

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E SAÚDE
DEPARTAMENTO DE HIDROBIOLOGIA**

KAREN ZAUNER GIMENES

**ASPECTOS CINÉTICOS DA DEGRADAÇÃO AERÓBIA E
ANAERÓBIA DE *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* E *Egeria najas* DA
LAGOA DO ÓLEO (ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE JATAÍ, LUIZ
ANTÔNIO, SP)**

SÃO CARLOS

2011

**ASPECTOS CINÉTICOS DA DEGRADAÇÃO AERÓBIA E
ANAERÓBIA DE *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* E *Egeria najas* DA
LAGOA DO ÓLEO (ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE JATAÍ, LUIZ
ANTÔNIO, SP)**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E SAÚDE
DEPARTAMENTO DE HIDROBIOLOGIA**

KAREN ZAUNER GIMENES

**ASPECTOS CINÉTICOS DA DEGRADAÇÃO AERÓBIA E
ANAERÓBIA DE *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* E *Egeria najas* DA
LAGOA DO ÓLEO (ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE JATAÍ, LUIZ
ANTÔNIO, SP)**

**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
e Recursos Naturais.**

Orientação: Prof. Dr. Irineu Bianchini Jr.

SÃO CARLOS

2011

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

G491ac Gimenes, Karen Zauner.
Aspectos cinéticos da degradação aeróbia e anaeróbia de
Cyperus giganteus, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* da
lagoa do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio,
SP) / Karen Zauner Gimenes. -- São Carlos : UFSCar, 2011.
150 f.

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

1. Limnologia. 2. Celulose. 3. Celulase. 4. Lignina. 5.
Peroxidase. 6. Temperatura. I. Título.

CDD: 574.52632 (20^a)

Karen Zauner Gimenes

**ASPECTOS CINÉTICOS DA DEGRAÇÃO AERÓBIA E ANAERÓBIA DE
Cyperus giganteus, *Eichhornia azurea* E *Egeria najas* DA LAGOA DO ÓLEO
(ESTAÇÃO ECOLÓGICA DE JATAÍ, LUIZ ANTÔNIO, SP)**

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 10 de junho de 2011

BANCA EXAMINADORA

Presidente



Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior
(Orientador)

1º Examinador



Profa. Dra. Maria da Graça Gama Melão
PPGERN/UFSCar

2º Examinador



Profa. Dra. Vanessa Colombo Corbi
UNIARA/Araraquara-SP

Orientador

Prof. Dr. Irineu Bianchini Jr.

AGRADECIMENTOS

A Deus, primeiramente, por me guiar em todos os meus passos e por me dar forças para superar as dificuldades.

Ao Prof. Dr. Irineu Bianchini Jr. pela orientação, disponibilidade, atenção e por todo o conhecimento transmitido.

À Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha-Santinho também pela orientação, incentivo, dedicação e pela enorme paciência, além da convivência agradável ao longo desses dois anos.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudo (processo 131846/2009-4).

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento parcial desse estudo (processo 2007/02683-7).

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) pelo aperfeiçoamento profissional.

Ao Departamento de Hidrobiologia (DHb) pela infraestrutura oferecida para a realização do trabalho.

Ao técnico Luiz Aparecido Joaquim pela ajuda nas coletas em campo.

Aos meus pais Eleonora e Lazaro, por todo o apoio que me deram para chegar até aqui, por todo o carinho e paciência de sempre. Amo vocês!

Ao Daniel, pelo amor, companheirismo e pela ajuda na realização de todas as fases desse trabalho, sempre com muita disposição.

Ao pessoal do laboratório: Maíra, Luciana, Mariana, Danilo, Chico, Wagner e Argos, pela ajuda, incentivo e, principalmente, pela amizade e por terem tornado o ambiente de trabalho extremamente agradável e divertido.

À Jurity por todas as boas ideias e pela constante ajuda na realização dos experimentos.

A todos que de alguma forma colaboraram para a realização desse trabalho, meus sinceros agradecimentos.

RESUMO

Este estudo teve por objetivo verificar os efeitos da temperatura em diferentes aspectos da degradação aeróbia e anaeróbia de macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos: *Cyperus giganteus* (emergente), *Eichhornia azurea* (flutuante fixa) e *Egeria najas* (submersa). Para tanto, foram analisados o balanço de carbono e perda de massa, a atividade das enzimas celulase e peroxidase na degradação da celulose e da lignina, o consumo de oxigênio, bem como alterações de pH, condutividade e grau de humificação causadas pela decomposição no meio. Em laboratório, câmaras de decomposição contendo amostras de macrófita e água foram preparadas e mantidas em condições controladas conforme o delineamento experimental. Os resultados permitiram concluir que: (i) a variação de temperatura interferiu nos coeficientes de perda de massa da fração lábil/solúvel do detrito, mas não alterou os coeficientes de perda de massa da fração refratária; (ii) o aumento da temperatura acelerou o decaimento da celulose dos detritos de *E. azurea* e *E. najas*, sendo indiferente para os de *C. giganteus*; incrementou o decaimento da lignina dos detritos de *C. giganteus* e *E. najas*, embora não tenha sido observada a degradação da lignina nos detritos de *E. azurea* no período experimental; elevou a atividade da peroxidase nos detritos das três espécies selecionadas e da celulase nos detritos de *C. giganteus* e *E. najas*, tendo o efeito oposto nos detritos de *E. azurea*; levou a um aumento no consumo de oxigênio na decomposição dos detritos de *C. giganteus* e *E. azurea*, tendo efeito oposto na decomposição de *E. najas*; (iii) independentemente da temperatura, os teores de carbono orgânico particulado refratário e os tempos de meia-vida foram menores para a espécie submersa e maiores para a emergente, que apresentou os maiores teores de celulose e lignina; (iv) a decomposição de *E. najas* foi a que apresentou os maiores consumos de oxigênio dissolvido no espaço mais curto de tempo; (v) a perda de massa dos detritos das macrófitas ocorreu mais rapidamente sob condição aeróbia do que sob anaeróbia.

Palavras-chave: celulose. celulase. lignina. peroxidase. temperatura.

ABSTRACT

This study aimed to assess the effects of temperature on different aspects of aerobic and anaerobic degradation of aquatic macrophytes from different ecological groups: *Cyperus giganteus* (emergent), *Eichhornia azurea* (fixed floating) and *Egeria najas* (submerged). Considering these purposes, the carbon balance and mass decay, the cellulase and peroxidase activity in the degradation of cellulose and lignin, the oxygen consumption, as well as changes in pH, conductivity and humification degree caused by decomposition in the environment were analysed. In laboratory, decomposition chambers containing aquatic macrophyte and water samples were prepared and maintained under controlled conditions according to the experimental design. The results showed that: (i) temperature changes affected the mass loss coefficients of labile/soluble fractions of debris, but did not alter the mass loss coefficients of refractory fraction; (ii) the temperature increase accelerated the cellulose decay of *E. azurea* and *E. najas* detritus, being indifferent to those of *C. giganteus*; increased the lignin decay of *C. giganteus* and *E. najas* debris, although there was no lignin degradation of *E. azurea* within the experimental period; increased the peroxidase activity of the three species selected detritus and of the cellulase of *C. giganteus* and *E. najas* detritus, having the opposite effect on *E. azurea* debris; led to an increase in oxygen consumption in *C. giganteus* and *E. azurea* debris decomposition, having the opposite effect on *E. najas* decomposition; (iii) regardless to temperature, the content of particulate organic carbon and the half-life times were lower for submerged species and higher for the emerging one, which showed the highest contents of cellulose and lignin; (iv) the *E. najas* decomposition presented the highest dissolved oxygen consumption in the shortest time; (v) the mass loss of macrophytes detritus were faster under aerobic than under anaerobic condition.

Keywords: cellulose. cellulase. lignin. peroxidase. temperature.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Lagoa do Óleo.....	30
Figura 2. Localização da lagoa do Óleo (em vermelho) na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio - SP (modificado de LAPA/UFSCar).....	31
Figura 3. <i>Cyperus giganteus</i> (Foto: Mariana Duó Passerini).....	34
Figura 4. <i>Eichhornia azurea</i> (Karlheins Knock Botanik-Fotos).....	35
Figura 5. <i>Egeria najas</i> (Biological Library).....	36
Figura 6. Câmaras de decomposição anaeróbia.....	38
Figura 7. Separação do conteúdo das câmaras de decomposição em fração particulada e dissolvida.....	39
Figura 8. Modelo cinético proposto para a decomposição de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> (modificado de BIANCHINI JR., 1999), em que: COP_{LS} = carbono orgânico particulado lábil/solúvel; COP_R = carbono orgânico particulado refratário; COD = carbono orgânico dissolvido; k_1 = coeficiente de mineralização da COP_L ; k_2 = coeficiente de lixiviação do COP_{LS} (igual à taxa de formação do COD); k_{LS} = coeficiente global de decaimento do COP_{LS} ($= k_1 + k_2$); k_3 = coeficiente de mineralização do COD; k_R = coeficiente de mineralização do COP_R ; CM_1 = carbono mineralizado através da rota 1 (oxidação direta); CM_2 = carbono mineralizado através da rota 2 (oxidação dos solubilizados) e CM_3 = carbono mineralizado através da rota 3 (oxidação da fração refratária).....	40
Figura 9. Câmaras de decomposição aeróbia.....	45
Figura 10. Aeração das câmaras através do borbulhamento com ar comprimido.....	45
Figura 11. Variações temporais do pH durante a decomposição anaeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.....	50
Figura 12. Variações temporais (média \pm desvio padrão; $n = 3$) da condutividade elétrica durante a decomposição anaeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.....	52
Figura 13. Variações temporais (média \pm desvio padrão; $n = 3$) do grau de humificação (E4/E6) durante a decomposição anaeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.....	54

Figura 14. Variações temporais (média ± desvio padrão; n = 3) de perda de massa do carbono orgânico particulado durante a decomposição anaeróbia dos detritos de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.....	56
Figura 15. Variações temporais dos teores de carbono orgânico particulado, carbono orgânico dissolvido e carbono mineralizado durante a decomposição anaeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.....	59
Figura 16. Variações temporais da mineralização do carbono durante a decomposição anaeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas, em que: CM ₁ = carbono mineralizado através da rota 1 (oxidação direta); CM ₂ = carbono mineralizado através da rota 2 (oxidação dos solubilizados) e CM ₃ = carbono mineralizado através da rota 3 (oxidação da fração refratária).....	61
Figura 17. Variações temporais da celulose degradada e remanescente durante a decomposição anaeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.....	64
Figura 18. Variações temporais da lignina degradada e remanescente durante a decomposição anaeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.....	66
Figura 19. Variações temporais da atividade diária e acumulada da celulose ao longo da decomposição anaeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.....	68
Figura 20. Variações temporais da atividade diária e acumulada da peroxidase ao longo da decomposição anaeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.....	71
Figura 21. Variações temporais do pH durante a decomposição aeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.....	74
Figura 22. Variações temporais (média ± desvio padrão; n = 3) da condutividade elétrica durante a decomposição aeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.....	76
Figura 23. Variações temporais (média ± desvio padrão; n = 3) do consumo acumulado de oxigênio dissolvido durante a decomposição aeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.....	78
Figura 24. Balanço global de carbono da decomposição aeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.	81

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Parâmetros morfométricos da lagoa do Óleo (PETRACCO, 2006).....32
- Tabela 2.** Médias das variáveis físicas e químicas das águas da superfície e do fundo da lagoa do Óleo, obtidas por Petracco (2006) para os períodos de seca (maio a outubro) e de cheia (novembro a abril) no ano de 2004.....33
- Tabela 3.** Parametrização do modelo cinético de decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em temperaturas distintas, em que: COP_{LS} = carbono orgânico particulado lábil/solúvel; k_{LS} = coeficiente de decaimento do COP_{LS} ($= k_1 + k_2$); COP_R = carbono orgânico particulado refratário; k_R = coeficiente de mineralização do COP_R ; COD = carbono orgânico dissolvido; k_3 = coeficiente de mineralização do COD; CM_1 = carbono mineralizado através da oxidação direta (rota 1); CM_2 = carbono mineralizado através da oxidação dos solubilizados (rota 2); CM_3 = carbono mineralizado através da oxidação da fração refratária (rota 3); k_1 = coeficiente de mineralização das frações lábeis; k_2 : coeficiente de lixiviação (igual à taxa de formação do COD); $t_{1/2}$ = tempo de meia-vida; $t_{1/2}$ global = tempo de meia-vida do processo como um todo e r^2 = coeficiente de ajuste do modelo.....57
- Tabela 4.** Valores de Q_{10} dos cinco coeficientes obtidos a partir do modelo cinético da decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas*, em que: k_{LS} = coeficiente de decaimento do COP_{LS} (carbono orgânico particulado lábil/solúvel); k_1 = coeficiente de mineralização das frações lábeis; k_2 = coeficiente de lixiviação; k_3 = coeficiente de mineralização do COD (carbono orgânico dissolvido); k_R = coeficiente de decaimento do COP_R (carbono orgânico particulado refratário).....58
- Tabela 5.** Valores da atividade celulolítica acumulada aos 65 dias de experimento (CA_{65}) e respectivos Q_{10} obtidos para a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas*.....69
- Tabela 6.** Valores da atividade acumulada da peroxidase aos 65 dias de experimento (PA_{65}) e respectivos Q_{10} obtidos para a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas*.....72
- Tabela 7.** Parâmetros do modelo cinético de consumo de oxigênio dissolvido da decomposição aeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas, em que: Temp. = temperatura de incubação; $OC_{MÁX}$ = quantidade máxima de oxigênio consumido; k_d = coeficiente de desoxigenação; E = erro.....79
- Tabela 8.** Valores de Q_{10} obtidos para os parâmetros do modelo cinético de consumo de oxigênio dissolvido da decomposição aeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas, em que: $OC_{MÁX}$ = quantidade máxima de oxigênio consumido; k_d = coeficiente de desoxigenação.....79

Tabela 9. Percentagens de COP obtidas no dia 98 para os experimentos de decomposição aeróbia e anaeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas. Em que: Temp. = temperatura de incubação; COP = carbono orgânico particulado. Os valores para o experimento anaeróbio foram obtidos a partir do modelo exponencial duplo.....	82
Tabela 10. Relação estequiométrica (O/C) do 98º dia da decomposição aeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas (Temp.) distintas.....	83
Tabela 11. Teores de carbono orgânico particulado lábil/solúvel (COP _{LS}) e carbono orgânico particulado refratário (COP _R) e respectivos coeficientes de decaimento (k _{LS} e k _R), obtidos em diferentes estudos de decomposição de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em laboratório ou em campo, sob diferentes condições experimentais.....	86
Tabela 12. Coeficientes de decaimento (k _R) de diferentes estruturas das macrófitas aquáticas e seus respectivos tempos de meia-vida (t _{1/2}). As taxas de decomposição foram classificadas segundo a proposta de Petersen e Cummins (1974). Os dados dizem respeito a valores observados no campo e em experimentos laboratoriais.....	89
Tabela 13. Coeficiente médio de decaimento (k _R), tempo de meia-vida (t _{1/2}) e classificação, segundo a proposta de Petersen e Cummins (1974), de cada espécie de macrófita aquática apresentada na Tabela 12.....	95
Tabela 14. Quantidade máxima de oxigênio consumido (OC _{MÁX}), coeficiente de desoxigenação (k _d) e respectivo tempo de meia-vida (t _{1/2}) obtidos em diferentes estudos da decomposição aeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i>	105

LISTA DE ANEXOS

- ANEXO A** - Valores das variações temporais do pH do meio durante a decomposição anaeróbia de *C. giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.....125
- ANEXO B** - Valores das variações temporais da condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) do meio durante a decomposição anaeróbia de *C. giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas. E = erro.....126
- ANEXO C** - Valores das variações temporais do grau de humificação (E4/E6) do meio durante a decomposição anaeróbia de *C. giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas. E = erro.....127
- ANEXO D** - Variações temporais dos teores de carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono mineralizado (CM) durante a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus* em duas temperaturas distintas. E = erro.....128
- ANEXO E** - Variações temporais dos teores de carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono mineralizado (CM) durante a decomposição anaeróbia de *Eichhornia azurea* em duas temperaturas distintas. E = erro.....129
- ANEXO F** - Variações temporais dos teores de carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono mineralizado (CM) durante a decomposição anaeróbia de *Egeria najas* em duas temperaturas distintas. E = erro.....130
- ANEXO G** - Variações temporais da mineralização do carbono durante a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus* em duas temperaturas distintas, em que: CM_1 = carbono mineralizado através da rota 1 (oxidação direta); CM_2 = carbono mineralizado através da rota 2 (oxidação dos solubilizados) e CM_3 = carbono mineralizado através da rota 3 (oxidação da fração refratária).....131
- ANEXO H** - Variações temporais da mineralização do carbono durante a decomposição anaeróbia de *Eichhornia azurea* em duas temperaturas distintas, em que: CM_1 = carbono mineralizado através da rota 1 (oxidação direta); CM_2 = carbono mineralizado através da rota 2 (oxidação dos solubilizados) e CM_3 = carbono mineralizado através da rota 3 (oxidação da fração refratária).....132
- ANEXO I** - Variações temporais da mineralização do carbono durante a decomposição anaeróbia de *Egeria najas* em duas temperaturas distintas, em que: CM_1 = carbono mineralizado através da rota 1 (oxidação direta); CM_2 = carbono mineralizado através da rota 2 (oxidação dos solubilizados) e CM_3 = carbono mineralizado através da rota 3 (oxidação da fração refratária)....
.....133

ANEXO J - Variações temporais da percentagem de celulose remanescente (C_{elR}) e degradada (C_{elD}) durante a decomposição anaeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.....	134
ANEXO K - Variações temporais da percentagem de lignina remanescente (Lig_R) e degradada (Lig_D) durante a decomposição anaeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.....	135
ANEXO L - Variações temporais da atividade diária e acumulada da celulose ao longo da decomposição anaeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> em duas temperaturas distintas. E = erro.....	136
ANEXO M - Variações temporais da atividade diária e acumulada da celulose ao longo da decomposição anaeróbia de <i>Eichhornia azurea</i> em duas temperaturas distintas. E = erro.....	137
ANEXO N - Variações temporais da atividade diária e acumulada da celulose ao longo da decomposição anaeróbia de <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas. E = erro.....	138
ANEXO O - Variações temporais da atividade diária e acumulada da peroxidase ao longo da decomposição anaeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> em duas temperaturas distintas. E = erro.....	139
ANEXO P - Variações temporais da atividade diária e acumulada da peroxidase ao longo da decomposição anaeróbia de <i>Eichhornia azurea</i> em duas temperaturas distintas. E = erro.....	140
ANEXO Q - Variações temporais da atividade diária e acumulada da peroxidase ao longo da decomposição anaeróbia de <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas. E = erro.....	141
ANEXO R - Valores das variações temporais do pH do meio durante a decomposição aeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas.....	142
ANEXO S - Valores das variações temporais da condutividade elétrica ($\mu S\ cm^{-1}$) do meio durante a decomposição aeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas. E = erro.....	144
ANEXO T - Variações temporais do consumo acumulado de oxigênio dissolvido ($mg\ g^{-1}\ MS$) durante a decomposição aeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas. E = erro.....	147
ANEXO U – Frações de carbono aos 98 dias da decomposição aeróbia de <i>Cyperus giganteus</i> , <i>Eichhornia azurea</i> e <i>Egeria najas</i> em duas temperaturas distintas. Em que: COP = carbono orgânico particulado; COD = carbono orgânico dissolvido; CM = carbono mineralizado; Temp. = temperatura de incubação; E = erro.....	150

SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

CA₆₅ = atividade celulolítica acumulada aos 65 dias de experimento;

CE = condutividade elétrica;

Cel_D = celulose degradada;

Cel_R = celulose remanescente;

CM = carbono mineralizado;

CM₁ = carbono mineralizado através da rota 1 (oxidação direta);

CM₂ = carbono mineralizado através da rota 2 (oxidação dos solubilizados);

CM₃ = carbono mineralizado através da rota 3 (oxidação da fração refratária);

COD = carbono orgânico dissolvido;

COP = carbono orgânico particulado;

COP_L = carbono orgânico particulado lábil;

COP_{LS} = carbono orgânico particulado lábil/solúvel;

COP_R = carbono orgânico particulado refratário;

COT = carbono orgânico total;

e = base logaritmo natural;

E = erro;

E₄ = absorbância em 465 nm;

E₄/E₆ = grau de humificação;

E₆ = absorbância em 665 nm;

k₁ = coeficiente de mineralização da COP_L;

k₂ = coeficiente de lixiviação do COP_{LS} (igual à taxa de formação do COD);

k₃ = coeficiente de mineralização do COD;

k_d = coeficiente de desoxigenação;

k_{LS} = coeficiente global de decaimento do COP_{LS};

k_R = coeficiente de mineralização do COP_R;

Lig_D = lignina degradada;

Lig_R = lignina remanescente;

MOD = matéria orgânica dissolvida;

MOP = matéria orgânica particulada;

MS = massa seca;

O/C = relação estequiométrica entre o consumo de oxigênio por átomo de carbono;

OC = oxigênio consumido;

OC_{máx} = consumo máximo de oxigênio;

OD = oxigênio dissolvido;

PA₆₅ = atividade acumulada da peroxidase aos 65 dias de experimento;

Q₁₀ = relação entre os parâmetros analisados sob incrementos de 10°C;

r² = coeficiente de determinação;

t = tempo;

Temp. = temperatura de incubação;

t_{1/2} = tempo de meia-vida;

φ = diâmetro.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	18
1.1	FONTES DE ENERGIA PARA OS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS LÓTICOS E LÊNTICOS.....	18
1.2	MACRÓFITAS AQUÁTICAS.....	19
1.3	DECOMPOSIÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA VEGETAL EM ECOSISTEMAS AQUÁTICOS.....	21
1.4	DISPONIBILIDADE DE ACEPTORES DE ELÉTRON.....	26
1.5	COEFICIENTE DE DECAIMENTO.....	27
2	OBJETIVOS.....	28
3	HIPÓTESES.....	29
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	30
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE COLETA.....	30
4.2	ESPÉCIES SELECIONADAS.....	33
4.3	COLETA DE ÁGUA E MACRÓFITAS.....	37
4.4	PREPARO DO MATERIAL.....	37
4.5	DESENHO EXPERIMENTAL.....	37
5	RESULTADOS.....	49
5.1	DECOMPOSIÇÃO ANAERÓBIA.....	49
5.2	DECOMPOSIÇÃO AERÓBIA.....	73
6	DISCUSSÃO.....	84
6.1	DECOMPOSIÇÃO ANAERÓBIA.....	84
6.2	DECOMPOSIÇÃO AERÓBIA.....	102
7	CONCLUSÕES.....	108
8	REFERÊNCIAS.....	110
	ANEXOS.....	125

1 INTRODUÇÃO

1.1 Fontes de energia para os ecossistemas aquáticos lóticos e lênticos

Toda a energia da cadeia alimentar de sistemas lóticos provém da produção primária, porém não necessariamente da vegetação aquática (CUSHING; ALLAN, 2001). Existem duas possíveis fontes de detritos para os ecossistemas aquáticos: (i) alóctone, isto é, aquela produzida fora do ecossistema e (ii) autóctone, aquela gerada dentro do próprio sistema (WEBSTER; BENFIELD, 1986).

A vegetação ripária é responsável pela maior parte da matéria orgânica alóctone dos ecossistemas aquáticos lóticos, subsidiando estes sistemas com energia na forma de galhos, folhas, acículas, cascas, troncos, frutas, flores, sementes, pólen, detritos de insetos e exsudados (LAMBERTI; GREGORY, 2007; MATHOOKO; M'ERIMBA; LEICHTFRIED, 2000; WETZEL, 2001), que atingem o corpo d'água por queda direta (movimento vertical) ou por transporte, pelo vento ou outros agentes, do material depositado no solo da floresta (movimento lateral) (BENFIELD, 1997; ELOSEGI; POZO, 2005). As folhas são, geralmente, a fração mais abundante (ELOSEGI; POZO, 2005), podendo representar mais de 50% do material orgânico particulado que entra no ecossistema aquático (ex. GONÇALVES JR.; FRANÇA; CALLISTO, 2006). Em rios de baixa ordem com margem vegetada, o material alóctone é a principal fonte de energia para as comunidades aquáticas (TREVISAN; HEPP, 2007), uma vez que o sombreamento do rio pelas densas copas das árvores reduz a penetração da radiação solar, consequentemente restringindo a produção primária e amortecendo o sistema contra temperaturas extremas (ABELHO, 2001; GONÇALVES JR. et al., 2006; GRAÇA; CANHOTO, 2006; HAUER; HILL, 2007).

O material autóctone representa apenas uma pequena parte da energia dos rios com margens florestadas (ABELHO, 2001). No entanto, à medida que a ordem do rio aumenta, o material alóctone de grandes dimensões que entra diretamente nos cursos de água perde

importância e, simultaneamente, a produção primária autóctone aumenta (VANNOTE et al., 1980). As fontes autóctones de matéria orgânica incluem as algas aderidas a substratos submersos e as macrófitas aquáticas, embora em rios de grandes dimensões o fitoplâncton não deva ser subestimado (CUSHING; ALLAN, 2001). Em regiões tropicais com estação de crescimento contínua, as macrófitas aquáticas emergentes chegam a ser mais produtivas que as comunidades vegetais terrestres (WETZEL, 2001). Esse grande potencial de crescimento, juntamente com as condições favoráveis de temperatura e de nutrientes da maioria dos lagos e reservatórios tropicais, tornam as macrófitas uma importante fonte de matéria orgânica detrital durante sua senescência e morte (BIANCHINI JR., 1999a). Esses vegetais chegam a ser responsáveis por até 50% do aporte de carbono orgânico para esses sistemas (WETZEL, 1995). O papel das macrófitas como fonte de energia, portanto, adquire maior importância após a morte das mesmas, quando ocorre a transferência de carbono e de nutrientes para a comunidade heterotrófica (CUNHA-SANTINO; SCIESSERE; BIANCHINI JR., 2008; CUSHING; ALLAN, 2001). Assim, a decomposição desses vegetais constitui um processo-chave no metabolismo dos ecossistemas aquáticos.

1.2 Macrófitas aquáticas

Macrófitas aquáticas são plantas herbáceas, macroscópicas que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos, os quais podem ser desde bainhas de bromeliáceas que acumulam água até ambientes de água salgada, como baías e recifes de corais, passando por lagos, represas e rios (ESTEVEZ, 1998).

As macrófitas apresentam ampla capacidade de exploração de ambientes e, segundo Pott e Pott (2000) são classificadas nos seguintes grupos ecológicos: (i) anfíbias ou semi-aquáticas, que vivem em áreas alagadas ou mesmo fora da água; (ii) emergentes, que são enraizadas no sedimento, com parte submersa e parte fora da água; (iii) flutuantes fixas, enraizadas no sedimento, com folhas flutuando na superfície da água; (iv) flutuantes livres, que flutuam livremente na superfície da água; (v) submersas fixas, enraizadas no sedimento e totalmente submersas, geralmente, com flores aéreas; (vi) submersas livres, totalmente

submersas, com flores aéreas, porém livres; (vii) epífitas, que se instalam sobre outras plantas aquáticas. A composição química das macrófitas é bastante variada, dependendo da estratégia de vida da espécie, que leva a diferentes necessidades de produção de estruturas da planta.

1.2.1 Composição dos detritos de macrófitas aquáticas

Detrito é toda matéria orgânica não viva, incluindo diferentes tipos de tecidos vegetais ou animais, microrganismos mortos, fezes e produtos secretados, excretados ou exudados dos organismos (MOORE et al., 2004), que represente uma fonte potencial de energia para as espécies detritívoras (DARNELL, 1967).

Em uma compilação realizada por Bianchini Jr. e Cunha-Santino (2008), as macrófitas apresentaram, em média, 39% de carbono, 1,9% de nitrogênio e 0,26% de fósforo.

Do ponto de vista químico, as macrófitas constituem recursos heterogêneos e seus detritos compõem-se de fração dissolvida e particulada (BIANCHINI JR.; CUNHA-SANTINO, 2008). A fração dissolvida é rapidamente liberada para o meio através da lixiviação. A fração particulada é constituída por compostos orgânicos complexos, de difícil degradação, como a lignina, a hemicelulose e a celulose (REDDY; DELAUNE, 2008) apresentando, portanto, decomposição mais lenta. De acordo com uma compilação de Bianchini Jr. (2003), os detritos de macrófitas aquáticas apresentam, em média, 30% de fração solúvel e 70% de fração particulada. Neste trabalho será analisada a importância de dois dos compostos da fração particulada na decomposição de macrófitas aquáticas: celulose e lignina.

1.2.1.1 Celulose

A celulose é o composto mais abundante nos tecidos vegetais (LYND et al., 2002). Este polímero é linear, quimicamente homogêneo e composto por moléculas de D-glicose conectadas por ligações glicosídicas β -1,4, formando subunidades denominadas celobioses (PÉREZ et al., 2002; SCHWARZ, 2001). Os principais microrganismos com potencial celulolítico são eubactérias e fungos (PÉREZ et al., 2002), que hidrolisam este composto através da excreção de enzimas extracelulares. Os principais grupos de enzimas responsáveis pela

degradação da celulose (celulases) são: endo-1,4- β -glucanases, exo-1,4- β -glucanases e 1,4- β -glicosidases (MAGALHÃES; MILAGRES, 2008). A celulase hidrolisa a celulose, transformando-a em dissacarídeos ou em moléculas de glicose (TOMME; WARREN; GILKES, 1995).

1.2.1.2 Lignina

A lignina é o segundo biopolímero mais abundante da Terra, depois da celulose (BOERJAM; RALPH; BAUCHER, 2003). Apresenta uma estrutura mais complexa, constituída principalmente por blocos de fenilpropano, com o anel benzeno carregando um grupo hidroxila e um ou dois grupos metoxílicos. Os blocos de fenilpropano são unidos por ligações de éter ou carbono-carbono, estas últimas mais resistentes à degradação química (MASON, 1980). Intercalada com a hemicelulose, a lignina forma uma matriz que circunda as microfibrilas de celulose (KIRK; FARREL, 1987). Os fungos de podridão branca, *Phanerochaete chrysosporium* em especial, são os microrganismos mais eficientes na degradação da lignina, que ocorre pela ação das enzimas peroxidase (lignina peroxidase e manganês peroxidase) e lacase (PÉREZ et al., 2002). A peroxidase, constituída por glicoproteínas que contêm ferroprotoporfirina IX (heme) como grupo prostético, requer peróxido de hidrogênio (H_2O_2) para a atividade catalítica e intervém numa grande variedade de reações, como a clivagem de ligações C-C, a qual resulta na despolimerização da lignina em fenóis metoxilados e substituídos compostos benzoicos; hidroxilação e oxidação e clivagem do anel aromático (LYNCH; HOBBIE, 1988).

1.3 Decomposição de matéria orgânica vegetal em ecossistemas aquáticos

A decomposição completa os ciclos biogeoquímicos iniciados pela fotossíntese. Basicamente, a decomposição da matéria orgânica resulta na mudança de estado do detrito, sob a influência de vários fatores bióticos e abióticos. A intensidade da decomposição dos detritos aquáticos é característica para cada espécie, dependendo do tamanho, estrutura morfológica e composição química inicial (fatores intrínsecos). Fatores extrínsecos como o teor de oxigênio,

atividade microbiológica e processos físicos também afetam as taxas de decomposição (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2006a). A temperatura é, entretanto, um dos fatores mais importantes (WETZEL, 2001), atuando diretamente no metabolismo dos organismos e determinando a intensidade da produção enzimática (PIONTEK et al., 2009). Normalmente as taxas de reação aumentam com o aumento da temperatura. No entanto, nem sempre esses efeitos são registrados (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2007).

A decomposição de matéria orgânica vegetal é caracterizada por três fases que se sobrepõe: lixiviação, condicionamento e fragmentação (BITAR; ANTONIO; BIANCHINI JR., 2002; GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999).

1.3.1 Lixiviação

A lixiviação é definida como a remoção abiótica dos constituintes hidrossolúveis e com natureza polar presentes nas frações protoplasmáticas das plantas (BÄRLOCHER, 2005; BRINSON, 1977; DAVIS III; CHILDERS, 2007; DAVIS III; CHILDERS; NOE, 2006; MOORHEAD et al., 1996). As substâncias lixiviadas incluem compostos orgânicos (açúcares, ácidos orgânicos, proteínas, compostos fenólicos) e inorgânicos (K, Ca, Mg e Mn) (DAVIS III et al., 2003). Esta fase é muito rápida, podendo ocorrer nas primeiras 24 horas (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2000; FALLON; PFAENDER, 1976), 48 horas (ALBARIÑO; BALSEIRO, 2002; BRUM; ESTEVES, 2001; POPE; GORDON; KAUSHIK, 1999; WRUBLESKI et al., 1997), 3 dias (OTSUKI; WETZEL, 1974; SCHLICKEISEN et al., 2003), 4 dias (GUPTA; SHRIVASTAVA; SINGHAL, 1996; SINGHAL; GAUR; TALEGAONKAR, 1992), 7 dias (CANHOTO; GRAÇA, 1996; ESTEVES; BARBIERI, 1983) e até 15 dias (FRANCE et al., 1997). A lixiviação ocorre logo após a imersão das folhas senescentes na água e as perdas por este processo podem atingir, ou mesmo ultrapassar, 30% da massa inicial das folhas (BÄRLOCHER, 2005; PETERSEN; CUMMINS, 1974; WEBSTER; BENFIELD, 1986). Menéndez e colaboradores (2001), por exemplo, verificaram uma queda de cerca de 40% da massa inicial de *Populus nigra* após 3 dias de decomposição.

A intensidade da lixiviação pode ser influenciada por fatores intrínsecos à planta, como o tamanho, a estrutura morfológica e a composição química inicial do detrito ou

extrínsecos, como temperatura, turbulência e condições de oxirredução (ex. NYKVIST, 1963; PARK; CHO, 2003). Entretanto, a liberação dos compostos hidrossolúveis do material vegetal morto não apenas é influenciado, como também influencia o meio onde ocorre, por exemplo, elevando (GESSNER; SCHWOERBEL, 1989; PAGIORO; THOMAZ, 1999; PARK; CHO, 2003) ou diminuindo (SIEFERT; MUTZ, 2001) a condutividade elétrica e o pH, de acordo com a composição das substâncias lixiviadas (GESSNER; SCHWOERBEL, 1989; NYKVIST, 1963). As liberações de compostos solúveis são de extrema importância para os ecossistemas aquáticos, uma vez que a biomassa senescente encontra-se em permanente contato com a água (POLUNIN, 1984); dessa forma, estas substâncias são rapidamente incorporadas na forma de matéria orgânica dissolvida (MOD), elevando, assim, o potencial de utilização pelo metabolismo microbiano (WETZEL, 1995). Devido aos elevados teores de nutrientes e à natureza da MOD, os compostos lixiviados da decomposição das macrófitas aquáticas tendem ser muito reativos, apresentando frações que são prontamente disponibilizadas para o metabolismo do bacterio e fitoplâncton (FARIA; ESTEVES, 2001; FINDLAY et al., 1986; SALA; GÜDE, 1999).

1.3.2 Condicionamento (catabolismo)

Condicionamento ou catabolismo é a colonização da matéria orgânica por microrganismos. Tal comunidade microbiana é composta basicamente por fungos e bactérias (GONÇALVES JR. et al., 2006), tendo os fungos maior relevância do que as bactérias neste processo, em termos de biomassa e atividade (ex. ABELHO; CRESSA; GRAÇA, 2005; GULIS; SUBERKROPP, 2003; HIEBER; GESSNER, 2002; PASCOAL; CÁSSIO, 2004; WEYERS; SUBERKROPP, 1996). Baldy, Gessner e Chauvet (1995) observaram que, em média, 96% da biomassa microbiana associada às folhas em decomposição é representada pelos fungos. Dentre os fungos, os Hyphomycetes, fungos que produzem conídios exclusivamente em meio aquático, são os que apresentam maior importância no processo de mineralização do material vegetal em decomposição (SCHOENLEIN-CRUSIUS; GRANDI, 2003).

A celulose, lignina e hemicelulose são, em termos de biomassa, os constituintes mais importantes das plantas (PÉREZ et al., 2002) e também das folhas mortas, após a lixiviação, embora estas fibras não sejam, geralmente, digeríveis por animais (BENFIELD, 2007). Para

degradar esses polímeros, os microrganismos produzem uma gama de enzimas hidrolíticas extracelulares e oxidativas (CUNHA-SANTINO; SCIESSERE; BIANCHINI JR., 2008), as quais os despolimerizam em compostos menores, mais facilmente assimiláveis (MANSFIELD, 2005). Dessa maneira, os microrganismos aceleram a decomposição de duas formas: (i) diretamente, através da atividade enzimática (que torna as folhas mais macias, com um ótimo após cerca de duas semanas de condicionamento), metabolismo e incorporação da matéria orgânica para a produção secundária e (ii) indiretamente, aumentando a palatabilidade e valor nutricional dos detritos para os invertebrados detritívoros, uma vez que tais organismos apresentam maiores quantidades de nitrogênio e outros nutrientes do que folhas senescentes, sendo, portanto uma melhor fonte de alimento para os macroinvertebrados aquáticos (ABELHO, 2001; ALLAN, 1995; BENFIELD, 2007; GRAÇA, 2001). De acordo com Gessner, Chauvet e Dobson (1999), condicionamento significa a preparação do material para o consumo pelos invertebrados, sugerindo uma relação de causa e efeito não condizente com a realidade, uma vez que a decomposição de folhas não necessariamente culmina na alimentação desses trituradores. Segundo os autores, o termo “estabelecimento microbiano” seria mais apropriado.

Pascoal e colaboradores (2005) acompanharam a decomposição de folhas de *Alnus glutinosa* em um rio poluído no qual os macroinvertebrados detritívoros eram escassos ou ausentes, e obtiveram coeficientes de decaimento na mesma faixa de valores dos obtidos por outros autores para a região. A atividade microbiana foi, portanto, apontada como mais importante que a dos invertebrados no controle da decomposição das folhas.

A colonização, abundância e atividade dos microrganismos são determinadas por fatores ambientais tais como o pH (DANGLES et al., 2004; DANGLES; CHAUVET, 2003), nutrientes (GULIS; SUBERKROPP, 2003, PASCOAL et al., 2005; PASCOAL; CÁSSIO, 2004) e temperatura (FERREIRA; CHAUVET, 2011). Entretanto, Mille-Lindblom, Fischer e Tranvik (2006) observaram que, no que diz respeito às macrófitas aquáticas, as propriedades intrínsecas dessas plantas foram mais importantes para as comunidades microbianas do que as características químicas da água.

1.3.3 Fragmentação

A fragmentação dos detritos leva a um aumento da superfície susceptível à ação dos microrganismos (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2006a). Este processo pode ocorrer de duas formas: (i) fragmentação biótica, resultante da degradação enzimática da microbiota (item 1.3.2) e da alimentação dos macroinvertebrados detritívoros e (ii) fragmentação física (ABELHO, 2001; GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999; GRAÇA, 2001).

Hieber e Gessner (2002) analisaram a decomposição de *Alnus glutinosa* e *Salix fragilis* e estimaram que os macroinvertebrados contribuíram para uma perda de 64% (*A. glutinosa*) e 51% (*S. fragilis*) de massa foliar, enquanto os fungos contribuíram com 15 e 18% e as bactérias, com 7 e 9%, respectivamente.

