrófico a perda foi de 94,8% de massa após 90 dias ($k= 0,027 \text{ dia}^{-1}$). Para esta espécie observou-se diferenças estatísticas na perda de massa entre os locais e tempos amostrais; contudo a interação entre essas variáveis não foi observada (Tabela 2).

6.2 COMPOSIÇÃO QUÍMICA DOS DETRITOS

A análise da composição química inicial dos detritos indicou *T. domingensis* como a espécie com as maiores proporções de compostos estruturais, como fibras, lignina e celulose, e compostos secundários, como polifenóis totais e taninos condensados, em relação a *E. crassipes* (Tabela 3). Quanto ao conteúdo de nutrientes, *T. domingensis* apresentou menores proporções de nitrogênio (2%) e fósforo (0,12%), com 47% de carbono em seus tecidos, conferindo-lhe uma elevada razão C:N (23,5) e C:P (392) em relação à *E. crassipes* (C= 41%; N= 2,8%; P=0,16%; C:N=15; C:P=257). De acordo com as características químicas e a influência dos compostos avaliados sob o processo de decomposição, neste trabalho os detritos de *T. domingensis* foram classificados como sendo de baixa qualidade, enquanto os de *E. crassipes* foram classificados como os de melhor qualidade.

Tabela 2. Valores de significância (p) do GLM, grau de liberdade (GL) e residual (Residual GL) e valores do teste Qui-quadrado (χ^2) e F, para as análises de perda de peso, concentrações de ATP, ergosterol e leveduras, nos detritos de *E. crassipes* e *T. domingensis*, em função do local, tempo e interação entre esses dois fatores. Nível de significância: *p < 0.05, **p < 0.01 e ***p < 0.001.

Variável Resposta	Variável Explicativa	GL	GL Residual	χ^2	P	
Perda de peso						
<i>E. crassipes</i>	Modelo Nulo		55			
	Local	1	54	183,549	**	
	Tempo	1	53	100,709	***	
	Local*Tempo	1	52	0,964	0,126	
<i>T. domingensis</i>	Modelo Nulo		44			
	Local	1	43	65,518	*	
	Tempo	1	42	17,721	***	
	Local*Tempo	1	41	14,125	**	
Variável Resposta	Variável Explicativa	GL	GL Residual	F	P	
ATP	Modelo Nulo		21			
	<i>E. crassipes</i>	Local	1	20	0,181	0,676
		Tempo	3	17	0,374	0,772
		Espécie/Local*Tempo	1	16	0,429	0,521
<i>T. domingensis</i>	Modelo Nulo		37			
	Local	1	36	0,387	0,538	
	Tempo	1	31	33,116	*	
	Local*Tempo	1	28	18,185	0,166	
Ergosterol	Modelo Nulo		20			
	<i>E. crassipes</i>	Local	1	19	0,124	0,729
		Tempo	1	18	0,263	0,614
		Local*Tempo	1	17	1,034	0,323
<i>T. domingensis</i>	Modelo Nulo		33			
	Local	1	32	78,006	**	
	Tempo	1	31	183,621	***	
	Local*Tempo	1	30	26,692	0,112	
Leveduras	Modelo Nulo		55			
	<i>E. crassipes</i>	Local	1	54	61,154	*
		Tempo	1	53	18,293	***
		Local*Tempo	1	52	0,068	0,794
<i>T. domingensis</i>	Modelo Nulo		36			
	Local	1	35	0,552	0,462	
	Tempo	1	34	0,203	0,655	
	Local*Tempo	1	33	0,050	0,824	

Tabela 3. Composição química inicial dos detritos de *T. domingensis* e *E. crassipes* quanto ao conteúdo de lignina, celulose, fibras, taninos e polifenóis totais. Valores médios, expressos em porcentagem por grama de detrito (média \pm desvio padrão).

	<i>T. domingensis</i>	<i>E. crassipes</i>
Lignina	10 \pm 1,20	8 \pm 5,57
Celulose	43 \pm 0,27	23 \pm 6,25
Fibras	52 \pm 11,7	30,7 \pm 6,2
Taninos condensados	3,7 \pm 0,16	1,8 \pm 0,13
Polifenóis totais	12,5 \pm 1,60	9 \pm 0,20

6.3 BIOMASSA TOTAL DA COMUNIDADE MICROBIANA (ATP)

As concentrações de ATP encontradas nos detritos de *T. domingensis* e *E. crassipes* não foram significativamente diferentes entre os reservatórios. Contudo, as variações observadas em cada tempo amostral foram diferentes para *T. domingensis* e a análise de contraste mostrou que, para esta espécie, os valores encontrados no tempo 7 diferiram dos demais (análise de contraste, $p < 0,05$) (Tabela 2). O pico de ATP observado em *T. domingensis*, no reservatório eutrófico, foi de 162,3 nmoles/g MSLC em 7 dias de incubação. As concentrações de ATP oscilaram bastante e chegaram a apenas 9,3 nmoles/g MSLC aos 90 dias. No reservatório oligotrófico, a espécie atingiu valores um pouco menores, alcançando o pico de 158 nmoles/g MSLC em 7 dias e tendência à redução das concentrações ao longo do tempo, com a menor concentração encontrada aos 90 dias (1,2 nmoles/g MSLC) (Figura 7A).

Em *E. crassipes* notou-se que o pico nas concentrações de ATP no reservatório eutrófico ocorreu no 7º dia, com 72,2 nmoles/g MSLC, seguido pela queda nos valores aos 30 dias de incubação (41 nmoles/g MSLC). No reservatório oligotrófico, tais valores foram mais elevados e crescentes ao longo da decomposição dos detritos, atingindo o valor máximo de 201,5 nmoles/g MSLC aos 60 dias (Figura 7B).

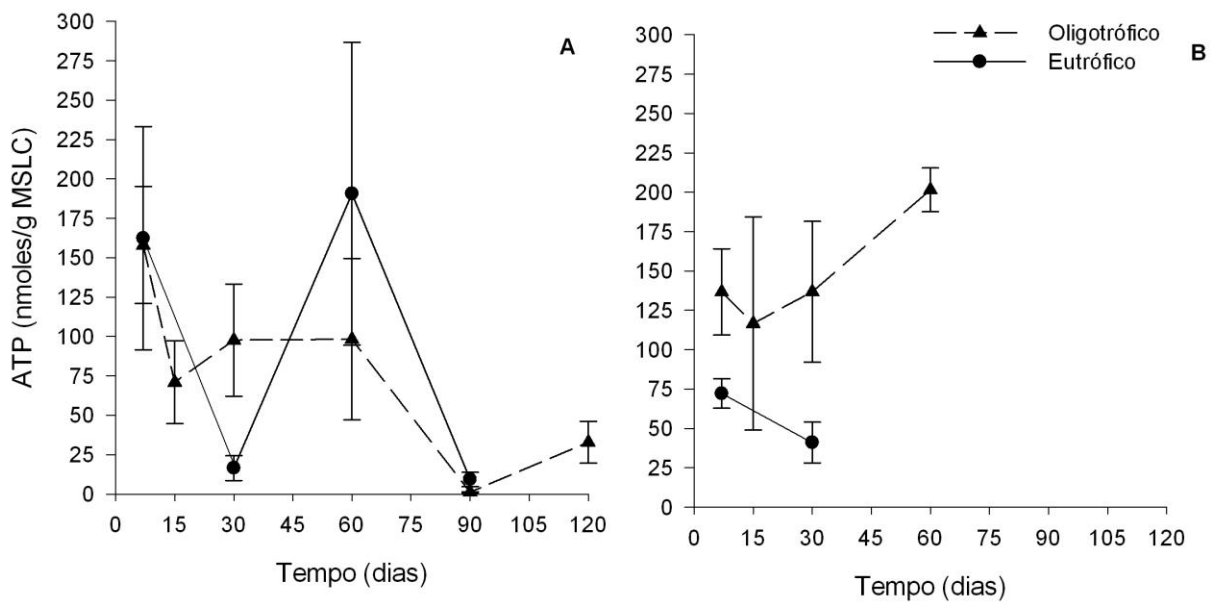


Figura 7. Concentrações de ATP (nmol/g MSLC) em *T. domingensis* (A) e *E. crassipes* (B), nos reservatórios eutrófico e oligotrófico.

6.4 CONCENTRAÇÃO DE ERGOSTEROL

Os valores de ergosterol oscilaram ao longo do estudo nos reservatórios estudados e, em ambos os detritos, as maiores concentrações foram observadas no reservatório oligotrófico (Tabela 2; Figura 8). Os detritos de *T. domingensis* apresentaram diferenças significativas nas concentrações de ergosterol entre os locais (Tabela 2). No reservatório eutrófico foi observado um pico de 216,8 $\mu\text{g/g}$ MSLC de ergosterol em 30 dias, com queda acentuada nas concentrações após este período e aumento entre 60 e 90 dias (100 $\mu\text{g/g}$ MSLC). Nos detritos incubados no reservatório oligotrófico, houve aumento nas concentrações de ergosterol após atingir um pico aos 30 dias (242,3 $\mu\text{g/g}$ MSLC), com tendência à estabilização dos mesmos até o 120º dia (Figura 8A). As variações ao longo do tempo mostraram semelhanças nas concentrações observadas nos tempos 7 e 15, sendo que estas diferiram estatisticamente dos demais períodos (análise de contraste, $p < 0,05$).

Em *E. crassipes*, no reservatório eutrófico foi observado um pico de 198,3 µg/g MSLC no 7º dia, com queda nos valores ao 30º dia de incubação dos detritos. Por outro lado, apesar das concentrações de ergosterol também terem caído aos 30 dias no reservatório oligotrófico, observou-se um pico nos valores registrados aos 60 dias, sem diferenças significativas entre as concentrações registradas nos detritos em ambos os reservatórios (268,1 µg/g MSLC) (Tabela 2; Figura 8B).

