

Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais
Departamento de Hidrobiologia

Efeitos de variáveis físicas e químicas na decomposição
de recursos vegetais terrestres alagados em
reservatórios

ANDRÉ LUIZ DOS SANTOS FONSECA

São Carlos-SP
2011

Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais
Departamento de Hidrobiologia

**Efeitos de variáveis físicas e químicas na decomposição
de recursos vegetais terrestres alagados em
reservatórios**

ANDRÉ LUIZ DOS SANTOS FONSECA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais, campo de pesquisa: Limnologia.

São Carlos-SP
2011

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

F676ev

Fonseca, André Luiz dos Santos.

Efeitos de variáveis físicas e químicas na decomposição de recursos vegetais terrestres alagados em reservatórios / André Luiz dos Santos Fonseca. -- São Carlos : UFSCar, 2011.

137 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2011.

1. Limnologia. 2. Cromatografia de íons. 3. Modelagem matemática. 4. Ciclo do carbono. 5. Ciclo do fósforo. 6. Ciclo do nitrogênio. I. Título.

CDD: 574.52632 (20^a)

André Luiz dos Santos Fonseca

Efeito de variáveis físicas e químicas na decomposição de recursos vegetais terrestres alagados em reservatórios

Tese apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Aprovada em 08 de junho de 2011

BANCA EXAMINADORA

Presidente



Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior
(Orientador)

1º Examinador



Profa. Dra. Marcela Bianchessia da C. Santino
PPGERN/UFSCar

2º Examinador



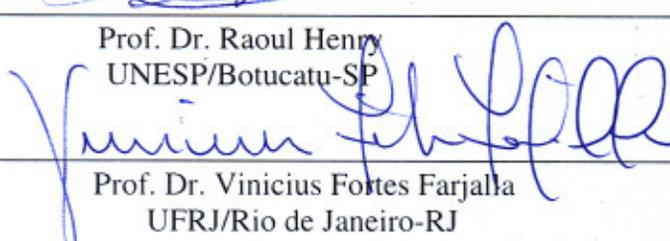
Profa. Dra. Mirna Helena Regali Seleglim
PPGERN/UFSCar

3º Examinador



Prof. Dr. Raoul Henry
UNESP/Botucatu-SP

4º Examinador



Prof. Dr. Vinicius Fortes Farjalla
UFRJ/Rio de Janeiro-RJ

Orientador

Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior

Agradecimentos

Ao Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior, que mesmo com a distância, me proporcionou a oportunidade de ser seu orientado, pelos ensinamentos, paciência e solicitude.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) que colaborou para meu aperfeiçoamento profissional.

Ao MSc. Paulo Brum, que abriu as portas do GESAR/UERJ para mim.

Ao Dr. Cássio Botelho Pereira Soares, que confiou e acreditou que conseguiríamos montar um laboratório a partir de um velho refeitório, pela oportunidade de fazer parte deste grupo e pelos ensinamentos.

Ao Prof. Dr. Norberto Mangiavacchi, que também confiou e acreditou na criação do GESAR/UERJ, pela oportunidade de fazer parte deste grupo e pelos ensinamentos.

Ao Jorge Martins e à Cristiane Pimenta, pela elaboração dos experimentos em conjunto, sagacidade e momentos vividos no laboratório.

À Sônia Nina, pela solicitude, paciência e companhia no caminho para Bangu.

À Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino, pelo apoio na elaboração dos experimentos e revisão do trabalho.

Ao Prof. Gustaf Akerman e ao Rodrigo Piedras, pelo desenvolvimento dos vasos de pressão utilizados nos experimentos.

À Profa Dra. Mila Avelino, pelo desenvolvimento dos flumes utilizados nos experimentos.

Ao Wilson, pela ajuda nas amostragens do experimento do flume.

Ao Prof. Dr. Manoel Antônio, pelas conversas sobre estatística.

Ao Prof. Dr. Claudio Bohrer e ao Prof. Dr. Kenny Tanizaki, pela coleta de material vegetal em Friburgo e identificação das espécies vegetais.

Ao Prof. Elton, pela complementação da coleta de material vegetal em Friburgo.

Às Profas. Dras. Odete Rocha, Marcela Bianchessi da Cunha Santino e Ana Lombardi pela participação na banca do exame de qualificação.

Aos Profs. Drs. Marcela B. da Cunha Santino, Mirna Helena Regali Selegim, Raoul Henry, Vinícius Fortes Farjalla pela participação na banca examinadora.

À FURNAS Centrais Elétricas S.A., pelo fomento ao projeto que proporcionou o desenvolvimento do GESAR/UERJ.

Ao GESAR/UERJ pela ótima infra-estrutura oferecida para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos funcionários da secretaria do PPG-ERN pela paciência e ajuda nas questões administrativas.

À CAPES pela concessão da bolsa de doutorado durante parte deste trabalho

Ao CNPq e à FAPERJ pela concessão de bolsas de estudo e fomento aos projetos de pesquisa do GESAR/UERJ, que contribuíram para a realização desse trabalho.

Aos companheiros do GESAR/UERJ (Leon, Abrão, Gustavo, Raama, Max, Maxini, Wagner, Prof. Mariano), pelos momentos vividos no laboratório.

Aos companheiros do laboratório na UFSCar (Luciana, Maíra, Mariana, Chico, Mariana Duó, Wagner, Karen, Danilo, Deivid) pela recepção sempre carinhosa.

Aos companheiros do IFRJ - Campus Realengo, pela compreensão e liberação para a realização desse trabalho

À minha esposa Lilian, pelo apoio e companheirismo e também pela elaboração das figuras dos vasos de pressão e dos flumes, que ilustram esse trabalho.

À minha querida filha Alice, pelo sorriso que sempre me coloca no rosto.

Aos meus pais, pelo incentivo constante na minha formação profissional e todos os momentos vividos.

Sumário

1. Capítulo 1: Introdução	1
1.1. Objetivos	8
1.2. Referências bibliográficas	9
2. Capítulo 2: Estágio inicial da decomposição aeróbia da vegetação terrestre alagada na formação de reservatórios	18
2.1. Resumo	18
2.2. Introdução	20
2.3. Material e métodos	21
2.4. Resultados	25
2.5. Discussão	28
2.6. Referências bibliográficas	33
3. Capítulo 3: Perda de massa durante a decomposição aeróbia e anaeróbia do detrito de folhas e galhos de vegetação terrestre alagada na formação de reservatórios	38
3.1. Resumo	38
3.2. Introdução	39
3.3. Material e métodos	42
3.4. Resultados	45
3.5. Discussão	48
3.6. Conclusões	52
3.7. Referências bibliográficas	54
4. Capítulo 4: Influência da velocidade de corrente da água sobre a fragmentação física de detritos de folhas e galhos	63
4.1. Resumo	63
4.2. Introdução	65
4.3. Material e métodos	68
4.4. Resultados	73
4.5. Discussão	76
4.6. Referências bibliográficas	82
5. Capítulo 5: Influência da pressão hidrostática e da qualidade do detrito sobre a decomposição da vegetação terrestre alagada em reservatórios	89
5.1. Resumo	89
5.2. Introdução	91
5.3. Material e métodos	94
5.4. Resultados	99
5.5. Discussão	110
5.6. Conclusões	118
5.7. Referências bibliográficas	119

6. Capítulo 6: Discussão geral	130
6.1. Referências bibliográficas	135
7. Conclusões gerais	137

Lista de figuras

Figura 1: Variação temporal e cinética do consumo de oxigênio dissolvido na decomposição aeróbia de recursos vegetais terrestres: folhas (A), galhos (B) e serapilheira (C), onde as taxas horárias = pontos brancos, valores acumulados = pontos pretos. Variação temporal dos valores de COD na decomposição aeróbia dos recursos vegetais terrestres (D)	26
Figura 2: Variação temporal dos valores (%) do fósforo inorgânico (PI) na decomposição aeróbia de recursos vegetais terrestres	28
Figura 3: Variação temporal dos valores ($\mu\text{S cm}^{-1}$) de condutividade elétrica na decomposição aeróbia de recursos vegetais terrestres	28
Figura 4: Ajustes cinéticos da perda de massa na decomposição aeróbia (A) e anaeróbia (B) de folhas e galhos	46
Figura 5: Variação temporal da condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) durante a perda de massa na decomposição aeróbia (A) e anaeróbia (B) de folhas e galhos.....	47
Figura 6: Variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) durante a perda de massa na decomposição aeróbia de folhas e galhos	47
Figura 7: Canal artificial de água (flume) de 3,0 m de comprimento, com difusor para proporcionar o escoamento laminar da água e medidor de vazão eletrônico (A). Canal artificial de água (flume) de 4,5 m de comprimento, com difusor para proporcionar o escoamento laminar da água e medidor de vazão físico (B). As setas indicam o sentido do escoamento	70
Figura 8: Ajuste cinético da massa (%) remanescente dos detritos de folhas (A) e galhos (B) em três velocidades de corrente diferentes (0, 5 e 10 cm s^{-1})	74
Figura 9: Variação temporal dos valores de condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$) na decomposição de folhas (A) e galhos (B) e dos valores de pH na decomposição de folhas (C) e galhos (D) em três velocidades de corrente diferentes (0, 5 e 10 cm s^{-1})	76
Figura 10: Desenho esquemático dos vasos de pressão e do sistema de pressurização	96
Figura 11: Variação temporal do Carbono (COP_R , COD e CM) da decomposição anaeróbica de folhas e galhos nas 3 profundidades (superfície, 30 m e 100 m).....	101

Figura 12: Variação temporal do Nitrogênio (N total, NOD e NI) da decomposição anaeróbica de folhas e galhos nas 3 profundidades (superfície, 30 m e 100 m)	103
Figura 13: Variação temporal do PI da decomposição anaeróbica de folhas e galhos nas 3 profundidades (superfície, 30 m e 100 m)	104
Figura 14: Variação temporal do Carbono (COP_R , COD e CM) da decomposição anaeróbica de folhas e galhos	106
Figura 15: Variação temporal do Nitrogênio (N total, NOD, NI e $N-NH_4^+$) da decomposição anaeróbica de folhas e galhos	108
Figura 16: Variação temporal do PI da decomposição anaeróbica de folhas e galhos	109

Lista de tabelas

Tabela 1: Parametrização cinética do oxigênio consumido	26
Tabela 2: Parametrização do modelo que descreve a perda de massa na decomposição aeróbia e anaeróbia de folhas e galhos	46
Tabela 3: Parametrização cinética da decomposição do detrito de folhas e galhos em três velocidades de corrente (0, 5 e 10 cm s ⁻¹)	74
Tabela 4: Valores de p da análise não paramétrica de Mann-Whitney, com nível de significância de 95%, para comparação entre as pressões, n = 3. Valores de p do teste de Mann-Whitney, com nível de significância de 95%, para comparação entre os recursos (folhas e galhos), n = 9. * → indica as diferenças estatísticas	100
Tabela 5: Parametrização cinética do carbono da decomposição anaeróbica de folhas e galhos nas 3 profundidades (superfície, 30 m e 100 m)	102
Tabela 6: Parametrização cinética do nitrogênio da decomposição anaeróbica de folhas e galhos nas 3 profundidades (superfície, 30 m e 100 m)	104
Tabela 7: Parametrização cinética do PI da decomposição anaeróbica de folhas e galhos nas 3 profundidades (superfície, 30 m e 100 m)	105
Tabela 8: Parametrização cinética do carbono da decomposição anaeróbica de folhas e galhos	107
Tabela 9: Parametrização cinética do nitrogênio da decomposição anaeróbica de folhas e galhos	108
Tabela 10: Parametrização cinética do fósforo inorgânico (PI) da decomposição anaeróbica de folhas e galhos	109
Tabela 11: Comparação entre os coeficientes de decomposição em ambientes diferentes e no laboratório em vários estudos	114

Resumo

Os reservatórios proporcionam muitos benefícios (*e.g.* recreação, abastecimento de água, produção de energia elétrica) para as populações humanas. No entanto, o represamento de um rio transforma um ambiente lótico em lântico. Essa mudança afeta as características físicas, químicas e biológicas do ecossistema, tais como a velocidade da correnteza, a profundidade do ecossistema, a penetração de luz, a quantidade de biomassa decomposta, o consumo do oxigênio dissolvido. Nesse contexto, esse estudo teve o objetivo de avaliar a influência de variáveis físicas e químicas (*i.e.* qualidade do detrito, condição aeróbia e anaeróbia, velocidade de corrente e pressão hidrostática) sobre a decomposição de recursos vegetais terrestres (folhas, galhos e serapilheira) que permanecem na área alagada durante a formação dos reservatórios. Os resultados mostraram que: i) os compostos lábeis dos detritos de folhas consumiram mais oxigênio dissolvido no estágio inicial da decomposição, de acordo com sua maior fragilidade e maior quantidade de COD. Além disso, o consumo acumulado de oxigênio dissolvido apresentou duas fases durante a decomposição dos detritos, indicando que a composição do COD foi heterogênea; ii) a perda de massa dos detritos foi maior na condição aeróbia que na anaeróbia; iii) a velocidade de correnteza incrementou a perda de massa dos detritos de folhas e galhos pelo seu efeito abrasivo. A perda de massa foi maior no detrito de folhas, de acordo com sua maior fragilidade e maior razão entre a área de superfície e o volume; iv) a pressão hidrostática (equivalente a 30 e 100 m de profundidade) não influenciou a decomposição dos detritos de folhas e galhos; v) a qualidade do detrito foi um fator que determinou a ação das variáveis ambientais estudadas (disponibilidade de oxigênio dissolvido e velocidade da correnteza) sobre o processo de decomposição dos detritos.

Abstract

Reservoirs provide many benefits (*e.g.* recreation, water supply, electricity production) to human populations. However, the damming of a water body changes the characteristics from lotic to lentic environment. These changes affect the physical, chemical and biological ecosystem, such as the current velocity, the ecosystem depth, the light penetration, the amount of decomposed biomass, the oxygen consumption. In this context, this study aimed to evaluate the influence of physical and chemical variables (detritus quality, aerobic and anaerobic condition, current velocity and hydrostatic pressure) on the decomposition of terrestrial plant resources (leaves, branches and litter) that remain in the flooded area during the formation of the reservoirs. The results showed that: i) labile compounds of leaf litter consumed more dissolved oxygen in the initial stage of decomposition, according to their greater fragility and DOC amount. In addition, the accumulated dissolved oxygen consumption showed two phases during decomposition of debris, indicating that the composition of DOC was heterogeneous, ii) the mass loss of debris was greater in aerobic than in anaerobic condition; iii) the water velocity increased the mass loss of leaf and branches detritus due their abrasive effect. The mass loss was higher in leaf debris, according to their major fragility and higher surface area and volume ratio, iv) the hydrostatic pressure (equivalent to 30 and 100 m depth) did not influence the decomposition of leaves and branches detritus; v) the detritus quality was a factor that determined the action of environmental variables studied (dissolved oxygen availability and current velocity) on the detritus decomposition process.

1. Capítulo 1: Introdução

A maioria das civilizações do mundo surgiu no entorno de vales de rios. A construção de barragens é, portanto, um dos mais antigos ramos da engenharia (Matheny, 1976). Inicialmente, as barragens eram pequenas, mas conforme os projetos hidroelétricos ganharam aceitação como geradores de eletricidade e as tecnologias de transmissão melhoraram, o tamanho das barragens aumentou notavelmente (Sternberg, 2006). Os reservatórios mais modernos são projetados para vários propósitos, tais como a navegação, a recreação, o abastecimento de água, a irrigação e a produção de energia elétrica, constituindo os chamados reservatórios de usos múltiplos (Baxter, 1977; Sternberg, 2006). Dessa forma, a construção de reservatórios permite o desenvolvimento econômico, mas ao mesmo tempo gera diversos problemas na qualidade e na quantidade de água (Tundisi, 2007).

No Brasil, as principais bacias hidrográficas do Sul e do Sudeste do Brasil foram reguladas pela construção de inúmeros reservatórios para a geração de energia elétrica, que suportou o desenvolvimento econômico nessas regiões, mas ao mesmo tempo se constituiu em um significativo impacto na qualidade e na quantidade das águas dos rios (Tundisi *et al.*, 2006). Atualmente, diversos projetos de formação de usinas hidrelétricas estão em andamento ou em fase de estudos (FURNAS, 2010), evidenciando a importância de pesquisas sobre os impactos ecológicos que estes empreendimentos podem gerar.

Um impacto importante da formação de reservatórios é a alteração nos fluxos de água. A maioria das alterações nos fluxos naturais é resultante de barragens e represamentos (Poff & Zimmerman, 2010). O fluxo de água em riachos e rios é visto como um “maestro” (Walker *et al.*, 1995) ou “variável mestre” (Power *et al.*, 1995) que

molda muitas características ecológicas fundamentais, como a biodiversidade e o funcionamento do ecossistema (Poff *et al.*, 1997; Hart & Finelli, 1999; Bunn & Arthington, 2002). Vários estudos verificaram que as alterações (magnitude, frequência e tempo) nos fluxos naturais induzem modificações nas características ecológicas em uma escala global (Nilsson *et al.*, 2005; Poff *et al.*, 2007). Essas alterações ocorrem nos ambientes adjacentes e no próprio reservatório formado. As alterações nas áreas adjacentes incluem a fragmentação de habitat nos rios represados (Dynesius & Nilsson, 1994); alterações de habitat à jusante do reservatório, como a perda de planícies de inundação, zonas de vegetação ripária e áreas alagadas adjacentes, deterioração de deltas e estuários (Rosenberg *et al.*, 1997). A mudança de um trecho de um rio para um reservatório causa a desaceleração do fluxo de água e, posteriormente provoca a sedimentação de partículas, diminuição da turbidez e aumento da penetração de luz, aumentando a produção primária *in situ*.

O aumento da profundidade da coluna d'água é outro aspecto que deve ser considerado quando um reservatório é formado. De acordo com o princípio fundamental da Hidrostática (Teorema de Stevin) (Bonadiman, 2005), a pressão aumenta com o aumento da profundidade e pontos situados em um mesmo líquido e na mesma horizontal ficam sujeitos a mesma pressão. Dessa forma, a vegetação terrestre alagada em diferentes profundidades é decomposta sob diferentes condições de pressão hidrostática. O conhecimento a respeito dos efeitos da pressão hidrostática sobre os microrganismos foi desenvolvido em estudos realizados em ecossistemas marinhos. DeLong & Yayanos (1985) observaram a adaptação de uma bactéria barofílica que mudou a proporção dos lipídios da membrana com a alteração na pressão hidrostática, mantendo sua fluidez. Por outro lado, outros estudos mostraram melhor crescimento bacteriano sob pressões correspondentes às profundidades onde microrganismos foram

coletados, demonstrando que as bactérias estavam adaptadas apenas à pressão *in situ* e não a variações na pressão (Sakiyama & Ohwada, 1998; Tamburini *et al.*, 2003). Em ecossistemas aquáticos continentais nenhum estudo sobre os efeitos da pressão hidrostática sobre os microrganismos foi desenvolvido.

Outro fator determinante para as alterações nas características do ambiente formado é a decomposição da vegetação terrestre alagada. As transformações bioquímicas da matéria orgânica de origem vegetal que ocorrem através do metabolismo de microrganismos são fundamentais para o ciclo do carbono e dos nutrientes e para o fluxo de energia dos ecossistemas aquáticos (Wetzel, 1995). Segundo Bianchini Jr. (2003), os processos de decomposição são constituídos por três tipos de mecanismos: a lixiviação, a fragmentação e o catabolismo. Na lixiviação (solubilização e dissolução), o material solúvel é removido do detrito pela ação da água. A fragmentação é o processo pelo qual ocorre a redução do tamanho do detrito, estando relacionada com a digestão dos organismos decompositores. Nesse processo, os resíduos gerados são excretados em partículas menores e com composição química diferente do material ingerido. O catabolismo transforma os compostos orgânicos complexos em moléculas pequenas e simples, através de uma reação ou de uma cadeia de reações (Swift *et al.*, 1979).

Aproximadamente todo o carbono orgânico dos ambientes aquáticos consiste de carbono orgânico dissolvido (COD) ou carbono orgânico particulado (COP) de organismos mortos, sobretudo os vegetais (Wetzel, 2001). Em relação aos tecidos vegetais, compilação realizadas por Goldstein (1981) indicou valores típicos para a sua composição química: açúcares e amido (1 a 5%); lipídios, graxas e taninos (1 a 8%); proteínas (10 a 15%); lignina (10 a 30%); hemicelulose (10 a 28%); celulosas (20 a 50%). O conteúdo hidrossolúvel das células vegetais é mais facilmente degradado, pois

é composto por açúcares livres, proteínas, amido, entre outros, substâncias que, em curto prazo, são responsáveis pelas alterações da qualidade da água. Em contraposição, grande parte da biomassa vegetal é constituída por compostos de difícil decomposição, como a celulose, a hemicelulose e a lignina (Cosgrove, 1997; Malherbe & Cloete, 2002). De modo geral, as estruturas poliméricas não podem ser diretamente incorporadas pelos microrganismos, devendo antes ser convertida em moléculas menores através de complexas reações enzimáticas (Vrba *et al.*, 2004).

As velocidades dos processos de decomposição, através das quais as ciclagens dos nutrientes e do carbono ocorrem, dependem, basicamente, dos balanços entre os processos de imobilização (formação de biomassa de microrganismos) e mineralização (Swift *et al.*, 1979). Além disso, podem ser influenciados pela temperatura (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2008; Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2010); a concentração de carbono e nutrientes dissolvidos (Xie *et al.*, 2004; Marcé *et al.*, 2008); oxigênio dissolvido (Bianchini Jr. *et al.*, 2002; Cunha-Santino & Bianchini Jr. 2006a); o tamanho de partícula (Swift *et al.*, 1979) e o pH (Benner *et al.*, 1985; López-Archilla *et al.* 2001).

Em reservatórios recém formados, a decomposição da biomassa vegetal em excesso resulta na eutrofização temporária do novo ecossistema e na depleção do oxigênio, principalmente no hipolímnio (Baxter, 1977; Paiva, 1988, Gall *et al.*, 2009), podendo ocasionar a estratificação do oxigênio (Esteves, 1998).

A eutrofização é um dos exemplos mais visíveis de alterações antrópicas na biosfera (Smith, 2003), afetando ecossistemas aquáticos das regiões árticas até as regiões antárticas (Smith, 2006; Smith *et al.*, 2006). A eutrofização pode ser considerada uma reação em cadeia de causas e efeitos, cuja característica principal é a perda da estabilidade do ecossistema. Essa estabilidade caracteriza-se pelo equilíbrio entre a produção de matéria orgânica e o seu consumo e decomposição, pela qual o

ecossistema passa a produzir mais matéria orgânica do que é capaz de decompor (Esteves, 1998). Os aportes externos de N e P, que causam este desequilíbrio nos ecossistemas aquáticos, são derivados de uma grande variedade de fontes, incluindo águas subterrâneas, fluviais, escoamento superficial e aportes atmosféricos. Esse aporte externo de nutrientes pode ser originado de fontes pontuais, que são localizadas e mais facilmente monitoradas e controladas e, fontes não pontuais, que são difusas e muito mais difíceis de monitorar e controlar (Smith *et al.*, 1999). No caso de reservatórios recém formados, a vegetação terrestre alagada é a principal fonte de nutrientes do ecossistema (Baxter, 1977; Scharf, 2002). Muitos estudos concluíram que o manejo dos aportes do fósforo e do nitrogênio é essencial para manter a qualidade da água e a integridade dos ecossistemas em condições desejáveis (Schindler, 2006; Smith, 2006). O suprimento de nutrientes pode direta ou indiretamente limitar a atividade metabólica de microrganismos heterotróficos. Por exemplo, existem evidências do efeito positivo direto de nitrogênio e fósforo sobre o crescimento bacteriano (Farjalla *et al.*, 2002) e a biomassa total de bactérias é fortemente correlacionada com as concentrações de fósforo total em ecossistemas de água doce e marinhos (Li *et al.*, 2004). Uma importante consequência do processo de eutrofização é a perda de biodiversidade do ecossistema (Correll, 1998). O controle da eutrofização no século 21 requer complexas decisões políticas e permanece um dos principais desafios para os pesquisadores e os tomadores de decisão (Schindler, 2006). Devido a isso, alguns autores sugerem a remoção de parte da vegetação terrestre antes da fase de enchimento de reservatórios (Paiva, 1988; Campo & Sancholuz, 1998).

O consumo de oxigênio dissolvido durante a decomposição varia entre os recursos em função das propriedades químicas dos diferentes tipos de compostos (lábeis e refratários) (Antonio *et al.*, 1999, Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2011). A rápida

depleção do oxigênio dissolvido está relacionada com a decomposição das frações lábeis do detrito da biomassa vegetal terrestre alagada (Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2005) em quantidade maior do que seria possível decompor em aerobiose (Paiva, 1988). A depleção do oxigênio dissolvido causa a redução do nitrato, do óxido de manganês, do óxido de ferro e do sulfato. Os produtos reduzidos (Mn(II), Fe(II), NH_4^+ e H_2S) podem acumular no hipolímnio, sendo tóxicos para muitos organismos (Friedl & Wüest, 2002). A redução de óxidos de ferro e a liberação do ferro reduzido para a água promovem a diminuição da capacidade de retenção de fósforo no sedimento e, como resultado, a produtividade do sistema aumenta (Schindler, 1977; Lovley, 1987; Esteves, 1998; Sundareshwar *et al.*, 2003). Em condições anóxicas, os processos de metanogênese e desnitrificação acarretam na produção e emissão de metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) (Galy-Lacaux, 1999; Guérin *et al.*, 2008).

A Lei Federal 3824 (1960) tornou obrigatória a limpeza das bacias hidráulicas dos açudes, represas ou lagos artificiais, com a finalidade de diminuir o impacto imputado ao meio aquático por essas construções (Brasil, 1960). De acordo com a Constituição Federal de 1988 (artigo 225 inciso IV), o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) é exigível para obras potencialmente causadoras de significativa degradação do meio ambiente (BRASIL, 1988). Dessa forma, através do Termo de Referência para elaboração do EIA, torna-se necessário quantificar a vegetação a ser suprimida no reservatório, a partir da utilização dos parâmetros de qualidade de água, áreas de reprodução da ictiofauna, beleza cênica, erodibilidade e declividade, bem como avaliar a qualidade de água futura do reservatório e a jusante deste, considerando as fases de implantação e operação (Soares, 2003).

O uso de ferramentas preditivas das características ecológicas de um futuro reservatório atualmente é imprescindível para garantir a qualidade da água dentro de

padrões estabelecidos em lei. Para esse propósito, os modelos matemáticos são ferramentas que apresentam a capacidade preditiva necessária, permitindo o delineamento de aspectos do comportamento do sistema real, através do estabelecimento de equações matemáticas (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2006b). Desta forma, a modelagem matemática pode contribuir significativamente para o entendimento da dinâmica dos elementos nos ecossistemas aquáticos.

O presente estudo foi parte do projeto desenvolvido no Grupo de Ensaio e Simulações Ambientais em Reservatórios da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (GESAR/UERJ). Parte desse projeto visou de analisar a decomposição de recursos vegetais terrestres em experimentos de laboratório, simulando algumas condições encontradas em reservatórios artificiais, tendo em vista fornecer constantes cinéticas do decaimento e formação de compostos orgânicos e inorgânicos para a simulação (modelagem matemática) da formação de reservatórios, através de um programa computacional.

1.1. Objetivos

Considerando-se as alterações físicas e químicas que a formação de um novo reservatório pode proporcionar, os objetivos deste estudo foram:

- 1-** Avaliar a mineralização aeróbia de recursos vegetais terrestres alagados na fase inicial do processo de decomposição;
- 2-** Comparar a perda de massa de recursos vegetais terrestres alagados em aerobiose e anaerobiose;
- 3-** Avaliar a influência da velocidade de corrente de água sobre a perda de massa de recursos vegetais terrestres alagados;
- 4-** Avaliar a influência da pressão hidrostática sobre a decomposição de recursos vegetais terrestres alagados.

1.2. Referências bibliográficas

Antonio, R.M., Bitar, A.L., Bianchini Jr., I., 1999. Consumo de oxigênio na mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira. *Acta Limnol. Bras.* 11, 65 - 78.

Baxter, R. M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 8, 255-283.

Benner, R., Moran, M. A., Hodson, R. E., 1985. Effects of pH and plant source on lignocellulose biodegradation rates in two wetland ecosystems, the Okefenokee Swamp and a Georgia salt marsh. *Limnol. Oceanogr.* 30, 489-99.

Bianchini Jr., I., 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: Thomaz, S. M., Bini, L. M. (Eds.), *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. EDUEM, Maringá, pp. 85-126.

Bianchini Jr., I., Cunha-Santino, M B., 2005. The decomposition of drowned biomass during filling of reservoirs. In: Santos, M. A., Rosa, L. P. (Orgs.), *Global warming and hydroelectric reservoirs*. 1ed. COPPE/UFRJ - Eletrobrás, v. 1, Rio de Janeiro:, pp. 55-66.

Bianchini Jr., I., Cunha-Santino, M.B., 2011. Model parameterization for aerobic decomposition of plant resources drowned during man-made lakes formation. *Ecol. Model.* 222, 1263-1271.

Bianchini Jr., I., Pacobahyba, L. D., Cunha-Santino, M. B., 2002. Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. Acta Limnol. Bras. 14, 27-34.

Branco, S.M., Rocha, A.A., 1977. Poluição, proteção e usos múltiplos de represas. São Paulo, Editora Edgar Blücher. 185 pp.

Branco, C.W.C., Kozlowsky-Suzuki, B., Sousa-Filho, I.F., Guarino, A.W.S., Roch, R.J., 2009. Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes Reservoir (Brazil): A tropical reservoir case. Lakes Reserv.: Res. Manag. 14, 175 - 191.

BRASIL, 1960. Lei nº 3824, 23 de novembro de 1960. Dispõe sobre a limpeza das bacias hidráulicas dos açudes, represas ou lagos artificiais. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF.

BRASIL, 1988. Constituição. Artigo nº 225 inciso IV. Dispõe sobre a instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente e a exigência de estudo prévio de impacto ambiental, a que se dará publicidade. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado.

Bonadiman, H., 2005. Hidrostática e calor. 4ª ed. Unijuí, Ijuí. 293p.

Bunn, S.E., Arthington, A.H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. Environ. Manag. 30, 492-507.

Campo, J., Sancholuz, L., 1998. Biogeochemical impacts of submerging forests through large dams in the Rio Negro, Uruguay. *J. Environ. Manag.* 54, 59-66.

Correll, D.L., 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *J. Environ. Qual.* 27, 261 - 266.

Cosgrove, D. J., 1997. Assembly and enlargement of the primary cell wall in plants. *Annu. Rev. Cell. Dev. Biol.*, 13, 171-201.

Cunha-Santino, M.B., Bianchini Jr., I., 2006a. The aerobic and anaerobic decomposition of *Typha domingensis* Pers. *Acta Limnol. Bras.* 18, 321-334.

