

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

Decomposição aeróbia e anaeróbia *in vitro* de *Egeria densa* Planch. e  
*Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle de reservatórios tropicais.

Wagner Antonio Chiba de Castro

São Carlos, 2011

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

Decomposição aeróbia e anaeróbia *in vitro* de *Egeria densa* Planch. e  
*Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle de reservatórios tropicais.

Wagner Antonio Chiba de Castro

Dissertação 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 Mestre em Ecologia.

São Carlos, 2011

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

C532da

Chiba, Wagner Antonio de Castro.

Decomposição aeróbia e anaeróbia *in vitro* de *Egeria densa* Planch. e *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle de reservatórios tropicais. / Wagner Antonio Chiba de Castro. -- São Carlos : UFSCar, 2011.  
85 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2011.

1. Ecologia. 2. Macrófitas aquáticas. 3. Espécies invasoras. 4. Ciclagem de nutrientes. 5. Enzimas. I. Título.

CDD: 574.5 (20ª)


Wagner Antonio Chiba de Castro


**Decomposição aeróbia e anaeróbia *in vitro* de *Egeria densa* Planch, e *Hydrilla verticillata* (L.f) Royle de reservatórios tropicais**

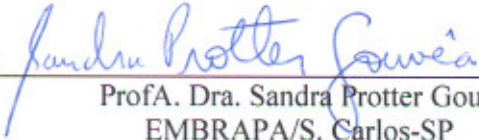
Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 16 de fevereiro de 2011

BANCA EXAMINADORA

Presidente   
Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior  
(Orientador)

1º Examinador   
Profa. Dra. Susana Trivinho Strixino  
PPGERN/UFSCar

2º Examinador   
ProfA. Dra. Sandra Protter Gouvêa  
EMBRAPA/S. Carlos-SP

Aos meus pais Wagner e Marcia,

ao Lucas e à Mariana

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Prof. Dr. Irineu Bianchini Jr e Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha-Santino, pela orientação, conselhos e amizade.

À Mariana, Karen, Maíra, Luciana e Jurity pelos ensinamentos práticos, companhia e paciência!

Ao PPGERN e ao Departamento de Hidrobiologia pela logística e estrutura oferecidas para realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (Processos: proc. nº 302935/2007-0 e 131406/2010-8) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), (Processo: 2007/002683-7) pelas concessões das bolsas de estudos e pelo financiamento desse projeto de pesquisa.

Ao Prof. Dr. José Galizia Tundisi, por me ensinar muito sobre muitas coisas.

À CESP pelas facilidades de acesso aos reservatórios e obtenção das amostras (P&D ANEEL, processo nº 0061-011/2006).

À minha família, essencial na minha essência.

Amigos que se provaram verdadeiros, Fabio Costa, Leroy, Leite, Gaúcho, Rodolfo, Chico, Foca, Dalva e alguns outros, companheiros de farras e de tempos difíceis, os quais sabem o quanto os considero e lhes digo sempre que posso.

A todos que de alguma forma contribuíram não só para que este trabalho fosse realizado, mas também para meu crescimento como pessoa.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Modelo cinético proposto para descrever as rotas de liberação do carbono (dissolução e mineralização) da decomposição das macrófitas aquáticas; em que: COPLS = carbono orgânico particulado lábil e/ou solúvel dos detritos; COPR = carbono orgânico particulado refratário (fibras);  $k_T$  = coeficiente global de perda de massa de COPLS ( $k_1+k_2$ );  $k_1$  = coeficiente de mineralização dos compostos lábeis;  $k_2$  = coeficiente de lixiviação dos compostos solúveis;  $k_4$  = coeficiente de mineralização dos compostos refratários; IN1 = mineralização das frações lábeis (1ª rota); IN2 = mineralização do COD (2ª rota); IN3 = mineralização do COPR (3ª rota) (Modificado de Bianchini Jr. e Cunha-Santino, 2005).....2
- Figura 2.** Desenho das espécies *Egeria densa* e *Hydrilla verticillata*. IFAS, Center for Aquatic Plants, University of Florida, Gainesville, 1990.....7
- Figura 3.** Mapa das represas de Jupia (indicada acima) e Porto Primavera (indicada abaixo), no contexto das barragens da bacia do rio Paraná. Modificado de Agostinho et. al. (2008).....9
- Figura 4.** Fotos das incubações anaeróbias e incubadora.....11
- Figura 5.** Fluxograma dos experimentos realizados para caracterização da decomposição anaeróbia de *Egeria densa* e *Hydrilla verticillata*.....12
- Figura 6.** Fluxograma dos experimentos realizados para caracterização da decomposição aeróbia de *Egeria densa* e *Hydrilla verticillata*.....13
- Figura 7.** Cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de *H. verticillata* e *E. densa* quanto às massas de carbono orgânico particulado (COP) remanescentes e ajuste cinético.....18
- Figura 8.** Cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de *E. densa* e *H. verticillata* quanto às frações (em %) de carbono inorgânico total (CIT), carbono orgânico dissolvido (COD) e COP.....19
- Figura 9.** Regressões lineares entre os valores de carbono inorgânico totais obtidos pela modelagem e os valores de carbono inorgânico total obtidos experimentalmente.....20



<b>Figura 10.</b> Cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> quanto à condutividade elétrica e pH.....	22
<b>Figura 11.</b> Cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> quanto à absorvância do material lixiviado (em 465 nm) e concentração de carbono orgânico dissolvido (COD).....	24
<b>Figura 12.</b> Cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> quanto a relação E4/E6 do material lixiviado.....	25
<b>Figura 13.</b> Cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> quanto à atividade das enzimas celulase e xilanase.....	27
<b>Figura 14.</b> Cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> quanto à atividade da enzima peroxidase.....	28
<b>Figura 15.</b> Cinética do decaimento da hemicelulose (em %) em comparação com a produção acumulada da xilanase na decomposição de <i>E. densa</i> e <i>H. verticillata</i> .....	30
<b>Figura 16.</b> Cinética do decaimento da celulose (em %) em comparação com a produção acumulada da celulase na decomposição de <i>E. densa</i> e <i>H. verticillata</i> .....	31
<b>Figura 17.</b> Cinética do decaimento da lignina (em %) em comparação com a produção acumulada da peroxidase na decomposição de <i>E. densa</i> e <i>H. verticillata</i> .....	32
<b>Figura 18.</b> Cinética no consumo de oxigênio durante mineralização aeróbia de <i>E. densa</i> e <i>H. verticillata</i> .....	36
<b>Figura 19.</b> Cinética da condutividade elétrica e pH de <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> sob condições aeróbias.....	38

**LISTA DE TABELAS**

<b>Tabela 1.</b> Parâmetros obtidos do modelo anaeróbio de decaimento de massa.....	17
<b>Tabela 2.</b> Porcentagens dos conteúdos de hemicelulose, celulose e lignina em <i>E. densa</i> e <i>H. verticillata</i> .....	29
<b>Tabela 3.</b> Valores das atividades acumuladas das enzimas xilanase, celulase e peroxidase na decomposição de <i>E. densa</i> e <i>H. verticillata</i> .....	33
<b>Tabela 4.</b> Parâmetros obtidos do modelo cinético durante o processo de mineralização aeróbia.....	34

## LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE 1: Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> quanto às massas de carbono orgânico particulado (COP) remanescente.....	66
APÊNDICE 2: Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de <i>E. densa</i> e <i>H. verticillata</i> quanto às frações (em %) de carbono inorgânico total (CIT), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono orgânico particulado (COP).....	67
APÊNDICE 3: Dados utilizados nas regressões lineares entre os valores de carbono inorgânico totais obtidos pela modelagem (Dados Modelo) e os valores de carbono inorgânico total obtidos experimentalmente (Dados Experimento).....	68
APÊNDICE 4: Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> quanto à condutividade elétrica.....	69
APÊNDICE 5: Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> quanto ao pH.....	70
APÊNDICE 6: Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> quanto à absorvância do material lixiviado (em 465 nm).....	71
APÊNDICE 7: Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> quanto a relação E4/E6 do material lixiviado.....	72
APÊNDICE 8: Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> quanto à atividade da enzima xilanase.....	73
APÊNDICE 9: Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> quanto à atividade da enzima celulase.....	74
APÊNDICE 10: Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> quanto à atividade da enzima peroxidase.....	75
APÊNDICE 11: Valores da cinética do decaimento da hemicelulose (em %) na decomposição de <i>E. densa</i> e <i>H. verticillata</i> .....	76
APÊNDICE 12: Valores da cinética do decaimento da celulose (em %) na decomposição de <i>E. densa</i> e <i>H. verticillata</i> .....	77

APÊNDICE 13: Valores da cinética do decaimento da lignina (em %) na decomposição de <i>E. densa</i> e <i>H. verticillata</i> .....	78
APÊNDICE 14: Valores da atividade acumulada ( $\mu\text{mol}, \text{min}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{g}^{-1}$ ) das enzimas xilanase, celulase e peroxidase na decomposição de <i>E. densa</i> e <i>H. verticillata</i> .....	80
APÊNDICE 15: Valores da cinética no consumo de oxigênio durante mineralização aeróbia de <i>E. densa</i> e <i>H. verticillata</i> .....	81
APÊNDICE 16: Valores da cinética da condutividade elétrica das incubações com <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> sob condições aeróbias.....	82
APÊNDICE 17: Valores da cinética do pH das incubações com <i>H. verticillata</i> e <i>E. densa</i> sob condições aeróbias.....	84

## RESUMO

Nesse trabalho foi avaliada a decomposição aeróbia e anaeróbia das espécies submersas *Egeria densa* Planch. e *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle, importantes invasoras em reservatórios tropicais. Foi analisado o decaimento de matéria orgânica, mineralização do carbono, grau de humificação do material lixiviado, conteúdo de fibras, condutividade, pH e atividade das enzimas celulase, peroxidase e xilanase. Modelos matemáticos indicaram relações entre os padrões enzimáticos e os decaimentos de matéria orgânica e ciclagem do carbono. Análises de ANCOVA e ANOVA foram utilizadas para avaliar diferenças nos processos de decomposição das espécies. As duas espécies apresentaram o mesmo padrão heterogêneo de decaimento da matéria orgânica e de mineralização do carbono; porém, diferentes padrões de decaimento quanto às fibras. As incubações das duas espécies apresentaram baixos tempos de meia vida para a mineralização do COP, baixa mineralização do COD e alta atividade enzimática, principalmente quanto à peroxidase, correlacionada às altas taxas de decaimento dos teores de fibras, principalmente lignina. As incubações das duas espécies apresentaram diferentes consumos de oxigênio, provavelmente relacionados à diferente composição de fibras. Concluiu-se que essas macrófitas encontradas nos reservatórios tropicais possam ocasionar alterações no metabolismo do ecossistema. Neste contexto, é fundamental o estudo da decomposição das espécies invasoras e modelagem dos seus ciclos para parametrização dos padrões de ciclagem de nutrientes nestes ambientes.

Palavras- chave: macrófitas aquáticas, invasoras, ciclagem de nutrientes, enzimas.

## ABSTRACT

In this study it was evaluated the aerobic and anaerobic decomposition of submerged macrophytes *Egeria densa* Planch. and *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle, major weeds in tropical reservoirs. It was evaluated the decay of organic matter, mineralization, humification degree of the leached, fiber content, conductivity and pH of the process and activity of cellulase enzymes, peroxidase and xylanase. Mathematical models have indicated relations between enzymatic patterns with decay of organic matter and carbon cycling. Analysis of ANCOVA and ANOVA were used to evaluate differences in the decay processes of the species. The two species showed the same heterogeneous pattern of decay of organic matter and carbon mineralization, however, different patterns of decay patterns of the fiber fraction. Incubations of both species had low values of half life for the mineralization of POC, low mineralization of DOC and high enzymatic activity, especially peroxidase, correlated to high rates of decay of fiber content, mainly lignin. The incubations of the two species exhibited different oxygen consumption, probably due to the different composition of fibers. It was conclude that these macrophytes found in tropical reservoirs may cause changes in the environment metabolism. In this context it is important to study the decomposition of invasive species and their cycles for modeling parameterization of patterns of nutrient cycling in these environments.

Keywords: aquatic weeds, invasive species, nutrient cycling, enzymes.

## SUMÁRIO

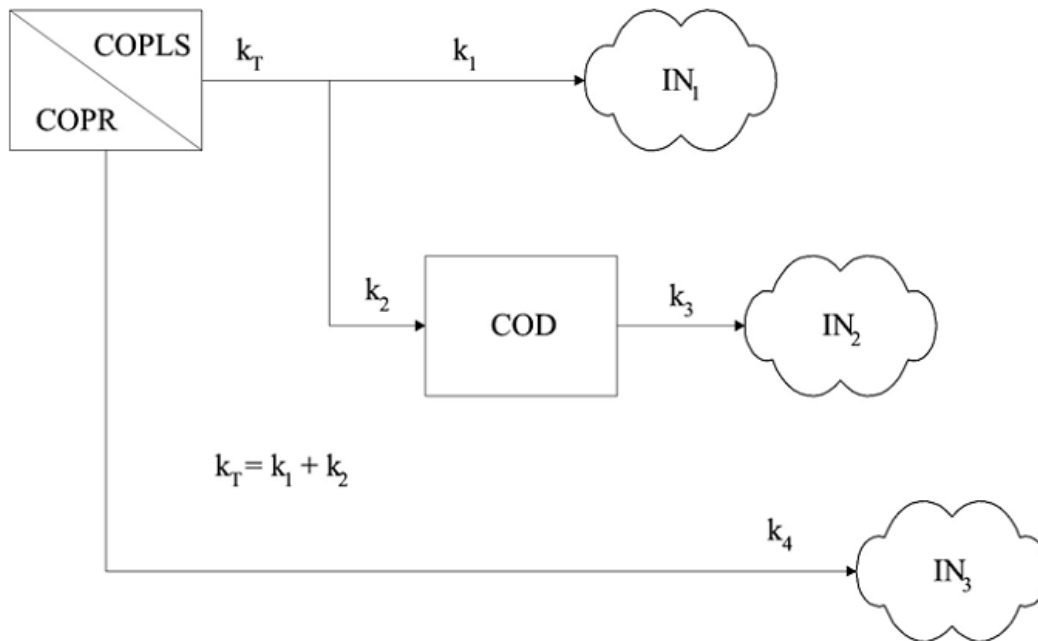
<b>Introdução .....</b>	<b>1</b>
<b>Objetivos .....</b>	<b>5</b>
<b>Material e Métodos .....</b>	<b>6</b>
Caracterização das espécies.....	6
Área de coleta de material.....	7
Procedimento amostral e design experimental .....	9
Modelos matemáticos .....	14
Análise estatística .....	15
<b>Resultados .....</b>	<b>16</b>
Decaimento anaeróbio da matéria orgânica .....	16
Condutividade, pH e grau de humificação das incubações anaeróbias .....	20
Atividade enzimática .....	25
Conteúdo de fibras.....	29
Consumo de oxigênio através da mineralização aeróbia .....	34
Condutividade e pH das incubações aeróbias .....	37
<b>Discussão .....</b>	<b>39</b>
<b>Conclusões.....</b>	<b>50</b>
<b>Referências .....</b>	<b>52</b>
<b>Apêndices .....</b>	<b>66</b>

## INTRODUÇÃO

A decomposição é um processo fundamental no fluxo de carbono dos ecossistemas e na ciclagem de nutrientes (Hoorens et al., 2003). Os processos de decomposição ocorrem por meio de mecanismos físicos e químicos (i.e. através da fragmentação e da lixiviação da matéria orgânica) e rotas bioquímicas oxidantes, devido a reações enzimáticas que envolvem uma variedade de organismos, atuantes sobre a fração refratária da matéria (i.e. lignocelulósica) (Figura 1) (van Cappellen e Wang, 1995). A microbiota tem papel fundamental nos processos de decomposição, liberando enzimas para o ambiente, a fim de degradar macromoléculas e compostos orgânicos insolúveis, antes da absorção e metabolismo celular (Chróst, 1990).

O processo de lixiviação é o primeiro evento na decomposição dos detritos, liberando matéria orgânica e inorgânica das células vegetais (Wetzel, 1995). O carbono orgânico dissolvido (COD) lixiviado é basicamente constituído por oligossacarídeos, ácidos e aminoácidos, apresentando uma elevada taxa de decomposição devido à sua fácil utilização microbiana nos processos anabólicos e catabólicos (Hullar et al., 1996). O restante, matéria orgânica particulada (MOP), compreende fibras lignocelulósicas como celulose, hemicelulose e lignina, sendo considerada a fração refratária dos detritos por normalmente apresentar menores taxas de decomposição em comparação aos compostos lixiviados. A mineralização do MOP está intimamente ligada à hidrólise enzimática microbiana (Vrba et al., 2004).





**Figura 1.** Modelo cinético das distintas rotas de liberação do carbono (lixiviação e mineralização) da decomposição das macrófitas aquáticas. Em que: COPLS = carbono orgânico particulado lábil e/ou solúvel dos detritos; COPR = carbono orgânico particulado refratário (fibras);  $k_T$  = coeficiente global de perda de massa de COPLS ( $k_1+k_2$ );  $k_1$  = coeficiente de mineralização dos compostos lábeis;  $k_2$  = coeficiente de lixiviação dos compostos solúveis;  $k_3$  = coeficiente de mineralização do carbono orgânico dissolvido (COD);  $k_4$  = coeficiente de mineralização dos compostos refratários; IN1 = mineralização das frações lábeis (1ª rota); IN2 = mineralização do COD (2ª rota); IN3 = mineralização do COPR (3ª rota) (Modificado de Bianchini Jr. e Cunha-Santino, 2005).

A comunidade de plantas aquáticas (ou macrófitas) compreende um grupo diversificado de organismos, incluindo angiospermas, samambaias, musgos e macroalgas de água doce que ocorrem em ambientes sazonalmente ou permanentemente alagados (Lacoul e Freedman, 2006; Chambers et al., 2008). São altamente produtivas (Wetzel, 2001), com grande importância na estruturação dos ambientes aquáticos (Jeppensen et al., 1998). Possuem características que lhes permitem rápida dispersão, crescimento e reprodução, mesmo em condições sub-ótimas como sob intensa competição com outras espécies (Spencer e Bowes, 1990).

Uma grande parcela da biomassa das macrófitas, disposta na forma de detritos, eventualmente participa do metabolismo da assembléia microbiana. Estes são

importantes agentes na degradação do lixiviado e mineralização (Wetzel, 1990; 1999). Assim, os detritos de macrófitas em ambientes aquáticos representam um componente importante na compreensão do fluxo de energia e ciclagem de nutrientes os ecossistemas aquáticos (Mann, 1988).

Devido ao rápido metabolismo, por serem espécies oportunistas e apresentarem grande biomassa em ecossistemas eutróficos, algumas macrófitas aquáticas são potencialmente invasoras (Pieterse e Murphy, 1990) podendo comprometer a biodiversidade e processos ecossistêmicos em ambientes aquáticos (i.e. competição interespecífica, disponibilidade de nutrientes). Uma espécie é considerada invasora quando adquire uma vantagem competitiva concomitante ao desaparecimento de obstáculos naturais à sua proliferação, permitindo rápida dispersão e a conquista de novas áreas, nas quais se torna população dominante (Valery et al., 2008). Dentre as principais espécies de macrófitas invasoras estão as submersas *Egeria densa* Planch. e *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle (Mony et al., 2007). Alterações nos ecossistemas causadas por estas e outras espécies invasoras têm sido relatadas em diversos trabalhos (Pott e Pott, 2003; Finlayson, 2005; Ali e Soltan, 2006; Urban et al., 2006).

O crescimento excessivo de espécies submersas pode restringir os usos múltiplos dos ecossistemas aquáticos. Espécies pertencentes ao gênero *Egeria* (Hydrocharitaceae) são motivos de preocupação em reservatórios brasileiros devido as suas grandes biomassas (Marcondes et al., 2003). Tais biomassas propiciam aumentos das taxas de decomposição nestes ecossistemas, podendo ocasionar a diminuições das concentrações de oxigênio dissolvido (Rose e Crumpton, 1996), alteração do potencial redox (van der Putten et al., 1997), aumento das taxas de colmatação (Rooth et al., 2003) e alterações nos ciclos biogeoquímicos. Também podem influenciar a diminuição da diversidade vegetal (Bohlen, 1990; Meyerson et al., 2000), aumento da produtividade primária

(Jordan et al., 1990), e alterações nas relações tróficas (Batzer, 1998) existentes nesses reservatórios.

Nos ambientes tropicais trabalhos que testam hipóteses ecológicas ou com abordagem preditiva são escassos (Padial et al., 2008). Assim, estudos ecológicos realizados em ambientes aquáticos devem evidenciar a comunidade de macrófitas aquáticas como um componente essencial para o funcionamento dos ecossistemas e conservação da biodiversidade aquática.

Existem vários trabalhos sobre a atuação das enzimas na regulação da ciclagem da matéria orgânica em ambientes aquáticos temperados (Jackson et al., 1995; Sinsabaugh et al., 1997; Fioretto et al., 2000; Moorhead e Sinsabaugh, 2000; Kourtev et al., 2002; Siuda e Chróst, 2002). No entanto, existem poucos trabalhos em ambientes tropicais, dentre os mais recentes citam-se os desenvolvidos no laboratório de Bioensaios e Modelagem Matemática (Cunha-Santino et al., 2007; 2008; Nunes et al., 2011).

## OBJETIVOS

Diante da necessidade do entendimento dos processos de ciclagem de nutrientes envolvendo macrófitas invasoras em ambientes tropicais e da importância da decomposição deste grupo, este trabalho visou descrever os aspectos cinéticos da decomposição anaeróbia e decomposição aeróbia das macrófitas submersas *Egeria densa* e *Hydrilla verticillata* provenientes dos reservatórios de Jupia e de Porto Primavera (Brasil). Por se tratar de uma espécie exótica (*H. verticillata*) e uma espécie nativa (*E. densa*), testou-se a hipótese que a decomposição de *E. densa* ocorreria de maneira mais rápida que em *H. verticillata*, uma vez que a microbiota associada aos processos de decomposição no ambiente estudado, estaria selecionada à qualidade do substrato fornecida pela espécie nativa.

O presente estudo tem os seguintes objetivos específicos:

- Determinar a cinética das atividades das enzimas celulase, peroxidase e xilanase, atuantes na degradação dos detritos lignocelulósicos das macrófitas *Egeria densa* e *Hydrilla verticillata* e correlacionar estas atividades com as perdas de massa durante a decomposição *in vitro*, assim como as variáveis físicas e químicas envolvidas (condutividade, temperatura e pH).
- Descrever, em função do tempo, o consumo de oxigênio e decaimento de massa, decorrentes dos processos de mineralização aeróbia dos detritos das macrófitas estudadas *in vitro*, assim como as variáveis físicas e químicas envolvidas (condutividade, temperatura e pH).
- Utilizar modelos relativos à decomposição destas macrófitas que contemplem as taxas de decomposição, atividades enzimáticas e decaimento de carbono.

