

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde

**CCBS**

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**PPG-ERN**

**Atividades enzimáticas da celulase, cinéticas e modelagem  
matemática da decomposição das macrófitas emergentes  
*Hedychium coronarium* J König e *Typha domingensis* Pers**

**Yeda Carolina Paccagnella**

São Carlos – SP

2017

# **UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde

**CCBS**

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**PPG-ERN**

**Atividades enzimáticas da celulase, cinéticas e modelagem  
matemática da decomposição das macrófitas emergentes  
*Hedychium coronarium* J König e *Typha domingensis* Pers**

**Yeda Carolina Paccagnella**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Doutor em Ciências, área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

**Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Marcela Bianchessi Cunha-Santino**

São Carlos – SP

2017

## FICHA CATALOGRÁFICA



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

---

Folha de Aprovação

---

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Tese de Doutorado da candidata Yeda Carolina Paccagnella, realizada em 06/09/2017:

---

Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino  
UFSCar

---

Prof. Dr. Irineu Bianchini Junior  
UFSCar

---

Profa. Dra. Odete Rocha  
UFSCar

---

Prof. Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha  
EESC/USP

---

Prof. Dr. Alexandre Kannebley de Oliveira  
UNICEP

Orientadora

---

Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Marcela Bianchessi Cunha-Santino

## ***DEDICATÓRIA***

*Dedico este trabalho a todas as pessoas que tornaram possível a realização deste estudo, através do amor e do incentivo incondicionais durante esta minha trajetória!*

*“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota...”*

*Madre Teresa de Calcutá*

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar aqui os meus sinceros agradecimentos:

- primeiramente aos meus pais Dulcida e Giovanni pela eterna compreensão, amor e incentivo que sempre me deram.
- à minha querida filha Carol, pelo eterno apoio e incentivo antes e após o meu ingresso no PPG-ERN.
- à queridíssima orientadora Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha-Santino, que me acolheu com muito carinho e depositou em mim a confiança e coragem necessárias, sempre me incentivando, para que eu realizasse o trabalho da melhor maneira.
- ao querido Prof. Dr. Irineu Bianchini Jr, pelo apoio diário.
- à queridíssima Profa. Dra. Odete Rocha, pelo apoio de sempre, incentivando o caminho do saber, com muita propriedade, carinho e incentivo, que lhe são tão peculiares.
- à presença dos professores da banca: Profa. Dra. Odete Rocha, Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha-Santino, Prof. Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha, Prof. Dr. Alexandre Kannebley de Oliveira e Prof. Dr. Irineu Bianchini Jr.
- às minhas queridíssimas irmãs Sandrinha e Simonetta, simplesmente por tudo.
- ao querido Nelsinho, pelo eterno apoio...
- à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo.
- ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN), pelo apoio concedido à realização do Programa de Doutorado.
- ao Departamento de Hidrobiologia (DHb) pela infraestrutura oferecida para a realização deste trabalho.
- aos Docentes do PPG-ERN, pela minha formação acadêmica em nível de Doutorado, me proporcionando conhecimento de alta qualidade.
- aos queridos funcionários da Secretaria do DHb, Fabiana e Osmar, pelo apoio de sempre.
- às meninas queridas da Secretaria do PPG-ERN, Beth e Rose, à Madalena e ao querido João, pelo apoio e incentivo em qualquer hora.



- aos Profissionais de Laboratório do DEBE, Luís Aparecido Joaquim, José Valdecir e Alcídio, pelo apoio e ajuda nas coletas e atividades, e também à Edna da Secretaria, pela amizade.
- ao querido amigo Brayan do Laboratório de Bioensaios e Modelagem Matemática que muito me ensinou e auxiliou na realização deste trabalho, e também às amigas, Marianinha, Dani, Andressa, Manu, Flávia, e aos amigos Rapha, Marcel, Danilo e Argos, que sempre me apoiaram.
- e a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho.

## RESUMO

A decomposição isolada de uma espécie de macrófita pode não representar a ciclagem de carbono presente nos ecossistemas aquáticos, uma vez que nestes ambientes várias espécies são degradadas ao mesmo tempo em diversas condições. Para descrever a interação destes aspectos da decomposição, foram analisadas as perdas de carbono orgânico particulado (COP) de *Hedychium coronarium* (Tratamento I), *Typha domingensis* (Tratamento II), e de amostras contendo mistura de detritos, com 50% de massa de cada espécie (Tratamento III). Modelos cinéticos foram utilizados para se verificar o efeito da temperatura e da disponibilidade de oxigênio dissolvido, como fatores de regulação da decomposição *in vitro*. Foram preparadas câmaras de decomposição aeróbia e anaeróbia a 15, 20, 25 e 30°C, com fragmentos secos das plantas e água da Represa do Fazzari (47° 53' 15,80" W e 21° 58' 15,19" S). Do ponto de vista químico os detritos apresentaram características heterogêneas. Foram obtidos os coeficientes de decaimento da fração lábil/solúvel  $k_{LS}$  (degradação mais rápida), e da fração refratária  $k_R$  (degradação mais lenta) de COP. A variação temporal do decaimento de COP de *H. coronarium*, de *T. domingensis* e dos detritos mistos permitiu observar que, de maneira geral, as incubações aeróbias favoreceram o decaimento mais rápido de COP. O aumento da temperatura influenciou na perda de massa do COP nos três tratamentos (I: *H. coronarium*, II: *T. domingensis* e III: detritos mistos). Os valores de  $Q_{10}$  em aerobiose foram 1,46, 1,55 e 2,00, e em anaerobiose foram 1,03, 1,26 e 2,09 para os Tratamentos I, II e III, respectivamente. As incubações em condições anaeróbias apresentaram maiores teores de carbono orgânico dissolvido (COD) que as aeróbias. A decomposição nos Tratamentos I, II e III foi 28% maior nas condições aeróbias. De maneira geral, foi observada uma tendência de aumento do pH durante os processos de decomposição aeróbia e anaeróbia. Dentre os 3 tratamentos, os detritos mistos apresentaram valores mais baixos de condutividade elétrica a 15, 20 e 30°C, em que as incubações de *T. domingensis* apresentaram os valores mais altos, entretanto a 25°C, os valores mais altos foram observados para *H. coronarium*. Foi observada uma tendência de incremento de atividade enzimática em *H. coronarium* (meio aeróbio e anaeróbio) e nos detritos mistos (meio aeróbio), conforme o aumento da temperatura. Os teores médios de fósforo do COP remanescente encontrados nas incubações aeróbias e anaeróbias de *H. coronarium* apresentaram os valores mais altos dentre os 3 tratamentos, e os detritos de *T. domingensis* apresentaram valores intermediários, conforme o aumento da temperatura. O teor mais alto de fósforo foi encontrado nas incubações dos detritos mistos, sob anaerobiose, a 30°C. Foram avaliadas as respostas interativas na decomposição dos detritos mistos. Os fatores extrínsecos (*i.e.* temperatura e oxigênio dissolvido) e a composição química das plantas influenciaram nos processos de decomposição dos detritos mistos, sendo observado o efeito antagônico nas incubações em aerobiose, em todas as temperaturas, e, em anaerobiose, foram observados efeitos antagônicos (15°C), aditivos (20 e 25°C) e sinérgicos (30°C).

**Palavras-chave:** carbono orgânico particulado, carbono orgânico dissolvido, mistura de detritos, modelo cinético, condições aeróbias, condições anaeróbias, efeito da temperatura,  $Q_{10}$ , respostas interativas.

## ABSTRACT

The decomposition of a single macrophyte species may not represent entirely the carbon cycling in aquatic ecosystems, once in these environments several species growth and decay concomitantly. To describe the interaction of decomposition, the temporal variation of particulate organic carbon (POC) of *Hedychium coronarium*, *Typha domingensis* and the mixed samples (50% of each species) of these macrophytes were analyzed. Kinetic models were used to verify the temperature and the availability of dissolved oxygen, as regulation factors for the *in vitro* decomposition. Decomposition bioassays were prepared with dry plant fragments and water samples from the Fazzari Reservoir (47° 53' 15.80" W and 21° 58' 15.19" S). The incubations were maintained under aerobic and anaerobic conditions at 15, 20, 25 and 30°C. From the chemical point of view, the detritus (single plants and the mixed samples) presented heterogeneous characteristics. The mean values of the labile fraction decay coefficients ( $k_{LS}$ ) and the refractory fraction ( $k_R$ ) of POC were parameterized. The POC temporal variation decay of *H. coronarium* (Treatment I), *T. domingensis* (Treatment II) and mixed litters (Treatment III) allowed to observe that, in general, aerobic processes favored the faster POC decay. The increasing temperature influenced the POC loss of mass in the three treatments (I: *H. coronarium*, II: *T. domingensis* and III: mixed samples). The  $Q_{10}$  values in aerobiosis were 1.46, 1.55 and 2.00, and in anaerobiosis were 1.03, 1.26 and 2.09, for Treatments I, II and III, respectively. The anaerobic processes presented higher dissolved organic carbon (DOC) yields than the aerobic. The detritus decay in the Treatments I, II and III was % higher in the aerobic conditions. In general, a trend of pH increases during aerobic and anaerobic decomposition processes was observed. Among the 3 treatments, the mixed samples presented lower electrical conductivity values at 15, 20 and 30°C, in which *T. domingensis* presented the highest values, however at 25°C, the highest values were observed for *H. coronarium*. A tendency of increased enzymatic activity was observed in *H. coronarium* (aerobic and anaerobic conditions) and in mixed litters (aerobic conditions) as the temperature increases. The average phosphorus content of the remaining POC found in the aerobic and anaerobic incubations of *H. coronarium* showed the highest values among the 3 treatments, and *T. domingensis* litters presented intermediate values, as the temperature increased. The highest phosphorus content was found in mixed litters incubations under anaerobic conditions at 30°C. Interactive responses were evaluated in the mixed litter decomposition. Extrinsic factors (*i.e.* temperature and dissolved oxygen) and the chemical plants composition influenced the mixed samples decomposition processes, being observed antagonistic effects in aerobic incubations, at all temperatures, and, in anaerobic conditions, antagonistic (15°C), additive (20 and 25°C) and synergistic effects (30°C) were observed.

**Key words:** POC, *Hedychium coronarium*, *Typha domingensis*, mixed litters, kinetic models, aerobic conditions, anaerobic conditions, temperature effect,  $Q_{10}$ , interactive responses.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Esquema de classificação de formas biológicas de macrófitas aquáticas.....	5
<b>Figura 2.</b> Subsistemas de decomposição.....	6
<b>Figura 3.</b> <i>Hedychium coronarium</i> - (A) Indivíduos adultos; (B) Flores; (C) Rizoma subterrâneo.....	14
<b>Figura 4.</b> <i>Typha domingensis</i> – (A) Indivíduos adultos; (B) Inflorescência; (C) Raiz e rizomas.....	15
<b>Figura 5.</b> População de <i>Hedychium coronarium</i> com presença de <i>Typha domingensis</i> , na área urbana de São Carlos.....	16
<b>Figura 6.</b> População de <i>Hedychium coronarium</i> com presença de <i>Typha domingensis</i> , na zona rural, cercado por pastagem, São Carlos.....	17
<b>Figura 7.</b> (A) Reservatório do Fazzari - (B) local de coleta de <i>H. coronarium</i> ..... (C) Nascente do Córrego Ponte de Tábua - (D) local de coleta de <i>T. domingensis</i> - (E) Indivíduos coletados em ambiente natural.....	18
<b>Figura 8.</b> <i>Typha domingensis</i> – (A) Indivíduos coletados; (B) Caules e folhas fracionados em porções maiores; (C) Raízes e rizomas; (D) Inflorescência com sementes.....	19
<b>Figura 9.</b> <i>Typha domingensis</i> – (A) Caules e folhas fracionados em porções menores; (B) Raízes e rizomas fracionados em porções menores.....	19
<b>Figura 10.</b> (A) Incubadora de 15°C; (B) Incubadoras de 15, 20, 25 e 30°C.....	20
<b>Figura 11.</b> Câmaras de decomposição (processo anaeróbio).....	21
<b>Figura 12.</b> (A) MOP (matéria orgânica particulada) úmida; (B) MOP (matéria orgânica particulada) seca e balança microanalítica para a determinação da perda de massa.....	21
<b>Figura 13.</b> Variação temporal do carbono orgânico particulado remanescente (COP) em % durante a decomposição de <i>Hedychium coronarium</i> nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento I).....	27
<b>Figura 14.</b> Variação temporal do carbono orgânico particulado remanescente (COP) em % durante a decomposição de <i>Typha domingensis</i> nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento II).....	28
<b>Figura 15.</b> Variação temporal do carbono orgânico particulado remanescente (COP) em % durante a decomposição de <i>Hedychium coronarium</i> e <i>Typha domingensis</i>	

conjuntamente (detritos mistos), nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento III).....	30
<b>Figura 16.</b> Variação temporal do carbono orgânico dissolvido (COD) em % durante a decomposição de <i>Hedychium coronarium</i> nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento I).....	36
<b>Figura 17.</b> Variação temporal do carbono orgânico dissolvido (COD) em % durante a decomposição de <i>Typha domingensis</i> aeróbias e anaeróbias (Tratamento II).....	37
<b>Figura 18.</b> Variação temporal do carbono orgânico dissolvido (COD) em % durante a decomposição de <i>Hedychium coronarium</i> e <i>Typha domingensis</i> conjuntamente (detritos mistos), nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento III).....	39
<b>Figura 19.</b> Variação temporal do carbono liberado (COD) em % durante a decomposição de <i>Hedychium coronarium</i> nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento I).....	42
<b>Figura 20.</b> Variação temporal do carbono liberado (CL) em % durante a decomposição de <i>Typha domingensis</i> nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento II).....	44
<b>Figura 21.</b> Variação temporal do carbono liberado (CL) em % durante a decomposição de <i>Hedychium coronarium</i> e <i>Typha domingensis</i> conjuntamente (detritos mistos), nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento III).....	45
<b>Figura 22.</b> Regressão linear do carbono liberado (CL), quando correlacionadas às condições aeróbias e anaeróbias, nos processos de decomposição dos Tratamentos I, II e III.....	46
<b>Figura 23.</b> Variação temporal do pH durante a decomposição de <i>Hedychium coronarium</i> nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento I).....	48
<b>Figura 24.</b> Variação temporal do pH durante a decomposição de <i>Typha domingensis</i> nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento II).....	49
<b>Figura 25.</b> Variação temporal do pH durante a decomposição de <i>Hedychium coronarium</i> e <i>Typha domingensis</i> conjuntamente (detritos mistos), nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento III).....	51
<b>Figura 26.</b> Variação temporal da condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) durante a decomposição de <i>Hedychium coronarium</i> nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento I).....	53

<b>Figura 27.</b> Variação temporal da condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) durante a decomposição de <i>Typha domingensis</i> nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento II).....	54
<b>Figura 28.</b> Variação temporal da condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) durante a decomposição de <i>Hedychium coronarium</i> e <i>Typha domingensis</i> conjuntamente (detritos mistos), nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento III).....	56
<b>Figura 29.</b> Variação temporal da atividade enzimática da celulase ( $\mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ ) durante a decomposição de <i>Hedychium coronarium</i> nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento I).....	58
<b>Figura 30.</b> Variação temporal da atividade enzimática da celulase ( $\mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ ) durante a decomposição de <i>Typha domingensis</i> nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento II).....	60
<b>Figura 31.</b> Variação temporal da atividade enzimática da celulase ( $\mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ ) durante a decomposição de <i>Hedychium coronarium</i> e <i>Typha domingensis</i> conjuntamente (detritos mistos), nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento III).....	62
<b>Figura 32.</b> Atividade enzimática celulolítica acumulada em função da temperatura de incubação durante a decomposição dos detritos de <i>H. coronarium</i> , de <i>T. domingensis</i> e dos detritos mistos.....	64
<b>Figura 33.</b> Variação temporal do teor de fósforo ( $\mu\text{g}/\text{g}$ ) durante a decomposição de <i>Hedychium coronarium</i> nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento I).....	66
<b>Figura 34.</b> Variação temporal do teor de fósforo ( $\mu\text{g}/\text{g}$ ) durante a decomposição de <i>Typha domingensis</i> nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento II).....	68
<b>Figura 35.</b> Variação temporal do teor de fósforo ( $\mu\text{g}/\text{g}$ ) durante a decomposição de <i>Hedychium coronarium</i> e <i>Typha domingensis</i> conjuntamente (detritos mistos), nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento III).....	70

## LISTA DE TABELA

<b>Tabela 1.</b> Parametrização da perda de carbono na decomposição das macrófitas nos Tratamentos I, II e III, em condições aeróbias e anaeróbias. ....	33
--	----

## LISTA DE ABREVIACÕES, SIGLAS E SÍMBOLOS

CL = carbono liberado

CM = carbono mineralizado

COD = carbono orgânico dissolvido

COP = carbono orgânico particulado

COP<sub>LS</sub> = carbono orgânico particulado lábil/solúvel

COP<sub>R</sub> = carbono orgânico particulado refratário

k = coeficiente de decaimento do COP lábil/solúvel ( $k_{LS}$ ) ou refratário ( $k_R$ ) em ( $\text{dia}^{-1}$ )