Cunha-Santino, M.B., Bianchini Jr., I., 2006b. Modelos matemáticos aplicados aos estudos de decomposição de macrófitas aquáticas. *Oecol. Bras.*, 10, 154 - 164.

Cunha-Santino, M.B., Bianchini Jr., I., 2008. Carbon cycling potential from *Utricularia breviscapa* decomposition in a tropical oxbow lake (São Paulo, Brazil). *Ecol. Model.* 218, 375-382.

Cunha-Santino, M B., Bianchini Jr., I., 2010. Q_{10} of heterotrophic activity during aerobic decomposition of *Utricularia breviscapa* and its effect on carbon cycling in a tropical lagoon. *Braz. J. Biol.* 70, 317-324.

Delazari-Barroso, A., Barroso, G.F., Huszar, V.L.M., Azevedo, S.M.F.O. 2009. Physical regimes and nutrient limitation affecting phytoplankton growth in a meso-

eutrophic water supply reservoir in southeastern Brazil. *Lakes Reserv.: Res. Manag.* 14, 269 - 278.

DeLong, E.F., Yayanos, A.A., 1985. Adaptation of the membrane lipids of a deep-sea bacterium to changes in hydrostatic pressure. *Sci.* 228, 1101-1103.

Dynesius, M., Nilsson, C., 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Sci.* 266, 753 - 762.

Esteves, F. A., 1998. *Fundamentos de Limnologia*, 2^a ed. Interciência, Rio de Janeiro. 602 pp.

Farjalla, V.F., Esteves, F.A., Bozelli, R. L., Roland, F. 2002 Nutrient limitation of bacterial production in clear water Amazonian ecosystems. *Hydrobiologia* 489, 197 - 205.

Friedl, G., Wüest, A., 2002. Disrupting biogeochemical cycles - Consequences of damming. *Aquat. Sci.* 64, 55 - 65.

Gall, A.R., Poulin, M., Debroas, D., Filipo, N., 2009. A physical-microbial food web coupled model to study the evolution of the ecological functioning of a new reservoir after its flooding (Sep, Puy de Dôme). *Ecol. Model.* 220, 841-856.

Galy-Lacaux, C., Delmas, R., Kouadio, G., Richard, S., Gosse, P., 1999. Long-term greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical forest regions. *Global Biogeochem. Cycles* 13, 503 - 517.

Goldstein, I. S. 1981. *Organic Chemical from Biomass*. Boca Raton: CRC Press, 310 p.

Guérin, F., Abril, G., Tremblay, A., Delmas, R., 2008. Nitrous oxide emissions from tropical hydroelectric reservoirs. *Geophys. Res. Lett.*, 35, L06404, doi:10.1029/2007GL033057.

Hart, D.D., Finelli, C.M., 1999. Physical-Biological coupling in streams: The pervasive effects of flow on benthic organisms. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 30, 363-395.

Jugnia, L.B., Debroas, D., Romagoux, J.C., Dévaux, J., 2004. Initial results of remediation activities to restore hypereutrophic Villerest Reservoir (Roanne, France). *Lakes Reserv.: Res. Manag.* 9, 109 - 117.

Li, W.K.W., Head, E.J.H., Harrison, W.G., 2004. Macroecological limits of heterotrophic bacterial abundance in the ocean. *Deep-Sea Res.* 51, 1529 - 1540.

López-Archilla, A.I., Marin, I., Amils, R., 2001. Microbial community composition and ecology of an acidic aquatic environment: the Tinto River, Spain. *Microb. Ecol.*, 41:20-35.

Lovley, D.R., 1987. Organic matter mineralization with the reduction of ferric iron: A review. *Geomicrobiol. J.* 5, 375 - 399.

Malherbe, S., Cloete, T. E., 2002. Lignocellulose biodegradation: fundamentals and applications. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 1, 105-114.

Marcé, R., Moreno-Ostos, E., López, P., Armengol, J., 2008. The role of allochthonous inputs of dissolved organic carbon on the hypolimnetic oxygen content of reservoirs. *Ecosystems* 11, 1035 - 1053.

Matheny, R.T.M., 1976. Maya lowland hydraulic systems. *Science* 193, 639 - 646.

Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M, Revenga, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308, 405 - 408.

Nogueira, M.G., Henry R., Maricatto, F.E., 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. *Lakes Reserv.: Res. Manag.* 4, 107 - 120.

Paiva, M. P., 1988. Deforestation of large reservoirs basins. *Regul. Riv.: Res. Manag.* 2, 57 - 60.

Poff, N.L., Olden, J.D., Merritt, D.M., Pepin, D.M. 1997. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *PNAS* 104, 5732-5737

Poff, N.L., Zimmerman, J.K.H., 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Fresh. Biol.* 55, 194-205.

Power, M.E., Sun, A., Parker, G., Dietrich W.E., Wootton J.T., 1995. Hydraulic food-chain models. *BioSci.* 45, 159-167.

Rosenberg, D.M., Berkes, F., Bodaly, R.A., Hecky, R.E., Kelly, C.A., Rudd, J.W.M., 1997. Large-scale impacts of hydroelectric development. *Environ. Rev.* 5, 27 - 54.

Sakiyama, T., Ohwada, K., 1998. Effect of hydrostatic pressure on the growth of deep-sea bacterial communities. *Proc. NIPR Symp. Polar Biol.* 11, 1-7.

Scharf, W., 2002. Refilling, aging and water quality management of Brucher Reservoir. *Lakes Reserv.: Res. Manag.* 7, 13-23.

Schindler, D.W., 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Sci.* 195, 260 - 262.

Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.V., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Poll.* 100, 179 - 196.

Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems: a global problem. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 10, 126-139

Smith, V.H., 2006. Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment. *Limnol. Oceanogr.*, 51, 377 - 384.

Smith, V.H., Joye, S.B., Howarth, R.B., 2006. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.* 51, 351 - 355.

Soares, M.C.S., Marinho, M.M., Huszar, V.L.M., Branco, C.W.C., Azevedo, S.M.F.O., 2008. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes Reserv.: Res. Manag.* 13, 257 - 269.

Sternberg, R., 2006. Damming the river: a changing perspective on altering nature. *Renew. Sustain. E. Rev.* 10, 165 - 197.

Sundareshwar, P.V.J., Morris, T., Koepfler, E.K., Fornwalt, B., 2003. Phosphorus limitation of coastal ecosystem processes. *Sci.* 299, 563-565.

Swift, M.J., Heal, D.W., Anderson, J.M., 1979. *Studies in Ecology: decomposition in terrestrial ecosystems.* Oxford: Blackwell, 371pp.

Tamburini, C., Garcin, J., Bianchi, A., 2003. Role of deep-sea bacteria in organic matter mineralization and adaptation to hydrostatic pressure conditions in the NW Mediterranean Sea. *Aquat. Microb. Ecol.* 32, 209 - 218.

Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T.; Rocha, O., 1999. Ecossistemas de águas interiores. In: Rebouças, A. C., Braga, B., Tundisi, J. G. (Org.). *Águas doces no Brasil.* Rio de Janeiro: Academia Bras. Ciências / Inst. de Estudos Avançados - USP, v. 1, p. 153-192.

Tundisi, J. G. *et al.* Eutrofização na América do Sul: causas, conseqüências e tecnologias para gerenciamento e controle. s. l.: IIE, IIEGA, Eutrosul, 2006. 532p.

Tundisi, J.G., 2007. Exploração do potencial hidrelétrico da Amazônia. Est. Avanç. 21, 109 - 117.

Vrba, J., Callieri, C., Bittl, T. Šimek, K., Bertoni, R., Filandr, P., Hartman, P., Hejzlar, J., Macek, M., Nedoma, J., 2004. Are bacteria the major producers of extracellular glycolytic enzymes in aquatic environments? Internat. Rev. Hydrobiologia 89, 102 - 117.

Walker, K.F., ShelNOD, F., Puckridge, J.T. 1995. A perspective on dryland river ecosystems. Regul. Riv.: Res. & Manag. 11, 85-104.

Wetzel, R.G., 1995. Death, detritus and energy flow in aquatic ecosystems. Freshwat. Biol. 33, 83 - 89.

Wetzel, R.G., 2001. Limnology. Lake and River Ecosystems. Academic Press, New York, p. 1006.

Xie, Y., Qin, H., Yu, D., 2004. Nutrient limitation to the decomposition of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). Hydrobiologia 529, 105-112.

2. Capítulo 2: Estágio inicial da decomposição aeróbia da vegetação terrestre alagada na formação de reservatórios

2.1. Resumo

A formação de reservatórios artificiais com o afogamento da biomassa vegetal terrestre promove muitas alterações na qualidade da água. A decomposição dos recursos vegetais afogados enriquece o ecossistema com nutrientes, causando a eutrofização e a depleção do oxigênio dissolvido, principalmente no hipolímnio, ocasionada pela decomposição dos compostos orgânicos. Uma consequência deste processo é o aumento da produtividade primária e a perda da biodiversidade. Esse estudo teve o objetivo de avaliar o estágio inicial da decomposição aeróbia de recursos vegetais terrestres (folhas, galhos e serapilheira) e o enriquecimento com carbono orgânico dissolvido (COD) e fósforo inorgânico, até a entrada em anaerobiose. A perda de massa do detrito de folhas foi de 14,0 ($\pm 2,0$) %, após 9 h de decomposição; do detrito de galhos foi de 7,8 ($\pm 2,6$) %, após 10 h e; da serapilheira foi de 7,0 ($\pm 0,4$) %, após 13 h. Após estes períodos de tempo ocorreu a entrada em anoxia. A variação no consumo de oxigênio dissolvido mostrou que a composição do COD foi heterogênea, com a liberação de compostos mais lábeis logo após o afogamento e compostos menos lábeis após algumas horas de decomposição. As amostragens realizadas em períodos de tempo mais curtos (intervalos de 0,5 a 1 h) permitiram a observação destas variações. O detrito de folhas foi o principal recurso que enriqueceu a água com fósforo inorgânico em 8h de decomposição, com a lixiviação de 23% do fósforo inicial do detrito. Após 24h, o detrito de galhos foi mais importante, com lixiviação de 30% do fósforo inicial. As

mudanças nas características da água (elevado consumo do oxigênio dissolvido, enriquecimento por COD e fósforo) foram intensas no início do processo de decomposição, sugerindo que, na formação do reservatório, as alterações podem ocorrer no curto prazo.

2.2. Introdução

No Brasil, 76% da energia elétrica são gerados a partir de reservatórios de hidrelétricas (ANEEL, 2008). Atualmente, diversos projetos de formação de usinas hidrelétricas estão em andamento ou em fase de estudos (FURNAS, 2010), evidenciando a importância de pesquisas sobre esses sistemas. Em novos reservatórios, a decomposição da vegetação recém alagada acarreta a eutrofização e a depleção do oxigênio dissolvido nas regiões profundas logo após o represamento (Baxter, 1977; Paiva, 1988, Gall *et al.*, 2009). A depleção do oxigênio dissolvido desencadeia uma série de consequências para o novo ecossistema, tais como a redução do nitrato, óxidos de manganês, óxidos de ferro e sulfato. Os produtos reduzidos podem se acumular no hipolímnio onde, além de serem tóxicos para os organismos, tornam a interface sedimento-água anóxica e assim impedem o acúmulo do hidróxido de ferro. Com a perda de ferro para a água, a capacidade de retenção de fósforo no sedimento decresce. Como resultado, a produtividade do sistema aumenta (Esteves, 1998; Friedl & Wuest, 2002). Além disso, em condições anóxicas, os processos de metanogênese e desnitrificação acarretam na produção e emissão de metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) (Galy-Lacaux, 1999; Guérin *et al.*, 2008).

A biomassa vegetal terrestre alagada durante a formação de reservatórios é composta pelas diferentes partes das plantas (*i.e.* folhas, galhos, cascas, serapilheira) que permanecem na bacia de inundação. O carbono orgânico dissolvido inicial do lixiviado (primeiras 24 h de submersão) é composto principalmente de compostos de baixa massa molecular (< 10000 Da) (Kaplan *et al.*, 1980). O consumo de oxigênio durante a decomposição varia entre os recursos em função das propriedades químicas dos diferentes tipos de compostos (lábeis e refratários) (Antonio *et al.*, 1999, Bianchini

Jr. & Cunha-Santino, 2011). A rápida depleção do oxigênio dissolvido está relacionada com a decomposição das frações lábeis do detrito (Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2005) e com a biomassa vegetal terrestre alagada em quantidade maior do que seria possível decompor em aerobiose (Paiva, 1988). Por exemplo, Scharf (2002) observou que, após o enchimento do reservatório Brucher, na Alemanha, houve uma decomposição rápida da vegetação, resultando em condições anaeróbias nas regiões profundas e fornecendo fósforo para os organismos heterotróficos. Devido a isso, é usual a proposição da remoção de parte (ou total) da vegetação nativa de áreas distintas no reservatório para controlar o processo de eutrofização e minimizar o consumo de oxigênio dissolvido (Paiva, 1988; Campo & Sancholuz, 1998).

Considerando que diferentes tipos de recursos vegetais são alagados durante a formação de reservatórios artificiais e que podem contribuir de forma diferente para o consumo de oxigênio dissolvido e a eutrofização, o objetivo desse estudo foi avaliar, em condições experimentais, a cinética do consumo de oxigênio no estágio inicial da decomposição aeróbica de diferentes tipos de detritos de vegetação terrestre (folhas, galhos e serapilheira), até a entrada em anaerobiose e a lixiviação de carbono orgânico dissolvido (COD) fósforo inorgânico destes detritos.

2.3. Material e métodos

Descrição da coleta e preparação da vegetação e do solo

As coletas dos recursos vegetais utilizados neste estudo foram realizadas em três áreas de floresta secundária médio-avançada de Mata Atlântica, na Bacia do Rio

Grande, cidade de Nova Friburgo, RJ (22° 19' S e 42° 41' W). As coletas de folhas e galhos (diâmetro \leq 1 cm) foram realizadas através de podão e tesoura de jardinagem e compreenderam principalmente os seguintes táxons: *Schinus terebinthifolius*, *Cariniana estrellensis*, *Senna multijuga*, *Ormosia friburguesis*, *Alchornea sp.*, *Croton sp.*, *Inga sp.*, *Trichilia SP*, Solanaceae. O conjunto de folhas de gêneros diferentes foi completamente misturado sem proporção definida, constituindo a amostra mista de folhas, e o conjunto de galhos de gêneros diferentes constituiu a amostra mista de galhos. A coleta de serapilheira referiu-se a todo o detrito em decomposição sobre o solo em quadrados (quadrats) com área de 0,0625 m². Após o transporte ao laboratório, as amostras de folhas, galhos e serapilheira foram acondicionadas em estufa de circulação forçada a 45 °C para desidratação, até atingir massa constante. As concentrações de carbono inicial das amostras particuladas foram determinadas no módulo de sólidos de um analisador de carbono total (TOC) (Shimadzu - TOC-VCPN).

Amostras de solo superficial (até 5 cm de profundidade) também foram coletadas para preparação do inóculo de incubação. O inóculo teve a finalidade de fornecer microrganismos e nutrientes para o início do processo de decomposição, considerando-se que na formação de um reservatório o solo também é inundado e fornece estes elementos para a coluna d'água. Os detritos alagados também fornecem nutrientes e microrganismos aderidos para a decomposição, mas a preparação do inóculo evitou a utilização de água estéril nos experimentos. As amostras de solo foram acondicionadas em refrigerador a temperatura de 10 °C para reduzir a atividade metabólica, alterando minimamente as características do solo. O inóculo para os dois conjuntos de réplicas consistiu da incubação de 5 g de solo em 1 L de água deionizada durante um período de 6 h e, posteriormente, a filtração em malha de *nylon* para retirada do detrito grosso.

Descrição do experimento de consumo de oxigênio

Para avaliar o consumo de oxigênio dissolvido durante a decomposição dos recursos (detritos de folhas, galhos e serapilheira), amostras de 3 g de cada tipo de detrito foram acondicionadas em 1 L de inóculo em frascos de polietileno. Para cada tipo de detrito foram preparadas seis réplicas, sendo divididos em dois conjuntos de três. No primeiro conjunto foram determinadas as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) e a temperatura, através de um oxímetro digital (YSI 55-12FT); a condutividade elétrica, com um condutivímetro (QUIMIS® Q 795P) e concentrações de carbono total (CT) e carbono inorgânico (CI) foram determinadas em um analisador de carbono (Shimadzu - TOC-VCPN). As concentrações de COD foram determinadas pela subtração entre os valores de CT e CI.

Os sensores do oxímetro e do condutivímetro e uma seringa para retirada de amostras foram mantidos imersos na água durante todo o experimento para evitar aberturas das tampas dos frascos. Para manter os sensores e a seringa imersos ao mesmo tempo, as tampas dos frascos foram preparadas com 3 furos para a passagem de cada sensor e, após a montagem dos sensores e da seringa, a tampa foi selada com um invólucro de borracha para impedir perda de gases. Como os sensores foram mantidos nos frascos, as determinações das concentrações de oxigênio dissolvido, da temperatura e da condutividade foram feitas em apenas 1 frasco por vez, até o consumo total do oxigênio neste frasco. Durante as primeiras 7 horas do experimento as determinações foram feitas a cada 30 minutos para o oxigênio dissolvido. A partir de então, as determinações foram feitas a cada 1 hora, até que 1 dos frascos do conjunto atingisse concentração menor que $0,30 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. Para as determinações do COD as alíquotas foram retiradas em intervalos de 1h. Para subtrair os valores do oxigênio consumido e do COD do inóculo, foram preparados 3 frascos controle (contendo apenas o inóculo) e

acompanhados com os tratamentos. Para determinar as concentrações do COD, alíquotas de 10 ml de cada frasco foram retiradas e imediatamente filtradas em membrana Millex® Durapore PVDF de 0,45 µm de poro, previamente lavadas com 100 ml de água Milli-Q.

O segundo conjunto de réplicas foi utilizado para avaliar a lixiviação do fósforo inorgânico. O experimento foi conduzido durante 24 h, com medições nos seguintes intervalos de tempo: 0, 2, 4, 6, 8 e 24 h. As concentrações de fósforo inorgânico foram determinadas com cromatógrafo de íons (Dionex, ICS 2000).

As concentrações iniciais de carbono amostras particuladas (secas e trituradas) de folhas, galhos e serapilheira foram determinadas no módulo de sólidos de um analisador de carbono total (TOC) (Shimadzu - TOC-VCPN) e as de fósforo pelo método colorimétrico, de acordo com Fassbender (1973).

Modelagem matemática e análise de dados

A evolução do consumo de oxigênio ao longo do tempo foi ajustado ao modelo cinético de primeira ordem descrito nas equações 1 (Bianchini Jr., 2003). O algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt foi utilizado para parametrizar o modelo por meio de regressões não lineares (Press *et al.*, 1993).

$$OC = OC_{MAX} \left(1 - e^{-k_d t}\right) \dots\dots\dots (Eq. 1)$$

em que: OC = oxigênio consumido (mg g⁻¹ de detrito); OC_{MAX} = consumo máximo de oxigênio; k_d = coeficiente de desoxigenação (h⁻¹); e = base logaritmo natural; t = tempo (h).

Os valores de COD, fósforo inorgânico e de condutividade elétrica foram estatisticamente comparados entre os recursos através da análise não paramétrica de Kruskal-Wallis, com nível de significância de 95%. Quando as diferenças estatísticas foram observadas, o teste não paramétrico de Mann-Whitney, com nível de significância de 95%, foi realizado para identificar as diferenças a cada 2 grupos independentes.

2.4. Resultados

Os conteúdos iniciais de carbono nos detritos de folhas, galhos e serapilheira foram 497; 470 e 401 mg C g⁻¹, respectivamente. Por sua vez, os conteúdos iniciais de fósforo foram 1,73, 2,00 e 0,97 mg P g⁻¹. A perda de massa do detrito de folhas foi de 14,0 (±2,0) %, após 9 h de decomposição; do detrito de galhos foi de 7,8 (±2,6) %, após 10 h e; da serapilheira foi de 7,0 (±0,4) %, após 13 h. Os resultados de consumo de oxigênio dissolvido foram ajustados ao modelo de primeira ordem do consumo de oxigênio, com todos os coeficientes de determinação (r^2) ≥ 0,99 (tabela 1). No entanto, na decomposição do detrito de galhos e serapilheira, os resultados foram ajustados até 7h do experimento. Após este período, as taxas de consumo de oxigênio aumentaram, modificando a curva de consumo para uma nova fase, que não se ajustou ao modelo utilizado (figura 1 B e C). O consumo de oxigênio na decomposição do detrito de folhas foi mais rápido, que o de galhos e serapilheira, respectivamente. Os frascos entraram em anaerobiose após 9, 10 e 13 h para a decomposição de folhas, galhos e serapilheira, respectivamente (figura 1 A, B e C). O coeficiente de desoxigenação (k_d) foi maior no detrito de folhas (tabela 1).

Tabela 1: Parametrização cinética do oxigênio consumido.

Recurso	OC_{MAX} ($mg\ g^{-1}$)	erro	k_d (h^{-1})	erro	r^2
Folha	4,79	0,39	0,093	0,010	0,996
Galho	7,38	2,71	0,029	0,011	0,997
Serapilheira	6,18	1,01	0,025	0,004	1,000

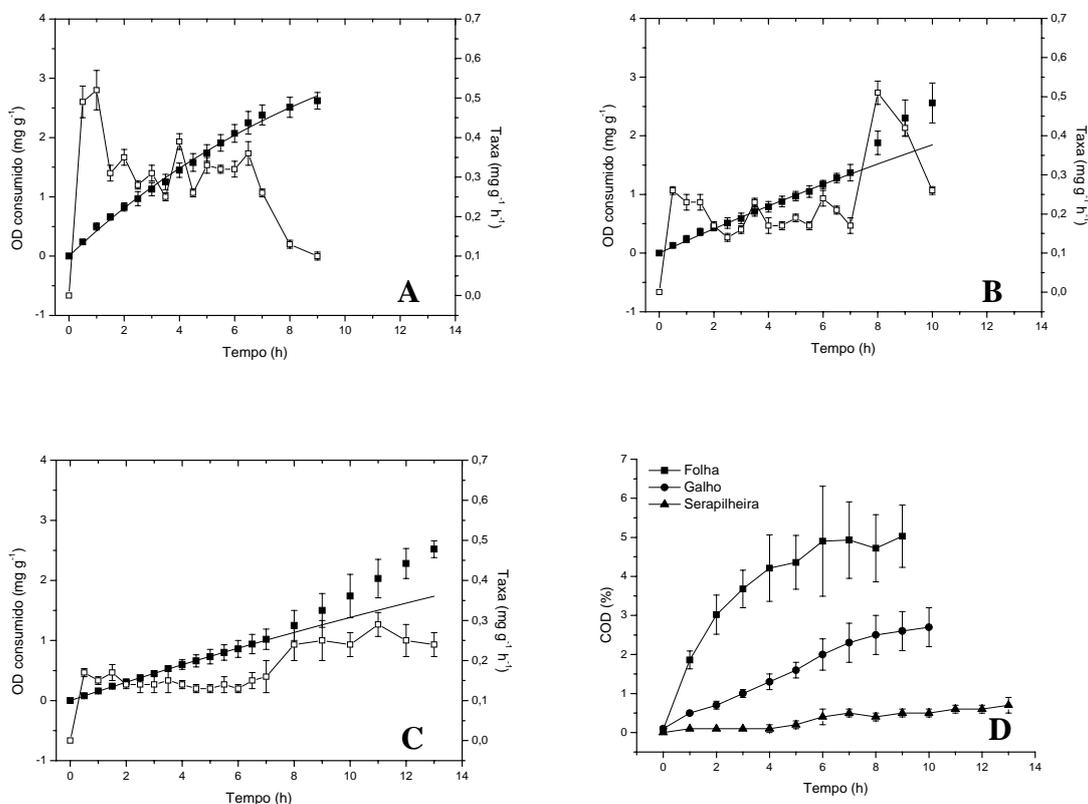


Figura 1: Variação temporal e cinética do consumo de oxigênio dissolvido na decomposição aeróbia de recursos vegetais terrestres: folhas (A), galhos (B) e serapilheira (C), onde as taxas horárias = pontos brancos, valores acumulados = pontos pretos. Variação temporal dos valores de COD na decomposição aeróbia dos recursos vegetais terrestres (D).

Os valores de COD foram significativamente diferentes entre todos os recursos ($p < 0,05$). Os maiores valores de COD foram observados na decomposição do detrito de folhas, seguido pelos valores de galhos e serapilheira, respectivamente (figura 1D). Os detritos de folhas, galhos e serapilheira apresentaram lixiviação de 5,03; 2,73 e 0,72 % do conteúdo inicial de carbono após os períodos de 9, 10 e 13 h de decomposição, respectivamente (figura 1D).

A lixiviação do fósforo inorgânico não apresentou diferenças significativas entre os detritos ($p > 0,05$). No entanto, a liberação foi intensa durante as primeiras horas de decomposição. Os detritos de folhas, galhos e serapilheira apresentaram lixiviação de 23, 15 e 9% do conteúdo inicial de fósforo nas primeiras 8h de decomposição, respectivamente (figura 2). Após 24h de incubação, a lixiviação no detrito de galhos aumentou para 30% e os demais mantiveram valores próximos aos observados em 8h (figura 2).

Os valores de condutividade elétrica foram significativamente diferentes entre todos os recursos ($p < 0,05$). Os maiores valores foram observados na decomposição do detrito de folhas, seguido pelos valores de galhos e serapilheira, respectivamente (figura 3).

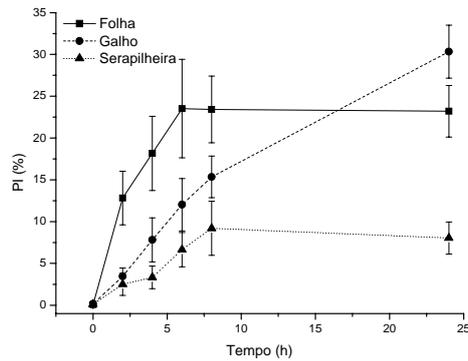


Figura 2: Variação temporal dos valores (%) do fósforo inorgânico (PI) na decomposição aeróbica de recursos vegetais terrestres.

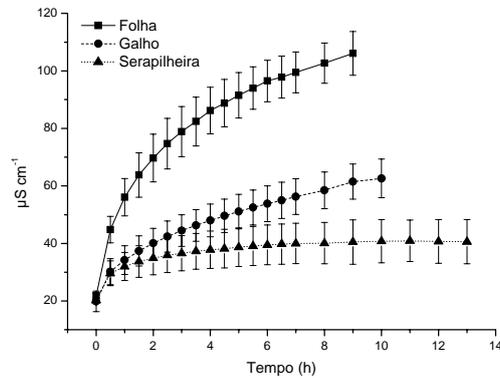


Figura 3: Variação temporal dos valores ($\mu\text{S cm}^{-1}$) de condutividade elétrica na decomposição aeróbica de recursos vegetais terrestres.

2.5. Discussão

Nesse estudo foi observada intensa perda de massa, lixiviação de fósforo inorgânico e consumo de oxigênio dissolvido nas primeiras horas da decomposição dos recursos vegetais terrestres alagados (figura 1; figura 2). A intensa perda de massa dos detritos ocorreu pela lixiviação dos compostos dissolvidos, dentre os quais se encontram os compostos lábeis dos detritos. Os compostos liberados pela lixiviação do COD são

representados principalmente por açúcares e amido, que são rapidamente decompostos (Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2011). Este processo pode terminar nas primeiras 24 h ou durar alguns dias (McDowell & Fisher, 1976; Brinson, 1977; Gopal, 1984; Bianchini Jr. *et al.*, 2002). De acordo com Bianchini Jr. & Cunha-Santino (2005), as mudanças nas características físicas e químicas da água no curto prazo derivam da decomposição de compostos lábeis de carbono dos detritos.

Ocorreu uma grande demanda de oxigênio dissolvido, principalmente na decomposição dos detritos de folhas (figura 1A). Esses resultados foram especialmente importantes porque demonstraram que este recurso pode proporcionar a anoxia em um curto período de tempo, causando potencialmente grandes modificações no ecossistema. Antônio *et al.* (1999), estudando a decomposição aeróbia de folhas, galhos, cascas e serapilheira do Plano de Controle Ambiental da Usina Hidrelétrica Tijuco Alto (Ribeira, SP) observaram que o detrito de folhas e serapilheira foram os recursos mais críticos para a alteração da qualidade da água. Nesse estudo, o detrito das folhas foi responsável pelas as maiores alterações na composição química da água, seguido pelo detrito dos galhos e da serapilheira, respectivamente.

As taxas de consumo de oxigênio dissolvido apresentaram um rápido aumento logo após a submersão dos detritos (figura 1A, 1B e 1C). No entanto, após um período de queda, ocorreu um novo aumento das taxas na decomposição do detrito de galhos e serapilheira, após 7h. Este novo aumento caracterizou uma nova fase da decomposição dos compostos lixiviados dos detritos. Comumente, nos estudos de decomposição, os tempos de amostragem altos e o processo de lixiviação geralmente não é registrado (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2006). Muitos autores sugerem que a lixiviação ocorra nos primeiros estágios da decomposição, podendo concluir-se nas primeiras 24 h (Fallon & Pfaender 1976; Bianchini Jr. *et al.* 2002, Bianchini Jr. & Cunha-Santino,

2011). A adoção de modelos matemáticos de decaimento exponencial duplo considera uma fase de decomposição das frações lábeis e/ou solúveis e uma fase de decomposição dos compostos refratários. Esse modelo representa melhor as perdas rápidas de massa dos detritos que ocorrem no início de decomposição, relativas à lixiviação dos compostos lábeis e/ou solúveis (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2006). No entanto, nesse estudo foi observado que o COD pode apresentar diferentes fases de decomposição em um curto período de tempo, caracterizadas pelo aumento das taxas e do consumo acumulado do oxigênio dissolvido, provavelmente causadas pelos diferentes componentes do COD. Estas observações foram possíveis porque as amostragens foram realizadas em intervalos de tempo bastante próximos (0,5 a 1,0 h).

Outro aspecto importante para a alteração das características químicas da água do novo reservatório é o aporte de nutrientes. O fósforo é o principal nutriente limitante da produtividade primária e microbiana em ambientes aquáticos de água doce e o maior contribuinte para o processo de eutrofização (Schindler, 1977; Wetzel, 2001). Fonseca *et al.* (submetido) observaram que a liberação de fósforo inorgânico durante a decomposição anaeróbia do detrito de folhas e galhos de vegetação terrestre variou entre 39.2 e 45.9% da massa inicial de P para folhas e entre 31.4 e 46.5% para galhos, após 120 dias de decomposição. No entanto, neste estudo ocorreu uma intensa liberação de fósforo inorgânico (ortofosfato) em apenas 8h de decomposição (figura 2). Do conteúdo inicial de fósforo do detrito de folhas, galhos e serapilheira, 23, 15 e 9% foram lixiviados, respectivamente (figura 2). Este rápido aumento nas concentrações de fósforo na coluna d'água associado à entrada da coluna d'água em anaerobiose provavelmente tem implicações importantes para o metabolismo do novo reservatório (*e.g.* produção primária) porque a capacidade de retenção de fósforo precipitado no

sedimento decresce e, como resultado, a produtividade do sistema aumenta, reforçando a eutrofização (Schindler, 1977; Esteves, 1998; Sundareshwar *et al.*, 2003).