## MATERIAL E MÉTODOS

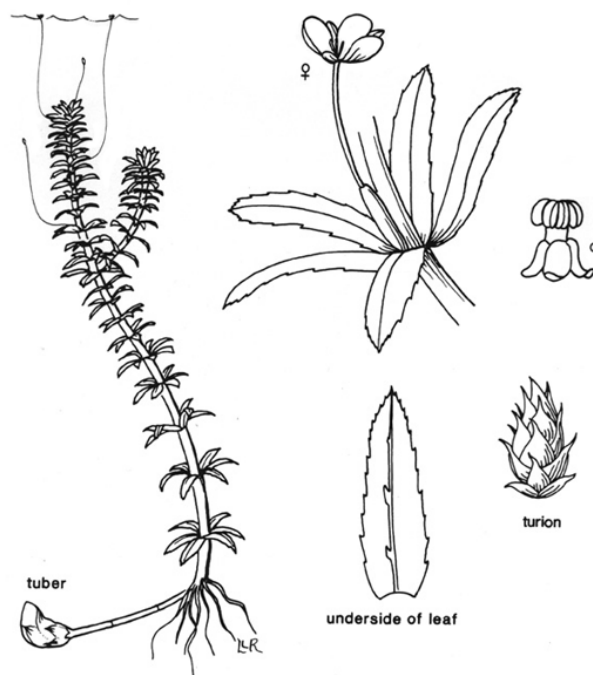
### *Caracterização das espécies*

*Egeria densa* Planch, ou elodea brasileira (Figura 2), é uma planta aquática da família Hydrocharitaceae, perene, submersa (enraizada), nativa da América do Sul, que se propaga por fragmentos do caule e, ocasionalmente, por sementes (Kissmann, 1997). É comumente encontrada em reservatórios brasileiros (Bini e Thomaz, 2005; Martins et al., 2008), apresentando vantagens competitivas sobre outras macrófitas submersas (Spencer e Bowes, 1990), tais como: rápida reprodução vegetativa e utilização de bicarbonato como fonte de carbono inorgânico (Larcher, 2000). Por possuir grande potencial invasor, tem causado problemas tanto em ambientes temperados e subtropicais, quanto em ambientes nativos impactados (Bini et al., 1999).

*Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle (Figura 2), Hydrocharitaceae, é uma das mais bem sucedidas invasoras aquáticas do mundo (Mullin et al., 2000; Hershner e Havens, 2008), podendo substituir comunidades de macrófitas submersas nativas (Van et al., 1999; Mony et al., 2007; Wang et al., 2008). Originária da Ásia, onde apresenta grande distribuição, é uma macrófita perene, de morfologia similar à *Egeria densa*. Pode se estabelecer desde ambientes tropicais a temperados (Spencer et al., 1994), ácidos a básicos (Kahara e Vermaat, 2003), oligotróficos a eutróficos (White et al., 1996), água doce a salobra (Cook e Lüönd, 1982) e em ambientes rasos e profundos, de acordo com a disponibilidade luminosa (Van et al., 1976).

*Egeria densa*

illustration provided by:  
IFAS, Center for Aquatic Plants  
University of Florida, Gainesville, 1990

*Hydrilla verticillata*

**Figura 2.** Desenho modificado das espécies *Egeria densa* e *Hydrilla verticillata*. Fonte: IFAS, Center for Aquatic Plants, University of Florida, Gainesville, 1990.

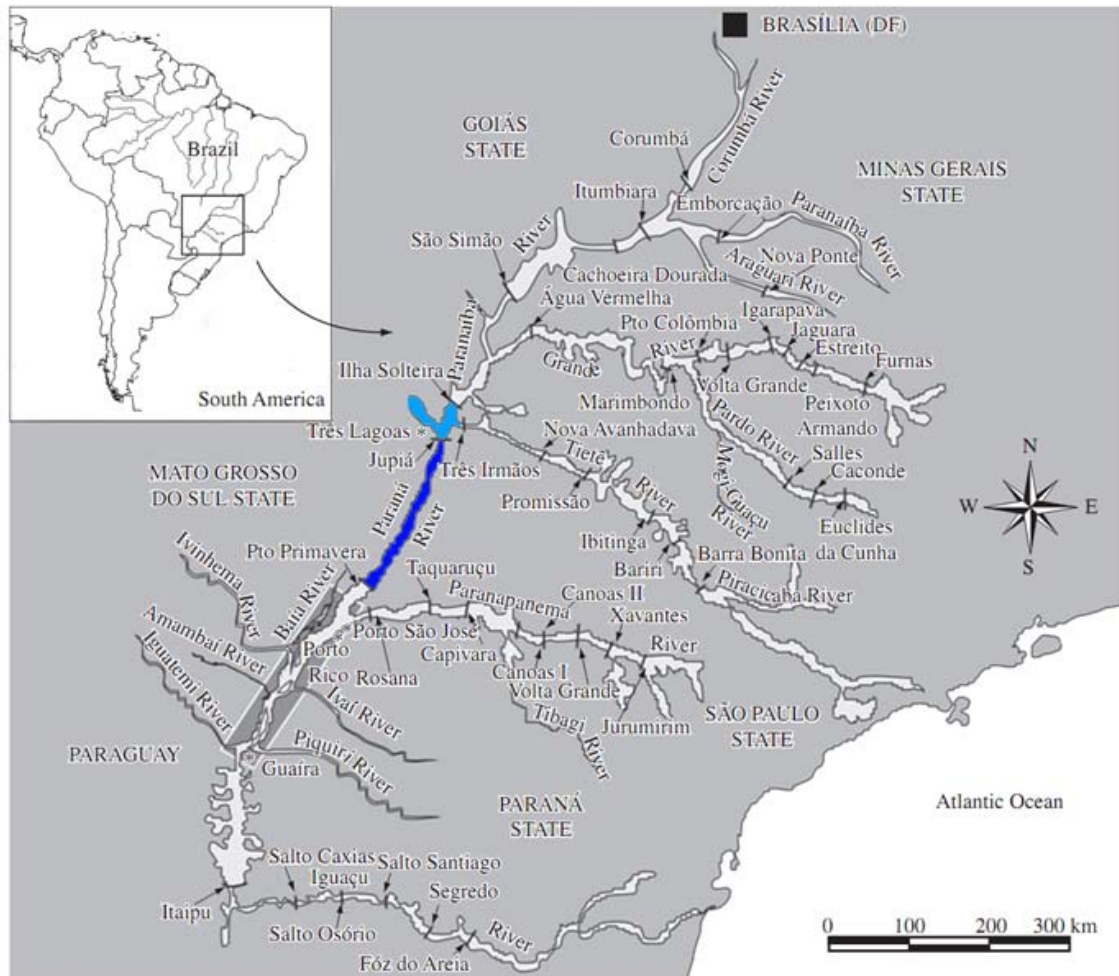
### Área de coleta de material

A bacia do Paraná tem como principais rios o Paraná e o Paraguai, ocupando a maior parte do Centro-Sul da América do Sul ( $18^{\circ}$  a  $34^{\circ}$  S e  $45^{\circ}$  a  $68^{\circ}$  O) desde os Andes até a Serra do Mar, perto do Oceano Atlântico (Agostinho et al., 2007). O reservatório da usina hidrelétrica (UHE) de Porto Primavera (UHE Engenheiro Sergio Motta) está localizado no rio Paraná entre as coordenadas  $22-22^{\circ}30'$  S e  $53-52^{\circ}$  O. A barragem localiza-se a 28 km a montante da foz do rio Paranapanema entre as cidades de Rosana (SP) e Batayporã e Anaurilândia (MS). Atualmente, a área do reservatório tem  $2.040 \text{ km}^2$ , com um volume de água de 15,7 bilhões de  $\text{m}^3$ , e um comprimento total do eixo longitudinal de 250 km (dados não publicados por CESP, 2006 *apud* Bianchini et al. 2010). A qualidade da água que chega ao reservatório é fortemente influenciada

por uma série de outros reservatórios instalados a montante, que retêm sólidos em suspensão e nutrientes (Thomaz et al. 2004). Atualmente é caracterizado como um reservatório mesotrófico (*sensu* Vollenweider, 1968). Segundo Souza et al. (2009), as primeiras ocorrências de *Hydrilla verticillata* no trecho do rio Paraná a jusante desse reservatório datam de 2005 e, desde então, tem sido verificada entre as macrófitas submersas da bacia do Paraná.

O reservatório Eng<sup>o</sup> Souza Dias (Jupiá), situa-se nas proximidades dos municípios de Três Lagoas (MS), Andradina e Castilho (SP). Possui uma área alagada de 330 km<sup>2</sup> e 5495 m de extensão e recebe águas dos rios Paraná, Tietê e Sucuriu. Apresenta importantes problemas com infestação de plantas aquáticas submersas, como *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum* ao longo do leito represado do rio Tietê e em áreas do rio Paraná com maior transparência da água (Velini et al. 2005). A Figura 3 ilustra a posição dos reservatórios de Porto Primavera e de Jupiá localizados na bacia do rio Paraná.

Martins et al. (2009) realizaram levantamento da infestação das espécies de macrófitas presentes nos tributários e nos trechos do rio Paraná antes do enchimento final do reservatório de Porto Primavera. A espécie *H. verticillata* não foi registrada neste levantamento e as espécies *E. najas* e *E. densa* foram encontradas com frequência de 1,43% entre todas as espécies de macrófitas registradas.



**Figura 3.** Mapa das represas de Jupia (indicada acima) e Porto Primavera (indicada abaixo) localizadas na bacia do rio Paraná (Modificado de Agostinho et al., 2008).

### *Procedimento amostral e desenho experimental*

As amostras de *Egeria densa* (julho 2009) e *Hydrilla verticillata* (setembro 2008) e de água (janeiro 2010) foram coletadas nos reservatório de Jupia (22k 434.014 UTM 7.701.919) e de Porto Primavera (22K 376.571 UTM 7.593.794), respectivamente. As amostras de água para a execução do experimento foram coletadas com garrafa de Van Dorn. Em laboratório, as amostras de planta foram lavadas e desidratadas em estufa a 40 °C. As amostras de água foram filtradas em filtro de éster de celulose ( $\Phi = 0,45 \mu\text{m}$ ). As incubações anaeróbicas foram realizadas segundo Bianchini Jr. et al. (2002). Fragmentos de macrófitas íntegras de *Hydrilla verticillata* e de *Egeria*



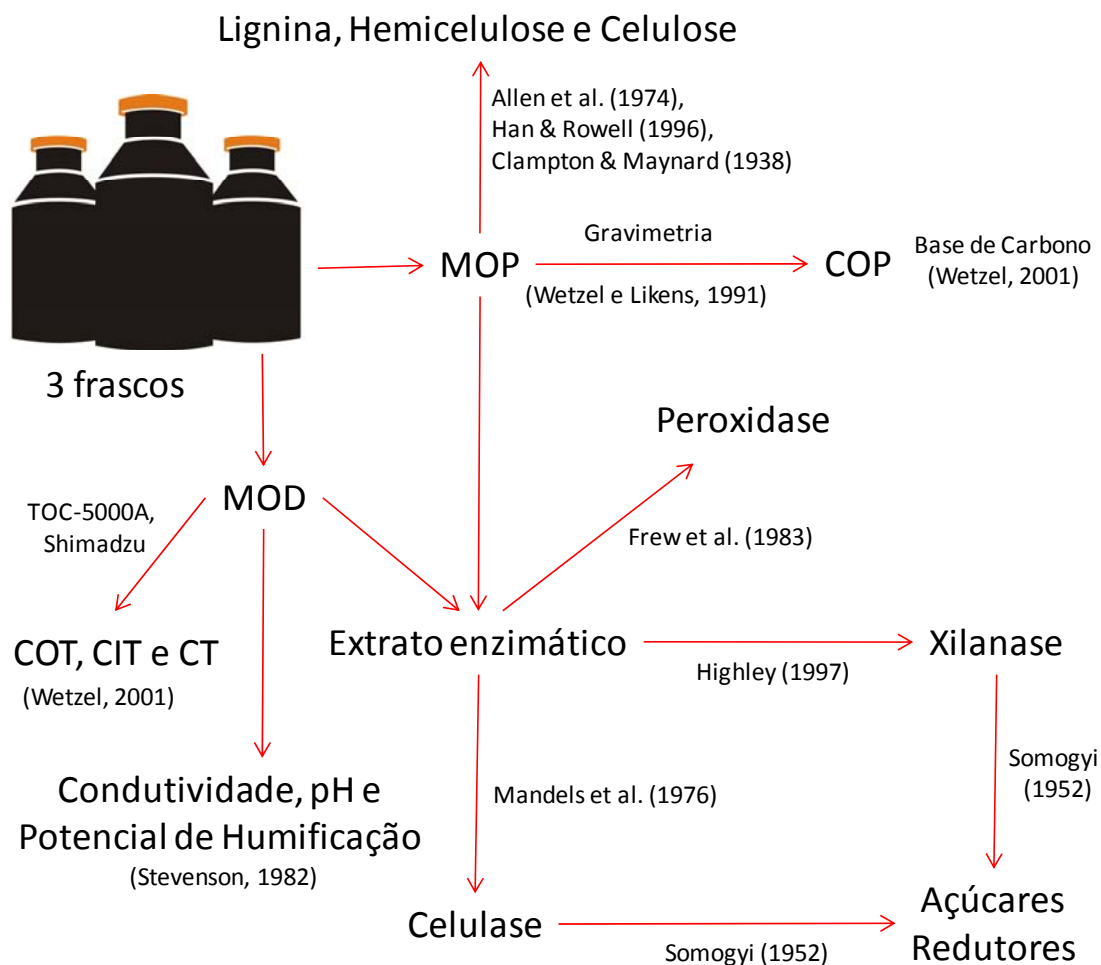
*densa* foram incubados em 60 frascos de vidro (500 mL) na proporção de 10 g (PS) L<sup>-1</sup>. As amostras foram mantidas em condições anaeróbias na temperatura média do reservatório (25 °C ± 1 °C; CESP, dados não publicados). Nos respectivos dias amostrais (1, 3, 5, 10, 15, 20, 30, 40, 50 e 65 dias) três incubações, na forma de triplicata, de cada espécie foram fracionadas em matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica dissolvida (MOD) por pré-filtração em membrana de vidro ( $\Phi$  de poro = 1,2  $\mu$ m). A massa da MOP foi determinada por gravimetria (Wetzel e Likens, 1991) e convertida em base de carbono (COP - carbono orgânico particulado). Para a aplicação dos modelos de mineralização das frações do COP, foi estabelecido que a porcentagem de COP na MOP das macrófitas aquáticas constitui 47% da biomassa (Wetzel, 2001). Através da MOD filtrada, foram determinadas as concentrações de carbono orgânico (COT), inorgânico (CIT) e total (CT), com analisador de carbono (marca Shimadzu, modelo TOC-5000A). A obtenção das frações de carbono (COP, COD e CIT) foi realizada segundo Wetzel (2001). Parte da fração dissolvida foi utilizada para determinar os valores de condutividade elétrica (potenciômetro marca Digimed, modelo DM3) com condutivímetro, de pH (método potenciométrico, marca Qualxtron, modelo 8010) e o potencial de humificação segundo Stevenson (1982) (razão E4/E6) em espectrofotômetro (marca Ultrospec e modelo 2100 pro). As análises dos teores de lignina, hemicelulose e celulose dos remanescentes particulados (MOP) foram efetuadas por digestão das amostras seguidas de análise gravimétrica, de acordo com os métodos sugeridos por Allen et al. (1974), Han e Rowell (1996) e Clampton e Maynard (1938), respectivamente (Figura 4 e 5).

A atividade celulolítica C1 (ação sinérgica das enzimas endocelulases: EC 3.2.1.4 e exocelulases: EC 3.2.1.91) foi avaliada pelo método de Mandels et al. (1976), utilizando-se como mistura de reação 50 mg de papel de filtro de celulose Whatman n.º

1, 2,0 mL de tampão citrato de sódio 0,05 M (pH 4,8) e 3,5 mL do extrato enzimático. As amostras foram incubadas por 60 min a 50 °C. A quantificação dos açúcares redutores foi realizada pelo método colorimétrico de Somogyi (1952) em espectrofotometria a 540 nm. A atividade enzimática da peroxidase foi determinada pelo método modificado de Frew et al. (1983), utilizando-se de 1,2 mL de mistura de reação contendo 103 mM de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> em tampão fosfato 0,2 M (pH 7,0), 1,4 mL de uma mistura de 2,5 mM de 4-aminoantipirina e 17 mM de fenol e 0,1 mL do extrato enzimático. O aumento da absorbância (510 nm) foi monitorado durante 180 s, após a adição do extrato enzimático. A atividade da xilanase (EC 3.2.1.8) foi determinada pelo método de Highley (1997). A mistura de reação foi constituída de 1,5 mL de solução de 1% xilana preparada em 100 mL de tampão sódio-citrato 0,05 M em pH 5,2 e 3,5 mL do extrato enzimático, incubado por 10 minutos a 50° C. A quantificação dos açúcares redutores foi realizada pelo método de Somogyi (1952), em espectrofotômetro a 540nm. A atividade acumulada das enzimas foi obtida realizando uma integral dos valores das atividades enzimáticas medidas ao longo dos dias amostrais



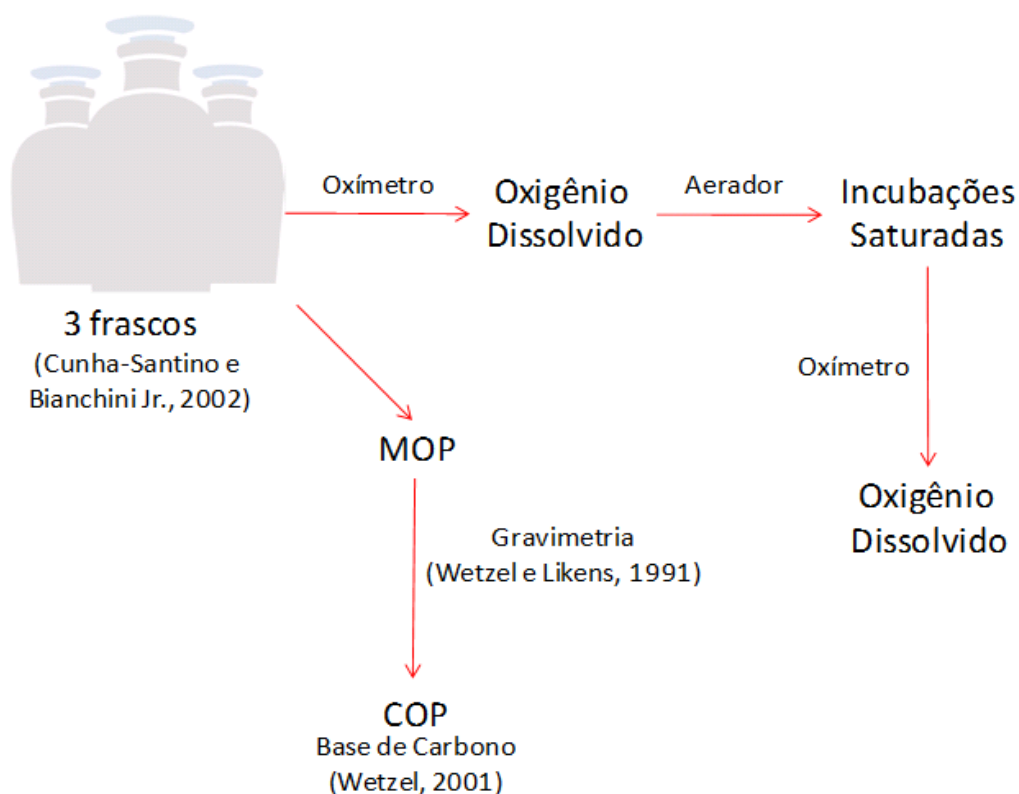
**Figura 4.** Fotos das incubações anaeróbias e incubadora (Gimenez, K. Z.).



**Figura 5.** Fluxograma do experimento realizado para caracterização da decomposição anaeróbia de *Egeria densa* e *Hydrilla verticillata*.

O consumo de oxigênio dissolvido (OD) (Figura 6) decorrentes dos processos de mineralização aeróbia dos fragmentos de *Hydrilla verticillata* e de *Egeria densa* foi avaliado segundo Cunha-Santino e Bianchini Jr (2002) através de seis câmaras (frascos de DBO), três para cada espécie, mantidas a 25°C, na proporção de 0,4 mg (PS) L<sup>-1</sup> e seis câmaras controle, contendo somente a água dos reservatórios. Após a adição dos fragmentos, as câmaras foram aeradas (borbulhamento com ar comprimido) durante 1 h, para elevar as concentrações de OD à saturação. As concentrações de oxigênio dissolvido foram determinadas com oxímetro. Após as quantificações, os frascos foram

mantidos fechados no escuro, sob temperatura de 25°C. O experimento procedeu durante 80 dias. A fim de evitar os processos degradativos anaeróbios, sempre que as concentrações de oxigênio dissolvido se aproximassem de 2,0 mg L<sup>-1</sup>, as câmaras foram oxigenadas até que as concentrações atingissem o valor de saturação. Ao final do experimento, os conteúdos das câmaras foram fracionados em MOD e MOP através de filtração em membrana de éster de celulose ( $\Phi$  de poro = 0,45  $\mu$ m). Para a aplicação dos modelos de mineralização das frações do COP, foi estabelecido que a porcentagem de COP na MOP das macrófitas aquáticas constitui 47% da biomassa (Wetzel, 2001). No final foi calculada a estequiometria do oxigênio consumido pelo carbono mineralizado (Relação O/C) segundo Chapra e Reckhow (1983).



**Figura 6.** Fluxograma do experimento realizado para caracterização da decomposição aeróbia de *Egeria densa* e *Hydrilla verticillata*.

### *Modelos matemáticos*

A cinética do COP livre de cinzas foram ajustadas ao modelo de decaimento bifásico (Equação 1; Lousier e Parkinson, 1976; Jenkinson, 1977); para tanto, utilizou-se o algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt (Press et al., 1993):

$$COP = (COP_{LS} \times e^{-k_T t}) + (COP_R \times e^{-k_R t}) \quad (1),$$

em que:  $COP_{LS}$  = conteúdo inicial de carbono orgânico lábil (%);  $COP_R$  = conteúdo inicial de carbono orgânico refratário (%);  $k_T = k_1 + k_2$ ; coeficiente global de perda de massa (= coeficiente de mineralização do material lábil ( $k_1$ ) + coeficiente de lixiviação ( $k_2$ ) ( $\text{dia}^{-1}$ ));  $k_R$  = coeficiente de perda de massa da fração refratária ( $\text{dia}^{-1}$ ).

A formação e a mineralização do COD foram ajustadas ao modelo descrito na Equação 2 (Cunha-Santino et al., 2010):

$$\frac{dC_{COD}}{dt} = k_T \left( \frac{k_2}{k_T} C_{COPLS} \right) - k_3 C_{COD} \quad (2),$$

em que:  $C_{COD}$  = variação por unidade de tempo na concentração de COD;  $k_T$  = taxa de lixiviação ( $\text{dia}^{-1}$ );  $k_3$  = coeficiente de mineralização de COD ( $\text{dia}^{-1}$ ).