$k_1$  = coeficiente de decomposição à temperatura  $t_1$

$k_2$  = coeficiente de decomposição à temperatura  $t_2$

$k_{\text{ref}}$  = coeficiente de reação na temperatura de referência ( $\text{dia}^{-1}$ )

MF = massa fresca

MOD = matéria orgânica dissolvida

MOP = matéria orgânica particulada

$Q_{10}$  = expressa a dependência metabólica dos organismos em relação à temperatura sob o incremento de  $10^\circ\text{C}$

$r^2$  = coeficiente de determinação

$t_{1/2}$  = tempo de meia vida

$\Theta$  = coeficiente de ajuste da temperatura



## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	1
1.4.	Justificativa.....	9
2.	HIPÓTESE.....	10
3.	OBJETIVOS.....	11
3.1.	Objetivo geral.....	11
3.2.	Objetivos específicos.....	11
4.	MATERIAIS E MÉTODOS.....	11
4.1.	Caracterização das espécies.....	11
4.2.	Procedimentos de campo, coleta de materiais e caracterização limnológica da área de coleta.....	17
4.3.	Procedimentos de Laboratório.....	18
4.3.1.	Experimentos de decomposição em condições aeróbias e anaeróbias e distintas temperaturas.....	20
4.3.2.	Determinação das atividades enzimáticas celulolíticas.....	22
4.4.	Modelagem matemática dos experimentos de decomposição aeróbia e anaeróbia de <i>H. coronarium</i> e <i>T. domingensis</i> separadamente e conjuntamente .....	23
4.5.	Análises estatísticas .....	25
4.6.	Avaliação das respostas interativas na decomposição dos detritos mistos (Tratamento III).....	25
5.	RESULTADOS.....	25
5.1.	Varição temporal do carbono orgânico particulado remanescente (COP).....	25
5.2.	Parametrização do decaimento de COP (Tratamentos I, II e III) em função da temperatura e cálculo do $Q_{10}$ .....	31
5.3.	Análise estatística.....	34
5.4.	Varição temporal do carbono orgânico dissolvido (COD).....	35
5.5.	Varição temporal do carbono liberado (CL).....	40
5.6.	Correlação do carbono liberado (CL) entre as condições aeróbias e anaeróbias na decomposição dos detritos das macrófitas nos Tratamentos I, II e III.....	46
5.7.	Varição temporal do pH.....	46
5.8.	Varição temporal da condutividade elétrica.....	52
5.9.	Varição temporal da atividade enzimática (celulase).....	57
5.9.4.	Análise estatística das atividades enzimáticas celulolíticas acumuladas nos Tratamentos I, II e III.....	63
5.10.	Varição temporal do teor de fósforo .....	65
6.	DISCUSSÃO.....	71
7.	CONCLUSÕES.....	92
8.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	95

## 1. INTRODUÇÃO

Macrófitas aquáticas são plantas vasculares cujas partes da planta que realizam fotossíntese, permanecem submersas na água ou flutuam na superfície (PEDRALLI, 2003). Segundo os diversos grupos ecológicos, as macrófitas podem ser classificadas como: (i) aquáticas submersas enraizadas ou fixas, (ii) submersas livres, (iii) com folhas flutuantes ou flutuantes fixas, (iv) flutuantes livres, (v) emergentes ou emersas, (vi) anfíbias e (vii) epífitas (PEDRALLI, 1990). Neste estudo, ambas as espécies utilizadas são consideradas emergentes, em que a maior parte das plantas permanece fora da água.

### 1.1. Aspectos gerais

É comum nos ambientes aquáticos continentais, a presença de diversas espécies de macrófitas. A elevada produtividade, presente na zona litorânea de lagos e reservatórios, está relacionada frequentemente com o aumento da biomassa de macrófitas aquáticas. Essas plantas são responsáveis pelo grande aporte de matéria orgânica presente nos ambientes aquáticos (GESSNER, 2000) e, apenas pequena fração desse material é consumida pelos herbívoros (JIN-HO *et al.*, 2007). Dessa forma a biomassa senescente que não entrou na cadeia alimentar, passará a integrar a cadeia detritívora. Quando esses organismos morrem, a maioria dos detritos é composta por múltiplas espécies que contribuem para a ciclagem de compostos orgânicos e inorgânicos. A decomposição é um processo fundamental dos ecossistemas (MOORHEAD *et al.*, 1996), exercendo papel fundamental no fluxo de carbono dos ecossistemas e na ciclagem de nutrientes (HOORENS *et al.*, 2003). O metabolismo microbiano desempenha um papel fundamental nos ciclos de macronutrientes e fluxos de energia dos ecossistemas aquáticos (WETZEL, 1992), além disso, as diferentes taxas de perda de massa (dependentes da composição química dos detritos) podem enfatizar a potencialidade de diferentes espécies para fornecer compostos orgânicos e inorgânicos facilmente disponíveis para microbiota (WETZEL, 1995).

As macrófitas emergentes podem colonizar áreas que são temporariamente alagadas, sendo assim, a sua decomposição também, pode ocorrer por ação de microrganismos terrestres e não apenas pelos presentes na coluna d'água e nos sedimentos. A decomposição de macrófitas depende da composição estrutural da planta, da atividade metabólica dos microrganismos, dos efeitos da trituração dos invertebrados

e dos fatores abióticos, como temperatura, pH e disponibilidade de nutrientes (VERHOEVEN, 1986). Vários fatores intrínsecos e extrínsecos aos detritos são determinantes nos processos de decomposição vegetal, os quais acabam por alterar a velocidade de perda de massa detrital. Dentre os fatores intrínsecos que regulam os processos de decomposição estão incluídos: a composição química e morfologia estrutural dos detritos (DINKA *et al.*, 2004; SHILLA *et al.*, 2006) e as relações estequiométricas C:N:P (SCOTT *et al.*, 2013). Dentre os fatores extrínsecos que regulam a decomposição, cita-se a temperatura (SANGIORGIO *et al.*, 2008), o pH (DANGLES *et al.*, 2004; MERRIX *et al.*, 2006), a presença de aceptores de elétrons (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2002), as concentrações de nutrientes (TONNIN & HEPP, 2011), além de presença ou ausência de oxigênio dissolvido (FONSECA *et al.*, 2013).

A comunidade de macrófitas aquáticas representa papel importante no estudo dos ecossistemas aquáticos e fluxo de energia, pois é constituída por organismos macroscópicos e fotossintetizantes, que se desenvolvem principalmente, nas partes marginais de reservatórios, lagos ou em remansos de rios, com ocorrência em larga amplitude de climas (CHAMBERS *et al.*, 2008). Por se constituírem normalmente na principal fonte autóctone de detritos na região litorânea de ecossistemas lacustres (PIECZYŃSKA, 1993), as macrófitas aquáticas acabam tendo importante papel na ciclagem de matéria e nutrientes; podendo ser responsáveis por um grande aporte de matéria orgânica e nutrientes para o sistema (BENNER *et al.*, 1986; BRYANT *et al.*, 2010), que ocorre principalmente por meio da morte e decomposição destas plantas. Esses vegetais absorvem nutrientes e se constituem como fonte de carbono sob a forma de biomassa ou detritos para os organismos (NELSON & THULLEN, 2008), e também exercem outras importantes e diversas funções ecológicas (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2011).

As macrófitas aquáticas são caracterizadas por representarem um tipo de vegetação com taxas elevadas de produção primária (KUEHN *et al.*, 1999). A produtividade primária de diferentes grupos ecológicos apresenta grande variação interespecífica (BARKO & SMART, 1983; ESTEVES, 1998). Além das características de cada espécie e do tipo ecológico, os fatores abióticos do ambiente (*e.g.* radiação solar, transparência da água, temperatura, variação do nível da água, velocidade de corrente, tipo de substrato e concentração de nutrientes) e também a competição intra e

interespecífica são determinantes nos processos de crescimento e desenvolvimento destes vegetais (DE BUSK & REDDY, 1987; MADSEN, 1998).

Macrófitas aquáticas foram consideradas durante muitos anos pouco importantes para o metabolismo dos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 1998). Entretanto, com o aprofundamento do conhecimento, particularmente após estudos realizados nas regiões tropicais, evidenciou-se seu papel ecológico (POMPÊO, 1999). A maior parte da biomassa produzida por essas plantas não é consumida por herbívoros, estas representam importantes fontes de detrito (KUEHN *et al.*, 1999; ROONEY & KALFF, 2000) para as comunidades heterotróficas, contribuindo com o aporte de matéria orgânica e de nutrientes para os corpos de água os quais colonizam (WETZEL, 2001).

Atualmente, várias espécies de macrófitas aquáticas (*e.g.* invasoras) estão relacionadas aos principais problemas ambientais referentes aos recursos hídricos. Estas espécies são capazes de provocar mudanças nos ecossistemas em que são introduzidas, tais como mudança na composição e diversidade de comunidades originais, na dinâmica de nutrientes e nas teias alimentares (SIEMENS & BLOSSEY, 2007). Nesse contexto, a decomposição é um importante processo ecológico, responsável nos ciclos biogeoquímicos, pelas conversões de compostos orgânicos em compostos inorgânicos. Os processos de decomposição são responsáveis também por disponibilizar parte da energia que circula nos ecossistemas aquáticos, mais especificamente, aos organismos envolvidos na cadeia de detritos. Desta maneira, a decomposição participa simultaneamente nas manutenções dos fluxos de energia e de matéria dos ecossistemas (ODUM, 1993). Para uma série de organismos integrantes dos ecossistemas lacustres, os detritos funcionam como uma das principais fontes de matéria orgânica e de energia (MANN, 1988). A cadeia de detritos tem papel análogo à cadeia de herbivoria direta dos produtores primários. São exemplos de populações de organismos que se associam a esses detritos: bactérias, fungos, protozoários, nemátodos, oligoquetas, artrópodes, moluscos e crustáceos (BIANCHINI JR., 2003).

### **1.1. Características das macrófitas aquáticas**

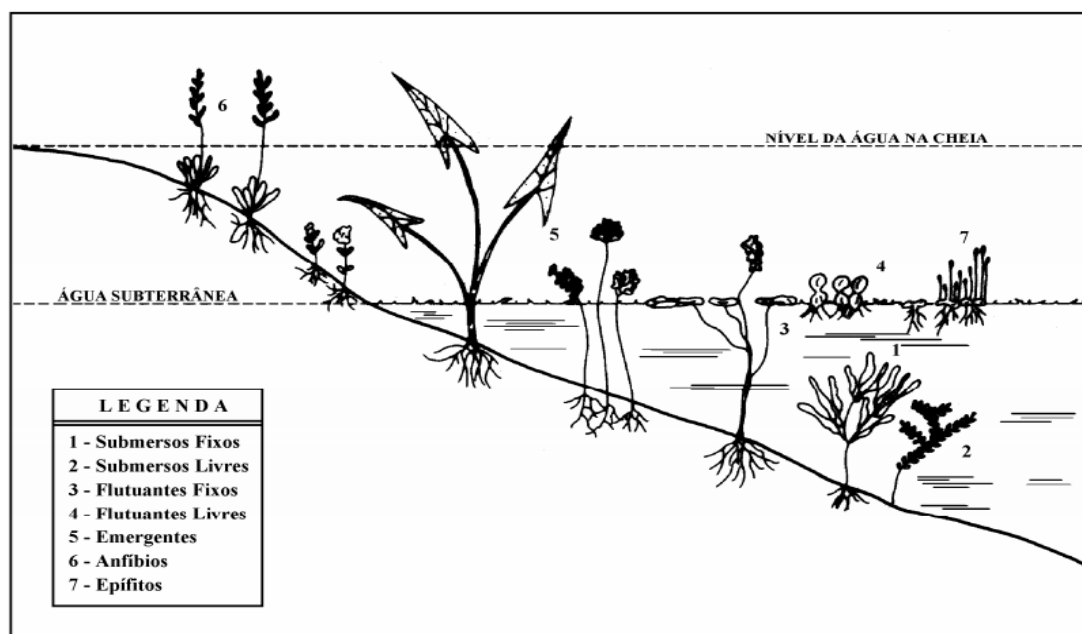
As macrófitas aquáticas são consideradas vegetais que, durante sua evolução, retornaram do ambiente terrestre para o aquático. Dessa maneira, apresentam várias características comuns aos vegetais terrestres, como por exemplo: presença de cutícula (embora menos espessa) e estômatos não funcionais (ESTEVES, 2011).

As diversas adaptações morfoanatômicas (PEDRALLI & TEIXEIRA, 2003) permitem que as macrófitas possuam grande amplitude ecológica (MITCHELL, 1974), colonizando diversos tipos de ambientes (*e.g.* fitotelmos, fontes termais, cachoeiras, lagos, pântanos, rios, represas, ambientes salobros e salgados; ESTEVES, 2011), além de serem capazes de responder rapidamente às variações abióticas do meio (*e.g.* temperatura, MITCHELL, 1974; CAMARGO *et al.*, 2003; estações de seca e chuva, PETRACCO, 2006; radiação solar, flutuações dos níveis d'água e fluxo de água, POTT & POTT, 2000). Essas diferenciações refletem conseqüentemente em sua composição química, na ação dos microrganismos decompositores, na cinética da mineralização do carbono e na estrutura química das substâncias húmicas formadas como resultado do processo de humificação (BIANCHINI JR. & CUNHA-SANTINO, 2008).

Devido às suas singularidades, é possível classificar as macrófitas aquáticas de acordo com seu modo de vida, podendo ser classificadas em cinco grandes grupos funcionais: macrófitas aquáticas emersas ou emergentes (enraizadas no sedimento com folhas fora da água); macrófitas aquáticas flutuantes (flutuam livremente na superfície da água); macrófitas aquáticas submersas enraizadas (enraizadas no sedimento que crescem totalmente submersas); macrófitas aquáticas submersas livres (permanecem livres, imersas na coluna d'água); e macrófitas aquáticas flutuantes fixas (enraizadas no sedimento com folhas flutuando na superfície da água) (ESTEVES, 2011). Alguns pesquisadores ainda consideram outros dois grupos nessa classificação: as macrófitas anfíbias ou semiaquáticas, que são aquelas capazes de viver tanto em área alagada, como fora da água; e as epífitas, que são aquelas que se instalam sobre outras plantas aquáticas (PEDRALLI, 1990; POTT & POTT, 2000) (Figura 1).

Muitos autores (*e.g.*, THOMAZ & BINI, 2003; FISHER & ACREMAN, 2004; CRONIN *et al.*, 2006; VERHOEVEN *et al.*, 2006) destacaram que devido à alta produtividade e à crescente eutrofização dos corpos de água, as macrófitas estocam grande quantidade de nutrientes em sua biomassa, a qual pode ser duplicada em um curto período de tempo, dependendo da espécie (HU *et al.*, 2007).

As macrófitas aquáticas podem ser indicadoras da qualidade da água. Sua presença pode melhorar a qualidade das águas devido à sua habilidade em absorver cargas excessivas de nutrientes e outros elementos (*e.g.* metais); estas propriedades são eventualmente utilizadas no tratamento auxiliar de esgoto e também na biomanipulação de recursos hídricos voltados para a produção de peixes (PETR, 2000).