O efeito da alta concentração de fósforo na decomposição dos detritos por microrganismos é mediado pela qualidade dos detritos (Ardón *et al.*, 2006). Os microrganismos que colonizam detritos com maiores quantidades de carbono lábil teriam maiores demandas por nutrientes (Melillo *et al.*, 1983, Melillo *et al.*, 1984). Conseqüentemente, tais comunidades microbianas (não limitadas por carbono) seriam limitadas por nutrientes em ambientes oligotróficos (Melillo *et al.*, 1984). Em contraste, as comunidades microbianas que colonizam detritos com grandes concentrações de carbono refratário são primariamente limitadas por carbono e não por nutrientes e, portanto, são incapazes de responder ao aumento da concentração de nutrientes no ambiente. No nosso estudo, a intensa liberação de carbono lábil e/ou solúvel e fósforo nos estágios iniciais da decomposição indicam que as comunidades microbianas não serão limitadas por carbono e fósforo, aumentando a produtividade do novo reservatório.

Uma conseqüência importante deste processo é a perda de biodiversidade do ecossistema (Correll, 1998). Considerando a biomassa vegetal de uma floresta, a liberação de fósforo para a coluna d'água durante a decomposição dos detritos na fase de enchimento de um reservatório pode ter um efeito acentuado na alteração da composição química da água e na perda de biodiversidade. De acordo com Scharf (2002), após o enchimento do reservatório Brucher, na Alemanha, houve uma decomposição rápida da vegetação remanescente, resultando em condições anaeróbicas nas regiões profundas, fornecendo nutrientes (fósforo) não apenas para a produção autotrófica, mas também para a cadeia trófica heterotrófica. Figueiredo & Bianchini Jr (2008), estudando as fases de enchimento e estabilização de um reservatório tropical,

observaram a ocorrência de anoxia e que as concentrações de P foram características de estado eutrófico, principalmente no meso e hipolímnio e, que este padrão deve ser similar em reservatórios com longo tempo de residência que inundem áreas com vegetação de cerrado.

Os resultados desse experimento demonstraram a contribuição determinante do alagamento da vegetação terrestre para o processo de eutrofização e a ocorrência da anoxia. Na formação de um reservatório, o detrito de folhas provavelmente seja o mais crítico, relativamente. No entanto, o detrito de galhos apresenta biomassa maior e, portanto, possa ser mais crítico em termos absolutos. O tempo de residência do reservatório também tem importância fundamental para o estabelecimento da eutrofização e da anoxia. Em reservatórios com baixo tempo de residência, essas condições serão minimizadas. A quantidade de fitomassa também poderá ser determinante sobre estas condições. Devido a isso, alguns autores sugerem a remoção de parte da vegetação terrestre antes da fase de enchimento de reservatórios (Paiva, 1988; Campo & Sancholuz, 1998).

2.6. Referências bibliográfica

ANEEL, 2008. Banco de Informação de Geração. <http://www.aneel.gov.br>.

Antonio, R.M., Bitar, A.L., Bianchini Jr., I., 1999. Consumo de oxigênio na mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira. *Acta Limnol. Bras.* 11, 65 - 78.

Ardón, M., Stallcup, L.A., Pringle, C.M., 2006. Does leaf quality mediate the stimulation of leaf breakdown by phosphorus in Neotropical streams? *Freshwat. Biol.* 51, 618 - 633.

Baxter, R. M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 8, 255-283.

Bianchini Jr., I., 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: Thomaz, S. M., Bini, L. M. (Eds.), *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. EDUEM, Maringá, pp. 85-126.

Bianchini Jr., I., Cunha-Santino, M B., 2005. The decomposition of drowned biomass during filling of reservoirs. In: Santos, M. A., Rosa, L. P. (Orgs.), *Global warming and hydroelectric reservoirs*. 1ed. COPPE/UFRJ - Eletrobrás, v. 1, Rio de Janeiro:, pp. 55-66.

Bianchini Jr., I., Cunha-Santino, M.B., 2011. Model parameterization for aerobic decomposition of plant resources drowned during man-made lakes formation. *Ecol. Model.* 222, 1263-1271.

Bianchini Jr., I., Pacobahyba, L. D., Cunha-Santino, M. B., 2002. Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. *Acta Limnol. Bras.* 14, 27-34.

Brinson, M.M. (1977) Decomposition and nutrient exchange of litter in an alluvial swamp forest. *Ecol.* 58, 601 - 609.

Campo, J., Sancholuz, L., 1998. Biogeochemical impacts of submerging forests through large dams in the Rio Negro, Uruguay. *J. Environ. Manag.* 54, 59-66.

Correll, D.L., 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *J. Environ. Qual.* 27, 261 - 266.

Cunha-Santino, M.B., Bianchini Jr., I., 2002. Estequiometria da decomposição aeróbia de galhos, cascas, serapilheira e folhas. In: Espindola, E.L.G., Mauad, F.F., Schalch, W. Rocha, O., Felicidade, N., Rietzler, A.C. (Eds.), *Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado*. RiMa, Sao Carlos, pp. 43-56.

Cunha-Santino, M. B., Pacobahyba, L. D., Bianchini Jr, I., 2004. O/C Stoichiometry from mineralization of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. *Acta Limnol. Bras.* 16, 351 - 357.

Esteves, F. A., 1998. Fundamentos de Limnologia, 2^a ed. Interciência, Rio de Janeiro. 602 pp.

Fassbender, H.W., 1973. Simulate P-Bestimmung in N-Kjeldahl Ausfchlub von Bodenproben. Die Phosphörsäure 30, 44 - 53.

Figueiredo, D.M., Bianchini-Jr., I., 2008. Limnological patterns of the filling and stabilization phases in the Manso multiple-use reservoir (MT). Acta Limnol. Bras. 20, 277-290.

Fonseca, A.L.S., Bianchini Jr., I., Pimenta, C.M.M., Soares, C.B.P., Mangiavacchi, N., submetido. Influence of hydrostatic pressure and detritus quality on decomposition of flooded terrestrial vegetation in reservoirs.

FURNAS, 2010. Negócios/Novos projetos. http://www.furnas.com.br/negocios_novos_projetos2.asp.

Gall, A.R., Poulin, M., Debroas, D., Flipo, N., 2009. A physical-microbial food web coupled model to study the evolution of the ecological functioning of a new reservoir after its flooding (Sep, Puy de Dôme). Ecol. Model. 220, 841-856.

Gopal, B., 1984. Comparison of leaching losses from decomposing litter of the terrestrial and marsh plants on land and in water. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, 947 - 950.

Haitao, W., Xianguo, L., Qing, Y., Ming, J., Shouzhen, T., 2007. Early-stage litter decomposition and its influencing factors in the wetland of the Sanjiang Plain, China. *Acta Ecol. Sinica*, 27, 4027 - 4035.

Kaplan, L.A., Larson, R.A., Bott, T.L., 1908. Patterns of dissolved organic carbon in transport. *Limnol. Oceanogr.* 25, 1034 - 1043.

Mann, C.J., Wetzel, R.G., 1996. Loading and utilization of dissolved organic carbon from emergent macrophytes. *Aquat. Bot.* 53, 61 - 72.

McAvoy, D. C., Grady Jr., C. P. L., Blok, J., Feijel, T. C. J., Federle, T. W., Larson, R. J., 1998. A simplified modeling approach using microbial growth kinetics for predicting exposure concentrations of organic chemicals in treated wastewater effluents. *Chemosp.* 36, 2291 - 2304.

McDowell, W.H., Fisher, S.G., 1976. Autumnal processing of dissolved organic matter in a small woodland stream ecosystem. *Ecol.* 57, 561 - 569.

Melillo, J.M., Naiman, R.J., Aber, J.D., Eshleman, K.N., 1983. The influence of substrate quality and stream size on wood decomposition dynamics. *Oecol.* 58, 281 - 285.

Melillo, J.M., Naiman, R.J., Aber, J.D., Linkins, A.E., 1984. Factors controlling mass loss and nitrogen dynamics in northern streams. *Bull. Mar. Sci.*, 35, 341 - 356.

Paiva, M. P., 1988. Deforestation of large reservoirs basins. Regul. Riv.: Res. Manag. 2, 57 - 60.

Peret, A. M., Bianchini Jr, I., 2004. Stoichiometry of aerobic mineralization (O/C) of aquatic macrophytes leachate from a tropical lagoon (São Paulo - Brazil). Hydrobiologia 528, 167-178.

Press, W.H., Teukolsky, S.A., Vetterling, W.T., Flannery, B.P., 1993. Numerical recipes in C: the art of scientific computing. Cambridge Univ. Press., New York.

Romeiro, F., Bianchini Jr., I., 2006. Anaerobic decomposition of different parts of *Scirpus cubensis*: kinetics and gas production. Acta Limnol. Bras. 18, 145 - 152.

Scharf, W., 2002. Refilling, aging and water quality management of Brucher Reservoir. Lakes Reserv.: Res. Manag. 7, 13-23.

Schindler, D.W., 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. Sci. 195, 260 - 262.

Sundareshwar, P.V.J., Morris, T., Koepfler, E.K., Fornwalt, B., 2003. Phosphorus limitation of coastal ecosystem processes. Sci. 299, 563-565.

Wetzel, R.G., 2001. Limnology. Lake and River Ecosystems. Academic Press, New York, p. 1006.

3. Capítulo 3: Perda de massa durante a decomposição aeróbia e anaeróbia do detrito de folhas e galhos de vegetação terrestre alagada na formação de reservatórios

3.1. Resumo

A formação de reservatórios artificiais geralmente alaga a biomassa vegetal terrestre que permanece na área de inundação. A decomposição da vegetação alagada pode ter implicações para o metabolismo do reservatório. O objetivo deste estudo foi avaliar a perda de massa durante a decomposição aeróbia e anaeróbia da vegetação terrestre alagada em microcosmos no laboratório. Detritos de folhas e galhos foram incubados separadamente. A perda de massa foi determinada periodicamente durante o processo de decomposição por 4 meses. Os resultados das variações temporais da perda de massa foram ajustados a um modelo cinético de primeira ordem. A maior perda de massa do detrito de folhas indicou sua maior importância relativa para a alteração da qualidade da água (composição química) do novo ecossistema. No curto prazo, a perda de massa dos detritos derivou da lixiviação das frações lábeis e/ou solúveis e foi independente da condição ambiental (aerobiose ou anaerobiose). As frações refratárias foram predominantes e sua perda de massa pela decomposição foi um processo lento. A perda de massa das frações refratárias na condição aeróbica foi maior que na condição anaeróbica, demonstrando que as frações refratárias estão sujeitas às condições ambientais e que a condição aeróbica proporcionou a decomposição mais rápida dos detritos.

3.2. Introdução

A formação de novos reservatórios acarreta na transformação de um ambiente lótico em lêntico, afetando não apenas as características hidrológicas, mas também as características físicas, químicas e biológicas do ecossistema (Friedl & Wüest, 2002). Uma alteração importante é a entrada extrema de matéria orgânica alóctone, proveniente da vegetação terrestre alagada (Paterson *et al.*, 1997). As taxas de decomposição da matéria orgânica dependem das condições ambientais, como por exemplo, a temperatura (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2010; Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2008; Santos *et al.*, 2009), o pH (López-Archilla *et al.* 2001; Benner *et al.*, 1985), a atividade heterotrófica dos organismos (Jugnia *et al.*, 1999), a disponibilidade de oxigênio dissolvido (Bianchini Jr. *et al.*, 2002; Cunha-Santino & Bianchini Jr. 2006a), a qualidade e a quantidade de matéria orgânica (Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2005; Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2011). Em novos reservatórios, a decomposição da biomassa vegetal frequentemente resulta em alterações nas variáveis ambientais citadas, afetando a biota aquática e as cadeias tróficas (Paterson *et al.*, 1997; Campbell *et al.*, 1998; Tadonléléké *et al.*, 2002; Gall *et al.*, 2009). Devido a isso, alguns autores propõem a remoção do excesso da vegetação nativa de áreas distintas no reservatório (Paiva, 1988; Campo & Sancholuz, 1998).

A decomposição da vegetação terrestre submersa frequentemente resulta na eutrofização temporária do novo ecossistema e como consequência na depleção do oxigênio dissolvido, principalmente no hipolímnio (Baxter, 1977; Paiva, 1988, Gall *et al.*, 2009). Geralmente, os reservatórios artificiais profundos apresentam a estratificação do oxigênio, especialmente os reservatórios que foram formados em áreas com densas coberturas vegetais (Esteves, 1998). Devido a isso, a decomposição da matéria orgânica

terrestre nos reservatórios ocorre em aerobiose, anoxia ou anaerobiose. A decomposição aeróbia é considerada mais rápida (Wetzel, 2001) e o consumo de oxigênio dissolvido está relacionado com a formação de dióxido de carbono (Jørgensen & Bendoricchio, 1994; Antonio & Bianchini Jr., 2003). Por outro lado, a decomposição anaeróbia desencadeia conseqüências para o novo ecossistema, dentre as quais a redução de óxidos de ferro e a liberação do ferro reduzido para a água (Lovley, 1987). Com a perda de ferro para a água, a capacidade de retenção de fósforo precipitado no sedimento decresce e, como resultado, a produtividade do sistema aumenta (Schindler, 1977; Esteves, 1998; Sundareshwar *et al.*, 2003). Além disso, em condições anóxicas e anaeróbias, os processos de metanogênese e desnitrificação acarretam na produção e emissão de metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) (Galy-Lacaux, 1999; Guérin *et al.*, 2008).

Em adição as condições predominantes, as taxas de decomposição dos recursos vegetais dependem também de aspectos qualitativos de sua composição química (compostos lábeis e refratários) (Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2005; Romeiro & Bianchini Jr., 2006; Haitao *et al.*, 2007). De modo geral, os compostos lábeis dos detritos sofrem decomposição mais rápida que os compostos refratários (Mann & Wetzel, 1996; Bianchini Jr. e Cunha-Santino, 2005). Os detritos de plantas lenhosas contêm mais tecidos estruturais e, portanto, decompõem mais lentamente do que o detrito de plantas herbáceas (Janssen & Walker, 1999; Enriquez *et al.*, 1993; Moran & Hodson, 1989). A decomposição também é mais lenta em espécies perenes (Morris & Lajtha, 1986). Entretanto, a mistura de matéria orgânica dissolvida lábil com matéria orgânica dissolvida refratária acumulada pode acelerar o crescimento bacteriano e a remoção da matéria orgânica pelas bactérias (Farjalla *et al.*, 2009). Além disso, as taxas

de decomposição para cada recurso vegetal mudam ao longo do tempo (Moran *et al.*, 1989; Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2011).

A importância relativa dos fatores ambientais (disponibilidade de oxigênio) e da qualidade do detrito sobre o processo de decomposição não é bem definida. Por exemplo, Bianchini *et al.*, (2002) observaram que a decomposição anaeróbia da matéria orgânica particulada lábil (MOP_L) do detrito da macrófita aquática *Montrichardia arborescens* (L.) Schott foi mais rápida que no processo aeróbio. Por outro lado, a decomposição aeróbia foi mais rápida para a matéria orgânica dissolvida (MOD). Kristensen *et al.* (1995), observaram que a decomposição da matéria orgânica em sedimento marinho foi semelhante para os compostos lábeis em aerobiose e anaerobiose, porém a decomposição anaeróbia foi menor para os compostos refratários. Haitao *et al.* 2007, observaram que as decomposições de três espécies de macrófitas aquáticas em um pântano foram mais afetadas pela qualidade do detrito do que pelos fatores ambientais.

Considerando-se a magnitude das alterações nas características físicas e químicas da água causadas pela incorporação da biomassa vegetal terrestre em reservatórios artificiais de água e a influência da qualidade dos detritos e das condições ambientais sobre o processo de decomposição, o objetivo desse estudo foi avaliar a decomposição de tipos diferentes de detritos (folhas e galhos) em diferentes condições ambientais (aerobiose e anaerobiose).

3.3. Material e métodos

Descrição da coleta e preparação da vegetação e do solo

As amostragens dos recursos vegetais utilizados foram realizadas em três áreas de floresta secundária médio-avançada de Mata Atlântica, na Bacia do Rio Grande, cidade de Nova Friburgo, RJ (22° 19' S e 42° 41' W). As amostragens de folhas e galhos (diâmetro ≤ 1 cm) foram realizadas através de podão e tesoura de jardinagem compreendendo principalmente os seguintes táxons: *Schinus terebinthifolius*, *Cariniana estrellensis*, *Senna multijuga*, *Ormosia friburguesis*, *Alchornea* sp., *Croton* sp., *Inga* sp., *Trichilia* sp., *Solanaceae*. O conjunto de folhas de gêneros diferentes foi misturado, constituindo a amostra mista de folhas, e o conjunto de galhos de gêneros diferentes constituiu a amostra mista de galhos. Após o transporte ao laboratório, as amostras de folhas e galhos foram acondicionadas em estufa de circulação forçada a 45 °C para desidratação, até atingir massa constante. Amostras de solo superficial (até 5 cm de profundidade) também foram coletadas para preparação do inóculo de incubação. As amostras de solo foram acondicionadas em refrigerador a temperatura de 10 °C para reduzir a atividade metabólica, alterando minimamente as características do solo.

Descrição dos experimentos de decomposição aeróbia e anaeróbia

Para a realização do experimento de perda de massa dos detritos de folhas e galhos em aerobiose foram determinadas as massas de 33 amostras de 5 g de cada

recurso. As amostras foram acondicionadas em sacos de decomposição de *nylon* de 10 x 15 cm, com malha de 1 mm². Os sacos de decomposição de cada tipo de recurso (folhas e galhos) foram imersos separadamente em dois recipientes de polietileno de 60 L, com 55 L de inóculo previamente preparado, atingindo uma proporção de 3 g L⁻¹. Os recipientes foram mantidos abertos e com aeração constante. Para a realização do experimento de perda de massa dos detritos de folhas e galhos em anaerobiose foram determinadas as massas de 33 amostras de 1 g de cada recurso. As amostras foram acondicionadas separadamente em frascos de vidro. Aos frascos foram adicionados 100 ml do inóculo previamente preparado, atingindo uma proporção de 10 g L⁻¹. Apesar das massas diferentes, as comparações dos resultados foram feitas com os valores de porcentagem de perda de massa em relação ao detrito inicial. Os frascos de vidro foram acondicionados em cilindros de aço inox de 4 L (n = 3 para cada recurso). Os flanges dos cilindros de aço foram aparafusados, garantindo a estanqueidade do sistema. Os cilindros de pressão foram preenchidos com argônio, para manter uma atmosfera anaeróbia. O inóculo previamente preparado consistiu da adição de 400 g de solo em 2 L de água deionizada durante um período de 6 h e, posteriormente, a filtração em malha de *nylon* para retirada do detrito grosseiro. Ao filtrado foi adicionada água deionizada, totalizando 80 L de inóculo. A parte do inóculo utilizada no experimento anaeróbio foi borbulhada com nitrogênio (N₂) para estabelecer a condição anaeróbia. A preparação do inóculo teve a finalidade de fornecer nutrientes e microrganismos para o início do processo de decomposição, além do que já havia nos detritos.

Ao longo de quatro meses foram realizadas 12 amostragens para cada experimento, correspondendo aos dias 0, 1, 3, 5, 10, 15, 20, 30, 45, 60, 90 e 120. A cada amostragem foram retiradas 3 réplicas de cada recipiente no experimento aeróbio e 1 cilindro de aço foi desmontado no experimento anaeróbio, para retirada dos frascos. No

dia 0 não foram retiradas réplicas e a massa remanescente de folhas e galhos correspondeu à massa inicial das amostras. As amostras retiradas foram acondicionadas em estufa de circulação forçada a 45 °C para desidratação, até atingir massa constante. Após este período, as massas das amostras foram determinadas. Em cada amostragem foi determinada a condutividade elétrica, com um condutivímetro (Q 795P, Quimis®) e o oxigênio dissolvido, com um oxímetro (YSI 55-12FT), na condição aeróbia. A temperatura da água foi mantida em 24 ± 1 °C através da climatização do laboratório. O monitoramento da temperatura foi realizado com termômetro de bulbo, no experimento aeróbio e, através de um módulo de controle e aquisição de dados denominado Compact Field Point (CFP) com 10 sensores de temperatura (termopares) e uma interface computacional desenvolvida com o software LabVIEW (National Instruments), no experimento anaeróbio.

Modelagem matemática e análise de dados

A evolução da perda de massa dos detritos de folhas e galhos no tempo foi ajustada ao modelo cinético de primeira ordem descrito na equação 1 (Bianchini Jr., 2003). O algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt foi utilizado para as regressões não lineares (Press *et al.*, 1993).

$$MOP = MOP_{LS} \times (e^{-k_r t}) + MOP_R (e^{-k_i t}) \dots\dots\dots (\text{Eq. 1})$$

em que: MOP = matéria orgânica particulada (%); MOP_{LS} = matéria orgânica particulada lábil/solúvel (%); MOP_R = matéria orgânica particulada refratária (%); e =

base logaritmo natural; t = tempo (dia); k_T = coeficiente global de decaimento da MOP_{LS} (dia^{-1}); k_I = coeficiente de mineralização da MOP_R (dia^{-1}).

As variações temporais da perda de massa dos detritos de folhas e galhos foram estatisticamente comparada através da análise não paramétrica de Kruskal-Wallis, com nível de significância de 95%. Quando as diferenças estatísticas foram observadas, o teste não paramétrico de Mann-Whitney, com nível de significância de 95%, foi realizado para identificar as diferenças a cada 2 grupos independentes.

3.4. Resultados

As variações da perda de massa dos recursos nas duas condições (aerobiose e anaerobiose) se ajustaram ao modelo de duplo decaimento exponencial, com coeficientes de determinação (r^2) $\geq 0,84$ (tabela 2). Para os dois tipos de detrito nas duas condições experimentais selecionadas ocorreu uma fase de lixiviação, que prevaleceu nos primeiros dias, sendo responsável por uma intensa perda de massa do detrito (figura 4 A e B, tabela 1). Posteriormente, ocorreu a decomposição mais lenta dos compostos refratários (figura 4 A e B, tabela 2).

As perdas de massa dos detritos de folhas nas duas condições foram significativamente maior ($p < 0,05$) que as perdas de massa dos detritos de galhos. O MOP_{LS} representou 12,5% para o detrito de folhas e, 10,8% para o detrito de galhos, em aerobiose (tabela 2). Em anaerobiose, o MOP_{LS} atingiu os valores de 18,4% para a decomposição do detrito de folhas e 13,4% para o detrito de galho (tabela 2). O MOP_R atingiu o valor de 87,4% para a decomposição do detrito de folhas e, 89,1% para a

decomposição do detrito de galhos, em aerobiose (tabela 2). Em anaerobiose, o MOP_R atingiu o valor de 81,5% na decomposição do detrito de folhas e, 86,6% na decomposição do detrito de galhos (tabela 2). Um mesmo tipo de detrito (folhas ou galhos) não apresentou diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as condições aeróbias e anaeróbias. Os valores de k_T não apresentaram diferenças, considerando-se os erros (tabela 2). Os valores de k_1 foram maiores em aerobiose do que em anaerobiose e maiores na decomposição aeróbica do detrito de folhas (tabela 2).

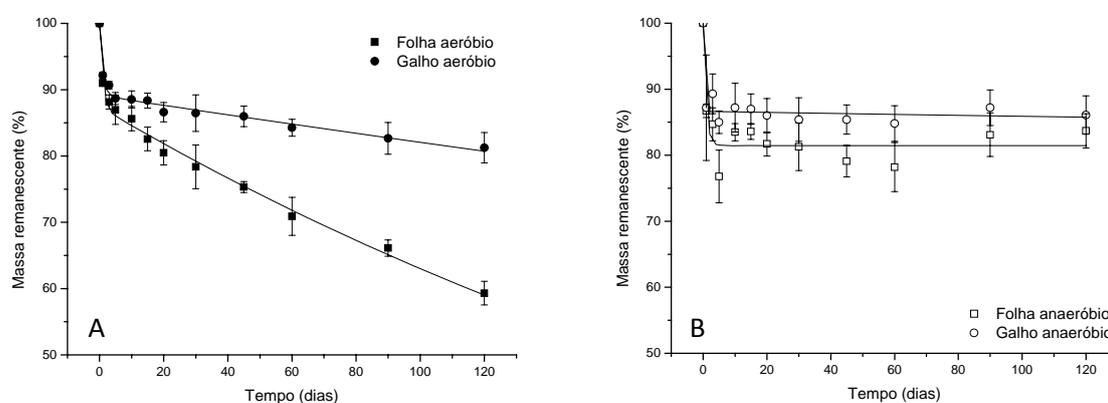


Figura 4: Ajustes cinéticos da perda de massa na decomposição aeróbica (A) e anaeróbica (B) de folhas e galhos.

Tabela 2: Parametrização do modelo que descreve a perda de massa na decomposição aeróbica e anaeróbica de folhas e galhos.

Recurso	MOP_{LS}		K_t		MOP_R		K_1		r^2
Condição	%	erro		erro	%	erro			
Folha aeróbio	12,5	1,1	1,07	0,27	87,4	0,6	0,0033	0,0001	0,99
Galho aeróbio	10,8	0,8	1,11	0,23	89,1	0,4	0,0008	0,0001	0,98
Folha anaeróbio	18,4	2,7	1,16	0,48	81,5	0,9	0,0000	0,0000	0,84
Galho anaeróbio	13,4	1,6	3,11	2,61	86,6	0,7	0,0001	0,0001	0,91

Os valores de condutividade elétrica aumentaram durante a decomposição, para os dois recursos, nas duas condições e foram maiores na decomposição das folhas (figura 5 A e B). Os valores de condutividade na decomposição anaeróbia foram maiores que na aeróbia (figura 5 A e B). A concentração de oxigênio dissolvido diminuiu no início do processo aeróbio, variando entre 2,73 e 8,09 mg L⁻¹ na decomposição das folhas e, entre 2,92 e 8,27 mg L⁻¹ na decomposição dos galhos (figura 6).

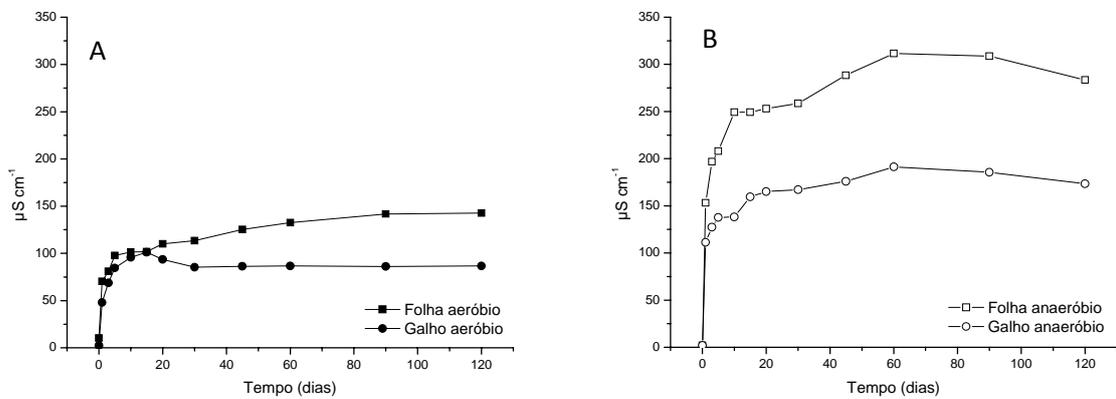


Figura 5: Variação temporal da condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) durante a perda de massa na decomposição aeróbia (A) e anaeróbia (B) de folhas e galhos.

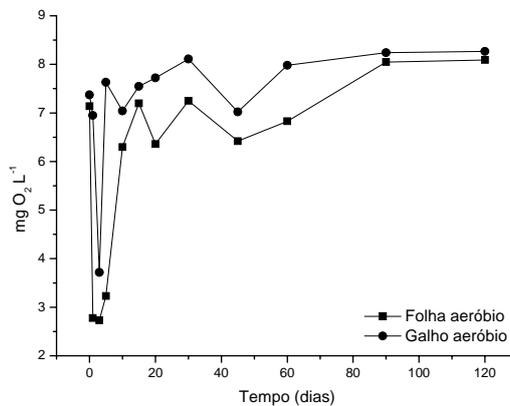


Figura 6: Variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) durante a perda de massa na decomposição aeróbia de folhas e galhos.

3.5. Discussão

Os resultados indicaram que a qualidade do detrito (compostos solúveis e refratários) e as condições ambientais (aerobiose e anaerobiose) não resultaram em diferenças de velocidade de perda de massa durante a fase de lixiviação. No entanto, a qualidade do detrito ocasionou maior perda de massa na decomposição do detrito de folhas nas duas condições. De acordo com Bianchini Jr. e Cunha-Santino (2011), a perda de massa na fase de lixiviação está principalmente relacionada com a qualidade do detrito e secundariamente com as condições ambientais, corroborando o resultado de maior perda de massa do detrito de folhas. Quando adota-se um modelo de duplo decaimento exponencial considera-se que a qualidade do detrito esteja relacionada com a heterogeneidade de sua composição química (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2006b). Por sua vez, a heterogeneidade do detrito está relacionada com o seu potencial de degradação, neste caso, apresentando uma fração lábil e/ou solúvel e outra refratária (Mann & Wetzel, 1996; Cunha & Bianchini Jr. 1998; Asaeda *et al.* 2000). Neste estudo, o ajuste ao modelo exponencial duplo (tabela 2) demonstrou a heterogeneidade dos detritos, isto é, admitiu que as folhas e os galhos apresentassem uma fração lábil e/ou solúvel e outra refratária. A maior perda de massa do detrito de folhas nas duas condições (figura 4A e 1B) demonstrou que este recurso foi mais facilmente decomposto, indicando uma maior proporção de compostos lábeis. Estes resultados foram corroborados pelo maior consumo de oxigênio na decomposição das folhas, que ocorreu no primeiro dia e se estendeu até o terceiro dia do experimento (figura 6), indicando que a maior parte dos compostos lábeis de fácil decomposição foram lixiviados imediatamente após a imersão. Na decomposição aeróbia dos galhos o maior

consumo de oxigênio galhos ocorreu apenas no terceiro dia do experimento (figura 6), indicando que os compostos lábeis do detrito de galhos lixiviaram mais lentamente e em proporção menor em relação aos detritos de folhas. Os maiores valores de condutividade elétrica na decomposição de folhas nas duas condições corroboraram este resultado (figura 5A e 2B). Os maiores valores de condutividade elétrica na condição anaeróbia (figura 5B) ocorreram provavelmente pela maior massa inicial de folhas e galhos no experimento (10 g L^{-1}). Os detritos de folhas geralmente apresentam maior fragilidade e vulnerabilidade ao ataque de microrganismos decompositores e uma maior proporção de compostos solúveis, como açúcares, amido e proteínas, que são facilmente decompostos (Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2011).