A equação global que abrange a soma de todos os processos de transformação de carbono em CIT (carbono inorgânico total) foi aplicada segundo Cunha-Santino et al. (2010), descrita na Equação 3:

$$\frac{dC_{CIT}}{dt} = k_T C_{COPL} + k_4 C_{COPR} + k_3 C_{COD} \quad (3),$$

em que:  $C_{CIT}$  = variação por unidade de tempo na concentração de CIT;  $COPL$  = variação por unidade de tempo na concentração de  $COP_L$  (onde  $COP_L$  = carbono orgânico particulado lábil =  $COP_{LS} - COD$ ).

O tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) do decaimento da matéria orgânica foi calculado através da Equação 4:

$$t_{1/2} = \ln(0,5)/-k \quad (4),$$

em que:  $k$  = coeficiente de decaimento de cada tipo de fração da planta; para  $COP_{LS}$ , o coeficiente usado foi o  $k_T$ ; para  $COP_R$ , o coeficiente usado foi o  $k_R$ .

#### *Análises estatísticas*

Para a determinação das diferenças significativas entre os processos de decomposição das duas espécies analisadas, foram utilizados os testes estatísticos ANOVA e ANCOVA (Zar, 1999), através do programa computacional PAST, v.2.01. O teste ANOVA foi realizado para verificar as relações entre as porcentagens de decaimento de fibras e as porcentagens das atividades acumuladas, ou seja, se a variação dos conjuntos de dados pode evidenciar uma relação entre estes. Para tanto, os valores da atividade acumulada foram transformados em porcentagem. O valor desta atividade acumulada enzimática no 65º dia de experimento foi considerado 100%. Os demais dias obtiveram as porcentagens de atividade acumulada proporcionais ao 65º dia.

## RESULTADOS

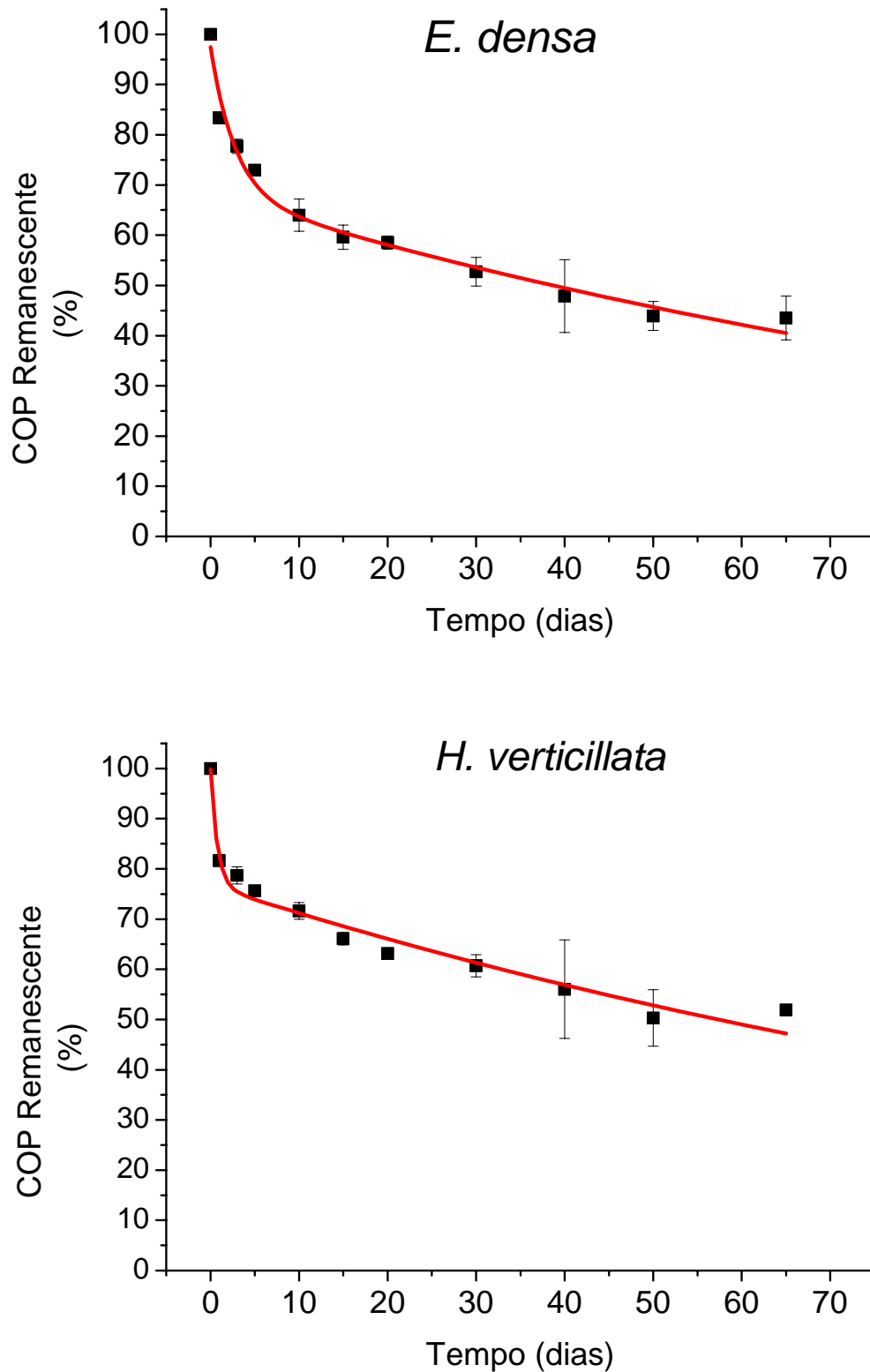
### *Decaimento anaeróbio da matéria orgânica*

A parametrização do modelo matemático (Tabela 1, Apêndice 1) apresentou ajuste robusto em relação ao processo de perda de massa, sendo os coeficientes de determinação ( $r^2$ ) obtidos pelos ajustes cinéticos 0,97 para *E. densa* e 0,96 para *H. verticillata*. O decaimento da matéria orgânica apresentou um padrão bifásico (Figura 7) para as duas espécies. A porcentagem de  $COP_{LS}$  foi 29,4% para *E. densa* e 23,2% para *H. verticillata*. A porcentagem de  $COP_R$  foi 68,1% para *E. densa* e 76,7% para *H. verticillata*. Os  $t_{1/2}$  referentes aos processos de decomposição foram 2 dias ( $COP_{LS}$ ) e 88 dias ( $COP_R$ ) para a *E. densa* e 1 dia ( $COP_{LS}$ ) e 94 dias ( $COP_R$ ) para a *H. verticillata* respectivamente. O teste estatístico ANCOVA, aplicado para os valores do decaimento, não constatou diferenças significativas na cinética de degradação das duas espécies ( $p = 0,4968$ ).

**Tabela 1.** Parâmetros obtidos do modelo de decaimento de massa, onde:  $COP_{LS}$  = fração lábil/solúvel do COP;  $k_T$  = coeficiente de decaimento (coeficiente de mineralização da fração lábil/solúvel + coeficiente de lixiviado);  $COP_R$  = fração refratária do COP;  $k_R$  = coeficiente de mineralização da fração refratária; COD = carbono orgânico dissolvido;  $k_3$  = coeficiente de mineralização do COD;  $t_{1/2}$  = tempo de meia vida, E = erro do ajuste cinético e  $r^2$  = coeficiente de ajuste do modelo.

	$COP_{LS}$ (%)	E	$k_T$ (dia <sup>-1</sup> )	E	$t_{1/2}$ (dia)	
<i>E. densa</i>	29,4	3,6	0,356	0,101	2	
<i>H. verticillata</i>	23,2	3,4	1,309	0,539	1	
	$COP_R$ (%)	E	$k_R$ (dia <sup>-1</sup> )	E	$t_{1/2}$ (dia)	$r^2$
<i>E. densa</i>	68,1	2,9	0,008	0,001	88	0,976
<i>H. verticillata</i>	76,7	1,9	0,007	0,008	94	0,962
	COD (%)	E	$k_3$ (dia <sup>-1</sup> )	E	$r^2$	
<i>E. densa</i>	13,9	1,1	0	0	0,79	
<i>H. verticillata</i>	11,2	1,0	0	0	0,53	

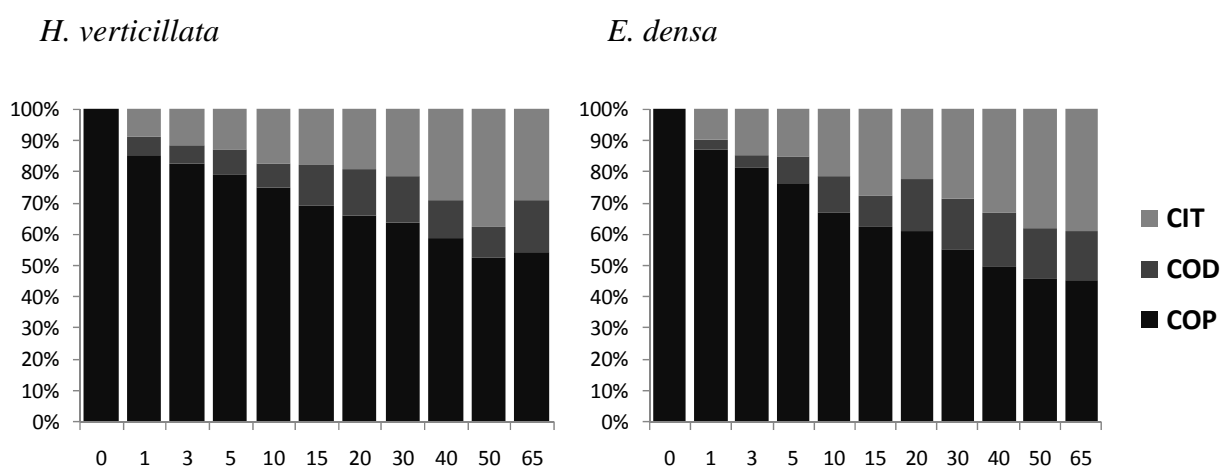




**Figura 7.** Cinética e desvio padrão do COP remanescente durante a decomposição anaeróbia de *Egeria densa* e *Hydrilla verticillata*.

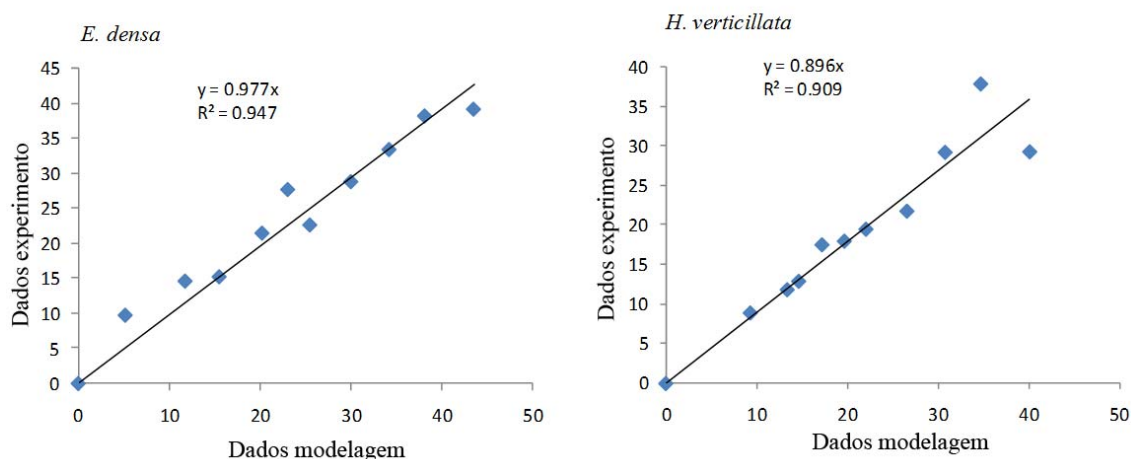
O ajuste cinético do modelo matemático de formação e mineralização do COD (Equação 2) apresentou coeficiente de determinação ( $r^2$ ) de 0,79 para *E. densa* e 0,53 para *H. verticillata* (Tabela 1). A fração orgânica do carbono dissolvido (COD) foi responsável por 13,9% do carbono orgânico total de *E. densa* e 11,2% do carbono orgânico total de *H. verticillata*. Para ambas as espécies o COD não foi mineralizado ( $k_3 = 0$ ).

Durante a decomposição anaeróbica das duas espécies, houve uma rápida queda nos teores de COP (Figura 7 e Figura 8, Apêndice 2) em função do CIT + COD gerados no primeiro dia do experimento (14,7% para *H. verticillata* e 13,1% para *E. densa*). Após, o decréscimo do COP procedeu-se de maneira mais lenta. Quanto à quantidade de CIT, houve uma tendência de aumento da sua concentração ao longo do processo. Ao final do experimento, as incubações com *H. verticillata* apresentaram maior proporção de COP (54,2%) que as de *E. densa* (45,4%). Porém o processo de decaimento do COP para as duas espécies não apresentou diferenças significativas segundo teste ANCOVA ( $p = 0,4411$ ), assim como para CIT ( $p = 0,4841$ ) e para COD ( $p = 0,5173$ ).



**Figura 8.** Cinética das frações de carbono inorgânico total (CIT), carbono orgânico dissolvido (COD) e COP (em %) nas incubações anaeróbicas da decomposição de *E. densa* e *H. verticillata*.

O modelo de mineralização, que compreende o somatório das três vias de mineralização (Equação 3) foi confrontado, através de regressão linear, com os dados de carbono inorgânico totais, obtidos experimentalmente (Figura 9, Apêndice 3). Para *H. verticillata*, houve um ajuste ( $r^2$ ) de 0,91 e desvio do modelo foi de 10,4% quanto aos dados experimentais. Para *E. densa*, o ajuste ( $r^2$ ) foi de 0,95 e desvio do modelo foi de 2,3% quanto aos dados experimentais.



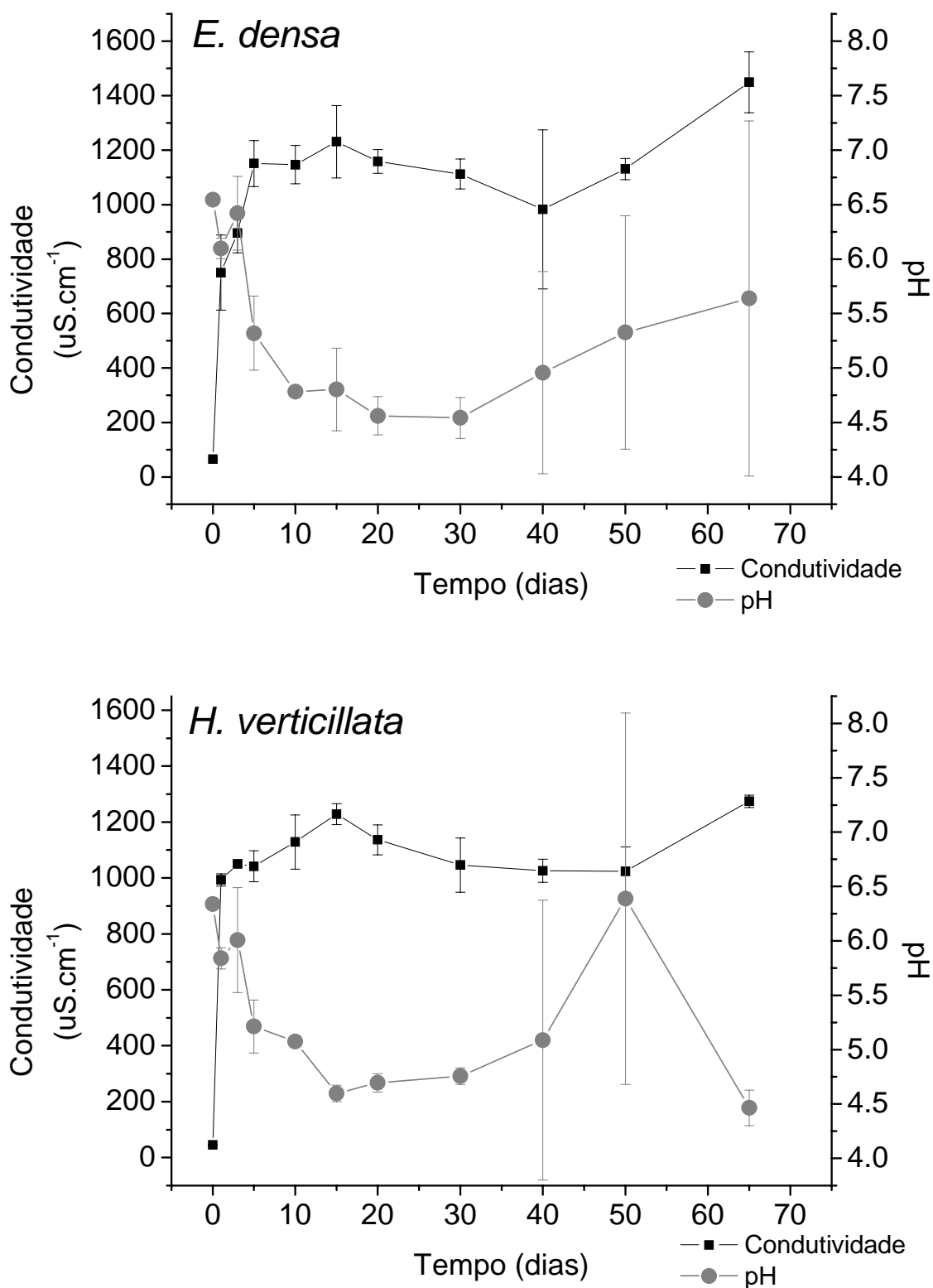
**Figura 9.** Regressão linear entre os valores de carbono inorgânico total obtido pela modelagem e os valores de carbono inorgânico total obtido experimentalmente para a decomposição anaeróbia de *H. verticillata* e *E. densa*.

#### Condutividade elétrica, pH e grau de humificação das incubações anaeróbias

As incubações com *H. verticillata* apresentaram valores de condutividade elétrica pouco superiores que as com *E. densa*, variando entre 993 e 1.274  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (*H. verticillata*) e entre 750 e 1.230  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (*E. densa*) (Figura 10, Apêndice 4). Os padrões de cinética apresentaram-se similares, com crescimento dos valores até o décimo quinto dia (1.228  $\mu\text{S cm}^{-1}$  para as incubações com *H. verticillata* e 231  $\mu\text{S cm}^{-1}$  para as incubações com *E. densa*).

O pH variou entre 4,43 e 6,39 nas incubações com *H. verticillata* e entre 4,54 e 6,54 nas incubações com *E. densa* (Figura 10, Apêndice 5). Quanto à dinâmica temporal, as incubações com as duas espécies apresentaram-se similares, com decréscimo acentuado do pH a partir do 3º dia (6,00 para incubações com *H. verticillata* e 6,42 para incubações com *E. densa*) do experimento e aumento acentuado a partir do 30º dia (4,76 para incubações com *H. verticillata*; 4,54 para incubações com *E. densa*). Entre o 50º dia (6,39) e 65º dia (4,46) houve um decréscimo acentuado para o pH das incubações com ambas as espécies (de 6,39 para 4,46 nas incubações com *H. verticillata*; de 5,33 para 4,64 nas incubações com *E. densa*).

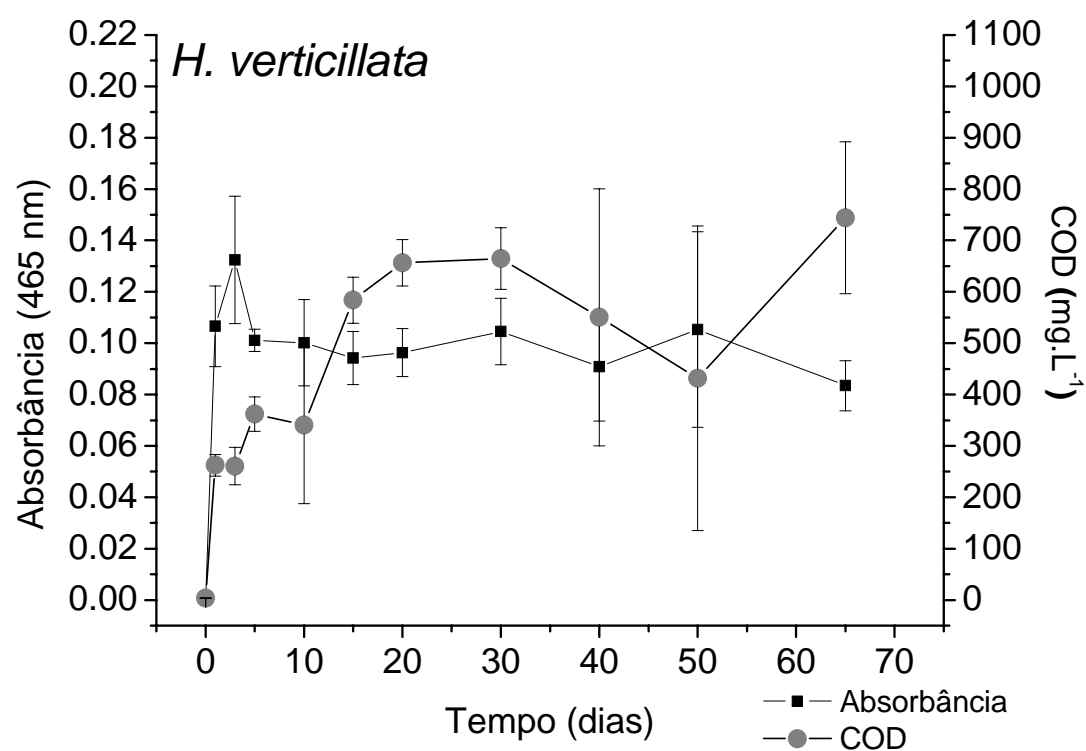
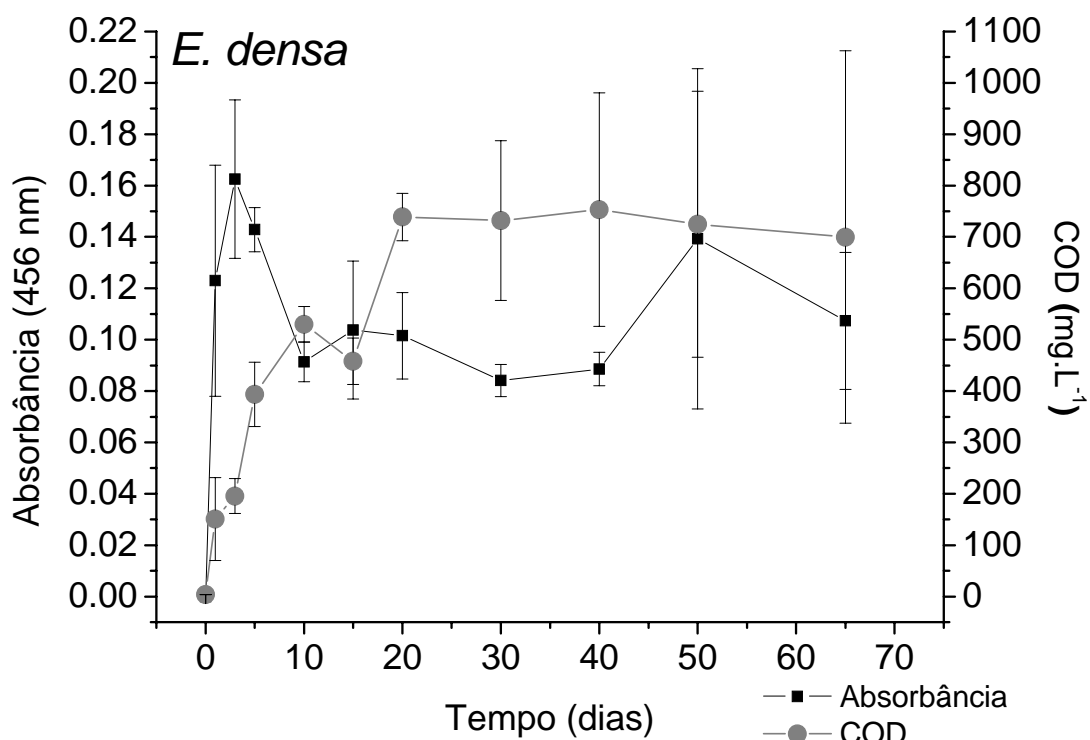
O teste ANCOVA não acusou diferenças significativas para os dois tipos de incubação quanto à condutividade ( $p = 0,2049$ ) e o pH ( $p = 0,9584$ ).