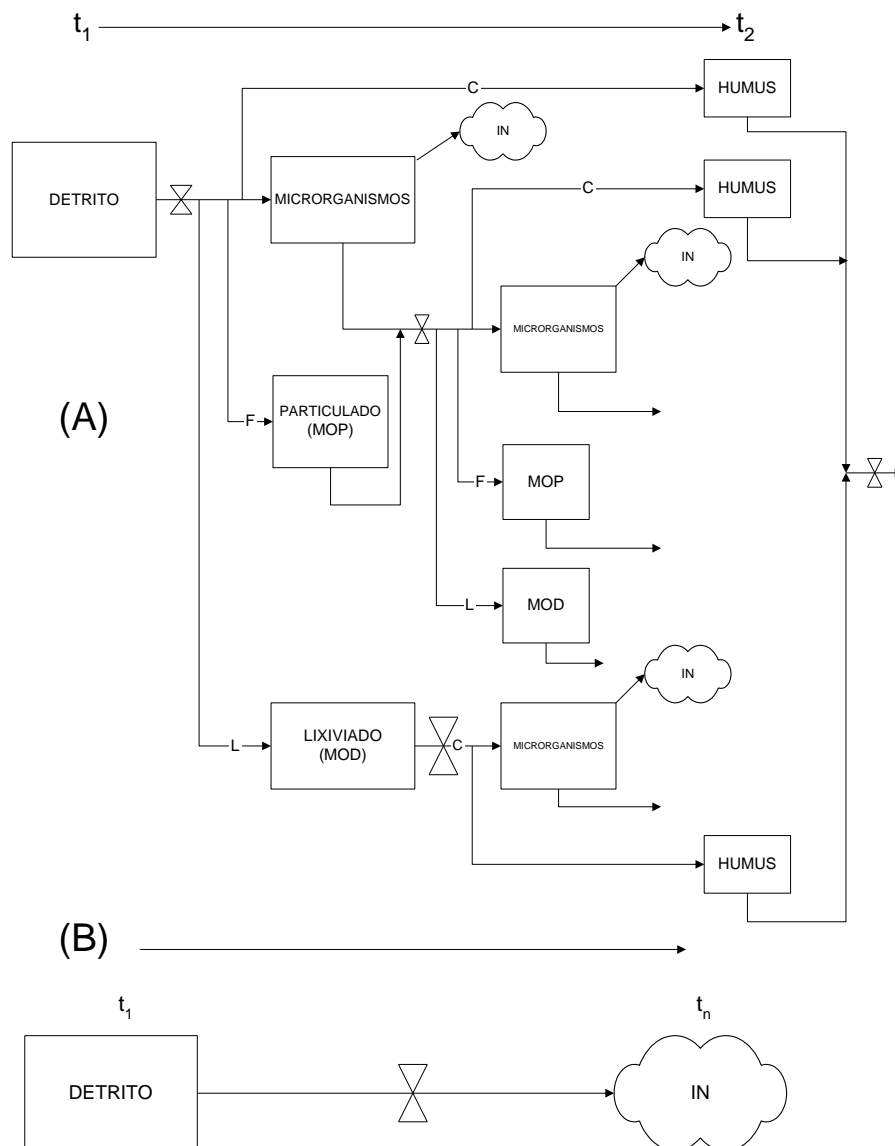


**Figura 1.** Esquema de classificação de formas biológicas de macrófitas aquáticas (PEDRALLI, 1990).

## 1.2. Decomposição das macrófitas

Os processos de decomposição dos detritos das macrófitas são regulados por fatores intrínsecos e extrínsecos que alteram a velocidade de perda da massa detrital. Dentre os fatores intrínsecos pode-se citar: a composição química e a morfologia estrutural (*e.g.* raiz, folha: GESSNER, 2000), a relação C:N:P (ENRIQUEZ *et al.*, 1993), e o tamanho (BIANCHINI JR. & ANTONIO, 2003). Dentre os fatores extrínsecos que regulam os processos de decomposição pode-se citar: a atividade microbiana, presença e abundância de invertebrados aquáticos (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2006), além de condições ambientais como concentração de nutrientes, suprimento de aceptores de elétrons, temperatura e pH (LÓPEZ *et al.*, 1998; MENDELSSOHN *et al.*, 1999; LÓPEZ-ARCHILLA *et al.*; 2001; CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2002, SANGIORGIO *et al.*, 2008). Os detritos são metabolizados tanto na presença quanto na ausência de oxigênio e, dependendo de sua disponibilidade, os produtos intermediários e as composições dos gases formados serão distintos. Tem-se observado que os processos aeróbios atuam sobre um maior espectro de formas de matéria orgânica gerando, normalmente, produtos finais mais estáveis, em menor tempo e com presença de maior quantidade de microrganismos (DAVIS & CORNWELL, 1991).

Durante sua decomposição, os detritos das macrófitas são alterados a partir de três eventos: dissolução/lixiviação, fragmentação e catabolismo (Figura 2). Tais eventos são responsáveis por modificar o estado dos detritos, podendo converter as moléculas orgânicas em inorgânicas, *i.e.* mineralização completando nesse caso os ciclos biogeoquímicos iniciados pela fotossíntese ou em outras formas orgânicas, *e.g.* biomassa de microrganismos, intermediários metabólicos, substâncias húmicas – imobilização (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2006). Dessa forma, as perdas de massa ocorrem quando há predomínio da mineralização.



**Figura 2.** Subsistemas de decomposição: (A) Decomposição de um recurso no curto prazo. Os três componentes do processo, catabolismo (C), fragmentação (F) e lixiviação (L) alteram a composição química (*e.g.* a mineralização gerando as formas inorgânicas (IN) e a ressíntese formando microrganismos e húmus) e promovem mudanças físicas

do detrito (*e.g.* redução do tamanho de partícula) e a remoção de compostos solúveis para outros locais. (B) Decomposição de um recurso sob um longo período, resultando na sua completa mineralização. As taxas de mudança de estado (representadas pelas setas) estão sujeitas a regras (representadas pelos símbolos de válvulas) devido aos efeitos dos fatores controles bióticos e abióticos (SWIFT *et al.*, 1979).

Após a senectude das plantas, os tecidos vegetais sofrem primeiramente o processo de lixiviação, no qual o enfraquecimento das paredes celulares, aliado à rápida hidratação dos tecidos, conduz à lise das células, sendo então liberados para a coluna d'água, os compostos orgânicos e nutrientes contidos em suas frações protoplasmáticas (WETZEL, 1995). A lixiviação de macrófitas aquáticas representa uma das principais vias de formação de matéria orgânica dissolvida (MOD) para vários sistemas aquáticos. O conteúdo protoplasmático das células vegetais é em geral, composto por açúcares livres, amido, proteínas e compostos fenólicos. As concentrações de cada composto variam consideravelmente dependendo de diversos fatores, como a espécie de planta, a parte da planta e o estágio fenológico em questão (SMITH *et al.*, 1998). A oxidação de compostos orgânicos lábeis ocorre concomitantemente à solubilização, através de processos primariamente químicos (BIANCHINI JR., 1985).

A celulose é o maior constituinte da parede celular dos vegetais superiores, conferindo a rigidez aos tecidos (BEGUIN & AUBERT, 1994). Cerca de 50 a 80% da biomassa de plantas aquáticas são compostas por fibras que apresentam uma proporção de polissacarídeos/lignina variando de 1.75:1 a 7:1 (MAC CUBBIN & HODSON 1980; BIANCHINI JR. & TOLEDO 1996), sendo que, durante o processo de degradação, os compostos lignocelulósicos presentes na biomassa vegetal, sofrem ataques diferenciados do conjunto de enzimas hidrolíticas geradas por fungos e bactérias (MANSFIELD, 2005).

O COD presente em ambientes naturais, é definido operacionalmente como todo carbono orgânico menor que 0,22  $\mu\text{m}$  (SUHETT *et al.*, 2006), e formado por aminoácidos livres, peptídeos, proteínas, açúcar, ácido carboxílico, ácidos nucleicos e substâncias húmicas (THOMAS, 1997). É importante para o funcionamento aquático uma vez que disponibiliza energia aos organismos (WETZEL, 1990). O COD pode ser de origem autóctone (originado do próprio sistema aquático em questão, como por exemplo, das macrófitas aquáticas) ou de origem alóctone (originado fora do sistema aquático). Diversos fatores influenciam a concentração do COD, entre eles: (i) a taxa de precipitação, (ii) a proximidade de tributários e inundações, que carregam materiais para dentro do sistema aquático, (iii) fatores climatológicos que poderiam aumentar ou



diminuir a taxa de crescimento de organismos, (iv) e a taxa de decomposição de partículas dentro do sistema aquático (GROEGER & KIMMEL, 1984; GIMENES *et al.*, 2010). A partir da oxidação do COD, carbono inorgânico é liberado para o ecossistema; esta oxidação diminui a concentração de oxigênio, aumentando as concentrações de CO<sub>2</sub> no sistema aquático.

O COD é formado por frações protoplasmáticas hidrossolúveis das macrófitas aquáticas, representado por carboidratos, polifenóis e nutrientes como nitrogênio, fósforo total, potássio e cálcio (USELMAN *et al.*, 2012).

O carbono orgânico dissolvido (COD) lixiviado apresenta uma elevada taxa de decomposição devido à sua fácil utilização microbiana nos processos anabólicos e catabólicos, sendo constituído basicamente por oligossacarídeos, ácidos e aminoácidos (HULLAR *et al.*, 1996). A matéria orgânica particulada (MOP) restante compreende fibras lignocelulósicas, como celulose, hemicelulose e lignina, sendo considerada a fração refratária detrital, normalmente apresentando menores taxas de decomposição em comparação aos compostos lixiviados. Por ser mais resistente à decomposição, o carbono orgânico particulado (COP) remanescente presente nos tecidos vegetais, não é diretamente incorporado pelos microrganismos, tendendo a ser acumulado no sedimento (WETZEL, 2001; BOTTINO *et al.*, 2013).

A decomposição dos detritos das macrófitas depende da composição molecular dos mesmos e do metabolismo microbiano e a composição das diferentes frações (MOP, MOD e compostos inorgânicos) faz com que as mesmas sejam processadas em diferentes taxas e modificadas constantemente, em função dos fatores bióticos e abióticos (BIANCHINI JR. & CUNHA-SANTINO, 2008), culminando na sua perda de massa.

Para avaliar as respostas interativas na decomposição de detritos de espécies arbóreas mistas, Hui e Jackson (2009) demonstraram que podem surgir respostas aditivas, que incluem nenhuma alteração na decomposição dos detritos mistos de ambas as espécies, ou uma decomposição mais rápida de uma espécie e uma decomposição reduzida de outra, e podem também surgir respostas antagônicas que podem ser causadas pela decomposição reduzida de apenas uma espécie, ou de ambas as espécies. Desta maneira, podem ser observadas respostas aditivas ou não-aditivas (*i.e.* sinérgicas ou antagônicas) em detritos mistos, que estão relacionadas às interações entre clima, qualidade dos detritos e comunidade de decompositores.

### 1.3. Modelagem matemática com abordagem ecossistêmica

O uso de modelos matemáticos permite um entendimento sistêmico dos ambientes aquáticos (MILIOLI & BERTOLIN, 2015), possibilitando também o estudo do funcionamento de suas complexidades (TUNDISI, 1999), através de análises detalhadas de cada compartimento que o compõe, dando suporte para o entendimento sistêmico. Assim, para a descrição e balanço de cada elemento observado (*e.g.* carbono, nitrogênio, fósforo) foram estruturadas diferentes equações de velocidade que consideraram seus respectivos coeficientes de mineralização e de formação, representando assim os diferentes mecanismos envolvidos na produção e decomposição (BIANCHINI JR., 1999). A partir da parametrização do modelo, considerando as interações entre os coeficientes de reação com as funções de forças do ambiente (*e.g.* concentração de nutrientes, temperatura) torna-se possível simular eficientemente a mineralização do carbono particulado (BIANCHINI JR., 1999).

As equações que tratam da decomposição de macrófitas aquáticas, geralmente pressupõem que as perdas de massa dos detritos sejam cinéticas de 1ª ordem (BIANCHINI JR., 1999), e a heterogeneidade da composição química dos detritos também deve ser considerada (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2006).

As taxas de decomposição de detritos vegetais são expressas, geralmente, por um coeficiente de decaimento ( $k$ ). A determinação desse coeficiente é feita a partir da seleção de modelos matemáticos, os quais possuem diferentes abordagens e consideram o decaimento de massa de diversas formas (modelo linear, exponencial simples, exponencial múltiplo e sigmoide). O estudo feito por Gimenes *et al.* (2010) indicou que os valores de  $k$  para as espécies de macrófitas emergentes observadas, variaram de 0,0003 (*Eichhornia azurea*) a 0,0230  $\text{dia}^{-1}$  (*Juncus effusus*). Os autores mencionaram que, em média, as macrófitas flutuantes apresentaram menores taxas de decomposição, seguidas pelas emersas e, por último, as macrófitas submersas, apresentaram o coeficiente de decaimento mais rápido. Os autores reportaram, entretanto, que uma mesma espécie pode apresentar diferentes taxas de decaimento, dependendo da metodologia empregada ou mesmo, de fatores intrínsecos e extrínsecos. Deste modo, a liberação da matéria orgânica e, portanto, do carbono, pode variar para uma espécie dentro de um mesmo ecossistema, dependendo das condições do mesmo.

#### 1.4. Justificativa

A decomposição isolada de uma espécie pode não representar a ciclagem em um ecossistema, uma vez que no ambiente, a mistura de várias espécies se degrada ao mesmo tempo o que justifica a realização dos experimentos do presente trabalho com os detritos das espécies conjuntamente, e também isoladas.

A decomposição é um processo fundamental no fluxo e na ciclagem dos nutrientes dos ecossistemas aquáticos, dependente da atividade de um conjunto de enzimas extracelulares (HOORENS *et al.*, 2003; REJMÁNKOVÁ & SIROVÁ, 2007). O papel das enzimas extracelulares no controle das taxas de decomposição tem sido amplamente reconhecido (SCHIMEL & WEINTRAUB, 2003) e estudado por diversos autores. Estas enzimas são necessárias para catalisar a transformação da matéria orgânica de alto peso molecular em subunidades assimiláveis, permitindo a obtenção de substratos adequados para bactérias heterotróficas (REJMÁNKOVÁ & SIROVÁ, 2007). Em termos de biomassa da planta, a celulose, lignina e hemicelulose são os constituintes predominantes (PÉREZ *et al.*, 2002) da matéria orgânica particulada, embora geralmente estas fibras não sejam consumidas por animais (BENFIELD, 2006). Para degradar esses polímeros, os microrganismos produzem uma gama de enzimas hidrolíticas extracelulares e oxidativas (CUNHA-SANTINO *et al.*, 2008).

Diversos modelos matemáticos têm sido utilizados para descrever os processos de decomposição no ambiente. No presente trabalho foi feita a parametrização de modelos matemáticos da decomposição que consideram a ciclagem de macrófitas em ambientes aquáticos, para descrever a decomposição das macrófitas *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* separadamente, e conjuntamente, bem como acompanhar a decomposição aeróbia e anaeróbia das plantas, uma vez que este processo é uma fonte de gases, já que na decomposição ocorre liberação de CO<sub>2</sub> nos processos aeróbios (JEWELL & MC CARTY, 1971; KRISTENSEN *et al.*, 1995), e CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, nos processos anaeróbios (OTSUKI & HANYA, 1972; BALLESTER & SANTOS, 2001). Ambos os gases decorrentes dos processos de decomposição aeróbia e anaeróbia estão presentes no efeito estufa e podem também contribuir para o aquecimento global.

## **2. HIPÓTESE**

As hipóteses que permearam este estudo postularam que: (i) a temperatura mais elevada associada às condições de aerobiose pode conduzir mais efetivamente a decomposição das macrófitas aquáticas; (ii) *T. domingensis* deve apresentar uma decomposição mais lenta em relação à *H. coronarium*, devido ao seu alto teor de fibras; (iii) a decomposição dos detritos mistos pode apresentar uma resposta diferente daquela encontrada na decomposição de *H. coronarium* e *T. domingensis* separadamente, ao longo do aumento da temperatura, podendo apresentar um sinergismo, em que pode ocorrer uma decomposição mais rápida, proveniente de condições múltiplas (*i.e.* interações entre clima, qualidade dos detritos e comunidades de decompositores).

## **3. OBJETIVOS**

### **3.1. Objetivo geral**

O objetivo do presente trabalho foi avaliar os efeitos de fatores bióticos (interação das espécies) e abióticos (disponibilidade de oxigênio dissolvido e temperatura) sobre a decomposição das macrófitas aquáticas *H. coronarium* e *T. domingensis*, separadamente e conjuntamente.

### **3.2. Objetivos específicos**

(i) Construir modelos cinéticos relativos à decomposição de *H. coronarium* e *T. domingensis* e dos detritos misturados dessas duas espécies; ou seja, propor as rotas da transformação da matéria orgânica e determinar os coeficientes de decaimento para diferentes condições experimentais (*i.e.* disponibilidade de oxigênio e temperatura), em função do decaimento de carbono.