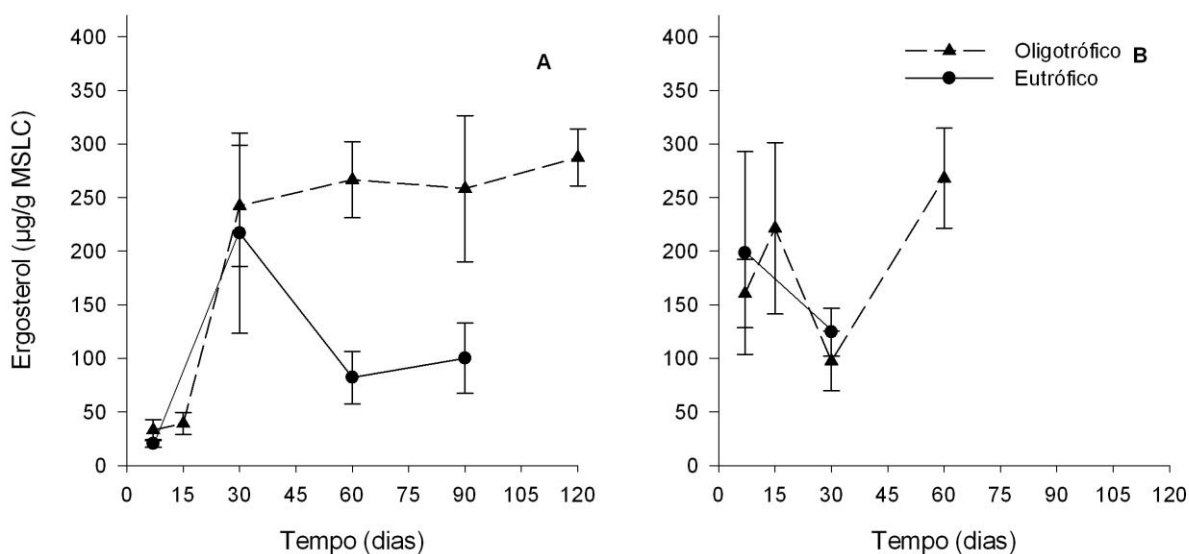


Figura 8. Concentrações de ergosterol (µg/g MSLC) em *T. domingensis* (A) e *E. crassipes* (B), nos reservatórios oligotrófico e eutrófico.

6.5 CONTAGEM DE LEVEDURAS

A densidade de leveduras variou ao longo do tempo nos reservatórios, contudo foram observadas diferenças significativas apenas entre os valores registrados para os detritos de *E. crassipes* (Tabela 2). Em *T. domingensis*, o pico na densidade de leveduras foi observado aos 30 dias, tanto no reservatório eutrófico (3,0 Log UFC de leveduras/g⁻¹ MSLC) quanto no oligotrófico (3,6 LogUFC de leveduras/g⁻¹ MSLC), ambos apresentando queda após este período (Figura 9A).

E. crassipes atingiu um pico na densidade de leveduras aos 7 dias no reservatório eutrófico, com 1,82 Log UFC de leveduras/g⁻¹ MSLC, seguido pela queda nos valores. No reservatório oligotrófico, as leveduras foram mais abundantes, com pico de 4,40 Log UFC de leveduras/g⁻¹ MSLC ao 15º dia e queda após esse período (Figura 9B). A análise de contraste indicou que para esta espécie, os valores registrados para o tempo 7 diferiram estatisticamente dos demais períodos (p<0,05).

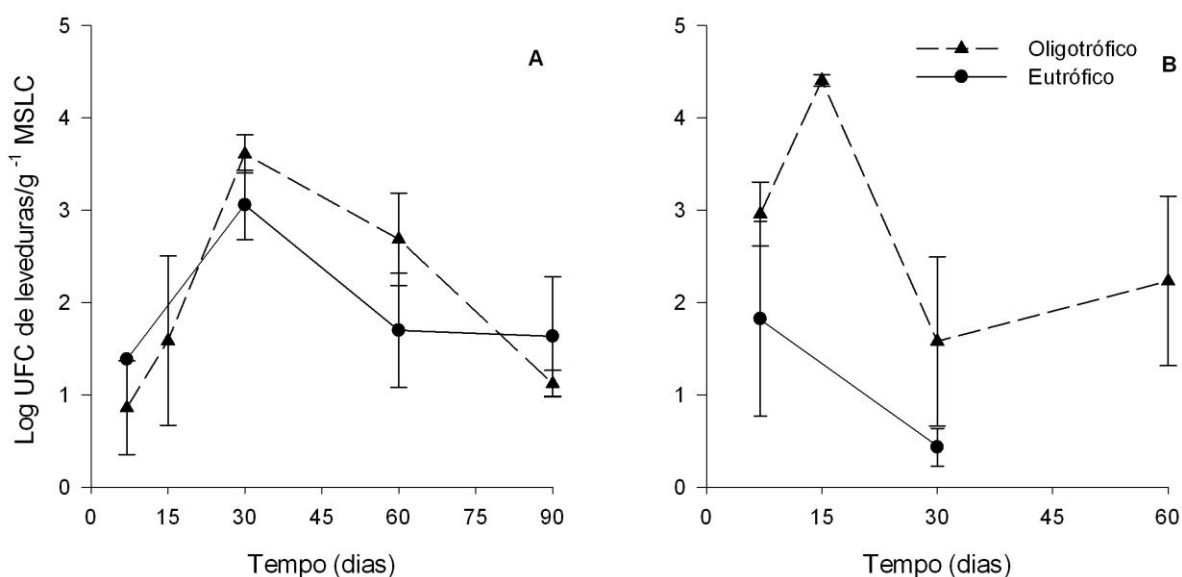


Figura 9. Densidade de leveduras. LogUFC de leveduras /g⁻¹ MSLC sob os detritos de *T. domingensis* (A) e *E. crassipes* (B), nos reservatórios eutrófico e oligotrófico.

6.6 COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS

A análise das curvas de rarefação mostrou que a riqueza de invertebrados aquáticos foi maior, tanto para *T. domingensis* quanto para *E. crassipes*, no reservatório oligotrófico (Figura 10). Ao analisar a riqueza total dos reservatórios, foram encontrados 16 taxa no reservatório eutrófico e 29 taxa no oligotrófico. O número de taxa associados aos detritos foi similar em ambos os reservatórios, com 13 taxa em *T. domingensis* e 14 em *E. crassipes* no

reservatório eutrófico e 18 taxa tanto para *T. domingensis* quanto para *E. crassipes* no reservatório oligotrófico (Figura 10; Tabelas 4 e 5).

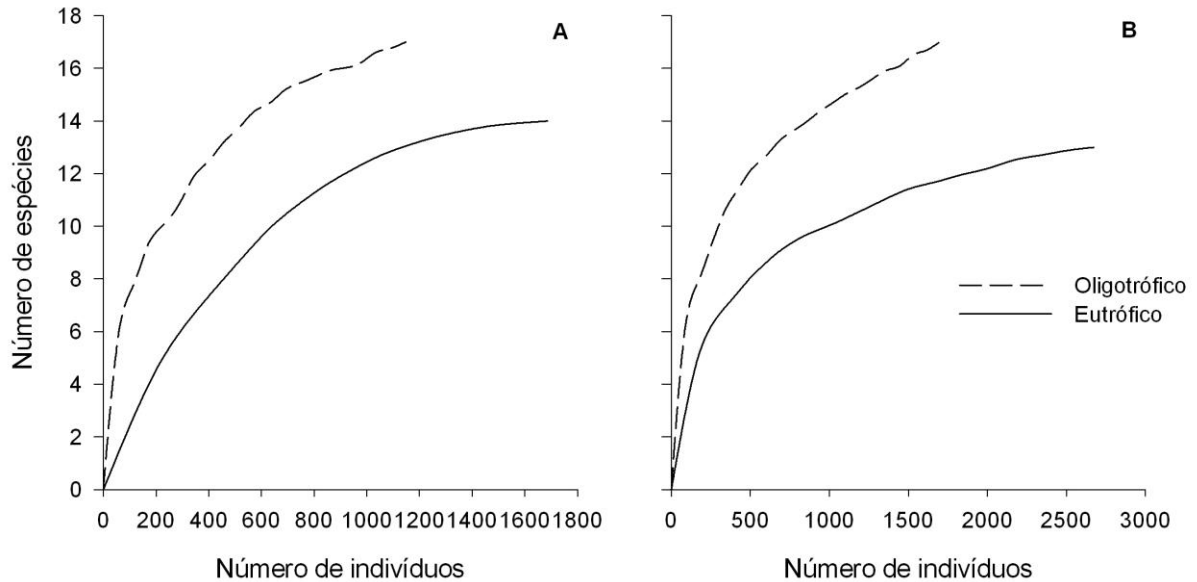


Figura 10. Análise de rarefação comparando a riqueza de taxa de invertebrados aquáticos em *T. domingensis* (A) e *E. crassipes* (B) quando incubadas nos reservatórios eutrófico e oligotrófico.

A riqueza de invertebrados aquáticos encontrada no reservatório eutrófico pode ser exemplificada pela ocorrência de Hirudinea (Annelida), Planorbidae e Thiaridae (Gastropoda), Gomphidae e Libellulidae (Odonata). No reservatório oligotrófico, a elevada riqueza pode ser atribuída à ocorrência de grupos como Platyhelminthes e Nematomorpha, assim como Elmidae (Coleoptera), Baetidae (Ephemeroptera), Naucoridae e Pleidae (Hemiptera), Aeshnidae (Odonata) e uma elevada diversidade de Trichoptera (Calamoceratidae, Hydroptilidae e Leptoceridae) (Tabelas 4 e 5).

Nos detritos de *T. domingensis*, a presença de Oligochaeta e Hirudinea foi observada ao longo do tempo, com picos de densidade no reservatório eutrófico (714 indivíduos/g - 60 dias; e 2 indivíduos/g - 30 dias, respectivamente). Neste reservatório, uma elevada densidade de Planorbidae e Thiaridae colonizou os detritos ao longo do tempo, com 16 indivíduos/g em 60 dias e 41 indivíduos/g em 90 dias, respectivamente. Os Chironomidae estiveram presentes

em elevadas densidades, com pico de 54 indivíduos/g em 60 dias. No reservatório oligotrófico, os grupos mais representativos foram os Platyhelminthes (22 indivíduos/g em 30 dias), Nematomorpha (6 indivíduos/g em 60 dias), Chironomidae (71 indivíduos/g em 30 dias), Oligochaeta (7 indivíduos/g em 60 dias) e Pleidae (4 indivíduos/g em 30 dias) (Tabela 4).

Os detritos de *E. crassipes* deram suporte a uma elevada densidade de Oligochaeta no reservatório eutrófico, com 714 indivíduos/g em 30 dias. Neste reservatório, foi encontrada grande densidade de Chironomidae (426 indivíduos/g - 7 dias), Ceratopogonidae (22 indivíduos/g - 7 dias), Planorbidae (16 indivíduos/g - 30 dias) e Thiaridae (7 indivíduos/g - 30 dias). No reservatório oligotrófico, *E. crassipes* apresentou aumento na densidade de Oligochaeta ao longo do tempo, com pico aos 90 dias (83 indivíduos/g). Os Platyhelminthes e Naucoridae foram encontrados ao longo de todo o período, atingindo pico 278 e 120 indivíduos/g, respectivamente, ambos aos 90 dias. Neste reservatório, grupos como Hydroptilidae (30 indivíduos/g- 90 dias), Nematomorpha (22 indivíduos/g - 60 dias) e Aeshnidae (6 indivíduos/g - 60 dias) também foram representativos ao longo do tempo (Tabela 5).