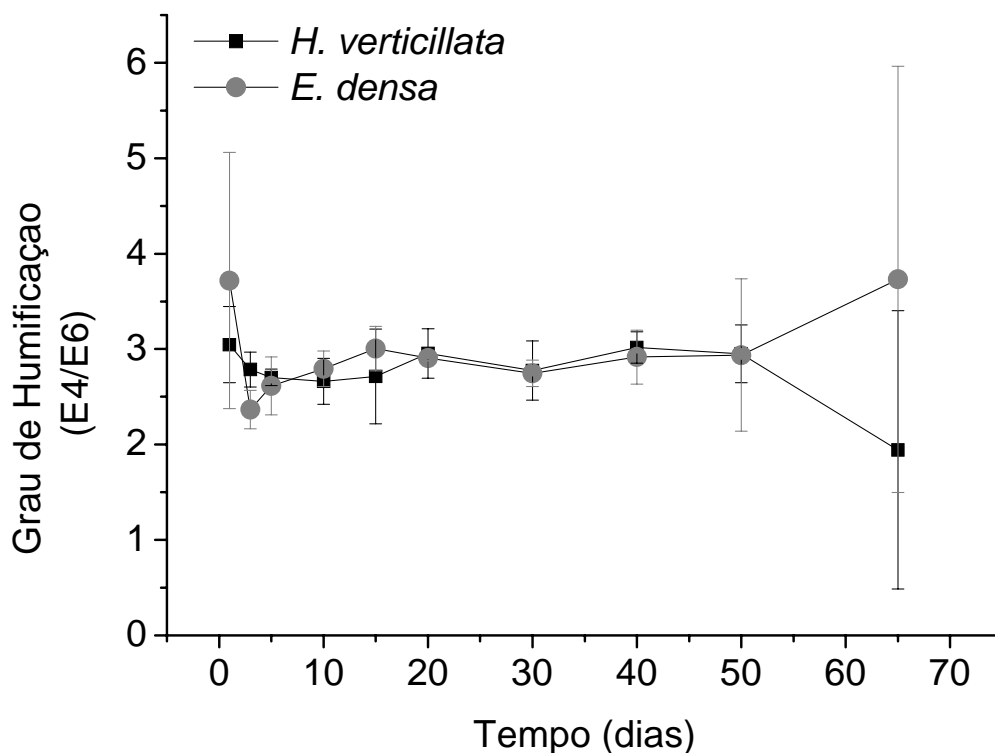
**Figura 10.** Cinética e desvio padrão dos valores de condutividade elétrica e do pH nas incubações da decomposição anaeróbica de *Egeria densa* e *Hydrilla verticillata*.

Na Figura 11 (Apêndice 6) apresentam-se as cinéticas da absorvância do material lixiviado (465 nm) e das concentrações de COD das incubações anaeróbias com *H. verticillata* e com *E. densa*. Observou-se que para as incubações das duas espécies, o pico na absorvância aconteceu no 5º dia. Após, houve um decréscimo da absorvância, se mantendo relativamente estável ao longo do experimento. Quanto ao COD, houve um rápido aumento de sua concentração até o 20º dia. Nas incubações com *E. densa*, a concentração de COD manteve-se constante, enquanto que nas incubações com *H. verticillata*, houve um decréscimo até 50º dia ( $432 \text{ mg.L}^{-1}$ ), quando foi constatado um pico no 65º dia ( $744 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Não foram constatadas diferenças entre as concentrações de COD ( $p = 0,4803$ ) e as absorvâncias avaliadas ( $p = 0,9579$ ) para as incubações das duas espécies.

O grau de humificação do COD das duas espécies (Figura 12, Apêndice 7), representado pela relação E4/E6, variou entre 1,94 e 3,05 para as incubações com *H. verticillata* e 2,37 e 3,73 para as incubações com *E. densa*. Houve uma queda da relação E4/E6 até o 3º dia, para as incubações com *H. verticillata* (de 3,72 para 2,37) e até o 10º dia para as incubações com *E. densa* (de 3,05 para 2,66). Após, houve tendência de estabilidade para os valores desta relação. No 65º dia, constatou-se queda da relação E4/E6 para incubações com *E. densa* (de 2,95 para 1,94) e ascensão da relação nas incubações com *H. verticillata* (de 2,94 para 3,73). Porém, segundo o teste ANCOVA, a relação E4/E6 não apresentou diferenças significativas quanto às incubações das duas espécies estudadas ( $p = 0,08668$ ).



**Figura 11.** Cinética e desvio padrão da absorbância do material lixiviado (em 465 nm) e concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) nas incubações da decomposição anaeróbia de *Egeria densa* e *Hydrilla verticillata*.



**Figura 12.** Cinética e desvio padrão da relação E4/E6 do material lixiviado nas incubações durante a decomposição anaeróbica de *H. verticillata* e *E. densa*.

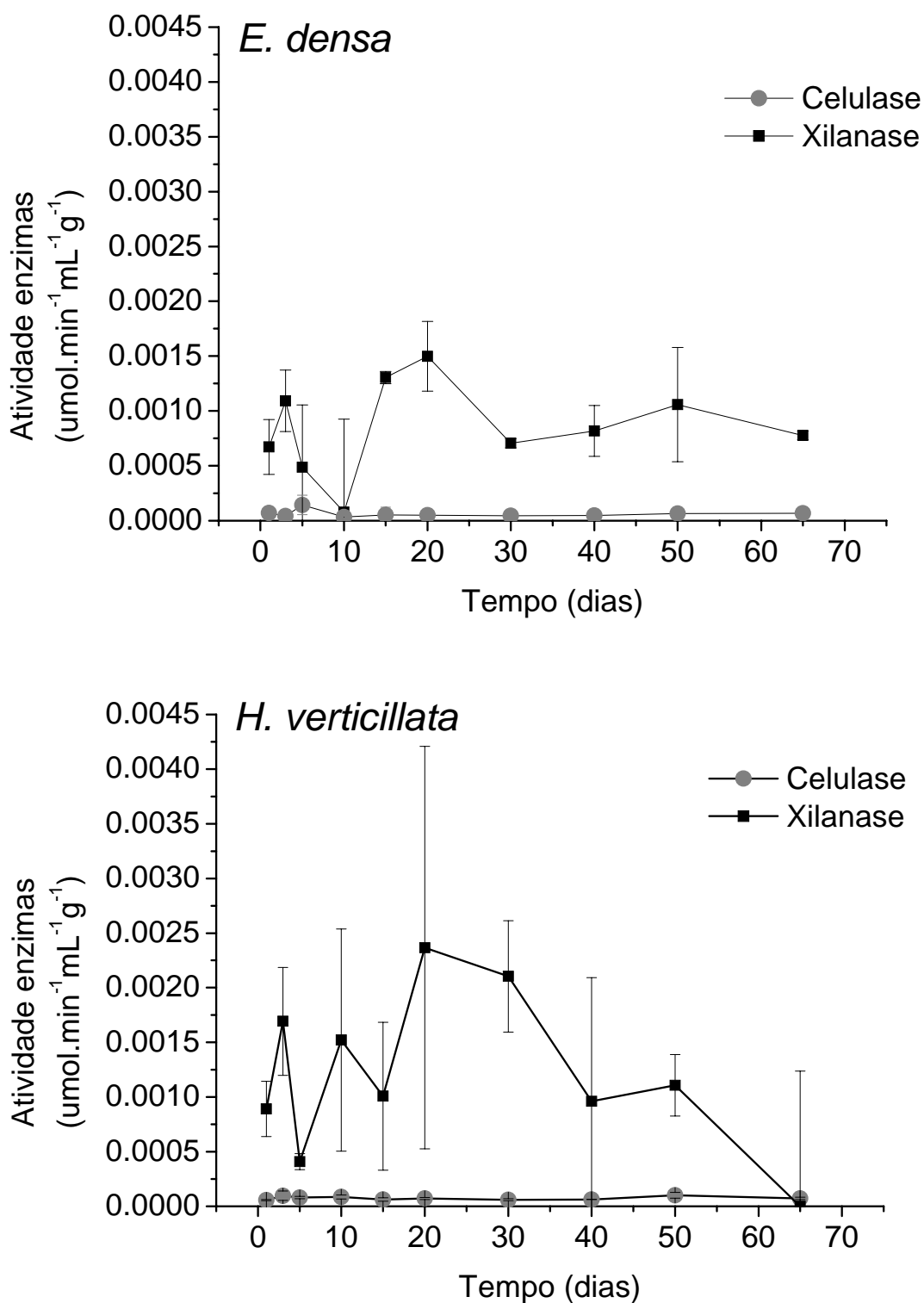
#### *Atividade enzimática*

As Figuras 13 e 14 apresentam as atividades da xilanase, celulase (Apêndice 8 e 9, respectivamente) e peroxidase (Apêndice 10) ao longo do período do experimento. A atividade da xilanase em relação à atividade da celulase apresentou-se, em média, 15,7 vezes maior na degradação de *E. densa* e 16,5 vezes maior na de *H. verticillata*. A celulase apresentou maior atividade no início do experimento, com picos no 3° dia, para *H. verticillata* e no 5° dia para *E. densa*. A degradação de *H. verticillata* ainda apresentou um pico de atividade de celulase no 50° dia. A xilanase apresentou alta atividade no início do experimento, porém, as maiores atividades foram constatadas no 20° dia dos dois tipos de incubação. Pelo teste ANCOVA, a celulase não apresentou

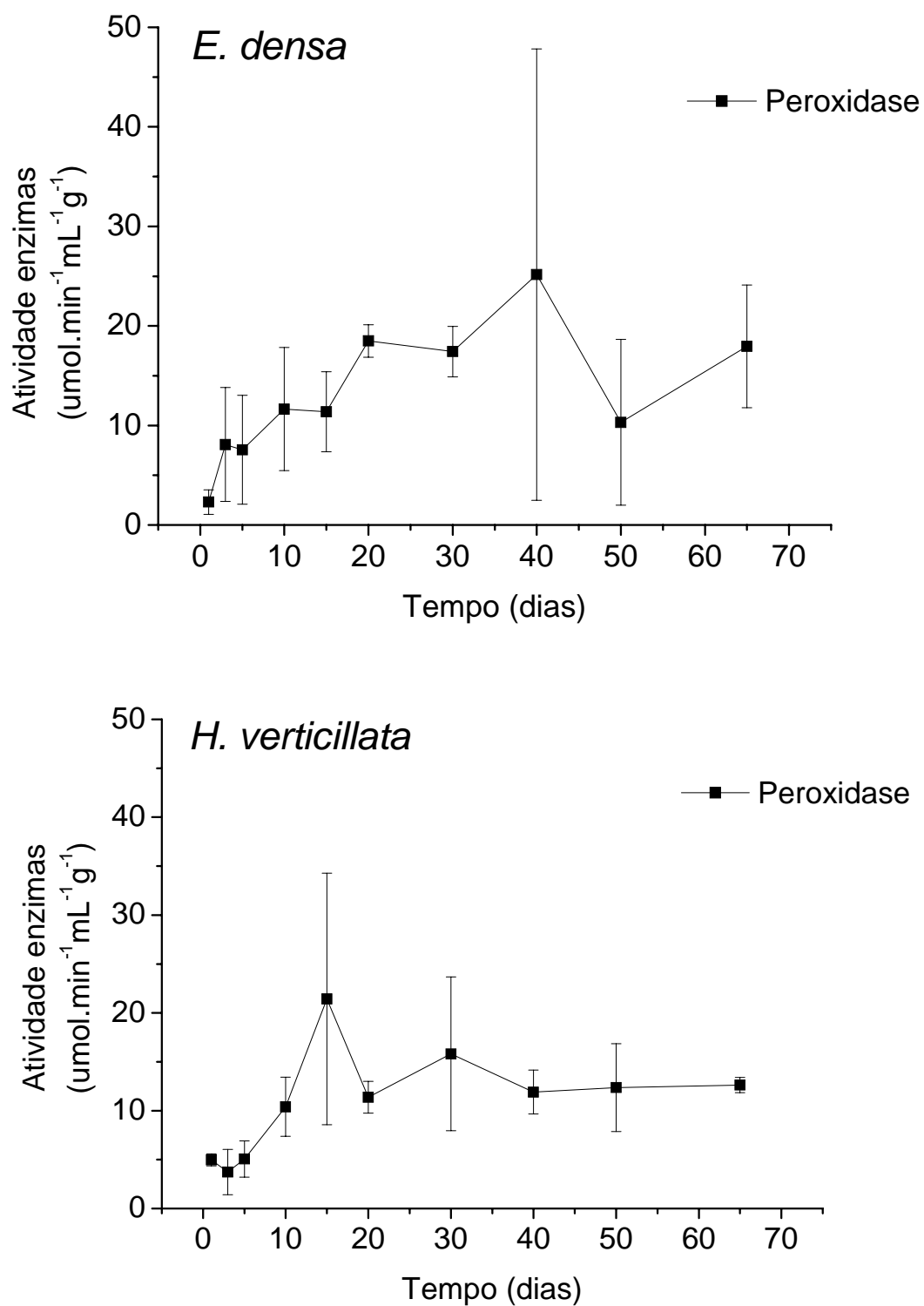


diferença significativa entre os padrões temporais da atividade na degradação de ambas as espécies ( $p = 0,676$ ), assim como para a atividade da xilanase ( $p = 0,323$ ).

Em média, a atividade da peroxidase apresentou-se muito superior que a da xilanase, correspondendo a 5345 vezes maior na decomposição de *E. densa* e 9095 vezes na de *H. verticillata*. Na decomposição de *H. verticillata*, foi observado um crescente contínuo até seu pico de atividade (15º dia do experimento) continuando ao longo do tempo, com atividade alta até o final. Na decomposição de *E. densa* foi observado padrão similar de atividade com pico no 40º dia, mantendo atividade alta até o fim do experimento. O teste ANCOVA aplicado não demonstrou diferenças significativas entre as duas espécies quanto à atividade da peroxidase ( $p = 0,4812$ ).



**Figura 13.** Cinética e desvio padrão das atividades da celulase e da xilanase nas incubações durante a decomposição anaeróbia de *Egeria densa* e *Hydrilla verticillata*



**Figura 14.** Cinética e desvio padrão das atividades da peroxidase nas incubações durante a decomposição anaeróbica de *H. verticillata* e *E. densa*.

### Conteúdo de fibras

Na Tabela 2 são mostradas as porcentagens dos conteúdos de hemicelulose, celulose e lignina constituintes de *E. densa* e *H. verticillata*. Em ambas as espécies, a principal fibra constituinte é a hemicelulose (69,6% em *E. densa* e 58,9% em *H. verticillata*). Para *E. densa*, a porcentagem de celulose (43,0%) é superior a de lignina (28,2%), para *H. verticillata* foi observado o inverso (25,2% e 33,0% respectivamente).

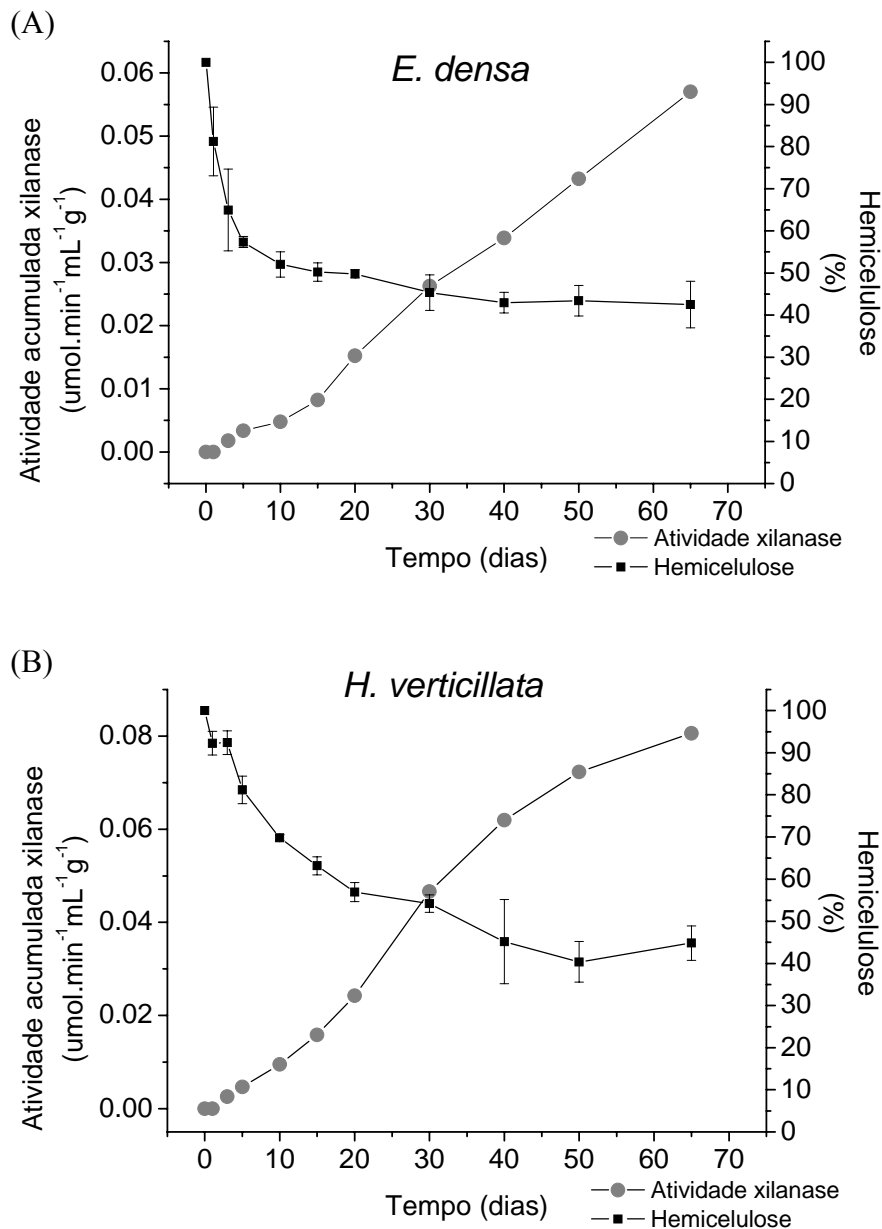
**Tabela 2.** Porcentagens dos conteúdos de hemicelulose, celulose e lignina em *E. densa* e *H. verticillata*.

	Conteúdos de fibras (%)		
	<b>hemicelulose</b>	<b>celulose</b>	<b>lignina</b>
<i>E. densa</i>	69,6	43,0	28,2
<i>H. verticillata</i>	58,9	25,2	33,0

Segundo as Figuras 15, 16 e 17, observaram-se dois padrões de perda de massa dos conteúdos de fibras. O primeiro (Padrão I) caracterizou-se por constituir 2 fases de perda de massa distintas, uma mais rápida, ao longo dos primeiros dias e outra mais lenta, nos dias experimentais que se seguiram (Figura 15A e 17A). O segundo padrão (Padrão II) de decaimento caracterizou-se como um decaimento constante ao longo do experimento (Figura 15B, 16A, 16B e 17B).

O decaimento do conteúdo de hemicelulose nos 65 dias de experimento da decomposição anaeróbia (Figura 15, Apêndice 11) foi 57,48% para *E. densa* e 55,19% para *H. verticillata*. Para *E. densa*, observou-se o Padrão I de decaimento, com rápido decaimento até o 10º dia, e posterior diminuição na velocidade do decaimento. Para a *H. verticillata*, observou-se o Padrão II de decaimento. Porém, o teste ANCOVA não

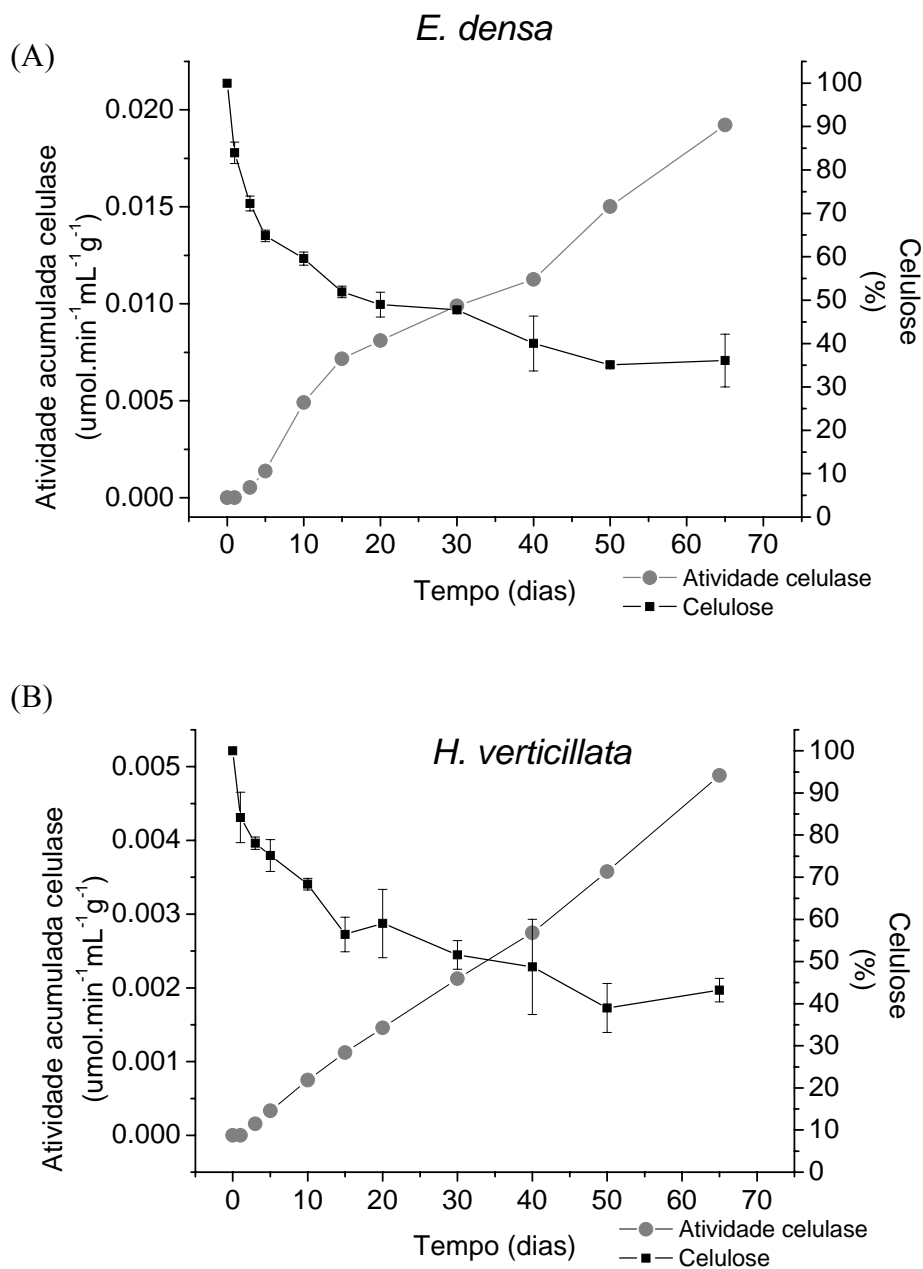
detectou diferenças significativas entre os dois decaimentos ao longo do período do experimento ( $p = 0,2756$ ).