Os macroinvertebrados aquáticos detritívoros (fragmentadores) apresentam aparelho bucal adaptado para macerar e retalhar partículas grandes de matéria orgânica, como folhas em decomposição. Em sua maioria, são representados por insetos (Plecoptera, Tipulidae, Limnephilidae e Trichoptera) e crustáceos (Amphipoda, Isopoda) (COBO, 2005; CUSHING; ALLAN, 2001). Os macroinvertebrados reduzem folhas inteiras (matéria orgânica particulada grosseira) a pequenas partículas (matéria orgânica particulada fina), seja pela produção de pedaços fragmentados não ingeridos ou pela produção de fezes, que, por sua vez, servirão como fonte de energia para outros macro e microrganismos (BENFIELD, 2007; CUSHING; ALLAN, 2001; GRAÇA, 2001).

Diversos estudos têm demonstrado a importância dos macroinvertebrados no processo de decomposição. Tais estudos têm sido feitos, principalmente, através de medições de perdas de massa em *litter bags* de malha fina (que restringem o acesso dos invertebrados às folhas, em especial os de maior tamanho) e grossa e, de modo geral, a ausência dos invertebrados reduziu consideravelmente a perda de massa (ex. ALBARIÑO; BALSEIRO, 2002; GONÇALVES JR.; GRAÇA; CALLISTO, 2006; WRIGHT; COVICH, 2005).

As taxas com que os invertebrados fragmentam as folhas são condicionadas pela palatabilidade e concentração de fenóis e outras defesas químicas e físicas das mesmas (LEROY; MARKS, 2006; MORETTI et al., 2009), temperatura, pH e teor de nutrientes do ambiente

(DANGLES; GUÉROLD, 2001; LÖHR et al., 2006; PASCOAL; CÁSSIO; GOMES, 2001). No entanto, um dos fatores primordiais parece ser o grau de condicionamento das folhas. Esses macroinvertebrados obtêm energia não somente da folha em si, mas também dos microrganismos, especialmente fungos, que a colonizam (CUSHING; ALLAN, 2001), e, conseqüentemente, muitos estudos apontaram a preferência desses organismos por folhas previamente condicionadas (ex. BÄRLOCHER; KENDRICK, 1975; BASTIAN et al., 2007; GRAÇA et al., 2001).

A última forma de fragmentação é a física, que se dá por abrasão da água transportando partículas sólidas (GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999), e depende de fatores como velocidade de corrente, turbulência e também da resistência da própria folha (ABELHO, 2001; LUSH; HYNES, 1973).

O processo de decomposição, entretanto, não termina com a fragmentação, podendo a MOD e a matéria orgânica particulada (MOP) em forma de partículas finas serem ainda utilizadas por organismos coletores ou convertidas por microrganismos em CO₂ e compostos inorgânicos através da oxidação, em um processo denominado mineralização (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2000; GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999; GRAÇA, 2001).

1.4 Disponibilidade de aceptores de elétron

A decomposição é dividida, com base nos aceptores de elétron, em aeróbia e anaeróbia. Na aeróbia, oceptor final de elétron é o oxigênio, enquanto na anaeróbia, compostos orgânicos, provindos da fermentação, ou inorgânicos, da respiração anaeróbia, agem como aceptores finais de elétrons (LYNCH; HOBBIE, 1988). Ambos os tipos de decomposição ocorrem simultaneamente num ecossistema. A aeróbia ocorre, geralmente, na coluna d'água, enquanto a anaeróbia acontece no sedimento dos fundos dos lagos (CUNHA-SANTINO; PACOBAHYBA; BIANCHINI JR., 2010). Entretanto, quando a mortalidade de macrófitas, por exemplo, é muito intensa, seja devido à senescência ou ao controle pelo uso de herbicidas, pode, dependendo da quantidade de detritos frente à disponibilidade de oxigênio, ocorrer anoxia ou até

mesmo anaerobiose na coluna d'água, causadas pela sua decomposição. Além disso, a redução nas concentrações de oxigênio dissolvido induz a solubilização do fósforo antes imobilizado nos sedimentos, e a liberação de nutrientes pela decomposição da matéria orgânica, levando à eutrofização do sistema (BIANCHINI JR., 2003).

1.5 Coeficiente de decaimento

A perda de massa é a maneira mais fácil de verificar a mudança de estado dos detritos (BIANCHINI JR., 2003), e suas taxas são frequentemente expressas por um coeficiente de decaimento k (GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999). Para obtê-lo, modelos matemáticos são aplicados à cinética da perda de massa de um determinado detrito. De acordo com a revisão realizada por Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2006a), são quatro os modelos geralmente empregados: exponencial simples, exponencial múltiplo, sigmoide e linear. O modelo exponencial simples é o mais utilizado e pressupõe que as taxas de decomposição sejam proporcionais à quantidade de matéria orgânica remanescente e que o recurso seja quimicamente homogêneo. O exponencial múltiplo considera que a matéria orgânica seja um recurso heterogêneo, onde cada estrutura apresente uma taxa de decomposição proporcional à quantidade de recurso remanescente. O modelo sigmoide baseia-se na ocorrência de um tempo de transição durante as primeiras etapas da decomposição, até que o detrito seja colonizado pelos microrganismos. O modelo linear pressupõe que as taxas de decomposição sejam constantes em função do tempo, sendo definidas por fatores externos como tempo de exposição e radiação ultravioleta. Os k gerados a partir destes modelos são utilizados para comparar os processos de decomposição sob diferentes condições ambientais. Webster e colaboradores (2001) concluíram que os k representam uma boa estimativa da taxa com que as folhas desaparecem nos córregos. Em 1974, Petersen e Cummins propuseram a categorização dos coeficientes de decaimento em uma série contínua de três intervalos: lento (0 a $0,005 \text{ dia}^{-1}$), médio ($0,005$ a $0,010 \text{ dia}^{-1}$) e rápido ($0,010 \text{ dia}^{-1}$ ou superior).

2 OBJETIVOS

Considerando a importância das macrófitas aquáticas como fonte de detritos para os ecossistemas lânticos e os efeitos acarretados pela sua decomposição nesses ecossistemas, esse estudo visou verificar a influência da temperatura em diferentes aspectos da degradação aeróbia e anaeróbia de macrófitas aquáticas de três diferentes grupos ecológicos: emergente (*Cyperus giganteus*), flutuante (*Eichhornia azurea*) e submersa (*Egeria najas*). Os objetivos específicos desse estudo foram:

- i) Descrever as variações temporais do pH e da condutividade elétrica do meio ao longo da degradação aeróbia e anaeróbia, além do grau de humificação, na degradação anaeróbia;
- ii) Determinar as variações temporais de consumo de oxigênio e o balanço global de carbono na degradação aeróbia;
- iii) Determinar o balanço de carbono e as variações temporais do decaimento da celulose e da lignina, além da atividade das enzimas (celulase e peroxidase) atuantes em sua degradação ao longo da decomposição anaeróbia dos detritos.

3 HIPÓTESES

As hipóteses que nortearam o presente estudo foram:

- i) A espécie com forma de vida emergente *C. giganteus* necessita de maiores quantidades de estruturas de sustentação e deve apresentar, portanto, maiores teores de celulose e lignina, tornando sua decomposição mais lenta em relação à da espécie flutuante *E. azurea* e, em especial, à da submersa *E. najas*;
- ii) Com a elevação da temperatura o metabolismo microbiano é acelerado, aumentando o consumo de oxigênio e a atividade das enzimas celulase e peroxidase, acelerando, conseqüentemente, o processo de decomposição;
- iii) A espécie submersa *E. najas* deve se decompor mais rapidamente, apresentando um maior consumo de oxigênio a curto prazo;
- iv) A perda de massa global dos detritos das macrófitas deve ocorrer mais rapidamente sob a condição aeróbia do que sob a anaeróbia, uma vez que o rendimento energético é maior na presença de oxigênio.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de coleta

As amostras de água e de macrófitas aquáticas foram coletadas na região litorânea da lagoa do Óleo ($21^{\circ} 36' S$ e $47^{\circ} 49' O$; Figura 1) localizada no município de Luiz Antônio (São Paulo, Brasil).



Figura 1. Lagoa do Óleo.

A lagoa do Óleo é uma das 15 lagoas marginais protegidas pela Estação Ecológica de Jataí ($21^{\circ} 33' a 21^{\circ} 37' S$ e $47^{\circ} 45' a 47^{\circ} 51' O$, Figura 2), tendo sido formada a partir do isolamento de um meandro do rio Mogi-Guaçu devido a processos erosivos e de sedimentação. O

trecho do rio Mogi-Guaçu inserido na Estação Ecológica de Jataí apresenta uma declividade menos acentuada em relação aos demais trechos do mesmo rio, levando à formação de uma planície de inundação meândrica. Essa lagoa apresenta alimentação subterrânea, podendo também comunicar-se com o rio durante a estação das cheias, sendo o pulso de inundação do rio um dos principais responsáveis pelo enriquecimento das águas locais em termos de nutrientes e material particulado (SANTOS; MOZETO, 1992). Sua região litorânea é densamente colonizada por macrófitas aquáticas, dentre elas: as espécies submersas *Cabomba furcata*, *Egeria najas*, *Utricularia breviscapa* e *Ludwigia inclinata*; as flutuantes *Salvinia* sp, *Ricciocarpus natans* e *Eichhornia azurea*; as emergentes *Polygonum meissnerianum*, *Oxycaryum cubense* e *Cyperus giganteus* (NUNES, 2010). A lagoa do Óleo, assim como as demais da região, caracteriza-se por ser pequena e rasa, conforme se pode observar pelos parâmetros morfométricos relacionados na Tabela 1.

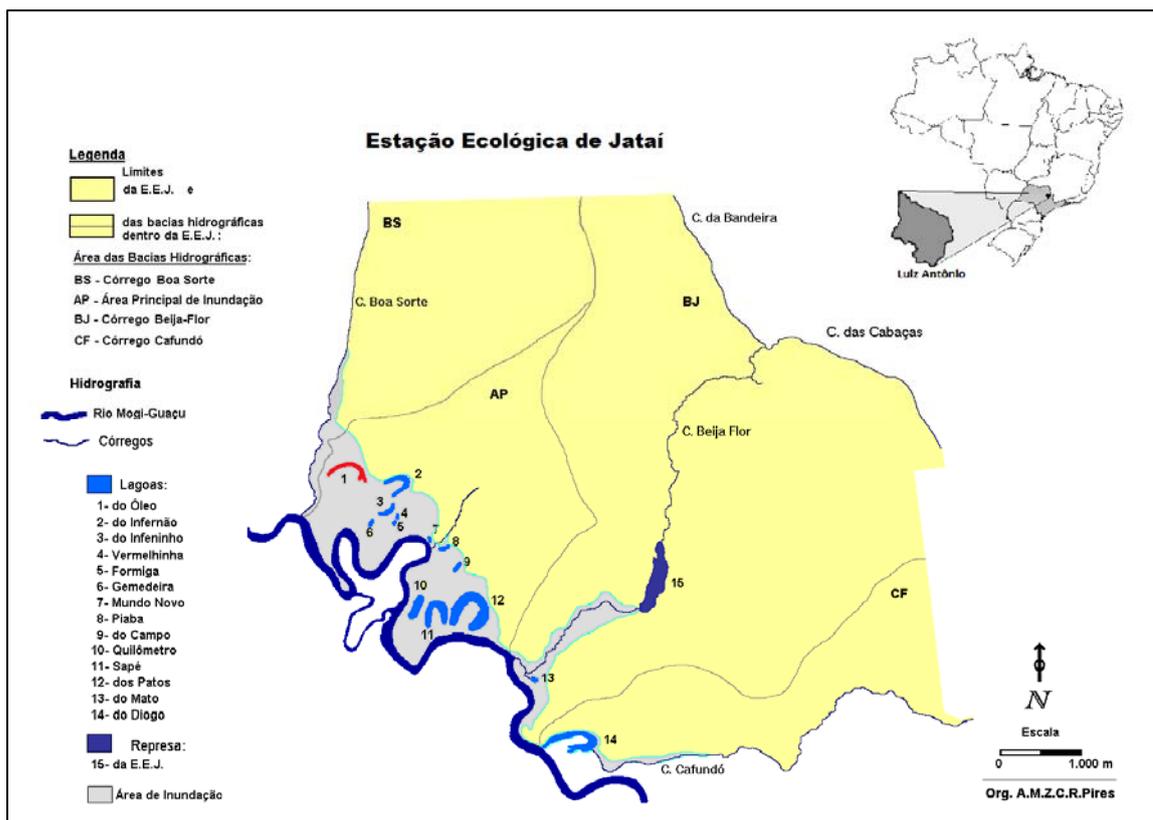


Figura 2. Localização da lagoa do Óleo (em vermelho) na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio - SP (modificado de PIRES et al., 2000).

Tabela 1. Parâmetros morfométricos da lagoa do Óleo (PETRACCO, 2006).

Parâmetro Morfométrico	
Área (km ²)	0,0195
Perímetro (m)	1.500
Comprimento máximo (m)	710
Largura máxima (m)	60
Volume (m ³)	49.613
Profundidade máxima (m)	5,10
Profundidade média (m)	2,55
Inclinação média das margens (%)	8

O clima da região é do tipo AW, segundo a classificação de Köppen, apresentando duas estações bem definidas: uma chuvosa (de novembro a abril) e uma seca (de maio a outubro) (CAVALHEIRO et al., 1990). Petracco (2006), no entanto, verificou valores elevados de precipitação no mês de maio por dois anos consecutivos (2003 e 2004) e o período de seca entre junho e setembro desses mesmos anos.

A transparência da água é maior na época da seca, quando o disco de Secchi desaparece a uma profundidade média de 2,38 m, em relação à época chuvosa (1,02 m). A profundidade da zona eufótica é, portanto, maior na estação seca (4,94 m) do que na chuvosa (1,72 m) (PETRACCO, 2006). As características físicas e químicas das águas da lagoa do Óleo estão sumarizadas na Tabela 2. Estas são classificadas como oligotrófica na estação seca e como meso-eutróficas na chuvosa (PETRACCO, 2006).

A Estação Ecológica de Jataí apresenta dois tipos de cobertura vegetal: nativa e culturas de *Pinus e Eucalyptus*. A primeira diferencia-se, de acordo com os ecossistemas onde ocorrem em três tipos: (i) aquática, composta por macrófitas submersas, flutuantes ou emergentes, encontradas nas lagoas marginais, com certas áreas dominadas por espécies como *Eichhornia azurea* e *Scirpus cubensis*; (ii) alagável, composta basicamente por mata secundária com espécies de cerradão; e (iii) floresta latifoliada tropical semidecídua (SANTOS; MOZETO, 1992).

Tabela 2. Médias das variáveis físicas e químicas das águas da superfície e do fundo da lagoa do Óleo, obtidas por Petracco (2006) para os períodos de seca (maio a outubro) e de cheia (novembro a abril) no ano de 2004.

Variáveis	Superfície		Fundo	
	Cheia	Seca	Cheia	Seca
Temperatura (°C)	25,7	21,5	23,3	19,7
pH	5,24	5,09	4,92	4,34
Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	11,50	6,83	19,50	6,00
Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})	6,01	4,21	3,23	4,22
Saturação de oxigênio dissolvido (%)	67,38	43,9	34,88	42,46
Material em suspensão total (mg L^{-1})	8,90	2,96	12,84	3,79
Material em suspensão inorgânico (mg L^{-1})	2,79	0,58	3,59	0,97
Material em suspensão orgânico (mg L^{-1})	6,12	2,37	9,28	2,82
Carbono total (mg L^{-1})	12,15	6,63	12,49	7,31
Carbono total dissolvido (mg L^{-1})	9,49	4,70	9,21	4,54
Carbono inorgânico dissolvido (mg L^{-1})	2,12	2,03	2,37	2,03
Fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	44,52	10,48	16,91	24,28
Amônio ($\mu\text{g L}^{-1}$)	20,73	26,19	21,98	11,9
Nitrogênio total Kjeldahl (mg L^{-1})	0,47	0,45	0,41	0,45

4.2 Espécies selecionadas

4.2.1 *Cyperus giganteus*

Cyperus giganteus Vahl (Figura 3) é uma macrófita aquática emergente pertencente à divisão Angiospermae e à família Cyperaceae, composta por vegetais de hábito herbáceo, que habitam áreas brejosas ou alagadiças. Esta espécie distribuiu-se pelas Américas, do México à América do Sul (Brasil, Argentina, Uruguai, Paraguai e Bolívia) (POTT; POTT, 2000). *C. giganteus* apresenta caules grossos e esponjosos que podem atingir entre 1,5 e 2,5 m de altura, na extremidade do qual se encontra uma umbela com inúmeras folhas linear-lanceoladas, com nervação paralela e bainha bem desenvolvida (HOENE, 1979; JOLY, 1977; LORENZI, 2000). Apresenta flores pequenas, reunidas em inflorescência (JOLY, 1977) e que se mostram entre os

meses de janeiro a maio (POTT; POTT, 2000). Sua multiplicação ocorre através de rizomas ou sementes (LORENZI, 2000). Seus frutos são secos, do tipo aquênio e a semente possui grande quantidade de endosperma (JOLY, 1977). *C. giganteus* é frequentemente utilizada por aves aquáticas como abrigo para nidificação e tem sua predominância favorecida por situações de queimada, à qual sobrevivem através do rizoma (POTT; POTT, 2000). Possui grande potencial de infestação, contribuindo com uma elevada quantidade de biomassa para o ambiente, a qual, para ser decomposta, provoca uma grande redução do oxigênio das águas (LORENZI, 2000; POTT; POTT, 2000).



Figura 3. *Cyperus giganteus* (Foto: Mariana Duó Passerini).

4.2.2 *Eichhornia azurea*

Eichhornia azurea (Sw.) Kunth (Figura 4), conhecida como “aguapé de cordão” (HOENE, 1979), é uma macrófita aquática flutuante fixa, pertencente à divisão Angiospermae e à família Pontederiaceae, composta por vegetais legitimamente hidrófilos. As plantas jovens são

submersas, com folhas lineares dispostas em espiral para otimizar a captação de luz. Essa espécie distribui-se pelas Américas tropical e subtropical, do México ao Uruguai, inclusive no Brasil e também na África. *E. azurea* pode atingir de 1 a 8 m de comprimento (POTT; POTT, 2000). Apresenta folhas sagitadas ou ovaladas, pecioladas, com uma bainha larga que envolve a base do caule, e com pecíolo inflado (JOLY, 1977). Sua multiplicação ocorre através de rizomas ou sementes (LORENZI, 2000). A inflorescência é um racemo simples, espiciforme e as flores, hermafroditas, de pétalas azuis e bordo serrilhado se mostram praticamente o ano todo (JOLY, 1977; POTT; POTT, 2000). Os frutos são secos e capsulares, com sementes de 2 mm de comprimento, ricas em endosperma (JOLY, 1977). *E. azurea* apresenta grande potencial de crescimento e infestação (LORENZI, 2000), constituindo o maior volume da flora aquática brasileira (HOENE, 1979). Em certos rios pode chegar a causar sérios obstáculos, derrubando embarcações de pequeno porte, ou mesmo impedir a navegação fluvial (JOLY, 1977; LORENZI, 2000). A espécie constitui-se em um importante abrigo para diversos peixes, sendo muitas vezes utilizada como local de desova (JOLY, 1977).



Figura 4. *Eichhornia azurea* (Karlheins Knock Botanik-Fotos).

4.2.3 *Egeria najas*

Egeria najas Planch (Figura 5) é uma macrófita aquática submersa fixa, pertencente à divisão Angiospermae e à família Hydrocharitaceae. A espécie distribuiu-se pela América do sul (Brasil, Paraguai, Uruguai e Bolívia) (POTT; POTT, 2000). *E. najas* apresenta cinco folhas denteadas de 1,5 cm por verticilo e caules extensos e foliosos (HOENE, 1979; POTT; POTT, 2000). Bitar (2003) observou, na lagoa do Óleo, plantas com até 2 m de comprimento. O florescimento ocorre entre os meses de abril e outubro e a flor branca, unissexuada, fica fora da água (POTT; POTT, 2000). Os frutos são fusiformes e sésseis, com sementes estreitamente elipsoides de 2,8 a 4,2 mm de comprimento (COOK; URMI-KÖNIG, 1984), embora sua propagação se dê, majoritariamente, de maneira vegetativa, explicando sua dominância nos ambientes que ocupa (POTT; POTT, 2000). *E. najas* é invasora comum em reservatórios artificiais e o seu baixo requerimento de luz explica a sua grande incidência, mesmo em reservatórios com turbidez elevada (TAVECHIO; THOMAZ, 2003). Sua população aumenta



Figura 5. *Egeria najas* (Biological Library).

em locais eutrofizados e sob ação antrópica, sendo, portanto, uma espécie indicadora desses ambientes. A espécie constitui-se também em fonte de alimento e abrigo para peixes e outros organismos aquáticos (POTT; POTT, 2000).

4.3 Coleta de água e macrófitas

As amostras de macrófitas foram coletadas em maio de 2009 e as de água entre julho e outubro de 2009. A água foi coletada em duas profundidades (superfície: 0,15 m e fundo: 4 m), com garrafa de Van Dorn, e misturada para homogeneizá-la em relação aos componentes químicos e às comunidades microbianas.

4.4 Preparo do material

Em laboratório, as plantas foram lavadas em água corrente a fim de remover perifiton, partículas de sedimento e demais materiais aderidos (BIANCHINI JR.; PACOBAHYBA; CUNHA-SANTINO, 2002). Em seguida, as plantas foram desidratadas em estufa a 50°C, fragmentadas (*C. giganteus*: $1,7 \pm 1,3$ cm; *E. azurea*: $2,0 \pm 0,6$ cm e *E. najas*: $2,1 \pm 0,8$ cm; n = 100) e homogeneizadas. As amostras de água da lagoa do Óleo foram filtradas em membrana de acetato de celulose (ϕ poro = 0,45 μ m) para remoção do material particulado e serviram de meio de incubação na decomposição das três espécies.

4.5 Desenho experimental

4.5.1 Decomposição anaeróbia

4.5.1.1 Incubações

Vinte e sete câmaras de decomposição (frascos de vidro de 450 mL, com tampa de rosca de diâmetro interno de 3 cm; Figura 6) contendo fragmentos de macrófita aquática e amostra de água, na proporção de 10 g MS L⁻¹ (BIANCHINI JR.; PACOBAHYBA; CUNHA-SANTINO, 2002), foram montadas para cada espécie em duas temperaturas (17,4 e 27,8°C; temperaturas mínima e máxima obtidas na lagoa do Óleo no ano de 2008 por Sciessere, 2011). As câmaras foram mantidas no escuro e em condições anaeróbias. A cada dia amostral (1, 3, 5, 10, 15, 20, 35, 50 e 65 dias), o conteúdo de três câmaras de cada espécie em cada uma das temperaturas foi separado em fração particulada (MOP) e dissolvida (MOD) através de malha de náilon (ϕ da trama = 400 μ m) (Figura 7).



Figura 6. Câmaras de decomposição anaeróbia.



Figura 7. Separação do conteúdo das câmaras de decomposição em fração particulada e dissolvida.

4.5.1.2 Variações temporais do pH, condutividade elétrica (CE) e grau de humificação (E4/E6)

Os valores de pH e CE foram determinados na fração dissolvida através do método potenciométrico, com pH-metro (Qualxtron, modelo 8010) e condutivímetro (Digimed, modelo DM3), respectivamente. O grau de humificação (relação E4/E6) foi determinado pelo método colorimétrico, com espectrofotômetro (Ultrospec, modelo 2100 PRO), nos seguintes comprimentos de onda: 465 nm para E4 e 665 nm para E6 (OSBORNE; INGLETT; REDDY, 2007).

4.5.1.3 Determinação da matéria orgânica particulada (MOP)

A fração particulada foi seca em estufa a 50°C até obtenção de massa constante, sendo sua massa final determinada por gravimetria. Em seguida, uma fração dessa amostra foi calcinada a 550°C por 2 horas em mufla (EDG, modelo Edgcon 3P) a fim de quantificar o teor de matéria orgânica (WETZEL; LIKENS, 1991).

4.5.1.4 Balanço de carbono

A cada dia amostral, as concentrações de carbono orgânico total (COT) foram determinadas na fração dissolvida das câmaras por combustão e detecção por infravermelho, através do analisador de carbono (Shimadzu TOC-5000A).

A MOP foi convertida em bases de carbono (COP) através da sua multiplicação pelos seguintes fatores: 0,47 para *C. giganteus* (WETZEL, 2001); 0,43 para *E. azurea* (BITAR, 2003); 0,34 para *E. najas* (BITAR, 2003).

A Figura 8 apresenta o modelo cinético proposto para a decomposição das três espécies de macrófitas aquáticas.

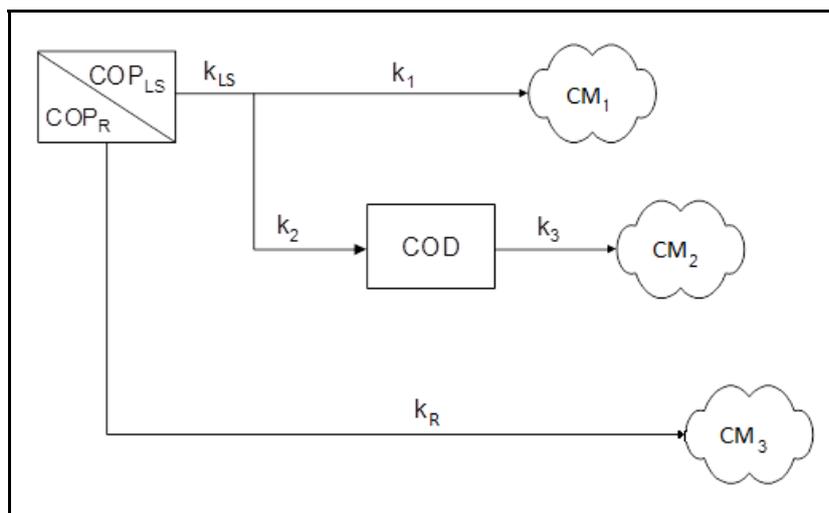


Figura 8. Modelo cinético proposto para a decomposição de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* (modificado de BIANCHINI JR., 1999b), em que: COP_{LS} = carbono orgânico particulado lábil/solúvel; COP_R = carbono orgânico particulado refratário; COD = carbono orgânico dissolvido; k_1 = coeficiente de mineralização da COP_L; k_2 = coeficiente de lixiviação do COP_{LS} (igual à taxa de formação do COD); k_{LS} = coeficiente global de decaimento do COP_{LS} ($= k_1 + k_2$); k_3 = coeficiente de mineralização do COD; k_R = coeficiente de mineralização do COP_R; CM₁ = carbono mineralizado através da rota 1 (oxidação direta); CM₂ = carbono mineralizado através da rota 2 (oxidação dos solubilizados) e CM₃ = carbono mineralizado através da rota 3 (oxidação da fração refratária).

As variações temporais do COP remanescente foram ajustadas ao modelo exponencial duplo (JENKINSON, 1977; LOUSIER; PARKINSON, 1976), utilizando-se regressões não lineares calculadas através do algoritmo iterativo de Levenberg–Marquardt (PRESS et al., 1993), de acordo com a Equação 1:

$$COP = (COP_{LS} e^{-k_{LS}t}) + (COP_R e^{-k_R t}) \text{ (Equação 1)}$$

em que: COP_{LS} = teor inicial de carbono orgânico particulado lábil/solúvel (%); COP_R = teor inicial de carbono orgânico particulado refratário (%); k_{LS} = coeficiente de decaimento do COP_{LS} (dia^{-1}); k_R = coeficiente de decaimento do COP_R (dia^{-1}); t = tempo.

Os tempos de meia-vida ($t_{1/2}$) da decomposição das frações lábil/solúvel e refratária do detrito foram calculados pela da Equação 2.

$$t_{1/2} = \frac{\ln(0,5)}{-k} \text{ (Equação 2)}$$

em que: k = coeficiente de mineralização de cada fração de carbono.

Os coeficientes de perda de massa obtidos a partir do modelo exponencial duplo (k_{LS} e k_R) foram categorizados em três intervalos de degradação, de acordo com a proposta de Petersen e Cummins (1974): lento (0 a $0,005 \text{ dia}^{-1}$), médio ($0,005$ a $0,010 \text{ dia}^{-1}$) e rápido ($0,010 \text{ dia}^{-1}$ ou superior).

As incubações foram consideradas sistemas fechados em relação às quantidades de carbono orgânico (BIANCHINI JR.; PACOBAHYBA; CUNHA-SANTINO, 2002), assim, os teores de carbono mineralizado foram estimados a partir da Equação 3.

$$CM_t = COT_0 - COP_t - COD_t \text{ (Equação 3)}$$

em que: CM_t = carbono mineralizado no tempo; COT_0 = carbono orgânico total no início do experimento; COP_t = COP remanescente no tempo; COD_t = COD remanescente no tempo.

Sendo as cinéticas de perda de massa das três espécies de macrófitas de 1ª ordem, as Equações 4 a 7 (BIANCHINI JR., 2003) foram utilizadas para descrever o processo. Para a parametrização do modelo foi utilizado o algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt (PRESS et al., 1993), método de regressão não linear.

$$CM_1 = \frac{k_1}{k_{LS}} COP_{LS} (1 - e^{-k_{LS}t}) \quad (\text{Equação 4})$$

$$CM_2 = \frac{k_2}{k_{LS}} COP_{LS} \left(1 + \frac{k_3}{k_{LS} - k_3} e^{-k_{LS}t} + \frac{k_T}{k_3 - k_{LS}} e^{-k_3t} \right) \quad (\text{Equação 5})$$

$$CM_3 = COP_R (1 - e^{-k_R t}) \quad (\text{Equação 6})$$

$$CM = \sum_{i=1}^3 CM_i \quad (\text{Equação 7})$$

em que: COP_{LS} = carbono orgânico particulado lábil/solúvel (%); COP_R = carbono orgânico particulado refratário (%); COP_L = carbono orgânico particulado lábil (%), $COP_L = (k_1/k_{LS}) \times COP_{LS}$; COD = carbono orgânico dissolvido (%), $COD = k_2/k_{LS} \times COP_{LS}$; CM = carbono mineralizado (%); e = base logaritmo natural; t = tempo (dia); k_{LS} = coeficiente global de decaimento do COP_{LS} ($k_1 + k_2$) (dia^{-1}); k_1 = coeficiente de mineralização da COP_L (dia^{-1}); k_2 = coeficiente de lixiviação do COP_{LS} (igual à taxa de formação do COD; dia^{-1}); k_3 = coeficiente de mineralização do COD (dia^{-1}); k_R = coeficiente de mineralização do COP_R (dia^{-1}); CM_1 = carbono mineralizado através da rota 1 (oxidação direta; %); CM_2 = carbono mineralizado através da rota 2 (oxidação dos solubilizados; %) e CM_3 = carbono mineralizado através rota 3 (oxidação da fração refratária; %).

4.5.1.5 Determinação do teor de celulose

A análise do teor de celulose da MOP foi efetuada por digestão das amostras, seguida de análise gravimétrica, de acordo com o método de Crampton e Maynard (1938).

4.5.1.6 Determinação do teor de lignina

A análise do teor de lignina da MOP foi efetuada por digestão ácida (ácido sulfúrico 72%) das amostras, seguida de análise gravimétrica, de acordo com o método modificado de Allen e colaboradores (1974).

4.5.1.7 Determinação da atividade da celulase

Para a determinação da atividade enzimática celulolítica C1 (ação sinérgica das enzimas endocelulases: EC: 3.2.1.4 e exocelulases: EC: 3.2.1.91), um extrato enzimático foi preparado a partir de cada câmara. O extrato contendo uma subamostra de 10 mL da MOD e 0,2 g (massa úmida) da MOP foi homogeneizado (Ultra Turrax IKA, modelo T10), sonificado (Unique, modelo 1400A) e centrifugado ($3.000 \times g$, 45 min, 4°C). A atividade enzimática foi avaliada no sobrenadante, de acordo com o método proposto por Mandels, Andreotti e Roche (1976), que consiste em determinar a formação de açúcares redutores liberados pela ação da celulase sobre um substrato cristalino. A concentração dos açúcares redutores foi quantificada pelo método colorimétrico de Somogyi (1952). Esta análise foi realizada em duplicata para cada câmara ($n = 6$ para cada espécie). Uma unidade de atividade celulolítica equivale à quantidade de enzimas que libera 1 μmol de glicose, por minuto de reação, por mililitro. A atividade acumulada da celulase foi calculada através da soma da atividade enzimática ao longo do tempo.

4.5.1.8 Determinação da atividade da peroxidase

A atividade enzimática da peroxidase foi avaliada de acordo com o método

proposto por Villela e Tastaldi (1973), que se baseia na oxidação enzimática de um composto fenólico. Em uma cubeta foram acrescentados 0,4 mL do mesmo extrato enzimático utilizado na determinação da atividade celulolítica e 0,8 mL de uma mistura de reação contendo fenol, 4-aminoantipirina e tampão fosfato (1M). A reação foi iniciada pela adição de 1,2 mL de peróxido de hidrogênio e o aumento da absorbância (510 nm) foi monitorado durante 180s.

4.5.2 Decomposição aeróbia

4.5.2.1 Preparo das incubações

Três câmaras de decomposição (frascos de DBO com capacidade aproximada de 300 mL e tampa esmerilhada; Figura 9) contendo fragmentos de macrófita aquática e amostra de água (proporção de 0,5 g MS L⁻¹) foram montadas para cada espécie em duas temperaturas (17,4 e 27,8°C). Foram montadas também, três câmaras contendo apenas água (controles) para cada uma das temperaturas. Em seguida, os frascos foram aerados através do borbulhamento com ar comprimido (filtrado através de lã de vidro) até que a saturação de oxigênio dissolvido (OD) fosse atingida. As concentrações iniciais de OD foram então determinadas através do método palarográfico, com oxímetro (Yellow Spring Instruments, modelo 58). As câmaras foram mantidas no escuro e sob temperatura controlada (17,4°C e 27,8°C).

4.5.2.2 Consumo de OD

As concentrações de OD foram determinadas periodicamente até o 98º dia (i.e. até a estabilização do consumo). Após as determinações, os frascos foram novamente tampados, evitando assim a difusão de oxigênio atmosférico. Sempre que concentrações baixas de OD foram detectadas, as câmaras foram novamente oxigenadas até a saturação (Figura 10), a fim de evitar processos anaeróbios.

Os valores de OD consumido pelas câmaras controle foram subtraídos dos valores obtidos nas incubações com macrófitas.



Figura 9. Câmaras de decomposição aeróbia.



Figura 10. Aeração das câmaras através do borbulhamento com ar comprimido.

As variações temporais de consumo de OD foram ajustadas ao modelo cinético de primeira ordem utilizando-se regressões não lineares calculadas através do algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt (PRESS et al., 1993), de acordo com a Equação 7:

$$OC = OC_{m\acute{a}x}(1 - e^{-k_d t}) \quad (\text{Equa\c{c}\~{a}o 7})$$

em que: OC = oxigênio consumido (mg g^{-1} MS); $OC_{m\acute{a}x}$ = consumo máximo de oxigênio (mg g^{-1} MS); k_d = coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}); t = tempo (dias).

Os $t_{1/2}$ dos processos de consumo de OD foram calculados através da Equação 2 (item 4.5.1.4).

4.5.2.3 Variações temporais do pH e CE

Nos mesmos dias em que as concentrações de OD foram determinadas, determinou-se também os valores de pH e CE da fração dissolvida, pelos métodos descritos no item 4.5.1.2.

4.5.2.4 Fracionamento das câmaras

Ao final do experimento (dia 98), o conteúdo de cada uma das câmaras foi separado em fração particulada e dissolvida através de filtros de fibra de vidro (ϕ poro = 1,2 μm). A fração particulada foi desidratada em estufa a 50°C e seu teor de matéria orgânica foi quantificado (item 4.5.1.3).

4.5.2.5 Balanço global de carbono

As concentrações de COT foram determinadas na fração dissolvida das câmaras no início (dia 0) e no final do experimento (dia 98) (item 4.5.1.4).

O material particulado remanescente foi convertido em bases de carbono (COP) de

acordo com o descrito no item 4.5.1.4.

O CM foi determinado através da Equação 8:

$$CM = 100 - (COP + COD) \quad (\text{Equação 8})$$

em que: CM = carbono mineralizado (%); COP = carbono orgânico particulado (%); COD = carbono orgânico dissolvido (%).

4.5.2.6 Coeficiente de estequiometria O/C

Durante a mineralização aeróbia assume-se, geralmente, que a proporção entre o consumo de oxigênio e a formação de CO₂ seja um valor constante (e.g. O/C = 2,66; CHAPRA; RECKHOW, 1983). Foi considerado, portanto, que o consumo de oxigênio esteve diretamente relacionado à oxidação da matéria orgânica. Assim, a relação O/C foi determinada pela divisão do valor teórico de OC acumulado ao final do experimento (dia 98) e o CM obtido no mesmo dia amostral.

4.5.3 Coeficiente de temperatura (Q₁₀)

A função exponencial da temperatura (Q₁₀) foi utilizada para descrever a influência da temperatura sobre os coeficientes de reação (Equações 4, 5 e 6), sobre as atividades enzimáticas e sobre os parâmetros da cinética de consumo de OD. O cálculo foi feito a partir da Equação 9, modificada de Bowie e colaboradores (1985).

$$Q_{10} = \left(\frac{P2}{P1} \right)^{\left(\frac{10}{T2-T1} \right)} \quad (\text{Equação 9})$$

em que: Q_{10} = relação entre os parâmetros analisados sob incrementos de 10°C; P1= valor do parâmetro analisado obtido na temperatura T1 (17,4°C); P2 = valor do parâmetro analisado obtido na temperatura T2 (27,8°C).

4.5.4 Análise estatística

A fim de avaliar as diferenças no processo de decomposição entre as diferentes espécies e temperaturas escolhidas, foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (nível de significância: $p < 0,05$) seguido do teste de comparação múltipla de Dunn.

5 RESULTADOS

5.1 Decomposição anaeróbia

5.1.1 Variações temporais do pH

As variações temporais do pH da fração dissolvida durante a decomposição anaeróbia das três espécies de macrófitas são apresentadas na Figura 11 (tabela no Anexo A). As incubações mantiveram-se ácidas ao longo de todo o experimento. De maneira geral, houve redução do pH em relação ao valor inicial (dia 0). Apenas as incubações contendo detritos de *C. giganteus* e *E. najas*, ambos a 17,4°C, apresentaram acréscimo no pH no dia 1, com posterior decréscimo. Após essa queda inicial, observou-se uma tendência à estabilização, com pequenas oscilações nos valores. O pH das incubações com fragmentos de *C. giganteus* variou entre 4,14 (dia 35) e 6,16 (dia 1) a 17,4°C (maior variação observada entre as três espécies) e entre 4,11 (dia 35) e 5,54 (dia 0) a 27,8°C. Nas incubações contendo *E. azurea*, o pH variou entre 4,42 (dia 65 a 17,4°C e dia 15 a 27,8°C) e 5,96 (dia 0 em ambas as temperaturas). Nas câmaras com detritos de *E. najas* o pH oscilou entre 4,75 (dia 35) e 6,19 (dia 10) a 17,4°C e entre 4,45 (dia 35) e 5,84 (dia 0) a 27,8°C (menor variação observada entre as três espécies).