Tabela 4. Classificação taxonômica e grupo funcional trófico (GFT), porcentagem total (% Total), densidade média (indivíduos/g) e média+ desvio padrão (\pm) por taxa de invertebrados aquáticos presentes nos detritos de *T. domingensis* ao longo do período de incubação, nos dois reservatórios (eutrófico e oligotrófico).

Taxa	GFT	<i>T. domingensis</i> (oligotrófico)						<i>T. domingensis</i> (eutrófico)				
		7	15	30	60	90	% Total	7	30	60	90	% Total
Annelida												
Hirudinea	Pr	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0 \pm 1,0	0,0	1,0 \pm 0,7	0,50
Oligochaeta	Co-Ca	4,0 \pm 2,0	4,0 \pm 1,0	6,0 \pm 1,5	7,00 \pm 2,5	2,0 \pm 1,0	8,0	1,0 \pm 1,0	12,0 \pm 4,0	713,0 \pm 371,0	334,0 \pm 168,0	73,50
Arthropoda												
Aracnida												
Acari	Pr	0,0	0,0	1,0 \pm 0,5	1,0 \pm 0,5	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Collembola	Co-Ca	0,0	1,0 \pm 0,5	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Insecta												
Coleoptera												
Elmidae	Co-Ca/ Rsp	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0 \pm 0,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Ephemeroptera												
Leptohephidae	Co-Ca	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0 \pm 0,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Hemiptera												
Naucoridae	Pr	2,0 \pm 0,5	1,0 \pm 0,5	2,0 \pm 1,5	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Pleidae	Pr	1,0 \pm 0,5	1,0 \pm 0,05	4,0 \pm 4,0	3,0 \pm 2,0	1,0 \pm 0,5	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Odonata												
Coenagrionidae	Pr	0,0	1,0 \pm 0,5	0,0	0,0	0,0	0,1	1,0 \pm 0,5	0,00	0,0	0,0	0,10
Gomphidae	Pr	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0 \pm 0,5	0,0	0,0	0,10
Libellulidae	Pr	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0 \pm 0,5	0,0	0,05
Trichoptera												

Tabela 4. Continuação

Taxa	GFT	<i>T. domingensis</i> (oligotrófico)						<i>T. domingensis</i> (eutrófico)				
		7	15	30	60	90	% Total	7	30	60	90	% Total
Calamoceratidae	Frg/Rsp	0,0	0,0	1,0 ± 0,5	0,0	0,0	0,05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Hydroptilidae	Co-Ca/Rsp	0,0	1,0 ± 0,5	0,0	1,0 ± 0,5	1,0 ± 0,5	0,50	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Leptoceridae	Co-Ca/ Frg/Pr	1,0± 0,5	0,0	1,0 ± 0,5	1,0 ± 0,5	0,0	0,75	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Polycentropodiae	Co-Fil/Pr	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	1,0 ± 0,5	1,0 ± 0,5	1,0 ± 0,5	0,0	0,80
Diptera												
Anthomiidae	Pr	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0 ± 0,5	0,0	0,0	0,0	0,05
Ceratopogonidae	Pr	0,0	0,0	1,0 ± 0,5	2,0 ± 1,0	2,0 ± 0,1	0,95	1,0 ± 0,5	0,0	0,0	0,0	0,50
Chironomidae	Co-Ca/Pr	4,0 ± 0,5	12,0 ± 2,0	70,0 ± 14,0	55,0 ± 19,0	69,0 ± 25,0	63,0	19,0 ± 2,0	13,0 ± 3,5	54,0 ± 22,0	22,0 ± 12,0	16,5
Copépoda	Co-Fil/Pr	0,0	1,0 ± 0,5	2,0 ± 1,5	0,0	0,0	0,75	0,0	1,0 ± 0,5	0,0	1,0 ± 0,5	0,25
Ostrácoda		0,0	0,0	0,0	0,0	3,0 ± 2,0	0,70	1,0 ± 1,0	1,0 ± 0,5	1,0 ± 0,5	0,0	0,15
Mollusca												
Bivalvia	Co-Fi	0,0	0,0	0,0	1,0 ± 0,5	0,0	0,10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Gastrópoda												
Planorbidae	Rsp	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0 ± 0,5	3,0 ± 0,5	16,0 ± 8,5	3,0 ± 0,5	2,0
Thiaridae	Rsp	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0 ± 0,5	8,0 ± 2,5	2,0 ± 2,0	41,0 ± 21,5	5,90
Nematomorpha	Pr	0,0	0,0	1,0 ± 0,5	6,0 ± 4,5	0,0	1,90	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00
Platyhelminthes	Pr	3,0± 1,0	7,0± 1,0	22,0 ± 7,0	14,00 ± 4,0	15,0 ± 5,0	19,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00

Tabela 5. Classificação taxonômica e grupo funcional trófico (GFT), porcentagem total (%total), densidade média (indivíduos/g) e média \pm desvio padrão (\pm) por taxa de invertebrados aquáticos presentes nos detritos de *E. crassipes* ao longo do período de incubação, nos dois reservatórios (eutrófico e oligotrófico).

Taxa	GFT	<i>E. crassipes</i> (oligotrófico)						<i>E. crassipes</i> (eutrófico)		
		7	15	30	60	90	% Total	7	30	% Total
Annelida										
Oligochaeta	Co-Ca	5,0 \pm 3,0	4,0 \pm 1,5	12,0 \pm 10,0	24,0 \pm 15,0	83,0 \pm 29,0	6,10	2,0 \pm 1,5	713,0 \pm 740,0	61,70
Arthropoda										
Aracnida										
Acari	Pr	0,0	2,0 \pm 1,5	2,0 \pm 1,0	2,0 \pm 2,0	0,0	0,60	0,0	0,0	0,00
Collembola	Co-Ca	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	7,0 \pm 5,5	0,30
Insecta										
Coleoptera										
Elmidae	Co-Ca/ Rsp	0,0	0,0	2,0 \pm 2,0	0,0	15,0 \pm 15,0	0,17	2,0 \pm 2,0	0,0	0,20
Ephemeroptera										
Baetidae	Co-Ca/ Rsp	1,0 \pm 1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,10	0,0	0,0	0,00
Hemiptera										
Naucoridae	Pr	4,0 \pm 2,0	6,0 \pm 1,0	6,0 \pm 3,0	2,0 \pm 2,0	120,0 \pm 116,0	3,65	0,0	0,0	0,00
Pleidae	Pr	1.04 \pm 0.72	0.97 \pm 0.58	3.15 \pm 2.22	16.55 \pm 6.85	5.11 \pm 5.11	1,55	0,0	0,0	0,00
Odonata										
Aeshnidae	Pr	0,0	0,0	0,0	6,0 \pm 4,0	0,0	0,25	0,0	0,0	0,00
Coenagrionidae	Pr	0,0	1,0 \pm 1,0	0,0	0,0	0,0	0,10	6,0 \pm 4,0	0,0	0,55
Gomphidae	Pr	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	1,0 \pm 0,5	0,0	0,10
Libellulidae	Pr	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	1,0 \pm 0,5	2,0 \pm 1,5	0,15
Trichoptera										
Calamoceratidae	Frg/Rsp	1,0 \pm 1,0	1,0 \pm 1,0	2,0 \pm 1,5	2,0 \pm 1,5	0,0	0,70	0,0	0,0	0,00
Hydroptilidae	Co-Ca/Rsp	3,0 \pm 1,5	2,0 \pm 1,0	0,00	12,0 \pm 8,5	30,0 \pm 17,5	1,55	0,0	0,0	0,00
Leptoceridae	Co-Ca/ Frg/Pr	1,0 \pm 0,5	1,0 \pm 0,5	1,0 \pm 0,5	0,0	3,0 \pm 3,0	0,35	0,0	0,0	0,00
Polycentropodiae	Co-Fil/Pr	0,0	0,0	1,0 \pm 1,0	0,0	0,0	0,10	1,0 \pm 1,0	6,0 \pm 2,5	0,25

Tabela 5. Continuação

Taxa	GFT	<i>E. crassipes</i> (oligotrófico)						<i>E. crassipes</i> (eutrófico)		
		7	15	30	60	90	% Total	7	30	% Total
Diptera										
Ceratopogonidae	Pr	0,0	1,0 ± 0,5	0,0	0,0	4,0 ± 4,0	0,20	22,0 ± 6,0	0,00	1,60
Chironomidae	Co-Ca/Pr	19,0 ± 8,0	43,0 ± 12,0	170,0 ± 65,00	511,0 ± 152,0	594,0 ± 380,0	59,30	425,0 ± 123,5	93,0 ± 45,0	33,60
Homoptera		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,50 ± 0,50	0,00	0,10
Copépoda	Co-Fil/Pr	0,0	0,0	3,0 ± 3,0	0,0	0,0	0,35	1,0 ± 1,0	11,0 ± 8,0	0,35
Ostrácoda		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,00	6,0 ± 2,5	0,00
Mollusca										
Bivalvia	Co-Fil	0,0	0,0	1,0 ± 0,5	0,0	0,0	0,10	0,0	0,0	0,00
Gastrópoda										
Planorbidae	Rsp	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	0,0	16,0 ± 8,08	0,60
Thiaridae	Rsp	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,00	3,0 ± 3,0	7,0 ± 7,0	0,55
Nematomorpha	Pr	0,0	1,0 ± 1,0	0,0	22,0 ± 17,5	0,0	0,45	0,0	0,0	0,00
Platyhelminthes	Pr	20,0 ± 4,5	23,0 ± 11,5	33,0 ± 13,5	275,0 ± 130,5	278,0 ± 124,0	24,50	0,0	0,0	0,00

A densidade total de invertebrados aquáticos associados aos detritos de *T. domingensis* e *E. crassipes* foi maior no reservatório eutrófico, apresentando diferenças significativas quanto aos locais e tempos amostrais, contudo sem interação entre tais variáveis (Tabela 6; Figura 11). No reservatório eutrófico, o pico na densidade de organismos associados a *T. domingensis* foi observado aos 60 dias, com 606 indivíduos/g. No reservatório oligotrófico, os maiores valores foram registrados aos 30 dias (108 indivíduos/g), sofrendo poucas variações desde então (Figura 11A); para esta espécie, o tempo 60 foi diferente dos demais (análise de contraste, $p < 0,05$). Em *E. crassipes*, o pico na densidade de invertebrados aquáticos foi registrado aos 30 dias no reservatório eutrófico (1815 indivíduos/g), enquanto no reservatório oligotrófico os valores aumentaram progressivamente e alcançaram 1129 indivíduos/g em 90 dias (Figura 11B); para esta espécie, a densidade no tempo 90 diferiu estatisticamente dos demais (análise de contraste, $p < 0,05$; Tabela 6).