De modo geral, considera-se que a decomposição aeróbia seja um processo mais rápido que a decomposição anaeróbia (Wetzel, 2001). Entretanto, muitos estudos apontaram em direções diferentes em relação aos efeitos da aerobiose ou anaerobiose sobre a decomposição. Por exemplo, Antonio *et al.* (1999), estudando a decomposição aeróbia de detritos de vegetação terrestre para a formação da usina hidrelétrica Tijuco Alto (Ribeira, SP), estimaram que 61,2 e 37,0 % do carbono contido nas folhas e galhos foram mineralizados, respectivamente. Bitar *et al.* (2002), estudando a decomposição anaeróbia dos mesmos tipos de detritos antes da formação da mesma usina hidrelétrica, calcularam que 42,4 e 21,2 % do carbono contido nas folhas e galhos foram mineralizados, respectivamente. Estes resultados demonstraram que houve maior mineralização das folhas em relação aos galhos em uma mesma condição (aerobiose ou anaerobiose) e que a mineralização das folhas e dos galhos em aerobiose foi maior do que em anaerobiose. Por outro lado, em um estudo realizado para a caracterização da área diretamente afetada pela inundação da vegetação terrestre na formação da Usina Hidrelétrica de Segredo (Curitiba, PR) (MDK/CENCO/COPEL, 1988), a mineralização

aeróbia dos compostos refratários foi de 80,9 a 82,8 % na decomposição de folhas e galhos, respectivamente e, a mineralização anaeróbia foi de 83,2 a 92,5 % para folhas e galhos, respectivamente. Esses resultados, contrariamente aos do estudo anterior, demonstraram que houve uma maior mineralização dos galhos em relação às folhas em uma mesma condição (aerobiose ou anaerobiose) e que a mineralização das folhas e dos galhos em anaerobiose foi maior do que em aerobiose.

Além disso, para um mesmo tipo de detrito a influência da condição aeróbia ou anaeróbia pode ser diferente entre as frações lábil e refratária. Por exemplo, Kristensen *et al.* (1995), observaram que a decomposição da matéria orgânica em sedimento marinho foi semelhante entre os compostos lábeis em aerobiose e anaerobiose, porém a decomposição anaeróbia foi menor para os compostos refratários. Em um estudo sobre a decomposição aeróbia de detritos de vegetação terrestre, do projeto básico ambiental do Complexo Hidrelétrico Canoas (FAI-UFSCar/CESP, 1998) foi observado que 28,6 e 14,6 % do carbono lábil e/ou solúvel do detrito de folhas e galhos foram mineralizados, respectivamente. Por outro lado, os valores de carbono particulado refratário mineralizado, no mesmo estudo, foram de 71,4 e 85,4 % para folhas e galhos, respectivamente. Bianchini Jr. & Cunha-Santino (2011), estudando a decomposição aeróbia de detritos de vegetação terrestre, observaram que 18,2 e 12,7 % do carbono lábil e/ou solúvel do detrito de folhas e galhos foram mineralizados, respectivamente. Os valores de carbono particulado refratário mineralizado, no mesmo estudo, foram de 81,8 e 87,3 % para folhas e galhos, respectivamente. Estes estudos demonstraram que, em relação à mineralização dos compostos lábeis e/ou solúveis da vegetação terrestre alagada, a influência do oxigênio dissolvido foi maior sobre o detrito de folhas e, em relação à mineralização dos compostos refratários, a influência foi maior sobre o detrito de galhos. Mesmo entre os compostos lábeis e/ou solúveis pode haver diferenças entre

as condições aeróbia e anaeróbia. Por exemplo, Bianchini Jr. *et al.* (2002) observaram que a decomposição anaeróbia da matéria orgânica particulada lábil (MOP_L) do detrito de uma espécie de macrófita aquática foi mais rápida que no processo aeróbio, enquanto que a decomposição aeróbia foi mais rápida para a matéria orgânica dissolvida (MOD).

As consequências da decomposição em condições aeróbicas ou anaeróbicas em um reservatório são distintas. Quando o processo de decomposição é aeróbio, a mineralização do carbono das partículas orgânicas é completa até CO₂ (Stumm & Morgan, 1981; Jørgensen & Bendoricchio, 1994), enquanto que a decomposição anaeróbia é realizada por um consórcio de organismos mutualísticos que se alteram em função da disponibilidade e do tipo de aceptor de elétrons, caracterizando os processos de respiração anaeróbia e fermentação, tais como a desnitrificação, redução de metais, sulfato-redução e metanogênese, tendo como produtos gerados o N₂, N₂O, Mn²⁺, Fe²⁺, H₂S e CH₄ (Jørgensen & Sørensen, 1985; Lovley, 1987; D'Angelo & Reddy, 1999; Galy-Lacaux, 1999; Guérin *et al.*, 2008).

Além disso, em um reservatório, a decomposição dos detritos ocorre em conjunto, aumentando a diversidade de compostos químicos. A influência da diversidade aumentando os processos ecológicos tem sido observada de moléculas a comunidades (Kinzig *et al.*, 2001). Os compostos lábeis e refratários podem apresentar um efeito sinérgico durante sua decomposição (Farjalla *et al.*, 2009). Uma maior diversidade de compostos de carbono pode suportar uma maior diversidade bacteriana e taxas metabólicas mais altas (Carlson *et al.*, 2002; Szabó *et al.*, 2007). Por exemplo, Orwin *et al.* (2006) observaram que a natureza química e a diversidade de compostos orgânicos alteraram a comunidade microbiana do solo e a composição química do solo, que, subsequentemente, afetou a respiração total e a decomposição da celulose. Farjalla *et al.* (2009), observaram que a produção e a respiração bacterianas foram maiores na

mistura de substratos lábeis e refratários do que o esperado pela produção e respiração bacterianas em culturas com um único tipo de substrato, indicando que a diversidade de moléculas pode acelerar o crescimento bacteriano e a remoção de matéria orgânica dissolvida pelas bactérias. Bianchini Jr. *et al.* (2010) observaram que a matéria orgânica dissolvida com massa molecular alta (MMA) e com massa molecular baixa (MMB) de lixiviados de uma espécie de macrófita aquática foi menos consumida, independente da disponibilidade de oxigênio, que a matéria orgânica dissolvida integral (INT = MMA + MMB), sugerindo a interação na reatividade dos lixiviados. Desta forma, pode-se inferir que, durante a decomposição em um reservatório, a interação entre os diferentes tipos de detritos deve ocasionar maiores velocidades de decomposição e, conseqüentemente, maior consumo de oxigênio e disponibilização de substratos mineralizados que podem ser utilizados pelos organismos produtores, aumentando a produtividade do sistema.

3.6. Conclusões

Considerando a importância da decomposição da biomassa vegetal alagada para a qualidade da água de reservatórios artificiais, os resultados dos nossos experimentos permitem concluir que: (1) A maior perda de massa do detrito de folhas indicou sua maior importância relativa para a alteração da qualidade da água (composição química) do novo ecossistema; (2) No curto prazo, a perda de massa dos detritos e, conseqüentemente, as mudanças nas características químicas da água, derivaram da lixiviação e decomposição das frações lábeis, que corresponderam a 12,5 e 18,4% na decomposição do detrito de folhas, em aerobiose e anaerobiose, respectivamente e, a

10,8 e 13,4% na decomposição do detrito de galhos, em aerobiose e anaerobiose, respectivamente; (3) As frações refratárias foram predominantes e sua perda de massa pela decomposição foi um processo lento; (4) A perda de massa das frações refratárias foi maior na condição aeróbica, demonstrando a importância da condição ambiental sobre a decomposição dos detritos.

3.7. Referências bibliográficas

Antonio, R. M., Bianchini Jr., I., 2003. Methodological tests of a heterotrophy index for aquatic ecosystems. *Braz. J. Biol.*, 63, 373 - 380.

Antonio, R.M., Bitar, A.L., Bianchini Jr., I., 1999. Consumo de oxigênio na mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira. *Acta Limnol. Bras.* 11, 65 - 78.

Asaeda, T., Trung, V.K., Manatunge, J., 2000. Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in shallow lakes. *Aquat. Bot.* 68, 217 - 237.

Baxter, R. M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 8, 255-283.

Benner, R., Moran, M. A., Hodson, R. E., 1985. Effects of pH and plant source on lignocellulose biodegradation rates in two wetland ecosystems, the Okefenokee Swamp and a Georgia salt marsh. *Limnol. Oceanogr.* 30, 489-499.

Bianchini Jr., I., 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: Thomaz, S. M., Bini, L. M. (Eds.), *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. EDUEM, Maringá, pp. 85-126.

Bianchini Jr., I., Cunha-Santino, M B., 2005. The decomposition of drowned biomass during filling of reservoirs. In: Santos, M. A., Rosa, L. P. (Orgs.), *Global warming and*

hydroelectric reservoirs. 1ed. COPPE/UFRJ - Eletrobrás, v. 1, Rio de Janeiro: pp. 55-66.

Bianchini Jr., I., Cunha-Santino, M.B., 2011. Model parameterization for aerobic decomposition of plant resources drowned during man-made lakes formation. *Ecol. Model.* 222, 1263-1271.

Bianchini Jr., I., Pacobahyba, L.D., Cunha-Santino, M.B., 2002. Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. *Acta Limnol. Bras.* 14, 27 - 34.

Bianchini Jr., I., Silva, R.H., Cunha-Santino, M.B., Panhota, R.S., 2010. Aerobic and anaerobic decomposition of *Pistia stratiotes* leachates from a tropical eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP, Brazil). *Braz. J. Biol.* 70, 559 - 568.

Bitar, A. L., Antonio, R. M., Bianchini Jr., I., 2002. Degradação anaeróbia de folhas e galhos, cascas e serapilheira. *Acta Limnol. Bras.* 14, 17-26.

Branco, C.W.C., Kozlowsky-Suzuki, B., Sousa-Filho, I.F., Guarino, A.W.S., Roch, R.J., 2009. Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes Reservoir (Brazil): A tropical reservoir case. *Lakes Reserv.: Res. Manag.* 14, 175 - 191.

Campbell, C.E., Knoechel, R., Copeman, D., 1998. Evaluation of factors related to increased zooplankton biomass and altered species composition following impoundment of a Newfoundland reservoir. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55, 230 - 238.

Campo, J., Sancholuz, L., 1998. Biogeochemical impacts of submerging forests through large dams in the Rio Negro, Uruguay. *J. Environ. Manag.* 54, 59-66.

Carlson, C.A., Giovannoni, S.J., Hansell, D.A., Goldberg, S.J., Parsons, R., Otero, M.P., Kevin, V., Wheeler, B.R., 2002. Effect of nutrient amendments on bacterioplankton production, community structure, and COD utilization in the northwestern Sargasso Sea. *Aquat. Microb. Ecol.* 30, 19 - 36.

Cunha, M.B., Bianchini Jr., I., 1998. Cinéticas de mineralização aeróbia de celulose e lignina durante a degradação de *Cabomba Piauhyensis* e *Scirpus cubensis*. *Acta Limnol. Bras.* 10, 59-69.

Cunha-Santino, M.B., Bianchini Jr., I., 2006a. The aerobic and anaerobic decomposition of *Typha domingensis* Pers. *Acta Limnol. Bras.*, 18, 321 - 334.

Cunha-Santino, M.B., Bianchini Jr., I., 2006b. Modelos matemáticos aplicados aos estudos de decomposição de macrófitas aquáticas. *Oecol. Bras.*, 10, 154 - 164.

Cunha-Santino, M.B., Bianchini Jr., I., 2008. Carbon cycling potential from *Utricularia breviscapa* decomposition in a tropical oxbow lake (São Paulo, Brazil). *Ecol. Model.* 218, 375 - 382.

Cunha-Santino, M B., Bianchini Jr., I., 2010. Q_{10} of heterotrophic activity during aerobic decomposition of *Utricularia breviscapa* and its effect on carbon cycling in a tropical lagoon. Braz. J. Biol. 70, 317-324.

D'Angelo, E.M., Reddy, K.R., 1999. Regulators of heterotrophic microbial potentials in wetland soils. Soil Biol. Biochem. 31, 815 - 830.

Delazari-Barroso, A., Barroso, G.F., Huszar, V.L.M., Azevedo, S.M.F.O. 2009. Physical regimes and nutrient limitation affecting phytoplankton growth in a meso-eutrophic water supply reservoir in southeastern Brazil. Lakes Reserv.: Res. Manag. 14, 269 - 278.

Enriquez, E., Duarte, C. M., Sand-Jensen, K., 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. Oecol. 94, 457-471.

Esteves, F. A., 1998. Fundamentos de Limnologia, 2^a ed. Interciência, Rio de Janeiro. 602 pp.

FAI-UFSCar/CESP, 1998. Projeto básico ambiental, complexo hidrelétrico Canoas. Subprograma: Modelagem matemática - I Ensaio de degradação da fitomassa. FAI-UFSCar/CESP, São Carlos.

Farjalla, V.F., Marinho, C.C., Faria, B.M., Amado, A.M., Esteves, F.A., Bozelli, R.L., Giroldo, D., 2009. Synergy of Fresh and Accumulated Organic Matter to Bacterial Growth. *Microb. Ecol.* 57, 657 - 666.

Friedl, G., Wüest, A., 2002. Disrupting biogeochemical cycles - Consequences of damming. *Aquat. Sci.* 64, 55 - 65.

Gall, A.R., Poulin, M., Debroas, D., Flipo, N., 2009. A physical-microbial food web coupled model to study the evolution of the ecological functioning of a new reservoir after its flooding (Sep, Puy de Dôme). *Ecol. Model.* 220, 841-856.

Galy-Lacaux, C., Delmas, R., Kouadio, G., Richard, S., Gosse, P., 1999. Long-term greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical forest regions. *Global Biogeochem. Cycles* 13, 503 - 517.

Guérin, F., Abril, G., Tremblay, A., Delmas, R., 2008. Nitrous oxide emissions from tropical hydroelectric reservoirs. *Geophys. Res. Lett.*, 35, L06404, doi:10.1029/2007GL033057.

Haitao, W., Xianguo, L., Qing, Y., Ming, J., Shouzhen, T., 2007. Early-stage litter decomposition and its influencing factors in the wetland of the Sanjiang Plain, China. *Acta Ecol. Sinica*, 27, 4027 - 4035.

Janssen, M.A., Walker, K.F., 1999. Processing of riparian and wetland plant litter in the River Murray, South Australia. *Hydrobiologia* 411, 53-64.

Jugnia, L.B., Tadoléké, R.D., Sime-Ngando, T., Devaux, J., Andrivon, C., 1999. Bacterial population dynamics, production, and heterotrophic activity in a recently formed reservoir. *Can. J. Microbiol.* 45, 747 - 753.

Jugnia, L.B., Debross, D., Romagoux, J.C., Dévaux, J., 2004. Initial results of remediation activities to restore hypereutrophic Villerest Reservoir (Roanne, France). *Lakes Reserv.: Res. Manag.* 9, 109 - 117.

Jørgensen, S.E., Bendricchio, G. 2001. *Fundamentals of Ecological Modelling* (3^a ed). Elsevier, Amsterdam, 530pp.

Jørgensen, B. B., Sørensen, J., 1985. Seasonal cycles of O₂, NO₃⁻ and SO₄²⁻ reduction in estuarine sediments: The significance of a nitrate reduction maximum in Spring. *Mar. Ecol. Prog.* 24, 65 - 74.

Kinzig, A.P., Pacala, S.W., Tilman, D., 2001. *The functional consequences of biodiversity*. Princeton University Press, Princeton, 392 pp.

Kristensen, E., Ahmed, S.I., Devol, A.H., 1995. Aerobic and anaerobic decomposition of organic matter in marine sediment: Which is fastest?. *Limnol. Oceanogr.* 40, 1430 - 1437.

López-Archilla, A.I., Marin, I., Amils, R., 2001. Microbial community composition and ecology of an acidic aquatic environment: the Tinto River, Spain. *Microb. Ecol.*, 41:20-35.

Lovley, D.R., 1987. Organic matter mineralization with the reduction of ferric iron: A review. *Geomicrobiol. J.* 5, 375 - 399.

Mann, C.J., Wetzel, R.G., 1996. Loading and utilization of dissolved organic carbon from emergent macrophytes. *Aquat. Bot.* 53, 61 - 72.

MDK/CENCO/COPEL, 1988. Usina hidrelétrica de Segredo - Programa de caracterização da área diretamente afetada/inundação da vegetação. MDK/CENCO/COPEL, Curitiba.

Moran, M.A., Hodson, R.E., 1989. Bacterial secondary production on vascular plant detritus: relationships to detritus composition and degradation rate. *Appl. Environ. Microbiol.* 55, 2178-2189.

Moran, M.A., Benner, R., Hodson, R.E., 1989. Kinetics of microbial degradation of vascular plant material in two wetland ecosystems. *Oecol.* 79, 158 - 167.

Morris, J.T., Lajtha, K., 1986. Decomposition and nutrient dynamics of litter from four species of freshwater emergent macrophytes. *Hydrobiologia* 131, 215-223.

Nogueira, M.G., Henry R., Maricatto, F.E., 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. *Lakes Reserv.: Res. Manag.* 4, 107 - 120.

Orwin, K.H., Wardle, D.A., Greenfield, L.G., 2006. Ecological consequences of carbon substrate identity and diversity in a laboratory study. *Ecol.* 83, 580 - 593.

Paiva, M. P., 1988. Deforestation of large reservoirs basins. Regul. Riv.: Res. Manag. 2, 57 - 60.

Paterson, M.J., Findlay, D., Beaty, K., Findlay, W., Schindler, E.U., Stainton, M., McCullough, G., 1997. Changes in the planktonic food web of a new experimental reservoir. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54, 1088 - 1102.

Press, W.H., Teukolsky, S.A., Vetterling, W.T., Flannery, B.P., 1993. Numerical recipes in C: the art of scientific computing. Cambridge Univ. Press., New York.

Romeiro, F., Bianchini Jr., I., 2006. Anaerobic decomposition of different parts of *Scirpus cubensis*: kinetics and gas production. Acta Limnol. Bras. 18, 145 - 152.

Sundareshwar, P.V.J., Morris, T., Koepfler, E.K., Fornwalt, B., 2003. Phosphorus limitation of coastal ecosystem processes. Sci. 299, 563-565.

Santos, M.G., Cunha-Santino, M.B., Bianchini Jr., I., 2009. Aerobic decomposition of *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. regulated by chemical composition of detritus and temperature. Acta Limnol. Bras. 21, 269 - 276.

Schindler, D.W., 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. Sci. 195, 260 - 262.

Soares, M.C.S., Marinho, M.M., Huszar, V.L.M., Branco, C.W.C., Azevedo, S.M.F.O., 2008. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes Reserv.: Res. Manag.* 13, 257 - 269.

Stumm, W., Morgan, J.J. 1981. *Aquatic Chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters equilibria.* John Wiley, New York. 780pp.

Szabó, K.E., Itor, P.O.B., Bertilsson, S., Tranvik, L., Eiler, A., 2007. Importance of rare and abundant populations for the structure and functional potential of freshwater bacterial communities. *Aquat. Microb. Ecol.* 47, 1 - 10.

Tadonleké Dzatchou, R., Jugnia, L.B., Sime Ngando, T., Devaux, J., 2002. Food web structure in the recently flooded Sep Reservoir as inferred from phytoplankton population dynamics and living microbial biomass. *Microb. Ecol.* 43, 67 - 81.

Wetzel, R.G., 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems.* Academic Press, New York, p. 1006.

4. Capítulo 4: Influência da velocidade de corrente da água sobre a fragmentação física de detritos de folhas e galhos

4.1. Resumo

O fluxo de água é considerado uma variável que molda muitas características ecológicas fundamentais em ecossistemas de rios e riachos, como a biodiversidade e o funcionamento do ecossistema. A principal fonte de energia para as redes tróficas nestes ambientes é a matéria orgânica alóctone proveniente da vegetação terrestre. A formação de reservatórios artificiais de água proporciona alterações (magnitude, frequência e tempo) nos fluxos naturais da água de rios e riachos. As alterações nos fluxos de água podem ocasionar mudanças na decomposição da matéria orgânica e, conseqüentemente, alterar o funcionamento dos ecossistemas. O objetivo deste estudo foi avaliar a influência da velocidade do fluxo da água sobre a perda de massa de detritos de folhas e galhos de vegetação terrestre em canais artificiais de água (flume) com velocidade controlada. As amostras de detritos de folhas e galhos foram acondicionadas em sacos de decomposição (*littebags*) e dispostas nos flumes. Cada substrato foi incubado em três velocidades de corrente: 0, 5 e 10 cm s⁻¹, respectivamente. Ao longo de 120 dias as réplicas foram retiradas e a perda de massa foi determinada. Os resultados mostraram que a realização de experimentos em condições controladas de velocidade de corrente permite observar os efeitos da abrasão física da água mesmo para pequenos aumentos da velocidade (0, 5 e 10 cm s⁻¹). O detrito de folhas sofreu maior influência da abrasão física que o detrito de galhos, perdendo maior quantidade da massa inicial. Este

resultado está de acordo com a maior fragilidade desta estrutura vegetal e com a maior razão entre a área da superfície e o volume. A implicação ecológica para os ecossistemas lóticos é o aumento da importância relativa dos detritos de folhas como fornecedor de matéria orgânica para o ecossistema. A perda de massa do detrito de galhos deve proporcionar alterações importantes no fornecimento de matéria orgânica durante aumentos na velocidade do fluxo, conforme ocorre em eventos hidrológicos (chuvas) e, também em condições de fluxo não alterado, porque a biomassa das partes lenhosas é muito maior que a de folhas.

4.2. Introdução

O fluxo de água em riachos e rios é considerado um “maestro” (Walker *et al.*, 1995) ou “variável mestre” (Power *et al.*, 1995) que molda muitas características ecológicas fundamentais, como a biodiversidade e o funcionamento do ecossistema (Poff *et al.*, 1997; Hart & Finelli, 1999; Bunn & Arthington, 2002). A maioria das alterações nos fluxos naturais é resultante de barragens e represamentos (Poff & Zimmerman, 2010) para atender a necessidade de água, energia e transporte da humanidade (Nilsson *et al.*, 2005). No mundo existem mais de 500.000 grandes reservatórios de água (Downing *et al.*, 2006). Vários estudos verificaram que as alterações (magnitude, frequência e tempo) nos fluxos naturais induzem modificações nas características ecológicas em uma escala global (Nilsson *et al.*, 2005; Poff *et al.*, 2007). As alterações a jusante e a montante das barragens são decorrentes da inundação, manipulação do fluxo e fragmentação do habitat (Humborg *et al.*, 1997; Nilsson & Berggren, 2000; Jansson *et al.*, 2000), incluindo a redução da disponibilidade e variabilidade de habitat, redução na riqueza de espécies, mudanças na composição de comunidades de macroinvertebrados e peixes e um risco aumentado de invasão por espécies exóticas (Bunn & Arthington, 2002).

A decomposição de detritos é um processo bem estudado que tem sido usado como uma medida da integridade funcional de riachos (Gessner & Chauvet, 2002; Death *et al.*, 2009, Sandin & Solimini, 2009). A principal fonte de energia para as redes tróficas em riachos é a matéria orgânica alóctone proveniente da vegetação terrestre (Cummins *et al.*, 1989; Wallace *et al.*, 1997; Abelho, 2001). Na água, a decomposição da matéria orgânica alóctone começa imediatamente e usualmente ocorre em três fases que

se sobrepõem: (1) lixiviação de compostos solúveis, que pode levar a perda de aproximadamente 42% da massa inicial do detrito de folhas (Abelho, 2001); (2) decomposição por microrganismos, que pode ser responsável por cerca de 27% da massa de folhas (Hieber & Gessner, 2002) e (3) fragmentação biológica e física. A fragmentação biológica resulta da atividade de invertebrados, que pode resultar em 64% da perda de massa (Graça, 2001; Hieber & Gessner, 2002). A fragmentação física ainda não é bem compreendida (Gessner *et al.*, 1999); mas, está relacionada com o regime hidrológico, especialmente a velocidade do fluxo de água (Lepori *et al.*, 2005; Paul *et al.*, 2006). O fluxo de água pode variar espacialmente (Naiman *et al.*, 2008), portanto, os resultados de estudos de decomposição podem ser influenciados pelos lugares onde os detritos estão localizados durante os experimentos (Ferreira *et al.*, 2006). Além disso, a alteração nas taxas de decomposição não depende apenas da velocidade e turbulência da corrente, mas também da resistência dos detritos (Abelho, 2001; Lecerf & Chauvet, 2008). Caso a abrasão física determine as taxas de decomposição, o detrito menos resistente terá uma decomposição mais rápida (Molinero *et al.*, 1996). Essa questão pode ser abordada através do isolamento do efeito da velocidade de corrente utilizando-se um canal artificial (flume) onde a velocidade de corrente é controlada (Ferreira *et al.*, 2006).

De acordo com Poff & Zimmerman (2010), a literatura mundial não permite o desenvolvimento de relações quantitativas gerais transferíveis entre a alteração nos fluxos e as respostas ecológicas. Entretanto, é possível inferir que alterações no fluxo são associadas com respostas ecológicas e que o risco de mudanças ecológicas aumenta com o aumento da magnitude da alteração do fluxo. Para ultrapassar estes problemas, a ciência aquática precisa se mover rapidamente para uma fase experimental ou de manipulação (Bunn & Arthington, 2002). Sem considerar a abrasão mecânica não é

possível compreender a dinâmica global da matéria orgânica nem medir a importância relativa de qualquer agente decompositor (Heard *et al.*, 1999). Portanto, é importante avaliar com precisão a influência das alterações no fluxo de água em experimentos com velocidade controlada em laboratório para que os efeitos da alteração nos fluxos não sejam negligenciados ou subestimados.

No Brasil, 76% da energia elétrica são gerados a partir de reservatórios de hidrelétricas (ANEEL, 2008). Atualmente, diversos projetos de formação de usinas hidrelétricas estão em andamento ou em fase de estudos (FURNAS, 2010). Embora a manipulação humana de sistemas fluviais promova muitos benefícios sociais, também degrada e elimina valiosos serviços dos ecossistemas (Richter *et al.*, 2006). Quando não há manipulação, as variações naturais nos fluxos interagem com a Geologia subjacente, moldando os padrões físicos e químicos sobre os quais as comunidades biológicas se desenvolveram em longos períodos de tempo (Ward, 1998; Lytle & Poff, 2004). Quando o fluxo natural da água é modificado, levando a alterações nos padrões de transporte de materiais, disponibilidade de recursos, sucessão e mortalidade de plantas e a composição das comunidades biológicas, os serviços dos ecossistemas são deteriorados (Naiman *et al.*, 2008). Portanto, estudos relacionados com as alterações no fluxo de água dos tributários a montante e a jusante dos reservatórios artificiais são ecologicamente importantes. Neste contexto, a hipótese deste estudo foi que o aumento da velocidade de corrente da água aumenta a fragmentação física de detritos de vegetação terrestre alagada. O objetivo foi avaliar a influência da velocidade do fluxo de água sobre a perda de massa de detritos de folhas e galhos de vegetação terrestre em flumes com velocidade controlada.

4.3. Material e métodos

Descrição da coleta de vegetação terrestre e solo

As amostragens dos recursos vegetais utilizados neste estudo foram realizadas em três áreas de floresta secundária médio-avançada de Mata Atlântica, na Bacia do Rio Grande, cidade de Nova Friburgo, RJ (22° 19' S e 42° 41' W). As amostragens de folhas e galhos (diâmetro inferior a 1 cm) foram realizadas através de podão e tesoura de jardinagem, compreendendo principalmente os seguintes táxons: *Schinus terebinthifolius*, *Cariniana estrellensis*, *Senna multijuga*, *Ormosia friburgensis*, *Alchornea sp.*, *Croton sp.*, *Inga sp.*, *Trichilia SP*, *Solanaceae*. O conjunto de folhas de gêneros diferentes foi misturado, constituindo a amostra mista de folhas, e o conjunto de galhos de espécies diferentes constituiu a amostra mista de galhos. Após o transporte ao laboratório, as amostras de folhas e galhos foram acondicionadas em estufa de circulação forçada a 45 °C para desidratação, até atingir massa constante.

Amostras de solo superficial (até 5 cm de profundidade) também foram coletadas para preparação do inóculo de incubação. O inóculo teve a finalidade de fornecer nutrientes e microrganismos. As amostras de solo foram acondicionadas em refrigerador a temperatura de 10 °C para reduzir a atividade metabólica, alterando minimamente as características do solo.

Descrição do experimento de fragmentação física nos flumes

Para avaliar os efeitos da velocidade de corrente sobre a fragmentação física dos detritos de folhas e galhos (perda de massa), dois flumes de vidro foram utilizados. O primeiro (figura 7A) possui comprimento interno de 3,00 m, altura e largura de 0,32 m e área da seção transversal de 0,10 m². O fluxo de água foi gerado por uma bomba centrífuga (Dancor, CHS de 1 1/2 cv). A velocidade da bomba e, conseqüentemente, a velocidade da corrente de água foi controlada por um inversor de frequência (WEG, CFW080070T2024PSZ, trifásico) e constantemente monitorada por um medidor de vazão (Contech, SVTL 50/50 2"). O monitoramento da velocidade de corrente foi realizado a cada 15 minutos, através de um módulo de controle e aquisição de dados denominado Compact Field Point (CFP) e uma interface computacional desenvolvida com o software LabVIEW (National Instruments). O segundo flume (figura 7B) utilizado foi semelhante ao primeiro, com a diferença do seu comprimento de 4,50 m e o controle da velocidade de corrente realizado por uma barreira física. O flume menor foi utilizado para os experimentos com galhos e o flume maior para os experimentos com folhas. Apesar da diferença de tamanho e da forma de monitorar a vazão nos flumes, os resultados são comparáveis porque as dimensões da seção transversal foram as mesmas em cada flume e as velocidades em cada experimento foram mantidas constantes e laminares em toda a extensão dos flumes.

As amostras de 4 g de folhas foram acondicionadas em sacos de decomposição de *nylon* de 10 x 15 cm, com malha de 1 mm² e as amostras de 6 g de galhos em sacos de decomposição de 5 x 15 cm, com malha de 1 mm². A diferença na massa de folhas e galhos e nas dimensões dos sacos de decomposição foi devido ao maior volume ocupado pelas folhas. Cada saco de decomposição foi atravessado por uma haste de aço

inoxidável na direção longitudinal. As hastes foram utilizadas para fixar os sacos de decomposição em suportes de PVC atravessados transversalmente na parte superior do flume. Na parte inferior da haste de aço foram colocadas ventosas de silicone para fixação dos sacos de decomposição no fundo do flume. Em cada suporte de PVC foram fixados 5 sacos de decomposição lado a lado.