**Figura 15.** Cinética e desvio padrão do decaimento da hemicelulose (em %) em comparação com a produção acumulada da xilanase na decomposição de *E. densa* e *H. verticillata*.

O decaimento do conteúdo de celulose na decomposição anaeróbia (Figura 16, Apêndice 12) foi 63,9% para *E. densa* e 56,79% para *H. verticillata*. Para *E. densa* e *H. verticillata*, observou-se o Padrão II de decaimento. O teste ANCOVA não detectou

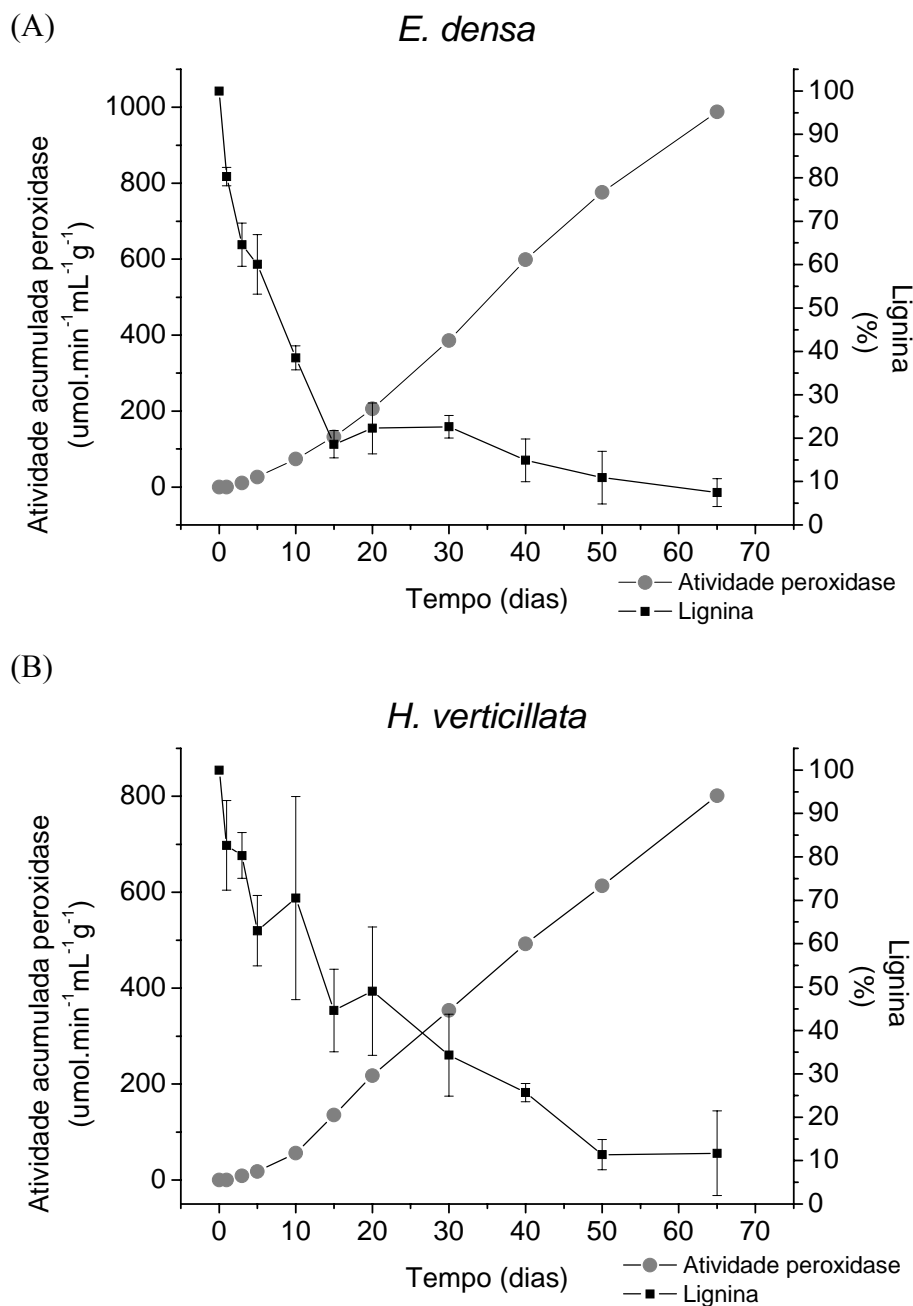
diferenças significativas entre os dois decaimentos ao longo do período do experimento ( $p = 0,8702$ ).



**Figura 16.** Cinética e desvio padrão do decaimento da celulose (em %) em comparação com a produção acumulada da celulase na decomposição de *E. densa* e *H. verticillata*.

O decaimento do conteúdo de lignina ao longo dos 65 dias de experimento da decomposição anaeróbia (Figura 17, Apêndice 13) foi 92,54% para *E. densa* e 88,31% para *H. verticillata*. Para *E. densa*, observou-se o Padrão I de decaimento, para *H.*

*verticillata* observou-se o Padrão II de decaimento. O teste ANCOVA não detectou diferenças significativas entre os dois decaimentos ( $p = 0.7509$ ).



**Figura 17.** Cinética e desvio padrão do decaimento da lignina (em %) em comparação com a produção acumulada da peroxidase na decomposição de *E. densa* e *H. verticillata*.

A atividade acumulada da xilanase (Tabela 3, Apêndice 14), foi superior na decomposição de *H. verticillata* ( $0,0806 \mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mL}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ ) em relação a de *E. densa* ( $0,057 \mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mL}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ ). Já para celulase e peroxidase, na degradação de *E. densa*

suas atividades apresentaram valores superiores (0,01923  $\mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}\text{mL}^{-1}\text{g}^{-1}$  e 988  $\mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}\text{mL}^{-1}\text{g}^{-1}$ , respectivamente) aos verificados na degradação de *H. verticillata* (0,00488  $\mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}\text{mL}^{-1}\text{g}^{-1}$  e 801  $\mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}\text{mL}^{-1}\text{g}^{-1}$ , respectivamente). O teste ANCOVA acusou diferenças significativas quanto à atividade das enzimas acumuladas no período do experimento entre as duas espécies para xilanase ( $3,4 \times 10^{-6}$ ), celulase ( $3,4 \times 10^{-10}$ ) e peroxidase ( $2,1 \times 10^{-4}$ ).

**Tabela 3.** Valores das atividades acumuladas das enzimas xilanase, celulase e peroxidase na decomposição de *E. densa* e *H. verticillata*.

	Atividade acumulada ( $\mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}\text{mL}^{-1}\text{g}^{-1}$ )		
	<b>xilanase</b>	<b>celulase</b>	<b>peroxidase</b>
<i>E. densa</i>	0,057	0,01923	988
<i>H. verticillata</i>	0,0806	0,00488	801

O teste ANOVA não indicou diferença significativa quanto à porcentagem da atividade acumulada da xilanase com o padrão de decaimento da hemicelulose para *E. densa* ( $p = 0,4998$ ) e *H. verticillata* ( $p = 0,198$ ). Quanto à relação da porcentagem da atividade acumulada da celulase com o padrão de decaimento da celulose, não houve diferença significativa para *E. densa* ( $p = 0,08446$ ) e houve diferença significativa para *H. verticillata* (0,0003). Quanto à relação da porcentagem da atividade acumulada da peroxidase com o padrão de decaimento da lignina, houve diferenças significativas para *E. densa* ( $p = 0,02319$ ) e *H. verticillata* (0,01764).

O teste ANCOVA foi realizado para verificar diferenças significativas entre as atividades enzimáticas acumuladas e o decaimento da fibra para as duas espécies.



Quanto à relação da atividade acumulada da xilanase com o decaimento da hemicelulose, não houve diferença significativa segundo ANCOVA confrontando as duas espécies ( $p = 0,5056$ ). Quanto à relação da atividade acumulada da celulase com o decaimento da celulose, houve diferença significativa entre as duas espécies ( $p = 3,0 \times 10^{-4}$ ). Quanto à atividade acumulada da peroxidase com o decaimento da lignina, não houve diferença significativa entre as duas espécies ( $p = 0,1434$ ).

#### *Consumo de oxigênio durante a mineralização aeróbia*

Na Tabela 4 são apresentados os resultados dos consumos acumulados de oxigênio dissolvido ( $OC_{m\acute{a}x}$ ) e os coeficientes de desoxigenação ( $k_d$ ), provenientes dos ajustes cinéticos das mineralizações aeróbias de *H. verticillata* e de *E. densa*. O modelo utilizado apresentou-se adequado, com  $r^2$  de 0,991 para *E. densa* e 0,990 para *H. verticillata*.

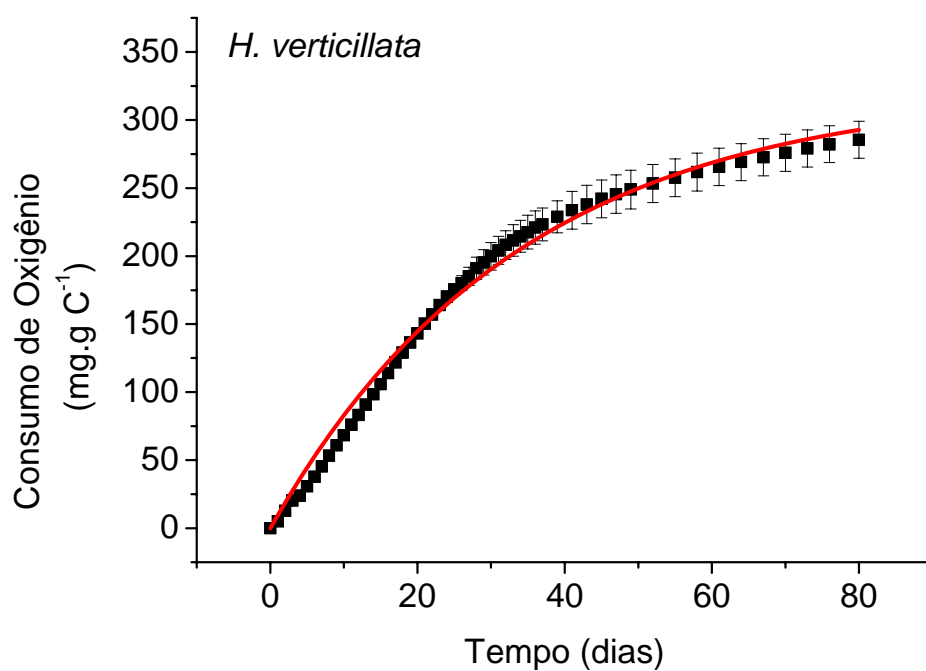
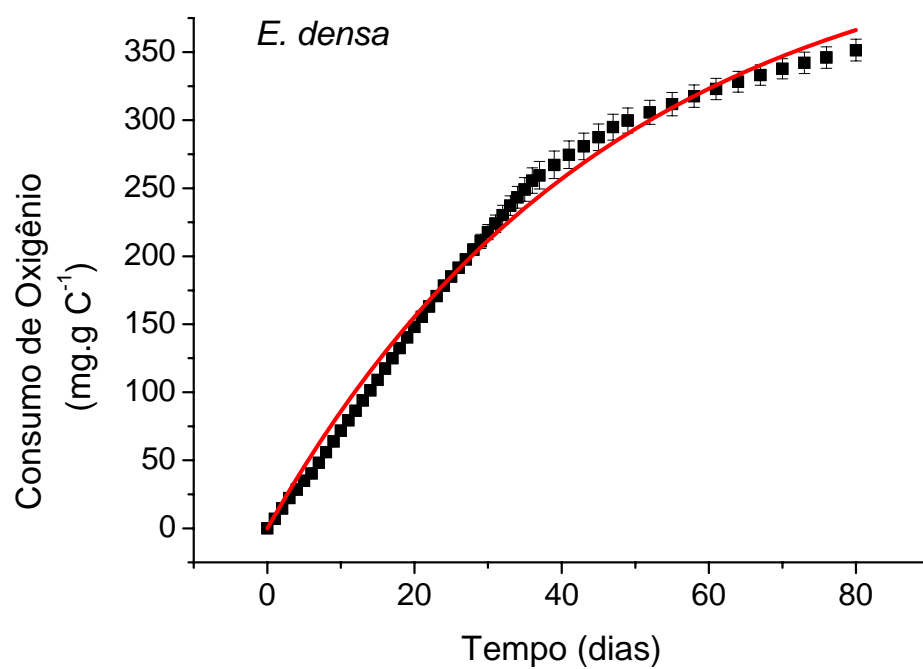
**Tabela 4.** Parâmetros obtidos do modelo cinético durante o processo de mineralização aeróbia. Em que:  $OC_{m\acute{a}x}$  = consumo de oxigênio;  $k_d$  = Coeficiente de consumo de oxigênio;  $t_{1/2}$  = tempo de meia vida, E = erro do ajuste cinético e  $r^2$  = coeficiente de ajuste do modelo.

	$OC_{m\acute{a}x}$ (mg.g C <sup>-1</sup> )	E	$k_d$ (dia <sup>-1</sup> )	E	$t_{1/2}$ (dia)	$r^2$
<i>E. densa</i>	447,27	12,424	0,0213	0,001	34	0,991
<i>H. verticillata</i>	322,75	6,351	0,0297	0,001	24	0,990

O consumo de oxigênio apresentou-se mais intenso até o 16º dia (Figura 18, Apêndice 15) na mineralização de *H. verticillata* e até o 22º dia na de *E. densa*, com diminuição do consumo ao longo do experimento. A mineralização de *E. densa* apresentou maior consumo de oxigênio (447,27 mg.g C<sup>-1</sup>) em relação a de *H.*

*verticillata* (322,75 mg.g C<sup>-1</sup>), assim como maior tempo de meia vida (40 dias para *E. densa* e 29 dias para *H. verticillata*). Com o teste ANCOVA aplicado, foi demonstrado que existe diferença significativa entre os consumos de oxigênio acumulados ao longo do período de experimento para estas espécies ( $p = 4,864E-4$ ).

Os valores da estequiometria do consumo de oxigênio, relação do acumulado de oxigênio consumido até o último dia do experimento com a quantidade de carbono oxidada até o 80º dia (Relação O/C) foi de 1,88 para *E. densa* e de 1,74 para *H. verticillata*.

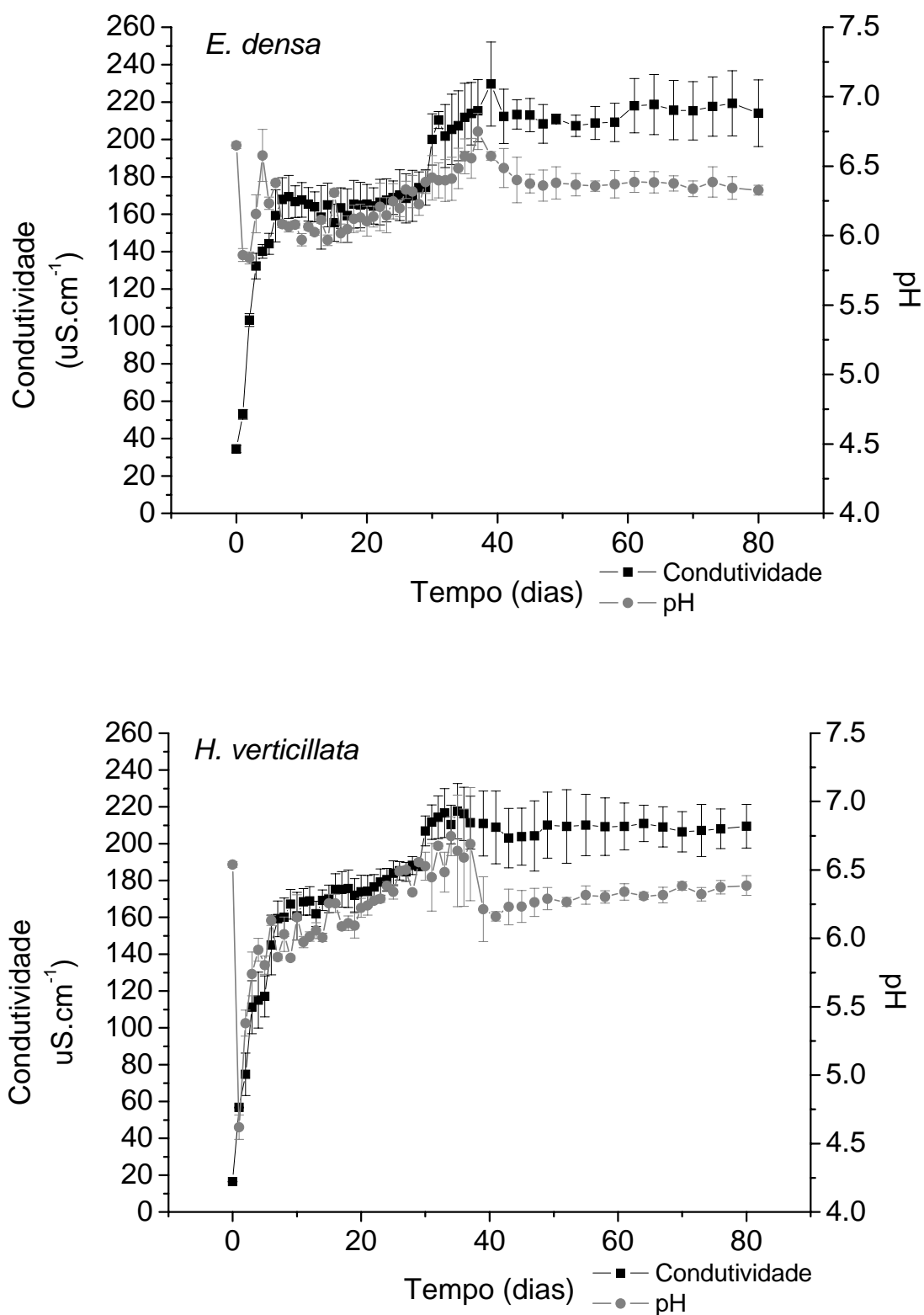


**Figura 18.** Cinética e desvio padrão no consumo de oxigênio durante mineralização aeróbia de *E. densa* e *H. verticillata*.

### *Condutividade e pH das incubações aeróbias*

As condutividades elétricas determinadas na fração dissolvida variaram entre 39,8 e 217,6  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (incubações aeróbias com *H. verticillata*) e entre 53,0 e 229,7  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (incubações aeróbias com *E. densa*; Figura 19, Apêndice 16). Os padrões da cinética apresentaram-se similares, com aumento acentuado da condutividade elétrica até o 10º dia para *H. verticillata* (167,3  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) e até o 8º dia para *E. densa* (169,3  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de experimento. A estabilização dos valores ocorreu até o 29º dia tanto nas incubações com *H. verticillata* (187,6  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) quanto para as com *E. densa* (174,3  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), quando houve um aumento dos valores de condutividade e posterior estabilização a partir do 43º dia de experimento. Este período de maior estabilidade quanto a condutividade elétrica teve valores médios em torno de 209,8  $\mu\text{S cm}^{-1}$  para as incubações com *H. verticillata* e 212,4  $\mu\text{S cm}^{-1}$  para as com *E. densa*.

Os valores de pH variaram entre 4,62 e 6,74 nas incubações com *H. verticillata* e entre 5,84 e 6,87 para as com *E. densa* (Figura 19, Apêndice 17). Quanto aos padrões de variação ao longo do tempo de experimento, as duas incubações apresentaram grande queda dos valores de pH nas primeiras 24 horas (de 6,54 para 4,62 em *H. verticillata*; de 6,65 para 5,86 em *E. densa*). Em seguida, ocorreram aumentos dos valores até o 34º dia do experimento nos frascos com *H. verticillata* (6,74) e 37º dia nos frascos com *E. densa* (6,75). Após, verificaram-se diminuição e estabilização dos valores até o 80º dia do experimento. O teste ANCOVA não indicou diferenças significativas quanto aos padrões, entre as duas espécies, de condutividade ( $p = 0,9454$ ) e pH (0,1601).



**Figura 19.** Cinética e desvio padrão da condutividade elétrica e pH das incubações com *H. verticillata* e *E. densa* sob condições aeróbias.

## DISCUSSÃO

Os experimentos realizados *in vitro* apresentaram grande relevância para o estudo de decomposição, pois através deste procedimento, é possível o estabelecimento da função de força a ser estudada, nesse caso, as condições de anaerobiose. Desta forma, foi possível a aplicação de modelos que abordassem e explicassem aspectos exclusivos deste tipo de decomposição, sem interferências dos outros fenômenos ambientais envolvidos no processo de decomposição. A modelagem matemática se mostrou uma ferramenta eficiente no entendimento do processo de decomposição, fornecendo argumentos quantitativos para a elucidação dos problemas ecológicos sugeridos.