A análise estatística apontou diferença significativa apenas entre a variação do pH nas incubações com detritos de *C. giganteus* a 27,8°C e *E. najas* a 17,4°C ($p < 0,05$) e entre *E. azurea* a 27,8°C e *E. najas* a 17,4°C ($p < 0,01$).

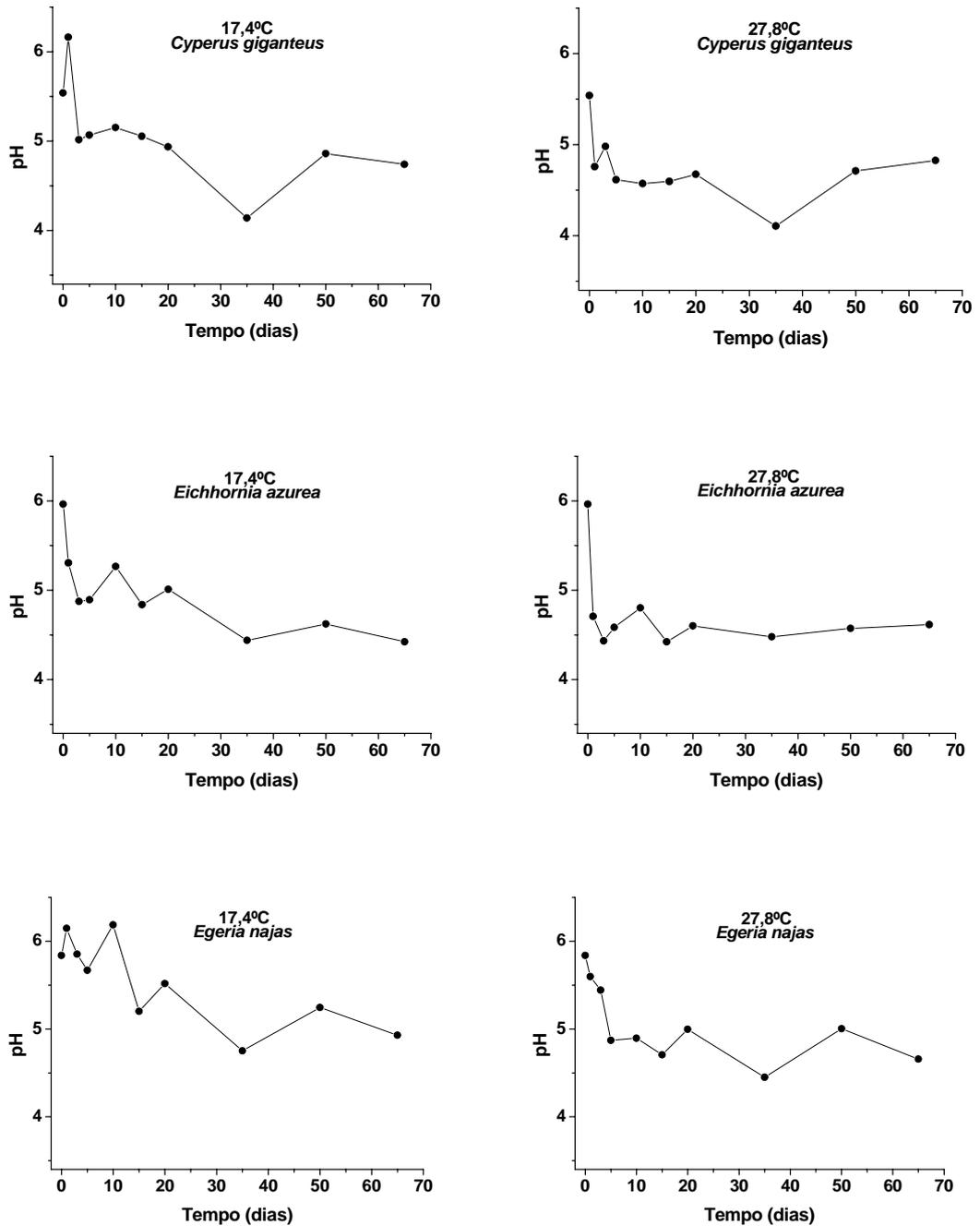


Figura 11. Variações temporais do pH durante a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

5.1.2 Variações temporais da CE

As variações temporais da CE da fração dissolvida durante a decomposição anaeróbia das três espécies de macrófitas são apresentadas na Figura 12 (tabela no Anexo B). Após o primeiro dia, a CE apresentou grandes incrementos: 535 e 656 $\mu\text{S cm}^{-1}$ nas incubações com detritos de *C. giganteus*, 948 e 986 $\mu\text{S cm}^{-1}$ nas incubações com detritos de *E. Azurea* e 1440 e 1514 $\mu\text{S cm}^{-1}$ nas incubações com detritos de *E. najas* a 17,4 e 27,8°C, respectivamente. As câmaras contendo fragmentos de *C. giganteus* apresentaram os valores mais baixos de CE entre as três espécies, sendo os valores máximos atingidos de 767 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 17,4°C (dia 10) e 777 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 27,8°C (dia 35). Os valores máximos obtidos para as incubações com *E. azurea* a 17,4 e 27,8°C foram, respectivamente, 1079 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (dia 50) e 1097 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (dia 65). Os valores mais elevados foram observados nas câmaras contendo detritos de *E. najas*: 2477 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 17,4°C (dia 65) e 2650 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 27,8°C (dia 65). Notou-se, portanto, que, para as três espécies, a CE foi maior na temperatura mais elevada. Os valores de CE das incubações de *C. giganteus* e *E. azurea* tenderam à estabilização após o aumento inicial, enquanto nas incubações de *E. najas*, os valores permaneceram aumentando até o final do experimento (dia 65), independentemente da temperatura.

A análise estatística apontou diferença significativa ($p < 0,001$) nas variações da CE entre as incubações com fragmentos de *C. giganteus* a 17,4°C e *E. najas* em ambas as temperaturas e entre as de *C. giganteus* a 27,8°C e *E. najas*, também em ambas as temperaturas de incubação.

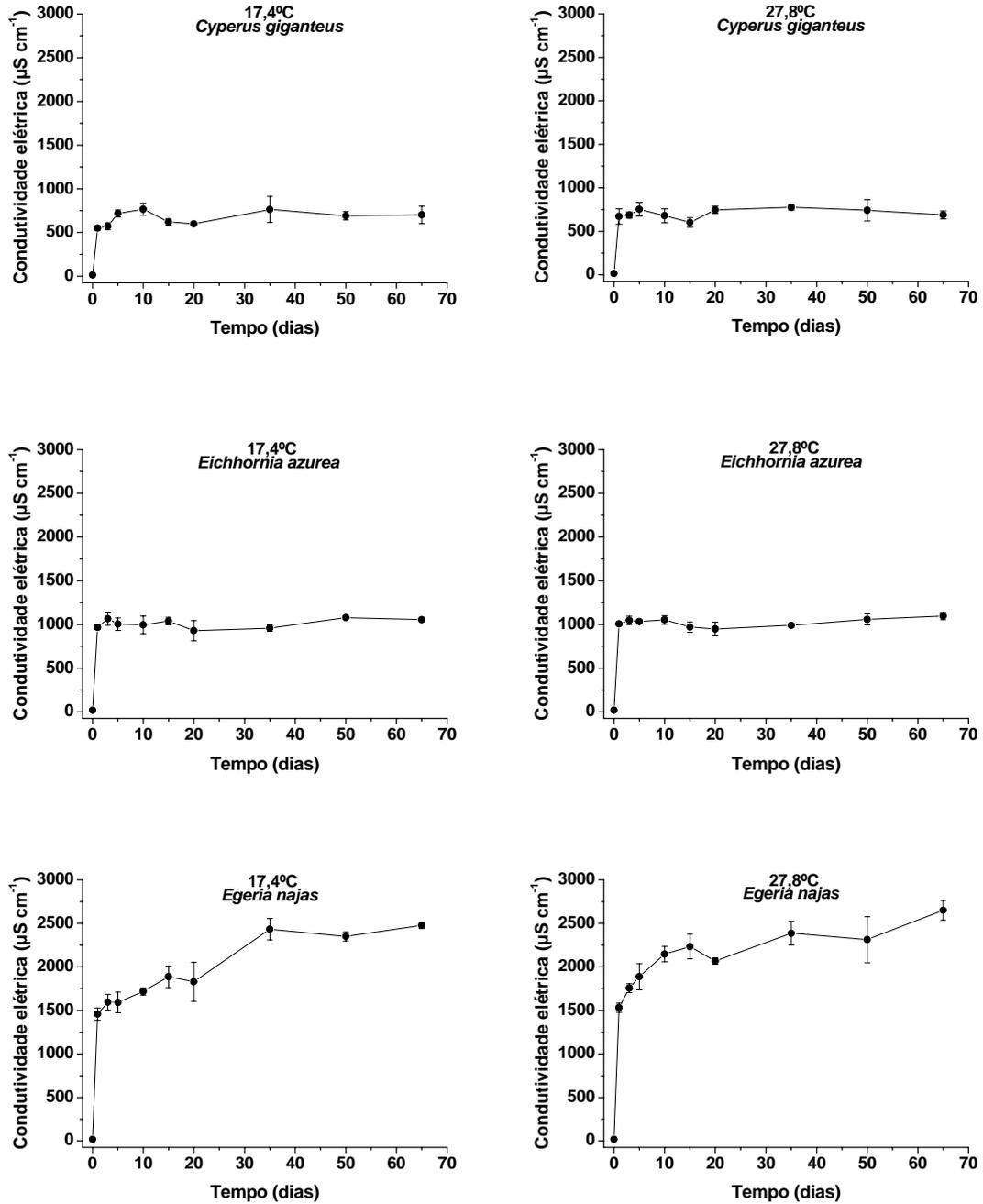


Figura 12. Variações temporais (média \pm desvio padrão; $n = 3$) da condutividade elétrica durante a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

5.1.3 Variações temporais do grau de humificação (E4/E6)

As variações temporais do grau de humificação da fração dissolvida durante a decomposição anaeróbia das três espécies de macrófitas são apresentadas na Figura 13 (tabela no Anexo C). Nas incubações contendo detritos de *C. giganteus* observou-se aumento no grau de humificação no dia 1. Após esse aumento, os valores oscilaram entre 1,78 (dia 65) e 2,31 (dia 20) a 17,4°C e entre 1,57 (dia 50) e 3,28 (dia 35) a 27,8°C. Nas incubações com fragmentos de *E. azurea* e *E. najas* houve, inicialmente, decréscimo no grau de humificação em relação ao dia 0. Após essa queda, os valores oscilaram entre 1,15 (dia 50) e 2,75 (dia 35) e entre 1,19 (dia 15) e 2,16 (dia 1) nas incubações de *E. azurea* a 17,4 e 27,8°C, respectivamente. Para as incubações contendo *E. najas*, as variações ocorreram entre 2,11 (dia 1) e 3,62 (dia 20) na menor temperatura e entre 2,10 (dia 1) e 3,31 (dia 50) na mais elevada.

A análise estatística apontou diferença significativa nas variações do grau de humificação entre as incubações com detritos de *E. azurea* e *E. najas*, ambas a 17,4°C ($p < 0,05$) e entre as de *E. azurea* a 27,8°C e *E. najas* nas duas temperaturas ($p < 0,001$).

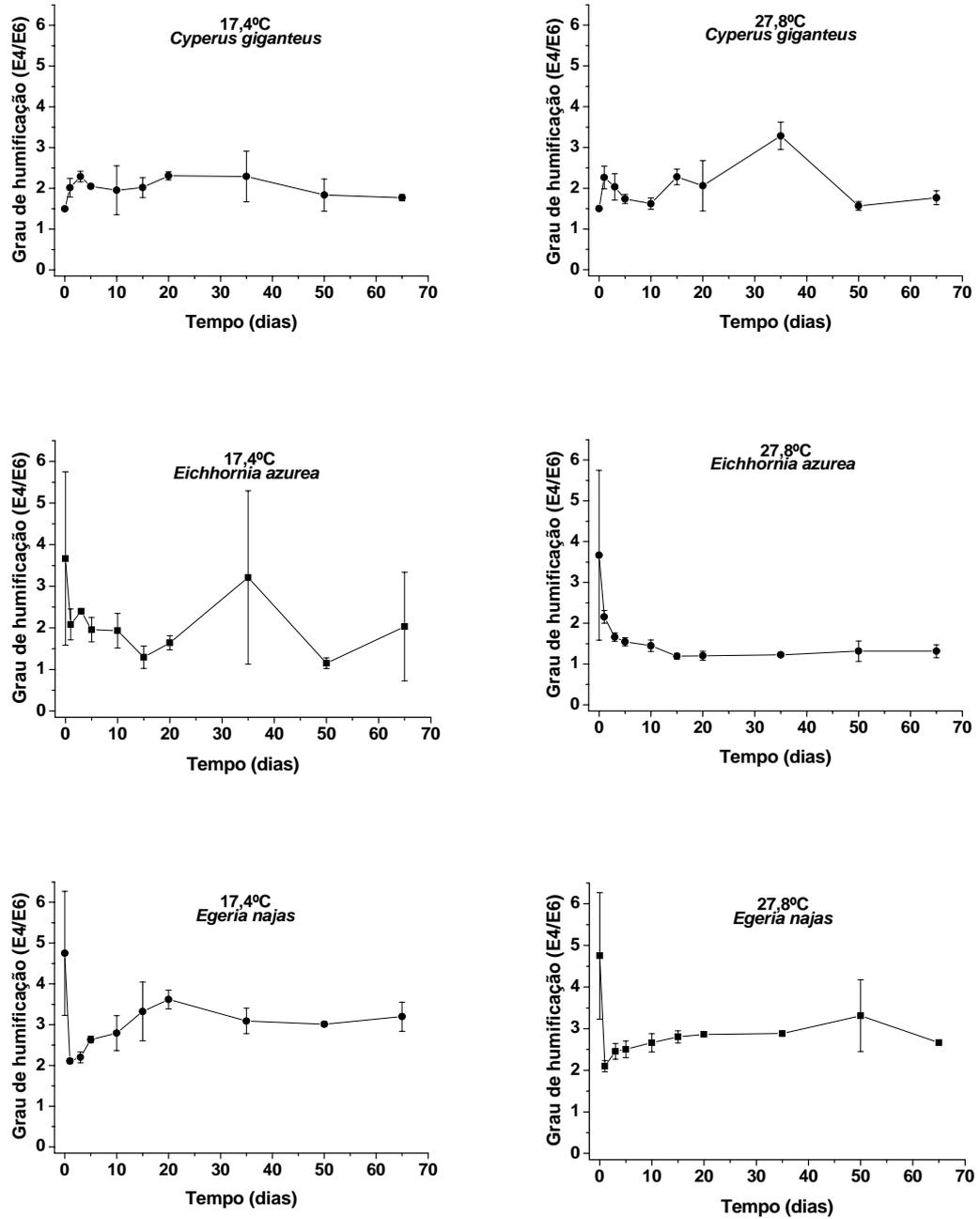


Figura 13. Variações temporais (média \pm desvio padrão; $n = 3$) do grau de humificação (E4/E6) durante a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

5.1.4 Balanço de carbono

O modelo exponencial de ajuste bifásico aplicado às variações temporais do COP admite que os detritos das três espécies de macrófitas apresentem duas frações: uma lábil e/ou solúvel (COP_{LS}) e uma refratária (COP_R) (Figura 14). A parametrização completa do modelo cinético de decomposição anaeróbia das macrófitas aquáticas é apresentada na Tabela 3. O COP_{LS} corresponde à porção do detrito que apresentou uma perda de massa rápida e variou de 5,5% (*C. giganteus*; 17,4°C) a 61,3% (*E. najas*; 17,4°C). O COP_R variou entre 38,7% (*E. najas*; 17,4°C) e 94,5% (*C. giganteus*; 17,4°C). Os k_{LS} e k_R calculados para a decomposição das três espécies permitiram classificar os processos de lixiviação como rápidos e os de perda de massa dos compostos refratários como lentos (*sensu* Petersen e Cummins, 1974), independentemente da temperatura de incubação. Os $t_{1/2}$ do COP_{LS} variaram de 0,46 dias (*E. azurea*; 27,8°C) a 19,34 dias (*E. najas*; 17,4°C). O $t_{1/2}$ da fração refratária do detrito foi maior para *C. giganteus*, seguido por *E. azurea* e *E. densa*, para ambas as temperaturas. O $t_{1/2}$ do COP_R de *C. giganteus* incubado a 27,8°C foi considerado infinito (∞), representando a ausência de decaimento desta fração ao final do período experimental. Os coeficientes de determinação (r^2) gerados pelos ajustes cinéticos foram elevados, variando de 0,73 (*C. giganteus*; 17,4°C) a 1,00 (*E. najas*; 27,8°C).

Os valores de Q_{10} calculados para os coeficientes obtidos a partir do modelo cinético da decomposição anaeróbia são apresentados na Tabela 4. Em relação aos coeficientes da perda de massa (k_{LS} e k_R), verificou-se que, com o incremento de 10°C, o k_{LS} dos detritos de *C. giganteus* foi reduzido em 60%. Os coeficientes de decaimento de *E. azurea*, de maneira geral, não foram alterados em função das diferenças de temperatura. No caso da degradação de *E. najas*, o aumento da temperatura elevou 4,2 vezes o valor do k_{LS} .

A análise estatística apontou diferença significativa ($p < 0,01$) apenas entre a perda de massa do COP dos detritos de *C. giganteus* (em ambas as temperaturas) e *E. najas* a 27,8°C.

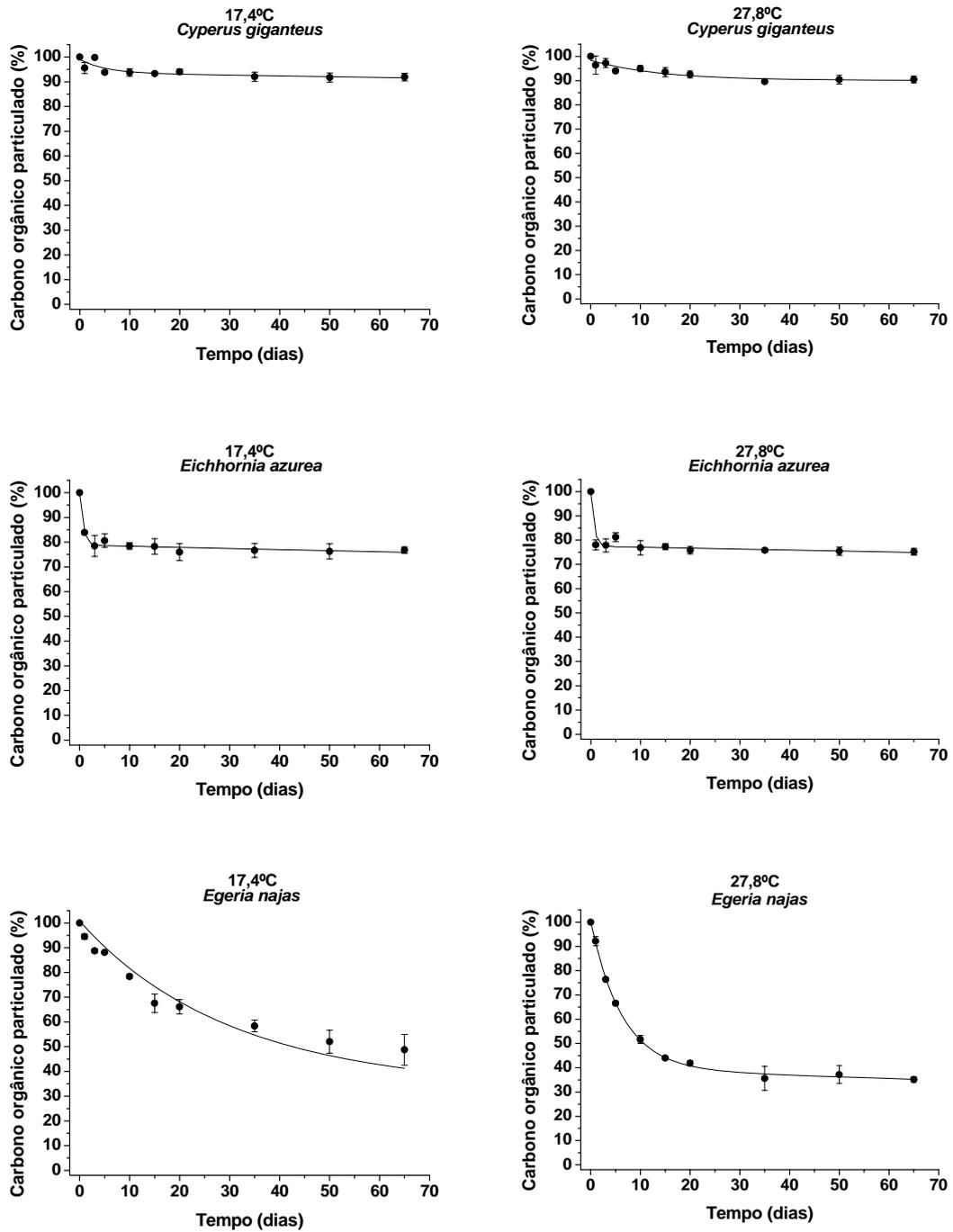


Figura 14. Variações temporais (média \pm desvio padrão; $n = 3$) de perda de massa do carbono orgânico particulado durante a decomposição anaeróbia dos detritos de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

Tabela 3. Parametrização do modelo cinético de decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em temperaturas distintas, em que: COP_{LS} = carbono orgânico particulado lábil/solúvel; k_{LS} = coeficiente de decaimento do COP_{LS} ($= k_1 + k_2$); COP_R = carbono orgânico particulado refratário; k_R = coeficiente de mineralização do COP_R ; COD = carbono orgânico dissolvido; k_3 = coeficiente de mineralização do COD; CM_1 = carbono mineralizado através da oxidação direta (rota 1); CM_2 = carbono mineralizado através da oxidação dos solubilizados (rota 2); CM_3 = carbono mineralizado através da oxidação da fração refratária (rota 3); k_1 = coeficiente de mineralização das frações lábeis; k_2 = coeficiente de lixiviação (igual à taxa de formação do COD); $t_{1/2}$ = tempo de meia-vida; $t_{1/2}$ global = tempo de meia-vida do processo como um todo e r^2 = coeficiente de ajuste do modelo.

Parâmetro	17,4°C			27,8°C		
	<i>C. giganteus</i>	<i>E. azurea</i>	<i>E. najas</i>	<i>C. giganteus</i>	<i>E. azurea</i>	<i>E. najas</i>
COP_{LS} (%)	5,5 ± 2,7	21,2 ± 1,4	61,3 ± 0	8,3 ± 1,2	21,6 ± 2,6	60,7 ± 1,9
k_{LS} (dia ⁻¹)	0,20 ± 0,23	1,43 ± 0,28	0,04 ± 0	0,07 ± 0,03	1,5 ± 0	0,16 ± 0,01
$t_{1/2}$ (dia)	3,5	0,49	19,34	9,56	0,46	4,38
COP_R (%)	94,5 ± 2,6	78,8 ± 0,7	38,7 ± 0	91,7 ± 1,0	78,4 ± 1,2	39,3 ± 1,9
k_R (dia ⁻¹)	0,0003 ± 0,0006	0,0006 ± 0,0003	0,0018 ± 0	≈ 0 ± 0	0,0005 ± 0,0005	0,0018 ± 0,001
$t_{1/2}$ (dia)	2039	1195	389	∞	1359	389
r^2	0,73	0,98	0,93	0,89	0,93	1
COD (%)	2,9 ± 0,5	12,1 ± 0,8	41,3 ± 2,8	4,0 ± 0,4	12,7 ± 0,8	34,1 ± 2,3
k_3 (dia ⁻¹)	0 ± 0	0,0051 ± 0,0026	0,0073 ± 0,0024	0 ± 0	0,0043 ± 0,0023	0,1991 ± 0,0020
$t_{1/2}$ (dia)	∞	137	94	∞	163	3
r^2	0,38	0,83	0,97	0,64	0,83	0,93
CM_1 (%)	2,5	9,1	20	4,2	8,9	26,6
CM_2 (%)	2,9	12,1	41,3	4	12,7	34,1
CM_3 (%)	94,5	78,8	38,7	91,7	78,4	39,3
k_1 (dia ⁻¹)	0,0917	0,6127	0,0117	0,0371	0,6165	0,0694
$t_{1/2}$ (dia)	8	1	59	19	1	10
k_2 (dia ⁻¹)	0,1062	0,8129	0,0241	0,0354	0,8835	0,0889
$t_{1/2}$ (dia)	7	1	29	20	1	8
$t_{1/2}$ global	2052	792	134	∞	895	15
r^2 global	0,79	0,97	0,91	0,86	0,99	0,98

Tabela 4. Valores de Q_{10} dos cinco coeficientes obtidos a partir do modelo cinético da decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas*, em que: k_{LS} = coeficiente de decaimento do COP_{LS} (carbono orgânico particulado lábil/solúvel); k_1 = coeficiente de mineralização das frações lábeis; k_2 = coeficiente de lixiviação; k_3 = coeficiente de mineralização do COD (carbono orgânico dissolvido); k_R = coeficiente de decaimento do COP_R (carbono orgânico particulado refratário).

Espécie	Q_{10}				
	k_{LS}	k_1	k_2	k_3	k_R
<i>Cyperus giganteus</i>	0,4	0,4	0,3	-	-
<i>Eichhornia azurea</i>	1,1	1,0	1,1	0,8	0,9
<i>Egeria najas</i>	4,2	5,5	3,5	23,9	1,0

As variações temporais dos teores de COP, COD e CM (i.e. carbono inorgânico) durante a decomposição anaeróbia das três espécies de macrófitas são apresentadas na Figura 15 (tabelas nos Anexos D, E e F). Nas câmaras com detritos de *C. giganteus* incubadas a 17,4°C, o teor médio de COP ao longo do experimento correspondeu a $94,0 \pm 2,42\%$ do carbono total, enquanto o COD e o CM corresponderam, respectivamente, a $2,2 \pm 1,5\%$ e $3,9 \pm 1,7\%$ do carbono total. A 27,8°C, os teores médios de COP, COD e CM foram $93,9 \pm 3,3\%$, $2,4 \pm 1,4\%$ e $4,1 \pm 1,9\%$, respectivamente. Em relação às demais espécies, os detritos de *C. giganteus* apresentaram os maiores teores de COP e menores teores de COD e CM ao longo do experimento. Nas incubações de *E. azurea* a 17,4°C, os teores médios de COP, COD e CM corresponderam a $80,6 \pm 7,2$, $9,5 \pm 3,8$ e $10,0 \pm 4,7$ do carbono total, respectivamente. A 27,8°C os valores foram $79,4 \pm 7,5\%$ para COP, $10,2 \pm 3,8\%$ para COD e $10,4 \pm 4,4\%$ para CM. Notou-se que as incubações com fragmentos de *C. giganteus* e *E. azurea* apresentaram valores médios das diferentes frações de carbono bastante próximos nas duas temperaturas. No caso de *E. najas*, entretanto, houve variações com o aumento da temperatura. A 17,4°C o teor de COP das câmaras chegou a 48,8% ao final do experimento (dia 65), enquanto a 27,8°C o decréscimo foi 13,6% maior sendo atingido o valor de 35,2%. O maior teor de COD obtido a 17,4°C foi de 28,1%

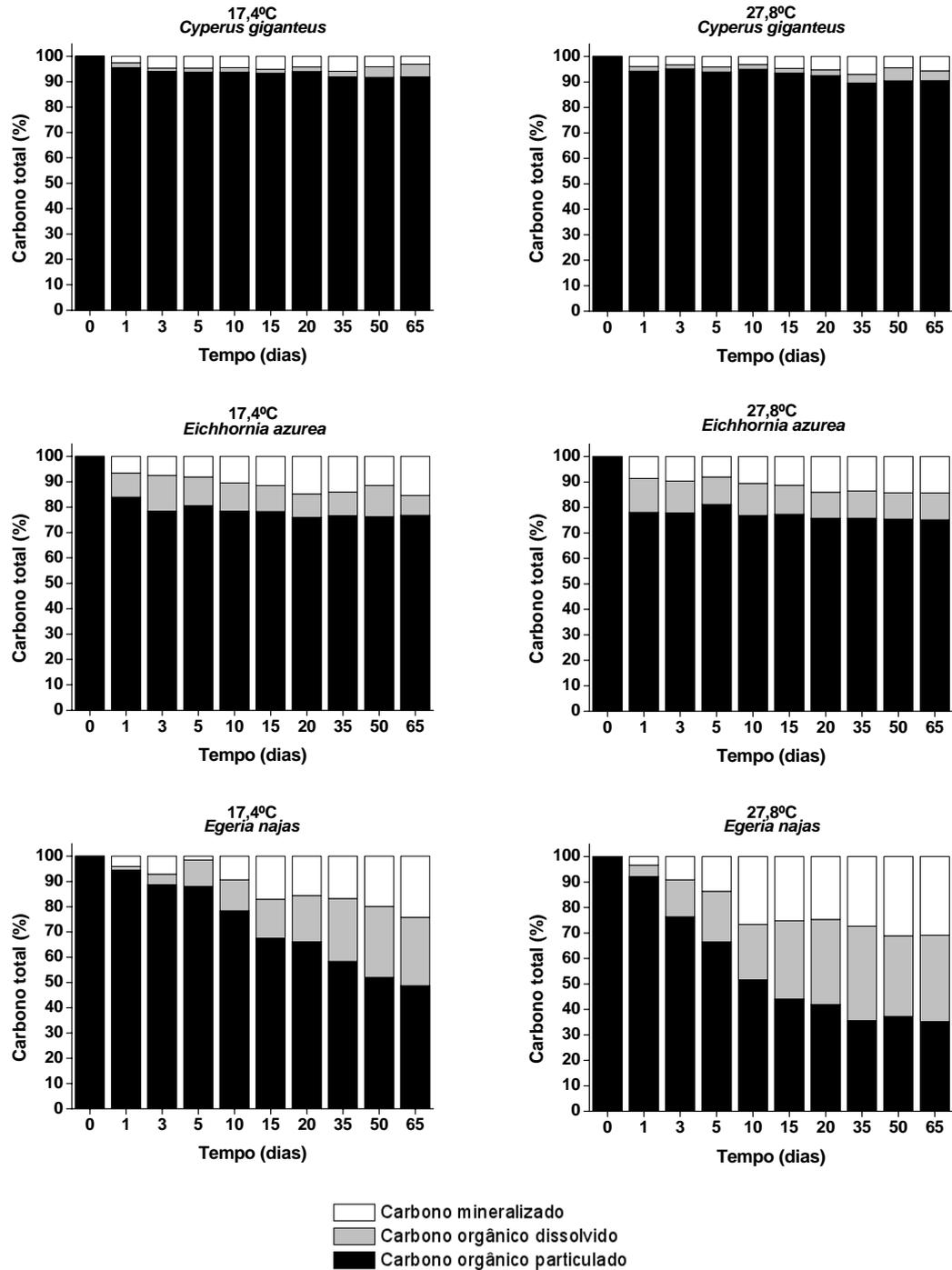


Figura 15. Variações temporais dos teores de carbono orgânico particulado, carbono orgânico dissolvido e carbono mineralizado durante a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

(dia 50), valor 9,0% menor que o máximo a 27,8°C (37,1% no dia 35). A maior percentagem de CM nas incubações mantidas a 17,4°C foi 24,2% (dia 65), enquanto a 27,8°C a percentagem máxima foi 6,9% maior (31,1% no dia 50).

A análise estatística apontou diferença significativa ($p < 0,01$) entre as variações temporais do COP de *E. najas* incubada a 27,8°C e de *C. giganteus* (em ambas as temperaturas). Em relação ao COD, foram apontadas diferenças significativas entre os detritos de *C. giganteus* e *E. najas*, ambos a 17,4°C ($p < 0,05$); entre os de *C. giganteus* a 17,4°C e de *E. najas* a 27,8°C ($p < 0,001$); entre os de *C. giganteus* e de *E. najas*, ambos incubados a 27,8°C ($p < 0,001$). Na variação temporal do CM, foram apontadas diferenças significativas entre os fragmentos de *E. najas* a 27,8°C e de *C. giganteus* em ambas as temperaturas ($p < 0,01$).

Pela parametrização do modelo cinético (Tabela 3), os teores de COD variaram de 2,9% (*C. giganteus*; 17,4°C) a 41,3% (*E. najas*; 17,4°C). Os $t_{1/2}$ do COD variaram de ∞ (*C. giganteus*; 17,4 e 27,8°C) a 3 dias (*E. najas*; 27,8°C), tendo sido maior para os detritos de *C. giganteus*, seguido pelos de *E. azurea* e *E. densa*, para ambas as temperaturas.

Considerando o CM igual a 100%, a Figura 16 (tabelas nos Anexos G, H e I) apresenta as variações temporais do CM durante a decomposição anaeróbia das três espécies de macrófitas, a partir de três rotas distintas (Figura 8): CM₁ (carbono mineralizado a partir da oxidação direta – rota 1), CM₂ (carbono mineralizado a partir da oxidação dos solubilizados – rota 2) e CM₃ (carbono mineralizado a partir da oxidação da fração refratária – rota 3). Para as câmaras contendo detritos de *C. giganteus* incubadas a 17,4°C a rota 1 foi a mais importante, principalmente no início do processo e o CM₁ variou de 93% (dia 1) a 55% (dia 65). Ao final do processo a rota 3 adquiriu maior importância, sendo responsável por até 45% (dia 65) do CM total. Nesse caso não houve mineralização a partir da rota 2. Quando incubados a 27,8°C, a mineralização dos detritos de *C. giganteus* se deu unicamente através da rota 1 ao longo de todo o experimento. As incubações contendo *E. azurea* não foram sensíveis às diferenças de temperatura. A mineralização pela rota 1 decresceu ao longo do processo, tendo o CM₁ variado de 98% (dia 1) a 59% (dia 65) e de 99% (dia 1) a 61% (dia 65) nas incubações a 17,4 e 27,8°C, respectivamente. A rota 2 foi responsável por até 22% da mineralização na temperatura mais baixa e até 21% na mais elevada, ambos no último dia experimental (65). Os valores de CM₃ foram semelhantes aos de CM₂: máximo de 19% a 17,4°C (dia 65) e 18% a 27,8°C (dia 65). Nas

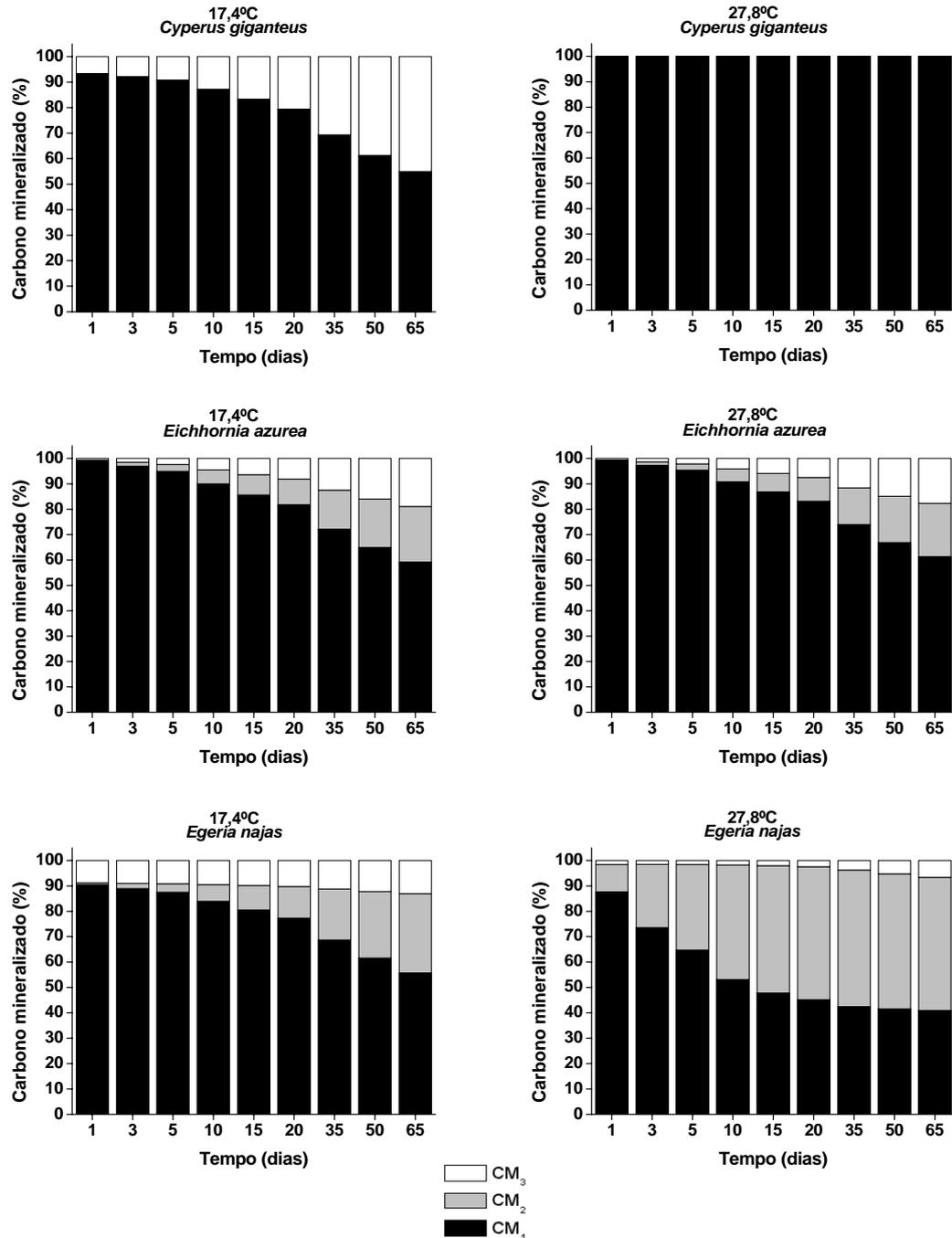


Figura 16. Variações temporais da mineralização do carbono durante a decomposição anaeróbica de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas, em que: CM₁ = carbono mineralizado através da rota 1 (oxidação direta); CM₂ = carbono mineralizado através da rota 2 (oxidação dos solubilizados) e CM₃ = carbono mineralizado através da rota 3 (oxidação da fração refratária).

incubações com detritos de *E. najas* na temperatura mais baixa, a rota 1 foi a principal via de mineralização durante todo o período experimental e o CM₁ variou entre 90% (dia 1) e 56% (dia 65). O CM₂ variou entre 0,7% (dia 1) e 31% (dia 65) e o CM₃, entre 9% (dia 1) e 13% (dia 65). Na maior temperatura, entretanto, a rota 1 perdeu importância ao longo do processo, quando a rota 2 se tornou a mais importante. O CM₁ variou entre 88% (dia 1) e 41% (dia 65) e o CM₂, entre 11% (dia 1) e 54% (dia 35). A rota 3 foi responsável apenas por uma pequena parte da mineralização do carbono, tendo o CM₃ atingido percentagem máxima de 7% (dia 65).