(ii) Verificar o efeito da temperatura e da disponibilidade de oxigênio como fatores de regulação da atividade enzimática durante a decomposição de diferentes fontes de carbono (lixiviado e planta íntegra) de *H. coronarium* e *T. domingensis*, avaliando para cada condição, a eficiência desta atividade e determinar a intensidade da atividade de diferentes celulasas em função da mistura de detritos durante a decomposição.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

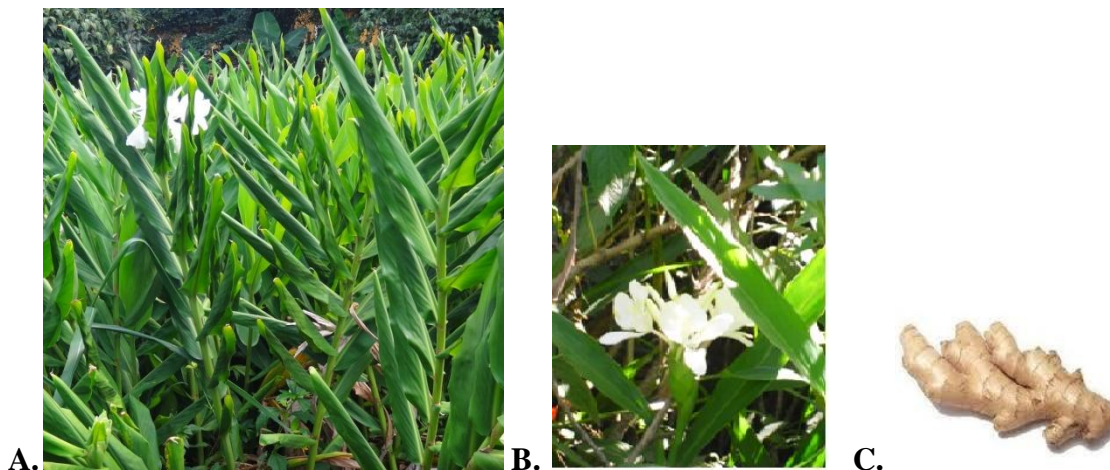
### 4.1. Caracterização das espécies

#### 4.1.1. *Hedychium coronarium* J. König

*Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae) (Figura 3) é uma macrófita aquática nativa da Ásia Tropical (MACEDO, 1997; PIO CORRÊA, 1984), perene, de ambientes úmidos, também conhecida como lírio-do-brejo, mariazinha-do-brejo e gengibre-branco (KISSMANN & GROTH, 1991; MACEDO, 1997; INSTITUTO HÓRUS, 2011). No Brasil, foi introduzida pelos portugueses há mais de 300 anos (JOLY & BRANDLE, 1995). *H. coronarium* possui importância econômica ornamental devido à folhagem, ao perfume e à beleza das flores, que também fornecem néctar para abelhas. Esta herbácea rizomatosa pode atingir até 2m de altura e apresenta flores brancas grandes e perfumadas. Trata-se de uma monocotiledônea da família Zingiberaceae, rizomatosa, de hábito herbáceo perene, apresentando caule herbáceo cilíndrico avermelhado na base e folhas coriáceas, lanceoladas. A palavra *Hedychium* vem do grego, e significa ‘neve doce’, e *coronarium*, do latim, significa ‘coroa’. A multiplicação por rizomas é a principal forma reprodutiva de *H. coronarium*, que também pode se reproduzir através de sementes. Essa planta forma colônias, difíceis de erradicar, podendo competir agressivamente com outras espécies presentes no local. A multiplicação por rizomas (forma assexuada) pode ser feita dividindo-os em parcelas de dois ou três nós (KISSMANN & GROTH, 1991; SANTOS *et al.*, 2005). Devido ao seu rápido crescimento e dispersão, é considerada invasora agressiva de baixadas úmidas e pantanosas, margens de lagos, riachos e canais de drenagem, formando densas populações (LORENZI, 2000) podendo substituir a vegetação original (LORENZI & SOUZA, 2001; SANTOS *et al.*, 2005) desde os Estados Unidos até a Argentina (KISSMANN & GROTH, 1991).

A floração de *H. coronarium* é anual, entre janeiro e abril, e a frutificação ocorre entre março e maio, com o início do clima frio e seco (DE SOUZA & CORREIA, 2007). A polinização natural ocorre em pequenas quantidades, e o desenvolvimento clonal, através de rizomas, é o mais frequente. Durante a floração, o néctar e pólen do lírio-do-brejo são grande atrativo para diferentes espécies de abelha (sobretudo a espécie *Xylocopa ordinaria*), formigas, moscas, beija-flores, coleópteros e dermápteros,

que atuam como pilhadores de néctar, de pólen ou predadores de tecidos florais (DE SOUZA & CORREIA, 2007). O tipo de inflorescência é em espiga, com brácteas imbricadas e flores brancas fortemente perfumadas, de corola branca e labelo com base amarelada que são produzidas quase que o ano todo (JORGE *et al.*, 1997; LORENZI & SOUZA, 2001; SANTOS *et al.*, 2005). Os frutos são alaranjados e as sementes possuem o arilo avermelhado, mas a dispersão também pode ocorrer através de crescimento vegetativo por fragmentos de rizomas que caem na água (SANTOS *et al.*, 2005). O desenvolvimento das sementes, aparentemente depende dos fatores distribuição geográfica e altitude (STONE *et al.*, 1992). Sua utilização vai desde a ornamentação, produção de papel (MARTINS, 1949; FACUNDO & MOREIRA, 2005), alimentação (MARTINS, 1949), limpeza de esgotos (RODOLFO & LOURDES, 1996; GUIMARÃES *et al.*, 2000; ALMEIDA & ALMEIDA, 2005) e para fins medicinais (MARTINS, 1949; JOY *et al.*, 2007; LU *et al.*, 2009). No Brasil a espécie é comum em toda a zona litorânea (KISSMANN & GROTH, 1991), sendo também comumente encontrada em regiões de brejo (LORENZI & SOUZA, 2001; COUTO & CORDEIRO, 2005). Devido ao seu rápido crescimento e dispersão, essa macrófita é considerada planta daninha por agricultores e pesquisadores, substituindo a vegetação original (LORENZI & SOUZA, 2001; BENINI, 2003; SANTOS *et al.*, 2005). Devido à sua larga distribuição e substituição da vegetação em alguns habitats úmidos, esta espécie pode causar impactos ambientais, como obstrução de riachos e canais com a massa de rizomas, podendo resultar em prejuízos (LORENZI, 2000). Chiba *et al.* (2016) observaram que presença de *H. coronarium* afeta negativamente a regeneração e a biodiversidade da comunidade vegetal. A presença de óleos essenciais com altos níveis de monoterpenos, presentes nas folhas e principalmente nos rizomas de *H. coronarium*, apresentam efeitos alelopáticos que inibem o crescimento de outras espécies vegetais (SANTOS *et al.*, 2010; MIRANDA *et al.*, 2015).



**Figura 3.** *Hedychium coronarium* – **A.** Indivíduos adultos (Foto: Yeda Carolina Paccagnella, 2013). **B.** Flores (Foto: Yeda Carolina Paccagnella, 2013). **C.** Rizoma subterrâneo (Foto: Google imagens).

#### 4.1.2. *Typha domingensis* Pers.

*Typha domingensis* Pers. (Figura 4) é uma macrófita aquática pertencente à família Typhaceae, também conhecida popularmente como taboa, bucha, capim-de-esteira, espadana, landim, paina-de-flexa, pau-de-lagoa. É uma planta perene, nativa da América do Sul, herbácea, rizomatosa, aquática, com caule cilíndrico, podendo atingir até 3m de altura, e apresentando inflorescência de coloração castanho claro a marrom. Floresce e frutifica de julho a fevereiro (REITZ, 1984). *Typha* sp são monocotiledôneas helófitas que apresentam seu sistema radicular e caulinar, em contato com o solo ou água e as folhas são aéreas. Em tais espécies, o desenvolvimento das raízes primárias, em geral, se dá por um curto período de tempo, sendo o sistema radicular formado pelas raízes adventícias que se originam no caule, formando o sistema radicular fasciculado. O caule é um rizoma, e as folhas apresentam um ângulo variado em relação ao solo ou à água, tendendo à verticalidade; são paralelógramas e, na maioria das vezes, apresentam mesófilo simétrico, (PIL & BOEGER, 2005). Propagam-se por sementes e vegetativamente, podendo formar densos agrupamentos. São bastante vigorosas, chegando a produzir 7.000 kg de rizomas por hectare. Seus rizomas são comestíveis, possuindo valor proteico equivalente ao do milho e de carboidratos igual ao da batata (BIANCO *et al.*, 2003). É uma espécie emergente cujas folhas são anfiestomáticas e apresentam grupos de fibras esclerenquimáticas por entre as células do parênquima paliçádico, logo abaixo da epiderme, e associados aos feixes (HENRY, 2003). É muito frequente em margens de lagos, reservatórios, canais de drenagem e várzeas. Possui

importância comercial, pois serve de matéria prima para confecção de móveis e de celulose (KISSMANN & GROTH, 2000). *T. domingensis* são plantas que absorvem metais pesados, inclusive o cobre, e apresentam a capacidade de fitorremediação de águas contaminadas, apresentando também a habilidade de remover ferro, zinco, chumbo e alumínio de ambientes contaminados por resíduos industriais e agrícolas, bem como a capacidade de acumular estes metais em seus tecidos (ABDEL-GHANI *et al.*, 2009; HEGAZY *et al.*, 2011). Esta macrófita pode ser utilizada como indicadora de concentrações anômalas de metais pesados como cádmio e chumbo, presentes no sedimento e na água (FREITAS, 2007), sendo também indicada como depuradora natural de ambientes aquáticos (REITZ, 1984). Sob o ponto de vista negativo, essas plantas provocam desequilíbrio, quando em povoamentos densos, tornando-se infestantes em açudes e várzeas úmidas, diminuindo ou impedindo seu aproveitamento adequado. Outro fator negativo é que nos povoamentos destas tifáceas, existem condições excelentes para a reprodução de diversas espécies de mosquitos (BIANCO *et al.*, 2003).



**Figura 4.** *Typha domingensis* – **A.** Indivíduos adultos. **B.** Inflorescência. **C.** Raiz e rizomas. (Fotos: Yeda Carolina Paccagnella, 2013).

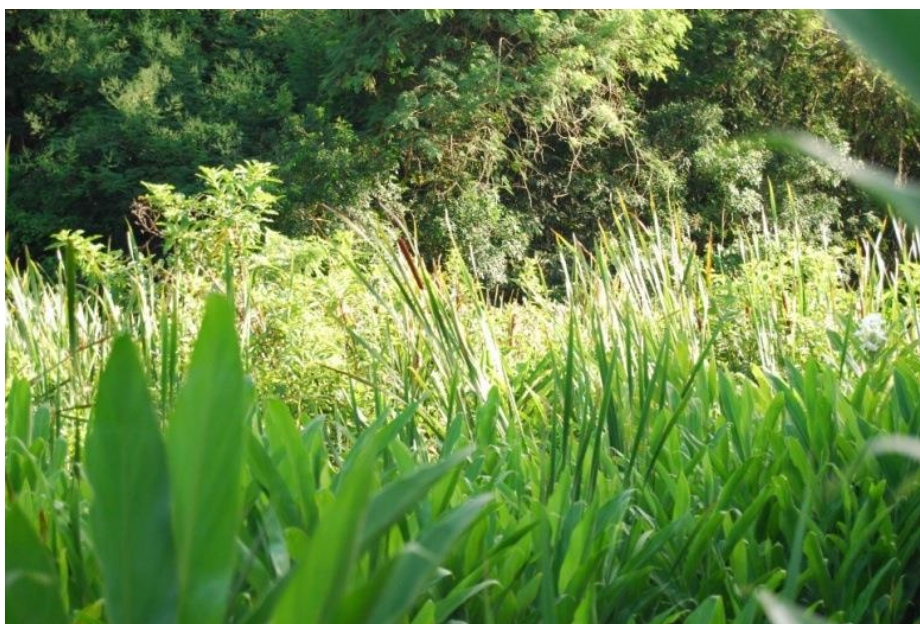
Os taboais são formações constituídas por vegetais da família Typhaceae, que contêm o único gênero, *Typha*, com distribuição cosmopolita (JOLY, 1998). *Typha domingensis* é uma espécie emersa, perene, muito comum nas áreas alagadas do Brasil (HOENE, 1948). Planta invasora, de alto potencial de crescimento vegetativo, a taboa é típica de ambientes de água doce como lagoas e brejos de águas perenes, capaz também de suportar ambientes com baixas salinidades. Os taboais são importantes tanto na estrutura quanto no metabolismo dos ecossistemas lênticos. O desenvolvimento dos taboais depende primariamente da expansão de rizomas no sedimento e dos novos



rametes (GRACE, 1989). Nas últimas décadas os taboais têm aumentado enormemente sua distribuição em função de alterações nos ambientes estuarinos, com o aumento de efluentes domésticos, industriais ou agrícolas e sua consequente eutrofização (MIAO & SKLAR, 1997; BEARE & ZEDLER, 1987).

Assim como em *H. coronarium*, foram também encontradas em *T. domingensis*, substâncias potencialmente alelopáticas (PRINDLE & MARTIN, 1996; ALBALAT *et al.*, 1997; PRINDLE *et al.*, 1997; GALLARDO *et al.*, 1998; JARCHOW & COOK, 2009).

O sucesso da colonização e a rápida proliferação de ambas as espécies estudadas, se deve em parte, à arquitetura de suas folhas (BOEGER *et al.*, 2007). Comumente, *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* formam estandes monoespecíficos e são encontradas separadamente nos ambientes naturais, porém foram observadas por Boeger *et al.* (2007), em Curitiba, PR, áreas contendo populações conjuntas de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis*, e também por Almeida (2015), em regiões urbanas (Figura 5) e rurais (Figura 6) em São Carlos, SP.



**Figura 5.** População de *Hedychium coronarium* com presença de *Typha domingensis*, na área urbana de São Carlos, São Carlos (SP). (Foto: Wagner A.C. Castro, 2014).



**Figura 6.** População de *Hedychium coronarium* com presença de *Typha domingensis*, na zona rural, cercado por pastagem, São Carlos, São Carlos (SP). (Foto: Wagner A.C. Castro, 2014).

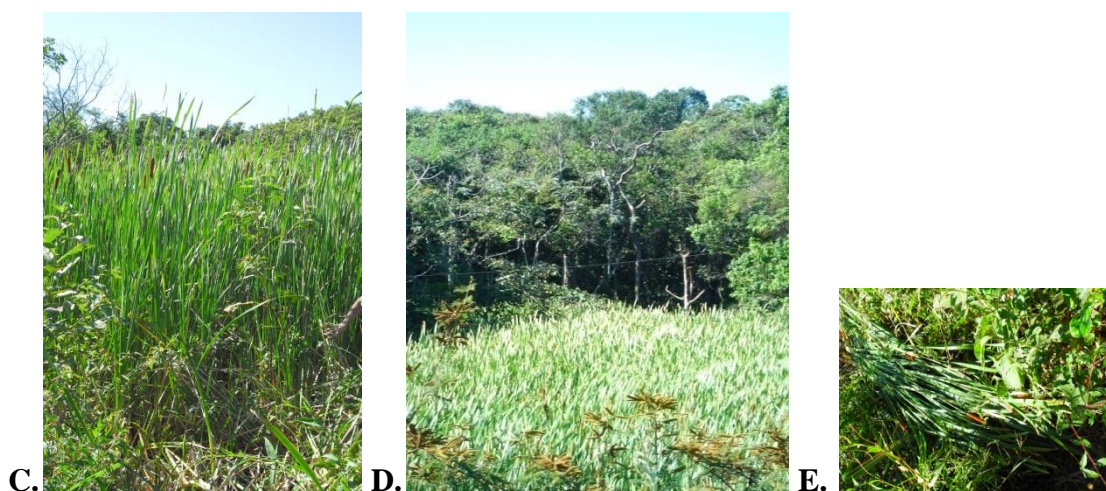
#### **4.2. Procedimentos de campo: coleta de materiais**

As amostras de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* foram coletadas manualmente em ambiente natural e lavadas com água do local, para a remoção do perifíton, partículas de sedimento e de material aderido (PAGIORO & THOMAZ, 1999; BIANCHINI JR. *et al.*, 2002).

Os exemplares de *H. coronarium* foram coletados no Reservatório do Fazzari ( $47^{\circ} 53' 15,80''$ W e  $21^{\circ} 58' 15,19''$ S) (Figura 7A e B), bem como a água utilizada no experimento. Os exemplares de *T. domingensis* foram coletados na nascente do Córrego Ponte de Tábua ( $47^{\circ} 51' 40,72''$ W e  $22^{\circ} 0' 35,16''$ S), afluente do Rio Monjolinho (Figura 7C, D e E), ambos ambientes aquáticos do bioma Cerrado, localizados no município de São Carlos.



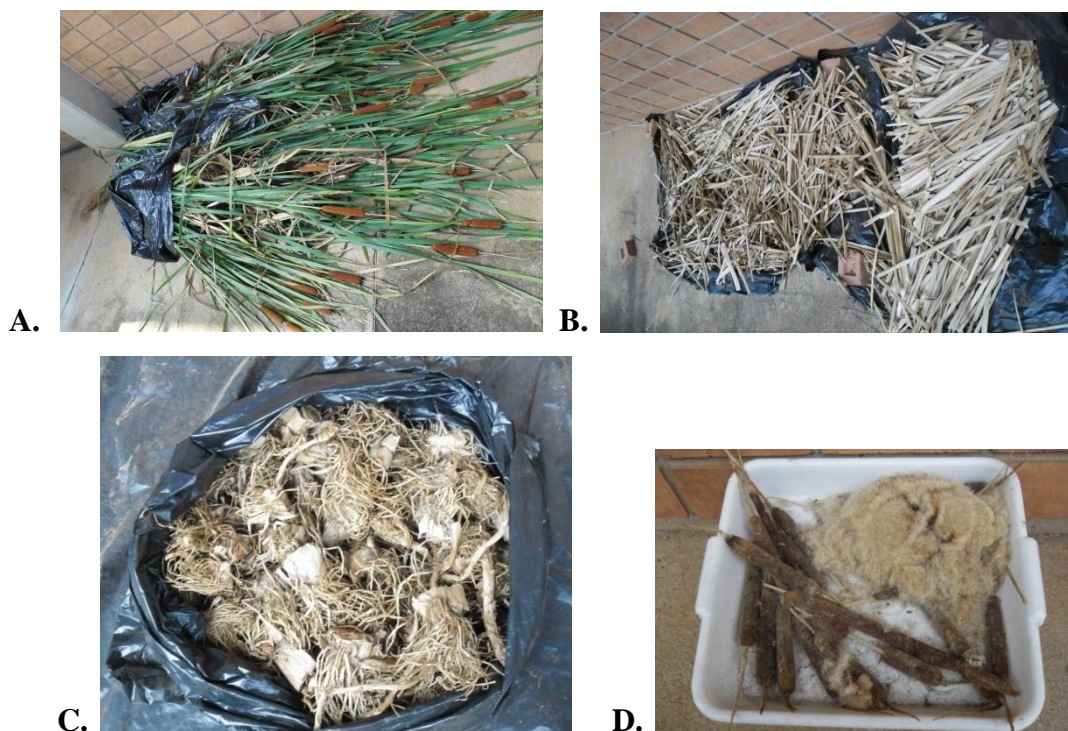
**Figura 7.** A. Reservatório do Fazzari - B. local de coleta de *H. coronarium* (Foto: Yeda Carolina Paccagnella, 2013).