O ajuste cinético utilizado para descrever a perda de massa (Equação 1) apresentou-se adequado para a parametrização satisfatória das decomposições anaeróbias das macrófitas selecionadas; com o modelo matemático utilizado, foi considerado o substrato como um recurso heterogêneo (Bianchini Jr., 2003), constituído por frações lábil/solúvel e refratária. Segundo Nunes et al. (2011), os valores obtidos de  $COP_{LS}$  para as duas espécies são próximos aos valores médios encontrados para as macrófitas submersas (34,1%). Os coeficientes de perda de massa para as duas espécies foram maiores durante o primeiro estágio da decomposição (primeira semana). Este padrão ocorreu devido a uma perda mais rápida de massa em decorrência dos processos de lixiviação das frações protoplasmáticas e posterior predomínio dos processos de decomposição dos materiais mais recalcitrantes (Godshalk e Wetzel, 1978; Danell e Sjöberg, 1979; Ayyappan et al., 1986; Bruquetas de Zozaya e Neiff, 1991, Asaeda et al., 2000, Chimney e Pietro, 2006). Os  $t_{1/2}$  para os decaimentos da matéria orgânica das duas espécies (88 dias para *E. densa* e 94 dias para *H. verticillata*) foram baixos quando confrontados com os valores obtidos para espécies submersas em vários estudos (média de 156 dias) (Cunha e Bianchini Jr., 1998; Bianchini Jr., 1999; Asaeda et al., 2000;

Bianchini Jr., 2003; Cunha-Santino et al., 2006; Nunes et al., 2011). Porém, estes períodos de meia vida não podem ser aceitos como valores absolutos das duas espécies, pois a temperatura exerce papel fundamental na determinação da velocidade de decaimento da matéria orgânica (Barillier e Garnier, 1993), podendo-se obter diferentes  $t_{1/2}$  para a mesma espécie, em temperaturas de incubação diferentes. Alterações na temperatura influenciam mudanças tanto à comunidade bacteriana presente no substrato em decomposição quanto ao metabolismo individual dos micro-organismos decompositores (Chin et al., 1999).

A avaliação temporal do consumo de oxigênio dissolvido permite a descrição indireta das atividades metabólicas dos micro-organismos envolvidos nos processos degradativos aeróbios nos ecossistemas aquáticos, uma vez que é reconhecida a proporcionalidade entre o desaparecimento de substrato e a formação de produtos e produção de biomassa microbiana (Brum et al., 1999; Bianchini Jr. et al., 2006). Quanto ao experimento envolvendo a decomposição aeróbia, o consumo de oxigênio, mais acentuado nos primeiros dias ocorreu devido à mineralização de compostos lábeis, sob velocidades altas e demandas elevadas de oxigênio, assim como em Peret e Bianchini Jr. (2004). A posterior diminuição nas taxas de consumo de oxigênio esteve relacionada à predominância de compostos refratários nestes estágios, com menores taxas de mineralização (Sciessere et al., 2007). Os tempos de meia vida para o consumo de oxigênio nas mineralizações das duas espécies estão dentro da faixa de valores encontrados na literatura para macrófitas submersas (Carrillo et al., 2006; Chimney e Pietro, 2006; Shilla et al., 2006). O maior tempo de meia vida da degradação de *E. densa* em relação a de *H. verticillata* esteve relacionado, provavelmente ao seu maior teor de  $MOP_R$  (Tabela 1). As oxidações das frações lábeis caracterizam perdas de massa

rápidas, enquanto que a porção refratária pode decrescer de 10 a 20 vezes mais lentamente (Gillon et al., 1994).

Os valores da relação estequiométrica que considera a quantidade de oxigênio consumido por quantidade de carbono mineralizado (Relação O/C) encontram-se na mesma ordem de grandeza que os verificados em vários levantamentos realizados (Nunes et al., 2007; Bianchini Jr. et al., 2008; Cunha-Santino et al., 2010). Durante a degradação aeróbia, assume-se que todo o oxigênio dissolvido na incubação seja usado na oxidação do carbono orgânico (Brezonik, 1994). Desta forma, assume-se que o oxigênio consumido é proporcional ao CO<sub>2</sub> gerado (i.e. O/C = 2,66; Chapra e Reckhow, 1983). Porém, a imobilização do carbono para a formação de biomassa de microorganismos, é em média de 62% (Ramanathan e Gaudy, 1972). No que se refere aos processos de curto período de decaimento da glicose e formação de CO<sub>2</sub>, Antonio (1992) admitiu que a mineralização da glicose representou 20% do consumo de carbono orgânico, enquanto a formação de biomassa microbiana foi responsável por 60% e o processo de humificação pelos 20% restantes de carbono. Isto explica os valores de defasagem da relação O/C obtidos neste estudo e em outros experimentos (Peret e Bianchini Jr., 2004; Cunha-Santino et al., 2004; Bianchini Jr. et al., 2008) para o valor padrão de estequiometria (2,66; Chapra e Reckhow, 1983).

Os modelos de mineralização do carbono obtiveram boa convergência quando confrontados com os valores experimentais de CIT. Os desvios obtidos (10,4% para *H. verticillata* e 2,3 % para *E. densa*) devem-se em grande parte pelo fraco ajuste do modelo para a cinética do COD (Equação 2). Porém, considerando que a fração lábil/solúvel do COP corresponde a 29,4% para *E. densa* e 23,2% para *H. verticillata*, os desvios do modelo do COD não obtiveram grande influência em relação ao balanço global de carbono. Segundo Wetzel (1995) o COD nos ambientes aquáticos apresenta



grande potencial de incorporação por organismos heterotróficos. Assim, o COD oriundo do processo de lixiviação das macrófitas em decomposição seria prontamente metabolizado por bactérias devido a sua natureza reativa (Faria e Esteves, 2001; Cunha-Santino e Bianchini Jr. 2010). Porém, para as duas espécies avaliadas, o COD apresentou grande potencial refratário, com coeficientes de mineralização nulos. Nesse contexto, nos ambientes aquáticos o COD pode ser preponderantemente (por até 60%) composto por substâncias húmicas (SH) (Thurman, 1985). Considerando a natureza refratária do COD presume-se que os micro-organismos envolvidos na degradação das SH não sejam metabolicamente adaptados à decomposição desta MOD nas condições experimentais adotadas (anaerobiose, temperatura e tipo de substrato) (Cunha-Santino e Bianchini Jr., 2008). Outro fator que contribui para o alto teor refratário encontrado para o COD é a proporção de AF (ácido fúlvico) e AH (ácido húmico). O AF constitui-se numa molécula menos complexa que AH, sendo mais facilmente biodisponibilizada (Cunha-Santino e Bianchini Jr., 2004). No presente estudo, os valores da absorvância em 465 nm, que indica o conteúdo de substância amarela referente ao ácido húmico, mantiveram-se elevados ao longo de todo o experimento. Estes valores, associados às altas concentrações de COD observadas ao longo do experimento, podem indicar natureza refratária do COD. Para ambas as espécies, a relação E4/E6 foi inferior a 5, indicando o predomínio de ácidos húmicos (AH) sobre os ácidos fúlvicos (AF) (Osborne et. al., 2007). Este balanço é bastante utilizado na indicação da relação inversa entre os processos de humificação progressivos e o aumento da condensação da matéria orgânica (Tombácz, 1999). O decréscimo da razão E4/E6 está diretamente relacionado com o aumento do peso molecular e a condensação dos carbonos aromáticos (Saab e Martin-Neto, 2007). Assim, a relação E4/E6 observada propõe maiores taxas de AH sobre o AF e propiciariam um COD de natureza refratária. Desta forma, o rápido

decaimento do COP nos primeiros dias do experimento (Figura 7) poderia estar associado exclusivamente à mineralização da fração lábil, e não da fração solúvel, (COD, Tabela 1) correspondente a 15,5% do COP de *E. densa* e 12% de *H. verticillata*.

Nos primeiros dias da decomposição anaeróbia, houve um aumento acentuado nos valores da condutividade elétrica para ambas as espécies. Isto se deve ao grande aporte de íons presentes no material lixiviado (Mun, 2000), nesta etapa da decomposição (predominância de COP<sub>LS</sub>), assim como a potencial e intensa geração de bicarbonatos. Com o passar dos dias, houve um decréscimo gradativo da condutividade devido aos processos de mineralização deste lixiviado por utilização heterotrófica (Cunha-Santino et al., 2010) e assimilação de elementos (imobilização biológica). Os valores de pH para a decomposição anaeróbia apresentaram-se na mesma ordem de grandeza e padrões da cinética obtidos por Cunha-Santino et al. (2010). No início, houve uma diminuição brusca dos valores de pH, devido possivelmente à grande quantidade de compostos intermediários sendo formados a partir do processo predominante de decomposição do COP<sub>LS</sub>, o que ocasiona a acidificação do meio (i.e. formação de amônio, bicarbonatos e de ácidos orgânicos). O posterior aumento dos valores de pH está relacionado a reações de desnitrificação (Wetzel, 2001) e da oxidação anaeróbia de amônio (Mulder et al., 1995), durante os processos predominantes de decomposição do COP<sub>R</sub>. Em condições aeróbias, o principal responsável de mineralização é a demanda biológica, i.e. respiração heterotrófica. Santos (2009) e Nunes et al. (2007) estudando a decomposição aeróbia de *M. aquaticum*, comprovaram que a oxidação química foi responsável somente por 1 a 4% do consumo total de oxigênio.

Em relação ao pH, o incremento nos valores na fase inicial da mineralização, assim como o incremento observado para os valores de condutividade elétrica estão

provavelmente relacionados a liberação de íons provenientes do conteúdo protoplasmático das células, formação de compostos húmicos (Aguilar e Thibodeaux, 2005) e também pela solubilização dos nutrientes do meio de cultura (Santos, 2009). Este processo também foi observado nos estudos de decomposição realizados com *Egeria najas* por Carvalho et al. (2005) e *Typha domingensis* por Howard-Williams e Howard-Williams (1978) e Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2006). Apesar da atividade heterotrófica, que ocasionaria a diminuição da condutividade pelo consumo do lixiviado (como observado nos padrões de condutividade anaeróbios), não foi observada a diminuição dos valores de condutividade elétrica e pH ao longo do experimento. Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2006) detectaram o estabelecimento de dois sistemas tampão para o pH, devido a humificação e ao sistema de carbonato, o qual permite valores de pH entre 7,0 e 8,0. Neste experimento, as predominâncias de meios levemente ácidos (médias de 6,22 e 6,27) deveram-se, provavelmente, ao balanço entre os sistemas de tampões e o aporte constante de compostos intermediários durante todo o processo, o que tenderia a uma acidificação do meio (Weimer e Zeikus, 1977; Schaffner e Beuchat, 1986). Os valores elevados de condutividade também estiveram provavelmente associados à presença destes compostos intermediários, oriundos do COD de natureza refratária (Tabela 1), cujos coeficientes de mineralização foram baixos (praticamente nulos) para as duas espécies, mantendo dessa forma, os valores de condutividade altos durante o processo.

O modelo de duplo decaimento, associado à atividade enzimática encontrada no início do experimento sugere que a celulose e xilana são os primeiros compostos degradados, porém existe atividade sobre os compostos mais recalcitrantes (e.g. lignina). Normalmente, no início do processo enzimático da decomposição, enzimas celulolíticas apresentam atividade elevada que, ao longo do tempo, diminui devido à

degradação hidrolítica da celulose por micro-organismos. As maiores atividades da celulase e xilanase, nos primeiros estágios da decomposição, também foram relatadas na literatura, e.g. Sala e Güde (1999) na decomposição de *Potamogeton pectinatus*, Fioreto et al. (2000) na decomposição de *Cistus incanus* e *Myrthus communis* e Nunes et al. (2011) na decomposição de *Ricciocarpus natans*, *Oxycaryum cubense* e *Cabomba furcata*. Devido à íntima associação do complexo estrutural hemicelulose-celulose, os sistemas enzimáticos responsáveis por sua degradação (celulase e xilanase) também apresentam associação (Tomme et al., 1995). Rodriguez et al. (1996) em estudos com atividade enzimática de *Cellulomonas* sp e Cunha-Santino (2003) em estudo da atividade enzimática sobre *Utricularia breviscapa* sugerem interdependência entre os sistemas reguladores da celulase e xilanase.

Num segundo momento, a atividade das enzimas oxidativas (e.g. peroxidases) torna-se mais importante, uma vez que os materiais recalcitrantes do substrato (como lignina) tornam-se as fontes principais de carbono. Desta forma, a qualidade do substrato decai ao longo do tempo, havendo a necessidade dos micro-organismos alocarem uma proporção maior de energia para a utilização dos compostos mais refratários (Sinsabaugh e Linkins, 1990; Sinsabaugh e Findlay, 1995; Kourtev et al., 2002). Isto pode ser observado pela maior atividade enzimática da peroxidase quando comparada com as atividades da celulase e xilanase. Presume-se que, com um substrato mais refratário exista a necessidade de maior atividade enzimática para suprir as necessidades metabólicas da microbiota. Portanto, este substrato pode ser considerado de menor qualidade. Assim, mesmo durante a primeira fase da decomposição, cujo consumo do  $COP_L$  é predominante, existem micro-organismos que se utilizam de enzimas ao atuarem em um substrato refratário (Fioreto et al., 2000), havendo a coexistência dos processos sobre a fase lábil/solúvel e a fase refratária da decomposição

desde os primeiros dias. Outro fator que pode influenciar na grande atividade da peroxidase se comparada com a celulase e xilanase é a sua natureza generalista, atuante na clivagem de ligações C-C resultando na despolimerização da lignina em fenóis metoxilados e substituindo compostos benzoicos, na hidroxilação e oxidação e clivagem do anel aromático, utilizando  $H_2O_2$  como aceptor (Lynch e Hobbie, 1988). Desta forma, a produção da peroxidase pode ser induzida por outras fontes além das fibras de lignina. Isto pode ser evidenciado pelo teste ANOVA realizado para verificar a relação da atividade acumulada da enzima peroxidase e as perdas de massa da lignina; pelo qual não se verificou uma relação estabelecida entre estas. A atividade da peroxidase exerce grande influência no decaimento da lignina, porém, a indução da produção desta enzima pode não estar associada exclusivamente com a degradação da lignina. A decomposição de outros compostos presentes, como compostos fenólicos, polissacarídeos e celobiose, (Sinsabaugh, 2010) podem estar relacionadas com a alta atividade da enzima peroxidase encontrada. Compostos refratários (e.g. lignina) são mineralizados sob baixas velocidades (Benner e Hodson, 1985; Fioreto et al., 2000; Kourtev et al., 2002). Porém, como demonstrado (Figura 17), as perdas de massa de lignina na degradação de *E. densa* (92,54%) e *H. verticillata* (88,31%) foram superiores aos das outras fibras. Desta forma, a inespecificidade da peroxidase e presença de outros compostos indutores de atividade desta enzima podem acarretar uma produtividade enzimática elevada (Figura 14) e rápida e eficiente decomposição da lignina constituinte destas macrófitas. Quantitativamente, o processo de decomposição da lignina é bastante significativo, como demonstra o levantamento realizado por Cunha-Santino et al. (2008), cuja porcentagem de lignina nos tecidos de sustentação de macrófitas pode alcançar 33,4%, sendo uma importante fonte de carbono autóctone.

A maior produção de xilanase em relação à de celulase pode ser associada a fatores estruturais das moléculas (Pérez et al., 2002). Hemiceluloses são polímeros mais facilmente hidrolisáveis do que celulosas. Apesar da maior complexidade da hemicelulose, apresentando cadeias laterais curtas de diferentes açúcares (e.g. D-xilose, D-manose, D-galactose, D-glucose, L-arabinose, ácidos 4-O-metil-glucourônico, D-galactourônico e D-glucourônico) (Pérez et al., 2002), o que acarreta a necessidade de maior diversidade de enzimas hidrolizantes, este polímero apresenta sítios de ligação mais acessíveis do que a celulose (Ghose e Bisharia, 1987; Gilbert e Hazelwood, 1993), não formando agregados, mesmo quando co-cristalizados com cadeias de celulose (Cunha-Santino et al., 2008). Estatisticamente, houve uma boa relação entre a atividade acumulada da enzima xilanase e a perda de massa da hemicelulose. Isto reflete na especificidade da relação fibra e enzima, cuja atuação enzimática pareceu ser bastante efetiva sobre o decaimento da fibra ao longo do processo de decomposição. Quanto à atividade acumulada da enzima celulase e o decaimento da celulose, houve comportamento diferente para as duas espécies. Na degradação de *E. densa*, a celulase apresentou relação direta com o decaimento de celulose.; já com *H. verticillata*, esta relação não foi evidente. Não houve diferença significativa entre os decaimentos de celulose das duas espécies. Porém, houve diferenças significativas para a relação da atividade celulolítica acumulada covariando com o decaimento da celulose quando comparada para as duas espécies. Desta forma, a diferença encontrada na relação substrato-enzima para a celulose-celulase pode ser atribuída à diferença de proporção de celulose existente para as duas espécies, influenciando na atuação dos sistemas reguladores da celulase (Rodriguez et al., 1996).

Os padrões de decaimento de fibras (evidenciados pelos padrões I, II), apesar de não possuírem significância estatística segundo ANCOVA, demonstram a necessidade

de novos estudos quanto a forma do decaimento destas fibras. Segundo as Figuras 15, e 17, houve uma tendência de um padrão de decaimento em duas etapas. Minderman (1968), propõe um modelo de primeira ordem, o qual constitui num decaimento simples da matéria orgânica (i.e. as taxas de reação são proporcionais à quantidade de detrito), porém, a atuação diferencial das enzimas ao longo do tempo, como foi constatado neste trabalho, refletiria num decaimento diferencial ao longo do tempo do recurso consumido. Dessa forma, o modelo de decaimento bifásico (Equação 1, Lousier e Parkinson, 1976) seria mais adequado para explicar o decaimento das fibras encontrado. Este modelo não exploraria a natureza bifásica do recurso, uma vez que a fibra possui natureza homogênea ao longo do processo de decomposição (Minderman, 1968), mas enfatizaria a natureza diferencial da atividade enzimática ao longo do tempo.

O teste estatístico ANCOVA considera a relação de dois conjuntos de variáveis sobre uma regressão linear e verifica, através de uma análise de variância, a diferença entre as regressões lineares confrontadas, com o intuito de refinar o teste de variância normal (Zar, 1999). Neste trabalho, os resultados referentes a cada uma das análises das duas espécies foram confrontados entre si, considerando a covariância com os dias amostrais. Para todas as análises do experimento anaeróbio realizadas, com exceção dos conteúdos de fibras e os processos de consumo de oxigênio para as duas espécies estudadas, não houve diferenças significativas segundo ANCOVA. A diferença entre os processos aeróbios da decomposição pode estar relacionada com a oxidação da fração refratária. O padrão do consumo de oxigênio das duas espécies não variou durante os primeiros dias do experimento, apresentando as mesmas taxas de consumo para as duas espécies, indicando que o consumo na fase lábil/solúvel, que, normalmente, gera demandas elevadas de oxigênio, foi bastante similar entre as duas espécies. Porém, o momento de inflexão das curvas, ou seja, o momento que a decomposição do  $COP_R$

torna-se predominante sobre a decomposição do  $COP_{LS}$ , diferiu consideravelmente (*H. verticillata* entre o 28° e 33° dias do experimento, e *E. densa*, entre o 37° e 41° dias do experimento), assim como o padrão de consumo de oxigênio posterior as inflexões das curvas obtidas para estas espécies. Desta forma, a decomposição aeróbia apresentou-se mais seletiva que a decomposição anaeróbia, principalmente na sua atuação sobre o conteúdo de fibras.

A composição das substâncias encontradas em espécies diferentes pode alterar significativamente o metabolismo enzimático da microbiota, uma vez que esta biota estaria selecionada quanto ao substrato (Kourtev et al., 2002). A hipótese de que a decomposição seria mais rápida para *E. densa* em relação à *H. verticillata* devido a natureza nativa de *E. densa* nos reservatórios selecionados não se confirmou. Isto pode ser atribuído às espécies (ambas da família Hydrocharitaceae) possuírem hábitos muito semelhantes e segundo Sousa et al. (2009), que avaliou a ocorrência de *H. verticillata* e *E. najas* na bacia do rio Paraná, Brasil, possuírem alta similaridade morfológica e ecológica, inclusive com possibilidade de competição entre estas espécies. Bianchini Jr et al. (2010) avaliou o crescimento de *H. verticillata* em condições controladas e constatou potencial de competição entre esta espécie exótica e nativas de mesmo habitat, como *E. densa*. Porém, devido à maior velocidade de crescimento em relação às macrófitas nativas, *H. verticillata* apresentaria maior potencial competitivo.

O sistema brasileiro de usos múltiplos de reservatórios, que abrange energia, abastecimento e lazer, propicia uma diminuição da qualidade ambiental destes ecossistemas artificiais. Isto se dá através do desmatamento e ocupação das áreas do entorno, diminuição da qualidade de água por eutrofização e lançamento de poluentes químicos e alteração nos ciclos de vazão dos reservatórios segundo necessidades energéticas. Estes aspectos propiciam ambientes favoráveis ao desenvolvimento de



espécies invasoras. Nos reservatórios de Porto Primavera e Jupia existem problemas relacionados à grande ocorrência de *H. verticillata* (Bianchini Jr. et al., 2010) e *E. densa* (Velini et al., 2005). Os resultados obtidos no presente estudo permitem inferir que as grandes biomassas dessas macrófitas ocasionariam alterações na ciclagem dos nutrientes decorrente dos processos de decomposição. Como consequência, pode haver alterações no metabolismo ecossistêmico em curto (e.g. aumento da disponibilidade de nutrientes, diminuição da disponibilidade de oxigênio dissolvido) e longo prazo (e.g. acúmulo de material particulado refratário nos sedimentos, aumento da heterotrofia anaeróbia).

## **CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES GERAIS**

No geral, não se verificaram diferenças significativas entre as duas espécies quanto aos padrões de decomposição. Isto, provavelmente se deve a similaridade morfológica entre as duas espécies, de mesmo hábito ecológico. A diferença encontrada no consumo de oxigênio durante a mineralização, provavelmente esteve relacionada às diferentes proporções das fibras entre as duas espécies. Desta forma, a hipótese de que a decomposição sobre a espécie nativa ocorreria de maneira mais rápida sobre a espécie exótica não foi confirmada.

Existe a necessidade de novos estudos de validação dos modelos de decaimento de fibras, considerando aspectos modernos e avanços da ciência, como a atividade enzimática diferencial ao longo do tempo, o que pode enriquecer e fornecer novos subsídios para modelos mais refinados.

Outro aspecto relevante deste trabalho foi a utilização de espécies invasoras no estudo da decomposição. É evidente a importância destas espécies nos ecossistemas aquáticos devido a alterações que propõem no ambiente a qual se inserem. No caso dos processos de decomposição, o estudo da forma como estas espécies influenciam nas rotas biogeoquímicas é essencial para o entendimento do efeito de espécies invasoras nos ambiente aquáticos.