A análise estatística apontou diferença significativa entre as variações temporais do CM₁ nas incubações dos detritos de *C. giganteus* a 27,8°C e de *E. najas*, tanto a 17,4°C ($p < 0,05$) quanto a 27,8°C ($p < 0,001$). Diferenças significativas foram notadas também nas cinéticas de CM₂, nos seguintes casos: entre os detritos de *C. giganteus* a 17,4°C e *E. azurea* em ambas as temperaturas ($p < 0,05$); *C. giganteus* a 17,4°C e *E. najas*, tanto a 17,4°C ($p < 0,05$) quanto a 27,8°C ($p < 0,001$); *C. giganteus* a 27,8°C e *E. azurea* em ambas as temperaturas ($p < 0,05$); *C. giganteus* a 27,8°C e *E. najas*, tanto a 17,4°C ($p < 0,05$) quanto a 27,8°C ($p < 0,001$). Em relação ao CM₃, foram apontadas diferenças significativas entre as variações temporais de: *C. giganteus* a 17,4°C e a 27,8°C ($p < 0,001$); *C. giganteus* a 17,4°C e *E. najas* a 27,8°C ($p < 0,05$); *C. giganteus* a 27,8°C e *E. azurea* em ambas as temperaturas de incubação ($p < 0,05$); *C. giganteus* a 27,8°C e *E. najas* a 17,4°C ($p < 0,001$).

Pela parametrização do modelo cinético (Tabela 3), os teores de CM₁ variaram de 2,5% (*C. giganteus*; 17,4°C) a 26,6% (*E. azurea*; 27,8°C), os de CM₂, entre 2,9% (*C. giganteus*; 17,4°C) e 41,3% (*E. azurea*; 27,8°C) e os de CM₃, entre 39,3% (*E. azurea*; 27,8°C) e 94,5% (*C. giganteus*; 17,4°C). Os $t_{1/2}$ globais do processo de decomposição anaeróbia variaram de ∞ (*C. giganteus*; 27,8°C) a 15 dias (*E. najas*; 27,8°C), tendo sido maior para *C. giganteus*, seguido por *E. azurea* e *E. densa*, em ambas as temperaturas. Os coeficientes globais de determinação (r^2 global) gerados pelos ajustes cinéticos foram elevados, variando de 0,79 (*C. giganteus*; 17,4°C) a 0,99 (*E. azurea*; 27,8°C).

5.1.5 Decaimento da celulose

Inicialmente (dia 0) o maior teor de celulose foi verificado nos fragmentos de *C. giganteus* (49,7%), seguido por *E. najas* (43,4%) e *E. azurea* (41%). As variações temporais dos teores de celulose são apresentadas na Figura 17 (tabela no Anexo J). Para essa variável, observou-se que na degradação dos detritos de *C. giganteus* não houve sensibilidade à diferença de temperatura. A degradação da celulose foi pequena, com média de $3,3 \pm 3,0\%$ a $17,4^{\circ}\text{C}$ e $1,4 \pm 1,9\%$ a $27,8^{\circ}\text{C}$, ao longo do experimento. Para os detritos de *E. azurea* foi possível notar que a celulose foi degradada mais rapidamente a $27,8^{\circ}\text{C}$ do que a $17,4^{\circ}\text{C}$. Na temperatura mais baixa, a quantidade média de celulose decomposta foi $3,1 \pm 2,8\%$, enquanto na mais elevada, a média foi de $10,7 \pm 6,2\%$. No caso de *E. najas*, a influência da temperatura foi mais evidente, sendo o decaimento mais pronunciado e rápido em relação às demais espécies. O teor máximo de celulose degradada foi $29,2\%$ a $17,4^{\circ}\text{C}$ (dia 65), correspondendo a $66,8\%$ do valor máximo determinado a $27,8^{\circ}\text{C}$ ($43,7\%$; dia 35).

Confrontando os dados de perda de massa do COP e da celulose com regressão linear, notou-se que o decaimento do COP esteve estreitamente relacionado ao da celulose.

A análise estatística aplicada apontou diferença significativa apenas entre o decaimento da celulose durante a decomposição dos detritos de *E. azurea* ($p < 0,05$) e *E. najas* ($p < 0,01$) incubadas a $27,8^{\circ}\text{C}$ e *C. giganteus* mantido a $27,8^{\circ}\text{C}$.

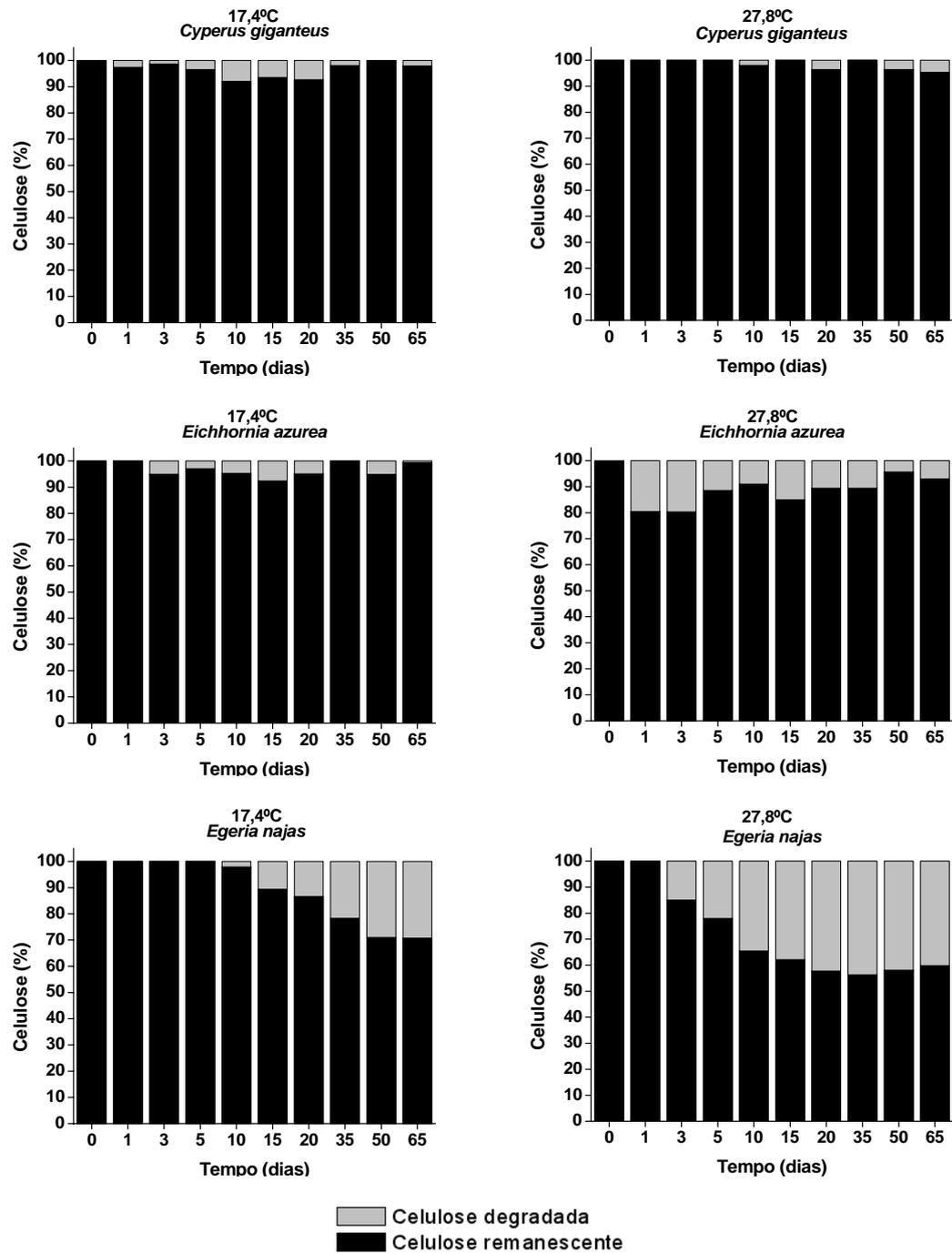


Figura 17. Variações temporais da celulose degradada e remanescente durante a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

5.1.6 Decaimento da lignina

Inicialmente (dia 0) o maior teor de lignina foi verificado nos fragmentos de *C. giganteus* (32,5%), seguido por *E. azurea* (13,3%) e *E. najas* (7,4%). As variações temporais dos teores de lignina são apresentadas na Figura 18 (tabela no Anexo K). A percentagem média de lignina degradada dos detritos de *C. giganteus* ao longo do experimento foi $6,4 \pm 11\%$ a $17,4^\circ\text{C}$ e $13,9 \pm 11,5\%$ a $27,8^\circ\text{C}$. Para *E. najas* a quantidade média de lignina decomposta na temperatura mais baixa foi $7,2 \pm 9,8\%$, enquanto na mais elevada a média foi $15,9 \pm 11\%$. Observou-se, portanto, que a degradação da lignina dos detritos dessas duas espécies foi, em média, de 2,2 vezes mais rápida na temperatura mais elevada. No caso dos detritos de *E. azurea*, não houve degradação da lignina durante o período experimental, independentemente da temperatura de incubação.

A análise estatística aplicada apontou diferença significativa entre o decaimento da lignina durante a decomposição de *C. giganteus* a $27,8^\circ\text{C}$ e *E. azurea* incubada em ambas as temperaturas ($p < 0,05$) e entre *E. najas* incubadas a $27,8^\circ\text{C}$ e *E. azurea* mantida em ambas as temperaturas ($p < 0,01$).

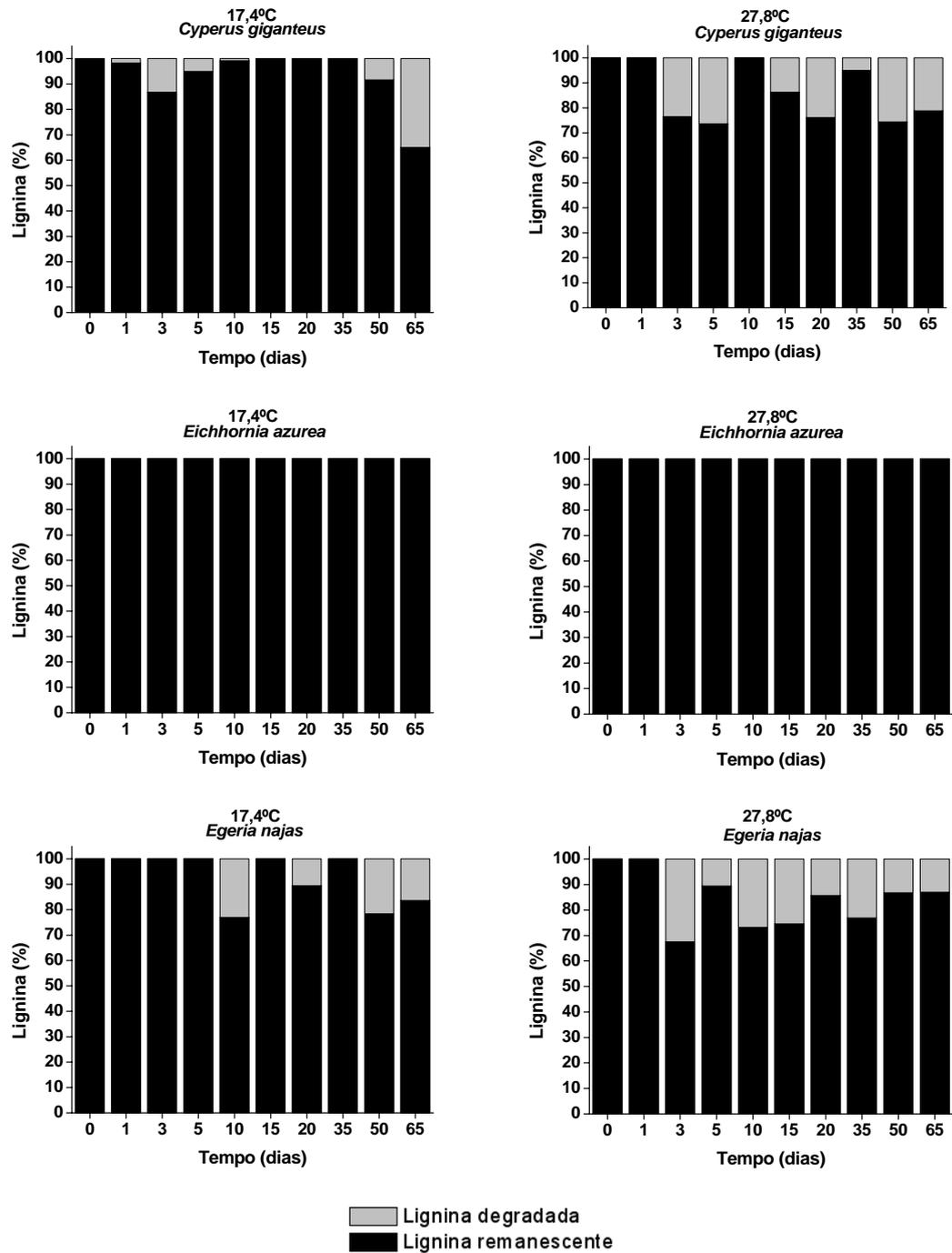


Figura 18. Variações temporais da lignina degradada e remanescente durante a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

5.1.7 Atividade da celulase

As variações (diárias e acumuladas) das atividades enzimáticas celulolíticas estão apresentadas na Figura 19 (tabelas nos Anexos L, M e N). Para as três espécies, independentemente da temperatura de incubação, observou-se um pico de produção enzimática no início, em geral no segundo ou terceiro dia do experimento, com exceção de *C. giganteus* incubado a 17,4°C, que atingiu o valor máximo de produção da celulase no 10º dia. O maior pico de atividade enzimática foi observado na degradação da *E. azurea*, que a 17,4°C ($2,16 \mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$) apresentou valor ca. 3 vezes superior ao atingido a 27,8°C ($0,74 \mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$). No caso de *C. giganteus*, o pico de celulase foi 26% maior a 27,8°C do que a 17,4°C (0,19 e 0,14 $\mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$, respectivamente). Na degradação de *E. najas*, o pico atingido a 27,8°C (0,15 $\mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$) foi mais de 2 vezes superior ao atingido a 17,4°C (0,07 $\mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$). Os valores de celulase acumulada ao final do experimento (Tabela 5) foram relativamente próximos para *C. giganteus* e *E. najas*. Os detritos de *E. azurea* obtiveram a maior atividade celulolítica, sendo 2,4 (quando comparada a *E. najas*, ambas incubadas a 27,8°C) a 9,5 vezes (comparada a *E. najas*, ambas a 17,4°C) superior aos das demais espécies.

A partir do Q_{10} calculado para a atividade celulolítica acumulada (Tabela 5), notou-se que com o incremento da temperatura houve aumento de 2,2 e 2,7 vezes na produção de celulase durante a decomposição de *C. giganteus* e *E. najas*, respectivamente. No caso de *E. azurea*, entretanto, o efeito foi inverso. Com o aumento da temperatura a produção acumulada de celulase decresceu 30%.

A análise estatística aplicada apontou diferença significativa apenas entre a atividade celulolítica acumulada durante a decomposição nos seguintes casos: *C. giganteus* e *E. azurea*, ambos incubados a 17,4°C ($p < 0,05$); *E. azurea* e *E. najas*, ambos incubados a 17,4°C ($p < 0,001$); *E. azurea* (27,8°C) e *E. najas* (17,4°C) ($p < 0,05$).

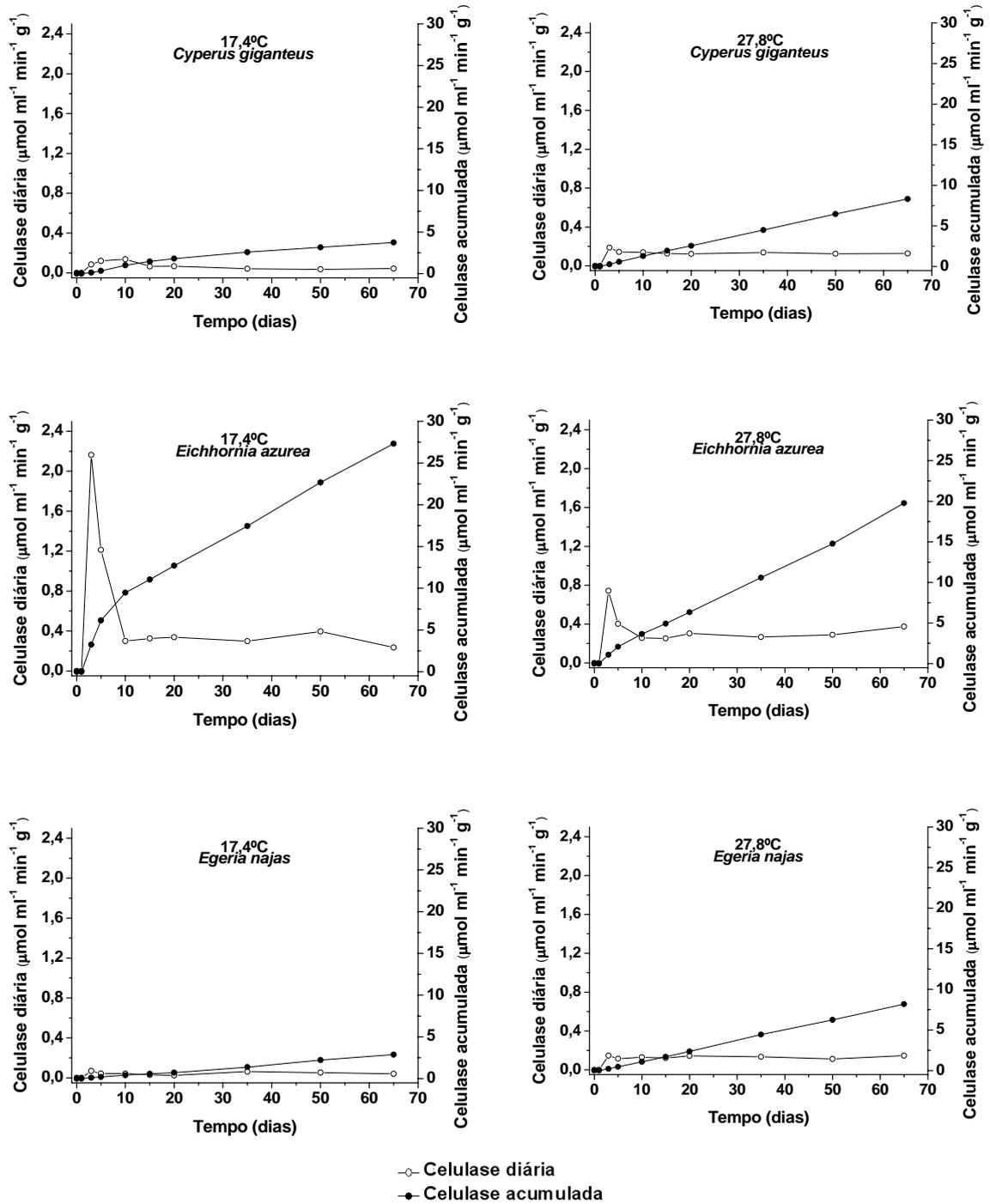


Figura 19. Variações temporais da atividade diária e acumulada da celulose ao longo da decomposição anaeróbica de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

Tabela 5. Valores da atividade celulolítica acumulada aos 65 dias de experimento (CA_{65}) e respectivos Q_{10} obtidos para a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas*.

Espécie	CA_{65} ($\mu\text{mol mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}^{-1}$)		Q_{10}
	17,4°C	27,8°C	
<i>Cyperus giganteus</i>	3,74	8,33	2,2
<i>Eichhornia azurea</i>	27,32	19,77	0,7
<i>Egeria najas</i>	2,88	8,18	2,7

5.1.8 Atividade da peroxidase

As variações (diárias e acumuladas) das atividades da peroxidase ao longo da decomposição anaeróbia das três espécies de macrófitas estão apresentadas na Figura 20 (tabelas nos Anexos O, P e Q). O pico máximo de atividade da peroxidase obtido ao longo da decomposição dos detritos de *C. giganteus* incubados a 17,4°C foi 6,12 unidades mL⁻¹ g⁻¹ (dia 65), enquanto a 27,8°C, a atividade máxima observada foi mais de duas vezes superior (13,21 unidades mL⁻¹ g⁻¹; dia 65). *E. azurea* apresentou os menores valores de atividade da peroxidase. Quando incubada a 17,4°C, o valor máximo observado foi de 1,00 unidade mL⁻¹ g⁻¹ (dia 50), apresentando atividade nula entre os dias 3 e 10 e entre os dias 20 e 35. A 27,8°C a máxima atividade observada foi de 1,21 unidades mL⁻¹ g⁻¹ (dia 50), tendo sido nula entre os dias 1 e 10. Nas incubações com *E. najas*, em contraste, foram observadas as maiores atividades dessa enzima. O valor máximo observado a 17,4°C foi de 166,88 unidades mL⁻¹ g⁻¹ (dia 35), 2,7 vezes inferior ao valor obtido a 27,8°C (444,93 unidades mL⁻¹ g⁻¹; dia 65). Os valores de peroxidase acumulada ao final do experimento (Tabela 6) foram, conseqüentemente, maiores para *E. najas*, que atingiu valores de 11,3 (*E. najas* incubada a 17,4°C, quando comparada a *C. giganteus* a 27,8°C) a 819,7 (*E. najas* incubada a 27,8°C, quando comparada a *E. azurea* a 17,4°C) vezes superior ao das demais espécies.

A partir do Q₁₀ calculado para a atividade acumulada da peroxidase (Tabela 6), notou-se que com o incremento de 10°C houve aumento de pelo menos duas vezes na produção de peroxidase durante a decomposição das três espécies de macrófitas.

A análise estatística aplicada apontou diferença significativa na atividade acumulada da peroxidase durante a decomposição de *E. azurea* a 17,4°C e *E. najas*, tanto a 17,4°C ($p < 0,01$) quanto a 27,8°C ($p < 0,001$), e entre *E. azurea* incubada a 27,8°C e *E. najas* a 17,4°C ($p < 0,01$) e 27,8°C ($p < 0,001$).

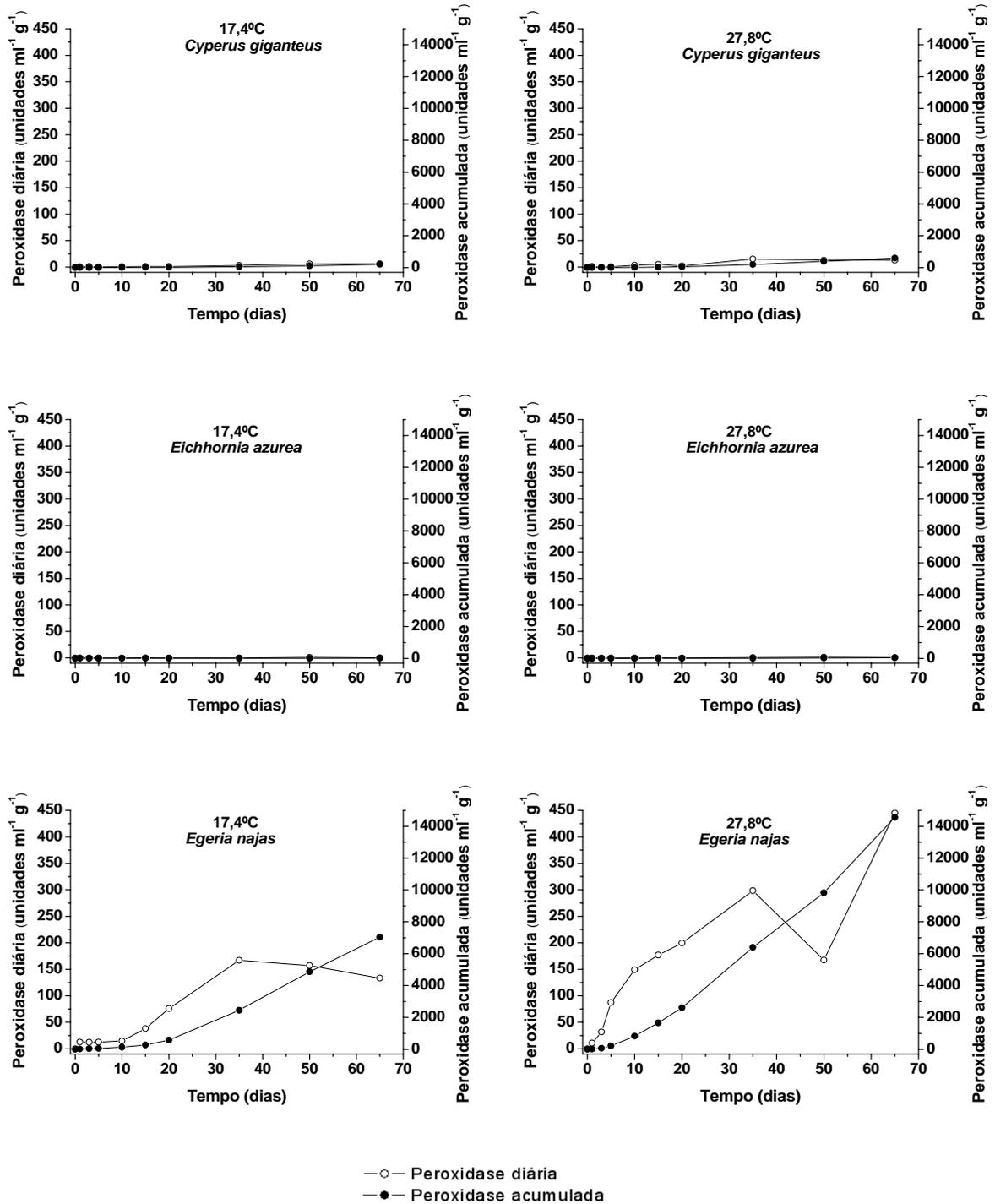


Figura 20. Variações temporais da atividade diária e acumulada da peroxidase ao longo da decomposição anaeróbica de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

Tabela 6. Valores da atividade acumulada da peroxidase aos 65 dias de experimento (PA_{65}) e respectivos Q_{10} obtidos para a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas*.

Espécie	PA_{65} (unidades $mL^{-1} g^{-1}$)		Q_{10}
	17,4°C	27,8°C	
<i>Cyperus giganteus</i>	202,57	595,66	2,8
<i>Eichhornia azurea</i>	17,76	38,67	2,1
<i>Egeria najas</i>	7034,88	14557,17	2,0

5.2 Decomposição aeróbia

5.2.1 Variações temporais do pH

As variações temporais do pH da fração dissolvida durante a decomposição aeróbia das três espécies de macrófitas são apresentadas na Figura 21 (tabela no Anexo R). O pH das câmaras controle apresentou valores mínimos de 5,24 e 5,02 (ambos no dia 43) e máximos de 6,17 (dia 16) e 6,12 (dia 0) a 17,4 e 27,8°C, respectivamente. Inicialmente foi observada redução do pH nas incubações das três espécies selecionadas, independentemente da temperatura de incubação. Em seguida os valores voltaram a se elevar e, nas incubações com detritos de *C. giganteus* e *E. azurea*, tenderam à estabilização, enquanto nas câmaras com *E. najas* os valores permaneceram crescendo lentamente. Nas incubações contendo detritos de *C. giganteus* os valores oscilaram entre 5,40 (dia 1) e 6,35 (dia 85) na temperatura mais baixa e entre 5,41 (dia1) e 6,15 (dia8) na mais elevada. No caso de *E. azurea*, as oscilações ocorreram entre 5,54 (dia 2) e 6,55 (dia26) a 17,4°C e entre 4,27 (dia 2) e 6,43 (dia 18) a 27,8°C. As incubações de *E. najas* apresentaram os maiores valores de pH, atingindo a neutralidade. Os valores variaram de 5,92 (dia 1) a 6,99 (dia 95) na menor temperatura e de 5,38 (dia10) a 7,00 (dia 85) na maior.

A análise estatística apontou diferença significativa entre as variações temporais do pH nos seguintes casos: *C. giganteus* e *E. azurea*, ambos incubados a 17,4°C ($p < 0,001$); *C. giganteus* a 17,4°C e *E. najas* em ambas as temperaturas ($p < 0,001$); *C. giganteus* a 27,8°C e *E. azurea* em ambas as temperaturas ($p < 0,001$); *C. giganteus* incubado a 27,8°C e *E. najas* em ambas as temperaturas ($p < 0,001$); *E. azurea* e *E. najas*, ambos a 17,4°C ($p < 0,001$); *E. azurea* a 27,8°C e *E. najas* em ambas as temperaturas ($p < 0,001$).

Os pH obtidos no experimento de decomposição anaeróbia foram, de maneira geral, mais baixos do que os obtidos ao longo da decomposição aeróbia.

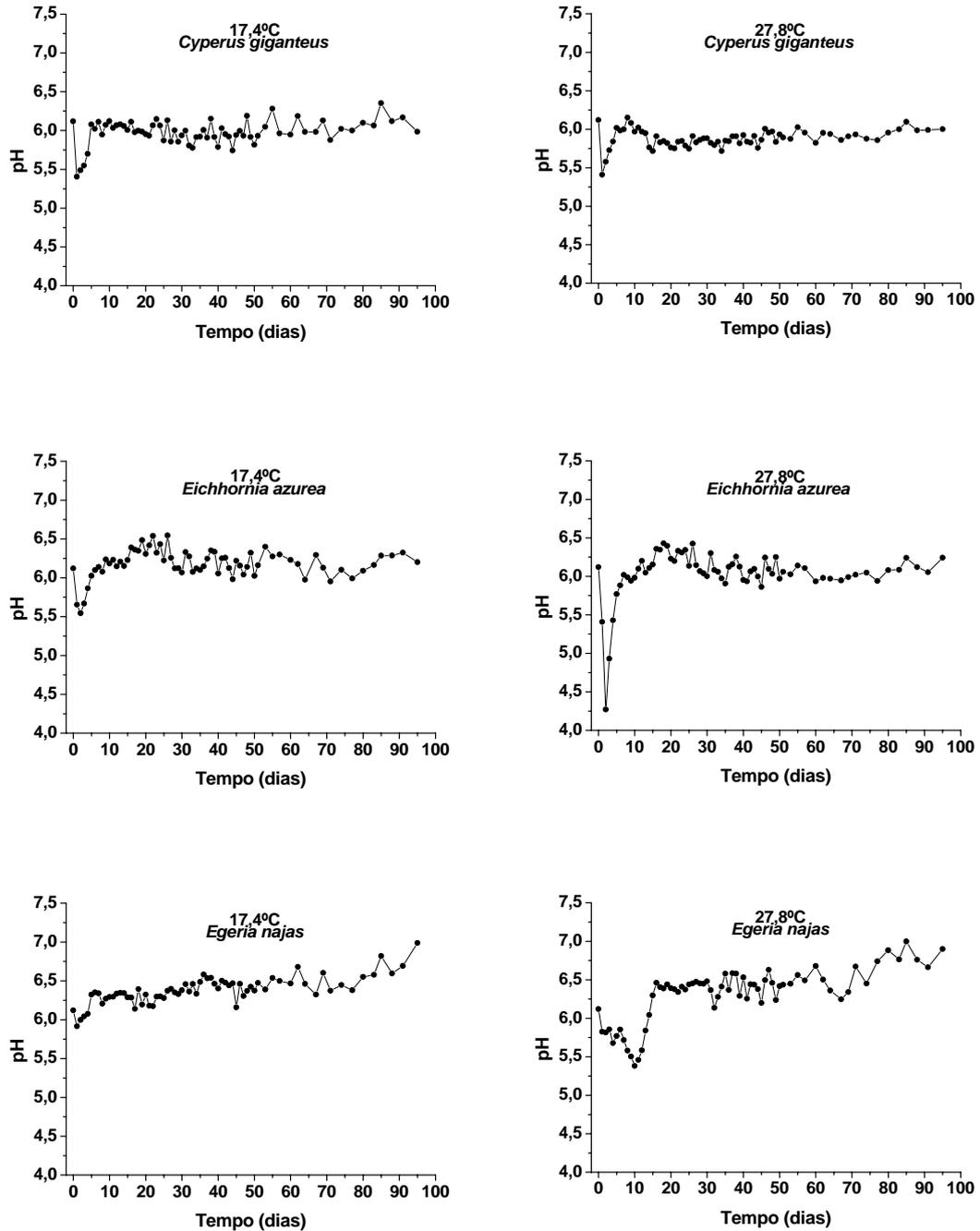


Figura 21. Variações temporais do pH durante a decomposição aeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

5.2.2 Variações temporais da CE

As variações temporais da CE da fração dissolvida durante a decomposição aeróbia das três espécies de macrófitas são apresentadas na Figura 22 (tabela no Anexo S). A CE das câmaras controle apresentou valor mínimo de $33 \mu\text{S cm}^{-1}$ (dia 0), independentemente da temperatura, e máximos de $62 \mu\text{S cm}^{-1}$ (dia 51) e $57 \mu\text{S cm}^{-1}$ (dia 8) a $17,4$ e $27,8^\circ\text{C}$, respectivamente. Após o primeiro dia de incubação, a CE apresentou grande aumento: 22 e $25 \mu\text{S cm}^{-1}$ nas incubações com detritos de *C. giganteus*; 46 e $55 \mu\text{S cm}^{-1}$ nas incubações com detritos de *E. azurea* e 101 e $92 \mu\text{S cm}^{-1}$ nas incubações contendo *E. najas* a $17,4$ e $27,8^\circ\text{C}$, respectivamente. Após esse aumento inicial houve tendência à estabilização. As câmaras contendo fragmentos de *C. giganteus* apresentaram os valores mais baixos de CE entre as três espécies, sendo os valores máximos atingidos de $83 \mu\text{S cm}^{-1}$ (dia 95; $17,4^\circ\text{C}$) e $87 \mu\text{S cm}^{-1}$ (dia 98; $27,8^\circ\text{C}$). Os valores máximos obtidos para as incubações com *E. azurea* a $17,4$ e $27,8^\circ\text{C}$ foram de $106 \mu\text{S cm}^{-1}$ (dia 95) e $108 \mu\text{S cm}^{-1}$ (dias 74 e 77), respectivamente. Nas câmaras contendo *E. najas* foram observados os valores mais elevados: $169 \mu\text{S cm}^{-1}$ (dia 43; $17,4^\circ\text{C}$) e $183 \mu\text{S cm}^{-1}$ (dia 30; $27,8^\circ\text{C}$). Notou-se que, para as três espécies, os valores máximos de CE foram semelhantes nas duas temperaturas.

A análise estatística apontou diferença significativa entre as variações temporais da CE nos seguintes casos: *C. giganteus* incubado a $17,4^\circ\text{C}$ e *E. azurea* em ambas as temperaturas ($p < 0,001$); *C. giganteus* a $17,4^\circ\text{C}$ e *E. najas* em ambas as temperaturas ($p < 0,001$); *C. giganteus* incubado a $27,8^\circ\text{C}$ e *E. azurea* em ambas as temperaturas ($p < 0,001$); *C. giganteus* a $27,8^\circ\text{C}$ e *E. najas* em ambas as temperaturas ($p < 0,001$); *E. azurea* a $17,4^\circ\text{C}$ e *E. najas* em ambas as temperaturas ($p < 0,001$); *E. azurea* a $27,8^\circ\text{C}$ e *E. najas* em ambas as temperaturas ($p < 0,001$).

Os valores máximos de CE obtidos no experimento de decomposição anaeróbia foram de 9 a 15 vezes superiores aos obtidos ao longo da decomposição aeróbia.

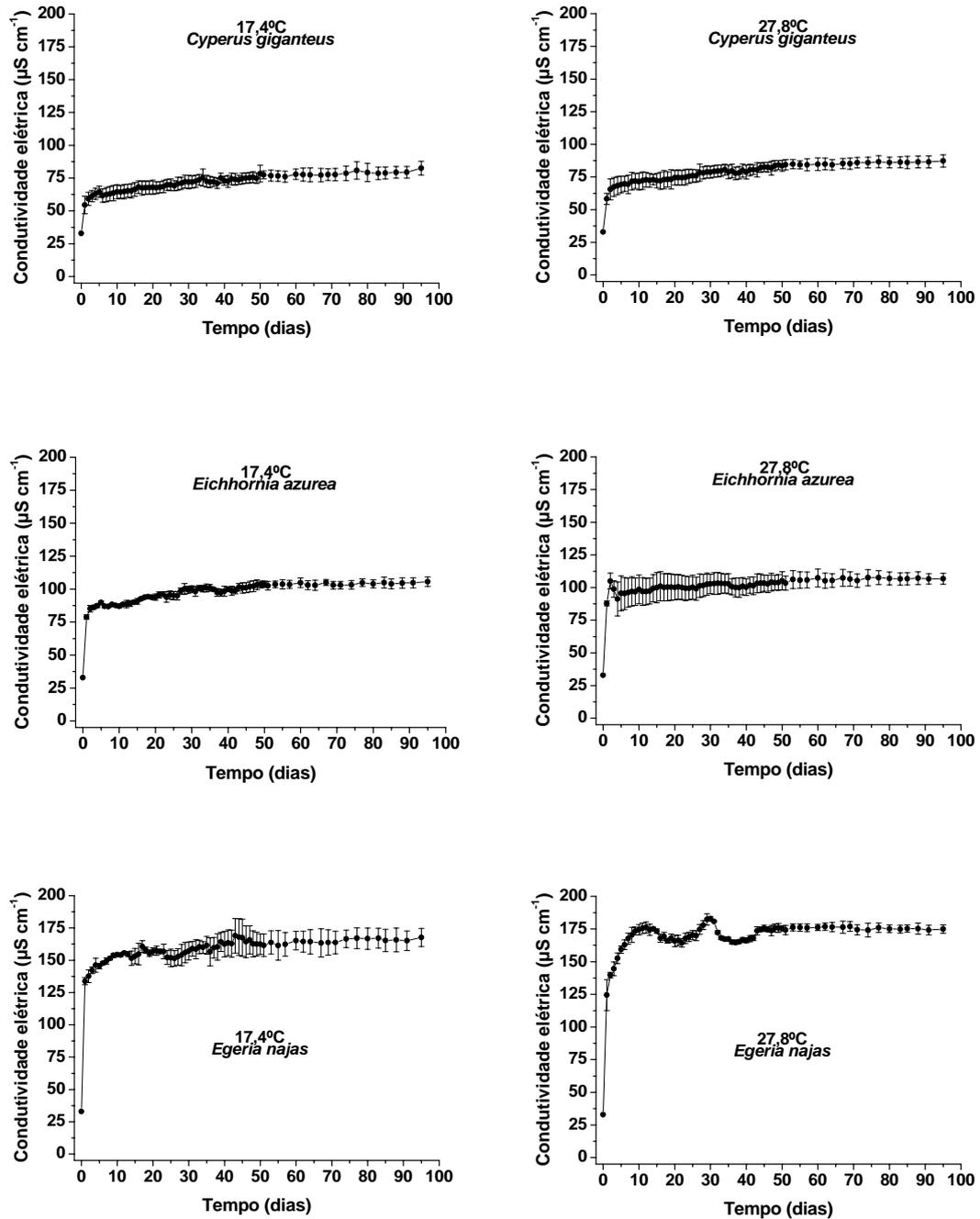


Figura 22. Variações temporais (média \pm desvio padrão; $n = 3$) da condutividade elétrica durante a decomposição aeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

5.2.3 Consumo de OD

As variações temporais do consumo acumulado de OD durante a decomposição aeróbia das três espécies de macrófitas são apresentadas na Figura 23 (tabela no Anexo T). Consumo mais acentuado de OD foi observado no início do experimento, com tendência a estabilização ao final do processo para todas as espécies.