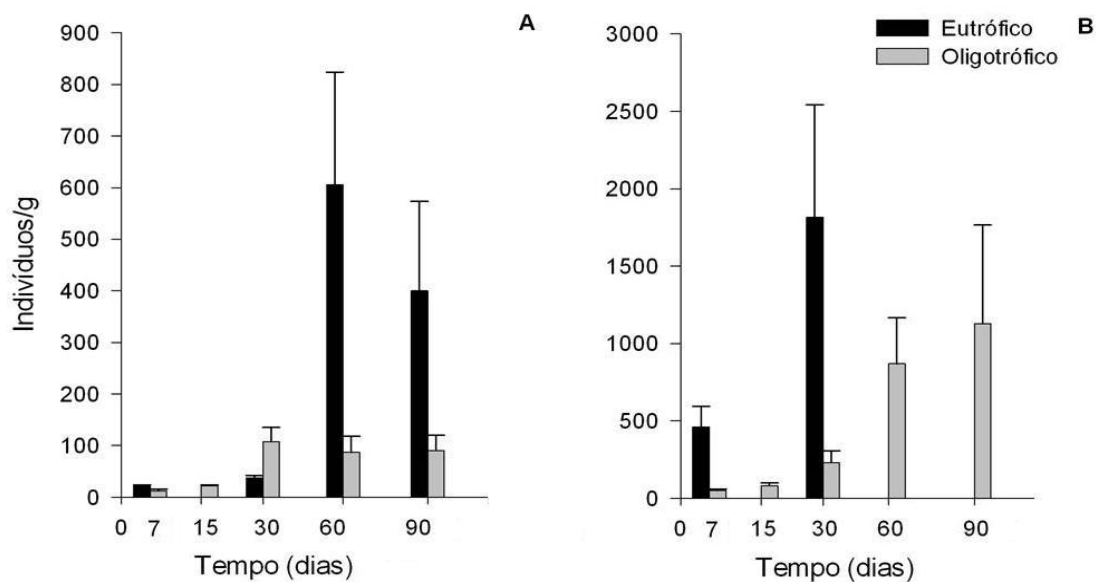


Figura 11. Densidade de invertebrados aquáticos ao longo do tempo de decomposição de *T. domingensis* (A) e *E. crassipes* (B) quando incubadas nos reservatórios eutrófico e oligotrófico.

A estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos associados aos detritos de *T. domingensis* foi diferente entre os reservatórios (Tabela 7). A densidade relativa dos

invertebrados, quando classificados quanto aos grupos tróficos funcionais (GTF), foi diferente para alguns grupos quando os dois reservatórios foram comparados (Figura 12; Tabela 6). No reservatório eutrófico, os coletores-catadores representaram 98,80% da comunidade de invertebrados em *T. domingensis* aos 60 dias, predominando nos estágios avançados da decomposição. Os predadores foram pouco representados neste reservatório e representaram 21% da comunidade em 7 dias, enquanto que os fragmentadores não foram registrados. A presença de raspadores foi elevada aos 30 dias, representando 45% da comunidade e os coletores filtradores atingiram valores máximos de 22% em 7 dias, tornando-se ausentes na fase final (Figura 12B). Os predadores foram o grupo com maior representatividade no reservatório oligotrófico (74% - 90 dias) seguido pelos coletores-catadores, que representaram 51,% da comunidade do local em 7 dias, sofrendo pouca variação até o final. Os fragmentadores (1% - 30 dias), coletores-filtradores (4% - 60 dias) e raspadores (4% - 7 dias) foram os grupos com menor representatividade nos detritos de *T. domingensis* no reservatório oligotrófico (Figura 12A).

Os detritos de *E. crassipes* apresentaram 54% de predadores em 7 dias no reservatório eutrófico, com 23% de coletores-filtradores e 6% de raspadores neste mesmo período. Aos 30 dias, 97% da comunidade foi composta por coletores-catadores, sendo pouco representada pelos demais grupos (Figura 12D; Tabela 6). Em *E. crassipes*, os fragmentadores estiveram presentes apenas no reservatório oligotrófico, com 10% da comunidade sendo composta por este grupo funcional em 7 dias. Os predadores foram predominantes neste local ao longo de todo o estudo, representando 87% da comunidade em 90 dias. A presença dos coletores-catadores permaneceu constante, atingindo maior densidade aos 90 dias (32%), assim como os raspadores, que atingiram 9% neste mesmo período (Figura 12C).

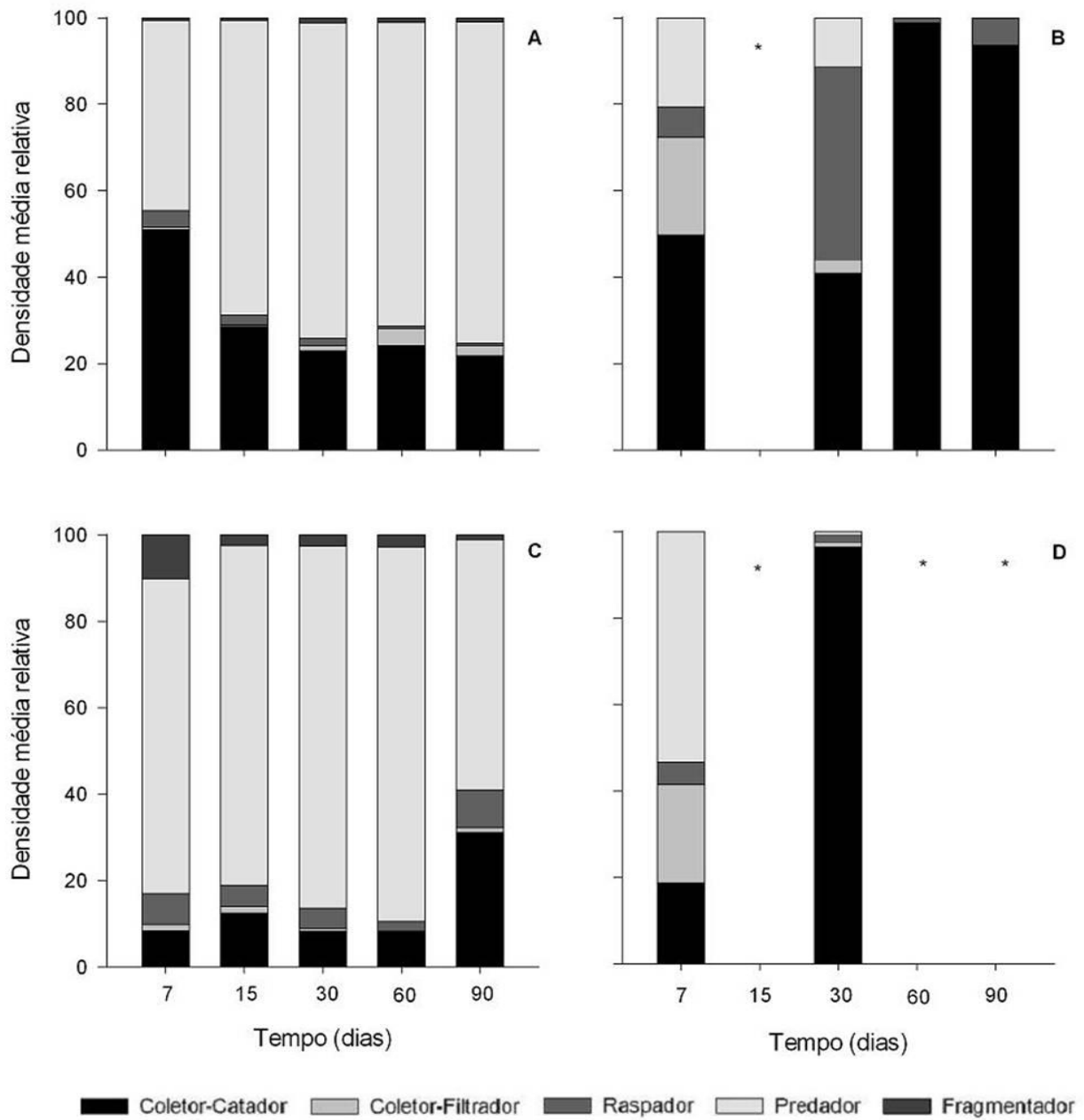


Figura 12. Densidade média relativa (%) de invertebrados de acordo com os grupos tróficos funcionais. (A) *T. domingensis* no reservatório oligotrófico; (B) *T. domingensis* no reservatório eutrófico; (C) *E. crassipes* no reservatório oligotrófico; (D) *E. crassipes* no reservatório eutrófico. *ausência de detritos

Tabela 6. Valores de significância (p) do GLM, grau de liberdade (GL) e residual (Residual GL) e valores do teste Qui-quadrado (χ^2) e F, para as análises de predadores (Pr), fragmentadores (Fr), raspadores (Rsp), coletores-catadores (Co-Ca) e coletores-filtradores (Co-F), nos detritos de *E. crassipes* e *T. domingensis*, e densidade de invertebrados, em função do local, tempo e interação entre esses dois fatores. Nível de significância: *p < 0.05, **p < 0.01 e ***p < 0.001.