**REFERÊNCIAS**

- Aguilar, L. e Thibodeaux, L. J. (2005). Kinetics of peat soil dissolved organic carbon release from bed sediment to water. Part 1. Laboratory simulation. *Chemosphere*, 58, 1309-1318.
- Ali, M. M. e Soltan, M. A. (2006). Expansion of *Myriophyllum spicatum* (Eurasian water milfoil) into Lake Nasser, Egypt: invasive capacity and habitat stability. *Aquatic Botany*, 84, 239–244.
- Allen, S. E., Grimshaw, M. H., Parkinson, J. A. e Quarmby, C. (1974). *Chemical analysis of ecological materials*. Oxford: Blackwell, 565 p.
- Antonio, R.M. (1992). *Estimativa da Capacidade Heterotrófica de Ecossistemas Aquáticos*. Depto. Hidrobiologia (UFSCar). São Carlos (SP). (monografia de graduação).
- Asaeda, T.; Trung, V.K.; Manatunge, J. (2000). Modeling the effects of macrophyte growth decomposition on the nutrient budget in shallow lakes. *Aquatic Botany*. 68, 217-237.
- Ayyappan, S., Oláh, J., Raghavan, S. L., Sinha, V. R. P., Purushothaman, C. S. (1986). Macrophyte decomposition in two tropical lakes. *Archiv für Hydrobiologie*, 106, 219–231.
- Barillier, A., e Garnier, J. (1993). Influence of temperature and substrate concentration on bacterial growth yield in Seine River water Batch cultures. *Applied and Environmental Microbiology*, 59 1678-1682.
- Batzer, D. P. (1998). Trophic interactions among detritus, benthic midges, and predatory fish in a freshwater marsh. *Ecology*, 79, 1688 –1698.

- Benner, R. B. e Hodson, R. E. (1985). Thermophilic anaerobic biodegradation of [14C] lignin, [14C] cellulose, and [14C] lignocellulose preparations. *Applied Environment Microbiology*, 50, 971-976.
- Bianchini Jr, I. (2003). Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: Thomaz, S. M. e Bini, L. M.. (Org.). *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. 1 ed. Maringá, v. 1, p. 85-126.
- Bianchini Jr, I. (1999). Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais. In: M. L. M. Pompêo. (Org.). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. 1 ed. São Luís, Maranhão: Gráfica e Editora União, v. 1, p. 21-43.
- Bianchini Jr., I. & Cunha-Santino, M. B. (2005). The decomposition of drowned biomass during filling of reservoirs. In: Santos, M. A. & Rosa, L. P. Global warming and hydroelectric reservoirs. *COPPE/URFJ – Eletrobrás*, Rio de Janeiro, 55-66.
- Bianchini Jr., I. ; Cunha-Santino, M. B. ; Milan, J. A. M. ; Rodrigues, C. J. ; Dias, J. H. P. (2010). Growth of *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle under controlled conditions. *Hydrobiologia*, 644, 301-312.
- Bianchini Jr., I. ; Cunha-Santino, M. B. ; Peret, A. M. (2008) . Oxygen demand during mineralization of aquatic macrophytes from an oxbow lake. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 61-67.
- Bianchini Jr, I. ; Pacobahyba, L. D. ; Cunha-Santino, M. B. (2002). Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborecens* (L.) Schott. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14, 27-34.
- Bini, L. M., Thomaz, S. M., (2005). Prediction of *Egeria najas* and *Egeria densa* occurrence in a large subtropical reservoir (Itaipu reservoir, Brazil – Paraguay). *Aquatic Botany*, 83, 227–238.

- Bini, L.M., Thomaz, S.M., Murphy, K.J., Camargo, A.F.M., (1999). Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*, 415, 147–154.
- Bohlen, C. (1990). *The control of plant species diversity in cattail dominated wetlands of central New York*. Ph.D. Dissertation. Cornell University, Ithaca, NY, USA.
- Brezonik, P.L., (1994) *Chemical Kinetics and Process Dynamics in Aquatic Systems*. Boca Raton: *Lewis*.
- Brum, P. R. et al (1999). Aspects of the uptake of dissolved oxygen in Cabiúnas and Imboassica Lagoons (Macaé, RJ). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 42, 433-440.
- Bruquetas de Zozaya, I.Y., Neiff, J.J., (1991). Decomposition and colonization by invertebrates of *Typha latifolia* L. litter in Chaco cattail swamp (Argentina). *Aquatic Botany*, 40, 185–193.
- Chambers, P. A., Lacoul, P., Murphy, K. J. e Thomaz, S. M. (2008). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 9-26.
- Chapra, S. C. and Reckhow, K. H. (1983). *Engineering approaches for lake management - vol. 2: mechanistic modeling*. Woburn: Butterworth/Ann Arbor. 492 p.
- Chimney, M. J. e Pietro, K. C. (2006). Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in South Florida, USA. *Ecological Engineering*, 27, 301–321.
- Chin, J.K., Luckow, T., Stubner, S., Conrad, R. (1999). Structure and function of the ethanogenic archaeal community in stable cellulose-degrading enrichment cultures at two different temperatures (15°C and 30°C). *FEMS Microbial Ecology*, 30, 313–326.

- Chróst, R. J.; Rai, H. (1993). Ectoenzyme activity and bacterial secondary products in nutrition impoverished and enriched freshwater microcosms. *Microbial Ecology*, 25, 131-150.
- Clampton, E. W.; Maynard, L. A. (1938). The relation of cellulose and lignin content and nutritive value of animals feeds. *Journal of Nutrition*, 15, 383-395.
- Cook, C.D.K. e Lüönd, R. (1982). A revision of the genus *Hydrilla* (Hydrocharitaceae). *Aquatic Botany* 13: 485–504.
- Cunha, M. B. e Bianchini Jr., I. (1998). Mineralização aeróbia de *Cabomba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*. *Acta Limnologia Brasiliensia*, 10: 81-91.
- Cunha-Santino, M. B.; Bianchini Jr, I. ; Okawa, M. H. (2010). The fate of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth. detritus within a tropical reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22, 109-121.
- Cunha-Santino, M. B. e Bianchini Jr, I. (2008). Humic substances cycling in a tropical oxbow lagoon (São Paulo, Brazil). *Organic Geochemistry*, 39, 157-166.
- Cunha-Santino, M. B.; Bianchini Jr., I. (2007). Cellulase activities during decomposition of a submerged aquatic macrophyte (*Utricularia breviscapa*): a microcosm assay. *Brazilian Journal of Microbiology*, 38, 230-236.
- Cunha-Santino, M.B., Bianchini Jr., I., (2004). Humic substances mineralization: the variation of pH, electrical conductivity and optical density. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16, 63 – 75.
- Cunha-Santino, M. B. e Bianchini Jr., I. (2002). Humic substance mineralization from a tropical oxbow lake (São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, 236, 34-44.
- Cunha-Santino, M. B. ; Bianchini Jr, I. ; Gianotti, E. P. ; Silva, E. L. (2006). Degradação anaeróbia de macrófitas aquáticas da Lagoa do Infernã: metanogênese.

- In: Santos, J. E.; Pires, J. S.; Moschini, L. E.. (Org.). *Estudos Integrados em Ecossistemas - Estação Ecológica de Jataí*. São Carlos: EdUFSCar, v. 4, p. 143-158.
- Cunha-Santino, M. B. ; Sciessere, L. ; Bianchini Jr., I. (2008). As atividades das enzimas na decomposição da matéria orgânica particulada em ambientes aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*, 12, 30-41.
- Cunha-Santino, M. B., Pacobahyba, L. D. e Bianchini Jr., I. (2004). O/C stoichiometry from mineralization of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16, 4, 351-357
- Danell, K., Sjöberg, K. (1979). Decomposition of *Carex* and *Equisetum* in a northern Swedish lake: dry weight loss and colonization by macroinvertebrates. *Journal of Ecology*, 67, 191– 200.
- Faria, B. M. e Esteves, F. A. (2001). Dissolved organic carbon in two Brazilian coastal lagoons: sources and utilization for heterotrophic bacteria. *Oecologia Brasiliensis*, 9, 57-64.
- Finlayson C. M. (2005). Plant ecology of Australia's tropical floodplain wetlands: a review. *Annals of Botany*, 96, 541–555.
- Fioretto, A.; Papa, E.; Curcio, E.; Sorrentino, G.; Fuggi, A. (2000). Enzyme dynamics on decomposing leaf litter of *Cistus incanus* and *Myrtus communis* in Mediterranean ecosystem. *Soil Biology Biochemistry*, 32, 1847-1855.
- Frew JE, Jones P, Scholes, G. (1983). Spectrophotometric determinations of hydrogen peroxide and organic hydroperoxides at low concentrations in aqueous solutions. *Analytica Chimica Acta*, 155, 139–150.
- Ghose, T.K.; Bisaria, V.S. (1987). Measurement of hemicellulase activities part 1: xylanases. *Pure and Applied Chemistry*, 59 (12), 1739-1752.

- Gilbert, H. J.; Hazelwood, G. P. (1993). Bacterial cellulases and xylanases, *Journal of General Microbiology*, 139, 187-194.
- Gillon, D., Joffre, R. e Ibrahima, A. (1994). Initial litter properties and decay rate: a microcosm experiment on Mediterranean species. *Canadian Journal of Botany*, 72, 946-954.
- Godshalk, G. L., Wetzel, R. G. (1978). Decomposition of aquatic angiosperms. II. Particulate components. *Aquatic Botany*, 5, 301–327.
- Han, J.S. e Rowell, J. S. (1996). *Chemical composition of fibers*. In: R. M. Rowell, et al. (ed.) *Paper and composites from agro-based resources*. CRC Press. Boca Raton. 464 pp.
- Hershner, C. e Havens, K. J. (2008). Managing invasive aquatic plants in a changing system: strategic consideration of ecosystem services. *Conservation Biology* 22: 544–550.
- Highley, T. L. (1997). Control of wood decay by *Trichoderma* (*Gliocladium*) *virens*. I. Antagonistic properties. *Material und Organismen*, 31, 79–89.
- Hoorens, B., Aerts, R., Stroetenga, M. (2003). Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? *Oecologia*, 137, 578–586.
- Howard-Williams, C. e Howard-Williams, W. (1978). Nutrient leaching from the swamp vegetation of Lake Chilwa, a shallow African lake. *Aquatic Botany*, 4, 257-267.
- Hullar, J., Fry, B. J. Peterson e R. T. Wrigth (1996). Microbial utilization of estuarine dissolved organic carbon: a stable isotope tracer approach tested by mass balance. *Applied and Environmental Microbiology*, 62, 2489–2493.



- Jackson, C. R.; Foreman, C. M.; Sinsabaugh, R. L. (1995). Microbial enzyme activities as indicators of organic matter processing rates in a Lake Erie coastal wetland. *Freshwater Biology*, 34, 329-342.
- Jenkinson, D.S. (1977). Studies on the decomposition of plant material in soil. V: The effect of plant cover and soil type on the loss of carbon from <sup>14</sup>C-labelled ryegrass. *European Journal of Soil Science*, 19, 25-39.
- Jeppesen, E., Søndergaard, M. A., Søndergaard, M. O. and Cristoffersen, K. (1998). *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. New York: Springer. 423 p.
- Jordan, T. E., Whigham, D. F., Correll D. L. (1990). Effect of nutrients and litter manipulations on the narrow-leaved cattail, *Typha angustifolia* L. *Aquatic Botany*, 36, 179–91.
- Kahara, S. N. e Vermaat, J. E. (2003). The effect of alkalinity on photosynthesis-light curves and inorganic carbon extraction capacity of freshwater macrophytes. *Aquatic Botany* 75: 217–227.
- Kissmann, K. G. (1997). *Plantas infestantes e nocivas*. 2. ed. São Paulo: BASF, 825 p.
- Kourtev, P. S.; Ehrenfeld, J. G.; Huang, W. Z. (2002). Enzyme activities during litter decomposition of two exotic and two native plant species in hardwood forests of New Jersey. *Applied Soil Ecology*, 34, 1207-1218.
- Lacoul, P. e Freedman, B. (2006). Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 14, p. 89-136.
- Lousier, J.D.; Parkinson, D. (1976). Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. *Canadian Journal of Botany*, 54, 419-436.
- Larcher, W., (2000). *Ecofisiologia vegetal*. RIMA, São Carlos.
- Lynch, J. M.; Hobbie, J. E. (1988). *Microorganisms in action: concepts and applications in microbial ecology*. Oxford: Blackwell Scientific Publishers, 363 p.

- Mandels, M.; Andreotti R.; Roche, C. (1976). Measurement of saccharifying cellulose. *Biotechnology Bioengineering Symposium*, New York, 6, 21-33.
- Mann, K. H. (1988). Production and use of detritus in various freshwater, estuarine and coastal marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 33, 910–930.
- Marcondes, D. A. S, Mustafá, A. L., Tanaka, R. H. (2003). Estudos para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupuíá. In: Thomaz SM, Bini LM (eds) *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. EDUEM, Maringá, pp 299–317
- Martins, D., Pitelli, R. A., Tomazella, M. S., Tanaka, R. H., Rodrigues, A.C. P. (2009). Levantamento da infestação de plantas aquáticas em Porto Primavera antes do encimimento final do reservatório. *Planta Daninha*, 27, 879-886.
- Martins, D., Costa, N. V., Terra, M. A., Marchi, S. R., (2008). Caracterização da comunidade de macrófitas aquáticas de dezoito reservatórios pertencentes a cinco bacias hidrográficas do estado de São Paulo. *Planta Daninha*, 26, 17–32.
- Meyerson, L. A., K. Saltonstall, L. Windham, E. Kiviat, e S. Findlay. (2000). A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management*, 8, 89–103.
- Mony, C., T. J. Koschnick, W. T. Haller e S. Muller (2007). Competition between two invasive Hydrocharitaceae (*Hydrilla verticillata* L. f. and *Egeria densa* (Planch)) as influenced by sediment fertility and season. *Aquatic Botany*, 86. 236-242.
- Moorhead, D. L.; Sinsabaugh, R. L. (2000). Simulated patterns of litter decay predict patterns of extracellular enzyme activities. *Applied Soil Ecology*, 14, 71-79.
- Mueller-Dombois, D.; Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Wiley & Sons, 547 p.

- Mulder, A., Graaf, A. A. van de, Robertson, L. A., e Kuenen, J. G. (1995). Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiology Ecology*, 16, 177-184.
- Mun, H. T. (2000). Mass loss and changes of mineral nutrients during decomposition of mushrooms, *Russula alboaerolata* and *Lactarius violascens*. *Korean Journal of Biological Sciences*, 4, 51-55.
- Nunes, M.F., Cunha-Santino, M.B. & Bianchini, I. (2011). Xylanase and cellulase activities during anaerobic decomposition of three aquatic macrophytes. *Brazilian Journal of Microbiology*, 42, 75-83.
- Nunes, M. F.; Cunha-Santino, M. B.; Bianchini Jr., I. (2007). Aerobic mineralization of carbon and nitrogen from *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. leachate. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 19, 1-10.
- Osborne, T. Z.; Inglett, P.W.; Reddy, K.R. (2007). The use of senescent plant biomass to investigate relationships between potential particulate and dissolved organic matter in a wetland ecosystem. *Aquatic Botany*, 86, 53-61.
- Pagioro, T. A.; Thomaz, S. M. (1999). Influence of the decomposition of *Eichhornia azurea* on selected abiotic limnological variables of different environments of the floodplain of the High Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11, 157-171.
- Padial, A. A.; Bini, L. M.; Thomaz, S. M. (2008). The study of aquatic macrophytes in Neotropics: a scientometrical view of the main trends and gaps. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 1051-1059.
- Peret, A. M. e Bianchini Jr., I. (2004). Stoichiometry of aerobic mineralization (O/C) of aquatic macrophytes leachate from a tropical lagoon (São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, 528, 1-3, 167-178.

- Pieterse, A. H. e Murphy, K. J. (1990). *Aquatic Weeds. The Ecology and management of Nuisance Aquatic Vegetation*. Oxford Science Publications, Oxford.
- Pott V.J. e Pott A. (2000). *Plantas aquáticas do Pantanal*. Brasília. EMBRAPA, Brasília
- Press, W.H.; Teukolsky, S.A.; Vetterling, W.T.; Flannery, B.P. (1993). *Numerical Recipes in C: the art of scientific computing*. Cambridge University Press, New York.
- van der Putten, W. H., Peters, B. A. M., ven der Berg, M. S. (1997). Effects of litter on substrate conditions and growth of emergent macrophytes. *New Phytologist*, 135, 527–37.
- Rodriguez, H.; Alea, F.; Kyslikova, E. (1996). Regulation of cellulolytic activation in *Cellulomonas* sp. IIBC. *Bioresorce Technology, Amsterdam*, v. 55, p. 79-82.
- Rooth, J. E., Stevenson, J. C., Cornwell, J. C. (2003). Increased sediment accretion rates following invasion by *Phragmites australis*: the role of litter. *Estuaries*, 26, 475–83.
- Rose, C. e Crumpton, W. G. (1996). Effects of emergent macrophytes on dissolved oxygen dynamics in a prairie pothole wetland. *Wetlands*, 16, 495–502.
- Saab, S. C.; Martin-Neto, L. (2007). Anéis aromáticos condensados e relação E4/E6: estudo de ácidos húmicos de gleissolos por rmn de  $^{13}\text{C}$  no estado sólido utilizando a técnica CP/MAS desacoplamento defasado. *Química Nova*, 30, 260-263.
- Sala, M. M. e Güde, H. (1999). Role of protozoans on the microbial ectoenzymatic activity during the degradation of macrophytes. *Aquatic Microbial Ecology*, 20, 75-82.
- Santamaria L. (2002). Why are most aquatic plants widely distrited? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. *Acta Oecologica*, 23, 137–154.

- Santos, M. G. (2009). Decomposição aeróbia de *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. e caracterização limnológica na bacia hidrográfica do rio do Monjolinho (São Carlos, SP, Brasil). *Dissertação* (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 135.
- Schaffner, D. W. e Beuchat, L. R. (1986). Fermentation of aqueous plant seed extracts by lactic acid bacteria. *Applied Environmental Microbiology*, 51, 72-1076.
- Sinsabaugh R. L. (2010). Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil. *Soil Biology & Biochemistry* 42: 391-404.
- Sinsabaugh, R. L.; Finlay, S.; Franchini, P.; Fischer, D. (1997). Enzymatic analysis riverine bacterioplankton production. *Limnology and Oceanography*, 42, 29-38.
- Sinsabaugh, R. L., Findlay, S. (1995). Microbial production, enzyme activity, and carbon turnover in surface sediments of the Hudson River Estuary. *Microbial Ecology* 30, 127-141.
- Sinsabaugh, R. L., Linkins, A. (1990). Enzymic and chemical analysis of particulate organic matter from a boreal river. *Freshwater Biology* 23, 301-309.
- Siuda, W.; Chróst, R. J. (2002). Decomposition and utilization of particulate organic matter by bacteria in lakes of different trophic status. *Polish Journal Of Environmental Studies*, 11, 53-65.
- Somogyi, M. (1952). Notes on sugar determination. *Journal of Biological Chemistry, Bethesda*, 195, 19-23.
- Sousa, W. T. Z., M. J. Silveira, R. P. Mormul, S. M. Thomaz e K. J. Murphy (2009). Environmental predictors of the occurrence of exotic *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle and native *Egeria najas* Planch. in a sub-tropical river floodplain: the Upper River Paraná, Brazil. *Hydrobiologia*, 632, 65-78.

- Spencer, W. E., Teeri, J. e Wetzel, R. G. (1994). Acclimation of photosynthetic phenotype to environmental heterogeneity. *Ecology* 75: 301–314.
- Spencer, W. e Bowes, G. (1990). Ecophysiology of the world's most troublesome aquatic weeds. In: Pieterse, A. H. e Murphy, K. J. (Eds.). *Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford Science Publications. New York, pp. 40-51.
- Stevenson, F. J. (1982). *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. Wiley-Interscience, New York.
- Thomaz, S. M., T. A. Pagioro, L. M. Bini, M. C. Roberto e R. R. A. Rocha (2004). Limnology of the Upper Paraná Floodplain habitats: patterns of spatio-temporal variations and influence of the water levels. In Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz e L.A. Miranda (eds), *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain: LTER – Site 6 – (PELD – Sítio 6)*. EDUEM, Maringá: 37–42.
- Thurman, E. M. (1985). *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Nijhoff/Junk Po, Netherlands.
- Tombácz, E. (1999). Colloidal properties of humic acids and spontaneous changes of their colloidal state under variable solution conditions. *Soil Science*, 164, 814–824.
- Tomme, P.; Warren, R. A. J.; Gilkes, N. R. (1995). Cellulose hydrolysis by bacteria and fungi. *Advances in Microbial Physiology, London*, v. 37, p. 1-81.
- Urban R.A., Titus J.E. e Zhu W.X. (2006). An invasive macrophyte alters sediment chemistry due to suppression of a native isoetid. *Oecologia*, 148, 455– 463.
- Valery, L., Fritz, H., Lefeuvre, J.C., e Simberloff, D. (2008). In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*, 10, 1345-1351.

- Van Cappellen, P.; Wang, Y. (1995). *Metal cycling in surface sediments: modeling the interplay of transport and reaction*. In: Allen, H.E. (ed). *Metal contaminated aquatic sediments*. Ann Arbor Press, Chelsea, USA, p.21-64.
- Van der Putten, W.H., Peters, B.A.M. & Vandenberg, R.S. (1997). Effects of litter on substrate conditions and growth of emergent macrophytes. *New Phytologist*, 135, 527-537.
- Van, T. K., Wheeler, G. S. e Center, T. D. (1999). Competition between *Hydrilla verticillata* and *Vallisneria americana* as influenced by soil fertility. *Aquatic Botany* 62: 225–233.
- Van, T. K., Halle, W. T. e Bowes, G. (1976). Comparison of the photosynthetic characteristics of three submersed aquatic plants. *Plant Physiology* 58: 761–768.
- Velini, E. D, Corrêa, M. R., Tanaka, R. H., Bravin, L. F., Antuniassi, U. R., Carvalho, F. T. et al. (2005). Avaliação operacional do controle mecânico de plantas aquáticas imersas no reservatório de Jupia. *Planta daninha*, 23, 277-285.
- Vollenweider, R. A. (1968). Scientific fundamentals of the eutrophication of lake and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Technical Report. *Water Management Research OECD*, Paris: 159 pp.
- Vrba, J., Callieri, C., Bittl, T., Imek, K., Bertoni, R., Filandr, P., et. al. (2004). Are bacteria the major producers of extracellular glycolytic enzymes in aquatic environments? *International Review of Hydrobiology* 89: 102–117.
- Wang, J., Yu, D., Xiong, W. e Han, Y. (2008). Above and belowground competition between two submersed macrophytes. *Hydrobiologia* 607: 113–122.