Os parâmetros do modelo cinético de consumo de OD da decomposição aeróbia das três espécies de macrófitas são apresentados na Tabela 7. O $OC_{MÁX}$ variou entre 376,73 mg g⁻¹ MS (*E. azurea*; 17,4°C) e 836,69 mg g⁻¹ MS (*E. najas*; 17,4°C). A partir do cálculo do Q_{10} (Tabela 8), pode-se observar que com incremento de 10°C o consumo de OD por *C. giganteus* e *E. azurea* aumentou (1,3 e 2,1 vezes, respectivamente), enquanto o consumo por *E. najas* foi reduzido em 30%. Os valores de k_d variaram de 0,0082 dia⁻¹ (*E. azurea*, 27,8°C; $t_{1/2}$ = 85 dias) a 0,1779 dia⁻¹ (*E. najas*, 17,4°C; $t_{1/2}$ = 4 dias). Com um incremento de 10°C o k_d das incubações com detritos de *E. najas* sofreram um incremento de 40%, enquanto nas câmaras com *E. azurea* o efeito foi oposto, tendo havido um decréscimo de 60%. O k_d de *C. giganteus* não foi sensível ao aumento da temperatura. Os coeficientes de determinação (r^2) gerados pelos ajustes cinéticos foram elevados, variando de 0,96 (*C. giganteus*; 27,8°C) a 0,99 (*E. najas*; 17,4°C).

A análise estatística apontou diferença significativa entre as variações temporais do consumo de OD nos seguintes casos: *C. giganteus* incubado a 17,4°C e *E. najas* em ambas as temperaturas ($p < 0,001$); *C. giganteus* a 27,8°C e *E. najas* em ambas as temperaturas ($p < 0,001$); *E. azurea* a 17,4°C e *E. najas* em ambas as temperaturas ($p < 0,001$); *E. azurea* a 27,4°C e *E. najas*, tanto a 17,4°C ($p < 0,001$) quanto a 27,8°C ($p < 0,01$).

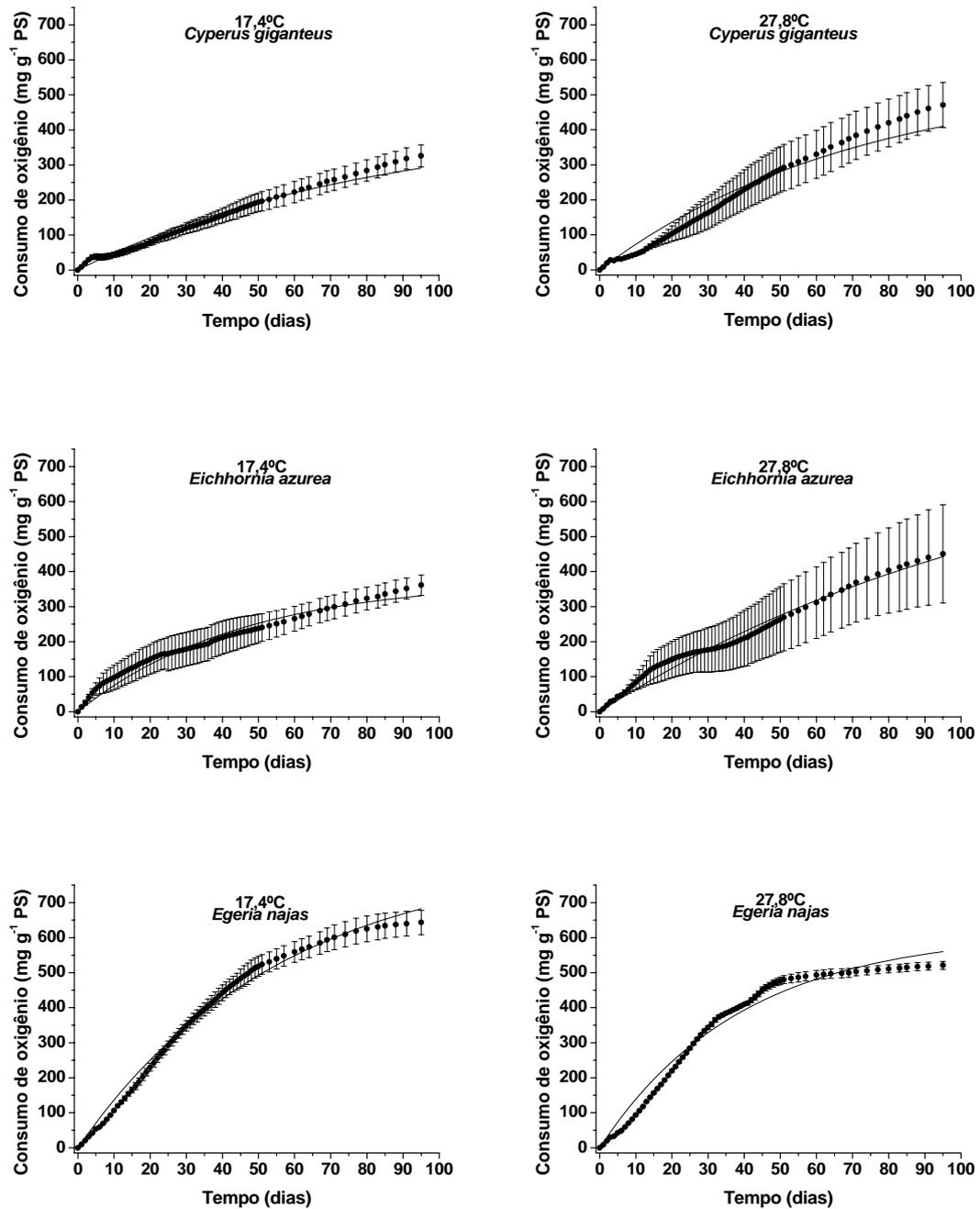


Figura 23. Variações temporais (média \pm desvio padrão; $n = 3$) do consumo acumulado de oxigênio dissolvido durante a decomposição aeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

Tabela 7. Parâmetros do modelo cinético de consumo de oxigênio dissolvido da decomposição aeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas, em que: Temp. = temperatura de incubação; $OC_{MÁX}$ = quantidade máxima de oxigênio consumido; k_d = coeficiente de desoxigenação; E = erro.

Espécie	Temp. (°C)	$OC_{MÁX}$ (mg g ⁻¹ MS)	E	k_d (dia ⁻¹)	E	$t_{1/2}$ (dias)	r^2
<i>Cyperus giganteus</i>	17,4	420,36	0,00	0,0124	0,000	56	0,98
<i>Eichhornia azurea</i>	17,4	376,73	11,66	0,0222	0,001	31	0,97
<i>Egeria najas</i>	17,4	836,69	21,69	0,1779	0,001	4	0,99
<i>Cyperus giganteus</i>	27,8	556,71	0,00	0,0140	0,001	49	0,96
<i>Eichhornia azurea</i>	27,8	818,53	68,72	0,0082	0,001	85	0,98
<i>Egeria najas</i>	27,8	614,32	17,21	0,0256	0,001	27	0,97

Tabela 8. Valores de Q_{10} obtidos para os parâmetros do modelo cinético de consumo de oxigênio dissolvido da decomposição aeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas, em que: $OC_{MÁX}$ = quantidade máxima de oxigênio consumido; k_d = coeficiente de desoxigenação.

Espécie	Q_{10}	
	$OC_{MÁX}$	k_d
<i>Cyperus giganteus</i>	1,3	1,1
<i>Eichhornia azurea</i>	2,1	0,4
<i>Egeria najas</i>	0,7	1,4

5.2.4 Balanço global de carbono

Os balanços globais de carbono da decomposição aeróbia das três espécies de macrófitas são apresentados na Figura 24 (tabela no Anexo U). Inicialmente, 100% do carbono estavam no estado particulado (COP). Aos 98 dias de experimento, as câmaras com *C. giganteus* incubadas na temperatura mais baixa apresentaram teores de COP, COD e CM respectivamente iguais a 66,2%, 1,0% e 32,8%. Na temperatura mais elevada, os teores foram de 54,9%, 1,7% e 43,4%. Os detritos de *E. azurea*, quando incubados a 17,4°C, apresentam o menor decaimento do COP, que atingiu 71,0% do valor inicial, contra 30,5% a 27,8°C. As percentagens de COD observadas ao final do experimento foram muito pequenas em todas as espécies, sendo as maiores observadas nas incubações de *E. azurea*: 5,2% a 17,4°C e 2,5% a 27,8°C. Os valores finais de CM para a espécie foram, conseqüentemente, 23,7 e 67,0% a 17,4 e 27,8°C, respectivamente. As incubações com detritos de *E. najas* apresentaram as menores percentagens de COP (11,7% a 17,4°C e 9,4% a 27,8°C) e as maiores de CM (88,0% a 17,4°C e 90,5% a 27,8°C) dentre as três espécies. Os teores de COD, entretanto, foram desprezíveis. Nota-se que, para as três espécies, o decaimento do COP e a mineralização do carbono foram mais rápidos na temperatura mais elevada.

A Tabela 9 apresenta uma comparação entre os teores de COP obtidos no dia 98 para os experimentos de decomposição aeróbia e anaeróbia (através do modelo exponencial duplo) das três espécies de macrófitas. Nota-se que o decaimento do COP ocorreu mais rapidamente na decomposição aeróbia. As percentagens de COP remanescente foram de 3,4% (*E. azurea*; 17,4°C) a 44,1% (*E. azurea*; 27,8°C) menores na presença de oxigênio.

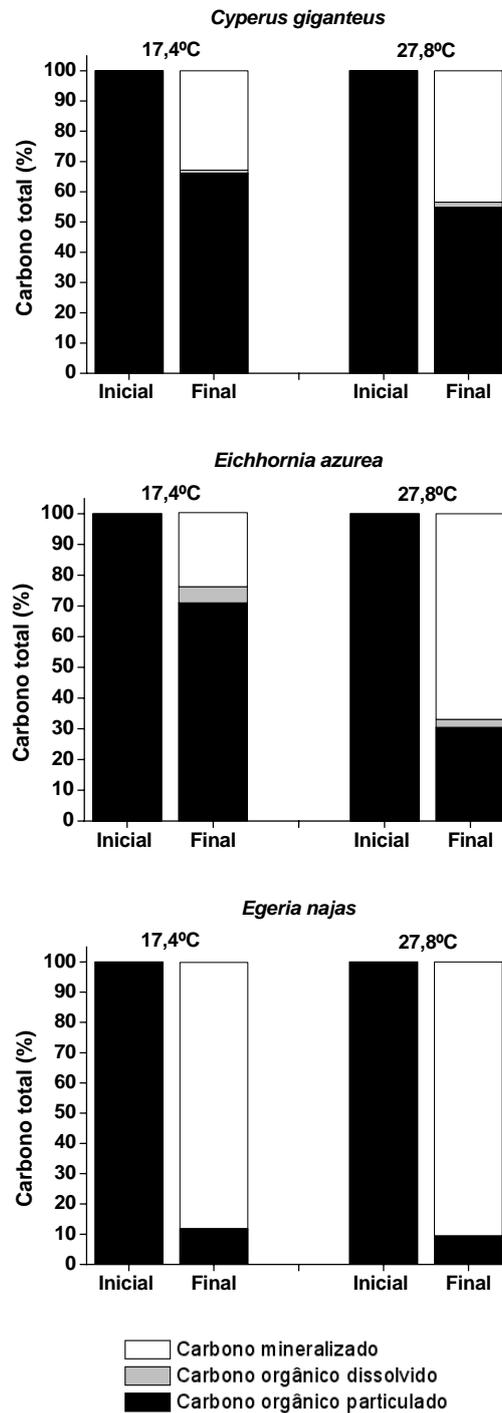


Figura 24. Balanço global de carbono da decomposição aeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

Tabela 9. Percentagens de COP obtidas no dia 98 para os experimentos de decomposição aeróbia e anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas. Em que: Temp. = temperatura de incubação; COP = carbono orgânico particulado. Os valores para o experimento anaeróbio foram obtidos a partir do modelo exponencial duplo.

Espécie	Temp. (°C)	COP dia 98 (%)	
		Aeróbio	Anaeróbio
<i>Cyperus giganteus</i>	17,4	66,16	91,45
<i>Eichhornia azurea</i>	17,4	71,04	74,44
<i>Egeria najas</i>	17,4	11,65	34,36
<i>Cyperus giganteus</i>	27,8	54,86	91,72
<i>Eichhornia azurea</i>	27,8	30,52	74,62
<i>Egeria najas</i>	27,8	9,38	33,05

5.2.5 Coeficiente de estequiometria O/C

Os valores da relação estequiométrica O/C no 98º dia de decomposição aeróbia das três espécies de macrófitas são apresentados na Tabela 10. Os valores variaram entre 1,57 (*E. azurea*; 27,8°C) e 3,28 (*E. azurea*; 17,4°C). Na decomposição dos detritos de *E. azurea* e *E. najas*, o incremento da temperatura levou à redução da relação O/C. Na decomposição de *C. giganteus*, entretanto, a relação O/C parece não ter sofrido influência da temperatura.

Tabela 10. Relação estequiométrica O/C do 98º dia da decomposição aeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas (Temp.) distintas.

Espécie	Temp. (°C)	O/C
<i>Cyperus giganteus</i>	17,4	1,92
<i>Eichhornia azurea</i>	17,4	3,28
<i>Egeria najas</i>	17,4	2,80
<i>Cyperus giganteus</i>	27,8	2,04
<i>Eichhornia azurea</i>	27,8	1,57
<i>Egeria najas</i>	27,8	1,83

6 DISCUSSÃO

6.1 Decomposição anaeróbia

A lixiviação dos estágios iniciais da decomposição levou a alterações químicas no meio. Entre elas, a redução do pH no início do processo, que pode ter se dado pelas seguintes razões: liberação de íons H^+ resultantes da quebra das moléculas de H_2CO_3 , formadas pela reação do CO_2 liberado da quebra da matéria orgânica (NUNES, 2010); oxidação biológica; dissociação de ácidos orgânicos e íons; hidrólise de cátions. A subsequente estabilização do pH ocorreu, de acordo com Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2004), como resultado da formação de substâncias húmicas, as quais se comportaram como tampões no meio.

A liberação de compostos hidrossolúveis, inclusive íons, também foi responsável pelo aumento abrupto da CE no ambiente após o primeiro dia de incubação (PAGIORO; THOMAZ, 1999). A dissociação do ácido carbônico derivado da oxidação dos compostos lábeis é outro fator que pode ter contribuído para o aumento da CE. Na decomposição de *E. najas*, o crescimento contínuo da CE representa a liberação de íons provenientes da decomposição da fração particulada do detrito. Nos casos de *C. giganteus* e *E. azurea*, a estabilização da CE indica que a liberação dos íons associados à degradação dos compostos refratários foi equivalente à assimilação dos mesmos pelos microrganismos, ou ainda, visto que a decomposição dessas duas espécies ocorreu muito lentamente, a estabilização pode estar relacionada ao ciclo de decomposição da biomassa do próprio microrganismo, uma vez que no sistema em questão não há entrada ou saída de matéria (sistema fechado). O aumento da CE com o incremento da temperatura foi observado também por Grellier e colaboradores (2006), que registraram aumentos de 2% a cada °C aumentado.

De acordo com Osborne, Inglett e Reddy (2007), uma relação E4/E6 superior a 5 indica a predominância dos ácidos fúlvicos, enquanto valores inferiores a este indicam a predominância dos ácidos húmicos. No presente experimento, os valores obtidos para a relação

E4/E6 foram sempre inferiores a 5, independentemente da espécie ou temperatura selecionada, indicando a predominância dos ácidos húmicos ao longo de todo o processo. O ácido húmico possui moléculas maiores e é menos reativo do que o fúlvico (STEINBERG, 2003) o que torna o COD mais refratário, uma vez que as substâncias húmicas constituem entre 40 e 60% do COD, sendo a maior fração de matéria orgânica da água. Este fato é comprovado no presente estudo, visto que *E. najas*, a espécie que apresentou os maiores valores para a relação E4/E6, foi também a que apresentou os coeficientes mais elevados de mineralização do COD (k_3), enquanto para *C. giganteus* o COD apresentou-se tão refratário que seu k_3 foi nulo em ambas as temperaturas de incubação. Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2000) também obtiveram valor nulo de k_3 na decomposição de *Salvinia auriculata*. Neste caso pode-se considerar também que os microrganismos envolvidos no processo não estivessem adaptados a incorporar o COD, sejam devido à qualidade desse substrato ou às demais condições impostas.

O modelo exponencial duplo (Equação 1) utilizado na descrição do processo de decomposição das três espécies de macrófitas aquáticas permite admitir que os detritos sejam heterogêneos do ponto de vista químico. A rápida perda de massa observada no início do experimento foi, também, resultado da lixiviação. A fase seguinte, caracterizada por uma perda lenta de massa, equivale à degradação do COP_R . Os elevados coeficientes de determinação obtidos a partir do ajuste pelo modelo cinético sugerem que o modelo utilizado foi robusto na descrição da cinética da perda de massa das macrófitas. A Tabela 11 apresenta os teores de COP_{LS} e COP_R , bem como seus respectivos coeficientes de decaimento (k_{LS} e k_R), obtidos em diferentes estudos sobre a decomposição de *C. giganteus*, *E. azurea* e *E. najas*. É importante salientar que nem todos estes trabalhos avaliaram separadamente o decaimento da fração lábil/solúvel e refratária da matéria orgânica e que, nestes casos, os valores de k obtidos são comparáveis ao k_R deste estudo. Segundo Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2006a) os valores de k obtidos com a utilização do modelo exponencial duplo (k_R) são menores (ca. 0,81 vezes) do que os obtidos a partir do modelo simples.

Nos estudos relacionados na Tabela 11, os teores de COP_{LS} de *C. giganteus* variaram de 5,5 a 12%, e os de COP_R , de 88,0 a 94,5%. Os valores de k_{LS} variaram de 0,07 a 1,38 dia^{-1} e os de k_R , de ≈ 0 a 0,0016 dia^{-1} , sendo os coeficientes obtidos no presente estudo menores que os demais.

Tabela 11. Teores de carbono orgânico particulado lábil/solúvel (COP_{LS}) e carbono orgânico particulado refratário (COP_R) e respectivos coeficientes de decaimento (k_{LS} e k_R), obtidos em diferentes estudos de decomposição de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* sob diferentes condições experimentais.

Recurso/Condições experimentais	COP_{LS} (%)	k_{LS} (dia ⁻¹)	COP_R (%)	k_R (dia ⁻¹)	Referência
<i>Cyperus giganteus</i>					
17,4°C; anaeróbio; planta inteira	5,5	0,20	94,5	0,0003	Este estudo
27,8°C; anaeróbio; planta inteira	8,3	0,07	91,7	≈ 0	Este estudo
22,5°C; anaeróbio; planta inteira	8,0	1,38	92,0	0,0016	NUNES, 2010
T. amb. ^a ; controle; brotos	-	-	-	0,0013	VILLAR et al., 2001
T. amb. ^a ; enriquecido com P; brotos	-	-	-	0,0012	VILLAR et al., 2001
T. amb. ^a ; enriquecido com N; brotos	-	-	-	0,0016	VILLAR et al., 2001
7 - 23°C; local ribeirinho; brotos	-	-	-	0,0011	VILLAR et al., 2001
7 - 18°C; várzea; brotos	-	-	-	0,0010	VILLAR et al., 2001
20°C; aeróbio; planta inteira	12,0	-	88,0	-	BIANCHINI JR.; PERET; CUNHA-SANTINO, 2006
<i>Eichhornia azurea</i>					
17,4°C; anaeróbio; planta inteira	21,2	1,43	78,8	0,0006	Este estudo
27,8°C; anaeróbio; planta inteira	21,6	1,50	78,4	0,0005	Este estudo
22,5°C; anaeróbio; planta inteira	19,0	2,88	81,0	0,0003	NUNES, 2010
18,6 - 20,1°C; Canal Cortado; parte aérea	-	-	-	0,0047	PAGIORO; THOMAZ, 1998
16,2 - 19,3°C; Lago Garças; parte aérea	-	-	-	0,0048	PAGIORO; THOMAZ, 1998
Limbo	-	-	-	0,0113	ROLAND; ESTEVES; SANTOS, 1990
Peciolo	-	-	-	0,0098	ROLAND; ESTEVES; SANTOS, 1990
20°C; aeróbio; planta inteira	15,4	1,77	84,7	0,0015	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR.; OKAWA, 2010
20°C; anaeróbio; planta inteira	15,7	1,96	84,3	0,0018	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR.; OKAWA, 2010
19,8 - 32,0°C; período chuvoso; folhas e pecíolos	-	-	-	0,0175	STRIPARI; HENRY, 2002

(Continuação da Tabela 11)

Recurso/Condições experimentais	COP _{LS} (%)	k _{LS} (dia ⁻¹)	COP _R (%)	k _R (dia ⁻¹)	Referência
16,1 - 24,5°C; período seco; folhas e pecíolos	-	-	-	0,0135	STRIPARI; HENRY, 2002
20°C; aeróbio; planta inteira	13,0	-	87,0	-	BIANCHINI JR.; PERET; CUNHA-SANTINO, 2006
15°C; anaeróbio; planta inteira	24,8	1,50	75,2	0,0001	TARTAGLIA, 2001
20°C; anaeróbio; planta inteira	23,7	1,50	76,3	0,0004	TARTAGLIA, 2001
25°C; anaeróbio; planta inteira	25,9	1,50	74,1	0,0009	TARTAGLIA, 2001
30°C; anaeróbio; planta inteira	26,4	1,50	73,6	0,0012	TARTAGLIA, 2001
18,2; anaeróbio; planta inteira	24,9	1,50	74,6	0,0001	BITAR, 2003
21,4; anaeróbio; planta inteira	23,9	1,50	75,8	0,0009	BITAR, 2003
24,8; anaeróbio; planta inteira	25,7	0,55	74,7	0,0005	BITAR, 2003
26,8; anaeróbio; planta inteira	25,4	1,50	74,6	0,0005	BITAR, 2003
<i>Egeria najas</i>					
17,4°C; anaeróbio; planta inteira	61,3	0,04	38,7	0,0018	Este estudo
27,8°C; anaeróbio; planta inteira	60,7	0,16	39,3	0,0018	Este estudo
22,5°C; anaeróbio; planta inteira	35,0	0,07	65,0	0,0076	NUNES, 2010
17°C; planta inteira ^b	-	-	-	0,0140	CARVALHO; THOMAZ; BINI, 2005
27°C; planta inteira ^b	-	-	-	0,0450	CARVALHO; THOMAZ; BINI, 2005
20°C; aeróbio; planta inteira	17,0	-	83,0	-	BIANCHINI JR.; PERET; CUNHA-SANTINO, 2006
17,7°C; anaeróbio; planta inteira	26,0	1,5	73,5	0,0058	BITAR, 2003
20,3°C; anaeróbio; planta inteira	25,5	1,5	74,2	0,0060	BITAR, 2003
22,4°C; anaeróbio; planta inteira	69,9	0,09	32,0	0,0004	BITAR, 2003
27,0°C; anaeróbio; planta inteira	67,2	0,15	30,9	0,0003	BITAR, 2003

^a T. amb. = temperatura ambiente^b Valores obtidos através do modelo linear. Os demais valores foram obtidos através do modelo exponencial.

Na degradação de *E. azurea* os teores de COP_{LS} variaram, de acordo com a compilação da Tabela 11, de 13,0 a 26,4%, e os de COP_R, de 73,6 a 87,0%. Os k_{LS} variaram de 0,55 a 2,88 dia⁻¹, e os k_R, de 0,0001 a 0,0175 dia⁻¹.

No caso da degradação de *E. najas* (Tabela 11), os teores de COP_{LS} variaram entre 17,0 e 69,9% e os de COP_R, de 30,5 a 83,0%. As percentagens elevadas de COP_{LS} obtidas para *E. najas* neste estudo apontam a natureza lábil dos detritos, contrastando com grande parte dos demais trabalhos e, também, com as demais espécies selecionadas, as quais apresentaram caráter predominantemente refratário. Na Tabela 11, os k_{LS} variaram de 0,04 a 1,5 dia⁻¹. Os k_R da espécie relacionados na compilação apresentam-se bastante variados, indicando processos de lento (0,0003 dia⁻¹) a rápido (0,0450 dia⁻¹), de acordo com a classificação de Petersen e Cummins (1974).

Os coeficientes k_R foram consideravelmente menores que os k_{LS} nas três espécies, seja no presente estudo ou na compilação (Tabela 11), indicando a importância do processo lento de decomposição, i.e. a degradação do COP_R. Ao considerar os dois parâmetros envolvidos, verifica-se que, com exceção dos detritos de *E. najas*, no presente estudo, a decomposição constituiu-se predominantemente num processo lento.

Na Tabela 12 apresenta-se uma compilação com coeficientes de decaimento obtidos para diferentes espécies de macrófitas aquáticas, de acordo com o grupo ecológico ao qual pertencem. Mais uma vez, vale salientar que, para os trabalhos que não avaliaram separadamente o decaimento da fração lábil/solúvel e refratária da matéria orgânica, os valores de k obtidos são comparáveis ao k_R deste estudo. Nessa tabela, os valores de k_R variaram de 0,0001 dia⁻¹ (*Eichhornia azurea*; decaimento lento; t_{1/2} = 6930 dias) a 0,1680 dia⁻¹ (*Ceratophyllum demersum*, decaimento rápido; t_{1/2} = 4 dias). Levando em conta a média por espécie (Tabela 13), os valores de k_R variaram entre 0,0009 dia⁻¹ (*Ludwigia inclinata*; decaimento lento; t_{1/2} = 770 dias) e 0,0511 dia⁻¹ (*Vallisneria americana*; decaimento rápido; t_{1/2} = 14 dias), apresentando valor médio de k_R de 0,0125 dia⁻¹ (decaimento rápido; t_{1/2} = 55 dias). De acordo com a categorização de Petersen e Cummins (1974), 47% das espécies apresentaram decaimento lento, 18% médio e 35% rápidos. Dentre as espécies emergentes, o k_R médio foi 0,0064 dia⁻¹ (velocidade média de decaimento); 64% apresentaram uma perda de massa lenta, 14% média, e 21% rápida. Para as espécies flutuantes, o coeficiente de decaimento médio foi 0,0040 dia⁻¹ (decaimento lento); 80%

Tabela 12. Coeficientes de decaimento (k_R) de diferentes estruturas das macrófitas aquáticas e seus respectivos tempos de meia-vida ($t_{1/2}$). As taxas de decomposição foram classificadas segundo a proposta de Petersen e Cummins (1974). Os dados dizem respeito a valores observados no campo e em experimentos laboratoriais.

Recurso	Parte do vegetal	k_R (dia^{-1})	Classe	$t_{1/2}$ (dias)	Referência
Macrófitas Emergentes					
<i>Cyperus giganteus</i> (17,4°C)*	planta inteira	0,0003	lento	2039	Este estudo
<i>Cyperus giganteus</i> (27,8°C)*	planta inteira	≈ 0	lento	∞	Este estudo
<i>Cyperus giganteus</i> *	planta inteira	0,0016	lento	433	NUNES, 2010
<i>Cyperus giganteus</i> (controle)	brotos	0,0013	lento	533	VILLAR et al., 2001
<i>Cyperus giganteus</i> (enriquecimento com P)	brotos	0,0012	lento	578	VILLAR et al., 2001
<i>Cyperus giganteus</i> (enriquecimento com N)	brotos	0,0016	lento	433	VILLAR et al., 2001
<i>Cyperus giganteus</i> (local ribeirinho)	brotos	0,0011	lento	630	VILLAR et al., 2001
<i>Cyperus giganteus</i> (várzea)	brotos	0,0010	lento	693	VILLAR et al., 2001
<i>Juncus effusus</i> (adicionada em 14/12/1992)	folhas	0,0230	rápido	30	KUEHN; SUBERKROPP, 1998
<i>Juncus effusus</i> (adicionada em 17/06/1993)	folhas	0,0210	rápido	33	KUEHN; SUBERKROPP, 1998
<i>Juncus effusus</i> (adicionada em 23/03/1993)	folhas	0,0150	rápido	46	KUEHN; SUBERKROPP, 1998
<i>Juncus effusus</i> (adicionada em 7/10/1993)	folhas	0,0120	rápido	58	KUEHN; SUBERKROPP, 1998
<i>Juncus effusus</i> (adicionada em 8/10/1992)	folhas	0,0120	rápido	58	KUEHN; SUBERKROPP, 1998
<i>Juncus maritimus</i> (Dulce; malha fina; permanentemente submersa)	hastes	0,0100	médio/rápido	69	ALVAREZ et al., 2001
<i>Juncus maritimus</i> (Dulce; malha grossa; permanentemente submersa)	hastes	0,0170	rápido	41	ALVAREZ et al., 2001
<i>Juncus maritimus</i> (Santa Olalla; malha fina; permanentemente submersa)	hastes	0,0120	rápido	58	ALVAREZ et al., 2001
<i>Juncus maritimus</i> (Santa Olalla; malha grossa; permanentemente submersa)	hastes	0,0200	rápido	35	ALVAREZ et al., 2001
<i>Montrichardia arborescens</i> (Condição aeróbia)*	planta inteira	0,0020	lento	347	CUNHA-SANTINO et al., 2004
<i>Oxycaryum cubense</i> *	planta inteira	0,0021	lento	330	NUNES, 2010
<i>Panicum elephantipes</i>	caules e folhas	0,0085	médio	82	NEIFF; ZOZAYA, 1991
<i>Phragmites communis</i>	folhas	0,0033	lento	209	MUN; NAMGUNG; KIM, 2000

(Continuação da Tabela 12)

Recurso	Parte do vegetal	k_R (dia ⁻¹)	Classe	$t_{1/2}$ (dias)	Referência
<i>Phragmites communis</i>	colmos	0,0012	lento	602	MUN; NAMGUNG; KIM, 2000
<i>Phragmites communis</i>	rizomas	0,0041	lento	171	MUN; NAMGUNG; KIM, 2000
<i>Polygonum acuminatum</i>	caules e folhas	0,0170	rápido	41	NEIFF; ZOZAYA, 1991
<i>Polygonum meissnerianum</i> *	planta inteira	0,0016	lento	433	NUNES, 2010
<i>Scirpus cubensis</i> (condição aeróbia)*	planta inteira	0,0030	lento	229	CUNHA; BIANCHINI JR., 1998
<i>Scirpus fluviatilis</i>	folhas	0,0087	médio	80	BIANCHI; FINDLAY, 1991
<i>Typha angustifolia</i>	folhas	0,0024	lento	289	BIANCHI; FINDLAY, 1991
<i>Typha domingensis</i> (condição aeróbia)*	planta inteira	0,0049	lento	141	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2006b
<i>Typha domingensis</i> (condição anaeróbia)*	planta inteira	0,0029	lento	239	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2006b
<i>Zizania latifolia</i>	folhas	0,0051	médio	136	MUN; NAMGUNG; KIM, 2001
<i>Zizania latifolia</i>	rizomas	0,0065	médio	107	MUN; NAMGUNG; KIM, 2001
<i>Zizania latifolia</i>	folhas	0,0036	lento	193	LAN; ASAEDA; MANATUNGE, 2006
<i>Zizania latifolia</i>	bainhas	0,0033	lento	210	LAN; ASAEDA; MANATUNGE, 2006
<i>Zizania latifolia</i>	colmos	0,0021	lento	330	LAN; ASAEDA; MANATUNGE, 2006
<i>Zizania latifolia</i>	colmos	0,0055	médio	126	MUN; NAMGUNG; KIM, 2001
Macrófitas Flutuantes Livres / Fixas					
<i>Eichhornia azurea</i> (17,4°C)*	planta inteira	0,0006	lento	1195	Este estudo
<i>Eichhornia azurea</i> (27,8°C)*	planta inteira	0,0005	lento	1359	Este estudo
<i>Eichhornia azurea</i> *	planta inteira	0,0003	lento	2310	NUNES, 2010
<i>Eichhornia azurea</i> (canal Cortado)	caule e pecíolo	0,0047	lento	147	PAGIORO; THOMAZ, 1998
<i>Eichhornia azurea</i> (lago Garças)	caule e pecíolo	0,0048	lento	144	PAGIORO; THOMAZ, 1998
<i>Eichhornia azurea</i>	limbo	0,0113	rápido	61	ROLAND; ESTEVES; SANTOS, 1990

(Continuação da Tabela 12)

Recurso	Parte do vegetal	k_R (dia ⁻¹)	Classe	$t_{1/2}$ (dias)	Referência
<i>Eichhornia azurea</i>	pecíolo	0,0098	médio	71	ROLAND; ESTEVES; SANTOS, 1990
<i>Eichhornia azurea</i> (condição aeróbia)*	planta inteira	0,0015	lento	462	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR.; OKAWA, 2010
<i>Eichhornia azurea</i> (condição anaeróbia)*	planta inteira	0,0018	lento	385	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR.; OKAWA, 2010
<i>Eichhornia azurea</i> (período chuvoso)	folhas e pecíolos	0,0175	rápido	40	STRIPARI; HENRY, 2002
<i>Eichhornia azurea</i> (período seco)	folhas e pecíolos	0,0135	rápido	51	STRIPARI; HENRY, 2002
<i>Eichhornia azurea</i> (15°C)*	planta inteira	0,0001	lento	6930	TARTAGLIA, 2001
<i>Eichhornia azurea</i> (20°C)*	planta inteira	0,0004	lento	1733	TARTAGLIA, 2001
<i>Eichhornia azurea</i> (25°C)*	planta inteira	0,0009	lento	770	TARTAGLIA, 2001
<i>Eichhornia azurea</i> (30°C)*	planta inteira	0,0012	lento	578	TARTAGLIA, 2001
<i>Eichhornia azurea</i> (18,2°C)*	planta inteira	0,0001	lento	6930	BITAR, 2003
<i>Eichhornia azurea</i> (21,4°C)*	planta inteira	0,0009	lento	770	BITAR, 2003
<i>Eichhornia azurea</i> (24,8°C)*	planta inteira	0,0005	lento	1386	BITAR, 2003
<i>Eichhornia azurea</i> (26,8°C)*	planta inteira	0,0005	lento	1386	BITAR, 2003
<i>Eichhornia crassipes</i> (água estagnada; inverno; malha fina)	caules e folhas	0,0030	lento	231	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Eichhornia crassipes</i> (água estagnada; inverno; malha grossa)	caules e folhas	0,0090	médio	77	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Eichhornia crassipes</i> (água estagnada; outono; malha fina)	caules e folhas	0,0200	rápido	35	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Eichhornia crassipes</i> (água estagnada; outono; malha grossa)	caules e folhas	0,0220	rápido	32	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Eichhornia crassipes</i> (local ribeirinho; inverno; malha fina)	caules e folhas	0,0040	lento	173	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Eichhornia crassipes</i> (local ribeirinho; inverno; malha grossa)	caules e folhas	0,0080	médio	87	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Eichhornia crassipes</i> (local ribeirinho; outono; malha fina)	caules e folhas	0,0150	rápido	46	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Eichhornia crassipes</i> (local ribeirinho; outono; malha grossa)	caules e folhas	0,0190	rápido	36	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Ricciocarpus natans</i> *	planta inteira	0,0016	lento	433	NUNES, 2010
<i>Salvinia auriculata</i> (condição aeróbia)*	planta inteira	0,0017	lento	401	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2000

(Continuação da Tabela 12)

Recurso	Parte do vegetal	k_R (dia ⁻¹)	Classe	$t_{1/2}$ (dias)	Referência
<i>Salvinia auriculata</i> (condição anaeróbia)*	planta inteira	0,0010	lento	693	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2000
<i>Salvinia</i> sp*	planta inteira	0,0010	lento	693	NUNES, 2010
Macrófitas Submersas					
<i>Cabomba furcata</i> *	planta inteira	0,0027	lento	257	NUNES, 2010
<i>Cabomba piauhyensis</i> (condição aeróbia)*	planta inteira	0,0062	médio	111	CUNHA; BIANCHINI JR., 1998
<i>Ceratophyllum demersum</i> (água estagnada; inverno; malha fina)	caules e folhas	0,0110	rápido	63	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Ceratophyllum demersum</i> (água estagnada; inverno; malha grossa)	caules e folhas	0,0250	rápido	28	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Ceratophyllum demersum</i> (água estagnada; outono; malha fina)	caules e folhas	0,0300	rápido	23	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Ceratophyllum demersum</i> (água estagnada; outono; malha grossa)	caules e folhas	0,0290	rápido	24	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Ceratophyllum demersum</i> (local ribeirinho; inverno; malha fina)	caules e folhas	0,0080	médio	87	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Ceratophyllum demersum</i> (local ribeirinho; inverno; malha grossa)	caules e folhas	0,0400	rápido	17	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Ceratophyllum demersum</i> (local ribeirinho; outono; malha fina)	caules e folhas	0,0150	rápido	46	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Ceratophyllum demersum</i> (local ribeirinho; outono; malha grossa)	caules e folhas	0,0490	rápido	14	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Ceratophyllum demersum</i> (outono)	planta inteira	0,1170	rápido	6	ROYER; MINSHALL, 1997
<i>Ceratophyllum demersum</i> (primavera)	planta inteira	0,1680	rápido	4	ROYER; MINSHALL, 1997
<i>Charophyte</i> sp	planta inteira	0,0080	médio	87	SHILLA et al., 2006
<i>Egeria najas</i> (17,4°C)*	planta inteira	0,0018	lento	389	Este estudo
<i>Egeria najas</i> (27,8°C)*	planta inteira	0,0018	lento	389	Este estudo
<i>Egeria najas</i> *	planta inteira	0,0076	médio	91	NUNES, 2010
<i>Egeria najas</i> (17°C)	planta inteira	0,014	rápido	50	CARVALHO; THOMAZ; BINI, 2005
<i>Egeria najas</i> (27°C)	planta inteira	0,045	rápido	15	CARVALHO; THOMAZ; BINI, 2005
<i>Egeria najas</i> (17,7°C)*	planta inteira	0,0058	médio	119	BITAR, 2003

(Continuação da Tabela 12)

Recurso	Parte do vegetal	k_R (dia ⁻¹)	Classe	$t_{1/2}$ (dias)	Referência
<i>Egeria najas</i> (20,3°C)*	planta inteira	0,006	médio	116	BITAR, 2003
<i>Egeria najas</i> (22,4°C)*	planta inteira	0,0004	lento	1733	BITAR, 2003
<i>Egeria najas</i> (27°C)*	planta inteira	0,0003	lento	2310	BITAR, 2003
<i>Hydrilla verticillata</i> (água estagnada; inverno; malha fina)	caules e folhas	0,0140	rápido	50	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Hydrilla verticillata</i> (água estagnada; inverno; malha grossa)	caules e folhas	0,0340	rápido	20	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Hydrilla verticillata</i> (água estagnada; outono; malha fina)	caules e folhas	0,0420	rápido	17	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Hydrilla verticillata</i> (água estagnada; outono; malha grossa)	caules e folhas	0,0610	rápido	11	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Hydrilla verticillata</i> (local ribeirinho; inverno; malha fina)	caules e folhas	0,0060	médio	116	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Hydrilla verticillata</i> (local ribeirinho; inverno; malha grossa)	caules e folhas	0,0400	rápido	17	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Hydrilla verticillata</i> (local ribeirinho; outono; malha fina)	caules e folhas	0,0270	rápido	26	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Hydrilla verticillata</i> (local ribeirinho; outono; malha grossa)	caules e folhas	0,1350	rápido	5	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Ludwigia inclinata</i> *	planta inteira	0,0009	lento	770	NUNES, 2010
<i>Myriophyllum salsagineum</i>	planta inteira	0,0090	médio	77	SHILLA et al., 2006
<i>Najas marina</i>	planta inteira	0,0350	rápido	20	SHILLA et al., 2006
<i>Potamogeton sp.</i>	folhas	0,0133	rápido	52	BIANCHI; FINDLAY, 1991
<i>Potamogeton pectinatus</i> (outono)	planta inteira	0,0240	rápido	29	ROYER; MINSHALL, 1997
<i>Potamogeton pectinatus</i> (primavera)	planta inteira	0,0460	rápido	15	ROYER; MINSHALL, 1997
<i>Sagittaria platyphylla</i> (água estagnada; inverno; malha fina)	caules e folhas	0,0120	rápido	58	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Sagittaria platyphylla</i> (água estagnada; inverno; malha grossa)	caules e folhas	0,0100	médio/rápido	69	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Sagittaria platyphylla</i> (água estagnada; outono; malha fina)	caules e folhas	0,0220	rápido	32	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Sagittaria platyphylla</i> (água estagnada; outono; malha grossa)	caules e folhas	0,0400	rápido	17	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Sagittaria platyphylla</i> (local ribeirinho; inverno; malha fina)	caules e folhas	0,0060	médio	116	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Sagittaria platyphylla</i> (local ribeirinho; inverno; malha grossa)	caules e folhas	0,0130	rápido	53	BATTLE; MIHUC, 2000

(Continuação da Tabela 12)

Recurso	Parte do vegetal	k_R (dia ⁻¹)	Classe	$t_{1/2}$ (dias)	Referência
<i>Sagittaria platyphylla</i> (local ribeirinho; outono; malha fina)	caules e folhas	0,0260	rápido	27	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Sagittaria platyphylla</i> (local ribeirinho; outono; malha grossa)	caules e folhas	0,0340	rápido	20	BATTLE; MIHUC, 2000
<i>Utricularia breviscapa</i>	planta inteira	0,0066	médio	105	NUNES, 2010
<i>Utricularia breviscapa</i> (processo aeróbio; 15,3°C)*	planta inteira	0,0043	lento	161	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2008
<i>Utricularia breviscapa</i> (processo aeróbio; 20,8°C)*	planta inteira	0,0046	lento	151	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2008
<i>Utricularia breviscapa</i> (processo aeróbio; 25,7°C)*	planta inteira	0,0054	médio	128	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2008
<i>Utricularia breviscapa</i> (processo aeróbio; 30,3°C)*	planta inteira	0,0051	médio	136	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2008
<i>Utricularia breviscapa</i> (processo anaeróbio; 15,3°C)*	planta inteira	0,0021	lento	330	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2008
<i>Utricularia breviscapa</i> (processo anaeróbio; 20,8°C)*	planta inteira	0,0028	lento	248	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2008
<i>Utricularia breviscapa</i> (processo anaeróbio; 25,7°C)*	planta inteira	0,0034	lento	204	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2008
<i>Utricularia breviscapa</i> (processo anaeróbio; 30,3°C)*	planta inteira	0,0045	lento	154	CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2008
<i>Vallisneria americana</i>	folhas	0,0334	rápido	21	BIANCHI; FINDLAY, 1991
<i>Vallisneria americana</i> (baixo CO ₂)	folhas	0,0590	rápido	12	TITUS; PAGANO, 2002
<i>Vallisneria americana</i> (alto CO ₂)	folhas	0,0610	rápido	11	TITUS; PAGANO, 2002
<i>Vallisneria gigantea</i>	planta inteira	0,0270	rápido	26	SHILLA et al., 2006

* Valores obtidos através do modelo exponencial duplo.