**Figura 7.** C. Nascente do Córrego Ponte de Tábua – D. local de coleta de *T. domingensis*. E. Indivíduos coletados em ambiente natural (Fotos: Yeda Carolina Paccagnella, 2013).

### 4.3. Procedimentos laboratoriais

No laboratório, os exemplares de *H. coronarium* e *T. domingensis* (Figura 8A) coletados foram lavados em água corrente, fracionados e colocados para secagem (Figura 8B, C e D). Todos os procedimentos laboratoriais foram executados com amostras de cada espécie em separado, e com amostras mistas contendo 50% de massa de cada espécie.



**Figura 8.** *Typha domingensis* – A. Indivíduos coletados. B. Caules e folhas fracionados em porções maiores. C. Raízes e rizomas. D. Inflorescência com sementes (Fotos: Yeda Carolina Paccagnella, 2014).

Posteriormente, o material vegetal foi fracionado em porções menores (Figura 9A e B), desidratado em estufa com circulação forçada (marca Nova Ética, modelo 400D) a 50°C até atingirem massa constante.



**Figura 9.** *Typha domingensis* – A. Caules e folhas fracionados em porções menores. B. Raízes e rizomas fracionados em porções menores (Fotos: Yeda Carolina Paccagnella, 2014).

A água utilizada no experimento foi coletada no Reservatório do Fazzari, filtrada sucessivamente em papel filtro e em membrana de éster de celulose (poro 0,45µm) para separar a fração dissolvida da particulada e também para impedir que outros organismos (*e.g.* protozoários) interferissem na degradação microbiana. A água foi armazenada em recipiente escuro de polietileno (50 L). Foram também coletadas amostras de sedimento e colocadas em frasco de polietileno e sem oxigenação para serem utilizadas

posteriormente nos experimentos de decomposição como fonte de inóculo das bactérias existentes no local de coleta. Os bioensaios foram preparados com amostras das plantas e água do local de coleta acrescida de inóculo (ca. 10 ml/50L) após filtragem.

#### 4.3.1. Experimentos de decomposição em condições aeróbias e anaeróbias e distintas temperaturas

Os experimentos foram realizados com *H. coronarium* (Tratamento I), *T. domingensis* (Tratamento II) e com amostras mistas contendo 50% de massa de cada espécie (Tratamento III). Os fragmentos íntegros de *H. coronarium* e *T. domingensis* e das amostras mistas foram incubados em frascos de vidro de 450 ml (câmaras de decomposição) (Figura 11), na proporção de 10 g (MS) L<sup>-1</sup> de água (BIANCHINI JR. *et al.*, 2002) previamente filtrada como descrito anteriormente, e mantidos no escuro, sob temperaturas controladas de 15, 20, 25 e 30°C (Figura 10A e B). Para cada temperatura foram preparadas 21 (7 × 3) incubações mantidas em condições aeróbias (réplicas = 3 para cada tratamento) por borbulhamento constante de ar comprimido e 21 (7 × 3) em condições anaeróbias (réplicas = 3 para cada tratamento), totalizando 504 incubações *in vitro*. Os frascos utilizados nos processos anaeróbios foram mantidos fechados, sendo somente abertos nos seus respectivos dias de amostragem.

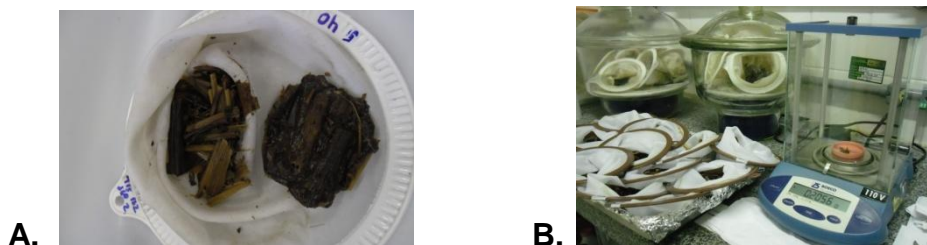


**Figura 10.** A. Incubadora de 15°C. B. Incubadoras de 15, 20, 25 e 30°C (Fotos: Yeda Carolina Paccagnella, 2014).



**Figura 11.** Câmaras de decomposição (processo anaeróbio) (Fotos: Yeda Carolina Paccagnella, 2014).

O período de decomposição das plantas nos frascos em cada condição experimental foi 90 dias. As amostras foram coletadas nos dias 0, 1, 3, 5, 15, 30, 60 e 90, e os conteúdos das câmaras foram fracionados em matéria orgânica particulada (MOP) (Figura 12A) e matéria orgânica dissolvida (MOD) por pré-filtração em membrana de éster de celulose ( $\Phi$  de poro =  $0,45\mu\text{m}$ ) e, em seguida por centrifugação (1h;  $1048 \times g$ ). Os detritos particulados contidos nas incubações foram secos em estufa (marca Nova Ética, modelo 208-1D) a  $50^\circ\text{C}$ , até massa constante, e determinados gravimetricamente em balança microanalítica (BOECO, modelo BPB 31; Figura 12B) para a quantificação da massa remanescente, sendo posteriormente calcinados por 2 horas a  $550^\circ\text{C}$  em mufla (EDG, modelo EDGCON 3P), para a determinação do teor de cinzas (WETZEL & LIKENS, 1991). Foram calculados os teores de carbono (na forma de carbono orgânico particulado - COP) obtidos multiplicando-se a massa de detrito remanescente (livre de cinzas) pelo fator de 0,47 (WETZEL, 2001). O teor de fósforo total da MOP foi determinado pelo método espectrofotométrico proposto por Williams (1979).



**Figura 12.** A. MOP (matéria orgânica particulada) úmida. B. MOP (matéria orgânica particulada) seca e balança microanalítica para a determinação da perda de massa (Fotos: Yeda Carolina Paccagnella, 2014).

As concentrações de carbono na MOD foram quantificadas por meio de analisador de carbono pelo método de combustão e detecção em infravermelho (Shimadzu, modelo TOC-L). Alíquotas das frações dissolvidas das câmaras de decomposição foram utilizadas para determinar a condutividade elétrica (CE) (condutivímetro Digimed - modelo DM3) e o pH (pHmetro - Qualxtron, modelo 8010).

#### **4.3.2. Determinação das atividades enzimáticas celulolíticas**

##### **4.3.2.1. Obtenção dos extratos enzimáticos das câmaras de decomposição**

Os extratos enzimáticos foram obtidos da degradação das duas espécies de macrófitas, com bioensaios contendo cada uma das espécies em separado e, conjuntamente, obtidos das incubações, conforme o descrito no item 4.3.1., Experimento I (condições aeróbias, anaeróbias e diferentes temperaturas).

Para a obtenção do extrato enzimático foram utilizados 1,0 g de massa fresca (MF) de detritos homogeneizados (Ultra-Turrax, marca IKA – T10 basic) em 45 ml de MOD, desagregados em ultrassom (Unique - modelo 1400A) e centrifugados (Megafuge 3.0R, marca Heraeus/30 min, 4°C e 3000 g). O sobrenadante foi separado por filtração em membrana de éster de celulose ( $\Phi$  de poro = 0,45  $\mu$ m) e armazenado em tubos tipo Falcon de 15 ml para posterior análise das atividades enzimáticas. Os ensaios enzimáticos de cada câmara foram realizados em trélicas.

##### **4.3.2.2. Determinação da atividade enzimática celulolítica C<sub>1</sub>**

A atividade celulolítica C<sub>1</sub> (ação sinérgica das enzimas endocelulase: EC 3.2.1.4 e exocelulase: EC 3.2.1.91) foi determinada pelo método de MANDELS *et al.* (1976), que consiste em determinar os açúcares redutores liberados pela ação da celulase C<sub>1</sub> sobre um substrato cristalino. A mistura de reação foi constituída de 50 mg de papel de filtro Whatman n° 1 (tiras de 1 × 6cm) em 2,0 mL de tampão citrato de sódio 0,05 M (pH 4,8) e 3,5 mL do extrato enzimático. As amostras foram incubadas por 60 minutos a 50 °C. Após esse período, 1,0 mL de amostra foi retirado, e os açúcares redutores foi quantificado pelo método de SOMOGYI (1952). As determinações das concentrações dos açúcares redutores foram medidas em espectrofotômetro a 540 nm e comparadas a uma curva padrão previamente elaborada com glicose. Neste caso, uma unidade de atividade corresponde a 1  $\mu$ mol de glicose liberado por minuto de reação por mililitro.

#### 4.4. Modelagem matemática dos experimentos de decomposição aeróbia e anaeróbia de *H. coronarium* e *T. domingensis* separadamente e conjuntamente

As variações temporais do carbono orgânico particulado remanescente nos Tratamentos I, II e III foram ajustadas a um modelo cinético de primeira ordem (Equação 1) (LOUSIER & PARKINSON, 1976). Esse modelo considera que os detritos de *H. coronarium* e de *T. domingensis* tenham natureza química heterogênea, e apresentam uma fração lábil/solúvel e outra porção refratária (BERG & MCCLAUGHERTY, 2008). A fração lábil/solúvel é constituída de compostos hidrossolúveis e a fração refratária, basicamente de fibras (*i.e.* celulose, hemicelulose e lignina). As perdas de massa dos detritos heterogêneos ocorreram por dois caminhos principais: um rápido e outro lento, os quais estão matematicamente descritos pela Equação 1.

$$\text{COP} = (\text{COP}_{\text{LS}} \times e^{-k_{\text{LS}}t}) + (\text{COP}_{\text{R}} \times e^{-k_{\text{R}}t}) \quad (1)$$

em que:  $\text{COP}_{\text{LS}}$  = teor de carbono orgânico particulado lábil/solúvel (%);  $\text{COP}_{\text{R}}$  = teor de carbono orgânico particulado refratário (%);  $e$  = base do logaritmo natural;  $k_{\text{LS}} = k_1 + k_2$ , coeficiente global de perda de massa da porção lábil/solúvel (= coeficiente de mineralização das frações lábeis ( $k_1$ ) + coeficiente de lixiviação ( $k_2$ )) ( $\text{dia}^{-1}$ );  $k_{\text{R}}$  = coeficiente de perda de massa do COP refratário ( $\text{dia}^{-1}$ );  $t$  = tempo (dia).

O valor médio do COP remanescente obtido foi convertido em percentagem, a partir do qual foi determinado o valor médio do carbono liberado (CL), através da subtração de 100. O CL é constituído por parte de carbono orgânico dissolvido (COD) e parte de carbono mineralizado (CM). Deste modo, o teor de carbono liberado (CL) foi obtido através da Equação 2:

$$\text{CL} = 100 - (\text{COP}_{\text{LS}} - \text{COP}_{\text{R}}) \quad (2)$$

em que: CL = carbono liberado;  $\text{COP}_{\text{LS}}$  = carbono orgânico particulado lábil/solúvel;  $\text{COP}_{\text{R}}$  = carbono orgânico particulado refratário nas respectivas temperaturas e disponibilidade de oxigênio.



Os tempos de meia-vida ( $t_{1/2}$ ) dos processos de decaimento do COP dos detritos de *H. coronarium* (Tratamento I), *T. domingensis* (Tratamento II) e detritos misturados (Tratamento III) foram calculados pela Equação 3.

$$t_{1/2} = \ln(0,5)/-k \quad (3)$$

em que:  $t_{1/2}$  = tempo de meia vida;  $k$  = coeficiente de decomposição de cada fração ( $k_{LS}$  e  $k_R$ ).

As cinéticas de perda de massa sob as diferentes temperaturas tiveram os coeficientes de decaimento comparados para determinação do  $Q_{10}$  dos processos (MUSATOV, 1994). O coeficiente  $Q_{10}$ , que expressa a dependência metabólica dos organismos em relação à temperatura sob o incremento de 10°C, foi obtido pela relação exponencial entre a temperatura e os coeficientes de perda de massa da fração refratária ( $COP_R$ ) de acordo com a Equação 4.

$$Q_{10} = \frac{k_{t1}}{k_{t2}} \quad (4)$$

em que:  $k_{t1}$  = coeficiente de decaimento na temperatura 1 ( $t + 10^\circ\text{C}$ );  $k_{t2}$  = coeficiente de decaimento na temperatura 2.

O efeito da temperatura sobre o coeficiente de decaimento do COP ( $k$ ), lábil/solúvel ( $k_{L/S}$ ) ou refratário ( $k_R$ ), foi calculado através da equação de Arrhenius, segundo a Equação 5.

$$k = k_{\text{ref}} \times \Theta^{(T-T_{\text{ref}})} \quad (5)$$

em que:  $\Theta$  = coeficiente de ajuste da temperatura =  $(Q_{10})^{0,1}$ ;  $k$  = coeficiente de decaimento do COP lábil/solúvel ( $k_{L/S}$ ) ou refratário ( $k_R$ ) dependente da temperatura ( $\text{dia}^{-1}$ );  $k_{\text{ref}}$  = coeficiente de reação na temperatura de referência ( $\text{dia}^{-1}$ ). Os coeficientes de ajuste da temperatura ( $\Theta$ ) foram determinados dos valores de  $Q_{10}$  de reação na temperatura de referência ( $\text{dia}^{-1}$ ).

#### **4.5. Análises estatísticas**

Para avaliar diferenças na cinética de perda de massa dos detritos das espécies isoladas e da mistura das duas espécies, assim como em relação às variações abióticas (temperatura e disponibilidade de oxigênio dissolvido) de cada tratamento, foram feitas análises de variância (ANOVA análises repetidas) em nível de significância  $\alpha < 0,05$ . As diferenças das atividades enzimáticas acumuladas da celulase em função dos três tratamentos e da temperatura foram analisadas pelo método não paramétrico de Kruskal Wallis e comparação posterior com Dunn em nível de significância  $\alpha < 0,05$ .

#### **4.6. Avaliação das respostas interativas na decomposição dos detritos mistos (Tratamento III)**

Foram avaliadas as respostas interativas na decomposição dos detritos mistos a 15, 20, 25 e 30°C, segundo Hui e Jackson (2009). Se o valor de  $k_R$  dos detritos mistos é equivalente à média aritmética dos valores de  $k_R$  das espécies isoladas, o efeito é considerado aditivo; se o valor de  $k_R$  dos detritos mistos é menor que a média aritmética dos valores de  $k_R$  das espécies isoladas, o efeito é considerado antagônico, e, se o valor de  $k_R$  dos detritos mistos é maior que a média aritmética dos valores de  $k_R$  das espécies isoladas, o efeito é considerado sinérgico.