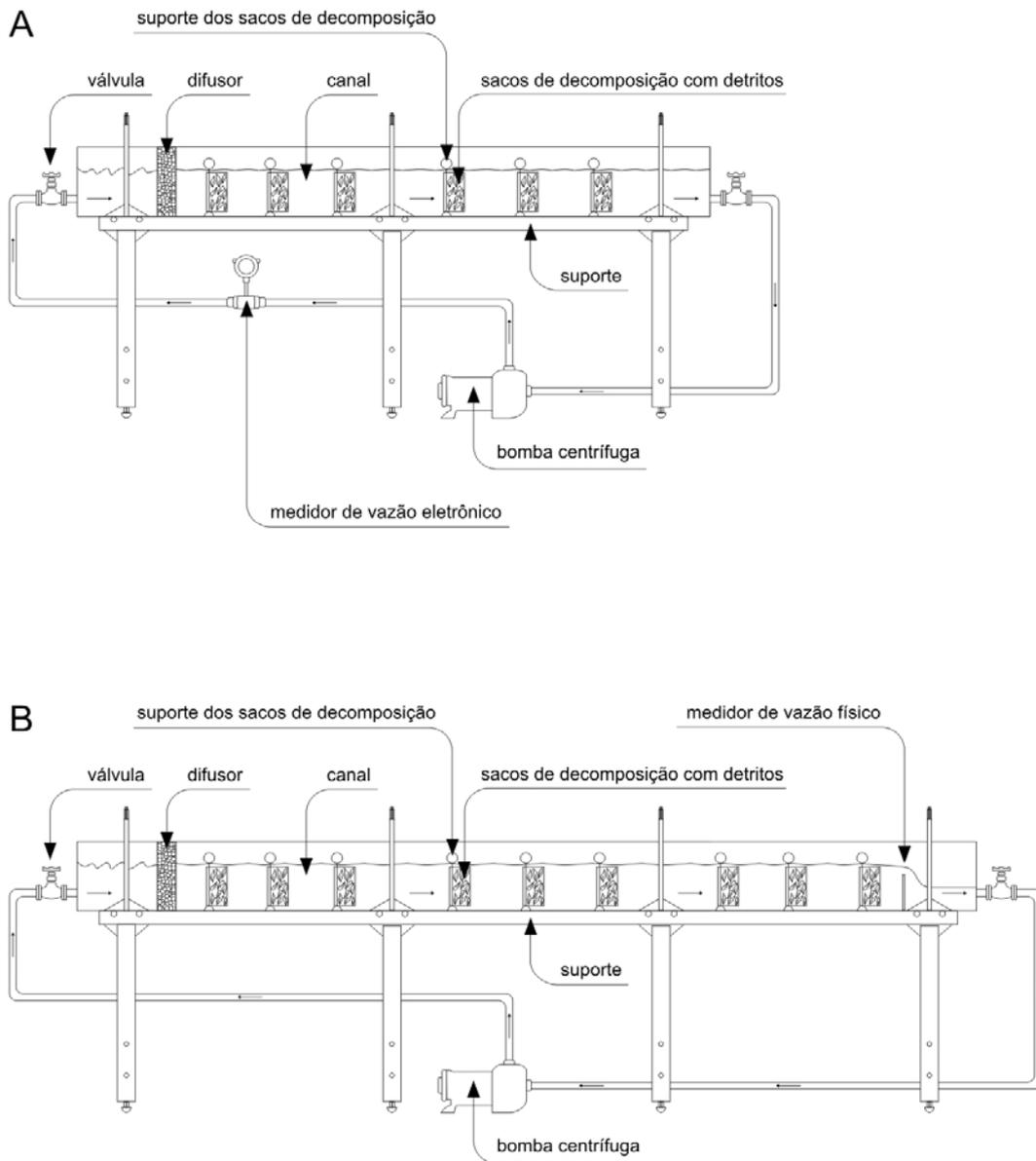


Figura 7: Canal artificial de água (flume) de 3,0 m de comprimento, com difusor para proporcionar o escoamento laminar da água e medidor de vazão eletrônico (A). Canal artificial de água (flume) de 4,5 m de comprimento, com difusor para proporcionar o escoamento laminar da água e medidor de vazão físico (B). As setas indicam o sentido do escoamento.

No flume maior foram acondicionadas 55 réplicas de folhas. Além disso, uma massa adicional de folhas foi acondicionada em sacos de decomposição extras para atingir uma proporção inicial de folhas de 3 g L^{-1} , após o enchimento. Após a fixação dos sacos de decomposição, foram adicionados 172 L de inóculo previamente preparado, para atingir uma altura de coluna d'água de 18 cm, garantindo a imersão dos sacos de decomposição e um fluxo de água sem cavitação na extremidade de sucção da bomba, além da proporção de 3 g L^{-1} . Da mesma forma, no flume menor foram acondicionadas 55 réplicas de galhos, com a diferença de que foram adicionados 259 L de inóculo previamente preparado para atingir a altura de coluna d'água de 18 cm. Uma massa adicional de galhos também foi acondicionada em sacos de decomposição extras para atingir uma proporção inicial de galhos de 3 g L^{-1} . O inóculo foi previamente preparado através da adição de 1 kg de solo em 5 L de água deionizada. Após 6 h de incubação em temperatura ambiente, o inóculo foi filtrado e completado ao volume final dos experimentos.

Cada substrato foi incubado em três velocidades de corrente: 0, 5 e 10 cm s^{-1} , respectivamente. Para a velocidade 0 cm s^{-1} (água parada), os experimentos foram realizados em dois recipientes de polietileno de 60 L com 55 L do inóculo, com 33 amostras de 5 g de folhas em um dos recipientes e 33 amostras de 5 g de galhos no outro, mantendo a proporção de 3 g L^{-1} dos experimentos nos flumes. Ao longo de quatro meses foram realizadas 12 amostragens para cada experimento, correspondendo aos dias 0, 1, 3, 5, 10, 15, 20, 30, 45, 60, 90 e 120. A cada amostragem foram retiradas 5 réplicas de cada flume e 3 réplicas dos recipientes de polietileno. No dia 0 não foram retiradas réplicas e a massa remanescente de folhas e galhos correspondeu à massa inicial das amostras. As réplicas retiradas foram acondicionadas em estufa de circulação forçada a 45°C para desidratação, até atingir peso constante. Após este período, a massa

das amostras foi determinada. Em cada amostragem foi determinada a condutividade elétrica, com um condutivímetro (Q 795P, Quimis®), o pH, com um pHmetro (Q 400BC, Quimis®) e, o oxigênio dissolvido, com um oxímetro. A temperatura da água foi mantida em torno de 24 °C através da climatização do laboratório. O monitoramento da temperatura foi realizado a cada 15 minutos através de 1 sensor de temperatura (termopar) imerso na água e aquisição de dados pelo módulo CFP.

Modelagem matemática e análise de dados

A evolução da perda de massa dos detritos de folhas e galhos no tempo foi ajustada ao modelo cinético de primeira ordem descrito na equação 1 (Bianchini Jr., 2003). O algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt foi utilizado para realizar as regressões não lineares (Press *et al.*, 1993).

$$MOP = MOP_{LS} \times (e^{-k_T t}) + MOP_R (e^{-k_I t}) \dots\dots\dots \text{(Eq. 1)}$$

em que: MOP = matéria orgânica particulada (%); MOP_{LS} = matéria orgânica particulada lábil/solúvel (%); MOP_R = matéria orgânica particulada refratária (%); e = base logaritmo natural; t = tempo (dia); k_T = coeficiente global de decaimento da MOP_{LS} (dia⁻¹); k_I = coeficiente de mineralização da MOP_R (dia⁻¹).

A variação temporal da perda de massa dos detritos de folhas e galhos entre as velocidades foi estatisticamente comparada através da análise não paramétrica de Kruskal-Wallis, com nível de significância de 95%. Quando as diferenças estatísticas foram observadas, o teste não paramétrico de Mann-Whitney, com nível de

significância de 95%, foi realizado para identificar as diferenças a cada 2 grupos independentes.

4.4. Resultados

A variação da perda de massa dos recursos nas três condições de velocidade de corrente se ajustou ao modelo de duplo decaimento exponencial, todos os coeficientes de determinação (r^2) foram iguais ou superiores a 0,96 (tabela 3). As perdas de massa dos 2 tipos de detritos aumentaram com o aumento da velocidade de corrente (figura 8, tabela 3). A perda de massa do detrito de folhas ao longo do tempo nas velocidades 5 e 10 cm s^{-1} foi significativamente maior ($p < 0,05$) que na água parada. Não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) entre as velocidades 5 e 10 cm s^{-1} . A perda de massa do detrito de galhos ao longo do tempo na velocidade 10 cm s^{-1} foi significativamente maior ($p < 0,05$) que na água parada. Não houve diferenças significativas ($p > 0,05$) entre a água parada e a velocidade 5 cm s^{-1} e entre as velocidades 5 e 10 cm s^{-1} . Na comparação entre os recursos, a perda de massa do detrito de folhas ao longo do tempo foi significativamente maior ($p < 0,05$) nas três condições de velocidade de corrente.

A diferença de perda de massa entre os detritos foi crescente com o aumento da velocidade de corrente. A massa remanescente dos detritos na água parada foi semelhante, com valores de 87,4 % para folhas e 89,1 % para galhos, ou seja, 1,7 % a mais de massa remanescente para galhos (tabela 3). Com o aumento da velocidade para 5 cm s^{-1} , a massa remanescente de folhas foi de 74,5 % e a de galhos foi de 87,6 %, ou seja, uma diferença de 13,1 % a mais de detrito de galhos remanescente (tabela 3). Na

velocidade 10 cm s^{-1} , o detrito de folhas apresentou 61,7 % de massa remanescente e o detrito de galhos 85,6 %, ou seja, uma diferença de 23,9 % a mais de massa remanescente no detrito de galhos (tabela 3). O aumento da velocidade de corrente resultou na diminuição dos valores de k_T na decomposição de folhas e galhos (tabela 3).

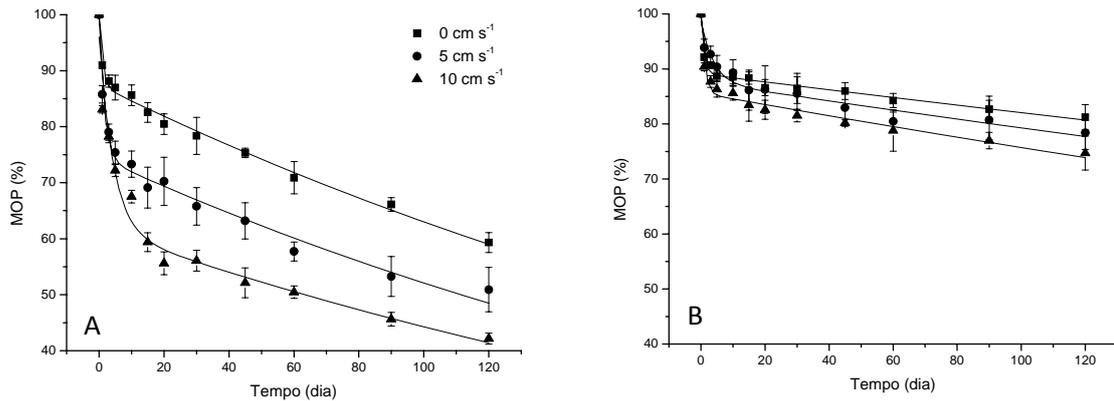


Figura 8: Ajuste cinético da massa (%) remanescente dos detritos de folhas (A) e galhos (B) em três velocidades de corrente diferentes ($0, 5$ e 10 cm s^{-1}).

Tabela 3: Parametrização cinética da decomposição do detrito de folhas e galhos em três velocidades de corrente ($0, 5$ e 10 cm s^{-1}).

Recurso	MOP _{LS} (%)	erro	MOP _R (%)	erro	k_T (dia ⁻¹)	erro	k_l (dia ⁻¹)	erro	r^2
Folhas									
0 cm s^{-1}	12,48	1,15	87,4	0,55	1,07	0,27	0,0033	0,0001	0,99
5 cm s^{-1}	24,81	1,96	74,5	1,09	0,62	0,13	0,0036	0,0003	0,99
10 cm s^{-1}	34,34	3,42	61,7	2,66	0,23	0,06	0,0033	0,0007	0,98
Galhos									
0 cm s^{-1}	10,80	0,81	89,1	0,37	1,11	0,23	0,0008	0,0001	0,98
5 cm s^{-1}	10,94	1,50	87,6	1,06	0,25	0,09	0,0010	0,0002	0,96
10 cm s^{-1}	14,15	1,20	85,6	0,57	0,89	0,20	0,0012	0,0001	0,98

Os valores de condutividade elétrica aumentaram ao longo da decomposição para os dois recursos e tenderam à estabilização após o 10º dia (figuras 9A e 9B). Na decomposição das folhas, os valores de condutividade elétrica foram significativamente maiores ($p < 0,01$) na velocidade de corrente de 10 cm s^{-1} . Entre os recursos, os valores de condutividade foram significativamente maiores ($p < 0,05$) na decomposição de folhas nas três velocidades de corrente. Os valores de pH variaram entre 5,5 e 8,3 na decomposição de folhas e entre 4,7 e 7,8 na decomposição de galhos (figuras 9C e 9D). Não foram observadas diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os valores de pH para ambos os recursos nas três velocidades. Os experimentos permaneceram aeróbios ao longo dos 120 dias de decomposição. Na decomposição do detrito de folhas a concentração de oxigênio dissolvido variou entre 2,73 e 8,09 mg L^{-1} , na água parada, entre 3,71 e 8,27 mg L^{-1} , na velocidade de 5 cm s^{-1} e, entre 5,48 e 8,32 mg L^{-1} na velocidade de 10 cm s^{-1} . A temperatura foi mantida em $24 \text{ }^\circ\text{C} \pm 1$ em todos os tratamentos.

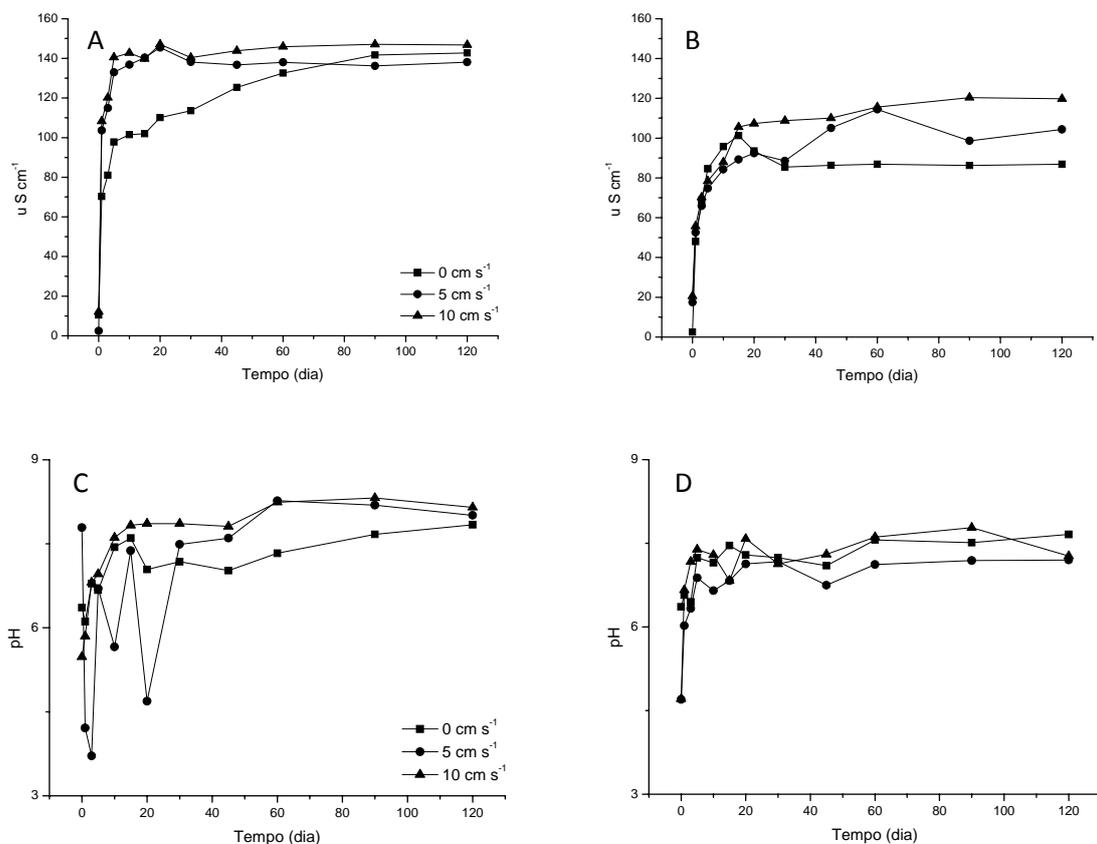


Figura 9: Variação temporal dos valores de condutividade ($\mu S\ cm^{-1}$) na decomposição de folhas (A) e galhos (B) e dos valores de pH na decomposição de folhas (C) e galhos (D) em três velocidades de corrente diferentes (0, 5 e 10 $cm\ s^{-1}$).

4.5. Discussão

A matéria orgânica particulada grossa (MOPG), incluindo folhas e galhos, é transformada em matéria orgânica dissolvida (MOD), através da lixiviação; convertida em matéria orgânica particulada fina (MOPF), através da decomposição por abrasão física ou biológica; incorporada na biomassa de organismos heterotróficos ou

mineralizada (Wallace *et al.*, 1995). A maior parte da entrada de MOPG é convertida em MOPF e MOD, que são mais passíveis de serem transportadas pelos fluxos de água (Cuffney *et al.*, 1990). Por exemplo, Minshall *et al.* (1992), observaram que a matéria orgânica particulada ultra fina (45 - 50 μm) constituiu de 75 a 98 % da matéria orgânica transportada em um rio de oitava ordem. No nosso estudo, o aumento da velocidade de corrente causou um aumento significativo da perda de massa dos detritos de folhas e galhos (figura 2), sugerindo um aumento nas frações de MOPF e MOD transportadas. Os efeitos da abrasão mecânica sobre a decomposição dos detritos foram negligenciados ou subestimados em outros estudos (Heard *et al.*, 1999). A grande maioria dos estudos sobre decomposição de detritos em ambientes lóticos observou que a decomposição da matéria orgânica em riachos ocorre preponderantemente pela ação de agentes bióticos, principalmente invertebrados cortadores e fungos, sem levar em conta as variações no fluxo de água (Cummins *et al.*, 1989, Graça & Canhoto, 2006). Além disso, muitos estudos em rios e riachos sobre as alterações de fluxo tiveram o objetivo de avaliar sua influência sobre a biodiversidade e não sobre a decomposição (Bunn & Arthington, 2002; Poff & Zimmerman, 2010).

As características do fluxo de água em um rio ou riacho em particular variam em uma ampla escala de espaço e tempo. A velocidade apresenta uma variação espacial em escalas muito pequenas (10^{-4} m) e em escalas muito grandes (10^2 m). As variações temporais na velocidade de corrente ocorrem em escalas tão pequenas quanto aquelas associadas com os menores turbilhões ($\sim 10^{-2}$ s) a escalas tão grandes como os intervalos de recorrência de enchentes ($\sim 10^7$ s) (Hart & Finelli, 1999). Além disso, as evidências sobre o funcionamento de rios em relação ao regime de fluxo e os fluxos que os organismos aquáticos necessitam existem em grande parte como uma série de hipóteses não testadas. Neste estudo foi possível avaliar a influência do aumento da velocidade de

corrente porque no flume o escoamento foi laminar (figura 7). Desta forma, todas as amostras estavam submetidas à mesma velocidade em todos os pontos do flume ao longo do tempo. Mesmo em pequenos aumentos da velocidade de corrente (0 cm s^{-1} para 5 cm s^{-1} e de 5 cm s^{-1} para 10 cm s^{-1}) foi possível observar diferenças entre a decomposição dos detritos.

Nesse estudo realizado em laboratório, o aumento da perda de massa pela abrasão física da água sugere que, nos ecossistemas lóticos, as alterações no fluxo de água e a consequente fragmentação física dos detritos devem ter implicações ecológicas importantes para a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas lóticos. A degradação dos detritos é um processo que fornece matéria e energia para as comunidades nestes ecossistemas (Wallace *et al.*, 1997). A decomposição mais rápida do detrito de folhas está de acordo com a decomposição caracteristicamente mais rápida da matéria orgânica lábil em relação à matéria orgânica refratária (Mathuriau & Chauvet, 2002). No entanto, com o aumento da velocidade de corrente, a decomposição do detrito de folhas foi ainda mais rápida que a do detrito de galhos (figura 8, tabela 3), demonstrando que este resultado está de acordo com a maior fragilidade desta estrutura vegetal. Além disso, os detritos de folhas apresentam caracteristicamente maior razão entre a área da superfície e o volume, de modo que os efeitos da abrasão são maiores sobre este recurso. A implicação ecológica para os ecossistemas lóticos é o aumento da importância relativa dos detritos de folhas como fornecedor de MOPF e MOD para os organismos heterotróficos. Por outro lado, com o aumento da velocidade de corrente para 10 cm s^{-1} , os galhos também sofreram os efeitos da abrasão. A consequente liberação de MOPF e MOD pelo detrito de galhos, mesmo apenas em velocidades de correntes maiores e, por conta disso, em quantidades menores que no detrito de folhas, deve ocasionar alterações no fornecimento de MOPF e MOD para o ecossistema, porque a biomassa das partes

lenhosas em florestas tropicais e temperadas é muito maior que a de folhas (Delitti & Burger, 2000; Smithwick *et al.*, 2002; Hart *et al.*, 2003). O efeito de um grande aumento da velocidade de corrente sobre a fragmentação física dos galhos deve ser importante em eventos de pulsos de descarga de água nos ecossistemas lóticos e também nas variações sazonais entre estação de cheia e de seca, que ocorrem principalmente em ecossistemas com variação natural do fluxo, uma vez que os ecossistemas com a presença de barragens apresentam uma homogeneização dos fluxos, com baixa magnitude e menor tempo de duração da variação (Lytle & Poff, 2004; Poff *et al.*, 2007).

Outros estudos mostraram diferentes relações entre a variação na velocidade de corrente e a fragmentação física dos detritos. Por exemplo, Ferreira *et al.*, (2006), em um estudo semelhante com folhas de *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner utilizando canais artificiais (flume) não encontraram diferenças significativas entre os fluxos com velocidade de corrente de 5 cm s⁻¹ e 20 cm s⁻¹ e atribuíram os resultados a pequena faixa de variação de velocidade de corrente testada (5 a 20 cm s⁻¹). No nosso estudo foram observadas diferenças significativas em uma faixa de variação menor (0 a 10 cm s⁻¹), portanto, é possível que outras variáveis tenham contribuído para os diferentes resultados entre os estudos, tais como a composição química dos detritos selecionados ou as comunidades de microrganismos que colonizaram os detritos. No entanto, para os dois estudos ficou evidente a influência ou a ausência de influência de alterações na velocidade de corrente, uma vez que as velocidades foram mantidas constantes. Niu & Dudgeon (2011), estudando 10 riachos em Hong Kong com redução do fluxo de água causada por pequenas barragens, observaram que, durante o período de cheias, as taxas de decomposição variaram a montante e a jusante das barragens, mas este efeito não foi observado durante a estação seca. Os resultados foram atribuídos a variações na vazão,

que foram de 68 a 393 L s⁻¹ a montante e de 3 a 137 L s⁻¹ a jusante. Rueda-Delgado *et al.* (2006), estudando a decomposição de 3 espécies de plantas (*Cecropia latiloba*, *Tessaria integrifolia* e *Symmeria paniculataum*) em um riacho na bacia Amazônica durante os períodos de águas altas, com velocidade de corrente variando entre 12 e 18 cm s⁻¹ e, de águas baixas, com velocidade de corrente variando entre 10 e 24 cm s⁻¹, observaram que a decomposição foi significativamente maior durante o período de águas baixas, porque neste período a velocidade de corrente foi maior. Além disso, os autores observaram diferenças nas taxas de decomposição entre as espécies, demonstrando que a composição química do detrito foi um fator importante para a decomposição. Carvalho & Uieda (2009), estudando a perda de de massa de folhas em um riacho tropical, sugeriram que a a fragmentação mecânica pode ser um fator importante para a perda de massa dos detritos, mas que outros fatores (por exemplo, luminosidade e temperatura) podem ter influenciado sinergeticamente. Outros estudos observaram que os microrganismos decompositores foram mais importantes na decomposição de detritos de folhas em riachos do que a velocidade de corrente ou os invertebrados cortadores (Rader *et al.*, 1994; Imberger *et al.*, 2008). Por outro lado, Hoover *et al.* (2006), observaram que em corredeiras com velocidade média de 32,3 cm s⁻¹, a decomposição de detritos de *Alnus rubra* Bongard, em um riacho no Canadá, foi mais lenta que em áreas de remanso (piscinas) com velocidade média de 3,7 cm s⁻¹. Os autores concluíram que a fragmentação mecânica só é um fator importante em grandes descargas de água. Para os estudos em rios e riachos, a variação temporal e espacial na velocidade de corrente não permite conclusões precisas sobre a influência desta variável. Portanto, também não é possível compreender a dinâmica global da matéria orgânica nem medir a importância relativa de qualquer agente decompositor nestes ecossistemas (Heard *et al.*, 1999).

Esse estudo corroborou a hipótese de que o aumento da velocidade de corrente da água aumenta a fragmentação física de detritos de vegetação terrestre alagada. A diminuição dos valores de k_T ocorreu com o aumento da velocidade provavelmente devido a maior lixiviação de compostos lábeis proporcionada pela maior abrasão da água, principalmente na decomposição do detrito de folhas. Dessa forma, os compostos que, na água parada apresentam características refratárias, tornaram-se lixiviáveis pela ação da abrasão da água corrente. Este efeito observado em laboratório pode ter conseqüências na formação de um reservatório. Quando recém-inundada, a vegetação terrestre será mais rapidamente degradada a montante do que em locais mais distantes da zona de transição do rio para a represa. Além disso, é necessário considerar também que a velocidade da correnteza varia espacialmente em função da profundidade, sendo mais baixa junto ao sedimento e, transversalmente, sendo mais baixa nas margens direita e esquerda. Desta forma, a posição dos detritos pode determinar a intensidade da velocidade da correnteza a que estarão submetidos. As velocidades da correnteza também são variáveis com a ordem do rio e alteram-se com eventos hidrológicos (chuvas), influenciando a abrasão da água sobre os detritos.

4.6. Referências bibliográficas

Abelho, M. 2001. From litterfall to breakdown in streams: A review. *TheScientificWorld* 1, 656-680.

ANEEL, 2008. Banco de Informação de Geração. <http://www.aneel.gov.br>.

Bunn, S.E., Arthington, A.H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ. Manag.* 30, 492-507.

Carvalho, E.M., Uieda, V.S. 2009. Seasonal leaf mass loss estimated by litter bag technique in two contrasting stretches of a tropical headstream. *Acta Limnol. Bras.* 21, 209-215.

Cuffney, T.F., Wallace, J.B., Lugthart, G.J., 1990. Experimental evidence quantifying the role of benthic invertebrates in organic matter dynamics of headwater streams. *Freshwat. Biol.* 23, 281 - 299.

Cummins, K.W., Wilzbach, M.A., Gates, D.M., Perry, J.B., Taliaferro, W.B. 1989. Shredders and Riparian Vegetation. *BioSci.* 39, 24-30.

Death, R.G., Dewson, Z.S., James, A.B.H., 2009. Is structure or function a better measure of the effects of water abstraction on ecosystem integrity? *Freshwat. Biol.* 54, 2037 - 2050.

Delitti, W. B. C., Burger, D. M., 2000. Carbon and mineral nutrient pools in a gallery forest at Mogi Guaçu River, Southeast Brazil. *Ann. For. Sci.* 57, 39-47

Downing, J. A., Prairie, Y. T., Cole, J. J., Duarte, C. M., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., McDowell, W. H., Kortelainen, P., Caraco, N. F., Melack, J. M., Middelburg, J. J., 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnol. Oceanogr.* 51, 2388-2397.

Ferreira, V., Graça, M.A.S., Lima, J.L.M.P., Gomes, R. 2006. Role of physical fragmentation and invertebrate activity in the breakdown rate of leaves. *Arch. Hydrobiologia* 165, 493-513.

FURNAS, 2010. Negócios/Novos projetos.
http://www.furnas.com.br/negocios_novos_projetos2.asp.

Graça, M. A. S., 2001. The role of invertebrates on leaf decomposition in streams - a review. - *Internat. Rev. Hydrobiologia* 86, 383 - 393.

Graça, M.A.S., Canhoto, C. 2006. Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica* 25, 1 - 10.

Gessner, M. O., Chauvet, E., Dobson, M., 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* 85, 377 - 384.

Gessner, M. O., Chauvet, E., 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecol. Appl.* 12, 498 - 510.

Hart, D.D., Finelli, C.M., 1999. Physical-Biological coupling in streams: The pervasive effects of flow on benthic organisms. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 30, 363-395.

Hart, P. B. S., Clinton, P. W., Allen, R. B., Nordmeyer, A. H., Evans, G., 2003. Biomass and macro-nutrients (above- and below-ground) in a New Zealand beech (*Nothofagus*) forest ecosystem: implications for carbon storage and sustainable forest management. *For. Ecol. Manag.* 174, 281-294.

Heard, S.B., Schultz, A., Ogden, C.B., Griesel, T.C. 1999. Mechanical abrasion and organic matter processing in an Iowa stream. *Hydrobiologia* 400, 179-186.

Hieber, M., Gessner, M. O., 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecol.* 83, 1026 - 1038.

Hoover, T.M., Richardson, J.S., Yonemitsu, N., 2006. Flow-substrate interactions create and mediate leaf litter resource patches in streams. *Freshwat. Biol.* 51, 435 - 447.

Humborg, C., Ittekkot, V., Cociasu, A., von Bodungen, B., 1997. Effect of danube river dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature* 386, 385 -388.

Imberger, S.J., Walsh, C.J., Grace, M.R. 2008. More microbial activity, not abrasive flow or shredder abundance, accelerates breakdown of labile leaf litter in urban streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 27, 549-561.

Jansson, R., Nilsson, C., Renofalt, B., 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecol.* 81, 899 - 903.

Lecerf, A., Chauvet, E. 2008. Intraspecific variability in leaf traits strongly affects alder leaf decomposition in a stream. *Bas Appl. Ecol.* 9, 598 - 605.

Lepori F., Palm, D., Malmqvist, B., 2005. Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritus retentiveness and decomposition. *J. Appl. Ecol.* 42, 228 - 238.

Lytle, D.A., Poff, N.L., 2004. Adaptation to natural flow regimes. *TREE* 19, 94 - 100.

Mathuriau, C., Chauvet, E. 2002. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 21, 384-396.

Minshall, G. W., Petersen, R.C., Bott, T.L., Gushing, C.E., Cummins, K.W., Vannote, R.L., Sedell, J.R., 1992. Stream ecosystem dynamics of the Salmon River, Idaho: an 8th-order system. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 11, 111 - 137.