Tabela 13. Coeficiente médio de decaimento (k_R), tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) e classificação, segundo a proposta de Petersen e Cummins (1974), de cada espécie de macrófita aquática apresentada na Tabela 12.

Folhas	k_R (dia ⁻¹)	Classe	$t_{1/2}$ (dias)	n
Macrófitas Emergentes				
<i>Cyperus giganteus</i> - Média	0,0010	lento	684	8
<i>Juncus effusus</i> - Média	0,0166	rápido	42	5
<i>Juncus maritimus</i> - Média	0,0148	rápido	47	4
<i>Montrichardia arborescens</i>	0,0020	lento	347	1
<i>Oxycaryum cubense</i>	0,0021	lento	330	1
<i>Panicum elephantipes</i>	0,0085	médio	82	1
<i>Phragmites communis</i> - Média	0,0028	lento	244	3
<i>Polygonum acuminatum</i>	0,0170	rápido	41	1
<i>Polygonum meissnerianum</i>	0,0016	lento	433	1
<i>Scirpus cubensis</i>	0,0030	lento	229	1
<i>Scirpus fluviatilis</i>	0,0087	médio	80	1
<i>Typha angustifolia</i>	0,0024	lento	289	1
<i>Typha domingensis</i> - Média	0,0039	lento	178	2
<i>Zizania latifolia</i> - Média	0,0043	lento	160	6
Média	0,0064	médio	109	
Macrófitas Flutuantes Livres / Fixas				
<i>Eichhornia azurea</i> - Média	0,0037	lento	186	19
<i>Eichhornia crassipes</i> - Média	0,0125	rápido	55	8
<i>Ricciocarpus natans</i>	0,0016	lento	433	1
<i>Salvinia auriculata</i> - Média	0,0014	lento	508	2
<i>Salvinia</i> sp	0,0010	lento	693	1
Média	0,0040	lento	172	
Macrófitas Submersas				
<i>Cabomba furcata</i>	0,0027	lento	257	1
<i>Cabomba piauhyensis</i>	0,0062	médio	111	1
<i>Ceratophyllum demersum</i> - Média	0,0492	rápido	14	10
<i>Charophyte</i> sp	0,0080	médio	87	1
<i>Egeria najas</i> - Média	0,0092	médio	75	9
<i>Hydrilla verticillata</i> - Média	0,0449	rápido	15	8
<i>Ludwigia inclinata</i>	0,0009	lento	770	1
<i>Myriophyllum sulsgineum</i>	0,0090	médio	77	1
<i>Najas marina</i>	0,0350	rápido	20	1
<i>Potamogeton</i> sp.	0,0133	rápido	52	1

(Continuação da Tabela 13)

Folhas	k_R (dia ⁻¹)	Classe	$t_{1/2}$ (dias)	n
<i>Potamogeton pectinatus</i> - Média	0,0350	rápido	20	2
<i>Sagittaria platyphylla</i> - Média	0,0204	rápido	34	8
<i>Utricularia breviscapa</i> - Média	0,0043	lento	161	9
<i>Vallisneria americana</i> - Média	0,0511	rápido	14	3
<i>Vallisneria gigantea</i>	0,0270	rápido	26	1
Média	0,0211	rápido	33	
Média geral	0,0125	rápido	55	

dos dados corresponderam a um decaimento lento e 20% rápido. Entre as macrófitas submersas, o coeficiente de decaimento médio foi 0,0211 dia⁻¹ (decaimento rápido), sendo que 20% dos dados corresponderam a um decaimento lento, 27% médio e 53% rápido. Os $t_{1/2}$ das macrófitas emergentes, flutuantes e submersas foram 109, 172 e 33 dias, respectivamente. Ao comparar os coeficientes médios de decomposição em função dos diferentes grupos ecológicos das macrófitas aquáticas (Tabela 13), é possível notar que as plantas flutuantes e emergentes foram as que apresentaram os maiores $t_{1/2}$ (172 dias - decaimento lento e 109 dias - decaimento médio, respectivamente). A diferença entre o $t_{1/2}$ das macrófitas desses dois grupos ecológicos é de 63 dias, uma diferença razoável que, entretanto, se torna pequena quando seus decaimentos são comparados ao das macrófitas aquáticas submersas. Estas últimas são classificadas como tendo decomposição rápida, e necessitam de 81% (139 dias) e 70% (76 dias) menos tempo que as flutuantes e emergentes, respectivamente, para atingir a metade de sua massa inicial. Essas observações condizem com os resultados obtidos no presente estudo e com outros relatos da literatura (ALLAN, 1995; NUNES, 2010), que atribuem o rápido decaimento das macrófitas submersas ao maior teor de compostos solúveis e menor quantidade dos tecidos rígidos de sustentação. De fato, notou-se claramente, neste estudo, o aumento dos teores de COP_{LS} e consequente redução dos teores de COP_R , bem como uma redução no tempo de decomposição com o tipo de vida das macrófitas, na direção da emergente para a flutuante e a submersa. A classificação de Petersen e Cummins (1974), embora seja útil para que haja padronizações que tornem possível a comparação entre diferentes estudos, deve, entretanto, ser aplicada com

ressalvas, uma vez que são muitos os fatores que afetam a taxa de decaimento da matéria orgânica, sejam eles intrínsecos, extrínsecos, bióticos ou abióticos (GIMENES; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2010). Além disso, os valores de k são também dependentes da metodologia e do modelo de decaimento aplicado, conforme já discutido (BIANCHINI JR., 1999a). Dessa forma, uma mesma espécie pode apresentar diferentes velocidades de decaimento, dependendo da condição de incubação tanto *in situ* (em campo) quanto *in vitro* (bioensaios do processo de decomposição). Na compilação da Tabela 12, por exemplo, as macrófitas *E. azurea*, *E. crassipes* e *E. najas* foram classificadas em todas as categorias da série contínua (lento, médio e rápido), muitas vezes, dentro da mesma referência, fato que demonstra a necessidade de se analisar com cautela todos os aspectos envolvidos no processo.

Em relação à influência da temperatura sobre o processo de decomposição da matéria orgânica, esta função de força afetou apenas o coeficiente de perda de massa da fração lábil/solúvel dos detritos. Park e Cho (2003) observaram que a lixiviação de *Zizania latifolia*, uma macrófita emergente, foi acelerada pelo aumento da temperatura. O mesmo foi observado para *E. najas* no presente estudo. No caso de *C. giganteus*, entretanto, o efeito foi inverso, tendo o aumento de temperatura reduzido a velocidade de lixiviação. O processo de lixiviação de *E. azurea* no presente estudo, de maneira geral, não foi sensível à variação de temperatura. Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2008) analisaram a decomposição aeróbia e anaeróbia de *Utricularia breviscapa* (macrófita submersa) em quatro diferentes temperaturas (15,3°C, 20,8°C, 25,7°C e 30,3°C) e também não observaram diferenças no k_{LS} . Portanto, o aumento ou redução dos k_{LS} e a magnitude dessas alterações causadas pela variação de temperatura no decaimento do COP_{LS} parecem estar mais relacionadas às propriedades intrínsecas (composição química) de cada espécie. O decaimento da fração refratária dos detritos das três espécies não foi sensível à variação de temperatura, diferindo dos dados usualmente encontrados na literatura. Carvalho, Thomaz e Bini (2005), por exemplo, avaliaram a decomposição de *E. najas* em temperaturas similares às utilizadas neste estudo (17 e 27°C) e obtiveram um Q_{10} de 3,2 para os coeficientes de decaimento. Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2008) também observaram um aumento gradativo dos k_R com o aumento da temperatura durante a degradação anaeróbia de *Utricularia breviscapa*. A ausência de resposta dos k_R à variação de temperatura observada no presente experimento pode estar relacionada às diferentes comunidades microbianas envolvidas no processo. Nesse sentido,

cada comunidade responde de maneira diferente a um determinado fator e a variação de temperatura imposta pelo delineamento experimental pode não ter sido suficiente para acarretar uma mudança significativa no metabolismo dos organismos heterotróficos, ou mesmo, a variação de temperatura utilizada nas incubações esteve dentro de um intervalo da faixa ótima para a microbiota decompositora.

Os $t_{1/2}$ globais do processo de decomposição foram maiores para os detritos de *C. giganteus*, seguido por *E. azurea* e *E. najas*. No caso da espécie emergente e da flutuante, os $t_{1/2}$ foram ditados pela fração refratária do detrito, e a rota número 3 foi a principal via de mineralização nesses casos. Para a espécie submersa o inverso foi observado. Os $t_{1/2}$ foram ditados pela fração lábil/solúvel do detrito. As rotas de mineralização 2 e 3 foram igualmente importantes, entretanto, a mineralização pelas rotas 1 e 2 somadas correspondeu a mais de 50% da mineralização total. Estes resultados indicam uma contribuição significativa de matéria orgânica particulada de *C. giganteus* para o sedimento dos ecossistemas em que a espécie ocorre, enquanto *E. najas* apresenta uma contribuição maior para os teores de carbono dissolvido na coluna d'água. Os elevados coeficientes de determinação globais sugerem que o modelo proposto foi adequado para representar as rotas de mineralização, corroborando as hipóteses cinéticas adotadas na sua proposição.

Os maiores teores iniciais de celulose e lignina foram encontrados nos detritos de *C. giganteus*, comprovando a ideia previamente discutida, de que as espécies emergentes apresentam maiores quantidades de tecidos rígidos de sustentação. Este elevado percentual de fração de parede apresentou implicações diretas sobre o decaimento do COP_R , devido à difícil degradação desses compostos frente a outros (e.g. proteínas, ceras). Os teores de celulose encontrados para as três espécies estão de acordo com Lynd e colaboradores (2002), segundo os quais, o conteúdo de celulose das plantas apresenta variação entre 35 e 50% de sua massa seca. Teores semelhantes foram encontrados por Nunes (2010) e Sciessere (2011). Nunes (2010) obteve teores de celulose iguais a 50,59% para *C. giganteus* e 41,02% para *E. najas*. No caso de *E. azurea*, o teor encontrado pela autora foi ca. 10% maior que no presente estudo. Sciessere (2011) obteve 47% de celulose nos detritos de *C. giganteus* e 46% nos de *E. azurea*. Segundo Bianchini Jr. (1999a) o teor de lignina das plantas varia entre cerca 10 e 30% da sua biomassa. No presente estudo, apenas a percentagem desse composto obtida para os detritos de *E. azurea*

está dentro dessa faixa, enquanto as obtidas para *C. giganteus* e *E. najas* estão levemente acima (2,5%) e abaixo (2,6%), respectivamente. Teores bastante superiores de lignina foram encontrados por Sciessere (2011): 47% para *C. giganteus* e 33 e 45% para *E. azurea*. Castro (2011) encontrou 28,2% de lignina em *Egeria densa*. De acordo com Boerjan, Ralph e Baucher (2003), a capacidade de sintetizar lignina foi essencial na evolução das plantas do ambiente aquático para o terrestre. Os resultados obtidos no presente estudo corroboram a afirmação do autor, uma vez que a espécie submersa apresentou a menor percentagem de lignina seguida pela espécie flutuante fixa e pela emergente, mais adaptada ao ambiente terrestre.

As oscilações observadas na degradação da celulose de *C. giganteus* e *E. azurea* ao longo do tempo podem ser atribuídas à composição heterogênea das amostras. Segundo Mun, Namgung e Kim (2000), diferentes órgãos de uma mesma planta (folhas, caule, raiz) podem apresentar diferenças significativas nas taxas de decaimento, o que está associado com diferenças de rigidez dos tecidos de sustentação. *E. najas* apresenta uma estrutura relativamente homogênea, tornando, conseqüentemente, a amostra mais homogênea. As amostras compostas por fragmentos de *C. gigantes* e *E. azurea*, ao contrário, são bastante heterogêneas, podendo conter diferentes proporções de folhas, caule e raiz, o que levou a um decaimento com mais oscilações.

Os picos de atividade celulolítica observados no início do experimento (primeira etapa da decomposição das três espécies) ocorreram, provavelmente, devido à liberação de açúcares redutores das frações protoplasmáticas (processo de lixiviação); não corresponderam, portanto, à produção de celulase pelos microrganismos. Maie e colaboradores (2006) analisaram a lixiviação de seis espécies vegetais presentes em áreas alagadas e estuários e observou que de 60 a 85% do carbono orgânico dissolvido (COD) foi hidrolisado nas primeiras duas semanas de decomposição e que, entre 8 e 34% do COD total é constituído por açúcares. Dessa forma, supõe-se que os picos de atividade observados no presente estudo ocorreram porque o método utilizado para a determinação da atividade enzimática celulolítica avalia a quantidade de açúcar redutor liberada durante a hidrólise da celulose, a qual é correspondente à celulase produzida (GHOSE, 1987). Pode-se inferir, portanto, que, entre as três espécies, *E. azurea* foi a que apresentou a maior quantidade de açúcares redutores em sua fração protoplasmática.

Os detritos de *E. azurea* geraram os valores mais elevados de atividade celulolítica; entretanto, o decaimento da celulose foi baixo ao longo do experimento para essa

espécie. *C. giganteus* e *E. najas* obtiveram praticamente a mesma atividade celulolítica acumulada, entretanto, a degradação da celulose de *E. najas* foi maior. Tais diferenças podem estar relacionadas aos diferentes tipos de fibras de celulose que compõe os vegetais. Essas fibras podem diferir quanto a tamanho, forma, porosidade, área superficial, associação com outros compostos, conformação molecular e cristalinidade, sendo que esses fatores interferem na hidrólise desse polímero (TOMME; WARREN; GILKER, 1995) tanto de forma isolada quanto sinérgica. Possivelmente, no caso de *E. najas*, as celulasas determinadas pelo método empregado (endocelulasas: EC: 3.2.1.4 e exocelulasas: EC: 3.2.1.91) estivessem relacionadas à hidrólise do tipo de celulose predominante na espécie, enquanto nos casos de *C. giganteus* e *E. azurea*, o tipo de celulose predominante pode não ser hidrolisável principalmente pela enzima analisada nesse estudo. Outra possibilidade é que a disposição das fibras de celulose, as quais ficam envolvidas pelas fibras de lignina e hemicelulose, tornaram o acesso mais difícil para as enzimas celulolíticas no caso de *C. giganteus* e *E. azurea*, do que no de *E. najas*.

O aumento da produção enzimática observada na degradação de *C. giganteus* e *E. najas* com o incremento da temperatura (17,4 para 27,8°C) está relacionado, segundo Shiah e Ducklow (1994), a um aumento da atividade metabólica dos microrganismos decompositores atuantes no processo. Dessa forma, pode-se supor que a atividade celulolítica seria ainda maior em temperaturas superiores a 27,8°C, até que a temperatura ótima fosse atingida. Tanaka (1993) analisou a decomposição da macrófita emergente *Phragmites communis* em diferentes temperaturas (de 10 a 50°C) e encontrou como temperatura ótima para a celulase 35°C. No caso de *E. azurea*, entretanto, o inverso foi observado, tendo havido uma redução da produção enzimática com o aumento da temperatura. Este padrão foi observado também por Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2007) durante a decomposição de *Utricularia breviscapa*. De acordo com os autores, isso pode ter ocorrido por diferentes causas: (i) favorecimento da produção de outras enzimas capazes de degradar compostos estruturais, devido ao aumento da atividade metabólica dos microrganismos; (ii) adaptação dos microrganismos à faixa mais baixa de temperatura; (iii) aumento do consumo de co-fatores relacionados à produção de celulase; (iv) pH inadequado para a produção da enzima e (v) aumento das taxas de reação bioquímica.

Em relação à lignina, sua degradação foi nula no caso de *E. azurea* e pequena para *C. giganteus* e *E. najas* ao longo do período experimental. Isso se explica devido à complexidade

estrutural deste polímero (KIRK, 1971). Seu alto peso molecular e insolubilidade tornam difícil a sua degradação. Além disso, uma das funções da lignina é justamente a de conferir resistência contra o ataque microbiano (PÉREZ et al., 2002). Alguns trabalhos verificaram a inexistência da degradação da lignina sob condições anaeróbias (e.g. HACKETT et al., 1977; ODIER; MONTIES, 1983). Tais resultados levaram à crença, durante algum tempo, de que o polímero era inerte na ausência de oxigênio (KIRK; FARRELL, 1987). Atualmente se sabe que, embora seja primariamente um processo aeróbio, a degradação da lignina também ocorre em ambientes anaeróbios, porém mais lentamente, podendo persistir por períodos muito longos nesses ambientes (VAN SOEST, 1994). Leszkiewicz e Kinner (1988) estudaram o efeito da temperatura (15, 25 e 35°C) e da concentração de oxigênio (7, 14 e 21%) na biodegradação da lignina pelos fungos de podridão branca, *Phanerochaete chrysosporium* e observaram maior degradação desse polímero com o aumento dos dois fatores. O oxigênio, entretanto, apresentou um efeito menor do que o da temperatura nesse processo. O aumento na decomposição da lignina com o aumento da temperatura foi observado também no presente estudo para *C. giganteus* e *E. najas*, e esteve associado à maior produção de peroxidase a 27,8°C, que foi até 2,8 vezes superior à obtida a 17,4°C. Esse fato indica uma maior adaptação dos microrganismos. De maneira geral, o aumento da temperatura resulta em maior atividade metabólica e redução do tempo de geração do microrganismo, mas desde que as condições ambientais sejam adequadas, caso contrário o aumento da temperatura acelera sua autólise (RHEINHEIMER, 1976). A ausência de decaimento da lignina nos detritos de *E. azurea* ao longo do período experimental é justificada pela atividade extremamente baixa da peroxidase observada para a espécie. Nesse caso, pode-se supor que a ação da peroxidase, e conseqüente degradação da lignina, iriam ocorrer mais tardiamente, após a decomposição dos compostos menos refratários (celulose e hemicelulose), conforme observado por Scilessere (2011); a autora analisou a atividade da peroxidase na decomposição de *E. azurea* da Represa do Beija-Flor (Estação Ecológica de Jataí) e verificou atividade principalmente a partir do 150º dia de decomposição.

Os detritos de *E. najas* geraram os valores mais elevados de atividade acumulada da peroxidase, entretanto, o decaimento da lignina foi baixo, com valores semelhantes ao do decaimento desde polímero nos detritos de *C. giganteus*. Isto pode ter ocorrido devido à degradação mais rápida das demais fibras no caso dos detritos *E. najas*, fato que é comprovado

pelos resultados de decaimento da celulose no presente estudo. Dessa maneira, existiu, provavelmente, a necessidade de uma maior produção da peroxidase na degradação dos detritos de *E. najas*, para que as necessidades metabólicas dos microrganismos fossem supridas a partir de um substrato mais refratário (CASTRO, 2011).

6.2 Decomposição aeróbia

A maior acidez do meio e os valores mais elevados de CE observados na decomposição anaeróbia deveu-se à formação de subprodutos como ácido acético, acetato, propionato, metano, butirato e dimetilamina (CHIDTHAISONG; ROSENSTOCK; CONRAD, 1999; TABASSUM; RAJOKA, 2000), que acidificam o meio e elevam sua concentração iônica, enquanto na decomposição aeróbia são gerados apenas compostos inorgânicos estáveis como a água e o CO₂ (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2010).

O comportamento do pH das câmaras de decomposição aeróbia de *C. giganteus* e *E. azurea* seguiu os mesmos padrões da decomposição anaeróbia, previamente discutido. No caso de *E. najas*, o aumento contínuo do pH após queda inicial deve estar relacionado à lixiviação de Ca²⁺ e HCO₃ dos detritos (CARVALHO; THOMAZ; BINI, 2005) e à ionização da amônia. Uma vez que os meios das incubações das três espécies de macrófitas ao longo da decomposição aeróbia foram de levemente ácidos a neutros, presume-se que este fator não apresentou qualquer tipo de influência negativa sobre a decomposição. A acidez do meio afeta de forma negativa a degradação (WEBSTER; BENFIELD, 1986), reduzindo o metabolismo microbiano, a riqueza e abundância de invertebrados e tornando a decomposição substancialmente mais lenta, como demonstrado por inúmeros estudos em sistemas naturais ácidos (e.g. DANGLES et al., 2004; DANGLES; CHAUVET, 2003; DANGLES; GUÉROLD, 1998; SUBERKROPP, 1995). Por outro lado, Suberkropp (2001) analisou a decomposição em um córrego circunneutro e em um alcalino (pH 6.7 e 8.0, respectivamente) e observou maiores taxas de decomposição e produção de fungos no córrego alcalino. Considerando que a taxa de decaimento está relacionada ao pH, uma vez que o processo de degradação envolve enzimas hidrolíticas microbianas que dependem desse fator, então é possível que o pH tenha contribuído de alguma forma para a decomposição

mais rápida no meio aeróbio do que no anaeróbio.

As causas do aumento abrupto da CE observado no ambiente no primeiro dia de decomposição das três espécies de macrófitas e sua subsequente estabilização já foram previamente discutidas para a decomposição anaeróbia. Antonio, Bitar e Bianchini Jr (1999) analisaram a decomposição aeróbia de diferentes recursos vegetais e observaram que a degradação de folhas apresentou uma maior capacidade de alteração do meio, em relação a cascas e galhos, e conseqüentemente, proporcionou os valores mais elevados de CE ao longo do processo. Tal fato pode ser relacionado ao ocorrido no presente estudo. O meio de incubação de *C. giganteus*, espécie com maior proporção de caule em relação à folha, foi a que apresentou os menores valores de CE ao longo do experimento, enquanto nas câmaras com *E. najas*, espécie com maior proporção de folhas, foram observados os valores mais elevados de CE. De maneira geral, não houve influência da temperatura no pH e na CE.

O consumo acentuado de OD observado no início do experimento refere-se à oxidação da fração lábil dos detritos, enquanto o menor consumo, ao final, corresponde à mineralização das frações refratárias (BIANCHINI JR.; PERET; CUNHA-SANTINO, 2006). Este mesmo padrão foi observado em diversos estudos sobre o consumo de oxigênio ao longo da decomposição (e.g. BIANCHINI JR.; PERET; CUNHA-SANTINO, 2006; BITAR; BIANCHINI JR., 2002; BRUM et al., 1999; CASTRO, 2011; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2006b; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2010; CUNHA-SANTINO; PACOBAHYBA; BIANCHINI JR., 2010; FARJALLA; MARINHO; ESTEVES, 1999; LIANG; DAS; MCCLENDON, 2003; PERET; BIANCHINI JR., 2004; SCIESSERE, 2007).

A decomposição de *E. najas* foi a que apresentou os maiores valores de $OC_{máx}$ e os menores $t_{1/2}$ para o consumo dessa quantidade de oxigênio. Isso implica que, quando entra em senescência, a espécie gera um déficit bastante elevado de oxigênio dissolvido para o ambiente aquático em que ocorre em um curto espaço de tempo. Valor elevado de $OC_{máx}$ foi registrado também na decomposição de *E. azurea* a 27,8°C, porém, com $t_{1/2}$ relativamente longo, o maior observado no presente estudo. Isto ocorre devido ao fato de que *E. najas* apresenta teores bastante elevados de fração lábil, que é justamente a fração que demanda o maior consumo de oxigênio, e que é mais rapidamente decomposta, enquanto nas demais espécies, o teor refratário é maior, gerando um consumo mais moderado de oxigênio, ao longo de um período maior de tempo.

Sciessere (2007) analisou a decomposição aeróbia de detritos íntegros e previamente degradados (i.e. compostos basicamente por celulose, lignina e hemicelulose) de *C. giganteus* e obteve um consumo de oxigênio dissolvido 1,3 vezes maior e um k_d 14 vezes mais elevado para os detritos integrais do que para os constituídos apenas de fração refratária. Pode-se inferir, portanto, com base neste estudo e nos conhecimentos previamente existentes, que o padrão encontrado para *E. najas* (elevado consumo de OD a curto prazo) possa ser estendido para as espécies submersas de uma forma geral, enquanto o padrão de *C. giganteus* e *E. azurea* (baixo consumo por um longo período) possa ser estendido para as espécies emergentes e flutuantes, com características semelhantes de composição. Uma compilação realizada por Bianchini Jr. e colaboradores (2007) obteve $OC_{máx}$ médio de 214 mg g⁻¹ ($k_d = 0,121 \text{ dia}^{-1}$) para as macrófitas emergentes, 354 mg g⁻¹ ($k_d = 0,124 \text{ dia}^{-1}$) para as flutuantes e 421 mg g⁻¹ ($k_d = 0,071 \text{ dia}^{-1}$) para as submersas.

Outros valores de $OC_{máx}$ e k_d obtidos em diferentes estudos para *C. giganteus*, *E. azurea* e *E. najas* são apresentados na Tabela 14. Com exceção de *E. najas* a 27,8°C, o consumo de OD verificado no presente estudo foi sempre superior aos encontrados pelos demais autores independentemente da temperatura de incubação. Os $t_{1/2}$ do consumo de OD neste estudo foram maiores do que os obtidos por outros autores para *C. giganteus* e *E. azurea*, e menores do que os obtidos para *E. najas*.

O aumento do consumo de oxigênio observado para *C. giganteus* e *E. azurea* com o incremento da temperatura neste estudo foi observado também por Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2010), que avaliaram a decomposição aeróbia da macrófita *Utricularia breviscapa* em quatro temperaturas distintas (intervalo de 15,3 a 30,3°C) e obtiveram um Q_{10} de 1,89 para o $OC_{máx}$. Segundo os autores, o aumento da temperatura interfere no metabolismo microbiano, aumentando a densidade de microrganismos, ou mesmo ativando rotas metabólicas ou processos que consumam mais oxigênio, como a nitrificação, que faz com que maiores quantidades de OD sejam necessárias para manutenção do metabolismo aeróbio. Assim, a degradação dos detritos de macrófitas, juntamente com a redução da solubilidade do oxigênio em temperaturas mais elevadas, pode estar associada às menores concentrações de OD obtidas na lagoa do Óleo nos meses mais quentes do ano (PETRACCO, 2006). O consumo de OD da decomposição dos detritos de *E. najas* neste estudo, entretanto, não seguiu o mesmo padrão, tendo decaído com o aumento da temperatura. Quanto ao k_d , nenhum padrão foi verificado em relação ao efeito da

Tabela 14. Quantidade máxima de oxigênio consumido ($OC_{MÁX}$), coeficiente de desoxigenação (k_d) e respectivo tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) obtidos em diferentes estudos da decomposição aeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas*.

Espécie	$OC_{máx}$ ($mg\ g^{-1}$)	k_d (dia^{-1})	$t_{1/2}$ (dias)	Referência
<i>Cyperus giganteus</i> (20°C)	317	0,025	28	BIANCHINI JR.; PERET; CUNHA-SANTINO, 2006
<i>Cyperus giganteus</i> (20°C)	366	0,019	36	SCIESSERE, 2007
<i>Cyperus giganteus</i> (20°C)	317	0,025	28	BIANCHINI JR.; CUNHA-SANTINO; PERET, 2008
<i>Cyperus</i> sp (20°C)	302	0,030	23	BIANCHINI JR.; CUNHA-SANTINO; PANHOTA, 2011
<i>Cyperus giganteus</i> (17,4°C)	420	0,012	56	Este estudo
<i>Cyperus giganteus</i> (27,8°C)	557	0,014	50	Este estudo
<i>Eichhornia azurea</i> (20°C)	279	0,027	26	BIANCHINI JR.; PERET; CUNHA-SANTINO, 2006
<i>Eichhornia azurea</i> (25,7°C)	140	0,199	3	BITAR, 1995
<i>Eichhornia azurea</i> (20°C)	279	0,027	26	BIANCHINI JR.; CUNHA-SANTINO; PERET, 2008
<i>Eichhornia azurea</i> (20°C)	206	0,045	15	BIANCHINI JR.; CUNHA-SANTINO; PANHOTA, 2011
<i>Eichhornia azurea</i> (17,4°C)	377	0,022	31	Este estudo
<i>Eichhornia azurea</i> (27,8°C)	819	0,008	85	Este estudo
<i>Egeria najas</i> (20°C)	700	0,014	50	BIANCHINI JR.; PERET; CUNHA-SANTINO, 2006
<i>Egeria najas</i> (20°C)	700	0,014	50	BIANCHINI JR.; CUNHA-SANTINO; PERET, 2008
<i>Egeria najas</i> (17,4°C)	837	0,178	4	Este estudo
<i>Egeria najas</i> (27,8°C)	614	0,026	27	Este estudo

temperatura, em contraste com alguns estudos que verificaram uma relação inversamente proporcional entre esses dois parâmetros (e.g. CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2010; PACOBAHYBA, 2002). Tal ausência de padrão está relacionada a diferenças em inúmeros fatores: (i) composição da comunidade microbiana; (ii) densidade de microrganismos; (iii) temperatura ótima para cada espécie; (iv) especificidade com o substrato; (v) qualidade do detrito a ser degradado, entre outras. O tipo de detrito, bem como a temperatura de incubação do mesmo, selecionou as características da comunidade microbiana atuante na sua decomposição, o que implica nas diferentes respostas oferecidas pelas diferentes comunidades.

A decomposição aeróbia, por ser mais completa, foi também mais eficiente que a anaeróbia, levando a uma perda de massa mais rápida. Possivelmente, houve também uma maior eficiência dos microrganismos envolvidos na decomposição aeróbia dos detritos. Este padrão foi encontrado também em inúmeros trabalhos que compararam os dois tipos de decomposição (e.g. BEST et al., 1990; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2006b; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR.; OKAWA, 2010; CUNHA-SANTINO; PACOBAHYBA; BIANCJINI JR., 2010; KRISTENSEN; AHMED; DEVOL, 1995; LILLEBØ et al., 1999; MOORE JR.; REDDY; GRAETZ, 1992). Cunha-Santino, Pacobahyba e Bianchini Jr. (2010) compararam a degradação aeróbia e anaeróbia de três espécies de macrófitas aquáticas e verificaram que o processo foi, em média, onze vezes mais rápido no meio aeróbio. Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2008) analisaram a decomposição da macrófitas submersa *Utricularia breviscapa* nas duas condições, aeróbia e anaeróbia, e em diferentes temperaturas (intervalo de 15,3 a 30,3°C) e verificaram que, assim como no presente estudo, a perda de massa foi mais rápida no meio aeróbio e com o incremento de temperatura.

No presente estudo, o aumento da temperatura reduziu a razão O/C (para *E. azurea* e *E. najas*) ou não a influenciou (no caso de *C. giganteus*). Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2010), em contraste, observaram um aumento na relação estequiométrica O/C com o aumento da temperatura. Outro fator muito importante, determinante da relação O/C, é o tempo. Embora o delineamento experimental do presente estudo não tenha permitido avaliar a variação temporal dessa relação, diversos trabalhos demonstraram que a mesma é maior no início do processo, e decresce ao longo do tempo, tendendo a zero (e.g. CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2002; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JR., 2010; CUNHA-SANTINO; PACOBAHYBA;

BIANCHINI JR., 2004). Este fato explica os baixos valores encontrados no presente estudo. Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2003), por exemplo, registraram o valor de 11,88 para a relação O/C de *E. azurea* no 6º dia. Bianchini Jr., Peret e Cunha-Santino (2006) obtiveram valores de O/C próximos aos encontrados nesse estudo: 4,3 para *C. giganteus*; 2,3 para *E. azurea*; 3,3 para *E. najas*. Bianchini Jr., Cunha-Santino e Panhota (2011) obtiveram as seguintes relações O/C calculadas a partir do $OC_{MÁX}$: 1,52 para *Cyperus* sp e 1,25 para *E. azurea*. As variações nessa relação estequiométrica podem ser atribuídas a: (i) diferentes compostos orgânicos (e.g. açúcares) a serem quimicamente oxidados; (ii) diferentes rotas metabólicas adotadas; (iii) variações na qualidade do detrito a ser degradado, (incluindo seus teores de oxigênio); (iv) variações na quantidade e espécie de microrganismos envolvidos no processo (CUNHA-SANTINO, 2003).

Os resultados obtidos neste trabalho permitem fazer inferências sobre o destino dos detritos de macrófitas na lagoa do Óleo. Dentre as espécies selecionadas, *C. giganteus* apresentou o maior teor refratário e, devido à decomposição mais lenta dessa espécie, após sua senescência e morte, os detritos tendem a se acumular no fundo da lagoa, contribuindo de maneira significativa para a diagênese do sedimento no local. A macrófita *E. najas*, por outro lado, devido à sua constituição majoritariamente lábil/solúvel, contribui principalmente para as alterações químicas na coluna d'água (e.g. teores de carbono, condutividade). Por apresentar degradação rápida, a mortalidade em grande escala dessa espécie pode ocasionar um déficit elevado de OD para a lagoa do Óleo em um curto período, além de, naturalmente, reduzir os coeficientes de decomposição de seus detritos devido à baixa disponibilidade de OD.

7 CONCLUSÕES

A partir dos procedimentos experimentais adotados pode-se concluir que:

- i) A variação de temperatura interferiu nos coeficientes de perda de massa do COP_{LS} e não alterou os coeficientes de perda de massa do COP_R ;
- ii) O aumento da temperatura acelerou o decaimento da celulose dos detritos de *E. azurea* e *E. najas*, sendo indiferente para os de *C. giganteus*;
- iii) O aumento da temperatura acelerou o decaimento da lignina dos detritos de *C. giganteus* e *E. najas*. Para *E. azurea*, entretanto, não houve degradação da lignina no período experimental, independentemente da temperatura;
- iv) Independentemente da temperatura, os teores de COP_R e os tempos de decomposição foram menores para a espécie submersa e maiores para a emergente, que apresentou os maiores teores de celulose e lignina;
- v) O aumento da temperatura levou a um aumento no consumo de oxigênio na decomposição dos detritos de *C. giganteus* e *E. azurea*. Para a decomposição de *E. najas*, entretanto, o efeito foi oposto;
- vi) O aumento da temperatura elevou a atividade da peroxidase nos detritos das três espécies analisadas. No caso da celulase, a atividade foi elevada nos detritos de *C. giganteus* e *E. najas*, tendo o efeito oposto nos detritos de *E. azurea*;
- vii) A decomposição de *E. najas* foi a que apresentou os maiores valores de $OC_{m\acute{a}x}$ e os menores

$t_{1/2}$ para o consumo dessa quantidade de oxigênio, implicando em um déficit elevado de oxigênio dissolvido para a lagoa em um curto espaço de tempo;

viii) A perda de massa global dos detritos das macrófitas ocorreu mais rapidamente sob condição aeróbia do que anaeróbia.

ix) As hipóteses i, iii e iv foram inteiramente aceitas, enquanto a hipótese ii foi parcialmente aceita, dependendo do processo e/ou atividade enzimática.