- Weimer, P. J. e Zeikus, J. G. (1977). Fermentation of cellulose and cellobiose by *Clostridium thermocellum* in the absence of *Methanobacterium thermoautotrophicum*. *Applied Environmental Microbiology*, 33: 289-297.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River ecosystems*. 3 ed. Philadelphia: Academic Press. 1006 p.
- Wetzel, R. G. (1995). Death, detritus and energy flow in aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, 33, 83–89.
- Wetzel, R. G. (1990). Land-water interfaces: Metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24, 6–24.
- Wetzel, R. G., Howe, M. J. (1999). High production in a herbaceous perennial plant achieved by continuous growth and synchronized population dynamics. *Aquatic Botany*, 64, 111–129.
- Wetzel, R. G. e Likens, G. E. (1991). *Limnological Analyses*. 2nd. Ed. Springer-Verlag. 391 pp.
- White, A., Reiskind, J.B., e Bowes, G. (1996). Dissolved inorganic carbon influences the photosynthetic responses of *Hydrilla* to photoinhibitory conditions. *Aquatic Botany* 53: 3–13
- Zar, J.H. (1999). *Biostatistical analysis*. 4<sup>a</sup>ed. New Jersey, Prentice-Hall, Inc., 663p +212App.



## APÊNDICES

### APÊNDICE 1

Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de *H. verticillata* e *E. densa* quanto às massas de carbono orgânico particulado (COP) remanescente.

dias	<i>E. densa</i>		<i>H. verticillata</i>	
	COP (%)	Desvio Padrão	COP (%)	Desvio Padrão
0	100	0	100	0
1	83,3347	0,59814	81,62595	0,49916
3	77,68287	1,41595	78,72213	1,70792
5	72,93617	1,08551	75,6601	0,6089
10	63,9958	3,22996	71,65015	1,65433
15	59,62351	2,4079	66,08918	1,21427
20	58,52042	1,32212	63,14053	0,66143
30	52,73524	2,84511	60,70285	2,22649
40	47,88959	7,25089	56,03453	9,81559
50	43,924	2,88758	50,30364	5,61791
65	43,50936	4,38126	51,90702	0,85002

## APÊNDICE 2

Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de *E. densa* e *H. verticillata* quanto às frações (em %) de carbono inorgânico total (CIT), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono orgânico particulado (COP).

dias	<i>E. densa</i>			<i>H. verticillata</i>		
	COP	COD	CIT	COP	COD	CIT
0	100	0	0	100	0	0
1	86,93688	3,343458	9,719664	85,27078	5,827589	8,901632
3	81,08085	4,338499	14,58065	82,36461	5,794747	11,84064
5	76,07628	8,729507	15,19421	79,05819	8,040327	12,90148
10	66,84044	11,75643	21,40313	74,92517	7,568846	17,50598
15	62,22686	10,16197	27,61118	69,06933	12,97441	17,95626
20	61,04522	16,38754	22,56724	65,95434	14,58004	19,46562
30	55,0328	16,24035	28,72685	63,49193	14,76662	21,74146
40	49,9848	16,71677	33,29843	58,61061	12,22596	29,16343
50	45,84039	16,07494	38,08466	52,61555	9,593714	37,79074
65	45,43203	15,52288	39,04508	54,23396	16,52959	29,23646

## APÊNDICE 3

Dados utilizados nas regressões lineares entre os valores de carbono inorgânico totais obtidos pela modelagem (Dados Modelo) e os valores de carbono inorgânico total obtidos experimentalmente (Dados Experimento).

dias	<i>E. densa</i>		<i>H. verticillata</i>	
	Dados Modelo	Dados Experimento	Dados Modelo	Dados Experimento
0	0	0	0	0
1	5,1777	9,719664	9,293945	8,901632
3	11,76663	14,58065	13,35747	11,84064
5	15,52417	15,19421	14,62082	12,90148
10	20,24459	21,40313	17,18537	17,50598
15	23,07077	27,61118	19,64511	17,95626
20	25,50769	22,56724	22,02022	19,46562
30	30,02783	28,72685	26,52819	21,74146
40	34,23138	33,29843	30,73139	29,16343
50	38,15042	38,08466	34,65042	37,79074
65	43,53784	39,04508	40,03784	29,23646

## APÊNDICE 4

Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de *H. verticillata* e *E. densa* quanto à condutividade elétrica.

dias	E. densa		H. verticillata	
	Condutividade (uS.cm <sup>-1</sup> )	Desvio Padrão	Condutividade (uS.μcm <sup>-1</sup> )	Desvio Padrão
0	65,342	2,3452	45,6543	1,34527
1	750,2	137,8602	992,8778	22,00337
3	895,8889	72,91573	1050,644	10,67361
5	1151,067	84,28193	1041,6	55,65469
10	1146,633	70,43042	1128,544	96,91482
15	1230,711	132,8095	1228,467	37,40024
20	1158,211	43,50266	1136,511	53,37533
30	1112,122	55,21909	1045,922	96,62662
40	982,5667	292,2649	1026,089	41,362
50	1130,522	39,3338	1023,356	87,56543
65	1449,1	111,4331	1273,956	21,81827

## APÊNDICE 5

Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de *H. verticillata* e *E. densa* quanto ao pH.

dias	<i>E. densa</i>		<i>H. verticillata</i>	
	pH	Desvio Padrão	pH	Desvio Padrão
0	6,5435	0,02346	6,34	0,00213
1	6,09778	0,09335	5,84	0,09713
3	6,42	0,33808	6,00667	0,48274
5	5,32	0,33946	5,21333	0,24374
10	4,78333	0,04055	5,07444	0,04857
15	4,80333	0,37987	4,59667	0,07572
20	4,56222	0,17567	4,69444	0,08514
30	4,54222	0,18934	4,75667	0,07638
40	4,95778	0,92686	5,08778	1,28658
50	5,32667	1,07221	6,38889	1,70788
65	5,63889	1,62834	4,46444	0,16215

## APÊNDICE 6

Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de *H. verticillata* e *E. densa* quanto à absorvância do material lixiviado (em 465 nm).

dias	<i>E. densa</i>		<i>H. verticillata</i>	
	Absorvância (465 nm)	Desvio Padrão	Absorvância (465 nm)	Desvio Padrão
0	0	0	0	0
1	0,123	0,045	0,10656	0,01569
3	0,16256	0,03084	0,13244	0,02474
5	0,14289	0,00859	0,10111	0,00429
10	0,09133	0,00775	0,10011	0,01679
15	0,10378	0,02688	0,09422	0,01029
20	0,10156	0,01684	0,09633	0,00939
30	0,08411	0,00629	0,10456	0,01289
40	0,08856	0,00653	0,09089	0,02121
50	0,13933	0,06626	0,10533	0,03813
65	0,10733	0,02667	0,08344	0,0097

## APÊNDICE 7

Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de *H. verticillata* e *E. densa* quanto a relação E4/E6 do material lixiviado.

dias	<i>E. densa</i>		<i>H. verticillata</i>	
	Relação E4/E6	Desvio Padrão	Relação E4/E6	Desvio Padrão
1	3,04695	0,39995	3,71888	1,34078
3	2,78723	0,18291	2,3659	0,20221
5	2,70365	0,08699	2,61446	0,30354
10	2,66175	0,23984	2,79361	0,18602
15	2,71367	0,49659	3,00576	0,23309
20	2,95309	0,25927	2,90659	0,02872
30	2,7746	0,31041	2,74616	0,14047
40	3,01556	0,1647	2,91617	0,28174
50	2,95048	0,30483	2,93731	0,79774
65	1,94444	1,45975	3,73033	2,23218

## APÊNDICE 8

Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de *H. verticillata* e *E. densa* quanto à atividade da enzima xilanase.

dias	<i>E. densa</i>		<i>H. verticillata</i>	
	Xilanase ( $\mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}\text{mL}^{-1}\text{g}^{-1}$ )	Desvio Padrão	Xilanase ( $\mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}\text{mL}^{-1}\text{g}^{-1}$ )	Desvio Padrão
1	6,72E-04	2,50E-04	8,91E-04	2,52E-04
3	0,00109	2,80E-04	0,00169	4,93E-04
5	4,88E-04	5,67E-04	4,09E-04	7,28E-05
10	7,84E-05	8,48E-04	0,00152	0,00102
15	0,0013	5,57E-05	0,00101	6,76E-04
20	0,0015	3,18E-04	0,00237	0,00184
30	7,06E-04	4,08E-05	0,0021	5,10E-04
40	8,19E-04	2,32E-04	9,61E-04	0,00113
50	0,00106	5,21E-04	0,00111	2,81E-04
65	7,77E-04	3,99E-05	0	0,00124



## APÊNDICE 9

Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de *H. verticillata* e *E. densa* quanto à atividade da enzima celulase.

dias	<i>E. densa</i>		<i>H. verticillata</i>	
	Celulase ( $\mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}\text{mL}^{-1}\text{g}^{-1}$ )	Desvio Padrão	Celulase ( $\mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}\text{mL}^{-1}\text{g}^{-1}$ )	Desvio Padrão
1	7,10E-05	2,98E-05	5,82E-05	5,49E-06
3	4,24E-05	1,66E-05	9,73E-05	4,31E-05
5	1,44E-04	8,79E-05	8,11E-05	9,70E-06
10	3,41E-05	9,90E-06	8,60E-05	1,73E-05
15	5,13E-05	7,21E-05	6,20E-05	1,57E-05
20	5,03E-05	3,80E-06	7,21E-05	8,90E-06
30	4,53E-05	1,37E-05	6,12E-05	9,80E-06
40	4,64E-05	4,48E-06	6,35E-05	1,03E-06
50	6,43E-05	1,16E-05	1,02E-04	2,55E-05
65	6,67E-05	2,98E-05	7,23E-05	1,09E-05

## APÊNDICE 10

Valores da cinética nas incubações anaeróbias da decomposição de *H. verticillata* e *E. densa* quanto à atividade da enzima peroxidase.

dias	<i>E. densa</i>		<i>H. verticillata</i>	
	Celulase ( $\mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}\text{mL}^{-1}\text{g}^{-1}$ )	Desvio Padrão	Celulase ( $\mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}\text{mL}^{-1}\text{g}^{-1}$ )	Desvio Padrão
1	2,31111	1,23168	4,97778	0,61584
3	8,08889	5,72143	3,73333	2,32475
5	7,55556	5,47371	5,06667	1,86667
10	11,64444	6,18145	10,4	3,02875
15	11,36889	4,02042	21,42222	12,85636
20	18,48889	1,62936	11,37778	1,62936
30	17,42222	2,5345	15,82222	7,86252
40	25,15556	22,67503	11,91111	2,2364
50	10,31111	8,32382	12,35556	4,48074
65	17,95556	6,1757	12,62222	0,7698

## APÊNDICE 11

Valores da cinética do decaimento da hemicelulose (em %) na decomposição de *E. densa* e *H. verticillata*.

dias	<i>E. densa</i>		<i>H. verticillata</i>	
	Hemicelulose (%)	Desvio Padrão	Hemicelulose (%)	Desvio Padrão
0	100	0	100	0
1	81,2209	8,152876	92,25694	2,824454
3	64,9567	9,70516	92,39154	2,845764
5	57,36201	1,292123	81,17027	3,273821
10	52,01821	2,99532	69,80913	0,750077
15	50,20944	2,192899	63,17199	2,173595
20	49,80465	0,960543	56,91702	2,2411
30	45,33805	4,227686	54,20434	2,043025
40	42,93869	2,458557	45,17261	9,992174
50	43,39759	3,653576	40,37617	4,835099
65	42,52354	5,538036	44,81492	4,074601

## APÊNDICE 12

Valores da cinética do decaimento da celulose (em %) na decomposição de *E. densa* e *H. verticillata*.

dias	<i>E. densa</i>		<i>H. verticillata</i>	
	Celulose (%)	Desvio Padrão	Celulose (%)	Desvio Padrão
0	100	0	100	0
1	83,95986	2,460189	84,1644	5,98241
3	72,28361	1,724943	78,07114	1,442689
5	64,82673	1,340481	75,15622	3,781195
10	59,58213	1,481528	68,3725	1,405
15	51,90775	1,304395	56,43149	4,096853
20	48,96911	2,856636	59,03661	8,087369
30	47,75651	0,7798	51,59805	3,404767
40	40,00986	6,341822	48,7197	11,28979
50	35,06504	0,524437	38,97286	5,815372
65	36,09971	6,065264	43,21511	2,78599

## APÊNDICE 13

Valores da cinética do decaimento da lignina (em %) na decomposição de *E. densa* e *H. verticillata*.

dias	<i>E. densa</i>		<i>H. verticillata</i>	
	Lignina (%)	Desvio Padrão	Lignina (%)	Desvio Padrão
0	100	0	100	0
1	80,29021	2,139718	82,65836	10,34045
3	64,56908	4,976566	80,31815	5,256121
5	60,05549	6,880831	62,98534	8,090819
10	38,4801	2,778628	70,51646	23,39973
15	18,58968	3,148521	44,60983	9,513484
20	22,26453	5,872561	49,04337	14,79958
30	22,6493	2,589992	34,32739	9,422687
40	14,89279	4,906433	25,68387	2,092177
50	10,90005	6,054368	11,3854	3,480552
65	7,460664	3,208478	11,69214	9,770418

## APÊNDICE 14

Valores da atividade acumulada ( $\mu\text{mol}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{mL}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ ) das enzimas xilanase, celulase e peroxidase na decomposição de *E. densa* e *H. verticillata*.

dias	<i>E. densa</i>			<i>H. verticillata</i>		
	Xilanase	Celulase	Peroxidase	Xilanase	Celulase	Peroxidase
0	0	0	0	0	0	0
1	0	0	0	0	0	0
3	0,00176	5,30E-04	10,4	0,00258	1,55E-04	8,711111
5	0,00334	0,00138	26,04444	0,00468	3,34E-04	17,511111
10	0,00476	0,00491	74,04444	0,00951	7,51E-04	56,17778
15	0,00822	0,00717	131,5778	0,01583	0,00112	135,7333
20	0,01522	0,0081	206,2222	0,02427	0,00146	217,7333
30	0,02624	0,0099	385,7778	0,04662	0,00212	353,7333
40	0,03387	0,01126	598,6667	0,06195	0,00275	492,4
50	0,04325	0,01502	776	0,07229	0,00358	613,7333
65	0,057	0,01923	988	0,0806	0,00488	801,0667

## APÊNDICE 15

Valores da cinética no consumo de oxigênio durante mineralização aeróbia de *E. densa* e *H. verticillata*.

dias	<i>E. densa</i>		<i>H. verticillata</i>	
	Oxigênio (mg.g C <sup>-1</sup> )	Desvio Padrão	Oxigênio (mg.g C <sup>-1</sup> )	Desvio Padrão
0	0	0	0	0
1	6,933333	0,170978	5,14	0,580259
2	14,54	0,355387	12,83	0,508626
3	22,24	0,422966	20,36	0,095394
4	28,39	0,915915	23,93	1,022399
5	35,00333	1,24709	30,76	1,38481
6	40,42667	1,001715	37,84333	1,166633
7	48,20667	1,105728	45,52	1,030873
8	56,15667	1,352861	53,35	0,799812
9	64,04	1,422006	60,90333	0,754078
10	71,88333	1,313672	68,41	0,60918
11	79,44667	1,429417	75,97333	0,522909
12	86,50333	1,44946	83,27	0,330606
13	94,06667	1,472424	90,83333	0,540494
14	101,5667	1,422896	98,41	0,626498
15	109,2	1,393664	105,8067	0,546382
16	117,4933	1,430606	114,0633	0,551936
17	124,9733	1,402153	121,7767	0,69673
18	132,58	1,332329	129,1367	0,407226
19	140,4867	1,397474	136,4433	0,292632
20	147,9633	1,345523	143,0867	0,811193
21	155,54	1,400393	150,35	0,86885
22	163,1567	1,435769	156,98	1,650485
23	170,77	1,282692	164,0333	2,09505
24	178,3233	1,328244	170,2067	3,289397
25	185,1067	2,325002	175,43	4,116455
26	191,46	3,087977	180,0667	5,454258
27	197,68	3,673309	185,02	6,724872
28	204,7733	4,225782	190,99	8,170441
29	210,93	5,212562	195,3267	9,437252
30	217,8067	5,532742	199,87	10,10302
31	223,88	6,434571	204,18	10,40063
32	230,28	7,047468	208,1233	10,52983
33	237,2833	7,198405	211,4733	11,60414
34	243,2667	7,979388	214,59	11,74971
35	249,0667	8,692579	217,6	12,31413
36	255,52	9,372849	221,01	12,35663

(Cont.)

37	259,4867	10,10943	223,28	11,98911
39	267,14	10,13968	228,8633	11,75322
41	274,5267	10,12219	233,7033	13,84763
43	280,76	9,801485	237,8933	14,04108
45	287,44	9,798434	242,0433	13,79383
47	294,79	9,53085	245,5867	14,11045
49	299,7233	9,196746	248,8933	14,13931
52	305,7833	8,800598	253,2867	14,02556
55	311,78	8,587043	257,6067	13,87164
58	317,66	8,236085	261,8333	13,88712
61	322,9767	7,895172	265,5567	13,70424
64	328,2367	7,650309	269,1167	13,55656
67	333,1833	7,549519	272,6133	13,64977
70	337,73	7,436511	275,84	13,6057
73	342,14	7,823963	279,0333	13,62767
76	346,0867	7,924206	282,18	13,57128
80	351,4433	7,948901	285,4733	13,64243

---



## APÊNDICE 16

Valores da cinética da condutividade elétrica das incubações com *H. verticillata* e *E. densa* sob condições aeróbias.

dias	<i>E. densa</i>		<i>H. verticillata</i>	
	Condutividade ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	Desvio Padrão	Condutividade ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	Desvio Padrão
0	34.4534	1.90385	16.5456	0.123
1	53.03333	2.631223	39.8	0.2
2	103.3667	3.423935	74.73333	11.55263
3	132.2667	6.850061	111.2	14.40937
4	140.1	3.659235	115.0333	15.19419
5	144.1667	5.661566	117.0333	11.1195
6	159.2	13.95672	144.9333	16.16952
7	167.8333	11.72021	159.2333	9.738754
8	169.3333	11.46923	160.0667	10.50254
9	166.7667	8.463057	167.1333	8.088469
10	167.6	9.266607	160.7	12.9062
11	165.3667	9.00907	168.4333	7.254194
12	163.9667	7.98269	168.8667	7.739078
13	158.3333	17.02831	161.9	6.8942
14	164.9667	11.65604	169.2333	5.612783
15	155.5	9.880789	170.0333	7.529498
16	163.3	10.87612	175.2333	8.418036
17	159.3333	14.31514	175.2	9.650389
18	165.3333	12.82043	175.5667	10.11154
19	164.9333	12.17634	171.9667	8.994628
20	165.4	10.46136	173.8333	9.128162
21	164.4333	9.686245	174.2333	8.567575
22	166.4667	12.19194	176.5333	6.69801
23	167.4333	11.49884	179.0667	7.198842
24	168.8333	9.023488	180.3667	6.230837
25	170.2	13.58234	183.9333	6.653069
26	168.4667	13.17586	185.2	4.951767
27	169.8333	13.61115	184.7333	5.103267
28	174.1333	8.450641	188.1333	4.864497
29	174.3	9.477869	187.6333	1.050397
30	200	13.74773	206.9333	8.050673
31	210.3333	4.50925	211.6667	9.291573
32	201.7667	16.86308	214.3333	11.59023
33	205.4333	18.85639	216.6667	13.31666
34	207.2667	18.66048	210.3333	10.50397
35	211.8	18.30082	217.6667	14.97776
36	213.8667	16.71686	216.2	14.45407

37	215.3333	16.62328	211.4333	14.40359
39	229.6667	22.47962	210.9333	17.69218
41	212.3333	14.57166	208.8333	19.76318
43	213.3333	7.767453	203	16.09348
45	213	8.888194	203.7333	15.47299
47	208.3333	10.40833	204.1667	19.09407
49	211	2.645751	210.0667	17.90009
52	207.3333	5.686241	209.3333	20.03331
55	208.8	8.861151	210.1333	16.66893
58	209.1667	10.27538	209.2333	15.61292
61	218	14.52584	209.3333	12.70171
64	218.6667	16.04161	211	9.848858
67	215.6667	15.82193	209.1	10.85035
70	215.3	15.61954	206.4	10.94897
73	217.6	15.80759	207.2	14.17463
76	219.3333	17.47379	208.0667	10.73375
80	214	17.77639	209.4667	11.80904

---

## APÊNDICE 17

Valores da cinética do pH das incubações com *H. verticillata* e *E. densa* sob condições aeróbias.

dias	<i>E. densa</i>		<i>H. verticillata</i>	
	pH	Desvio Padrão	pH	Desvio Padrão
0	6.65	0.02345	6.54	0.02146
1	5.86	0.045826	4.62	0.088882
2	5.84	0.043589	5.38	0.095394
3	6.156667	0.135769	5.74	0.160935
4	6.576667	0.187705	5.916667	0.083267
5	6.233333	0.045092	5.803333	0.066583
6	6.38	0.02	6.13	0.036056
7	6.083333	0.025166	5.863333	0.023094
8	6.063333	0.037859	6.03	0.1253
9	6.08	0.026458	5.856667	0.015275
10	5.97	0.043589	6.153333	0.166233
11	6.063333	0.020817	5.973333	0.041633
12	6.023333	0.020817	6.013333	0.035119
13	6.113333	0.025166	6.056667	0.057735
14	5.966667	0.037859	6.006667	0.030551
15	6.31	0.026458	6.256667	0.066583
16	6.016667	0.066583	6.256667	0.066583
17	6.046667	0.094516	6.086667	0.020817
18	6.12	0.098489	6.11	0.052915
19	6.13	0.096437	6.093333	0.090738
20	6.103333	0.106927	6.223333	0.070238
21	6.136667	0.075056	6.24	0.07
22	6.206667	0.170392	6.276667	0.020817
23	6.146667	0.127017	6.29	0.026458
24	6.246667	0.127017	6.383333	0.032146
25	6.196667	0.061101	6.34	0.052915
26	6.33	0.06245	6.49	0.02
27	6.316667	0.115902	6.5	0.02
28	6.226667	0.080829	6.336667	0.005774
29	6.386667	0.083865	6.556667	0.020817
30	6.416667	0.160416	6.526667	0.102144
31	6.396667	0.125831	6.446667	0.248462
32	6.396667	0.150444	6.676667	0.020817
33	6.41	0.155242	6.483333	0.145717
34	6.483333	0.145717	6.746667	0.141892
35	6.57	0.1253	6.64	0.408412
36	6.556667	0.142945	6.59	0.355106

37	6.75	0.131149	6.69	0.413884
39	6.573333	0.030551	6.213333	0.236291
41	6.486667	0.140119	6.16	0.034641
43	6.4	0.163707	6.23	0.130767
45	6.373333	0.066583	6.233333	0.117189
47	6.36	0.112694	6.263333	0.102632
49	6.38	0.115326	6.29	0.081854
52	6.366667	0.080829	6.266667	0.032146
55	6.356667	0.037859	6.316667	0.066583
58	6.37	0.098489	6.303333	0.045092
61	6.386667	0.075056	6.34	0.06
64	6.383333	0.076376	6.31	0.026458
67	6.376667	0.055076	6.316667	0.056862
70	6.336667	0.056862	6.383333	0.030551
73	6.386667	0.109697	6.323333	0.049329
76	6.343333	0.081445	6.373333	0.049329
80	6.326667	0.035119	6.386667	0.070946

---