Molinero, J., Pozo, J., Gonzáles, E., 1996. Litter breakdown in streams of the Agüera catchment: influence of dissolved nutrients and land use. *Freshwat. Biol.* 36, 745 - 756.

Naiman, R.J., Latterell, J.J., Pettit, N.E., Olden, J.D., 2008. Flow variability and the biophysical vitality of river systems. *C. R. Geosci.* 340, 629 -643.

Nilsson, C., Berggren, K., 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *Biosci.* 50, 783 - 792.

Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M, Revenga, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Sci.* 308, 405-408.

Niu, S.Q., Dudgeon, D., 2011. Environmental flow allocations in monsoonal Hong Kong. *Freshwat. Biol.* 56, 1209 - 1230.

Paul, M., Meyer, J.J.L., Couch, C.A., 2006. Leaf breakdown in streams differing in catchment land use. *Freshwat. Biol.* 51, 1684 - 1695.

Poff, N.L., Olden, J.D., Merritt, D.M., Pepin, D.M. 1997. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *PNAS* 104, 5732-5737

Poff, N.L., Olden, J.D., Merritt, D.M., David M. Pepin, D.M., 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *PNAS* 104, 5732 - 5737.

Poff, N.L., Zimmerman, J.K.H., 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshw. Biol.* 55, 194-205.

Power, M.E., Sun, A., Parker, G., Dietrich W.E., Wootton J.T., 1995. Hydraulic food-chain models. *BioSci.* 45, 159-167.

Rader, R.B., McArthur, J.V., Aho, J.M. 1994. Relative importance of mechanisms determining decomposition in a southeastern blackwater stream. *Am. Midl. Nat.* 132, 19-31.

Richter, B.D., Warner, A.T., Meyer, J.L., Lutz, K. 2006. A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations. *River Res. Appl.* 22, 297-318.

Rueda-Delgado, G., Wantzen, K.M., Tolosa, M.B. 2006. Leaf-litter decomposition in an Amazonian floodplain stream: effects of seasonal hydrological changes. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25, 233-249.

Sandin, L., Solimini, A.G., 2009. Freshwater ecosystem structure-function relationship: from theory to application. *Freshwat. Biol.* 54, 2017 - 2024.

Smithwick, E. A. H., Harmon, M. E., Remillard, S. M., Acker, S. A., Franklin, J. F., 2002. Potential upper bounds of carbon stores in forests of the Pacific Northwest. *Ecol. Applic.* 12, 1303-1317.

Walker, K.F., Sheldon, F., Puckridge, J.T. 1995. A perspective on dryland river ecosystems. *Regul. Riv.: Res. & Manag.* 11, 85-104.

Wallace,, J. B., Whiles, M. R., Eggert, S. L, Cuffney, T. E, Lugthart, G. W., Chung, K., 1995. Long-term dynamics of coarse particulate organic matter in three Appalachian Mountain streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 14, 217 - 232.

Wallace, J.B., Eggert, S.L., Meyer, J.L., Webster, J.R., 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Sci.* 277, 102 - 104.

Ward, J.V., 1998. Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biologic. Conservat.* 83, 269 - 278.

5. Capítulo 5: Influência da pressão hidrostática e da qualidade do detrito sobre a decomposição da vegetação terrestre alagada em reservatórios

5.1. Resumo

As formações de reservatórios artificiais usualmente alagam a vegetação terrestre da área de inundação. Em um reservatório profundo, a decomposição da vegetação terrestre ocorre em diferentes profundidades e, portanto, em diferentes condições de pressão hidrostática. Em ambientes marinhos a pressão hidrostática influencia a fisiologia dos microrganismos decompositores, alterando a decomposição dos detritos. Em ambientes aquáticos continentais nenhum estudo foi conduzido sobre a influência da pressão hidrostática sobre o processo de decomposição. O objetivo deste estudo foi avaliar a decomposição anaeróbia de vegetação terrestre alagada em diferentes condições de pressão hidrostática. Detritos de 1g de folhas e galhos foram incubados separadamente em frascos de vidro e acondicionados em vasos de pressão de aço inox estanques, com pressão simulando 3 diferentes profundidades de um reservatório (superfície, 30 m e 100 m). As massas de carbono orgânico dissolvido (COD), carbono inorgânico (CM), nitrogênio total (N total), nitrogênio orgânico dissolvido (NOD), nitrogênio inorgânico (NI) e fósforo inorgânico (PI) na água, proporcionais à massa inicial do detrito, foram determinadas periodicamente durante o processo de decomposição por 4 meses. Os resultados das variações temporais das substâncias selecionadas foram ajustados a um modelo cinético de primeira ordem. A pressão não

apresentou efeitos significativos sobre a decomposição dos detritos. A composição química do detrito foi o fator determinante para as diferenças observadas entre as incubações com folhas e galhos durante a decomposição. Os maiores valores de condutividade elétrica verificados na decomposição das folhas indicaram que este detrito foi mais lábil. A maior perda de carbono orgânico particulado refratário (COP_R) do detrito de folhas e, conseqüentemente, maior massa de COD confirmaram que os detritos de folhas foram mais lábeis que os de galhos. Por outro lado, as massas de N total e NOD foram significativamente maiores na decomposição dos galhos, demonstrando que este tipo de detrito foi mais lábil em relação ao nitrogênio. Concluiu-se que a pressão hidrostática não influenciou a decomposição dos recursos vegetais terrestres alagados nas condições selecionadas e, que a qualidade do detrito (frações lábeis e refratárias) foi a variável determinante da cinética da decomposição dos recursos vegetais.

5.2. Introdução

No mundo existem mais de 500.000 grandes reservatórios de água (Downing *et al.*, 2006). Muitos desses são destinados a usos múltiplos, incluindo o abastecimento de água, a irrigação, aquíicultura, recreação e a produção de energia elétrica. No Brasil, 76% da energia elétrica são gerados a partir de reservatórios de hidrelétricas (ANEEL, 2008). Atualmente, diversos projetos de formação de usinas hidrelétricas estão em andamento ou em fase de estudos (FURNAS, 2010), evidenciando a importância de pesquisas sobre esses sistemas. Durante a formação destes reservatórios a incorporação da vegetação da bacia de inundação constitui uma importante fonte de detritos para a decomposição. No caso de novos reservatórios, a decomposição da vegetação terrestre alagada pode alterar negativamente as características químicas da água, levando à eutrofização e à depleção do oxigênio dissolvido e conseqüentemente, afetando a biota aquática (Gall *et al.*, 2009; Baxter, 1977).

Normalmente, nos ambientes aquáticos a produção do bacterioplâncton pode ser limitada pelo carbono (Bertoni, 2008; Vrede 1996), pelo nitrogênio (Hellström, 1996; Hecky, 1993) e pelo fósforo (Vadstein 2000, Correll, 1998). A alteração no balanço de carbono, do nitrogênio e do fósforo durante a decomposição dos detritos pode afetar a produção primária, a ciclagem de nutrientes e a dinâmica das cadeias tróficas (Elser *et al.*, 2000; Elser & Urabe, 1999). Na formação de reservatórios artificiais a composição química da água pode ser alterada temporariamente pela lixiviação de materiais solúveis da vegetação da área alagada (Baxter, 1977). De acordo com Bianchini Jr. & Cunha-Santino (2005), com base em experimentos de decomposição com folhas e galhos de vegetação terrestre no campo e em laboratório, as mudanças da composição química da

água no curto prazo derivaram da degradação das frações lábeis de carbono. De acordo com Scharf (2002), após o enchimento do reservatório Brucher, na Alemanha, houve uma decomposição rápida da vegetação alagada, resultando em condições anaeróbicas nas regiões profundas, fornecendo matéria orgânica dissolvida para os organismos heterotróficos. Após este período, ocorre um gradual decréscimo das concentrações de nutrientes, que pode durar muitos anos (Goldyn *et al.*, 2003; Straškraba *et al.*, 1993). Este período corresponde à mineralização das frações refratárias, caracterizada pela lenta perda de massa do detrito (Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2005). Apesar de conter a maior parte da biomassa de uma floresta, os materiais lenhosos não são considerados uma importante fonte de nutrientes porque sua decomposição na água é considerada lenta (Smith, 1991). Porém, Campo & Sancholuz (1998) demonstraram que a decomposição dos materiais lenhosos é um importante componente da alteração potencial que a floresta submersa tem na geoquímica de um reservatório. Assim sendo, compreender os fatores reguladores da liberação de carbono, nitrogênio e fósforo da vegetação terrestre alagada em reservatórios artificiais de água durante os períodos em que os materiais lábeis e refratários são decompostos podem ter importantes consequências ecológicas e econômicas.

Outro aspecto que deve ser considerado quando um novo reservatório é formado é o aumento da profundidade da coluna d'água. De acordo com o princípio fundamental da Hidrostática (Teorema de Stevin) (Bonadiman, 2005), a pressão aumenta com o aumento da profundidade e pontos situados em um mesmo líquido e na mesma horizontal ficam sujeitos a mesma pressão. Desta forma, a vegetação terrestre alagada em diferentes profundidades se decompõe sob diferentes condições de pressão. A vegetação próxima à margem do reservatório sofrerá o processo de decomposição em condições próximas à da pressão atmosférica e a vegetação na região mais profunda

sofrerá decomposição a uma pressão correspondente à profundidade em que se encontra.

O conhecimento sobre os efeitos da pressão hidrostática sobre os microrganismos foi desenvolvido em estudos conduzidos em ecossistemas marinhos. Em ambientes marinhos profundos foi estudada a adaptação dos microrganismos à pressão hidrostática. DeLong & Yayanos (1985) observaram que a proporção dos lipídios da membrana de uma bactéria barofílica mudou com a alteração na pressão hidrostática entre 100 e 69000 KPa, mantendo a fluidez da membrana, demonstrando a adaptação da bactéria à variação na pressão. Por outro lado, quando amostras de água de diferentes profundidades foram incubadas sob diferentes pressões, o melhor crescimento das bactérias foi observado nas pressões correspondentes às profundidades onde as amostras foram coletadas, demonstrando que as bactérias estavam adaptadas apenas à pressão *in situ* e não a variações na pressão (Sakiyama & Ohwada, 1998; Tamburini *et al.*, 2003). Em ecossistemas aquáticos continentais nenhum estudo sobre os efeitos da pressão hidrostática sobre o metabolismo de microrganismos foi desenvolvido. No caso da formação de reservatórios artificiais, as mudanças nas condições ambientais, ou seja, a passagem de um ambiente raso para um profundo, aumentando a pressão, poderia influenciar a fisiologia dos microrganismos decompositores que nunca estiveram sujeitos a tais pressões, alterando seu metabolismo.

A hipótese deste estudo é que o aumento da pressão hidrostática diminui os coeficientes de decomposição anaeróbica do detrito da vegetação terrestre alagada em reservatórios artificiais, considerando as rotas metabólicas de mineralização do carbono, do nitrogênio e do fósforo. O objetivo do estudo foi avaliar o efeito da pressão hidrostática sobre a decomposição anaeróbica de folhas e galhos de vegetação terrestre alagada, analisando as frações de carbono, nitrogênio e fósforo.

5.3. Material e métodos

Descrição da coleta de vegetação e solo

As amostragens dos recursos vegetais utilizados neste estudo foram realizadas em três áreas de floresta secundária médio-avançada de Mata Atlântica, na Bacia do Rio Grande, cidade de Nova Friburgo, RJ (22° 19' S e 42° 41' W). As amostragens de folhas e galhos (diâmetro inferior a 1 cm) foram realizadas através de podão e tesoura de jardinagem, compreendendo principalmente os seguintes táxons: *Schinus terebinthifolius*, *Cariniana estrellensis*, *Senna multijuga*, *Ormosia friburgensis*, *Alchornea sp.*, *Croton sp.*, *Inga sp.*, *Trichilia SP*, *Solanaceae*. O conjunto de folhas de gêneros diferentes foi misturado, constituindo a amostra mista de folhas, e o conjunto de galhos de espécies diferentes constituiu a amostra mista de galhos. Após o transporte ao laboratório, as amostras (de folhas e galhos) foram acondicionadas em estufa de circulação forçada a 45 °C para desidratação, até atingir peso constante.

Amostras de solo superficial (até 5 cm de profundidade) também foram coletadas para preparação do inóculo de incubação. As amostras de solo foram acondicionadas em refrigerador a temperatura de 10 °C para reduzir a atividade metabólica, alterando minimamente as características do solo.

Delineamento experimental da decomposição sob pressão

Para a realização do experimento sob pressão foi preparado o inóculo, que consistiu da adição de 150 g de solo em 750 ml de água deionizada durante um período de 6 h e, posteriormente, a filtração deste. Ao filtrado foi adicionada água deionizada, totalizando 30 L de inóculo. A preparação do inóculo teve a finalidade de fornecer nutrientes e microrganismos do solo para o início do processo de decomposição.

As amostras de folhas e de galhos (1 g) foram acondicionadas em frascos de vidro. Aos frascos foram adicionados 100 ml do inóculo previamente preparado. As amostras controle consistiram de 100 ml do inóculo adicionados aos frascos de vidro.

Para a realização do experimento foram desenvolvidos cilindros de pressão de aço inoxidável com volume de 4L onde os frascos de vidro foram dispostos (figura 10). Em cada cilindro de pressão foram colocados 9 frascos (vol: 100 ml), com a seguinte disposição: 3 frascos para o tratamento controle, 3 frascos com amostras de galhos e 3 frascos com amostras de folhas.

Os flanges dos cilindros de pressão foram aparafusados, garantindo a estanqueidade do sistema. Os cilindros de pressão foram pressurizados com gás argônio, de acordo com a seguinte conformação: 10 cilindros com pressão de 6,89 KPa, equivalente à superfície da coluna d'água, 10 cilindros com pressão de 344,74 KPa, equivalente à pressão observada em uma profundidade de aproximadamente 30 m de coluna d'água e 10 cilindros com pressão de 1034,21 KPa, equivalente à pressão observada em uma profundidade de aproximadamente 100 m de coluna d'água.

O sistema de pressurização foi permanentemente controlado e monitorado através de módulo de controle e aquisição de dados denominado Compact Field Point (CFP), 30 sensores de temperatura (termopares), 3 transdutores de pressão e uma

interface computacional desenvolvida com o software LabVIEW (National Instruments). Os valores de temperatura (24°C) de todos os vasos e a pressão de cada linha de pressurização (6,89; 344,74 e 1034,21 KPa) foram determinados em intervalos de 10 s pelo módulo de controle e aquisição de dados.

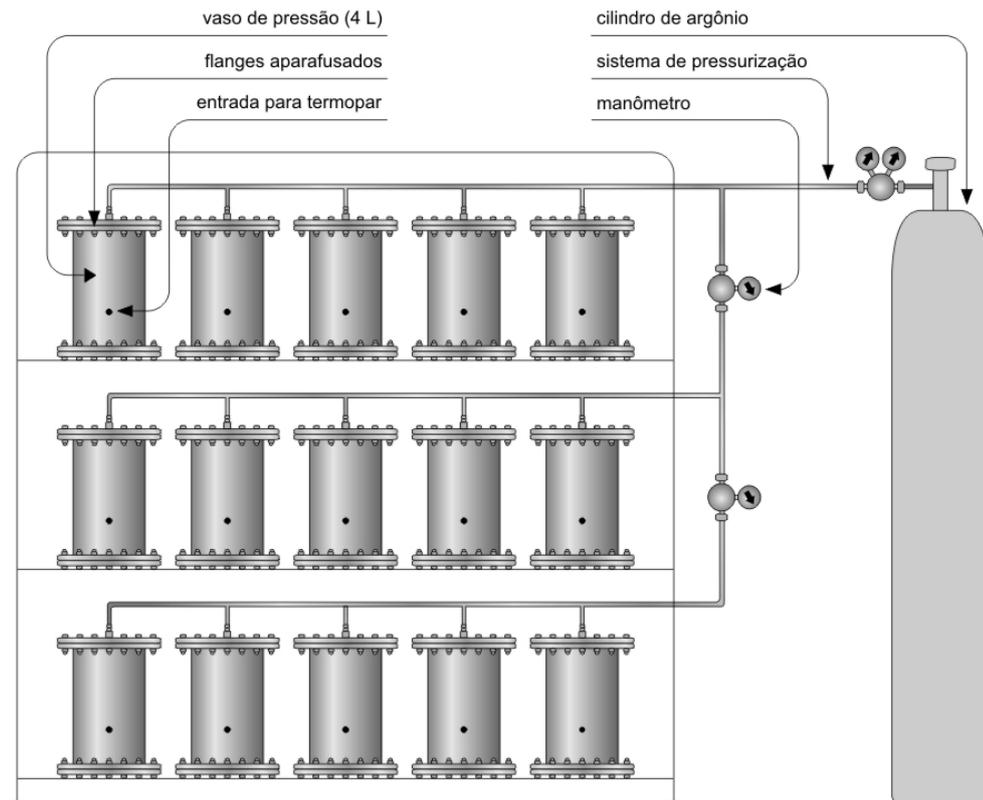


Figura 10: Desenho esquemático dos vasos de pressão e do sistema de pressurização.

Ao longo de 4 meses foram realizadas 11 amostragens correspondentes aos dias 0, 1, 3, 5, 10, 15, 30, 45, 60, 90 e 120. A amostragem inicial ($t = 0$) foi a mesma para todos os tratamentos e consistiu apenas da água de inóculo.

Análises das amostras

As concentrações de carbono das amostras particuladas de folhas e galhos remanescentes em cada amostragem foram determinadas no módulo de sólidos de um analisador de carbono total (TOC) (Shimadzu - TOC-VCPN), as concentrações de nitrogênio foram determinadas pelo método de Kjeldahl (Allen *et al.*, 1974) e as de fósforo pelo método da digestão ácida, de acordo com Fassbender (1973).

A cada amostragem foi desmontado um cilindro referente a cada uma das pressões (superfície, 30 m e 100 m) e os frascos de vidro foram retirados. Alíquotas de 10 ml de cada frasco foram imediatamente filtradas em membrana (Millex® Durapore PVDF) de 0,45 µm de poro, previamente lavadas com 100 ml de água Milli-Q para as análises no laboratório.

As concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono mineralizado (CM) foram determinadas com um analisador de carbono total (TOC); as concentrações de nitrogênio total (N total) foram determinadas em um módulo de análise de nitrogênio total (módulo TNM), acoplado ao TOC (Shimadzu - TOC-VCPN).

As concentrações de amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) e fosfato (PO_4^{3-}) na água foram determinadas através da análise de cátions e ânions por cromatografia de íons, utilizando-se simultaneamente dois cromatógrafos de íons (Dionex® ICS 90, equipado com coluna de separação de cátions IonPac CS12A 4 × 250 mm e, Dionex® ICS 2000, equipado com coluna de separação de ânions IonPac AS19 4 × 250 mm).

Os resultados de concentração de NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- foram transformados em valores de massas elementares de nitrogênio inorgânico (NI); em que: NI = nitrogênio de NH_4^+ (N- NH_4^+) + nitrogênio de NO_2^- (N- NO_2^-) + nitrogênio de NO_3^- (N- NO_3^-) e; os

resultados de concentração de PO_4^{3-} foram transformados em valores de massas elementares de fósforo inorgânico (PI), onde: PI = fósforo de PO_4^{3-} (P- PO_4^{3-}). Os valores de NI e PI foram transformados em valores percentuais relativos às massas iniciais do detrito na incubação. Os valores de nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) foram obtidos através da subtração dos resultados de N total e NI.

Em cada frasco de 100 ml foi determinada a condutividade elétrica, com um condutivímetro (Q 795P, Quimis®) e, o pH, com potenciômetro (Q 400BC, Quimis®).

Modelagem matemática e análise de dados

A evolução da mineralização no tempo de cada elemento (C, N, P) foi ajustada ao modelo cinético de primeira ordem descrito nas equações 1 a 4 (Bianchini Jr., 2003). O modelo está representando o carbono, para os demais elementos deve-se substituir C pela denominação do elemento respectivo (N e P). No caso do nitrogênio e do fósforo apenas as rotas IN_1 e IN_2 foram estudadas. O algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt foi utilizado nas regressões não lineares (Press *et al.*, 1993).

$$\text{IN}_1 = \frac{k_1}{k_T} \text{COP}_{LS} (1 - e^{-k_T t}) \dots\dots\dots (\text{Eq. 1})$$

$$\text{IN}_2 = \frac{k_2}{k_T} \text{COP}_{LS} \left(1 + \frac{k_3}{k_T - k_3} e^{-k_T t} + \frac{k_T}{k_3 - k_T} e^{-k_3 t} \right) \dots (\text{Eq. 2})$$

$$\text{IN}_3 = \text{COP}_R (1 - e^{-k_4 t}) \dots\dots\dots (\text{Eq. 3})$$

$$\text{CM} = \sum_{i=1}^3 \text{IN}_i \dots\dots\dots (\text{Eq. 4})$$

em que: COP_{LS} = carbono orgânico particulado lábil/solúvel (%); COP_R = carbono orgânico particulado refratário (%); COP_L = carbono orgânico particulado lábil (%),

$COP_L = k_1/k_T COP_{LS}$; COD = carbono orgânico dissolvido (%), $COD = k_2/k_T COP_{LS}$; CM = carbono mineralizado (%); e = base logaritmo natural; t = tempo (dia); k_T = coeficiente global de decaimento da COP_{LS} ($k_1 + k_2$) (dia^{-1}); k_1 = coeficiente de mineralização das frações lábeis de COP_L (dia^{-1}); k_2 = coeficiente de lixiviação das frações solúveis de COP_{LS} , obtido da lixiviação (dia^{-1}); k_3 = coeficiente de mineralização do COD (dia^{-1}); k_4 = coeficiente de mineralização da COP_R (dia^{-1}); $IN_{1 a 3}$ = compostos inorgânicos produzidos através das 3 rotas de mineralização (%).

As variações temporais entre as pressões (superfície, 30 m e 100 m) foram estatisticamente comparadas com análise não paramétrica de Kruskal-Wallis, com nível de significância de 95%. Quando as diferenças estatísticas foram observadas, o teste não paramétrico de Mann-Whitney, com nível de significância de 95%, foi realizado para identificar as diferenças a cada 2 grupos independentes. As variações temporais entre os recursos (folhas e galhos) foram estatisticamente comparadas (análise não paramétrica de Mann-Whitney), com nível de significância de 95%.

5.4. Resultados

Influência da pressão

Os conteúdos iniciais de carbono nos detritos de folhas e galhos foram 497 e 470 $mg C g^{-1}$, respectivamente; os conteúdos iniciais de nitrogênio foram 30,7 e 14,5 $mg N g^{-1}$ e; os conteúdos iniciais de fósforo foram de 1,73 e 2,00 $mg P g^{-1}$. De modo geral, a decomposição da vegetação terrestre não foi significativamente diferente entre as pressões para os elementos estudados (tabela 4). Para o carbono, o COP_R foi a fração

predominante após 120 dias de incubação, variando entre 81,7 e 83,9% de massa remanescente de C inicial para folhas e entre 85,9 e 88,6 % para os galhos (figuras 11A e 11B, tabela 5). O COD aumentou em consequência do decaimento do COP_{LS}, atingindo valores máximos e praticamente estáveis entre o 3° e o 120° dia, ficando acumulado na água ($k_3 = 0$ ou próximo de 0) (figuras 11C e 11D, tabela 5). A formação do CM (figuras 11E e 11F) variou entre 7,9 e 11,1% do COP_R para folhas e entre 6,8 e 9,2% para galhos (tabela 5). Praticamente não houve diferenças significativas entre as pressões ao longo da decomposição de folhas e galhos para as frações COP_R, COD e CM (tabela 4).

Tabela 4: Valores de p da análise não paramétrica de Mann-Whitney, com nível de significância de 95%, para comparação entre as pressões, n = 3. Valores de p do teste de Mann-Whitney, com nível de significância de 95%, para comparação entre os recursos (folhas e galhos), n = 9. * → indica as diferenças estatísticas.

Fração	Folha			Galho			Folha x Galho sem pressão
	sup x 30 m	sup x 100 m	30 m x 100 m	sup x 30 m	sup x 100 m	30 m x 100 m	
COP _R (%)	0,670	0,450	0,818	0,870	0,108	0,094	* 0,003
COD (%)	0,309	0,108	0,768	0,251	0,622	0,768	* 0,003
CM (%)	0,375	0,123	0,224	0,450	* 0,033	0,108	0,974
N total (%)	0,412	0,061	0,622	0,094	0,178	0,577	* 0,001
NOD (%)	0,974	0,818	0,768	0,061	0,251	0,309	* 0,011
NI (%)	0,358	0,412	0,974	0,793	0,670	0,793	0,670
PI (%)	0,158	0,251	0,622	0,053	0,818	* 0,023	0,108
$\mu\text{S cm}^{-1}$	0,974	0,974	0,974	0,599	0,870	0,670	* 0,004
pH	0,743	0,948	0,896	0,293	0,599	0,533	0,375

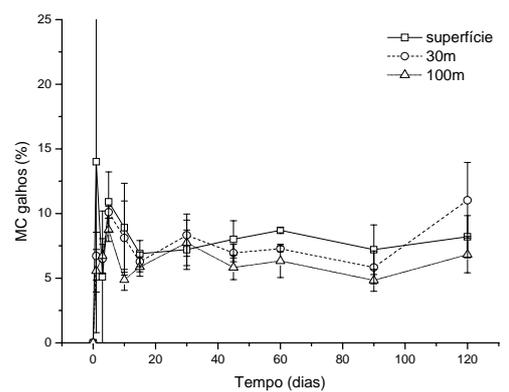
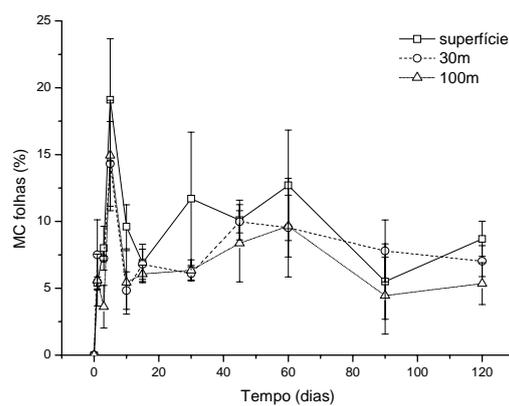
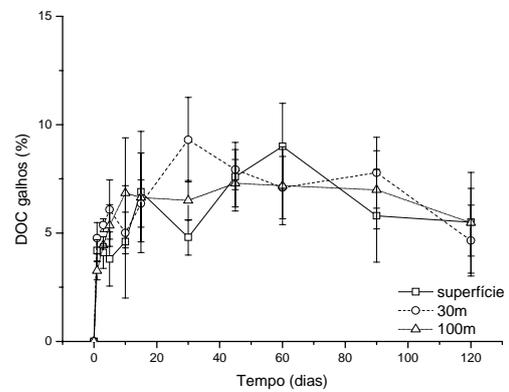
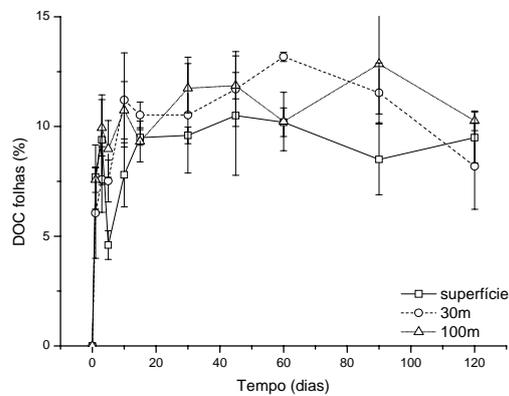
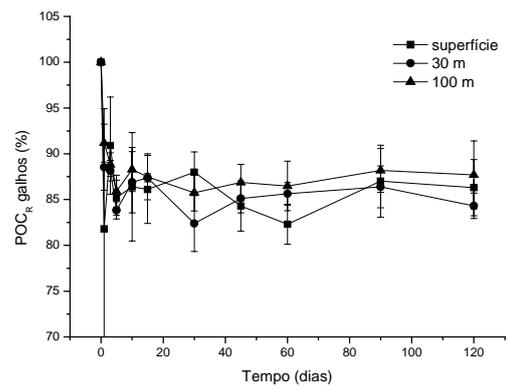
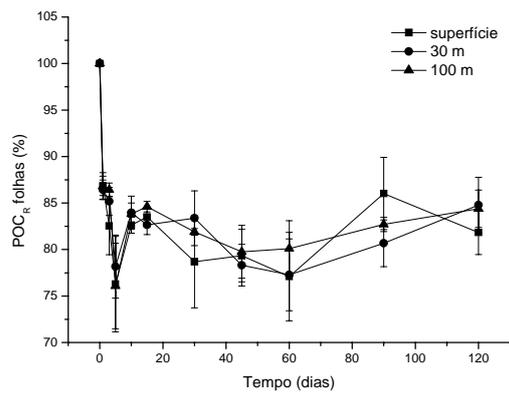


Figura 11: Variação temporal do Carbono (CO_P_R , COD e CM) da decomposição anaeróbica de folhas e galhos nas 3 profundidades (superfície, 30 m e 100 m).

Tabela 5: Parametrização cinética do carbono da decomposição anaeróbica de folhas e galhos nas 3 profundidades (superfície, 30 m e 100 m).

Recurso	COP _{LS} (%)	COP _L (%)	COD (%)	COP _R (%)	CM (%)	k _T (dia ⁻¹)	k ₃ (dia ⁻¹)	k ₄ (dia ⁻¹)	r ²
<u>Folhas</u>									
superfície	17,7	8,8	8,9	82,4	11,1	1,5	0,0000	0,00046	0,72
30 m	18,4	8,4	10,1	81,7	8,7	1,5	0,0000	0,00003	0,81
100 m	16,0	5,4	10,6	83,9	7,9	1,5	0,0000	0,00051	0,70
<u>Galhos</u>									
superfície	11,4	5,7	5,7	86,9	9,2	1,5	0,0000	0,00038	0,55
30 m	14,0	7,1	6,9	85,9	7,9	1,6	0,0002	0,00012	0,88
100 m	11,4	5,1	6,2	88,6	6,8	1,5	0,0000	0,00038	0,84

Em relação ao nitrogênio, o valor considerado para k_t , baseado em outros estudos, foi de 1,5 dia⁻¹. A massa de nitrogênio total dissolvido na água variou entre 9,8 e 11,4% do valor inicial de N para folhas e entre 13,6 e 16,3% para os galhos (tabela 6). A massa de N total praticamente manteve-se estável após atingir os valores máximos (figuras 12A e 12B). A formação do NOD variou entre 6,5 e 8,0% da massa inicial de N para folhas e 9,4 e 13,5% para galhos (tabela 6). A massa de NOD diminuiu a partir do 45° dia para as 3 pressões, devido a mineralização. A maior diminuição da massa de NOD ocorreu para as amostras de folhas (figura 12C). A formação de NOD e de NI não foi significativamente diferente entre as 3 pressões (tabela 4).