8 REFERÊNCIAS

- ABELHO, M. From litterfall to breakdown in streams: a review. **Sci. World**, v. 1, n. 1, p. 656-680, 2001.
- ABELHO, M.; CRESSA, C.; GRAÇA, M. A. S. Microbial biomass, respiration, and decomposition of *Hura crepitans* L. (Euphorbiaceae) leaves in a tropical stream. **Biotropica**, v. 37, n. 3, p. 397-402, 2005.
- ALBARIÑO, R. J.; BALSEIRO, E. G. Leaf litter breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. **Aquat. Conserv.**, v. 12, n. 2, p. 181-192, 2002.
- ALLAN, D. J. **Stream ecology: structure and function of running waters**. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1995. 388 p.
- ALLEN, S. E. et al. **Chemical analysis of ecological materials**. Oxford: Blackwell, 1974. 565 p.
- ALVAREZ, S. et al. Decomposition of *Juncus maritimus* in two shallow lakes of Doñana National Park. **Int. Rev. Hydrobiol.**, v. 86, n. 4-5, p. 541-554, 2001.
- ANTONIO, R. M.; BITAR, A. L.; BIANCHINI JR. Consumo de oxigênio na mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira. **Acta Limnol. Bras.**, v. 11, n. 2, p. 65-78, 1999.
- BALDY, V.; GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. Bacteria, fungi and the breakdown of leaf litter in a large river. **Oikos**, v. 74, p. 93-102, 1995.
- BÄRLOCHER, F. Leaching. In: GRAÇA, M. A. S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O. **Methods to study litter decomposition: a practical guide**. Dordrecht, Springer, 2005. p. 33-36.
- BÄRLOCHER, F.; KENDRICK, B. Leaf-conditioning by microorganism. **Oecologia**, v. 20, p. 359-362, 1975.
- BASTIAN, M. et al. Leaf litter diversity and shredder preferences in an Australian tropical rain-forest stream. **J. Trop. Ecol.**, v. 23, n. 2, p. 219-229, 2007.
- BATTLE, J. M.; MIHUC, T. B. Decomposition dynamics of aquatic macrophytes in the lower Atchafalaya, a large floodplain river. **Hydrobiol.**, v. 418, n. 1, p. 123-136, 2000.

- BENFIELD, E. F. Comparison of litterfall input to streams. In: WEBSTER, J. R.; MEYER, J. L. **Stream Organic Matter Budgets**. J. N. Am. Benthol. Soc., 1997. p. 104-108.
- BENFIELD, E. F. Decomposition of leaf material. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. **Methods in stream ecology**. 2. ed. San Diego: Academic Press, 2007. p. 711-720.
- BEST, E. P. H. et al. Studies on decomposition of *Ceratophyllum demersum* litter under laboratory and field conditions: losses of dry mass and nutrients, qualitative changes in inorganic compounds and consequences for ambient water and sediments. **Hydrobiol.**, v. 194, n. 2, p. 91-114, 1990.
- BIANCHI, T. S.; FINDLAY, S. Decomposition of Hudson estuary macrophytes: photosynthetic pigment transformations and decay constants. **Estuaries**, v. 14, n. 1, p. 65-73, 1991.
- BIANCHINI JR., I. Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais. In: POMPEO, M. L. M. **Perspectivas da Limnologia no Brasil**. São Luis: Gráfica e Editora União, 1999a. p. 21-43.
- BIANCHINI JR., I. A decomposição da vegetação e o consumo de oxigênio nos reservatórios: implicações ecológicas. In: RAOUL, H. **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: APESP/FUNDBIO, 1999b. p. 627-650.
- BIANCHINI JR., I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, 2003. p. 85-126.
- BIANCHINI JR., I. et al. Consumo de oxigênio das mineralizações de recursos vegetais aquáticos. In: Simpósio de Ecologia do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, 1., 2007, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 2007.
- BIANCHINI JR., I.; CUNHA-SANTINO, M. B. As rotas de liberação do carbono dos detritos de macrófitas aquáticas. **Oecol. Bras.**, v. 12, n. 1, p. 20-29, 2008.
- BIANCHINI JR., I.; CUNHA-SANTINO, M. B.; PANHOTA, R. S. Oxygen uptake from aquatic macrophyte decomposition from Piraju Reservoir (Piraju, SP, Brazil). **Braz. J. Biol.**, v. 71, n. 1, p. 27-35, 2011.
- BIANCHINI JR., I.; CUNHA-SANTINO, M. B.; PERET, A. M. Oxygen demand during mineralization of aquatic macrophytes from an oxbow lake. **Braz. J. Biol.**, v. 68, n. 1, p. 61-67, 2008.
- BIANCHINI JR., I.; PACOBAHYBA, L. D.; CUNHA-SANTINO, M. B. Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. **Acta Limnol. Bras.**, v. 14, n. 3, p. 27-34, 2002.

BIANCHINI JR., I.; PERET, A. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. A mesocosm study of aerobic mineralization of seven aquatic macrophytes. **Aquat. Bot.**, v. 85, n. 2, p. 163-167, 2006.

Biological Library. Disponível em: <<http://www.biolib.cz/en/taxonimage/id110648/?taxonid=3363&type=1>>. Acesso em: 15 abr. 2011.

BITAR A. L. **Contribuição para o estudo dos processos de mineralização em sistemas aquáticos.** São Carlos: UFSCar/DHb, 1995. 46 p. Trabalho de Conclusão de Curso.

BITAR, A. L. **Mineralização e formação de gases na degradação de *Eichhornia azurea* Kunth e *Egeria najas* Planch.** 2003. 119 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

BITAR, A. L.; ANTONIO, R. M.; BIANCHINI JR., I. Degradação anaeróbia de folhas e galhos, cascas e serrapilheira. **Acta Limnol. Bras.**, v. 14, n. 2, p. 17-26, 2002.

BITAR, A. L.; BIANCHINI JR., I. Mineralization assays of some organic resources of aquatic systems. **Braz. J. Biol.**, v. 62, n. 4, p. 557-564, 2002.

BOERJAN, W.; RALPH, J.; BAUCHER, M. Lignin biosynthesis. **Annu. Rev. Plant Biol.**, v. 54, p. 519-546, 2003.

BOWIE, G. L. et al. **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling.** Athens: Government Printing Office, 1985. 318 p.

BRINSON, M. M. Decomposition and nutrient exchange of litter in an alluvial swamp forest. **Ecol.**, v. 58, n. 3, p. 601-609, 1977.

BRUM, P. R. et al. Aspects of the uptake of dissolved oxygen in Cabiúnas and Imboassica lagoons (Macaé, RJ). **Braz. Arch. Biol. Technol.**, v. 42, n. 4, p. 433-440, 1999.

BRUM, P. R.; ESTEVES, F. A. Changes in abundance and biomass of the attached bacterial community throughout the decomposition of three species of aquatic macrophyte. **Oecol. Bras.**, v. 9, p. 77-95, 2001.

CANHOTO, C.; GRAÇA, M. A. S. Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. **Hydrobiol.**, v. 333, n. 2, p. 79-85, 1996.

CARVALHO, P.; THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Effects of temperature on decomposition of a potential nuisance species: the submerged aquatic macrophyte *Egeria najas* Planchon (Hydrocharitaceae). **Braz. J. Biol.**, v. 65, n. 1, p. 51-60, 2005.

- CASTRO, W. A. C. **Decomposição aeróbia e anaeróbia *in vitro* de *Egeria densa* Planch. e *Hydrilla verticillata* (Lf) Royle de reservatórios tropicais.** 2011. 84f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.
- CAVALHEIRO, F. et al. Propostas preliminares referentes ao plano de zoneamento e manejo da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antonio, SP. **Acta Limnol. Bras.**, v. 3, n. 2, p. 951-968, 1990.
- CHAPRA, S. C.; RECKHOW, K. H. **Engineering approaches for lake management.** v. 2: mechanistic modeling. Boston: Butterworths Publishers, 1983. 492 p.
- CHIDTHAISONG, A.; ROSENSTOCK, B.; CONRAD, R. Measurement of monosaccharides and conversion of glucose to acetate in anoxic rice field soil. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 65, n. 6, p. 2359-2355, 1999.
- COBO, F. Maintenance of shredders in the laboratory. In: GRAÇA, M. A. S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O. **Methods to study litter decomposition: a practical guide.** Dordrecht, Springer, 2005. p. 291-295.
- COOK, C. D. K.; URMI-KÖNIG, K. A revision of the genus *Egeria* (Hydrocharitaceae). **Aquat. Bot.**, v. 19, n. 1-2, p. 73-96, 1984.
- CRAMPTON, E. W.; MAYNARD, L. A. The relation of cellulose and lignin content and nutritive value of animals feeds. **J. Nutr.**, v. 15, n. 4, p. 383-395, 1938.
- CUNHA-SANTINO, M. B. **Atividade enzimática, cinética e modelagem matemática da decomposição de *Utricularia breviscapa* da lagos do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antonio, SP).** 2003. 140f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.
- CUNHA, M. B.; BIANCHINI JR., I. Estequiometria da decomposição aeróbia de galhos, cascas, serapilheira e folhas. In: ESPÍNDOLA, E. L. G. et al. **Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado.** São Carlos: Rima, 2002. p. 43-56.
- CUNHA, M. B.; BIANCHINI JR., I. Mineralização aeróbia de *Cabomba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*. **Acta Limnol. Bras.**, v. 10, n. 1, p. 81-91, 1998.
- CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Carbon cycling potential from *Utricularia breviscapa* decomposition in a tropical oxbow lake (São Paulo, Brazil). **Ecol. Model.**, v. 218, n. 3-4, p. 375-382, 2008.
- CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Variação temporal da relação estequiométrica O/C na decomposição aeróbia de *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth. In: **Resumos do II workshop de macrófitas aquáticas.** Campo Grande: UFMS, 2003.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Cellulase activities during decomposition of a submerged aquatic macrophyte (*Utricularia breviscapa*): a microcosm assay. **Braz. J. Microbiol.**, v. 38, p. 230-236, 2007.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Decomposição aeróbia e anaeróbia de *Salvinia auriculata* da lagoa do Infernã. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. **Estudos Integrados em Ecossistemas** – Estação Ecológica de Jataí. v. 2. São Carlos: RiMa, 2000. p. 631-643.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Humic substances mineralization: the variation of pH, electrical conductivity and optical density. **Acta Limnol. Bras.**, v. 16, n. 1, p. 63-75, 2004.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Modelos matemáticos aplicados aos estudos de decomposição de macrófitas aquáticas. **Oecol. Bras.**, v. 10, n. 2, p. 154-164, 2006a.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Q₁₀ of heterotrophic activity during aerobic decomposition of *Utricularia breviscapa* and its effect on carbon cycling in a tropical lagoon. **Braz. J. Biol.**, v. 70, n. 2, p. 317-324, 2010.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. The aerobic and anaerobic decomposition of *Typha domingensis* Pers. **Acta Limnol. Bras.**, v. 18, n. 3, p. 321-334, 2006b.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I.; OKAWA, M. H. The fate of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth. detritus within a tropical reservoir. **Acta Limnol. Bras.**, v. 22, n. 2, p. 109-121, 2010.

CUNHA-SANTINO, M. B.; PACOBAHYBA, L. D.; BIANCHINI JR., I. Decomposition of aquatic macrophytes from Cantá stream (Roraima, Brazil): kinetics approach. **Acta Limnol. Bras.**, v. 22, n. 2, p. 237-246, 2010.

CUNHA-SANTINO, M. B.; PACOBAHYBA, L. D.; BIANCHINI JR., I. O/C Stoichiometry from mineralization of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. **Acta Limnol. Bras.**, v. 16, n. 4, p. 351-357, 2004.

CUNHA-SANTINO, M. B.; SCIESSERE, L.; BIANCHINI JR., I. As atividades das enzimas na decomposição da matéria orgânica particulada em ambientes aquáticos continentais. **Oecol. Bras.**, v. 12, n. 1, p. 30-41, 2008.

CUSHING, C. E.; ALLAN, J. D. **Streams**: their ecology and life. San Diego: Academic Press, 2001. 366p.

DANGLES, O. et al. Impacts of stream acidification on litter breakdown: implications for assessing ecosystem functioning. **J. Appl. Ecol.**, v. 41, n. 2, p. 365-378, 2004.

- DANGLES, O.; CHAUVET, E. Effects of stream acidification on fungal biomass in decaying beech leaves and leaf palatability. **Water Res.**, v. 37, n. 3, p. 533-538, 2003.
- DANGLES, O.; GUÉROLD, F. A comparative study of beech leaf breakdown, energetic content, and associated fauna in acidic and non-acidic streams. **Arch. Hydrobiol.**, v. 144, n. 1, p. 25-39, 1998.
- DANGLES, O.; GUÉROLD, F. Linking shredders and leaf litter processing: insights from an acidic stream study. **Int. Rev. Hydrobiol.**, v. 86, n. 4-5, p. 395-406, 2001.
- DARNEL, R. M. Organic detritus in relation to the estuarine ecosystem. In: LAUFF, G. **Estuaries**. Washington: American Association for the Advancement of Science, 1967. v. 83, p. 376-382.
- DAVIS III, S. E. et al. Temporally dependent C, N, and P dynamics associated with the decay of *Rhizophora mangle* L. leaf litter in oligotrophic mangrove wetlands of the Southern Everglades. **Aquat. Bot.**, v. 75, n. 3, p. 199-215, 2003.
- DAVIS III, S. E.; CHILDERS, D. L. Importance of water source in controlling leaf leaching losses in a dwarf red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) wetland. **Estuar. Coast. Shelf Sci.**, v. 71, n. 1-2, p. 194-201, 2007.
- DAVIS III, S. E.; CHILDERS, D. L.; NOE, G. B. The contribution of leaching to the rapid release of nutrients and carbon in the early decay of wetland vegetation. **Hydrobiol.**, v. 569, n. 1, p. 87-97, 2006.
- ELOSEGI, A.; POZO, J. Litter Input. In: GRAÇA, M. A. S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O. **Methods to study litter decomposition: a practical guide**. Dordrecht, Springer, 2005. p. 3-11.
- ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.
- ESTEVEES, F. A.; BARBIERI, R. Dry weight and chemical changes during decomposition of tropical macrophytes in Lobo reservoir - São Paulo, Brazil. **Aquat. Bot.**, v. 16, n. 3, p. 285-295, 1983.
- FALLON, R. D.; PFAENDER, F. K. Carbon metabolism in model microbial systems from a temperate salt marsh. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 31, n. 6, p. 959-968, 1976.
- FARIA, B. M.; ESTEVEES, F. A. Dissolved organic carbon in two Brazilian coastal lagoons: sources and utilization for heterotrophic bacteria. **Oecol. Bras.**, v. 9, p. 57-64, 2001.
- FARJALLA, V. F.; MARINHO, C. C.; ESTEVEES, F. A. Uptake of oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. **Acta Limnol. Bras.**, v. 11, n. 2, p. 185-193, 1999.

- FERREIRA, V.; CHAUVET, E. Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi. **Glob. Chang. Biol.**, v. 17, n. 1, p. 551-564, 2011.
- FINDLAY, S. E. G. et al. Bacterial growth on macrophyte leachate and fate of bacterial production. **Limnol. Oceanogr.**, v. 31, n. 6, p. 1335-1341, 1986.
- FRANCE, R. et al. Leaching and early mass loss of boreal leaves and wood in oligotrophic water. **Hydrobiol.**, v. 345, n. 2-3, p. 209-214, 1997.
- GESSNER, M. O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A perspective on leaf litter breakdown in streams. **Oikos**, v. 85, n. 2, p. 377-384, 1999.
- GESSNER, M. O.; SCHWOEBEL, J. Leaching kinetics of fresh leaf-litter with implications for the current concept of leaf-processing in streams. **Arch. Hydrobiol.**, v. 115, n. 1, p. 81-90, 1989.
- GHOSE, T. K. Measurement of cellulose activities. **Pure Appl. Chem.**, v. 59, n. 2, p. 257-268, 1987.
- GIMENES, K. Z.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 4, p. 1075-1112, 2010.
- GONÇALVES JR., J. F. et al. Leaf breakdown in a tropical stream. **Int. Rev. Hydrobiol.**, v. 91, n. 2, p.164-177, 2006.
- GONÇALVES JR., J. F.; FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, v. 49, n. 6, p. 967-973, 2006.
- GONÇALVES JR., J. F.; GRAÇA, M. A. S.; CALLISTO, M. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 25, n. 2, p. 344-355, 2006.
- GRAÇA, M. A. S. et al. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. **Freshw. Biol.**, v. 46, n. 7, p. 947-957, 2001.
- GRAÇA, M. A. S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams - a review. **Int. Rev. Hydrobiol.**, v. 86, n. 4-5, p. 383-393, 2001.
- GRAÇA, M. A. S.; CANHOTO, C. Leaf litter processing in low order streams. **Limnetica**, v. 25, n. 1-2, p. 1-10, 2006.
- GRELLIER, S. et al. Influence of temperature on the electrical conductivity of leachate from municipal solid waste. **J. Hazard. Mater.**, v. 137, n. 1, p. 612-617, 2006.

- GULIS, V.; SUBERKROPP, K. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. **Freshw. Biol.**, v. 48, p. 123-134, 2003.
- GUPTA, M. K.; SHRIVASTAVA, P.; SINGHAL, P. K. Decomposition of young water hyacinth leaves in lake water. **Hydrobiol.**, v. 335, n. 1, p. 33-41, 1996.
- HACKETT, W. F. et al. Microbial decomposition of synthetic C-labeled lignins in nature: lignin biodegradation in a variety of natural materials. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 33, n. 1. p. 43-51, 1977.
- HAUER, F. R.; HILL, W. R. Temperature, light, and oxygen. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. **Methods in stream ecology**. 2. ed. San Diego: Academic Press, 2007. p. 103-117.
- HIEBER, M.; GESSNER, M. O. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. **Ecol.**, v. 83, n. 4, p. 1026-1038, 2002.
- HOEHNE, F. C. **Plantas Aquáticas**. São Paulo: Instituto de Botânica de São Paulo, 1979. 168 p.
- JENKINSON, D. S. Studies on the decomposition of plant material in soil. V. The effect of plant cover and soil type on the loss of carbon from ¹⁴C-labelled ryegrass. **Europ. J. Soil Sci.**, v. 19, p. 25-39, 1977.
- JOLY, A. B. **Botânica**: introdução à taxonomia vegetal. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 1977. 775 p.
- Karlheins Knock Botanik-Fotos. Sumpf- und Wasserpflanzen.** Disponível em: <<http://picasaweb.google.com/BotanikFotos/SumpfUndWasserpflanzen#5320574301981164818>>. Acesso em: 15 abr. 2011.
- KIRK, T. K. Effects of microorganisms on lignin. **Annu. Rev. Phytopathol.**, v. 9, p. 185-210, 1971.
- KIRK, T. K.; FARRELL, L. R. Enzymatic “combustion”: the microbial degradation of lignin. **Annu. Rev. Microbiol.**, v. 41, p. 465-501, 1987.
- KRISTENSEN, E.; AHMED, S. I.; DEVOL, A. H. Aerobic and anaerobic decomposition of organic matter in marine sediment: which is fastest? **Limnol. Oceanogr.**, v. 40, n. 8, p. 1430-1437, 1995.
- KUEHN, K. A.; SUBERKROPP, K. Decomposition of standing litter of the freshwater emergent macrophyte *Juncus effusus*. **Freshw. Biol.**, v. 40, n. 4, p. 717-727, 1998.

- LAMBERTI, G. A.; GREGORY, S. V. CPOM transport, retention, and measurement. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. **Methods in stream ecology**. 2. ed. San Diego: Academic Press, 2007. p. 273-289.
- LAN, N. K.; ASAEDA, T.; MANATUNGE, J. Decomposition of aboveground and belowground organs of wild rice (*Zizania tifolia*): mass loss and nutrient changes. **Aquat. Ecol.**, v. 40, n. 1, p. 13-21, 2006.
- LAPA/UFSCar. **Análise e Planejamento Ambiental da Estação Ecológica de Jataí**. Disponível em: <http://www.lapa.ufscar.br/portugues/ee_jatai.htm>. Acesso em: 13 abr. 2011.
- LEROY, C. J.; MARKS, J. C. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. **Freshw. Biol.**, v. 51, n. 4, p. 605-617, 2006.
- LESZKIEWICZ, C. G.; KINNER, N. E. The effect of temperature and oxygen concentration on lignin biodegradation. **Environ. Technol. Lett.**, v. 9, p. 359-346, 1988.
- LIANG, C.; DAS, K. C.; MCCLENDON, R. W. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blends. **Biores. Technol.**, v. 86, p. 131-137, 2003.
- LILLEBRAND, A. I. et al. The effect of macrofauna, meiofauna and microfauna on the degradation of *Spartina maritima* detritus from a salt marsh area. **Acta Oecol.**, v. 20, n. 4, p. 249-258, 1999.
- LÖHR, A. J. et al. Leaf decomposition in an extremely acidic river of volcanic origin in Indonesia. **Hydrobiol.**, v. 560, p. 51-61, 2006.
- LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 3. ed. Nova Odessa: Plantarum, 2000. 640 p.
- LOUSIER, J. D.; PARKINSON, D. Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. **Can. J. Bot.**, v. 54, n. 5-6, p. 419-436, 1976.
- LUSH, D. L.; HYNES, H. B. N. The formation of particles in freshwater leachates of dead leaves. **Limnol. Oceanogr.**, v. 18, n. 6, p. 968-977, 1973.
- LYNCH, J. M.; HOBBIIE, J. E. **Micro-organisms in action**: concepts and applications in microbial ecology. 2. ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1988. 363 p.
- LYND, L. R. et al. Microbial cellulose utilization: fundamentals and biotechnology. **Microbiol. Mol. Biol. Rev.**, v. 66, n. 3, p. 506-577, 2002.
- MAGALHÃES, P. O.; MILAGRES, A. M. F. Importância das celulases produzidas por basidiomicetos causadores de podridão branca na biodegradação de lignocelulósicos. **Microbiol. Foco**, v. 4, p. 04-12, 2008.

- MAIE, M. et al. Quantitative and qualitative aspects of dissolved organic carbon leached from senescent plants in an oligotrophic wetland. **Biogeochemistry**, v. 78, n. 3, p. 285-314, 2006.
- MANDELS, M.; ANDREOTTI, R.; ROCHE, C. Measurement of saccharifying cellulose. **Biotechnol. Bioeng. Symp.**, v. 6, p. 21-33, 1976.
- MANSFIELD, S. D. Extracellular fungal hydrolytic enzyme activity. In: GRAÇA, M. A. S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O. **Methods to study litter decomposition: a practical guide**. Dordrecht, Springer, 2005. p. 239-248.
- MASON, C. F. **Decomposição**. São Paulo: Editora Pedagógica e Universitária, 1980. 63 p.
- MATHOOKO, J. M.; M'ERIMBA, C. M.; LEICHTFRIED, M. Decomposition of leaf litter of *Dombeya goetzenii* in the Njoro River, Kenya. **Hydrobiol.**, v. 418, n. 1-3, p. 147-152, 2000.
- MENÉNDEZ, M. et al. Comparison of Leaf Decomposition in Two Mediterranean Rivers: a Large Eutrophic River and an Oligotrophic Stream (S Catalonia, NE Spain). **Int. Rev. Hydrobiol.**, v. 86, n. 4-5, p. 475-486, 2001.
- MILLE-LINDBLÖM, C.; FISCHER, H.; TRANVIK, L. J. Litter-associated bacteria and fungi - a comparison of biomass and communities across lakes and plant species. **Freshw. Biol.**, v. 51, n. 4, p. 730-741, 2006.
- MOORE, J. C. et al. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. **Ecol. Lett.**, v. 7, p. 584-600, 2004.
- MOORE, JR., P. A.; REDDY, K. R.; GRAETZ, D. A. Nutrient transformations in sediments influenced by oxygen supply. **J. Environ. Qual.**, v. 21, n. 3, p. 387-393, 1992.
- MOORHEAD, D. L. et al. Decomposition processes: modeling approaches and applications. **Sci. Total Environ.**, v. 183, n. 1-2, p. 137-149, 1996.
- MORETTI, M. S. et al. Leaf abundance and phenolic concentrations codetermine the selection of case-building materials by *Phylloicus* sp. (Trichoptera, Calamoceratidae). **Hydrobiol.**, v. 630, n. 1, p. 199-206, 2009.
- MUN, H. T.; NAMGUNG, J.; KIM, J. H. Decay rate and changes of nutrients during the decomposition of *Zizania latifolia*. **Korean J. Ecol.**, v. 24, n. 2, p. 81-85, 2001.
- MUN, H. T.; NAMGUNG, J.; KIM, J. H. Mass loss and changes of nutrients during decomposition of *Phragmites communis* at the fringe of stream. **Korean J. Ecol.**, v. 23, n. 2, p. 157-161, 2000.

- NEIFF, A. P.; ZOZAYA, Y. B. Colonización por invertebrados de macrófitos emergentes durante su descomposición en el río Paraná. **Rev. Hydrobiol. Trop.**, v. 24, n. 3, p. 209-216, 1991.
- NUNES, M. F. **Atividades das enzimas celulase e xilanase durante a decomposição anaeróbia de macrófitas aquáticas.** 2010. 91f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2010.
- NYKVIST, N. Leaching and decomposition of water-soluble organic substances from different types of leaf and needle litter. **Stud. For. Suec.**, v. 3, p. 1-29, 1963.
- ODIER, E.; MONTIES, B. Absence of microbial mineralization of lignin in anaerobic enrichment cultures. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 46, n. 3. p. 661-665, 1983.
- OSBORNE, T. Z.; INGLETT, P. W.; REDDY, K. R. The use of senescent plant biomass to investigate relationships between potential particulate and dissolved organic matter in a wetland ecosystem. **Aquat. Bot.**, v. 86, p. 53-61, 2007.
- OTSUKI, A.; WETZEL, R. G. Release of dissolved organic matter by autolysis of a submerged macrophyte, *Scirpus subterminalis*. **Limnol. Oceanogr.**, v. 19, p. 842-845, 1974.
- PACOBAYHA, L. D. **Decomposição de *Staurastrum iversenii* Nygaard var. *americanum*: efeitos da qualidade do recurso, da disponibilidade de oxigênio e da temperatura.** 2002. 183f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.
- PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M. Influence of the decomposition of *Eichhornia azurea* on selected abiotic limnological variables of different environments of the floodplain of the high Paraná River. **Acta Limnol. Bras.**, v. 11, n. 2, p. 157-171, 1999.
- PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M. Loss of weight and concentration of carbon, nitrogen, and phosphorus during decomposition of *Eichhornia azurea* in the floodplain of the upper Paraná river, Brazil. **Rev. Bras. Biol.**, v. 58, n. 4, p. 603-608, 1998.
- PARK, S.; CHO K. H. Nutrient leaching from leaf litter of emergent macrophyte (*Zizania latifolia*) and the effects of water temperature on the leaching process. **Korean J. Biol. Sci.**, v. 7, n. 4, p. 289-294, 2003.
- PASCOAL, C. et al. Role of fungi, bacteria, and invertebrates in leaf litter breakdown in a polluted river. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 24, n. 4, p. 784-797, 2005.
- PASCOAL, C.; CÁSSIO, F. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 70, n. 9, p. 5266-5273, 2004.

- PASCOAL, C.; CÁSSIO, F.; GOMES P. Leaf breakdown rates: a measure of water quality? **Int. Rev. Hydrobiol.**, v. 86, n. 4-5, p. 407-416, 2001.
- PERET, A. M.; BIANCHINI JR., I. Stoichiometry of aerobic mineralization (O/C) of aquatic macrophytes leachate from a tropical lagoon (São Paulo - Brazil). **Hydrobiol.**, v. 528, n. 1-3, p. 167-178, 2004.
- PÉREZ, J. et al. Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. **Int. Microbiol.**, v. 5, n. 2, p. 53-63, 2002.
- PETERSEN, R. C.; CUMMINS, K. W. Leaf processing in a woodland stream. **Freshw. Biol.**, v. 4, p. 343-368, 1974.
- PETRACCO, P. **Efeito das variáveis abióticas na produção primária de *Egeria najas* e *Utricularia breviscapa* da lagoa do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP).** 2006. 145 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.
- PIONTEK, J. et al. Effects of rising temperature on the formation and microbial degradation of marine diatom aggregates. **Aquat. Microb. Ecol.**, v. 54, n. 3, p. 305-318, 2009.
- PIRES, A. M. Z. C. R.; SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R.. Caracterização e diagnóstico ambiental de uma unidade da paisagem. Estudo de caso: Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio. In: SANTOS, J. E. E PIRES, J. S. R.. **Estudos integrados em ecossistemas - Estação Ecológica de Jataí.** v.I. São Carlos: Rima, 2000. p. 1-26.
- POLUNIN, N. V. C. The decomposition of emergent macrophyte in freshwater. **Adv. Ecol. Res.**, v. 14, p. 115-166, 1984.
- POPE, R. J.; GORDON, A. M.; KAUSHIK, N. K. Leaf litter colonization by invertebrates in the littoral zone of a small oligotrophic lake. **Hydrobiol.**, v. 392, n. 2, p. 99-112, 1999.
- POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal.** Brasília: Embrapa, 2000. 404 p.
- PRESS, W. H. et al. **Numerical Recipes in C: the art of scientific computing.** New York: Cambridge University Press, 1993. 994 p.
- REDDY, K. R.; DELAUNE, R. D. **Biogeochemistry of wetlands: science and applications.** Boca Raton: CRC Press, 2008. 800 p.
- RHEINHEIMER, G. **Aquatic Microbiology.** New York: John Wiley & Sons, 1976. 184 p.
- ROLAND, F.; ESTEVES, F. A.; SANTOS, J. E. Decomposição da macrófita aquática *Eichhornia azurea* (Kunth), com ênfase na colonização por bactérias epifíticas. **Acta Limnol. Bras.**, v. 3, n. 2, p. 653-673, 1990.

ROYER, T. V.; MINSHALL, G. W. Rapid breakdown of allochthonous and autochthonous plant material in a eutrophic river. **Hydrobiol.**, v. 344, n. 1-3, p. 81-86, 1997.

SALA, M. M.; GÜDE, H. Role of protozoans on the microbial ectoenzymatic activity during the degradation of macrophytes. **Aquat. Microb. Ecol.**, v. 20, p. 75-82, 1999.

SANTOS, J. E.; MOZETO, A. A. **Programa de análise de ecossistemas e monitoramento ambiental:** Estação Ecológica do Jataí (Luiz Antonio, SP). Ecologia de áreas alagáveis da planície de inundação do rio Mogi-Guaçu. Projeto Jataí. São Carlos: PPG-ERN/UFSCar, 1992. 59 p.

SCHLICKEISEN, E. et al. Detritus processing and microbial dynamics of an aquatic macrophyte and terrestrial leaf in a thermally constant, spring-fed stream. **Microb. Ecol.**, v. 45, n. 4, p. 411-418, 2003.

SCHOENLEIN-CRUSIUS, I. H.; GRANDI, R. A. P. The diversity of aquatic Hyphomycetes in South America. **Braz. J. Microbiol.**, v. 34, n. 3, p. 183-193, 2003.

SCHWARZ, W. H., The cellulosome and cellulose degradation by anaerobic bacteria. **Appl. Microbiol. Biotechnol.**, v. 56, n. 5-6, p. 634-649, 2001.

SCIESSERE, L. **Ação das enzimas extracelulares na dinâmica da decomposição de macrófitas aquáticas.** 2011. 90f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

SCIESSERE, L. **Demanda de oxigênio da mineralização de detritos refratários de macrófitas aquáticas.** 2007. 84f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.

SHIAH, F. K.; DUCKLOW, H. W. Temperature regulation of heterotrophic bacterioplankton abundance, production, and specific growth rate in Chesapeake Bay. **Limnol. Oceanogr.**, v. 39, n. 6, p. 1243-1258, 1994.

SHILLA, D. et al. Decomposition of dominant submerged macrophytes: implications for nutrient release in Myall Lake, NSW, Australia. **Wetlands Ecol. Manag.**, v. 14, n. 5, p. 427-433, 2006.

SIEFERT, J.; MUTZ, M. Processing of leaf litter in acid waters of the post-mining landscape in Lusatia, Germany. **Ecol. Eng.**, v. 17, n. 2-3, p. 297-306, 2001.

SINGHAL, P. K.; GAUR, S.; TALEGAONKAR, L. Relative contribution of different decay processes to the decomposition of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. **Aquat. Bot.**, v. 42, n. 3, p. 265-272, 1992.

SOMOGYI, M. Notes on sugar determination. **J. Biol. Chem.**, v. 195, p. 19-23, 1952.

- STEINBERG, C. E. W. **Ecology of humic substances in freshwaters**. Berlin: Springer, 2003. 440 p.
- STRIPARI, N. de L.; HENRY, R. The invertebrate colonization during decomposition of *Eichhornia azurea* Kunth in a lateral lake in the mouth zone of Paranapanema river into Jurumirim reservoir (São Paulo, Brazil). **Braz. J. Biol.**, v. 62, n. 2, p. 293-310, 2002.
- SUBERKROPP, K. Fungal growth, production, and sporulation during leaf decomposition in two streams. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 67, n. 11, p. 5063-5068, 2001.
- SUBERKROPP, K. Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: influences of water chemistry. **Ecol.**, v. 76, n. 5, p. 1433-1445, 1995.
- TABASSUM, R.; RAJOKA, M. I. Methanogenesis of carbohydrates and their fermentation products by syntrophic methane producing bacteria isolated from freshwater sediments. **Bioresour. Technol.**, v. 72, p. 199-205, 2000.
- TANAKA, Y. Activities and properties of cellulase and xylanase associated with *Phragmites* leaf litter in a seawater lake. **Hydrobiol.**, v. 262, n. 2, p. 65-75, 1993.
- TARTAGLIA, D. **O efeito da temperatura na degradação anaeróbia de *Eichhornia azurea***. São Carlos: UFSCar/DHb, 2001. 40 p. Trabalho de Conclusão de Curso.
- TAVECHIO, W. L. G.; THOMAZ, S. M. Effects of Light on the Growth and Photosynthesis of *Egeria najas* Planchon. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, v. 46, n. 2, p. 203-209, 2003.
- TITUS, J. E.; PAGANO, A. M. Decomposition of litter from submersed macrophytes: the indirect effects of high [CO₂]. **Freshw. Biol.**, v. 47, n. 8, p. 1367-1375, 2002.
- TOMME, P.; WARREN, R. A. J.; GILKES, N. R. Cellulose hydrolysis by bacteria and fungi. In: POOLE, R. K. **Advances in Microbial Physiology**. London: Academic Press, 1995. v. 37, p. 2-81.
- TREVISAN, A.; HEPP, L. U. Dinâmica de componentes químicos vegetais e fauna associada ao processo de decomposição de espécies arbóreas em um riacho do norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Neotrop. Biol. Conserv.**, v. 2, n. 1, p. 55-60, 2007.
- VAN SOEST, P. J. **The nutritional ecology of the ruminant**. 2. ed. Ithaca: Cornell University Press, 1994. 476 p.
- VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.
- VILLAR, C. A. et al. Litter decomposition of emergent macrophytes in a floodplain marsh of the Lower Paraná River. **Aquat. Bot.**, v. 70, n. 2, p. 105-116, 2001.

- VILLELA, G. G.; TASTALDI, H. **Técnicas e experimentos de bioquímica**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A., 1973. 552 p.
- WEBSTER, J. R. et al. Do leaf breakdown rates actually measure leaf disappearance from streams? **Int. Rev. Hydrobiol.**, v. 86, n. 4-5, p. 417-427, 2001.
- WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 17, p. 567-94, 1986.
- WETZEL, R. G. Death, detritus and energy flow in aquatic ecosystems. **Freshw. Biol.**, v. 33, n. 1, p. 83-89, 1995.
- WETZEL, R. G. **Limnology**: lake and river ecosystems. San Diego: Academic Press, 2001. 1006 p.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological Analyses**. New York: Springer-Verlag, 1991. 391 p.
- WEYERS, H. S.; SUBERKROPP, K. Fungal and bacterial production during the breakdown of yellow poplar leaves in two streams. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 15, n. 4, p. 408-420, 1996.
- WRIGHT, M. S.; COVICH, A. P. The effect of macroinvertebrate exclusion on leaf breakdown rates in a tropical headwater stream. **Biotropica**, v. 37, n. 3, p. 403-408, 2005.
- WRUBLESKI, D. A. et al. Decomposition of emergent macrophyte roots and rhizomes in a northern prairie marsh. **Aquat. Bot.**, v. 58, n. 2, p. 121-134, 1997.

ANEXOS

ANEXO A - Valores das variações temporais do pH do meio durante a decomposição anaeróbiade *C. giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

Dia amostral	17,4°C			27,8°C		
	<i>C. giganteus</i>	<i>E. azurea</i>	<i>E. najas</i>	<i>C. giganteus</i>	<i>E. azurea</i>	<i>E. najas</i>
0	5,54	5,96	5,84	5,54	5,96	5,84
1	6,16	5,31	6,15	4,76	4,71	5,60
3	5,02	4,88	5,85	4,98	4,43	5,44
5	5,07	4,89	5,67	4,61	4,58	4,87
10	5,15	5,27	6,19	4,57	4,80	4,90
15	5,05	4,84	5,20	4,60	4,42	4,71
20	4,94	5,01	5,52	4,67	4,60	5,00
35	4,14	4,44	4,75	4,11	4,48	4,45
50	4,86	4,62	5,25	4,71	4,57	5,00
65	4,74	4,42	4,93	4,83	4,62	4,66

ANEXO B - Valores das variações temporais da condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) do meio durante a decomposição anaeróbia de *C. giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas. E = erro.

Dia amostral	17,4°C						27,8°C					
	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E
0	15,76	0	19,57	0,69	18,21	0,09	15,76	0	19,57	0,69	18,21	0,09
1	551	25	968	23	1458	72	672	88	1006	18	1532	53
3	572	39	1065	75	1595	91	686	35	1046	47	1755	51
5	718	41	1004	71	1592	119	753	80	1033	21	1887	151
10	767	69	996	101	1719	42	680	81	1052	49	2147	87
15	621	39	1039	42	1888	124	602	56	971	60	2233	142
20	600	16	929	115	1829	224	747	42	950	79	2067	35
35	764	149	958	36	2433	124	777	35	989	20	2387	137
50	691	47	1079	14	2350	53	742	123	1058	63	2313	265
65	702	100	1054	4	2477	35	688	46	1097	41	2650	113

ANEXO C - Valores das variações temporais do grau de humificação (E4/E6) do meio durante a decomposição anaeróbia de *C. giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas. E = erro.

Dia amostral	17,4°C						27,8°C					
	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E
0	1,50	0,00	3,67	2,08	4,75	1,52	1,50	0,00	3,67	2,08	4,75	1,52
1	2,02	0,23	2,08	0,37	2,11	0,06	2,26	0,28	2,16	0,16	2,10	0,13
3	2,29	0,13	2,40	0,04	2,20	0,13	2,03	0,32	1,66	0,10	2,46	0,19
5	2,05	0,05	1,96	0,29	2,63	0,08	1,74	0,11	1,55	0,10	2,50	0,20
10	1,95	0,60	1,93	0,41	2,79	0,43	1,62	0,14	1,45	0,14	2,66	0,22
15	2,02	0,24	1,29	0,27	3,32	0,72	2,28	0,19	1,19	0,07	2,80	0,15
20	2,31	0,10	1,64	0,17	3,62	0,23	2,06	0,62	1,21	0,11	2,86	0,01
35	2,29	0,62	2,75	2,70	3,09	0,31	3,28	0,33	1,23	0,04	2,88	0,03
50	1,84	0,40	1,15	0,13	3,01	0,06	1,57	0,11	1,32	0,25	3,31	0,86
65	1,77	0,08	2,03	1,30	3,20	0,36	1,77	0,17	1,32	0,16	2,66	0,02

ANEXO D - Variações temporais dos teores de carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono mineralizado (CM) durante a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus* em duas temperaturas distintas. E = erro.