Variável Resposta	Variável Explicativa	GL	GL Residual	χ^2	P	
GTF						
<i>E. crassipes</i>	<i>Modelo Nulo</i>		27	1720,41		
	Pr	Local	1	26	105,36	***
		Tempo	1	25	100,45	0,209
		Local*Tempo	1	24	74,69	**
	Fr	<i>Modelo Nulo</i>		27	1,185	
		Local	1	26	1,082	0,088
		Tempo	1	25	0,854	*
	Rsp	Local*Tempo	1	24	0,848	0,680
		<i>Modelo Nulo</i>		27	29,876	
		Local	1	26	26,145	0,053
	Co-Ca	Tempo	1	25	25,765	0,537
		Local*Tempo	1	24	24,038	0,189
<i>Modelo Nulo</i>			27	1905,17		
Local		1	26	128,45	***	
Co-F	Tempo	1	25	121,98	0,151	
	Local*Tempo	1	24	75,45	***	
	<i>Modelo Nulo</i>		27	4,627		
	Local	1	26	4,543	0,483	
<i>T. domingensis</i>	Tempo	1	25	4,324	0,255	
	Local*Tempo	1	24	4,066	0,216	
	<i>Modelo Nulo</i>		35	333,52		
	Pr	Local	1	34	7,3	***
		Tempo	1	33	7,19	0,489
		Local*Tempo	1	32	7,13	0,594
	Fr	<i>Modelo Nulo</i>		35	0,055	
		Local	1	34	0,036	***
		Tempo	1	33	0,035	0,765
	Rsp	Local*Tempo	1	32	0,035	0,462
		<i>Modelo Nulo</i>		35	22,338	
		Local	1	34	22,267	0,745
Co-Ca	Tempo	1	33	22,264	0,947	
	Local*Tempo	1	32	21,74	0,380	
	<i>Modelo Nulo</i>		35	396,08		
	Local	1	34	45,81	***	
	Tempo	1	33	45,38	0,579	
	Local*Tempo	1	32	45,38	0,867	

Tabela 6. Continuação

Variável Resposta	Variável Explicativa	GL	GL Residual	χ^2	P
Co-F	<i>Modelo Nulo</i>		35	1,805	
	Local	1	34	1,745	0,269
	Tempo	1	33	1,661	0,197
	Local*Tempo	1	32	1,599	0,265
Variável Resposta	Variável Explicativa	GL	GL Residual	F	P
Densidade	<i>Modelo Nulo</i>		27		
<i>E. crassipes</i>	Local	1	26	4,812	*
	Tempo	1	25	10,369	**
	Local*Tempo	1	24	3,795	0,063
<i>T. domingensis</i>	<i>Modelo Nulo</i>		27		
	Local	1	26	4,812	*
	Tempo	1	25	10,369	**
	Local*Tempo	1	24	3,795	0,063

Tabela 7. Valores da MANOVA/Wilks Test, F, Efeito GL, Erro GL e p, mostrando os efeitos do local e tempo, considerando 5 variáveis resposta dos grupo trófico funcional (GTF) da comunidade de invertebrados (Coletor-Catador, Coletor-Filtrador, Raspador, Predador e Fragmentador). Grau de liberdade = GL. *p < 0.05, **p < 0.01 e ***p < 0.001.

MANOVA de GTF		Wilks	F	Efeito GL	Erro GL	p
Estrutura da Comunidade						
<i>E. crassipes</i>	Intercepto	0,395	5,506	5	18,000	**
	Local	0,611	2,294	5	18,000	0,089
	Tempo	0,312	1,277	20	60,649	0,229
<i>T. domingensis</i>	Intercepto	0,571	3,904	5	26,000	**
	Local	0,479	5,653	5	26,000	***
	Tempo	0,456	1,164	20	87,182	0,305

7. DISCUSSÃO

7.1 EFEITOS DA QUALIDADE DO DETRITO NA DECOMPOSIÇÃO

Os coeficientes de decomposição das macrófitas aquáticas podem estar relacionados com a sua forma de vida (Gamage & Asaeda, 2005; Chimney & Pietro, 2006; Gimenes et al., 2010). No presente estudo, os coeficientes de decomposição foram maiores para *E. crassipes* (0,037 dia⁻¹ reservatório eutrófico e 0,027 dia⁻¹ reservatório oligotrófico), sendo o valor de k elevado e similar ao esperado para as macrófitas aquáticas livres flutuantes (0,038 dia⁻¹) (Chimney & Pietro, 2006; Gimenes et al., 2010). Já o valor de k encontrado para *T. domingensis* (0,024 dia⁻¹ reservatório eutrófico e 0,010 dia⁻¹ reservatório oligotrófico) foi baixo para este estudo, porém elevado em relação aos valores médios registrados para esta e demais macrófitas aquáticas emergentes (0,0045 dia⁻¹) (Chimney & Pietro, 2006). A variabilidade nos valores de k pode ser atribuída a modificações na estrutura e qualidade dos detritos, que pode ser típica do ambiente onde as macrófitas aquáticas são encontradas (Shilla et al., 2006). Os valores de k encontrados neste estudo parecem estar relacionados com as diferentes formas de vida das espécies estudadas e, principalmente, com as diferenças observadas na qualidade da água dos reservatórios, que elevaram os valores de ambas as espécies.

O processo de lixiviação em *T. domingensis* e *E. crassipes* é intenso durante os primeiros estágios de decomposição, contribuindo para a maior perda de massa inicial e mudanças na composição química dos detritos (Gaur et al., 1992; Xie et al., 2004; Gamage & Asaeda, 2005; Cunha-Santino & Bianchini Jr. 2006). A proporção de perda de massa inicial devido à lixiviação, quando comparada entre detritos com diferentes estágios de senescência, é maior naqueles ainda verdes, pois, em relação aos senescentes, contêm concentrações mais

elevadas de compostos lábeis, de baixo peso molecular (Gonçalves et al., 2004). Ao incubar folhas verdes de macrófitas aquáticas, Brum & Esteves (2001) constataram uma elevada perda de massa inicial e de nutrientes, que foi associada às elevadas concentrações de compostos lábeis presentes neste tipo de detrito. Segundo Cunha-Santino et al. (2003), a perda de frações lábeis de carboidratos e polifenóis é intensa nos três primeiros dias de decomposição, atingindo cerca de 80% da sua composição total no detrito. Neste estudo, a tendência à maior perda na fase inicial de decomposição foi observada em *E. crassipes* e *T. domingensis* nos primeiros sete dias. Esse resultado pode ser atribuído à composição química dos detritos e à intensa lixiviação, devido ao fato dos detritos utilizados serem verdes. As menores concentrações de compostos secundários e estruturais, refletindo a melhor qualidade destes detritos, podem ter sido responsáveis pela maior perda registrada em *E. crassipes* (73,59% após sete dias) no reservatório eutrófico.

No presente estudo, *T. domingensis* apresentou alta proporção de lignina (10%) e elevado conteúdo de fibras (52%) e celulose (43%) em relação à *E. crassipes*, justificando um processo de decomposição mais lento. Um estudo que apresenta a composição química de diferentes espécies apontou *T. domingensis* como a mais refratária, com aproximadamente 9% de lignina e menores concentrações iniciais de fósforo (Nelson, 2011). A lenta decomposição desse tipo de detrito também está relacionada com seu baixo valor energético para os decompositores (Gonçalves et al., 2004) e elevada razão C:N e C:P, reflexo do conteúdo reduzido de N e P, em relação às demais formas de vida das macrófitas aquáticas (Christensen et al., 2009). Por outro lado, em ambiente fertilizado, *E. crassipes* mostrou correlação do processo de decomposição com o conteúdo de nutrientes dos detritos (Reddy e DeBusk, 1991). Nesse caso, as razões C:N e C:P diminuíram durante as primeiras semanas, devido à rápida perda de C e assimilação de N e P, sendo a imobilização e liberação dos nutrientes mais rápida em locais fertilizados. As qualidades dos detritos utilizados neste

estudo foram diferentes entre as espécies e a baixa razão C:N e C:P de *E. crassipes* (15 e 257 respectivamente) possivelmente favoreceu sua rápida decomposição, principalmente no reservatório eutrófico.

A eficiência na retenção de nutrientes como N e P nos detritos varia quanto à forma de vida das espécies, sendo mais favorável em plantas emergentes, como *T. domingensis* (Reddy, et al., 1999). A persistência dos detritos mais refratários desta espécie pode diminuir as taxas de *turnover* dos nutrientes para o ecossistema, tornando-a potencialmente importante para o estoque de nutrientes na forma de biomassa, no reservatório eutrófico. Ao contrário, as flutuações no nível da água, comuns em reservatórios, associadas ao curto ciclo de desenvolvimento de *E. crassipes*, contribuem para que esta espécie entre ainda verde na cadeia de detritos, sendo responsável por um *pool* constante de nutrientes na coluna d'água em reservatórios eutróficos, o que pode dificultar ainda mais as medidas de controle da eutrofização em locais infestados com a presença dessa espécie.

7.2 COMUNIDADE MICROBIANA

Ao serem incubados no reservatório eutrófico, aos 30 dias, os detritos de *T. domingensis* (baixa qualidade) foram colonizados basicamente por fungos. A colonização por estes micro-organismos está relacionada à sua capacidade em metabolizar com mais eficiência os detritos ricos em carbono e nutrientes, sendo correlacionada negativamente com a presença de bactérias (Mille-Lindblom & Tranvik, 2003). Os dados de ATP e ergosterol, quando associados aos de leveduras, apontam uma relação antagônica entre fungos e bactérias e indicam que foram as leveduras os principais fungos encontrados na comunidade. As leveduras são fungos unicelulares considerados oportunistas, uma vez que colonizam o substrato e assimilam os compostos dissolvidos na água, disponibilizados a partir da ação de

outros micro-organismos, durante o processo de decomposição (Gonçalves et al. 2006). Nos detritos de *E. crassipes* (melhor qualidade) a presença dos fungos, também representados pelas leveduras, e bactérias parece ter sido importante até os 30 primeiros dias. Gaur et al. (1992), ao analisarem a relevância da comunidade microbiana para a decomposição de *E. crassipes*, observaram que poucos fungos são capazes de crescer ativamente sob os detritos, sendo as bactérias mais importantes para a sua degradação. A presença de um substrato instável ao longo do tempo, devido à rápida perda de massa, pode ter dificultado o estabelecimento dos fungos decompositores, favorecendo a presença de leveduras e a colonização e ação bacteriana. Além disso, a maior participação das bactérias e a competição com os fungos, observada no reservatório eutrófico, podem ter sido intensificadas pelas menores concentrações de oxigênio dissolvido registradas no local. Estes resultados estão de acordo com o proposto por O'Connell et al. (2000), que constaram o predomínio de bactérias sob os detritos em condições de anoxia.

No reservatório oligotrófico, os detritos de *T. domingensis* apresentaram um padrão similar ao observado até o 30º dia quando comparado ao reservatório eutrófico, porém os fungos decompositores, ativos no processo de decomposição (elevados valores de ergosterol), parecem ter desenvolvido um papel mais importante durante a decomposição neste local, visto que após este período ocorreu um decréscimo na biomassa da comunidade microbiana total (baixos valores de ATP) e densidade de leveduras. A maior participação dos fungos decompositores em estágios finais do processo degradativo também foi registrada por Hackney et al. (2000), que encontraram as maiores concentrações de ergosterol neste período. Os detritos de *T. domingensis* representam um substrato mais estável ao longo do tempo, favorecendo a colonização e permanência de fungos nas folhas (Sampaio et al., 2007; Findlay, 2010; Wurzbacher et al., 2010). Os resultados encontrados em *T. domingensis* no reservatório oligotrófico sugerem a maior participação dos fungos decompositores nos estágios finais de

decomposição e, neste local, conseguem excluir as bactérias e as leveduras, por competição. A presença destes organismos está relacionada à sua capacidade de degradar os compostos recalcitrantes, predominantes nos detritos ao final do processo degradativo (Gulis & Suberkropp, 2003a; Gonçalves et al., 2006).