### **5. RESULTADOS**

#### **5.1. Variação temporal do carbono orgânico particulado remanescente (COP)**

##### **5.1.1. Decomposição de *Hedychium coronarium* (Tratamento I)**

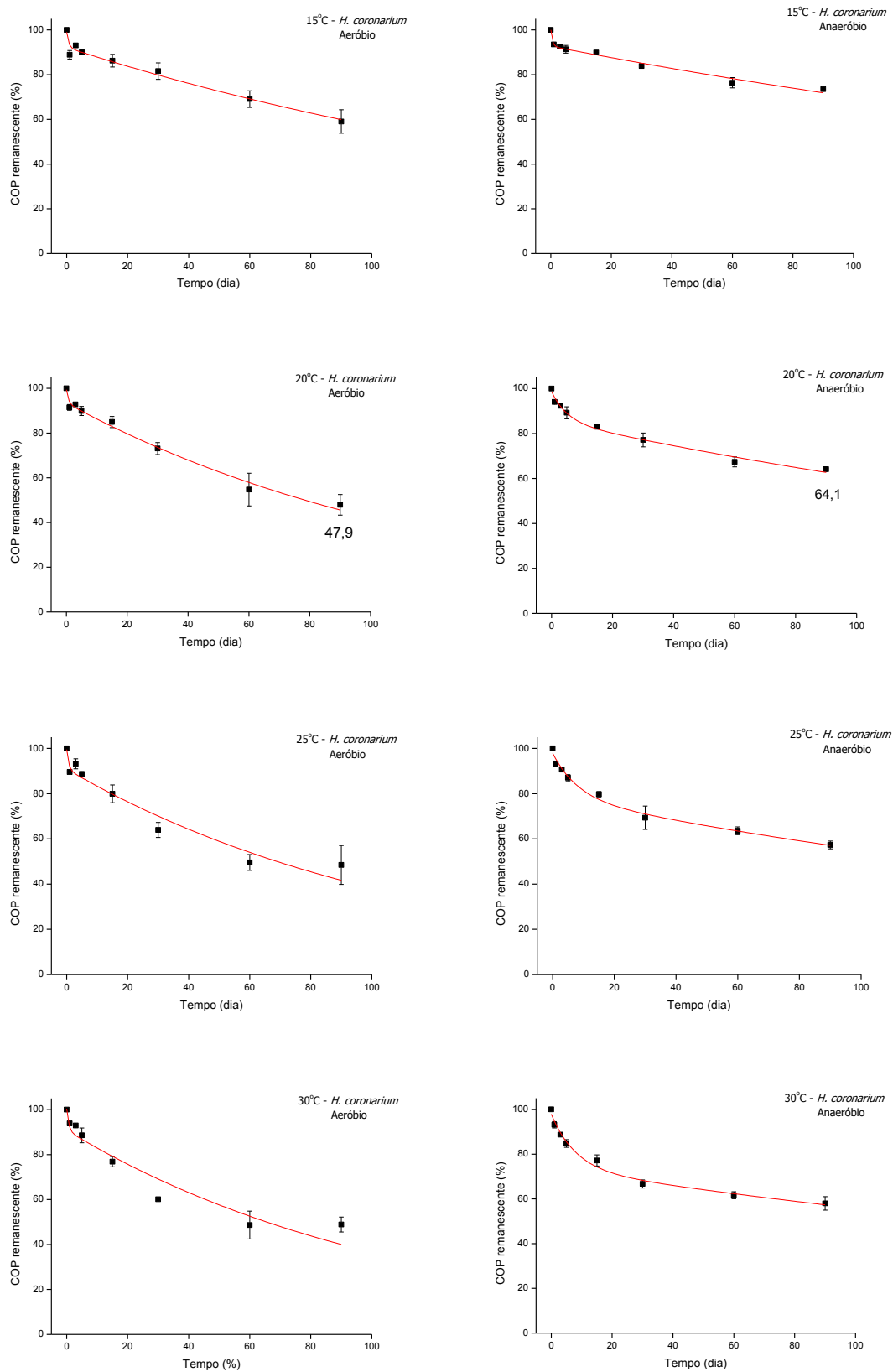
Os teores iniciais de carbono orgânico particulado remanescente (COP) presente nos detritos de *Hedychium coronarium* foram considerados 100% em todas as temperaturas sob as condições aeróbias e anaeróbias. O decaimento de COP de *H. coronarium*, permitiu observar que, de maneira geral, os processos aeróbios favoreceram o decaimento mais rápido de COP quando comparados aos anaeróbios (Figura 13). Foi observado, também, que em relação a esse processo, ocorreram duas frações, uma de perda rápida, *i.e.* carbono orgânico particulado lábil solúvel (COP<sub>LS</sub>), e

outra mais lenta, o carbono orgânico particulado refratário (COP<sub>R</sub>). Para o Tratamento I, a perda do COP<sub>LS</sub> foi mais rápida, enquanto que a do COP<sub>R</sub> ocorreu mais lentamente, predominantemente após uma semana do início do experimento (Figura 13).

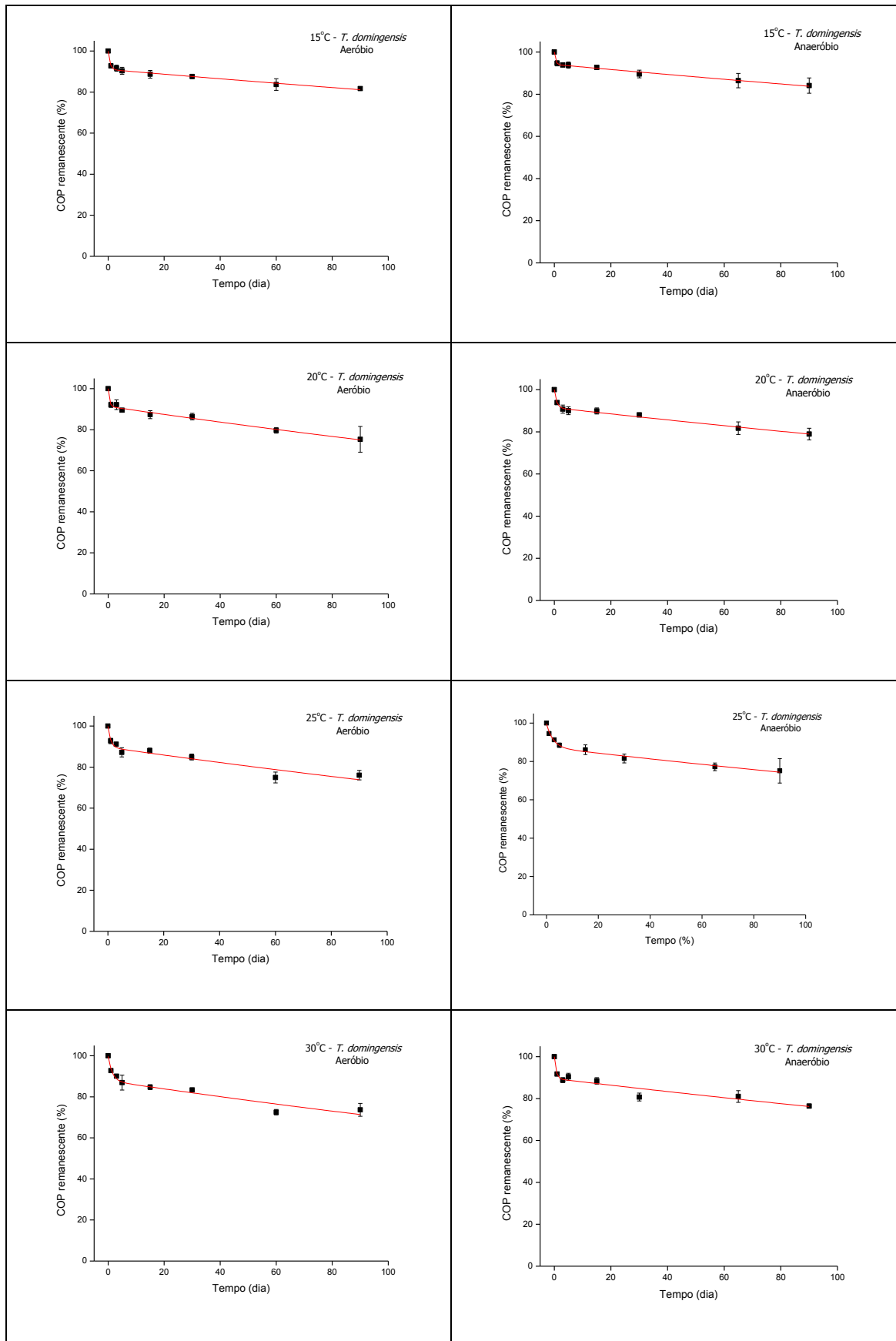
A perda de massa de *H. coronarium* (Tratamento I) revelou que, após 90 dias, os teores médios de COP remanescente para as condições aeróbias e anaeróbias respectivamente, foram de 59,1 e 73,5% (15°C); 47,9 e 64,1% (20°C); 48,5 e 57,3% (25°C); e 48,9 e 58,0% (30°C). Os teores percentuais finais mínimos e máximos de COP foram respectivamente 47,9 (20°C) e 59,1% (15°C), sob aerobiose, e 57,3 (25°C) e 73,5% (15°C), sob anaerobiose (Figura 13). Durante o processo de decomposição dos detritos de *Hedychium coronarium*, ocorreu aumento da intensidade de decaimento do COP concomitante ao aumento da temperatura (Tratamento I).

### **5.1.2. Decomposição *Typha domingensis* (Tratamento II)**

Os teores iniciais de carbono orgânico particulado remanescente (COP) presente nos detritos de *Typha domingensis* foram considerados 100% em todas as temperaturas sob as condições aeróbias e anaeróbias. Assim como na degradação de *H. coronarium*, na decomposição de *T. domingensis*, a variação temporal da perda de COP também permitiu observar que, de maneira geral, os processos aeróbios favoreceram o decaimento mais rápido de COP quando comparados aos processos anaeróbios (Figura 14). Foi observado também que, em relação ao carbono, ocorreram duas frações, uma de perda rápida, *i.e.* COP<sub>LS</sub>, e outra mais lenta (COP<sub>R</sub>).



**Figura 13.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para o carbono orgânico particulado remanescente (COP) expressos em % durante a decomposição de *Hedychium coronarium* nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento I).



**Figura 14.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para o carbono orgânico particulado remanescente (COP) expressos em % durante a decomposição de *Typha domingensis* nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento II).

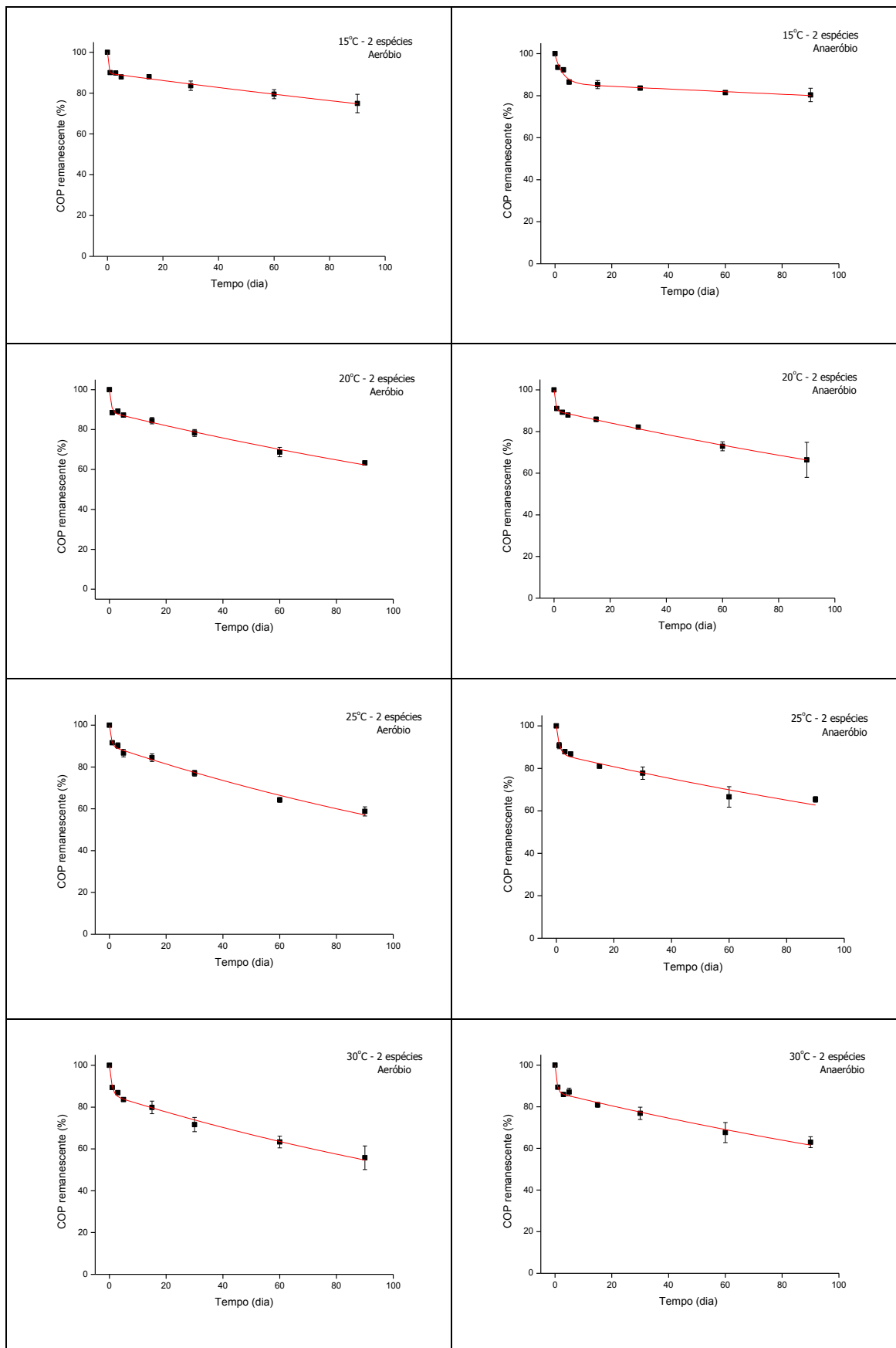
Para o Tratamento II, o COP<sub>LS</sub> apresentou liberação de carbono mais rápida, enquanto que, a liberação de carbono do COP<sub>R</sub> ocorreu mais lentamente, predominantemente após uma semana do início do experimento (Figura 14).

A perda de massa dos detritos de *T. domingensis* (Tratamento II) indicou que, após 90 dias, os teores médios de COP remanescente para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente, foram de 81,7 e 84,1% (15°C); 75,3 e 78,9% (20°C); 76,1 e 75,1% (25°C); e 73,7 e 76,5% (30°C). Os teores percentuais finais mínimos e máximos de COP foram respectivamente 73,7 (30°C) e 81,7% (15°C), sob aerobiose, e 75,1 (25°C) e 84,1% (15°C), sob anaerobiose (Figura 14).

No Tratamento II também se observou o decaimento do COP conforme o aumento da temperatura, na decomposição de *Typha domingensis*, embora não tanto pronunciado como aquele observado para *H. coronarium*. O menor decaimento do COP se deu a 15°C sob anaerobiose (Figura 14).

### **5.1.3. Decomposição de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (detritos mistos - Tratamento III)**

Os teores iniciais de carbono orgânico particulado remanescente (COP) presente nos detritos mistos de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* (50% de massa de cada espécie) foram considerados 100% em todas as temperaturas sob as condições aeróbias e anaeróbias. Para os detritos mistos (Tratamento III), a variação temporal da perda de COP permitiu observar que, de maneira geral, os processos aeróbios favoreceram o decaimento mais rápido de COP quando comparados aos processos anaeróbios (Figura 15), o mesmo padrão observado nos Tratamentos I e II. Assim como para os demais tratamentos, observou-se também que, em relação ao carbono, ocorreram duas frações: COP<sub>LS</sub> e COP<sub>R</sub>. Para todos os tratamentos, o COP<sub>LS</sub> apresentou um decaimento mais rápido e o COP<sub>R</sub> mais lento, predominantemente após uma semana do início do experimento (Figura 15).



**Figura 15.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para o carbono orgânico particulado remanescente (COP) expressos em % durante a decomposição de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (detritos mistos), nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento III).

Em aerobiose, a perda de massa dos detritos mistos (Tratamento III) indicou um decaimento maior de COP, assim como no Tratamento I, em relação às condições de anaerobiose. Os teores médios de COP remanescente foram de 75,0 e 80,4% (15°C); 63,3 e 66,4% (20°C); 58,8 e 65,4% (25°C); e 55,8 e 63,0% (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Os teores percentuais mínimos e máximos de COP foram respectivamente 55,8 (30°C) e 75,0% (15°C), sob aerobiose, e 63,0 (30°C) e 80,4% (15°C), sob anaerobiose (Figura 15). Durante o processo de decomposição dos detritos mistos (Tratamento III), ocorreu maior decaimento de COP conforme o aumento do gradiente de temperatura.

No geral, quando comparados os Tratamentos I, II e III, o decaimento de COP de *H. coronarium* foi o mais rápido, enquanto que o de *T. domingensis*, apresentou o decaimento de COP mais lento.

## 5.2. Parametrização do decaimento de COP (Tratamentos I, II e III) em função da temperatura e cálculo do $Q_{10}$

A parametrização do modelo cinético (Tabela 1) indicou que, nas condições aeróbias, de modo geral, para os Tratamentos I, II e III, os teores médios do  $COP_{LS}$  dos detritos aumentaram conforme o incremento da temperatura, apresentando teores médios que variaram entre 5,9 (*H. coronarium* a 20°C) e 13,9% (detritos mistos a 30°C).