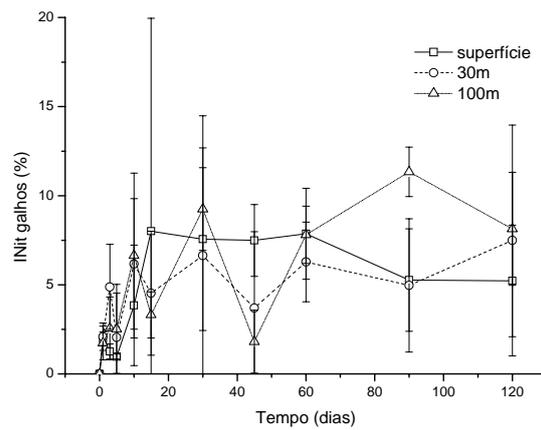
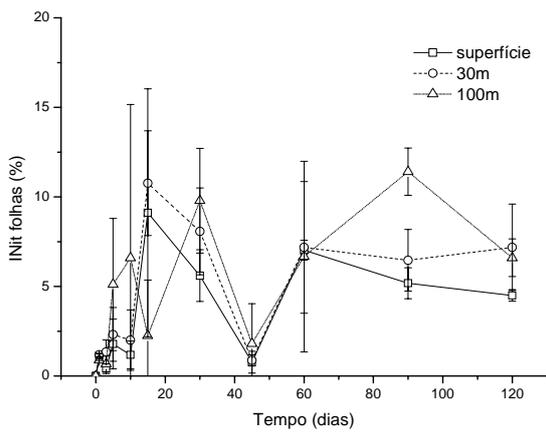
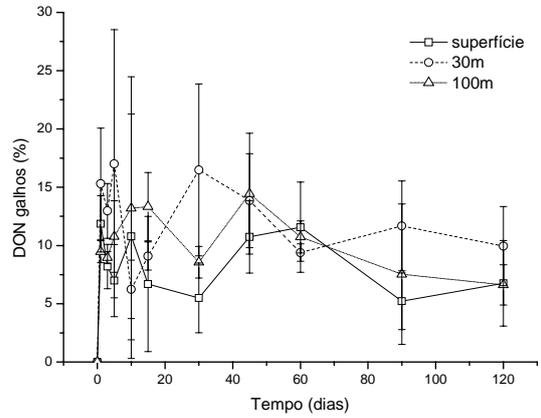
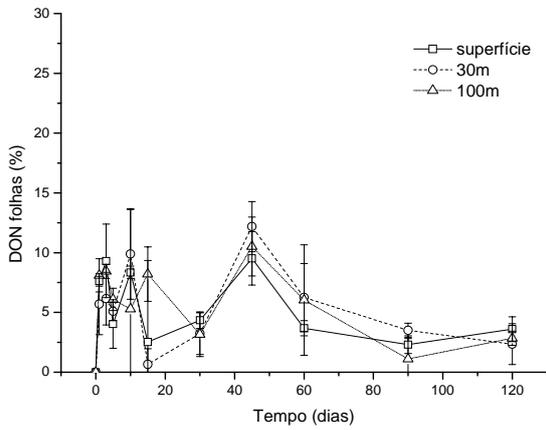
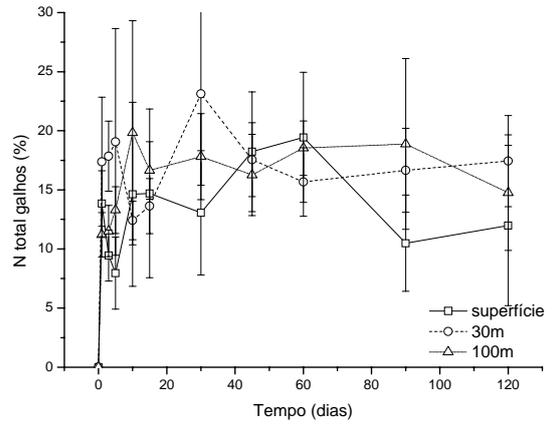
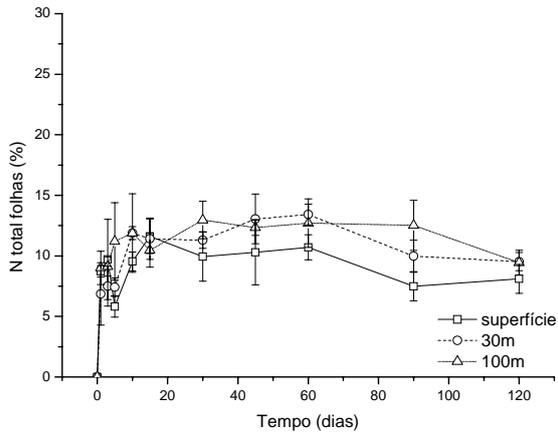


Figura 12: Variação temporal do Nitrogênio (N total, NOD e NI) da decomposição anaeróbica de folhas e galhos nas 3 profundidades (superfície, 30 m e 100 m).

Tabela 6: Parametrização cinética do nitrogênio da decomposição anaeróbica de folhas e galhos nas 3 profundidades (superfície, 30 m e 100 m).

Recurso	N total (%)	k_3 (dia^{-1})	r^2	NOD (%)	k_3 (dia^{-1})	r^2	NI (%)	k_3 (dia^{-1})	r^2
Folhas									
superfície	9,8	0,0012	0,74	7,2	0,0076	0,40	5,0	0,1445	0,44
30 m	10,5	0,0000	0,73	6,5	0,0039	0,24	6,4	0,1531	0,48
100 m	11,4	0,0000	0,88	8,0	0,0085	0,50	6,9	0,1443	0,48
Galhos									
superfície	13,6	0,0000	0,54	9,4	0,0027	0,45	6,9	0,1206	0,79
30 m	17,6	0,0003	0,73	13,5	0,0025	0,50	5,6	0,4061	0,60
100 m	16,3	0,0000	0,81	12,1	0,0036	0,74	7,6	0,1069	0,54

O valor de k_i considerado para o fósforo inorgânico foi de $1,5 \text{ dia}^{-1}$. O PI apresentou liberação logo no início da decomposição (figuras 13A e 13B). A liberação variou entre 39,2 e 45,9% da massa inicial de P para folhas e entre 31,4 e 46,5% para galhos (tabela 7). Não houve diferenças significativas para as 3 pressões (tabela 4).

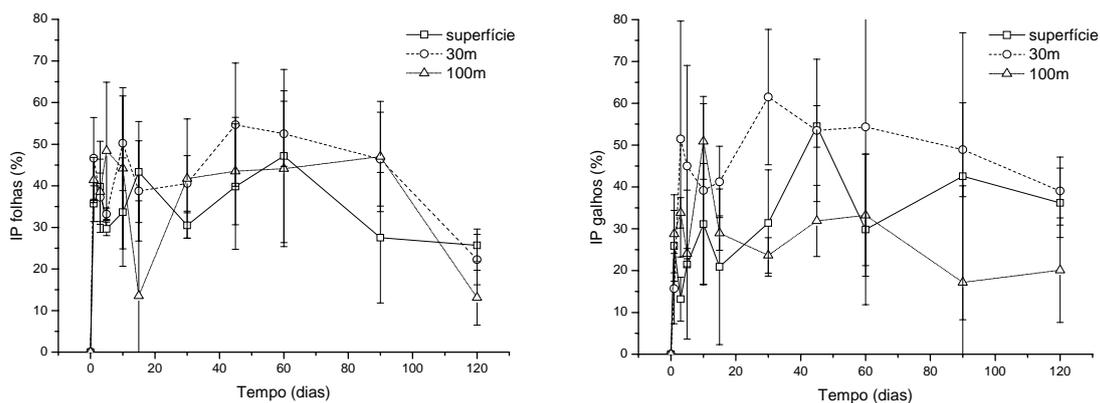


Figura 13: Variação temporal do PI da decomposição anaeróbica de folhas e galhos nas 3 profundidades (superfície, 30 m e 100 m).

Tabela 7: Parametrização cinética do PI da decomposição anaeróbica de folhas e galhos nas 3 profundidades (superfície, 30 m e 100 m).

Recurso	PI (%)	k_3 (dia ⁻¹)	r^2	Recurso	PI (%)	k_3 (dia ⁻¹)	r^2
<u>Folhas</u>				<u>Galhos</u>			
superfície	39,2	0,0023	0,73	superfície	31,4	0,0000	0,42
30 m	45,9	0,0017	0,62	30 m	46,5	0,0000	0,72
100 m	42,7	0,0030	0,48	100 m	35,6	0,0050	0,64

Os valores de condutividade elétrica apresentaram aumentos rápidos no início da decomposição, com estabilização a partir do 45° dia para folhas e do 15° dia para os galhos. Não houve diferenças significativas entre os valores de condutividade nas três profundidades, para os dois recursos (tabela 4). O valores de pH ficaram em torno de 5,0 para os dois recursos, nas simulação das três profundidades. Não houve diferenças significativas entre os valores de pH nas três profundidades, para os dois recursos (tabela 4). Os valores de temperatura (24 °C) e de pressão (6,89; 344,74 e 1034,21 KPa) praticamente não variaram ao longo da decomposição.

Influência da qualidade dos detritos

Como não foram observadas diferenças significativas entre as 3 pressões para os elementos estudados, foi feita a média dos resultados das 3 profundidades simuladas em cada dia amostrado para permitir a comparação entre a qualidade dos recursos (folhas e galhos) com um número amostral maior (n = 9).

O COP_R foi a fração predominante após 120 dias de incubação (figura 14A), ficando em 83,3% para folhas e 86,3% para galhos (tabela 8). Apesar da semelhança

entre os valores remanescentes de COP_R , houve diferenças significativas entre folhas e galhos (tabela 4), demonstrando que as folhas foram o recurso mais lábil em relação ao carbono. A respectiva liberação do COD (figura 14B), a partir do COP_{LS} , foi significativamente maior para folhas (tabela 4), com valor em torno de 9,9% e de 6,2% para galhos (tabela 8). O COD liberado pelos dois tipos de detritos não foi mineralizado (figura 14C), permanecendo acumulado na água ($k_3 = 0$) (tabela 8). Portanto, a formação do carbono mineralizado ocorreu apenas pelas vias metabólicas IN_1 e IN_3 , ou seja, pela mineralização do COP_{LS} , correspondendo ao COP_L e, pela mineralização do COP_R . Não houve diferenças significativas entre os recursos na formação do CM (tabela 4).

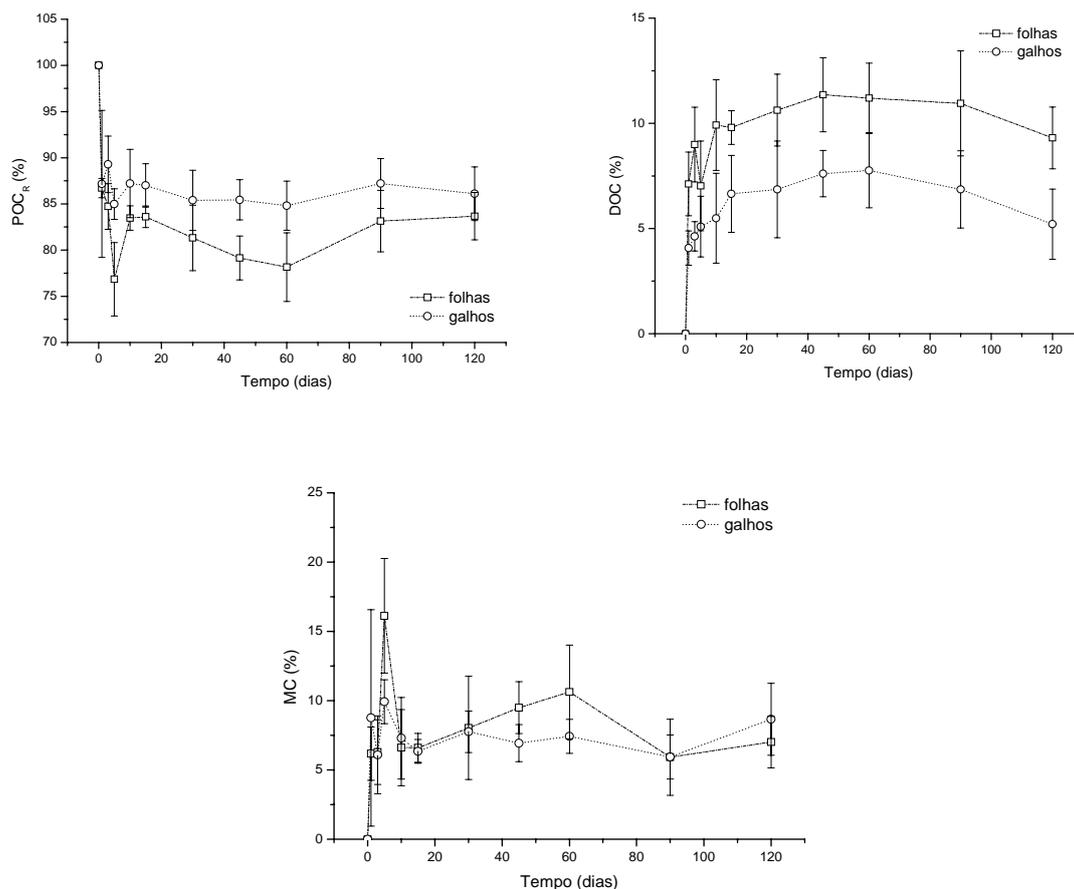


Figura 14: Variação temporal do Carbono (COP_R , COD e CM) da decomposição anaeróbica de folhas e galhos.

Tabela 8: Parametrização cinética do carbono da decomposição anaeróbica de folhas e galhos.

Recurso	COP _{LS} (%)	COP _L (%)	COD (%)	COP _R (%)	CM (%)	k _T (dia ⁻¹)	k ₃ (dia ⁻¹)	k ₄ (dia ⁻¹)	r ²
Folhas	16,7	6,8	9,9	83,3	9,2	1,5	0,0	0,00053	0,74
Galhos	13,3	7,1	6,2	86,3	7,9	1,5	0,0	0,00003	0,89

A massa de N total dissolvido na água (figura 15A) foi significativamente maior na decomposição de galhos (tabela 4), com valor de 10,5% da massa inicial de N (tabela 9). Os valores máximos foram atingidos praticamente no início da decomposição e mantiveram-se aproximadamente constantes após 120 dias (figura 15A). Do mesmo modo, a massa do NOD (figura 15B) também foi significativamente maior na decomposição de galhos (tabela 4), atingindo o valor de 7,4% da massa inicial de N para folhas e de 10,8% para os galhos (tabela 9). Não houve diferenças significativas entre os recursos na formação do NI (tabela 4). A maior parte do NI formado constituiu-se de amônio (NH₄⁺) (figura 15D).

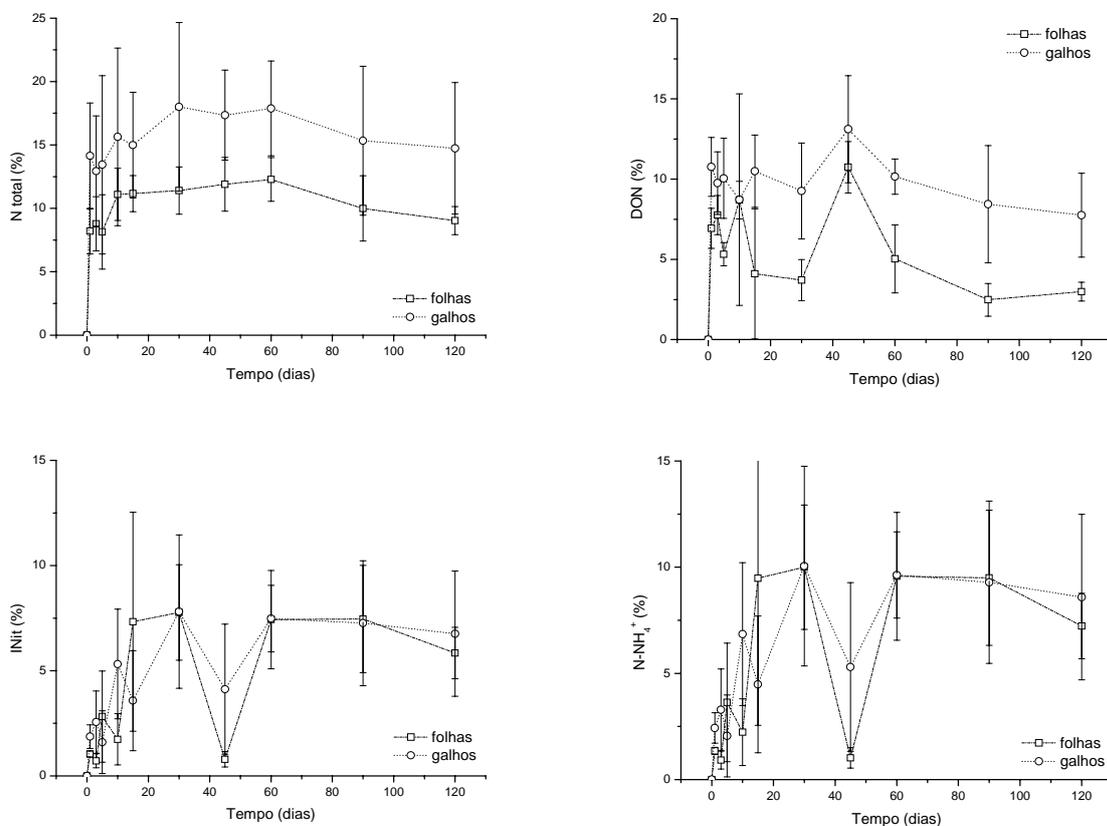


Figura 15: Variação temporal do Nitrogênio (N total, NOD, NI e N-NH₄⁺) da decomposição anaeróbica de folhas e galhos.

Tabela 9: Parametrização cinética do nitrogênio da decomposição anaeróbica de folhas e galhos.

Recurso	N total (%)	k ₃ (dia ⁻¹)	r ²	NOD (%)	k ₃ (dia ⁻¹)	r ²	NI (%)	k ₃ (dia ⁻¹)	r ²
Folhas	10,5	0,00003	0,85	7,4	0,00671	0,47	6,0	0,11988	0,55
Galhos	15,8	0,00000	0,88	10,8	0,00200	0,79	6,6	0,10877	0,76

A liberação de PI não apresentou diferenças significativas entre os recursos (tabela 4). A maior parte do PI foi liberada logo no início da decomposição (figura 16). A liberação foi de 42,8% da massa inicial de P para folhas e de 35,1% para galhos (tabela 10).

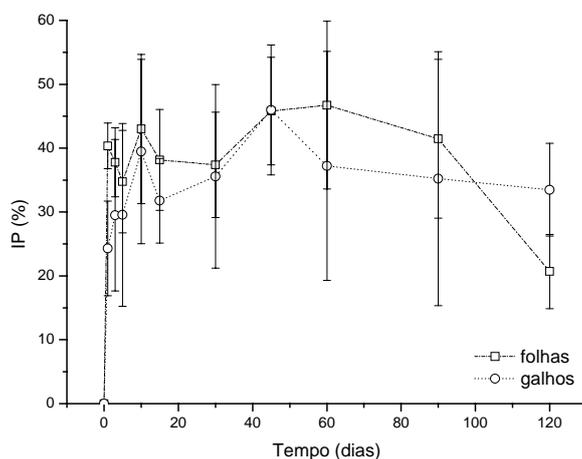


Figura 16: Variação temporal do PI da decomposição anaeróbica de folhas e galhos.

Tabela 10: Parametrização cinética do fósforo inorgânico (PI) da decomposição anaeróbica de folhas e galhos.

Recurso	PI (%)	k_3 (dia^{-1})	r^2
Folhas	42,8	0,00225	0,75
Galhos	35,1	0,00000	0,84

Os valores de condutividade apresentaram um aumento rápido no início da decomposição, com estabilização a partir do 45° dia para folhas e do 15° dia para os galhos. A decomposição das folhas apresentou valores de condutividade significativamente maiores que os de galhos (tabela 4). O valores de pH ficaram em torno de 5,0 para os dois recursos. Não houve diferenças significativas para os valores de pH entre os dois recursos (tabela 4).

5.5. Discussão

Influência da pressão sobre a decomposição

Não foram observados efeitos significativos da pressão hidrostática sobre a decomposição (tabela 4). Portanto, os resultados não suportaram a hipótese de que o aumento da pressão hidrostática diminui os coeficientes de decomposição anaeróbica do detrito da vegetação terrestre alagada em reservatórios artificiais de água, considerando as rotas metabólicas de mineralização do carbono, do nitrogênio e do fósforo. Diversos estudos mostraram os efeitos positivos ou negativos de fatores ambientais sobre os processos de decomposição, incluindo a temperatura (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2010; Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2008a; Santos *et al.*, 2009), oxigênio dissolvido (Bianchini Jr. *et al.*, 2002; Cunha-Santino & Bianchini Jr. 2006), pH (López-Archilla *et al.* 2001; Benner *et al.*, 1985) e a concentração de carbono e nutrientes dissolvidos (Marcé *et al.*, 2008, Xie *et al.*, 2004). Nesse estudo, ao longo de 120 dias, foram avaliados os efeitos da pressão sobre a decomposição, passando pelas fases de lixiviação e decomposição dos compostos lábeis, no começo do processo e, posteriormente, pela fase de decomposição dos compostos refratários, conforme o ajuste dos resultados ao modelo cinético de duplo-decaimento exponencial (figuras 11A e 11B). Portanto, os resultados deste estudo foram especialmente consistentes porque, ao contrário de outros fatores ambientais, mostraram claramente que não houve influência significativa da pressão hidrostática em nenhuma das fases da decomposição.

Na fase inicial, correspondente à uma queda rápida da massa inicial do COP_R (figuras 11A e 11B, tabela 5) e um rápido aumento da massa de COD (figuras 11C e 11D, tabela 5) a pressão hidrostática provavelmente poderia influenciar somente

fisicamente a lixiviação, com a ação de prensagem do detrito, forçando a liberação dos compostos solúveis, pois a comunidade bacteriana provavelmente não estaria convenientemente estruturada. Por outro lado, a decomposição está sujeita à maior influência das condições ambientais durante a decomposição das frações refratárias (Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2005), portanto, a pressão hidrostática poderia ter maior efeito nesta fase, causando a decomposição das frações refratárias de forma mais lenta nas maiores pressões. O decaimento da massa de COP_R foi caracteristicamente lento (figura 11A e 11 B), porém sem diferenças entre as pressões (tabela 4). Paralelamente, as demais frações consideradas permaneceram presentes na água e ocorreu a formação do NI (figuras 12E e 12F, tabela 6). A formação do NI somente durante a decomposição das frações refratárias, apesar do NOD (figuras 12C e 12D, tabela 6) estar disponível logo no início do processo, sugere que os microrganismos decompositores de nitrogênio se estabeleceram apenas nesta fase.

Em ambientes marinhos, diversos estudos demonstraram os efeitos da pressão hidrostática sobre o metabolismo bacteriano. As bactérias marinhas podem se aderir em agregados orgânicos (Simon *et al.*, 2002) e sofrer os efeitos do aumento da pressão hidrostática conforme os agregados afundam (Tamburini *et al.*, 2009). A resposta das bactérias à mudanças na pressão hidrostática parece ser análoga à resposta à mudanças induzidas pela temperatura. Altas pressões hidrostáticas podem causar a solidificação da membrana, do mesmo modo que as baixas temperaturas (Chong & Cossins, 1983; Kaneko *et al.*, 2000). Para manter o ponto ótimo de fluidez e funcionamento da membrana plasmática, conforme a temperatura e a pressão variam, as bactérias alteram a proporção de ácidos graxos saturados e insaturados na composição dos seus fosfolípidios. Os fosfolípidios contendo ácidos graxos insaturados têm o ponto de fusão mais baixo que os ácidos graxos saturados, portanto, com o aumento da pressão a

proporção de ácidos graxos insaturados na membrana aumenta, mantendo a sua fluidez (DeLong & Yayanos, 1985; Kamimura *et al.*, 1992). Apesar da capacidade de adaptação das bactérias à variação na pressão hidrostática para manter seu funcionamento ótimo, o seu metabolismo pode variar em função da pressão. Tamburini *et al.* (2003) observaram que as taxas metabólicas de mineralização da matéria orgânica obtidas de amostras incubadas sob as condições de pressão *in situ* (1000 a 2000 m de profundidade) no mar Mediterrâneo foram 4,53 vezes maiores que as incubações sob decompressão e que a eficiência de crescimento bacteriano (BGE) foi cerca de 20% menor nas amostras descomprimidas, demonstrando que as bactérias estavam adaptadas apenas a altas pressões e não a variações na pressão. Além disso, outros estudos demonstraram que as taxas metabólicas de bactérias marinhas diminuíram em amostras que foram descomprimidas, evidenciando o efeito inibitório causado pelo estresse fisiológico associado com a decompressão (Bianchi & Garcin, 1993; Poremba, 1994).

Uma hipótese é possível para explicar a ausência do efeito da pressão sobre a decomposição: As diferentes pressões hidrostáticas atuam sobre os microrganismos decompositores que, se adaptados a esta condições, não responderiam aos tratamentos de pressão estabelecidos. Nos ambientes marinhos, os efeitos da pressão sobre os microrganismos foram observados em profundidades maiores que 1000 m (Bianchi & Garcin, 1994; Bianchi *et al.*, 1998; Kaneko *et al.*, 2000; Sakiyama & Ohwada, 1998; Tamburini *et al.*, 2003). Nestes ambientes, possivelmente a pressão observada em 100 m de profundidade não representa uma condição ambiental estressante para os organismos. No entanto, os reservatórios artificiais de água no continente, mesmo com profundidades muito menores que aquelas encontradas em ambientes marinhos profundos, colocam os organismos aquáticos sob uma condição de pressão hidrostática

que não existia, o que poderia representar uma condição estressante à qual não teriam condições fisiológicas de se adaptarem.

Além disso, neste estudo a pressão hidrostática foi a única variável avaliada. Possivelmente, em combinação com outras variáveis ambientais a pressão possa representar um fator estressante. Por exemplo, Kaneko *et al.* (2000) observaram que a pressão hidrostática ótima para o crescimento de *Pseudomonas* sp. mudou para uma pressão maior com o aumento da temperatura. Bianchi *et al.*, (1998) observaram que nas regiões profundas no norte do Oceano Atlântico, devido à condição de oligotrofia, o consumo de glicose para a manutenção da viabilidade das bactérias foi maior do que a utilização para fins de crescimento.

Influência da qualidade do detrito sobre a decomposição

Segundo Bianchini Jr. & Cunha-Santino (2005), nas etapas iniciais dos processos de formação dos reservatórios artificiais, a incorporação da cobertura vegetal representa uma considerável fonte de detritos para esses sistemas. Diversos estudos estabeleceram amplamente que as características químicas e físicas da matéria orgânica influenciaram fortemente a estrutura e o funcionamento das redes tróficas microbiológicas lacustres (Tadonleké Dzatchou *et al.*, 2002; Paterson *et al.*, 1997). De acordo com Webster & Benfield (1986), a quantidade de tecidos estruturais influencia as taxas de decomposição. Os detritos de plantas lenhosas contêm mais tecidos estruturais e, portanto, decompõem mais lentamente do que o detrito de plantas herbáceas (Janssen & Walker, 1999; Enriquez *et al.*, 1993; Moran & Hodson, 1989). A decomposição também é mais lenta em espécies perenes (Morris & Lajtha, 1986). Da

mesma forma, em um levantamento de diversos estudos realizados com macrófitas aquáticas em vários tipos de ambientes, foi observado que as macrófitas aquáticas submersas apresentaram maiores constantes de decaimento ($k_T = 0,0473 \text{ dia}^{-1}$) que as macrófitas aquáticas flutuantes ($k_T = 0,0382 \text{ dia}^{-1}$) e estas maiores constantes de decaimento que as macrófitas aquáticas emersas ($k_T = 0,0083 \text{ dia}^{-1}$) (Chimney & Pietro, 2006). Nesse estudo foi observado que a perda de massa de COP_R das folhas foi significativamente maior que a de galhos (figura 14A; tabela 4). Estes resultados estão de acordo com os resultados observados em outros estudos com detritos de folhas e galhos realizados no laboratório e no campo (tabela 11), evidenciando que a quantidade de tecidos estruturais influencia a perda de massa do detrito durante a decomposição. No entanto, os valores de decaimento da massa de COP_R foram menores que os observados em outros estudos (tabela 8), sugerindo que os recursos vegetais utilizados neste estudo apresentaram mais compostos refratários ou que algum dos gêneros de plantas continha compostos alelopáticos.

Tabela 11: Comparação entre os coeficientes de decomposição em ambientes diferentes e no laboratório em vários estudos.

Substrato	O₂	k_T (dia⁻¹)	Ambiente	Referência
Folhas	-	0,00116	Microcosmos	Esse estudo
Galhos	-	0,00002	Microcosmos	Esse estudo
Folhas	-	0,00520	Microcosmos	Bitar <i>et al.</i> (2002)
Galhos	-	0,00190	Microcosmos	Bitar <i>et al.</i> (2002)
Folhas	-	0,00140	Microcosmos	MDK/CENCO/COPEL (1988)
Galhos	-	0,00060	Microcosmos	MDK/CENCO/COPEL (1988)
Folhas	+	0,01360	Microcosmos	FAI-UFSCar/CESP (1998)
Galhos	+	0,00120	Microcosmos	FAI-UFSCar/CESP (1998)
Folhas	+	0,00230	Microcosmos	MDK/CENCO/COPEL (1988)
Galhos	+	0,00020	Microcosmos	MDK/CENCO/COPEL (1988)
Folhas	+	0,25000	Pântano temperado	Moore <i>et al.</i> (2007)
Pecíolos	+	0,18000	Pântano temperado	Moore <i>et al.</i> (2007)

Na formação de reservatório, concomitantemente à perda de massa dos detritos remanescentes ocorre a liberação intensa de substâncias solúveis (minerais e orgânicas) provenientes do processo de decomposição da vegetação nativa (rasteira e arbórea) da área de inundação durante a fase de enchimento (Boulding & Baldwin, 2009; Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2005; Geraldine & Boavida, 1999), caracterizando o processo temporário de eutrofização. No experimento realizado, a lixiviação de substâncias solúveis como um todo ocorreu no início da decomposição e a contribuição do detrito de folhas foi mais importante, conforme evidenciado pelos valores de condutividade elétrica que aumentaram no início do processo e posteriormente mantiveram-se praticamente constantes para os dois recursos e foram significativamente maiores na decomposição de folhas (tabela 4).