Em relação aos detritos de *E. crassipes*, quando incubados no reservatório oligotrófico, as bactérias parecem ser importantes ao longo de todo o processo de decomposição, contudo os fungos decompositores também são relevantes no estágio final. Neste reservatório, as concentrações mais elevadas de oxigênio dissolvido e as menores variações nas suas concentrações podem ter influência sob a maior importância destes fungos, ao contrário do eutrófico, onde a comunidade foi composta principalmente por leveduras e estas sofreram com a interferência das bactérias. Ao estudar o papel dos fungos decompositores na decomposição, sob diferentes concentrações de oxigênio, Medeiros et al. (2009) concluíram que estes micro-organismos são sensíveis às baixas concentrações de oxigênio, exercendo maior influência sob o processo quando tais concentrações são elevadas.

Os elevados valores iniciais de ATP e baixos de ergosterol, observados em ambos os reservatórios, sugerem uma maior participação bacteriana na primeira semana de estudo, em ambos os detritos. Gulis & Suberkropp (2003a) encontraram resultados similares onde, na fase inicial, as bactérias podem excluir os fungos, uma vez que o consumo das substâncias orgânicas liberadas durante a lixiviação favorece o seu crescimento. As bactérias são aptas a utilizar a matéria orgânica dissolvida (MOD) formada durante a decomposição (Wurzbacher et al., 2010) e a liberação de nutrientes e compostos orgânicos dissolvidos durante a lixiviação torna disponíveis as frações lábeis, que podem ser rapidamente utilizadas pela comunidade bacteriana (Cunha-Santino & Bianchini Jr. 2006; Gonçalves et al., 2006). Ao comparar os dados sobre a comunidade microbiana em ambos os reservatórios fica evidente que a composição química inicial do detrito influenciou a colonização pelos micro-organismos, que

pode aumentar ou diminuir os coeficientes de decomposição. Tal fato foi comprovado por Ágoston-Szabó & Dinka (2008), que atribuíram as diferenças na colonização microbiana e perda de massa entre detritos de *Typha angustifolia* e *Phragmites australis* à qualidade inicial do detrito.

A decomposição foi mais rápida no reservatório eutrófico e, provavelmente, foi influenciada pelas características físicas e químicas da água do reservatório. Embora os valores de ATP sugiram que a biomassa microbiana total não variou entre os reservatórios, os valores de ergosterol foram diferentes entre os locais para os detritos de *T. domingensis*. As maiores concentrações de nutrientes dissolvidos, como NO_3^- e PO_4^- , podem ter acelerado o processo de decomposição. Tal situação foi comprovada por diversos estudos que, ao analisarem o efeito do enriquecimento de nutrientes em riachos, constataram mudanças na estrutura e metabolismo da comunidade de fungos e bactérias, resultando em aumento nas taxas de decomposição (Gulis & Suberkropp, 2003a,b; Pascoal & Cássio, 2004, Pascoal et al., 2005). Além disso, a temperatura média do reservatório eutrófico no período do estudo foi cerca de 4°C maior que a do oligotrófico, o que pode ter intensificado a ação degradativa dos micro-organismos sobre os detritos, como constatado por Pascoal & Cássio (2004) e Ferreira & Chauvet (2011). As maiores variações nas concentrações de oxigênio dissolvido na água, observadas no reservatório eutrófico, podem ter favorecido a permanência das bactérias de metabolismo anaeróbio facultativo no local que, segundo Pascoal et al. (2005), apresentam maior atividade em trechos de rios poluídos e com pouco oxigênio.

7.3 COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS

A riqueza de invertebrados encontrada no reservatório eutrófico foi baixa em relação ao oligotrófico. Contudo, a densidade de organismos foi elevada, sendo determinada

principalmente por grupos capazes de tolerar as condições ambientais de degradação da qualidade da água (Moreno & Callisto, 2004; Baptista, 2008). Mudanças na composição e estrutura da comunidade de invertebrados em ambientes com diferentes estados de conservação também foram observadas por Pascoal et al. (2005), que registraram menor riqueza e maior densidade de organismos em trechos de rios onde a qualidade da água é comprometida pela degradação ambiental. Isto pode ser reforçado do ponto de vista trófico, onde a densidade de coletores-catadores associados aos detritos foi maior no reservatório eutrófico, provavelmente devido à maior disponibilidade de matéria orgânica particulada fina, comum neste ambiente (Pope et al., 1999). A ocorrência de coletores é comum durante a decomposição de macrófitas aquáticas (Nelson, 2011) e, neste trabalho, este grupo foi encontrado em grandes densidades, representado principalmente por Oligochaeta (tolerantes à poluição - Moreno & Callisto, 2004). Pascoal et al. (2005) encontraram maior densidade de coletores associados aos detritos em locais poluídos, com Oligochaeta compondo até 65% da comunidade. No presente estudo, a comunidade de invertebrados no reservatório eutrófico parece ter sido estruturada pelos coletores-catadores, uma vez que os Oligochaeta corresponderam a 74% e 62% dos organismos associados à *T. domingensis* e *E. crassipes*, respectivamente.

No reservatório eutrófico, foram encontradas grandes densidades de raspadores (Thiaridae - Gastropoda), que podem ter contribuído para a perda de massa observada neste local. Alguns autores têm relatado que Gastropoda pode exercer um efeito de “fragmentação” (principalmente na ausência de fragmentadores típicos), ao rasparem a superfície do detrito para se alimentar do biofilme formado. Esses organismos acabam se alimentando diretamente do detrito, o que contribui para a sua fragmentação e, conseqüentemente, para a perda de massa (Maamri et al., 1997; Casas & Gessner, 1999; Rezende et al., 2010). A maior densidade de gastrópodes observada em estágios avançados de decomposição pode estar relacionada à

maior palatabilidade dos detritos, devido ao condicionamento pelos micro-organismos e/ou biofilme (Pope et al. 1999).

No reservatório oligotrófico foi observada uma grande densidade de predadores, compostos principalmente por Hemiptera (Naucoridae e Pleiidae), Platyhelminthes, Trichoptera (Leptoceridae) e representantes da ordem Odonata. A abundância de predadores também foi observada por Pope et al. (1999), que ao estudarem a colonização de detritos em um lago oligotrófico, atribuíram a abundância de Plathelminthes e demais predadores à presença de várias gerações destes, bem como à maior oferta de presas. A maior riqueza de taxa observadas no reservatório oligotrófico pode justificar a presença dos predadores, pois representa maior oferta de presas em potencial. A presença de fragmentadores (Trichoptera - Calamoceratidae e Leptoceridae) também foi registrada no reservatório oligotrófico, contudo a baixa densidade de organismos sugere que os mesmos podem ter menor importância na decomposição, como sugerido por (Gonçalves, 2006; Nelson, 2011). A baixa ocorrência deste grupo também foi registrada por Pope et al. (1999) em um lago oligotrófico, e a presença destes organismos pode estar associada à sua preferência e capacidade de sobreviver em ecossistemas naturais, livres de qualquer tipo de impacto antrópico (Moreno & Callisto, 2004).

As diferenças na estrutura da comunidade de invertebrados nos detritos podem estar relacionadas com as variações no conteúdo energético e dos coeficientes de decomposição. Ao avaliar a colonização de invertebrados em *Eichhornia azurea*, Stripari & Henry (2002) atribuíram o aumento na densidade de organismos após 14 dias à maior palatabilidade dos detritos, devido à redução do conteúdo de polifenóis e aumento de N. A baixa densidade observada até os 30 dias pode ser devido ao fato dos detritos estarem verdes (Smock, 1980) e o aumento na densidade após este período, bem como a presença dos fragmentadores, pode estar relacionada à melhoria na qualidade dos detritos. A colonização microbiana agrega valor

nutricional e confere maior palatabilidade aos detritos (Stripari & Henry, 2002), o que pode explicar o aumento da densidade ao longo do tempo, devido à maior biomassa microbiana.

As diferenças encontradas em relação às proporções dos grupos funcionais e estrutura da comunidade podem ser atribuídas às mudanças na estrutura dos detritos (Smock, 1980). Em muitos casos, os invertebrados aquáticos colonizam os detritos apenas como habitat, ao invés de utilizá-los como uma fonte direta de alimento (Pope et al., 1999; Gonçalves et al., 2004). Nesse sentido, a lenta decomposição de *T. domingensis* oferece um substrato que persiste por mais tempo no ambiente, conferindo-lhe a possibilidade de ser colonizado por um maior número de taxa ao longo da decomposição, aumentando assim a complexidade das interações entre os organismos (Gonçalves et al., 2004), ao contrário de *E. crassipes*.

Os resultados sugerem que os invertebrados aquáticos tiveram pouca interferência no processo de decomposição, uma vez que os grupos funcionais predominantes no reservatório eutrófico e oligotrófico foram, respectivamente, coletores-catadores e predadores. A comunidade foi estruturada pela condição ambiental dos reservatórios, já que os organismos encontrados no reservatório oligotrófico são considerados sensíveis à condição de eutrofização observada no reservatório eutrófico, que apresentou densidades elevadas de organismos tolerantes a esse tipo de ambiente.

8. CONCLUSÕES

A eutrofização está associada a perdas na biodiversidade dos ecossistemas aquáticos, como os reservatórios, favorecendo o crescimento e produção de biomassa pelas macrófitas aquáticas. As maiores concentrações de nitrogênio e fósforo total dissolvidos na água, assim como variações na temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica, alteram a estrutura da comunidade e o equilíbrio dos processos ecossistêmicos, como a decomposição e ciclagem de nutrientes.

Neste estudo, os coeficientes de decomposição foram maiores no reservatório eutrófico, como previsto na hipótese. Contudo, a atividade microbiana não foi refletida nos valores de biomassa encontrados, uma vez que não foram observadas diferenças significativas nos valores de ATP dos detritos, entre os locais. Acredita-se que o excesso de nutrientes tenha alterado a estrutura e composição da comunidade dos micro-organismos decompositores, como foi observado para os dados de leveduras e invertebrados aquáticos. A influência dos fungos e bactérias na decomposição foi diferente entre os reservatórios. As bactérias parecem ter sido as principais responsáveis pela decomposição em ambiente eutrófico, enquanto que, em oligotrófico, outros fungos decompositores podem ter sido mais importantes. O aumento do metabolismo e atividade enzimática pode estar relacionado às espécies que toleram concentrações reduzidas de oxigênio dissolvido e os altos níveis de nutrientes, que podem ser tóxicos a alguns organismos.

A qualidade dos detritos parece ter determinado a colonização microbiana e a ação de fungos e bactérias ao longo do tempo, refletindo em diferentes taxas de decomposição entre os detritos. Os detritos com maior concentração de compostos recalcitrantes são lentamente decompostos, contribuindo para a redução nas taxas com que os nutrientes (nitrogênio e fósforo) são ciclados no ambiente. A comunidade de invertebrados aquáticos não interferiu

diretamente na perda de massa, uma vez que os coletores-catadores e predadores foram dominantes nos reservatórios eutrófico e oligotrófico, respectivamente. A estrutura da comunidade, como a elevada densidade de organismos resistentes às condições de eutrofização, foi determinada pelo grau de conservação dos reservatórios, refletido no seu estado trófico.

9. CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS

Conforme observado neste estudo, a decomposição dos detritos estudados é um processo ecológico fortemente associado às características da água, bem como ao tipo de detrito e à comunidade decompositora, sendo difícil isolar cada um destes fatores para uma compreensão ampla do funcionamento dos reservatórios. Os maiores coeficientes de decomposição foram observados no reservatório eutrófico, indicando a influência dos nutrientes dissolvidos na água junto ao processo de perda de massa, na composição e colonização pela comunidade de micro-organismos.

O aumento na velocidade de decomposição interfere na dinâmica de liberação de nutrientes e, conseqüentemente, na retenção dos mesmos no sistema, sendo o tipo de detrito fundamental para a intensidade com que tal ciclagem ocorre no ambiente. As espécies que são decompostas mais lentamente podem reduzir a taxa de perda de nutrientes através da absorção e retenção deste material, em relação a aquelas que são decompostas mais rapidamente. Nesse sentido, para fins de manejo e controle dos nutrientes no reservatório eutrófico, a espécie que representaria a maior contribuição para o armazenamento dos nutrientes, diminuindo as taxas com que estes são devolvidos ao ambiente aquático, seria *T. domingensis*, devido à sua lenta decomposição. Os bancos de detritos formados por essa espécie constituem um dreno de nutrientes para o sistema e a retirada periódica dessa biomassa acumulada poderia ocorrer em um intervalo de tempo maior, sendo menos dispendiosa para os tomadores de decisões locais. Ao contrário, as taxas de circulação de nutrientes são muito maiores para as espécies flutuantes, como *E. crassipes*, que representa um desafio para a manutenção da qualidade do reservatório, uma vez que a produção e a rápida degradação da biomassa gerada pelo *bloom* da proliferação dessas macrófitas aquáticas, torna constante a entrada de grandes quantidades de nutrientes na água. Uma das possibilidades para o manejo dessa espécie é a retirada, em

curtos intervalos de tempo, dos detritos ainda verdes, com a possibilidade de utilizar a biomassa recolhida para a produção de biogás, ração para ruminantes ou em técnicas de compostagem. Neste caso, é importante garantir que os detritos não estejam contaminados por metais pesados, visto a capacidade desta espécie em absorver e acumular tais elementos químicos em seus tecidos.

As atividades antrópicas de degradação dos ecossistemas aquáticos, associadas às mudanças ambientais globais alteram a qualidade da água e afetam a estrutura das comunidades de macrófitas aquáticas, alterando o equilíbrio dos processos ecológicos de ciclagem de nutrientes e fluxo de energia no ecossistema. A proliferação de macrófitas aquáticas é um problema recorrente nas regiões tropicais e, apesar das espécies serem bastante conhecidas, os efeitos dos nutrientes e o processo de decomposição são pouco estudados em ambientes tropicais. Nesse sentido, são necessários mais estudos focados na ciclagem de nutrientes e comunidade decompositora, a fim de comprovar a influência das alterações nas características físicas e químicas da água, sob a atividade metabólica de fungos e bactérias e a contribuição de cada grupo específico de micro-organismos para o processo de decomposição.

REFERÊNCIAS

- Abelho, M. (2005) Extraction and Quantification of ATP as a Measure of Microbial Biomass. In: *Methods to Study Litter Decomposition: a Practical Guide*. (Eds M.A.S. Graça, F. Bärlocher & M.O. Gessner), pp. 223-229. Springer, Dordrecht.
- Ágoston-Szabó, E. & Dinka, M. (2008) Decomposition of *Typha angustifolia* and *Phragmites australis* in the littoral zone of a shallow lake. *Biologia*, 63, 1104-1110.
- Allan, J.D. & Castillo, M.M. (2007) *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Springer, Dordrecht.
- Allen, S.E., Grimshaw, H.M., Parkinson, J.A. & Quarmby, C. (1974) *Chemical analysis of ecological materials*. Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- Bärlocher, F. & Graça, M.A.S. (2005) Total phenolics. In: *Methods to Study Litter Decomposition: a Practical Guide*. (Eds M.A.S. Graça, F. Bärlocher & M.O. Gessner), pp. 97-100. Springer, Dordrecht.
- Baptista, F.D. (2008) Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 12, 425-441.
- Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, J.L. (2008) *Ecologia, De Indivíduos a Ecosistemas*. Artmed, Porto Alegre.
- Bellanger, B., Huonn S., Steinmann, P., Chabaux, F., Velasquez, F., Vallès, V., Arn, K., Clauer, N. & Mariotti, A. (2004) Oxidic–anoxic conditions in the water column of a tropical freshwater reservoir (Peña-Larga dam, NW Venezuela). *Applied Geochemistry*, 19, 1295–1314.
- Bianchini, Jr. I. (1999) Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais. In: *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. (Ed. M.L.M. Pompêo), pp. 21-43. Gráfica e Editora União, São Luís.

- Bianchini, Jr. I. (2003) Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquática*. (Eds. S.M. Thomaz & L.M. Bini), pp. 85-126. Gráfica e Editora EDUEM, Paraná.
- Bianchini, Jr.I. & Cunha-Santino, M.B. (2008) As rotas de liberação do carbono dos detritos de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, **12**, 20-29.
- Boeger, M.R.T., Pil, M.W.B.O. & Filho, N.B. (2007) Arquitetura foliar comparativa de *Hedychium coronarium* J. Koenig (Zingiberaceae) e de *Typha domingensis* Pers (Typhaceae). *Iheringia, Série Botânica*, **62**, 113-120.
- Brum, P.R. & Esteves, F.A. (2001) Dry weight loss and chemical changes in the detritus of three tropical aquatic macrophyte species (*Eleocharis interstincta*, *Nymphaea ampla* and *Potamogeton stenostachys*) during decomposition. *Acta Limnologica Brasiliensis*, **13**, 61-73.
- Camargo, A.F.M., Pezzato, M.M. & Henry-Silva, G.G. (2003) Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquática* In: *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquática*. (Eds. S.M. Thomaz & L.M. Bini), pp. 59-84. Gráfica e Editora EDUEM, Paraná.
- Casas, J.J. & Gessner, M.O. (1999) Leaf litter breakdown in a mediterranean stream characterized by travertine precipitation. *Freshwater Biology*, **41**, 781-793.
- Castro, R.M. (2008) *Estudo comparativo das perdas d'água em mesocosmos colonizados ou não por aguapé (Eichhornia crassipes (Mart.) Solms-Laubach)*. São Paulo, Universidade Estadual Paulista, 77. Dissertação de Mestrado.
- Chambers, P.A., Lacould, P., Murphy, K.J. & Thomaz, S.M. (2008) Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, **595**, 9-26.
- Chimney, M.J. & Pietro, K.C. (2006) Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in south Florida (USA). *Ecological Engineering*, **27**, 301-321.

- Christensen, J.R., Crumpton, W.G. & Van Der Valk, A.G. (2009) Estimating the breakdown and accumulation of emergent macrophyte litter: a mass-balance abordage. *Wetlands*, **29**, 204–214.
- Crawley, M.J. (2007) *The R Book*. John Wiley & Sons Ltd., England.
- Cummins, K.W., Merritt, R.W. & Andrade, P. (2005) The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, **40**, 69-89.
- Cunha-Santino, M.B. & Bianchini, Jr. I. (2006) The aerobic and anaerobic decomposition of *Typha domingensis* Pers. *Acta Limnologica Brasilisensia*, **18**, 321-334.
- Cunha-Santino, M.B., Pacobahyba, L.D. & Bianchini, Jr. I. (2003) Changes in the amount of soluble carbohydrates and polyphenols contents during decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. *Acta Amazonica*, **33**, 469-476.
- Esteves, F.A. & Panosso, R. (2011) Fósforo. In: *Fundamentos em Limnologia*. (Coord. F.A. Esteves), pp. 259-281. Interciência, Rio de Janeiro.
- Fassbender, H.W. (1973) Simultane P-Bestimmung in N-Kjeldahl-aufschluß von Bodenproben. *Die Phosphorsäure*, **30**, 44-53.
- Ferreira, V. & Chauvet, E. (2011) Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi. *Global Change Biology*, **15**, 441-164.
- Findlay, S. (2010) Stream microbial ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, **29**, 170–181.
- Finlayson, C.M. & D’Cruz, R. (2005) Inland waters. In: *Ecosystems and human well-being: current state and trends*. (Eds. Hassam, R., Scholes, R. & Ash, N.). pp. 551-583. Island Press, Washington.

- Freitas, M. (2007) *Efeitos da concentração de Zn e Mn nos efluentes da exploração de carvão na anatomia de Typha domingensis Pers. (THYPHACEAE)*. Santa Catarina, Universidade do Extremo Sul Catarinense, 78.
- Fundação João Pinheiro. (2001) *Zoneamento Urbano-Ambiental do Entorno da Regap e UTE-Ibiritermo*. Centro de Estudos Municipais e Metropolitanos, Belo Horizonte.
- Gamage, N.P.D. & Asaeda, T. (2005) Decomposition and mineralization of *Eichhornia crassipes* litter under aerobic conditions with and without bacteria. *Hydrobiologia*, **541**, 13-27.
- Gaur, S., Singhal, P.K. & Hasija, S.K. (1992) Relative contributions of bacteria and fungi to water hyacinth decomposition. *Aquatic Botany*, **43**, 1-15.
- Gessner, M.O. (2005a) Proximate Lignin e Cellulose. In: *Methods to Study Litter Decomposition: a Practical Guide*. (Eds M.A.S. Graça, F. Bärlocher & M.O. Gessner), pp. 115-120. Springer, Dordrecht.
- Gessner, M. O. (2005b) Ergosterol as a measure of fungal biomass. . In: *Methods to Study Litter Decomposition: a Practical Guide*. (Eds M.A.S. Graça, F. Bärlocher & M.O. Gessner), pp. 189-195. Springer, Dordrecht.
- Gessner, M.O., Chauvet, E. & Dobson, M.A. (1999) Perspective on Leaf Litter Breakdown in Streams. *Oikos*, **85**, 377-384.
- Gimenes, K.Z., Cunha-Santino, M. & Bianchini Jr., I. (2010) Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Australis*, **14**, 1036-1073.
- Gonçalves, J.F.Jr., França, J.S., Medeiros, A.O., Rosa, C.A. & Callisto, M. (2006) Leaf Breakdown in a Tropical Stream. *International Review of Hydrobiology*, **91**, 164-177.
- Gonçalves, J.F.Jr., Santos, A.M. & Esteves, F.A. (2004) The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate

- colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon. *Hydrobiologia*, **527**, 125–137.
- Gonçalves, J.F.Jr., Esteves, F.A. & Callisto, M. (2003) Chironomids colonization on *Nymphaea ampla* L. detritus during a degradative ecological succession experiment in a Brazilian coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **15**, 21-27.
- Graça, M.A.S. & Bärlocher, F. (2005) Radial Diffusion Assay for Tannins. In: *Methods to Study Litter Decomposition: a Practical Guide*. (Eds M.A.S. Graça, F. Bärlocher & M.O. Gessner), pp. 101-105. Springer, Dordrecht.
- Grace, K.A., Dieberg, F.F., Debusk, T.A. & White, J.R. (2008) Phosphorus uptake by *Typha* leaf litter as affected by oxygen availability. *Wetlands*, **28**, 817–826.
- Gulis, V. & Suberkropp, K. (2003a) Interactions between stream fungi and bacteria associated with decomposing leaf litter at different levels of nutrient availability. *Aquatic Microbial Ecology*, **30**, 149-157.
- Gulis, V. & Suberkropp, K. (2003b) Effect of inorganic nutrients on relative contributions of fungi and bacteria to carbon flow from submerged decomposing leaf litter. *Microbial Ecology*, **45**, 11-19.
- Gunnarsson, C.C. & Petersen, C.M. (2007) Water hyacinths as a resource in agricultural and energy production: A literature review. *Waste Management*, **27**, 117-129.
- Hackney, C.T., Padgett, D.E. & Posey, M.H. (2000) Fungal and bacterial contributions to the decomposition of *Cladium* and *Typha* leaves in nutrient enriched and nutrient poor areas of the Everglades, with a note on ergosterol concentrations in Everglades soils. *Mycological Research*, **104**, 666-670.
- Howard, G.W. & Harley, K.L.S. (1998) How do floating aquatic weeds affect wetland conservation and development? How can these effects be minimised? *Wetlands Ecology and Management*, **5**, 215–225.

- IEF-MG. (2011) *Parque Estadual da Serra do Rola-Moça*. Disponível em: <http://www.ief.mg.gov.br/component/content/198?task=view> Acesso em: 06/07/2011.
- Lampert, W. & Sommer, U. (2007) *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. 2ed. Oxford University Press, New York.
- Lannes, L.S. (2004) *Avaliação de pequenos alagados artificiais na modificação da qualidade da água utilizando a macrófita aquática Typha domingensis Pers.* Rio de Janeiro, Universidade Estadual do Norte Fluminense, 66. Dissertação de mestrado.
- Lorenzen, B., Brix, H., Mendelssohn, I.A., Mckee, K. L. & Miao, S.L. (2001) Growth, biomass allocation and nutrient use efficiency in *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis* as affected by phosphorus and oxygen availability. *Aquatic Botany*, **70**, 117-133.
- Lorenzi, H. (2000) *Plantas daninhas do Brasil*. Nova Odessa, São Paulo.
- Maamri, J.D., Chergui, H. & Pattee, E. (1997) Leaf litter processing in a temporary horteasten Marrocan river. *Archiv fur Hydrobiologie*, **140**, 513-531.
- Marcondes, D.A.S., Mustafá, A.L. & Tanaka, R.H. (2003) Estudos para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupiaá. In: *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. (Eds. S.M. Thomaz & L.M. Bini), pp. 299-317. Gráfica e Editora EDUEM, Paraná.
- Medeiros, A.O., Pascoal, C. & Graça, M.A.S. (2009) Diversity and activity of aquatic fungi under low oxygen conditions. *Freshwater Biology*, **54**, 142-149.
- Merrit, R.W. & Cummins, K.W. (1996) *An Introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt, Dubuque.
- Mille-Lindblom, C., Fischer, H. & Tranvik, L.J. (2006) Litter-associated bacteria and fungi – a comparison of biomass and communities across lakes and plant species. *Freshwater Biology*, **51**, 730-741.

- Mille-Lindblom, C. & Tranvik, L.J. (2003) Antagonism between bacteria and fungi on decomposing aquatic plant litter. *Microbial Ecology*, **45**, 173–182.
- Moreno, P. & Callisto, M. (2006) Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, **560**, 311–321.
- Moreno, P. & Callisto, M. (2004) Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do Rio das Velhas (MG). In: *Bioindicadores de Qualidade de Água*. (Eds. V.L. Ferracini, S.C.N. Queiroz & M.P. Silveira), pp. 95-116. Embrapa Meio Ambiente, São Paulo.
- Nelson, S.M. (2011) Comparisons of macrophyte breakdown, associated plant chemistry, and macroinvertebrates in a wastewater dominated stream. *International Review of Hydrobiology*, **96**, 72-89.
- O'Connel, M., Baldwin, D.S., Robertson, A.I. & Rees, G. (2000) Release and bioavailability of dissolved organic matter from floodplain litter: influence of origin and oxygen levels. *Freshwater Biology*, **45**, 333-342.
- Olson, J.S. (1963) Energy Storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, **44**, 322-331.
- Pagioro, T.A. & Thomaz, S.M. (1999) Influence of the decomposition of *Eichhornia azurea* on selected abiotic limnological variables of different environments of the floodplain of the high Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **11**, 157-171.
- 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. *Journal of the North American Benthological Society*, **24**, 784-797.
- Pascoal, C. & Cássio, F. (2004) Contribution of Fungi and Bacteria to Leaf Litter Decomposition in a Polluted River. *Applied and environmental microbiology*, **70**, 5266-5273.

- Pedralli, G. (2003) Macrófitas aquáticas como biodindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquática*. (Eds. S.M. Thomaz & L.M. Bini), pp. 172-188. Gráfica e Editora EDUEM, Paraná.
- Pinto-Coelho, R.M., Brighenti, L.S., Bezerra-Neto, J.F., Morais Jr., C.A. & Gonzaga, A.V. (2010) Effects of sampling effort on the estimation of spatial gradients in a tropical reservoir impacted by an oil refinery. *Limnologica*, **40**, 126–133
- Pompêo, M.L.M. (1999) As Macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais: Aspectos ecológicos e propostas de monitoramento e manejo. In: *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. (Ed. M.L.M. Pompêo), pp. 105-119. Gráfica e Editora União, São Luís.
- Pope, R.J., Gordon, A.M. & Kaushik, N.K. (1999) Leaf Litter colonization by invertebrates in the littoral zone of a small oligotrophic lake. *Hydrobiologia*, **392**, 99-112.
- Primack, R.B. & Rodrigues, E. (2001) *Biologia da Conservação*. Planta, Londrina.
- R Development Core Team (2006) R : a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria .
- Reddy, K.R. & Debusk, W.F. (1991) Decomposition of water hyacinth detritus in eutrophic lake water. *Hydrobiologia*, **211**, 101-109.
- Reddy, K.R., Kadlec, R.H., Flaig, E. & Gale, P.M. (1999) Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **29**, 83-146.
- Rezende, R.S., Gonçalves, J.G.Jr. & Petrucio, M.M. (2010) Leaf breakdown and invertebrate colonization of *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) and *Hirtella glandulosa* (Chrysobalanaceae) in two Neotropical lakes. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **22**, 23-34.

- Sampaio, A., Sampaio, J.P. & Leão, C. (2007) Dynamics of yeast populations recovered from decaying leaves in a nonpolluted stream: a 2-year study on the effects of leaf litter type and decomposition time. *Federation of European Microbial Societies Yeasts Research*, **7**, 595-603.
- Shilla, D., Asaeda, T., Fujino, T. & Sanderson, B. (2006) Decomposition of dominant submerged macrophytes: implications for nutrient release in Myall Lake, NSW, Australia. *Wetlands Ecology and Management*, **14**, 427-433.
- Shlickeisen, E., Tietjen, T.E., Arsuffi, T.L. & Groeger, A.W. (2003) Detritus Processing and Microbial Dynamics of an Aquatic Macrophyte and Terrestrial Leaf in a Thermally Constant, Spring-Fed Stream. *Microbial Ecology*, **45**, 411-418.
- Singhal, P.K., Gaur, S. & Talegaonkar, L. (1992) Relative contribution of different decay processes to the decomposition of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. *Aquatic Botany*, **42**, 265-272.
- Smock, L.A. & Stoneburner, D.L. (1980) The Response of Macroinvertebrates to Aquatic Macrophyte Decomposition. *Oikos*, **35**, 397-403.
- Stripari, N.L. & Henry, R. (2002) The invertebrate colonization during decomposition of *Eichhornia azurea* KUNTH in a lateral lake in the mouth zone of Paranapanema river into Jurumirim reservoir (São Paulo, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, **62**, 293-310.
- Swan, C.M & Palmer, M.A. (2006) Composition of speciose leaf litter alters stream detritivore growth, feeding activity and leaf breakdown. *Oecologia*, **147**, 469-478.
- Thomaz, S.M., Bini, L.M. & Pagioro, T.A. (2003) Macrófitas aquáticas em Itaipu: ecologia e perspectivas para o manejo. In: *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquática*. (Eds. S.M. Thomaz & L.M. Bini), pp. 319-341. Gráfica e Editora EDUEM, Paraná.

- Thomaz, S.M. & Esteves, F.A. (2011) Comunidade de Macrófitas Aquáticas. In: *Fundamentos em Limnologia*. (Coord. F.A. Esteves), pp. 461-518. Interciência, Rio de Janeiro.
- Tundisi, J.G. & Matsumura-Tundisi, T. (2003) Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. *Hydrobiologia*, **500**, 231-242.
- Tundisi, J.G. & Matsumura-Tundisi, T. (2008) *Limnologia*. Oficina de Textos, São Paulo.
- Von Sperling, E. (1997) The process of biomass formation as the key point in the restoration of tropical eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, **342/343**, 351–354.
- Von Sperling, E., Ferreira, A.C.S. & Gomes, L.N.L. (2008) Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. *Desalination*, **226**, 169–174.
- Xie, Y., Qin, H. & Yu, D. (2004) Nutrient limitation to the decomposition of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Hydrobiologia*, **529**, 105-112.
- Yarrow, D. (1998) Methods for the isolation and identification of yeasts. In: *The Yeasts, a taxonomic study*. (Eds. C.P. Kurtzman & J.W. Fell), pp. 77-100. Elsevier, Amsterdam.
- Yonghong, X., Yu, D. & Ren, B. (2004) Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants. *Aquatic Botany*, **80**, 29–37.
- Webster, J.R. & Benfield, E.F. (1986) Vascular plant Breakdown in Freshwater Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **17**, 567-594.
- Wurzbacher, C.M., Bärlocher, F. & Grossart, M-P. (2010) Fungi in Lake Ecosystems. *Aquatic Microbial Ecology*, **59**, 125-149.