Na degradação aeróbia de *H. coronarium*, os  $t_{1/2}$  médios para o  $COP_{LS}$  (0,5 dia) e os  $k_{LS}$  (1,5 dia<sup>-1</sup>) foram constantes independente do aumento da temperatura. No Tratamento II (*T. domingensis*), os valores médios de  $t_{1/2}$  para o  $COP_{LS}$  variaram entre 0,3 (20°C) e 1,0 dia (30°C), e os de  $k_{LS}$ , variaram entre 0,7 e 2,1 dia<sup>-1</sup>. No Tratamento III (detritos mistos), os valores médios de  $t_{1/2}$  para o  $COP_{LS}$  variaram entre 0,2 (15°C) e 0,6 dia (30°C), e os de  $k_{LS}$ , variaram entre 1,2 (30°C) e 3,0 dia<sup>-1</sup> (15°C). Os coeficientes de determinação ( $r^2$ ) indicaram boa aderência dos resultados experimentais ao modelo de duplo decaimento para os três tratamentos em aerobiose, com variação entre 0,90 (*T. domingensis*, 25°C) e 0,99 (detritos mistos, 15 e 30°C). Foi observado também que, de maneira geral, os teores médios de  $COP_R$  decaíram conforme a elevação da temperatura nos Tratamentos I, II e III, em aerobiose. Dentre os três tratamentos, os valores médios de  $COP_R$  variaram entre 86,1 (detritos mistos, 30°C) e 94,1% (*H. coronarium*, 20°C), os  $k_R$  variaram entre 0,001 (*T. domingensis*, 15°C) e 0,009 dia<sup>-1</sup> (*H. coronarium*, 25 e



30°C), e os  $t_{1/2}$  para o  $COP_R$  variaram entre 77 (*H. coronarium*, 25 e 30°C) e 692 dias (*T. domingensis*, 15°C). Ainda em relação à temperatura, os valores de  $Q_{10}$  durante a degradação aeróbia foram 1,46, 1,55 e 2,00, para os Tratamentos I, II e III, respectivamente, significando que, a cada 10°C acrescidos ao sistema de decomposição, a atividade metabólica dos microrganismos aumenta 46%, 55% e 100%, respectivamente.

A parametrização do modelo cinético (Tabela 1) também indicou que, nas condições anaeróbias, de modo geral, para os Tratamentos I, II e III, a fração de  $COP_{LS}$  presente nos detritos, aumentou conforme o aumento da temperatura. Os valores médios de  $COP_{LS}$  variaram entre 5,8 (*T. domingensis*, 15°C) e 24,2% (*H. coronarium*, 30°C), os  $k_{LS}$  variaram entre 0,1 (*H. coronarium*, 25 e 30°C) e 2,1  $\text{dia}^{-1}$  (*T. domingensis*, 15°C), e os  $t_{1/2}$  para o  $COP_{LS}$  variaram entre 0,3 (*T. domingensis*, 15°C; detritos mistos 30°C) e 6,9 dias (*H. coronarium*, 25 e 30°C). Os coeficientes de determinação ( $r^2$ ) também indicaram boa aderência dos resultados experimentais ao modelo de duplo decaimento para os três tratamentos em anaerobiose, com variação entre 0,95 (detritos mistos, 15°C) e 0,99 (*T. domingensis*, 15°C; detritos mistos, 20°C). Foi observado também que, de maneira geral, os teores médios de  $COP_R$  decaíram conforme a elevação da temperatura, nos Tratamentos I, II e III, em anaerobiose.

**Tabela 1.** Parametrização da perda de carbono na decomposição das macrófitas nos Tratamentos I, II e III, em condições aeróbias e anaeróbias. Em que: COP<sub>LS</sub> = carbono orgânico particulado lábil solúvel (%); COP<sub>R</sub> = carbono orgânico particulado refratário (%); k<sub>LS</sub> = coeficiente de decaimento do COP<sub>LS</sub> (dia<sup>-1</sup>); k<sub>R</sub> = coeficiente de decaimento do COP<sub>R</sub> (dia<sup>-1</sup>); r<sup>2</sup> = coeficiente de determinação; t<sub>1/2</sub> = tempo de meia-vida dos processos de decaimento dos COP<sub>LS</sub> e COP<sub>R</sub>; Q<sub>10</sub> = valor de resposta metabólica dos microrganismos.

	<i>Hedychium coronarium</i> (Condição aeróbia)				<i>Hedychium coronarium</i> (Condição anaeróbia)			
	15°C	20°C	25°C	30°C	15°C	20°C	25°C	30°C
COP <sub>LS</sub> (%)	6,8	5,9	8,6	9,6	7,2	12,9	19,5	24,2
k <sub>LS</sub> (dia <sup>-1</sup> )	1,5	1,5	1,5	1,5	1,9	0,2	0,1	0,1
t <sub>1/2</sub> (dias)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,4	3,5	6,9	6,9
r <sup>2</sup>	0,97	0,98	0,94	0,91	0,97	0,98	0,98	0,98
COP <sub>R</sub> (%)	93,2	94,1	91,4	90,4	92,8	87,1	80,5	75,8
k <sub>R</sub> (dia <sup>-1</sup> )	0,005	0,008	0,009	0,009	0,003	0,003	0,003	0,003
t <sub>1/2</sub> (dias)	138	87	77	77	231	231	231	231
	Q <sub>10</sub> = 1,46				Q <sub>10</sub> = 1,03			
	<i>Typha domingensis</i> (Condição aeróbia)				<i>Typha domingensis</i> (Condição anaeróbia)			
	15°C	20°C	25°C	30°C	15°C	20°C	25°C	30°C
COP <sub>LS</sub> (%)	8,9	8,6	10,1	11,8	5,8	8,5	12,1	10,4
k <sub>LS</sub> (dia <sup>-1</sup> )	1,49	2,1	1,0	0,7	2,1	1,3	0,4	1,5
t <sub>1/2</sub> (dias)	0,5	0,3	0,7	1,0	0,3	0,5	1,7	0,5
r <sup>2</sup>	0,98	0,98	0,90	0,93	0,99	0,98	0,98	0,90
COP <sub>R</sub> (%)	91,1	91,4	89,9	88,2	94,2	91,5	87,9	89,6
k <sub>R</sub> (dia <sup>-1</sup> )	0,001	0,002	0,002	0,002	0,001	0,002	0,002	0,002
t <sub>1/2</sub> (dias)	692	346	346	346	692	346	346	346
	Q <sub>10</sub> = 1,55				Q <sub>10</sub> = 1,26			
	2 espécies mistas (Condição aeróbia)				2 espécies mistas (Condição anaeróbia)			
	15°C	20°C	25°C	30°C	15°C	20°C	25°C	30°C
COP <sub>LS</sub> (%)	10,2	10,9	9,8	13,9	13,6	9,9	12,9	13,1
k <sub>LS</sub> (dia <sup>-1</sup> )	3,0	1,5	1,6	1,2	0,4	2,0	1,0	1,5
t <sub>1/2</sub> (dias)	0,2	0,5	0,4	0,6	1,7	0,3	0,7	0,5
r <sup>2</sup>	0,99	0,98	0,98	0,99	0,95	0,99	0,96	0,98
COP <sub>R</sub> (%)	89,8	89,1	90,2	86,1	86,4	90,1	87,1	86,9
k <sub>R</sub> (dia <sup>-1</sup> )	0,002	0,004	0,005	0,005	0,0007	0,003	0,003	0,004
t <sub>1/2</sub> (dias)	346	173	138	138	989	231	231	173
	Q <sub>10</sub> = 2,00				Q <sub>10</sub> = 2,09			

Dentre os três tratamentos, em anaerobiose, os teores médios de COP<sub>R</sub> variaram entre 75,8 (*H. coronarium*, 30°C) e 94,2% (*T. domingensis*, 15°C). Os valores médios de k<sub>R</sub> 0,003 dia<sup>-1</sup> se mantiveram constantes para o Tratamento I (*H. coronarium*). Para os Tratamentos II e III, os valores médios de k<sub>R</sub> variaram entre 0,0007 (dejetos mistos, 15°C) e 0,004 dia<sup>-1</sup> (dejetos mistos, 30°C). Os valores médios de t<sub>1/2</sub> para o COP<sub>R</sub> variaram entre 173 (dejetos mistos, 30°C) e 989 dias (dejetos mistos, 15°C) para os três tratamentos. Ainda em relação à temperatura, os valores de Q<sub>10</sub> foram 1,03, 1,26 e 2,09, para os Tratamentos I, II e III, respectivamente, significando que, a cada 10°C acrescidos ao sistema de decomposição, a atividade metabólica dos microrganismos aumenta 3%, 26% e 109%, respectivamente.

Dentre os três tratamentos, em anaerobiose, o menor valor de t<sub>1/2</sub> (77 dias) para o COP<sub>R</sub> foi observado no Tratamento I, em condições aeróbias, a 25 e 30°C. O maior valor de t<sub>1/2</sub> (989 dias) e o menor valor de k<sub>R</sub>, (0,0007 dia<sup>-1</sup>) foram observados no Tratamento III a 15°C.

Comparando-se os Tratamentos I e II, foi observado que o maior valor de k<sub>R</sub> foi encontrado para *H. coronarium* (25 e 30°C) em aerobiose, e o menor valor de k<sub>R</sub> foi encontrado para *T. domingensis* (15°C), tanto na presença, quanto na ausência de oxigênio dissolvido.

### **5.2.1. Avaliação das respostas interativas na decomposição dos dejetos mistos (Tratamento III)**

A média dos valores dos k<sub>R</sub> entre os tratamentos com *H. coronarium* e *T. domingensis* obtidas a 15, 20, 25 e 30°C foram 0,003, 0,005, 0,006 e 0,006 dia<sup>-1</sup> respectivamente para as condições aeróbias, e, para as condições anaeróbias, 0,002 dia<sup>-1</sup> a 15°C e 0,003 dia<sup>-1</sup> para as demais temperaturas. Dessa maneira, a comparação desses valores com os valores de k<sub>R</sub> das amostras mistas permitiu observar que as respostas interativas na decomposição dos dejetos mistos em aerobiose, apresentaram efeito antagônico nas 4 temperaturas. Entretanto, em anaerobiose, foi observado efeito antagônico a 15°C, efeito aditivo a 20 e 25°C e efeito sinérgico a 30°C.

### **5.3. Análise estatística**

A análise estatística revelou que no Tratamento III houve diferença significativa entre os processos aeróbios a 15 e a 30°C (p < 0,001); aeróbios a 15°C e anaeróbios a

30°C ( $p < 0,05$ ); aeróbios a 20°C e anaeróbios a 15°C ( $p < 0,05$ ); aeróbios a 25°C e anaeróbios a 15°C ( $p < 0,01$ ); aeróbios a 30°C e anaeróbios a 15°C ( $p < 0,001$ ) e 20°C ( $p < 0,05$ ); e anaeróbios a 15 e 25°C ( $p < 0,05$ ) e 30°C ( $p < 0,01$ ).

#### **5.4. Variação temporal do carbono orgânico dissolvido (COD)**

##### **5.4.1. Decomposição de *Hedychium coronarium* (Tratamento I)**

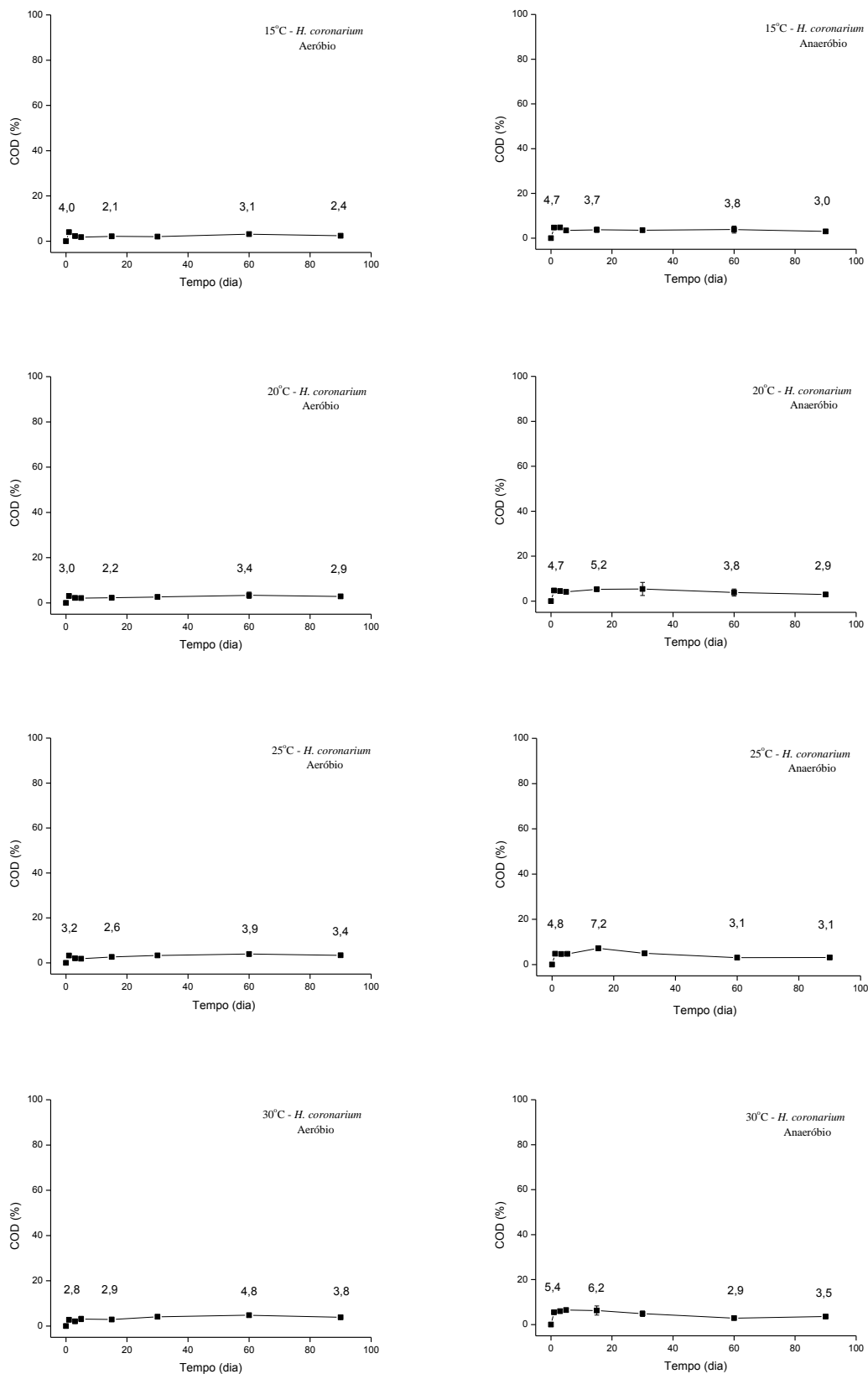
As variações temporais dos teores de COD durante a decomposição aeróbia e anaeróbia de *Hedychium coronarium* (Tratamento I) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 16.

Na decomposição de *H. coronarium* (Tratamento I) observou-se um decaimento de COD, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose, com exceção das incubações aeróbias a 25 e 30°C, em que foi observado leve incremento nos valores finais. Os teores médios de COD obtidos foram de 2,4 e 3,0% (15°C), 2,9 e 2,9% (20°C), 3,4 e 3,1% (25°C) e 3,8 e 3,5% (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Os teores percentuais mínimos e máximos de COD foram respectivamente 1,8 (15 e 25°C, dia 5) e 4,8% (30°C, dia 60), sob aerobiose, e 2,9 (20°C, dia 90 e 30°C, dia 60) e 7,2% (25°C, dia 15), sob anaerobiose.

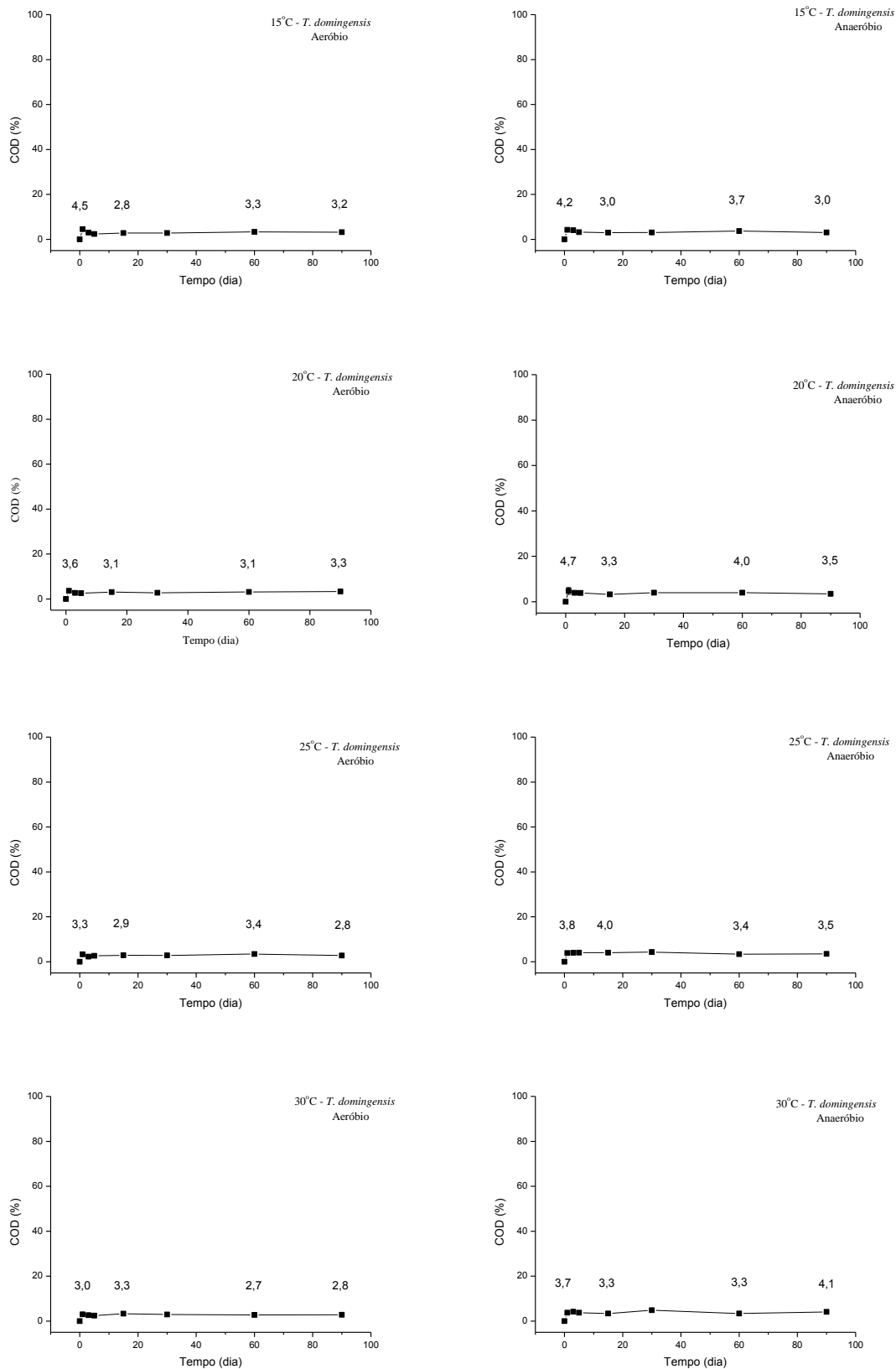
Durante a decomposição de *H. coronarium*, ocorreu decaimento de COD conforme o aumento da temperatura, tanto para as condições aeróbias quanto para as anaeróbias, com exceção das incubações em condição aeróbia a 25 e 30°C, em que foi observado um leve incremento. De modo geral, no Tratamento I, os teores de COD para as incubações aeróbias apresentaram valores ligeiramente maiores nas temperaturas mais elevadas, a 25 (9%) e 30°C (8%), porém a 15°C o valor encontrado foi 20% menor nas condições aeróbias, e a 20°C os valores encontrados foram iguais (2,9%) em ambas as condições.