Em relação ao carbono, a liberação de COD ocorreu principalmente no início do experimento e praticamente permaneceu constante posteriormente (figura 14B) e foi significativamente maior na decomposição de folhas (tabela 8). Nos reservatórios, a liberação do carbono orgânico na água pode ter duas principais conseqüências. Na fase de lixiviação intensa, pode gerar grandes demandas de oxigênio, levando à condição de anoxia (Figueiredo e Bianchini Jr., 2008; Bianchini Jr. & Cunha-Santino, 2005; Scharf, 2002). Posteriormente, na fase de decomposição das substâncias refratárias, até 60% do COD é composto por substâncias húmicas. (Thurman, 1985). Embora as substâncias húmicas sejam consideradas como inertes à degradação bacteriana, uma fração pode estar disponível como substrato bacteriano (Coates *et al.*, 2002; Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2002) sendo consumido lentamente (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2008b). Desta forma, a massa de COD (figura 14B) nesse experimento provavelmente correspondeu principalmente a substâncias húmicas que não foram mineralizadas ($k_3 = 0$, tabela 8), demonstrando que a 2ª rota de mineralização do carbono não ocorreu.

O elevado percentual de COP_R remanescente para os dois tipos de detritos e seus baixos coeficientes de decaimento (k_4 próximo de 0, tabela 8) demonstraram que a maior parte do detrito foi decomposta lentamente através da 3ª rota de mineralização, gerando pouco CM (figura 14C). Por ser um processo lento, em longo prazo a rota de mineralização do COP_R é a preponderante no metabolismo do reservatório. Campo e Sancholuz (1998) mostraram que 40% da biomassa de madeira foram decompostos nos primeiros 10 anos após o enchimento e que a quantidade de carbono liberado pelas folhas foi menos de um terço da liberada pela madeira, em reservatórios do Rio Negro, no Uruguai, sugerindo que a decomposição da madeira pode ser importante para o metabolismo do ambiente aquático.

Em relação ao nitrogênio, as liberações de N total e NOD (figura 15A e 15B, tabela 9) foram maiores na decomposição de galhos (tabela 4). No entanto, a maior quantidade de NOD dos galhos não significou maior formação de NI (figura 15C). Assim sendo, pode-se inferir que o NOD liberado pelo detrito de folhas foi mais lábil porque, mesmo em menor quantidade, apresentou quantidades semelhantes de IN formado. Para os dois recursos, o NI formado correspondeu quase totalmente ao NH₄⁺ (figura 15D). O NH₄⁺ pode ter efeitos tóxicos sobre a biota aquática (Prenter *et al.*, 2004; Sarma *et al.*, 2003; Camargo & Alonso, 2006), tendo, portanto, conseqüências ecológicas negativas em um reservatório. A liberação de PI não apresentou diferença significativa entre folhas e galhos (tabela 4). Entretanto, a liberação de fósforo do detrito foi proporcionalmente maior que a de carbono e nitrogênio, chegando a 42,8 % nas folhas e 35,1 % nos galhos (tabela 10). O fósforo é o principal nutriente limitante da produtividade primária e microbiana nos ecossistemas de água doce e o maior responsável pelo processo de eutrofização (Schindler, 1977; Wetzel, 2001). Portanto,

esta contribuição elevada de fósforo pode ser determinante na eutrofização temporária do novo reservatório.

A diferença estrutural (*i.e.* composição química) entre folhas e galhos pode ter implicações importantes para o metabolismo do novo reservatório. Apesar da biomassa de folhas em florestas tropicais e temperadas ser muito menor que a de partes lenhosas (Delitti & Burger, 2000; Smithwick *et al.*, 2002; Hart *et al.*, 2003), a maior contribuição de COD do detrito de folhas pode ser determinante no estabelecimento de condições anóxicas e na formação de substâncias húmicas durante a fase de enchimento do reservatório. A diferença entre os detritos de folhas e galhos em relação à liberação de carbono e de nitrogênio, quando são decompostos separadamente, sugere que a mistura dos detritos, da forma como ocorre nos reservatórios, pode alterar os coeficientes de decaimento, apresentando um efeito sinérgico positivo ou negativo sobre a decomposição. Alguns estudos abordaram o efeito sinérgico da mistura de detritos de diferentes espécies de plantas sobre a decomposição; porém, nenhum padrão claro foi encontrado (Lecerf *et al.*, 2007; Moretti *et al.*, 2007). Outros estudos observaram a influência da limitação de carbono e nutrientes (nitrogênio e fósforo) sobre os processos de decomposição e o crescimento bacteriano em ambientes aquáticos. Uma revisão de dados de sistemas límnicos concluiu que a limitação por fósforo ocorreu em 86 % dos casos e a limitação por carbono e nitrogênio foi observada em 15 e 20 % dos casos testados, respectivamente (Vadstein, 2000). Além disso, pode ocorrer a limitação simultânea por carbono e nutrientes (Sundareshwar *et al.*, 2003; Carlsson & Caron, 2001). Neste estudo, a liberação de COD principalmente pelas folhas e de NOD pelos galhos no início do processo de decomposição, bem como de fósforo pelos dois recursos, permite inferir que, no caso de reservatórios recém-formados, não ocorre limitação por nutrientes. No entanto, posteriormente restará principalmente o detrito de

galhos, podendo ocorrer limitação por carbono e nutrientes, alterando a ciclagem de nutrientes. Por exemplo, Sundareshwar *et al.* (2003) demonstraram que a limitação do crescimento microbiano por fósforo alterou a transformação e a disponibilidade de nitrogênio, que por sua vez influenciou a fixação, estocagem e a liberação do carbono em uma área alagada costeira.

5.6. Conclusões

Nesse estudo mostrou-se que a pressão não influenciou a decomposição dos detritos de folhas e galhos, considerando as rotas metabólicas de mineralização do carbono, do nitrogênio e do fósforo. Possivelmente os microrganismos decompositores se adaptaram às novas condições de pressão ou estas condições não foram estressantes. Em adição, os detritos de folhas e galhos contribuíram de forma diferente para o aporte de carbono e nitrogênio para a água e liberaram o fósforo de forma semelhante. No início as folhas liberaram mais COD que os galhos e estes liberaram maior quantidade de N total e NOD. Posteriormente, as concentrações mantiveram-se constantes e as diferenças foram mantidas. Essa diferença entre os detritos permite inferir que pode haver um efeito sinérgico dos detritos quando são decompostos em conjunto, como ocorre nos reservatórios.

5.7. Referências bibliográficas

Allen, S.E., Grimshaw, H.M., Parkinson, J.A., Quarmby, C., 1974. Chemical analysis of ecological material. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

ANEEL, 2008. Banco de Informação de Geração. <http://www.aneel.gov.br>.

Baxter, R. M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 8, 255-283.

Benner, R., Moran, M. A., Hodson, R. E., 1985. Effects of pH and plant source on lignocellulose biodegradation rates in two wetland ecosystems, the Okefenokee Swamp and a Georgia salt marsh. *Limnol. Oceanogr.* 30, 489-99.

Bertoni, R., Callieri, C., Balseiro, E., Modenutti, B., 2008. Susceptibility of bacterioplankton to nutrient enrichment of oligotrophic and ultraoligotrophic lake waters. *J. Limnol.* 67, 120-127.

Bianchi, A., Garcin, J., 1993. In stratified waters the metabolic rate of deep-sea bacteria decreases with decompression. *Deep Sea Res.* 40, 1703-1710.

Bianchi, A., Garcin, J., 1994. Bacterial response to hydrostatic pressure in seawater samples collected in mixed-water and stratified-water conditions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 111, 137-141.

Bianchi, A., Wambeke, F. V., Garcin, J., 1998. Bacterial utilization of glucose in the water column eutrophic to oligotrophic pelagic areas in the eastern Atlantic Ocean. J. Mar. Syst. 14, 45-55.

Bianchini Jr., I., Cunha-Santino, M B., 2005. The decomposition of drowned biomass during filling of reservoirs. In: Santos, M. A., Rosa, L. P. (Orgs.), Global warming and hydroelectric reservoirs. 1ed. COPPE/UFRJ - Eletrobrás, v. 1, Rio de Janeiro:, pp. 55-66.

Bianchini Jr., I., Pacobahyba, L. D., Cunha-Santino, M. B., 2002. Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. Acta Limnol. Bras. 14, 27-34.

Bianchini Jr., I., 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: Thomaz, S. M., Bini, L. M. (Eds.), Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. EDUEM, Maringá, pp. 85-126.

Bonadiman, H., 2005. Hidrostática e calor. 4ª ED. Unijuí, Ijuí. 293PP.

Bitar, A. L., Antonio, R. M., Bianchini Jr., I., 2002. Degradação anaeróbia de folhas e galhos, cascas e serapilheira. Acta Limnol. Bras. 14, 17-26.

Boulding, A., Baldwin, D. S., 2009. Assessing the impacts and potential control of terrestrial plant colonization of a reservoir bed during an extreme drawdown event. Lakes & Reserv.: Res. and Manag. 14, 21-30.

Camargo, J.A., Alonso, A., 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environ. Int.* 32, 831-849.

Campo, J., Sancholuz, L., 1998. Biogeochemical impacts of submerging forests through large dams in the Rio Negro, Uruguay. *J. Environ. Manag.* 54, 59-66.

Carlsson, P. Caron, D.A., 2001. Seasonal variation of phosphorus limitation of bacterial growth in a small lake. *Limnol. Oceanogr.* 46, 108-120.

Chimney, M.J.; Pietro, K.C., 2006. Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in south Florida (USA). *Ecol. Eng.* 27, 301-321.

Chong, P.L.G., Cossins, A.R., 1983. A differential polarized phase fluorometric study of the effects of high hydrostatic pressure upon the fluidity of cellular membranes. *Biochem.* 22, 409-415.

Coates, J.D., Cole, K.A., Chakraborty, R., O'Connor, S.M., Achenbach, L.A., 2002. Diversity and ubiquity of bacteria capable of utilizing humic substances as electron donors for anaerobic respiration. *Appl. Environm. Microbiol.* 68, 2445-2452.

Correll, D. L., 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *J. Environ. Qual.* 27, 261-266.

Cunha-Santino, M.B., Bianchini Jr., I., 2002. Humic substance mineralisation from a tropical oxbow lake (São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia* 236, 34-44.

Cunha-Santino, M.B., Bianchini Jr., I., 2006. The aerobic and anaerobic decomposition of *Typha domingensis* Pers. *Acta Limnol. Bras.* 18, 321-334.

Cunha-Santino, M.B., Bianchini Jr., I., 2008a. Carbon cycling potential from *Utricularia breviscapa* decomposition in a tropical oxbow lake (São Paulo, Brazil). *Ecol. Model.* 218, 375-382.

Cunha-Santino, M.B., Bianchini Jr., I., 2008b. Humic substances cycling in a tropical oxbow lagoon (São Paulo, Brazil). *Org. Geochem.* 39, 157-166.

Cunha-Santino, M B., Bianchini Jr., I., 2010. Q_{10} of heterotrophic activity during aerobic decomposition of *Utricularia breviscapa* and its effect on carbon cycling in a tropical lagoon. *Braz. J. Biol.* 70, 317-324.

Delitti, W. B. C., Burger, D. M., 2000. Carbon and mineral nutrient pools in a gallery forest at Mogi Guaçu River, Southeast Brazil. *Ann. For. Sci.* 57, 39-47.

DeLong, E.F., Yayanos, A.A., 1985. Adaptation of the membrane lipids of a deep-sea bacterium to changes in hydrostatic pressure. *Sci.* 228, 1101-1103.

Downing, J. A., Prairie, Y. T., Cole, J. J., Duarte, C. M., Tranvik, L. J., Striegl, R. G., McDowell, W. H., Kortelainen, P., Caraco, N. F., Melack, J. M., Middelburg, J. J.,

2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnol. Oceanogr.* 51, 2388-2397.

Elser, J. J., Fagan, W. F., Denno, R. F., Dobberfuhl, D. R., Folarin, A., Huberty, A., Interlandi, S., Kilham, S. S., McCauley, E., Schulz, K. L., Siemann, E. H., Sterner, R. W., 2000. Nutritional constraints in terrestrial and freshwater foodwebs. *Nat.* 408, 578-580.

Elser, J. J., Urabe, J., 1999. The stoichiometry of consumer-driven nutrient cycling: theory, observations, and consequences. *Ecol.* 80, 735-751.

Enriquez, E., Duarte, C. M., Sand-Jensen, K., 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. *Oecol.* 94, 457-471.

FAI-UFSCar/CESP, 1998. Projeto básico ambiental, complexo hidrelétrico Canoas. Subprograma: Modelagem matemática - I Ensaio de degradação da fitomassa. FAI-UFSCar/CESP, São Carlos.

Fassbender, H.W., 1973. Simulate P-Bestimmung in N-Kjeldahl Ausfischlung von Bodenproben. *Die Phosphorsäure* 30, 44-53.

Figueiredo, D.M., Bianchini-Jr., I., 2008. Limnological patterns of the filling and stabilization phases in the Manso multiple-use reservoir (MT). *Acta Limnol. Bras.* 20, 277-290.

FURNAS, 2010. Negócios/Novos projetos.
http://www.furnas.com.br/negocios_novos_projetos2.asp.

Gall, A.R., Poulin, M., Debroas, D., Flipo, N., 2009. A physical-microbial food web coupled model to study the evolution of the ecological functioning of a new reservoir after its flooding (Sep, Puy de Dôme). *Ecol. Model.* 220, 841-856.

Geraldes, A. M., Boavida, M. J., 1999. Limnological comparison of a new reservoir with one almost 40 years old which had been totally emptied and refilled. *Lakes & Reserv.: Res. and Manag.* 4, 15-22.

Goldyn R.; Joniak T.; Kowalczywska-Madura K.; Kozak A., 2003. Trophic state of a lowland reservoir during 10 years after restoration. *Hydrobiologia* 506-509, 759-765.

Hart, P. B. S., Clinton, P. W., Allen, R. B., Nordmeyer, A. H., Evans, G., 2003. Biomass and macro-nutrients (above- and below-ground) in a New Zealand beech (*Nothofagus*) forest ecosystem: implications for carbon storage and sustainable forest management. *For. Ecol. Manag.* 174, 281-294.

Hecky, R. E., Campbell, P., Hendzel, L. L., 1993. The stoichiometry of carbon, nitrogen, and phosphorus in particulate matter of lakes and oceans. *Limnol. Oceanog.* 38, 709-724.

Hellström, T. 1996. An empirical study of nitrogen dynamics in lakes. *Wat. Environ. Res.* 68, 55-65.

Janssen, M.A., Walker, K.F., 1999. Processing of riparian and wetland plant litter in the River Murray, South Australia. *Hydrobiologia* 411, 53-64.

Kamimura, K., Fuse, H., Takimura, O., Yamaoka, Y., Ohwada, K., Hashimoto, J., 1992. Pressure-induced alteration in fatty acid composition of barotolerant deep-sea bacterium. *J. Oceanogr.* 48, 93-104.

Kaneko, H., Takami, H., Inoue, A., Horikoshi, K., 2000. Effects of hydrostatic pressure and temperature on growth and lipid composition of the inner membrane of barotolerant *Pseudomonas* sp. BT1 isolated from the deep-sea. *Biosci. Biotechnol. Biochem.* 64, 72-79.

Lecerf, A., Risnoveanu, G., Popescu, C., Gessner, M.O., Chauvet, E., 2007. Decomposition of diverse litter mixtures in streams. *Ecol.* 88, 219-227.

López-Archilla, A.I., Marin, I., Amils, R., 2001. Microbial community composition and ecology of an acidic aquatic environment: the Tinto River, Spain. *Microb. Ecol.*, 41:20-35.

Marcé, R., Moreno-Ostos, E., López, P., Armengol, J., 2008. The role of allochthonous inputs of dissolved organic carbon on the hypolimnetic oxygen content of reservoirs. *Ecosyst.* 11, 1035 -1053.

MDK/CENCO/COPEL, 1988. Usina hidrelétrica de Segredo - Programa de caracterização da área diretamente afetada/inundação da vegetação. MDK/CENCO/COPEL, Curitiba.

Moore, T.R., Bubier, J.L., Bledzki, L., 2007. Litter decomposition in temperate peatland ecosystems: the effect of substrate and site. *Ecosyst.*, 10, 949-963.

Moran, M., Hodson, R.E., 1989. Bacterial secondary production on vascular plant detritus: relationships to detritus composition and degradation rate. *Appl. Environ. Microbiol.* 55, 2178-2189.

Moretti, M.; Gonçalves, J.F., Jr., Callisto, M., 2007. Leaf breakdown in two tropical streams: differences between single and mixed species packs. *Limnol.* 37, 250-258.

Morris, J.T., Lajtha, K., 1986. Decomposition and nutrient dynamics of litter from four species of freshwater emergent macrophytes. *Hydrobiologia* 131, 215-223.

Paterson, M.J., Findlay, D., Beaty, K., Findlay, W., Schindler, E.U., Stainton, M., McCullough, G., 1997. Changes in the planktonic food web of a new experimental reservoir. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 1088-1102.

Poremba, K., 1994. Impact of pressure on bacterial activity in water columns situated at the European continental margin. *Neth. J. Sea Res.* 33, 29-35.

Prenter, J., MacNeil, C., Dick, J.T.A., Riddell, G.E., Dunn, A.M., 2004. Lethal and sublethal toxicity of ammonia to native, invasive, and parasitised freshwater amphipods. *Wat. Res.* 38, 2847-2850.

Press, W.H., Teukolsky, S.A., Vetterling, W.T., Flannery, B.P., 1993. *Numerical recipes in C: the art of scientific computing*. Cambridge Univ. Press., New York.

Sakiyama, T., Ohwada, K., 1998. Effect of hydrostatic pressure on the growth of deep-sea bacterial communities. *Proc. NIPR Symp. Polar Biol.* 11, 1-7.

Santos, M. G., Cunha-Santino, M.B., Bianchini Jr., I., 2009. Aerobic decomposition of *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. regulated by chemical composition of detritus and temperature. *Acta Limnol. Bras.* 21, 269-276.

Sarma, S.S.S., Mangas-Ramírez, E., Nandini, S., 2003. Effect of ammonia toxicity on the competition among three species of cladocerans (Crustacea:Cladocera). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 55, 227-235.

Scharf, W., 2002. Refilling, aging and water quality management of Brucher Reservoir. *Lakes Reserv.: Res. Manag.* 7, 13-23.

Schindler, D. W., 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Sci.* 195, 260-262.

Simon, M., Grossart, H.P., Schweitzer, B., Ploug, H., 2002. Microbial ecology of organic aggregates in aquatic ecosystems. *Aquat. Microb. Ecol.* 28, 175-211.

Smith, D. W., 1991. Water quality changes and clearing requirements for impoundments in Arctic and subarctic regions. *Progr. Wat. Technol.* 12, 713-733.

Smithwick, E. A. H., Harmon, M. E., Remillard, S. M., Acker, S. A., Franklin, J. F., 2002. Potential upper bounds of carbon stores in forests of the Pacific Northwest. *Ecol. Applic.* 12, 1303-1317.

Straškraba, M., Tundisi, J. G., Duncan, A., 1993. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. *Devel. Hydrobiologia* 77, 213-288.

Sundareshwar, P.V.J., Morris, T., Koepfler, E.K., Fornwalt, B., 2003. Phosphorus limitation of coastal ecosystem processes. *Sci.* 299, 563-565.

Tadonleké Dzatchou, R., Jugnia, L.B., Sime Ngando, T., Devaux, J., 2002. Food web structure in the recently flooded Sep Reservoir as inferred from phytoplankton population dynamics and living microbial biomass. *Microb. Ecol.* 43, 67 - 81.

Tamburini, C., Garcin, J., Bianchi, A., 2003. Role of deep-sea bacteria in organic matter mineralization and adaptation to hydrostatic pressure conditions in the NW Mediterranean Sea. *Aquat. Microb. Ecol.* 32, 209 - 218.

Tamburini, C., Goutx, M., Guigue, C., Garel, M., Lefèvre, D., Charrière, B., Sempéré, R., Pepa, S., Peterson, M.L., Wakeham, S., Lee, C., 2009. Effects of hydrostatic pressure on microbial alteration of sinking fecal pellets. *Deep-Sea Res. II* 56, 1533 - 1546.

Thurman, E.M., 1985. *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Nijhoff/Junk Po, Netherlands.

Vadstein, O., 2000. Heterotrophic, planktonic bacteria and cycling of phosphorus. Phosphorus requirements, competitive ability and food web interaction. *Adv. Microb. Ecol.* 16, 115-167.

Vrede, K., 1996. Regulation of bacterioplankton production and biomass in an oligotrophic clearwater lake - the importance of the phytoplankton community. *J. Plank. Res.*, 18, 1009-1032.

Webster, J. R., Benfield, E. F., 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17, 567-594.

Wetzel, R. G., 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press, San Diego.

Xie, Y., Qin, H., Yu, D., 2004. Nutrient limitation to the decomposition of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Hydrobiologia* 529, 105-112.

6. Capítulo 6: Discussão geral

As principais bacias hidrográficas do Sul e do Sudeste do Brasil foram reguladas pela construção de inúmeros reservatórios para a geração de energia elétrica, o que se constituiu em um significativo impacto na qualidade e na quantidade das águas dos rios dessas bacias hidrográficas, mas ao mesmo tempo suportou o desenvolvimento econômico e o progresso da infra-estrutura, principalmente nessas regiões (Tundisi *et al.*, 2006). A deterioração da qualidade das águas armazenadas em reservatórios pode ocorrer a partir de elementos orgânicos e inorgânicos conservados na área inundada ou introduzidos durante e após a inundação (*e.g.* decomposição da matéria orgânica e dissolução de elementos nutrientes), bem como através da introdução de substâncias tóxicas ou organolépticas e seres patogênicos pelos efluentes domésticos e industriais (Branco & Rocha, 1977). Sperling (1998) salienta que a qualidade de água é resultante dos inúmeros processos que ocorrem na bacia de drenagem do corpo hídrico e que os organismos aquáticos, em sua atividade metabólica, não só recebem influência do meio, como também provocam alterações físico-químicas na água.

Atualmente, diversos projetos de formação de usinas hidrelétricas estão em andamento ou em fase de estudos (FURNAS, 2010). Estes novos projetos devem ser elaborados considerando a formação do reservatório de modo ambientalmente correto, de acordo com a legislação. Algumas das ferramentas utilizadas para elaborar os projetos permitindo a previsão da qualidade da água no futuro reservatório são a modelagem matemática e as abordagens experimentais. Assim sendo, esse estudo simulou algumas condições existentes em reservatórios artificiais, tais como a disponibilidade de oxigênio dissolvido, a velocidade de correnteza e a pressão

hidrostática. Além disso, a qualidade dos recursos vegetais alagados (compostos lábeis e refratários) também foi abordada.

Dentre as variáveis estudadas, a disponibilidade de oxigênio dissolvido foi uma das mais estudadas. Nossos resultados estão de acordo com a maioria dos estudos que abordaram esta variável. De modo geral, a decomposição em condição aeróbica é mais rápida que em condição anaeróbica. Nesse estudo mostrou-se que durante a fase de lixiviação não houve diferenças entre as condições aeróbica e anaeróbica. De acordo com Bianchini Jr. e Cunha-Santino (2011), a fase inicial da decomposição está relacionada principalmente com a qualidade dos detritos e não com as condições ambientais do meio. Após a fase de lixiviação, observamos que os coeficientes de decomposição aeróbica dos detritos de folhas e galhos foram maiores que na condição anaeróbica, indicando maior velocidade de decomposição nessa condição. Entre os recursos, os coeficientes foram maiores na decomposição das folhas. Estes resultados estão de acordo com o observado por Antonio *et al.* (1999), estudando a decomposição aeróbica de detritos de vegetação terrestre para a formação da usina hidrelétrica Tijuco Alto (Ribeira, SP), observaram que 61,2 e 37,0 % do carbono contido nas folhas e galhos foram mineralizados, respectivamente. Como consequência para um reservatório em formação, que pode apresentar um hipolímnio anóxico devido ao alagamento da vegetação terrestre, ocorre a decomposição lenta do detrito, com a formação de compostos reduzidos tóxicos para muitos organismos da biota aquática. Apenas a região do epilímnio, onde uma pequena parte da vegetação alagada estará presente, terá uma decomposição mais rápida e sem prejuízos para os organismos aquáticos. Entretanto, é necessário considerar o tempo de residência da água e a quantidade de fitomassa presente na bacia de inundação. Nos reservatórios com tempo de residência baixo e a quantidade de fitomassa pequena, o estabelecimento da condição anóxica pode não

ocorrer ou ser de tempo reduzido, causando, eventualmente, menores prejuízos sobre a biota.

Os estudos relacionados com a velocidade de corrente foram realizados principalmente em estudos *in situ* em riachos. Um estudo a respeito da influência da correnteza sobre a decomposição de recursos vegetais terrestres alagados e sua consequência para a formação de reservatórios ainda não havia sido conduzido. Neste estudo foi observado que a velocidade de corrente mantida constante e em fluxo laminar constituiu-se em abrasão física sobre os detritos em pequenas variações de velocidade. A maior influência da abrasão física da água foi sobre as folhas, que é um detrito mais frágil estruturalmente. No caso dos detritos de galhos, também ocorreu a influência da abrasão física, mas apenas na velocidade mais elevada (10 cm s^{-1}). Quando o recurso vegetal em decomposição está em um rio ou riacho afluente de um reservatório, a consequência provavelmente é um aumento do aporte de matéria orgânica dissolvida originada destes detritos. Nesse caso, o detrito de folhas será relativamente o maior fornecedor de matéria orgânica para o reservatório que o detrito de galhos. No caso de eventos hidrológicos, tais como chuvas fortes, os detritos de galhos poderão ganhar importância relativa como fornecedor de matéria orgânica.

Outro aspecto interessante observado nesse estudo foi que parte do detrito que em água parada se comportou como refratário, tornou-se solúvel na correnteza. Este resultado abriu um precedente na divisão da qualidade dos detritos entre lábil/solúvel e refratário, sendo possível o material refratário tornar-se solúvel, dependendo da velocidade de corrente.

Os estudos relacionados com a influência da pressão hidrostática sobre a decomposição ou sobre a fisiologia de microrganismos foram realizados em ambientes marinhos. Este estudo foi o primeiro estudo simulando ambientes aquáticos

continentais. Nos ambientes marinhos, a variação de pressão é muito maior que em um ambiente aquático continental devido à maior profundidade encontrada. Por conta disso, é possível encontrar microrganismos adaptados à variação da pressão. No caso da formação de um reservatório, os microrganismos encontrados são terrestres que vivem no solo ou na vegetação e, portanto, não estariam adaptados à pressão hidrostática. Dessa forma, o efeito esperado da pressão sobre a decomposição seria a diminuição dos valores dos coeficientes de decomposição devido ao estresse que a pressão poderia causar aos microrganismos decompositores. No entanto, a pressão não apresentou influência sobre o processo de decomposição dos detritos de folhas e galhos nas pressões hidrostáticas simuladas (6,89 KPa, equivalente à superfície; 344,74 KPa, equivalente à 30 m de profundidade e 1034,21 KPa, equivalente à 100 m de profundidade). Uma hipótese é possível para explicar a ausência do efeito da pressão sobre a decomposição: As diferentes pressões hidrostáticas atuam sobre os microrganismos decompositores que, se adaptados a esta condições, não responderiam aos tratamentos de pressão estabelecidos.

A qualidade dos detritos (quantidade de material lábil e/ou solúvel e refratário presente nos detritos) foi uma variável determinante da influência das variáveis ambientais sobre o processo de decomposição. Por exemplo, o maior consumo de oxigênio dissolvido e a maior ação da abrasão da água ocorreram sobre o detrito de folhas, que caracteristicamente apresenta maior quantidade de compostos lábeis e/ou solúveis que o detrito de galhos. Desta forma, é possível concluir que a ação das variáveis ambientais selecionadas (disponibilidade de oxigênio e velocidade da água) depende da qualidade do detrito.

A influência de cada variável estudada neste trabalho foi avaliada isoladamente em experimentos independentes. Entretanto, durante a formação de um reservatório, as

mesmas variáveis estarão atuando em conjunto. Possivelmente, uma das variáveis que não apresentou efeito sobre o processo de decomposição poderia, em conjunto com outra, apresentar um efeito. Por exemplo, Kaneko *et al.* (2000) observaram que a pressão hidrostática ótima para o crescimento de *Pseudomonas* sp. mudou para uma pressão maior com o aumento da temperatura. Portanto, a pressão hidrostática em conjunto com a velocidade de corrente poderia apresentar influência sobre o processo de decomposição. Experimentos que combinem tais variáveis em laboratório seriam de grande dificuldade, pois exigiriam um aparato experimental muito sofisticado. Por outro lado, experimentos realizados *in situ* apresentam a variação natural do ambiente, dificultando a precisão e a capacidade de preditiva dos resultados. Devido a isso, o desenvolvimento de programas de modelagem matemática que combinem as variações possíveis, a partir de resultados obtidos em laboratório, é muito importante para a previsibilidade dos estudos desta natureza.

6.1. Referências Bibliográficas

Antonio, R.M., Bitar, A.L., Bianchini Jr., I., 1999. Consumo de oxigênio na mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira. *Acta Limnol. Bras.* 11, 65 - 78.

Bianchini Jr., I., Cunha-Santino, M.B., 2011. Model parameterization for aerobic decomposition of plant resources drowned during man-made lakes formation. *Ecol. Model.* 222, 1263-1271.

Branco, S.M., Rocha, A.A., 1977. *Poluição, proteção e usos múltiplos de represas*. São Paulo, Editora Edgar Blücher. 185 pp.

FURNAS, 2010. Negócios/Novos projetos.
http://www.furnas.com.br/negocios_novos_projetos2.asp.

Kaneko, H., Takami, H., Inoue, A., Horikoshi, K., 2000. Effects of hydrostatic pressure and temperature on growth and lipid composition of the inner membrane of barotolerant *Pseudomonas* sp. BT1 isolated from the deep-sea. *Biosci. Biotechnol. Biochem.* 64, 72-79.

Sperling, E.V., 1998. Qualidade da água em atividades de mineração. In: Dias, L.E., Mello, J.W.V. (Eds.). *Recuperação de áreas degradadas*. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

Tundisi, J. G. *et al.*, 2006. Eutrofização na América do Sul: causas, conseqüências e tecnologias para gerenciamento e controle. s. l.: IIE, IIEGA, Eutrosul, 2006. 532p.

7. Conclusões gerais

Com base nos procedimentos experimentais adotados, concluiu-se que:

- Os compostos lábeis dos detritos de folhas consumiram mais oxigênio dissolvido no estágio inicial da decomposição, devido a maior fragilidade e maior quantidade de COD;
- O consumo de oxigênio variou durante a decomposição do lixiviado dos detritos, indicando que a composição do COD foi heterogênea;
- A perda de massa dos detritos na condição aeróbia foi maior que na condição anaeróbia para os dois recursos estudados (folhas e galhos).
- A velocidade de corrente incrementou a perda de massa dos detritos de folhas e galhos pelo seu efeito abrasivo. A perda de massa foi maior no detrito de folhas, devido a maior fragilidade e maior razão entre a área de superfície e o volume;
- A pressão hidrostática (equivalente a 30 e 100 m de profundidade) não influenciou a decomposição dos detritos de folhas e galhos.
- A qualidade do detrito foi um fator determinante da ação das variáveis ambientais estudadas (disponibilidade de oxigênio dissolvido e velocidade da correnteza) sobre o processo de decomposição.