Dia amostral	17,4°C						27,8°C					
	COP (%)	E	COD (%)	E	CM (%)	E	COP (%)	E	COD (%)	E	CM (%)	E
0	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1	95,54	2,24	1,96	0,49	2,51	1,80	96,36	3,78	1,69	0,35	3,89	3,43
3	94,06	0,00	1,28	0,19	4,66	0,19	97,26	1,85	1,83	0,24	3,22	2,02
5	93,78	0,68	1,56	0,05	4,67	0,63	93,96	1,00	1,93	0,12	4,11	0,93
10	93,76	1,53	1,77	0,52	4,47	1,12	94,97	1,29	1,93	0,53	3,10	0,82
15	93,31	0,64	1,63	0,12	5,06	0,55	93,51	1,90	1,86	0,10	4,63	1,80
20	94,03	1,05	1,84	0,39	4,13	0,67	92,55	1,45	2,23	0,71	5,22	1,28
35	91,94	1,75	2,20	0,41	5,86	1,37	89,59	0,65	3,43	0,04	6,99	0,62
50	91,73	1,80	4,18	0,83	4,09	1,00	90,43	1,82	5,16	0,20	4,41	2,01
65	91,90	1,54	5,07	0,80	3,03	0,73	90,48	1,41	3,89	1,13	5,63	2,51

ANEXO E - Variações temporais dos teores de carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono mineralizado (CM) durante a decomposição anaeróbia de *Eichhornia azurea* em duas temperaturas distintas. E = erro.

Dia amostral	17,4°C						27,8°C					
	COP (%)	E	COD (%)	E	CM (%)	E	COP (%)	E	COD (%)	E	CM (%)	E
0	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1	83,91	0,63	9,54	1,48	6,55	2,08	78,07	2,09	13,35	0,29	8,58	2,11
3	78,45	4,23	14,07	3,06	7,49	1,23	77,88	2,72	12,51	1,62	9,60	1,12
5	80,60	2,72	11,34	2,09	8,06	1,00	81,24	1,78	10,72	0,10	8,03	1,69
10	78,46	1,30	11,11	0,03	10,43	1,27	76,88	2,92	12,58	1,87	10,54	1,07
15	78,27	3,11	10,26	2,32	11,47	0,83	77,33	1,22	11,39	0,93	11,28	2,14
20	75,99	3,39	9,23	2,34	14,78	1,16	75,83	1,54	10,16	0,87	14,01	1,46
35	76,69	2,85	9,23	0,94	14,07	1,91	75,80	0,68	10,72	1,02	13,48	0,74
50	76,27	3,08	12,33	1,00	11,39	2,10	75,45	1,78	10,29	2,77	14,26	1,81
65	76,82	1,35	7,84	1,10	15,34	1,22	75,18	1,39	10,56	1,06	14,26	1,02

ANEXO F - Variações temporais dos teores de carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono mineralizado (CM) durante a decomposição anaeróbia de *Egeria najas* em duas temperaturas distintas. E = erro.

Dia amostral	17,4°C						27,8°C					
	COP (%)	E	COD (%)	E	CM (%)	E	COP (%)	E	COD (%)	E	CM (%)	E
0	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1	94,49	1,08	1,45	0,00	4,06	1,08	92,15	1,87	4,51	0,00	3,34	1,87
3	88,72	0,78	4,16	0,00	7,12	0,78	76,37	0,85	14,54	0,68	9,09	1,49
5	88,11	0,19	10,43	0,61	1,46	0,63	66,54	0,95	19,84	1,19	13,61	0,71
10	78,41	0,77	12,28	0,61	9,30	0,88	51,69	1,68	21,66	1,61	26,65	2,80
15	67,55	3,74	15,46	2,92	16,99	5,84	44,03	0,48	30,83	2,52	25,14	2,99
20	66,14	2,93	18,28	1,59	15,58	1,35	41,90	1,07	33,40	0,98	24,70	1,17
35	58,38	2,33	24,88	1,77	16,74	3,56	35,66	4,97	37,03	4,67	27,32	8,46
50	52,01	4,64	28,07	0,62	19,93	5,01	37,22	3,67	31,70	12,31	31,08	15,92
65	48,77	6,23	27,04	3,07	24,19	8,98	35,18	1,20	33,96	1,30	30,87	0,60

ANEXO G - Variações temporais da mineralização do carbono durante a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus* em duas temperaturas distintas, em que: CM_1 = carbono mineralizado através da rota 1 (oxidação direta); CM_2 = carbono mineralizado através da rota 2 (oxidação dos solubilizados) e CM_3 = carbono mineralizado através da rota 3 (oxidação da fração refratária).

Dia amostral	17,4°C			27,8°C		
	CM_1 (%)	CM_2 (%)	CM_3 (%)	CM_1 (%)	CM_2 (%)	CM_3 (%)
1	93,39	0,00	6,61	100,00	0,00	0,00
3	92,15	0,00	7,85	100,00	0,00	0,00
5	90,81	0,00	9,19	100,00	0,00	0,00
10	87,16	0,00	12,84	100,00	0,00	0,00
15	83,29	0,00	16,71	100,00	0,00	0,00
20	79,46	0,00	20,54	100,00	0,00	0,00
35	69,30	0,00	30,70	100,00	0,00	0,00
50	61,32	0,00	38,68	100,00	0,00	0,00
65	55,01	0,00	44,99	100,00	0,00	0,00

ANEXO H - Variações temporais da mineralização do carbono durante a decomposição anaeróbia de *Eichhornia azurea* em duas temperaturas distintas, em que: CM₁ = carbono mineralizado através da rota 1 (oxidação direta); CM₂ = carbono mineralizado através da rota 2 (oxidação dos solubilizados) e CM₃ = carbono mineralizado através da rota 3 (oxidação da fração refratária).

Dia amostral	17,4°C			27,8°C		
	CM ₁ (%)	CM ₂ (%)	CM ₃ (%)	CM ₁ (%)	CM ₂ (%)	CM ₃ (%)
1	98,94	0,41	0,65	99,05	0,37	0,58
3	97,00	1,52	1,48	97,27	1,40	1,33
5	94,91	2,72	2,38	95,35	2,50	2,15
10	90,00	5,50	4,50	90,84	5,07	4,09
15	85,64	7,95	6,41	86,78	7,37	5,85
20	81,74	10,11	8,15	83,12	9,42	7,47
35	72,17	15,28	12,54	73,99	14,43	11,59
50	64,91	19,05	16,04	66,91	18,17	14,91
65	59,21	21,85	18,94	61,27	21,05	17,68

ANEXO I - Variações temporais da mineralização do carbono durante a decomposição anaeróbia de *Egeria najas* em duas temperaturas distintas, em que: CM_1 = carbono mineralizado através da rota 1 (oxidação direta); CM_2 = carbono mineralizado através da rota 2 (oxidação dos solubilizados) e CM_3 = carbono mineralizado através da rota 3 (oxidação da fração refratária).

Dia amostral	17,4°C			27,8°C		
	CM_1 (%)	CM_2 (%)	CM_3 (%)	CM_1 (%)	CM_2 (%)	CM_3 (%)
1	90,46	0,69	8,85	87,68	10,74	1,58
3	88,95	2,04	9,00	73,54	24,93	1,53
5	87,48	3,37	9,15	64,73	33,72	1,55
10	83,91	6,57	9,52	53,09	45,16	1,74
15	80,52	9,60	9,88	47,84	50,11	2,06
20	77,31	12,45	10,24	45,19	52,37	2,44
35	68,73	20,01	11,25	42,45	53,74	3,81
50	61,60	26,20	12,20	41,57	53,19	5,24
65	55,74	31,19	13,07	40,94	52,44	6,62

ANEXO J - Variações temporais da percentagem de celulose remanescente (Cel_R) e degradada (Cel_D) durante a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

Dia amostral	17,4°C						27,8°C					
	<i>C. giganteus</i>		<i>E. azurea</i>		<i>E. najas</i>		<i>C. giganteus</i>		<i>E. azurea</i>		<i>E. najas</i>	
	Cel _R	Cel _D	Cel _R	Cel _D	Cel _R	Cel _D	Cel _R	Cel _D	Cel _R	Cel _D	Cel _R	Cel _D
0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0
1	97,4	2,6	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	80,5	19,5	100,0	0,0
3	98,7	1,3	95,0	5,0	100,0	0,0	100,0	0,0	80,3	19,7	85,0	15,0
5	96,5	3,5	97,1	2,9	100,0	0,0	100,0	0,0	88,6	11,4	78,0	22,0
10	92,0	8,0	95,3	4,7	97,9	2,1	98,0	2,0	91,0	9,0	65,5	34,5
15	93,5	6,5	92,4	7,6	89,4	10,6	100,0	0,0	84,9	15,1	62,1	37,9
20	92,6	7,4	95,1	4,9	86,6	13,4	96,4	3,6	89,4	10,6	57,8	42,2
35	98,1	1,9	100,0	0,0	78,3	21,7	100,0	0,0	89,4	10,6	56,3	43,7
50	100,0	0,0	94,9	5,1	71,0	29,0	96,4	3,6	95,6	4,4	58,0	42,0
65	97,9	2,1	99,4	0,6	70,8	29,2	95,4	4,6	93,1	6,9	59,8	40,2

ANEXO K - Variações temporais da percentagem de lignina remanescente (Lig_R) e degradada (Lig_D) durante a decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

Dia amostral	17,4°C						27,8°C					
	<i>C. giganteus</i>		<i>E. azurea</i>		<i>E. najas</i>		<i>C. giganteus</i>		<i>E. azurea</i>		<i>E. najas</i>	
	Lig _R	Lig _D	Lig _R	Lig _D	Lig _R	Lig _D	Lig _R	Lig _D	Lig _R	Lig _D	Lig _R	Lig _D
0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100	0	100,0	0,0	100,0	0,0
1	98,3	1,7	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0
3	86,8	13,2	100,0	0,0	100,0	0,0	76,5	23,5	100,0	0,0	67,6	32,4
5	94,9	5,1	100,0	0,0	100,0	0,0	73,7	26,3	100,0	0,0	89,4	10,6
10	99,2	0,8	100,0	0,0	76,9	23,1	100,0	0,0	100,0	0,0	73,2	26,8
15	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	86,3	13,7	100,0	0,0	74,6	25,4
20	100,0	0,0	100,0	0,0	89,4	10,6	76,1	23,9	100,0	0,0	85,7	14,3
35	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0	95,0	5,0	100,0	0,0	76,9	23,1
50	91,6	8,4	100,0	0,0	78,4	21,6	74,4	25,6	100,0	0,0	86,8	13,2
65	65,1	34,9	100,0	0,0	83,6	16,4	78,8	21,2	100,0	0,0	87,0	13,0

ANEXO L - Variações temporais da atividade diária e acumulada da celulase ao longo da decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus* em duas temperaturas distintas. E = erro.

Dia amostral	17,4°C			27,8°C		
	Celulase diária ($\mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$)	E	Celulase acumulada ($\mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$)	Celulase diária ($\mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$)	E	Celulase acumulada ($\mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$)
1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3	0,08	0,01	0,13	0,19	0,10	0,28
5	0,12	0,01	0,35	0,14	0,06	0,59
10	0,14	0,05	1,00	0,14	0,08	1,29
15	0,07	0,02	1,46	0,13	0,08	1,94
20	0,07	0,02	1,79	0,12	0,06	2,56
35	0,04	0,02	2,59	0,14	0,07	4,51
50	0,03	0,01	3,16	0,12	0,10	6,46
65	0,04	0,02	3,74	0,13	0,08	8,33

ANEXO M - Variações temporais da atividade diária e acumulada da celulase ao longo da decomposição anaeróbia de *Eichhornia azurea* em duas temperaturas distintas. E = erro.

Dia amostral	17,4°C			27,8°C		
	Celulase diária ($\mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$)	E	Celulase acumulada ($\mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$)	Celulase diária ($\mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$)	E	Celulase acumulada ($\mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$)
1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3	2,16	0,25	3,24	0,74	0,64	1,11
5	1,21	0,69	6,14	0,40	0,22	2,09
10	0,30	0,15	9,47	0,26	0,07	3,66
15	0,32	0,03	11,04	0,25	0,07	4,93
20	0,34	0,06	12,70	0,30	0,11	6,34
35	0,30	0,09	17,44	0,27	0,08	10,58
50	0,39	0,09	22,69	0,29	0,11	14,76
65	0,23	0,06	27,32	0,37	0,20	19,77

ANEXO N - Variações temporais da atividade diária e acumulada da celulase ao longo da decomposição anaeróbia de *Egeria najas* em duas temperaturas distintas. E = erro.

Dia amostral	17,4°C			27,8°C		
	Celulase diária ($\mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$)	E	Celulase acumulada ($\mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$)	Celulase diária ($\mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$)	E	Celulase acumulada ($\mu\text{mol}^{-1} \text{mL}^{-1} \text{min}^{-1} \text{g}$)
1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3	0,07	0,01	0,10	0,15	0,09	0,22
5	0,04	0,00	0,20	0,11	0,08	0,46
10	0,04	0,00	0,41	0,13	0,09	1,07
15	0,03	0,01	0,58	0,12	0,07	1,69
20	0,02	0,01	0,71	0,14	0,07	2,36
35	0,06	0,01	1,37	0,13	0,05	4,42
50	0,05	0,01	2,21	0,11	0,08	6,24
65	0,04	0,01	2,88	0,15	0,07	8,18

ANEXO O - Variações temporais da atividade diária e acumulada da peroxidase ao longo da decomposição anaeróbia de *Cyperus giganteus* em duas temperaturas distintas. E = erro.

Dia amostral	17,4°C			27,8°C		
	Peroxidase diária (unidade mL ⁻¹ g ⁻¹)	E	Peroxidase acumulada (unidade mL ⁻¹ g ⁻¹)	Peroxidase diária (unidade mL ⁻¹ g ⁻¹)	E	Peroxidase acumulada (unidade mL ⁻¹ g ⁻¹)
1	0,54	0,76	0,54	1,00	0,78	1,00
3	1,15	1,10	2,54	0,00	0,00	1,50
5	0,15	0,46	3,35	0,46	0,49	2,19
10	0,69	0,98	5,73	3,37	1,18	13,23
15	1,08	1,04	10,34	5,12	3,61	35,34
20	0,92	1,24	15,26	2,21	2,53	52,21
35	2,97	2,02	45,48	15,36	5,04	190,59
50	5,82	5,17	112,85	12,79	6,29	400,45
65	6,12	3,84	202,57	13,21	10,29	595,66

ANEXO P - Variações temporais da atividade diária e acumulada da peroxidase ao longo da decomposição anaeróbia de *Eichhornia azurea* em duas temperaturas distintas. E = erro.

Dia amostral	17,4°C			27,8°C		
	Peroxidase diária (unidade mL ⁻¹ g ⁻¹)	E	Peroxidase acumulada (unidade mL ⁻¹ g ⁻¹)	Peroxidase diária (unidade mL ⁻¹ g ⁻¹)	E	Peroxidase acumulada (unidade mL ⁻¹ g ⁻¹)
1	0,15	0,46	0,15	0,00	0,00	0,00
3	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00
5	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00
10	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00
15	0,15	0,45	0,68	0,23	0,34	0,69
20	0,00	0,00	0,99	0,08	0,23	1,37
35	0,00	0,00	0,99	0,84	1,17	8,60
50	1,00	0,86	8,96	1,21	1,70	24,17
65	0,23	0,48	17,76	0,75	1,19	38,67

ANEXO Q - Variações temporais da atividade diária e acumulada da peroxidase ao longo da decomposição anaeróbia de *Egeria najas* em duas temperaturas distintas. E = erro.

Dia amostral	17,4°C			27,8°C		
	Peroxidase diária (unidade mL ⁻¹ g ⁻¹)	E	Peroxidase acumulada (unidade mL ⁻¹ g ⁻¹)	Peroxidase diária (unidade mL ⁻¹ g ⁻¹)	E	Peroxidase acumulada (unidade mL ⁻¹ g ⁻¹)
1	12,52	1,62	12,52	10,72	1,53	10,72
3	12,29	2,35	37,22	31,67	5,20	63,58
5	12,76	1,63	62,50	87,12	15,85	210,10
10	14,77	3,01	132,33	149,09	14,15	831,62
15	38,19	19,94	276,44	176,81	8,83	1660,23
20	75,83	17,67	580,30	199,63	10,58	2612,71
35	166,88	14,32	2446,14	298,42	47,65	6397,43
50	156,90	12,83	4869,48	167,43	139,36	9825,76
65	133,39	42,08	7034,88	444,93	66,52	14557,17

ANEXO R - Valores das variações temporais do pH do meio durante a decomposição aeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas.

Dia amostral	17,4°C			27,8°C		
	<i>C. giganteus</i>	<i>E. azurea</i>	<i>E. najas</i>	<i>C. giganteus</i>	<i>E. azurea</i>	<i>E. najas</i>
0	6,12	6,12	6,12	6,12	6,12	6,12
1	5,40	5,65	5,92	5,41	5,41	5,83
2	5,49	5,54	6,00	5,58	4,27	5,82
3	5,55	5,67	6,04	5,73	4,93	5,86
4	5,70	5,87	6,08	5,84	5,43	5,68
5	6,08	6,02	6,32	6,02	5,77	5,77
6	6,02	6,10	6,35	5,98	5,88	5,85
7	6,11	6,14	6,34	6,00	6,02	5,72
8	5,95	6,08	6,21	6,15	5,99	5,58
9	6,07	6,24	6,27	6,08	5,94	5,50
10	6,12	6,19	6,29	5,97	5,98	5,38
11	6,03	6,23	6,29	6,02	6,10	5,46
12	6,07	6,15	6,34	5,97	6,20	5,58
13	6,08	6,21	6,35	5,95	6,05	5,84
14	6,06	6,15	6,34	5,76	6,11	6,04
15	6,01	6,23	6,29	5,72	6,15	6,30
16	6,11	6,39	6,29	5,91	6,36	6,46
17	5,98	6,36	6,14	5,83	6,35	6,41
18	6,00	6,35	6,39	5,85	6,43	6,39
19	5,99	6,48	6,19	5,82	6,40	6,44
20	5,95	6,31	6,32	5,76	6,23	6,39
21	5,93	6,42	6,18	5,75	6,20	6,38
22	6,07	6,54	6,17	5,84	6,33	6,34
23	6,15	6,32	6,30	5,85	6,31	6,41
24	6,06	6,43	6,30	5,79	6,34	6,37
25	5,87	6,22	6,28	5,75	6,14	6,44
26	6,13	6,55	6,37	5,91	6,42	6,45
27	5,86	6,26	6,40	5,83	6,14	6,47
28	6,00	6,12	6,35	5,86	6,07	6,45
29	5,86	6,12	6,33	5,88	6,04	6,45
30	5,94	6,07	6,38	5,88	6,00	6,48
31	6,00	6,33	6,46	5,82	6,30	6,37
32	5,81	6,27	6,36	5,79	6,08	6,14
33	5,78	6,08	6,46	5,84	6,06	6,28

(Continuação ANEXO R)

Dia amostral	17,4°C			27,8°C		
	<i>C. giganteus</i>	<i>E. azurea</i>	<i>E. najas</i>	<i>C. giganteus</i>	<i>E. azurea</i>	<i>E. najas</i>
34	5,92	6,12	6,33	5,72	5,97	6,41
35	5,92	6,10	6,49	5,85	5,91	6,58
36	6,01	6,15	6,58	5,85	6,12	6,37
37	5,91	6,25	6,53	5,91	6,16	6,59
38	6,15	6,35	6,54	5,91	6,26	6,58
39	5,92	6,33	6,46	5,82	6,13	6,29
40	5,79	6,05	6,40	5,92	5,95	6,53
41	6,03	6,25	6,50	5,84	5,94	6,25
42	5,95	6,26	6,48	5,83	6,06	6,44
43	5,92	6,12	6,44	5,91	6,10	6,44
44	5,74	5,98	6,47	5,76	6,00	6,38
45	5,94	6,22	6,16	5,86	5,86	6,20
46	6,00	6,16	6,46	6,01	6,24	6,50
47	5,93	6,04	6,30	5,96	6,10	6,63
48	6,19	6,14	6,37	5,97	6,03	6,46
49	5,92	6,32	6,43	5,84	6,25	6,24
50	5,82	6,02	6,38	5,93	5,97	6,42
51	5,93	6,16	6,47	5,89	6,06	6,44
53	6,05	6,40	6,39	5,87	6,03	6,45
55	6,28	6,27	6,54	6,03	6,14	6,56
57	5,96	6,30	6,50	5,96	6,11	6,49
60	5,95	6,23	6,47	5,82	5,93	6,68
62	6,19	6,18	6,68	5,95	5,98	6,50
64	5,98	5,98	6,46	5,94	5,97	6,36
67	5,98	6,29	6,32	5,86	5,95	6,25
69	6,13	6,13	6,60	5,91	5,99	6,34
71	5,88	5,95	6,37	5,93	6,02	6,67
74	6,02	6,10	6,45	5,88	6,05	6,45
77	6,00	5,99	6,38	5,86	5,94	6,74
80	6,10	6,09	6,55	5,96	6,08	6,88
83	6,06	6,16	6,58	6,00	6,09	6,76
85	6,35	6,29	6,82	6,10	6,24	7,00
88	6,12	6,29	6,60	5,98	6,12	6,76
91	6,17	6,32	6,69	5,99	6,05	6,66
95	5,98	6,20	6,99	6,00	6,24	6,90
98	6,14	6,24	6,60	5,98	6,08	6,74

ANEXO S- Valores das variações temporais da condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) do meio durante a decomposição aeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas. E = erro.

Dia amostral	17,4°C						27,8°C					
	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E
0	32,9	0,0	32,9	0,0	32,9	0,0	32,9	0,0	32,9	0,0	32,9	0,0
1	54,5	6,7	78,8	1,8	133,8	2,8	58,3	4,3	87,8	1,8	124,5	11,8
2	59,2	5,0	85,2	2,5	137,6	4,8	65,6	7,9	105,0	6,0	139,7	2,1
3	61,3	4,3	86,2	1,5	142,2	2,6	67,4	7,3	98,9	6,3	144,5	5,3
4	63,0	4,3	87,4	1,4	146,2	5,3	68,3	6,9	91,2	13,0	152,6	4,1
5	64,5	4,3	89,9	1,1	145,4	2,0	69,3	6,4	95,6	13,4	159,3	2,8
6	61,7	5,0	87,0	1,1	147,6	1,2	69,8	5,7	95,4	12,2	163,0	3,7
7	62,4	5,5	86,9	0,9	149,4	2,3	69,4	7,1	96,2	11,0	167,6	4,3
8	63,1	5,5	88,3	0,6	151,5	1,3	71,7	6,8	97,1	11,2	170,4	5,8
9	63,6	5,8	87,6	0,6	153,7	1,7	71,9	5,7	96,8	10,5	173,4	2,9
10	64,6	5,3	87,0	1,2	154,3	0,9	71,5	6,5	98,6	11,0	174,4	3,9
11	64,4	4,9	88,4	1,1	154,1	1,3	72,2	6,6	97,0	10,6	175,5	4,0
12	64,7	5,4	88,6	2,8	155,7	1,1	72,9	5,7	97,0	10,2	176,2	4,3
13	65,3	5,1	89,0	2,2	154,8	1,8	72,4	5,3	97,4	9,9	174,4	4,2
14	65,3	5,3	90,0	0,6	151,6	5,6	73,0	3,9	99,4	10,5	175,2	1,2
15	66,4	5,2	90,6	2,2	153,2	6,0	72,2	5,5	99,9	11,5	173,4	1,7
16	68,1	4,7	92,6	1,1	154,8	8,4	72,1	6,5	101,0	11,2	167,9	3,0
17	67,4	5,4	93,7	1,0	160,6	4,6	73,0	7,0	100,2	10,4	169,3	3,1
18	67,7	5,1	94,3	1,2	157,8	2,4	73,1	5,8	100,4	10,4	165,9	1,8
19	67,8	5,0	93,8	1,3	155,4	2,5	73,2	7,4	100,4	10,1	167,9	3,2

(Continuação ANEXO S)

Dia amostral	17,4°C						27,8°C					
	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E
20	68,0	5,3	93,9	2,4	156,9	2,7	74,5	5,6	100,2	9,7	165,8	4,3
21	67,6	4,5	95,5	2,3	157,4	3,5	74,6	5,8	100,5	9,5	166,3	4,0
22	68,0	4,3	96,2	1,9	156,8	1,7	74,5	5,6	100,1	9,4	164,4	3,3
23	68,6	4,7	94,1	4,1	156,8	5,6	74,9	5,9	99,4	9,4	167,8	3,9
24	69,8	4,2	95,5	3,1	152,2	5,4	75,5	5,3	99,5	8,8	168,9	3,6
25	70,0	4,5	95,2	3,1	151,9	6,8	76,0	4,8	100,2	9,2	170,3	3,6
26	69,2	3,9	95,0	3,3	151,4	6,1	75,9	4,7	99,1	8,8	169,8	3,8
27	70,7	5,0	98,6	2,4	152,7	6,3	78,4	6,6	101,4	9,0	174,6	3,8
28	71,1	4,6	100,1	4,1	154,0	8,2	78,2	4,8	101,6	8,5	177,9	3,4
29	72,3	4,9	99,5	2,7	156,0	7,9	78,9	4,7	102,5	8,5	182,3	4,3
30	72,0	5,2	100,1	2,4	157,2	6,9	78,7	4,6	102,8	7,4	182,7	1,8
31	72,0	4,6	98,2	3,7	158,9	5,8	79,3	4,5	103,0	8,3	180,8	0,4
32	72,6	4,7	100,7	2,0	158,5	7,4	79,6	4,6	103,3	8,4	172,3	1,4
33	73,7	4,0	100,4	2,6	160,4	5,2	79,8	4,4	103,2	7,7	168,2	1,3
34	75,3	6,5	100,9	3,0	159,9	4,4	80,7	4,1	103,1	7,2	167,3	1,4
35	72,6	4,6	101,0	2,5	161,6	6,9	78,8	5,1	102,9	7,7	167,3	1,4
36	72,0	4,2	99,9	1,3	156,5	10,9	79,7	5,3	100,6	6,3	165,0	1,6
37	72,2	3,5	97,5	2,9	159,6	8,0	77,8	4,8	100,1	7,3	164,7	1,6
38	71,0	3,9	97,4	2,5	160,2	10,2	78,2	4,9	99,9	7,4	165,3	1,4
39	75,0	3,8	98,4	3,8	164,2	7,4	80,0	5,1	101,0	6,6	166,6	1,9
40	73,0	3,4	99,8	1,7	162,4	9,8	78,7	5,3	100,3	6,4	166,2	1,9
41	72,5	4,5	98,9	3,4	163,5	10,0	80,4	4,4	101,8	6,2	167,6	2,4
42	74,4	4,5	99,0	2,6	162,9	10,5	80,6	3,7	101,3	6,8	168,0	2,0

(Continuação ANEXO S)

Dia amostral	17,4°C						27,8°C					
	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E
45	74,7	4,2	101,1	3,8	167,5	14,4	82,6	3,5	103,3	6,2	175,5	2,3
46	75,0	3,9	102,0	4,1	164,3	12,3	82,5	3,7	102,8	6,6	174,7	2,0
47	75,2	4,0	102,2	4,1	165,7	10,9	81,9	5,2	104,1	6,8	173,8	3,9
48	75,7	4,1	103,4	3,7	162,7	10,1	83,7	4,0	103,8	5,7	175,7	3,1
49	74,9	4,0	103,5	2,5	162,6	9,2	84,1	3,4	103,8	6,0	175,8	3,4
50	78,4	6,4	103,8	2,4	162,5	7,9	83,6	4,1	105,2	6,9	175,5	2,1
51	77,5	3,0	102,6	3,3	161,6	8,7	84,4	4,0	103,4	5,4	174,2	3,5
53	76,9	4,2	103,6	2,6	163,8	9,0	84,9	3,6	106,1	6,9	176,2	2,8
55	76,5	4,0	103,7	3,5	161,5	11,5	84,3	3,1	105,7	6,3	176,1	2,9
57	76,1	4,2	103,5	3,1	162,3	9,1	84,3	4,6	105,8	6,1	175,9	3,1
60	77,9	3,9	104,8	3,6	165,2	7,2	84,8	4,8	107,4	6,8	176,2	2,4
62	77,7	4,9	103,0	3,4	164,4	8,1	84,9	4,5	105,2	5,8	176,8	2,8
64	77,4	5,3	102,9	3,9	164,3	9,4	84,3	4,1	105,4	5,3	176,5	3,5
67	77,3	5,2	105,1	2,3	163,4	10,9	85,4	3,8	107,4	6,5	176,4	4,7
69	77,7	4,5	103,0	3,0	163,8	9,8	85,2	4,3	106,5	5,5	176,9	3,7
71	77,7	4,8	103,0	2,9	163,7	8,8	86,0	4,1	105,3	5,2	174,4	3,8
74	78,6	5,5	103,3	3,2	166,6	6,7	86,0	4,2	107,6	6,3	174,1	5,2
77	80,7	6,6	104,8	2,9	167,1	8,0	86,7	4,6	107,6	5,3	176,0	3,6
80	79,2	6,9	104,0	3,0	166,7	8,2	86,1	4,1	107,0	4,9	175,2	3,0
83	78,6	4,7	105,0	4,1	167,1	7,7	86,3	4,2	106,6	4,6	174,8	2,9
85	78,8	4,6	104,0	3,7	165,4	8,7	86,1	4,6	106,7	4,6	175,3	2,8
88	79,4	4,5	104,6	4,0	165,7	9,2	86,6	4,5	107,2	4,9	175,3	4,3
91	79,4	4,5	104,9	3,8	165,1	7,5	86,5	4,6	106,6	3,9	174,2	3,6
95	82,6	5,2	105,6	3,7	167,7	7,0	87,3	4,8	106,7	4,2	174,9	3,3
98	80,5	4,1	105,3	3,6	165,6	8,0	87,4	5,1	107,0	4,1	174,6	3,4

ANEXO T- Variações temporais do consumo acumulado de oxigênio dissolvido (mg g^{-1} MS) durante a decomposição aeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas. E = erro.

Dia amostral	17,4°C						27,8°C					
	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1	9,3	0,1	13,1	3,4	9,2	0,2	8,4	0,3	8,4	0,3	8,2	0,1
2	20,1	1,3	25,6	6,7	20,4	0,5	19,6	1,0	18,5	0,7	19,5	0,4
3	29,9	3,2	39,9	9,5	31,7	1,0	28,1	2,1	28,9	0,5	29,9	0,5
4	36,6	6,5	53,5	12,8	41,9	0,9	26,6	2,0	32,6	0,9	32,8	0,1
5	38,5	8,1	64,7	17,7	53,3	1,1	31,0	2,1	43,1	1,7	42,4	0,5
6	36,9	8,4	73,4	22,7	59,0	1,2	30,7	2,4	47,2	2,8	48,0	0,4
7	37,4	8,4	81,3	29,1	69,3	1,1	34,3	1,6	55,5	7,2	58,8	0,6
8	38,8	8,6	86,9	31,8	80,9	1,2	37,5	2,3	64,5	12,2	70,1	1,2
9	40,7	8,2	92,1	33,6	92,9	1,4	40,9	2,6	74,2	16,5	81,5	1,1
10	43,7	8,3	97,3	35,1	106,1	2,0	44,4	3,8	83,5	21,6	93,3	1,3
11	46,5	8,7	102,9	36,2	119,2	2,7	48,4	4,3	93,3	27,0	105,7	0,9
12	49,4	8,9	108,6	36,9	130,3	4,8	53,3	5,1	100,9	30,6	117,8	1,0
13	52,6	8,9	113,9	37,8	141,5	6,7	60,1	5,5	109,9	35,4	131,4	1,4
14	56,2	8,8	119,6	39,1	153,7	6,8	66,8	6,9	118,7	40,5	144,2	1,6
15	59,7	8,6	124,6	39,2	164,9	8,5	72,8	9,0	125,3	44,9	156,4	2,0
16	62,6	8,3	129,1	40,2	176,7	10,1	78,4	10,9	130,4	47,2	168,7	2,2
17	66,4	7,8	135,8	41,1	189,4	10,2	84,1	12,9	135,4	48,6	180,6	2,5
18	70,2	8,0	140,5	41,7	202,9	10,5	89,9	15,4	139,4	49,5	193,2	2,8
19	74,1	8,4	144,4	42,1	216,4	10,5	96,4	18,7	144,0	50,7	206,5	3,1
20	78,9	9,0	149,4	42,7	230,1	10,9	103,1	21,9	149,0	51,9	219,9	3,6
21	83,1	9,9	154,5	43,7	242,0	11,2	109,5	25,2	153,6	53,3	232,0	3,7

(Continuação ANEXO T)

Dia amostral	17,4°C						27,8°C					
	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E
23	92,8	11,6	162,8	43,7	268,1	11,8	121,1	31,0	160,3	55,2	258,1	3,8
24	95,5	11,9	165,4	44,0	278,3	12,4	126,7	33,3	163,5	55,9	271,0	3,8
25	99,8	13,6	165,1	48,4	292,1	12,9	133,9	36,7	166,2	56,8	284,0	3,9
26	103,9	14,3	168,1	48,7	303,7	13,0	139,9	38,8	169,1	57,4	297,4	4,0
27	107,6	15,0	170,9	48,6	315,3	13,2	145,5	41,4	171,4	58,3	310,2	4,0
28	111,3	13,7	173,5	49,0	326,9	13,8	151,3	43,2	172,6	59,5	322,2	4,3
29	114,8	14,0	176,0	48,7	337,9	14,1	157,7	44,8	174,8	61,3	333,7	5,0
30	119,5	15,4	178,5	48,1	348,4	14,6	163,0	45,9	176,3	63,5	343,2	5,4
31	122,7	16,1	181,1	48,3	357,4	15,3	168,5	46,6	178,2	64,8	352,9	6,9
32	126,2	16,3	183,7	48,3	368,1	16,0	175,1	47,1	180,3	66,0	365,3	7,0
33	128,9	17,5	185,9	48,6	376,9	17,0	181,7	48,0	183,1	67,5	373,9	5,6
34	133,1	17,3	188,5	48,1	386,2	17,8	189,1	49,6	185,8	69,4	379,3	5,3
35	136,3	17,3	190,8	47,5	395,2	18,9	196,8	51,0	188,5	70,8	384,6	4,6
36	140,0	19,0	193,3	47,8	404,8	19,9	201,8	51,3	191,8	72,9	388,9	4,3
37	143,5	19,1	199,8	48,1	413,9	21,2	208,8	52,6	195,8	74,1	394,0	3,8
38	148,0	19,4	204,3	47,8	423,0	22,1	215,1	53,8	200,0	75,9	398,8	3,7
39	151,7	19,6	208,4	47,7	432,9	22,8	221,7	55,4	205,2	78,0	404,1	4,0
40	155,3	20,8	211,5	47,8	442,6	22,5	228,9	56,6	209,4	79,8	409,8	4,0
41	159,4	20,8	214,9	47,5	451,1	22,5	235,1	58,3	213,1	81,8	413,1	5,5
42	163,9	22,3	217,7	46,8	459,5	22,1	241,6	59,0	219,7	81,5	421,6	7,0
43	167,4	23,0	220,2	46,2	467,5	22,3	247,3	60,3	224,8	82,3	430,2	8,0
44	170,3	24,4	222,3	46,1	474,6	23,6	252,2	60,7	229,8	83,5	439,5	8,4
45	175,7	24,3	226,0	44,8	483,1	27,2	259,9	62,2	236,4	86,4	450,5	9,1
46	179,3	25,1	228,0	44,1	490,3	29,3	264,9	63,1	241,4	87,7	457,4	9,3

(Continuação ANEXO T)

Dia amostral	17,4°C						27,8°C					
	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E	<i>C. giganteus</i>	E	<i>E. azurea</i>	E	<i>E. najas</i>	E
47	182,5	25,8	230,1	43,3	496,8	30,6	270,2	63,4	246,7	89,1	462,9	9,6
48	186,8	26,0	232,4	41,7	505,9	29,9	276,9	64,3	252,7	91,4	468,8	9,8
49	190,6	26,2	235,2	41,3	513,0	28,5	282,1	65,5	258,8	92,4	473,0	10,2
50	193,4	26,3	237,5	40,9	518,2	28,7	286,8	65,3	263,4	93,3	476,5	11,0
51	196,8	27,9	240,5	39,3	523,7	28,1	292,1	66,2	269,6	95,7	480,1	11,3
53	201,7	28,1	245,6	39,4	530,8	28,5	300,0	67,6	278,2	97,5	483,4	12,4
55	208,2	28,5	251,1	37,5	539,4	29,1	308,9	68,1	288,1	99,7	486,8	13,1
57	213,4	30,0	256,7	36,6	548,0	29,2	317,6	68,3	298,1	100,7	489,3	12,9
60	222,9	30,7	265,4	35,6	559,3	29,4	329,9	68,4	311,3	102,2	493,4	12,8
62	230,2	31,1	272,0	34,9	566,8	30,1	340,0	69,1	322,4	104,3	495,2	13,1
64	235,5	31,0	278,6	33,5	573,5	30,3	350,9	69,7	334,2	106,7	497,2	13,0
67	245,4	30,3	288,4	34,6	584,6	32,0	363,6	69,4	346,9	107,9	498,4	13,0
69	253,0	30,5	294,6	34,5	593,8	33,9	374,1	69,4	357,6	110,0	499,5	12,8
71	257,9	30,2	299,3	34,2	601,0	35,4	384,3	68,6	368,6	112,2	502,6	11,6
74	266,1	30,1	306,9	34,0	609,5	36,1	396,0	68,4	380,2	114,8	505,3	11,3
77	275,6	30,1	315,8	33,8	618,8	36,6	408,1	68,3	392,4	118,2	508,4	11,4
80	284,2	30,2	323,0	32,6	625,0	36,6	419,7	68,1	403,1	121,5	510,8	11,4
83	293,7	30,1	328,6	32,4	630,3	36,6	430,8	67,4	412,8	126,6	512,9	11,4
85	301,2	30,1	335,9	31,6	634,1	35,8	440,1	66,6	421,3	128,9	514,9	11,8
88	309,3	29,9	343,9	31,5	637,0	35,5	450,5	66,0	430,5	131,7	517,1	11,8
91	318,5	30,5	351,7	29,7	640,0	35,4	460,9	65,3	440,3	136,3	518,6	11,4
95	326,2	31,3	361,1	29,2	643,3	35,1	470,9	64,5	450,3	140,3	521,1	11,4

ANEXO U- Frações de carbono aos 98 dias da decomposição aeróbia de *Cyperus giganteus*, *Eichhornia azurea* e *Egeria najas* em duas temperaturas distintas. Em que: COP = carbono orgânico particulado; COD = carbono orgânico dissolvido; CM = carbono mineralizado; Temp. = temperatura de incubação; E = erro.

Espécie	Temp. (°C)	COP (%)	E	COD (%)	E	CM (%)	E
<i>C. giganteus</i>	17,4	66,16	6,74	1,04	0,48	32,80	6,26
<i>E. azurea</i>	17,4	71,04	21,79	5,23	0,71	24,08	4,22
<i>E.najas</i>	17,4	11,65	0,66	0,20	0,28	87,99	0,56
<i>C. giganteus</i>	27,8	54,86	4,78	1,71	0,10	43,44	4,71
<i>E. azurea</i>	27,8	30,52	12,32	2,53	1,12	66,95	12,53
<i>E.najas</i>	27,8	9,38	0,78	0,14	0,25	90,47	0,67