##### **5.4.2. Decomposição de *Typha domingensis* (Tratamento II)**

As variações temporais dos teores de COD durante a decomposição aeróbia e anaeróbia de *Typha domingensis* (Tratamento II) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 17.



**Figura 16.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para o carbono orgânico dissolvido (COD) expressos em % durante a decomposição de *Hedychium coronarium* nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento I).



**Figura 17.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para o carbono orgânico dissolvido (COD) expressos em % durante a decomposição de *Typha domingensis* nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento II).

Na degradação de *T. domingensis* (Tratamento II, Figura 17) os teores de COD apresentaram decaimento em aerobiose e anaerobiose, com exceção dos detritos das amostras em condições anaeróbias a 30°C, em que foi observado leve incremento. Os teores médios de COD obtidos foram de 3,2 e 3,0% (15°C), 3,3 e 3,5% (20°C), 2,8 e 3,5% (25°C) e 2,8 e 4,1% (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Os teores percentuais mínimos e máximos de COD foram respectivamente 2,3 (25°C, dia 3) e 4,5% (15°C, dia 1), em aerobiose, e 3,0 (15°C, dias 15 e 30) e 4,8% (30°C, dia 30), em anaerobiose.

Os teores de COD variaram durante o processo de decomposição dos detritos de *T. domingensis*, em que ocorreu decaimento tanto em aerobiose quanto em anaerobiose, e incremento em condição anaeróbia a 30°C, conforme o aumento da temperatura.

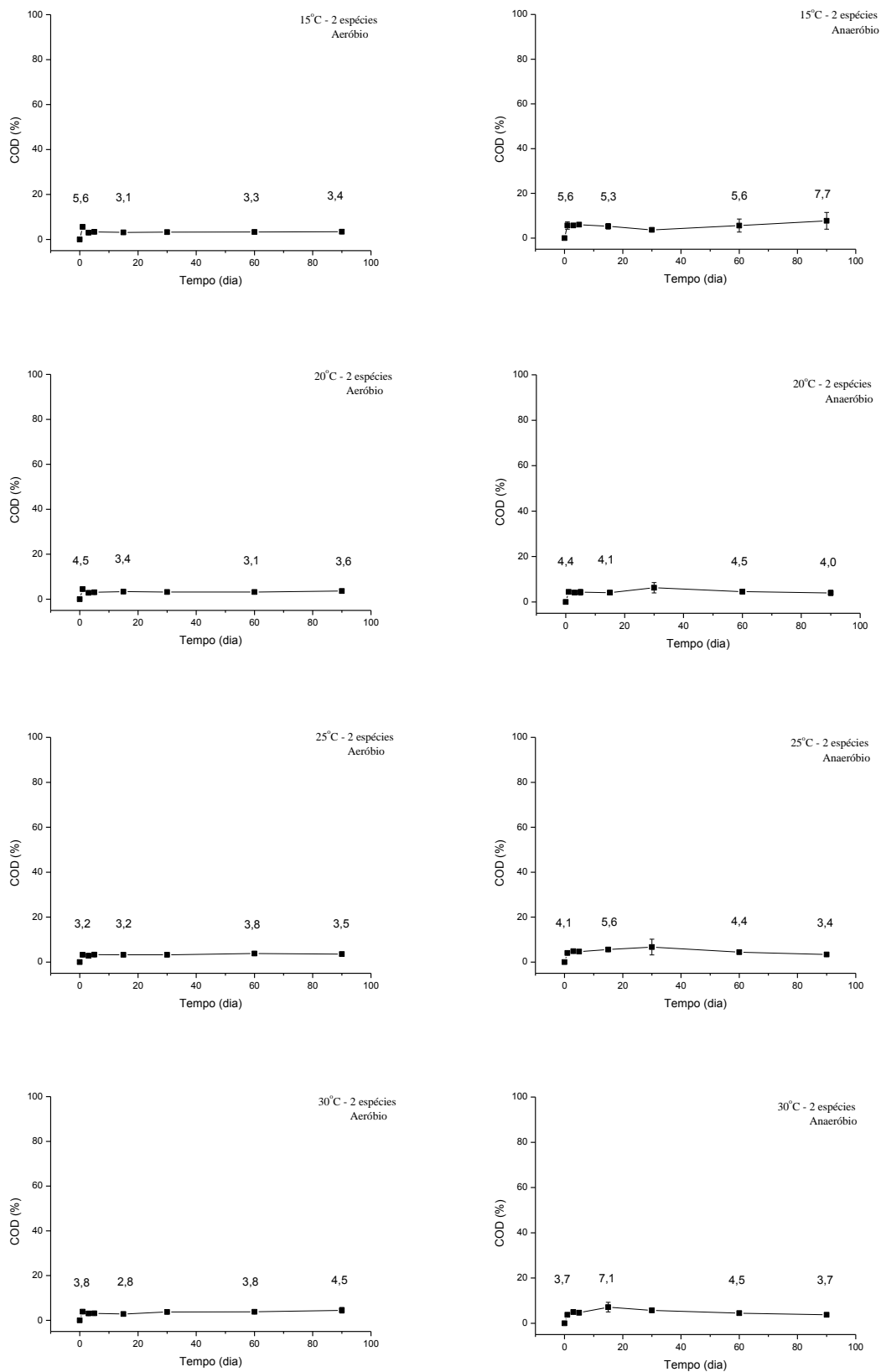
De modo geral, no Tratamento II, os teores de COD para as incubações aeróbias, em relação aos encontrados nas incubações anaeróbias, apresentaram valores menores a 20 (6%), 25 (17%) e 30°C (68%), porém a 15°C, o valor encontrado foi 6% maior em aerobiose.

Uma comparação feita entre os teores de COD encontrados nas incubações de *H. coronarium* e *T. domingensis*, demonstrou que os percentuais encontrados nas incubações aeróbias de *T. domingensis* foram maiores a 15 (25%) e 20°C (12%), e menores a 25 (18%) e 30°C (26%), porém nas incubações anaeróbias, os percentuais foram iguais a 15°C (3,0%) e maiores a 20 (17%), 25 (11%) e a 30°C (15%).

#### **5.4.3. Decomposição de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (detritos mistos - Tratamento III)**

As variações dos teores de COD durante a decomposição aeróbia e anaeróbia dos detritos mistos de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (Tratamento III) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 18.

A decomposição dos detritos mistos (Tratamento III, Figura 18) indicou que, após 90 dias, em aerobiose, os teores de COD apresentaram perda a 15 e 20°C, porém a 25 e 30°C, os valores finais foram superiores aos iniciais. Em anaerobiose, os teores finais de COD apresentaram perda a 20 e 25°C, valores finais superiores aos iniciais, a 15°C, e valores iguais iniciais e finais a 30°C.



**Figura 18.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para o carbono orgânico dissolvido (COD) expressos em % durante a decomposição de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (dejetos mistos), nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento III).



Os teores médios de COD obtidos foram de 3,4 e 7,7% (15°C); 3,6 e 4,0% (20°C); 3,5 e 3,4% (25°C); e 4,5 e 3,7% (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Os teores mínimos e máximos de COD foram respectivamente 2,8 (20°C, dia 3; 25°C, dia 3; 30°C, dia 15) e 5,6% (15°C, dia 1), em aerobiose, e 3,4 (25°C, dia 90) e 7,7% (15°C, dia 90), em anaerobiose.

Os teores de COD variaram durante o processo de decomposição dos detritos mistos, em que ocorreu decaimento a 15 e 20°C e leve incremento a 25 e 30°C em aerobiose, e baixo incremento a 15°C, baixo decaimento a 20 e 25°C, e valores iguais iniciais e finais a 30°C, nas condições anaeróbias, conforme o aumento da temperatura.

De modo geral, no Tratamento III, as concentrações de COD para as incubações anaeróbias apresentaram valores maiores a 15 (56%) e 20°C (10%), e valores menores a 25 (3%) e 30°C (18%), em relação às incubações aeróbias.

Os teores de COD encontrados nas incubações aeróbias e anaeróbias dos detritos mistos apresentaram percentuais maiores em relação aos encontrados nas respectivas incubações de *H. coronarium* e *T. domingensis*, com exceção do teor observado a 30°C sob anaerobiose, cujo valor foi 10% inferior ao encontrado para *T. domingensis*.

## **5.5. Variação temporal do carbono liberado (CL)**

### **5.5.1. Na decomposição de *Hedychium coronarium* (Tratamento I)**

As variações temporais dos valores acumulados de carbono liberado (CL) durante a decomposição aeróbia e anaeróbia de *Hedychium coronarium* (Tratamento I) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 19.

A perda de massa dos detritos de *H. coronarium* (Tratamento I, Figura 19) mostrou que, após 90 dias, ocorreu incremento de CL (*i.e.* mineralização), tanto em aerobiose quanto em anaerobiose. Os teores de CL obtidos foram de 40,9 e 26,5% (15°C), 52,1 e 35,9% (20°C), 51,5 e 42,7% (25°C) e 51,1 e 42,0% (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Os teores percentuais mínimos e máximos de CL foram respectivamente 6,8 (25°C, dia 3) e 52,1% (20°C, dia 90) sob aerobiose, e 5,9 (20°C, dia 1) e 42,7% (25°C, dia 90), sob anaerobiose.

Durante o processo de decomposição de *H. coronarium*, ocorreu incremento do CL conforme o aumento da temperatura, tanto para as condições aeróbias quanto para as condições anaeróbias.

De modo geral, no Tratamento I, após 90 dias, em relação às incubações anaeróbias, os teores de CL das incubações aeróbias foram maiores a 15 (15%), 20 (16%), 25 (9%) e 30°C (9%).

### **5.5.2. Na decomposição de *Typha domingensis* (Tratamento II)**

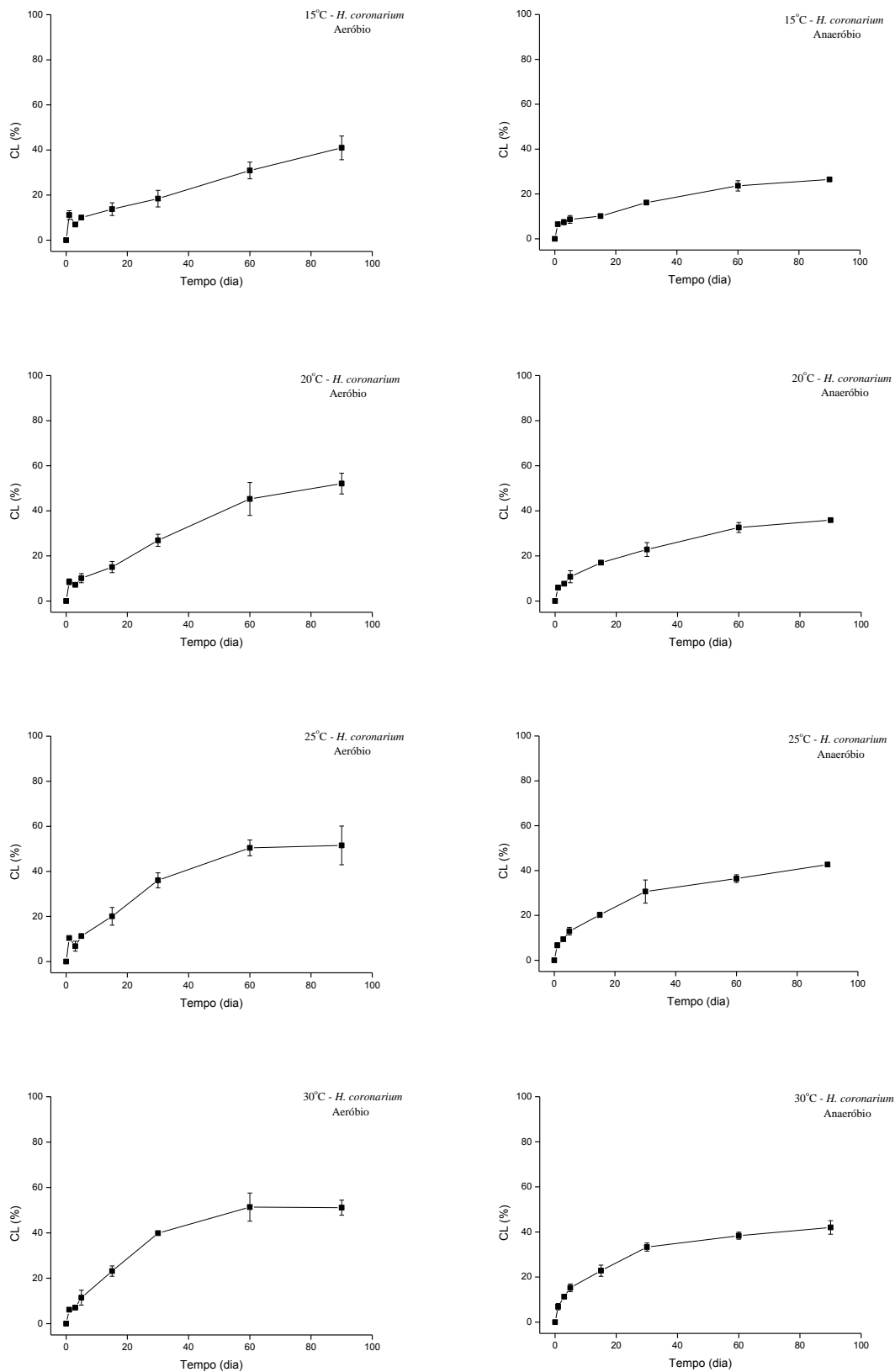
As variações temporais dos valores acumulados de carbono liberado (CL) durante a decomposição aeróbia e anaeróbia de *Typha domingensis* (Tratamento II) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 20.

O processo de perda de massa dos detritos de *T. domingensis* (Tratamento II), após 90 dias, indicou um incremento de CL, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose. Os teores de CL obtidos foram de 18,3 e 15,9% (15°C); 24,7 e 21,1% (20°C); 23,9 e 24,9% (25°C); e 26,3 e 23,5% (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Os teores mínimos e máximos de CL foram respectivamente 7,2 (15°C, dia 1) e 27,5% (30°C, dia 60) sob aerobiose, e 5,3 (15°C, dia 1) e 24,9% (25°C, dia 90), sob anaerobiose.

Durante o processo de decomposição de *T. domingensis*, ocorreu incremento do CL conforme o aumento da temperatura, para as condições aeróbias e anaeróbias.

De modo geral, no Tratamento II, os percentuais de CL para as incubações aeróbias foram 1% menores a 25°C, e pouco maiores a 15 (2%), 20 (4%) e 30°C (3%), em relação às concentrações encontradas nas incubações anaeróbias.

Em relação aos teores de CL das incubações de *H. coronarium*, os rendimentos das incubações de *T. domingensis* foram menores a 15 (22,6%), 20 (16,2%), 25 (27,6%) e 30°C (24,8%) em aerobiose, assim como em anaerobiose a 15 (10,6%), 20 (14,8%), 25 (17,8%) e 30°C (18,5%).

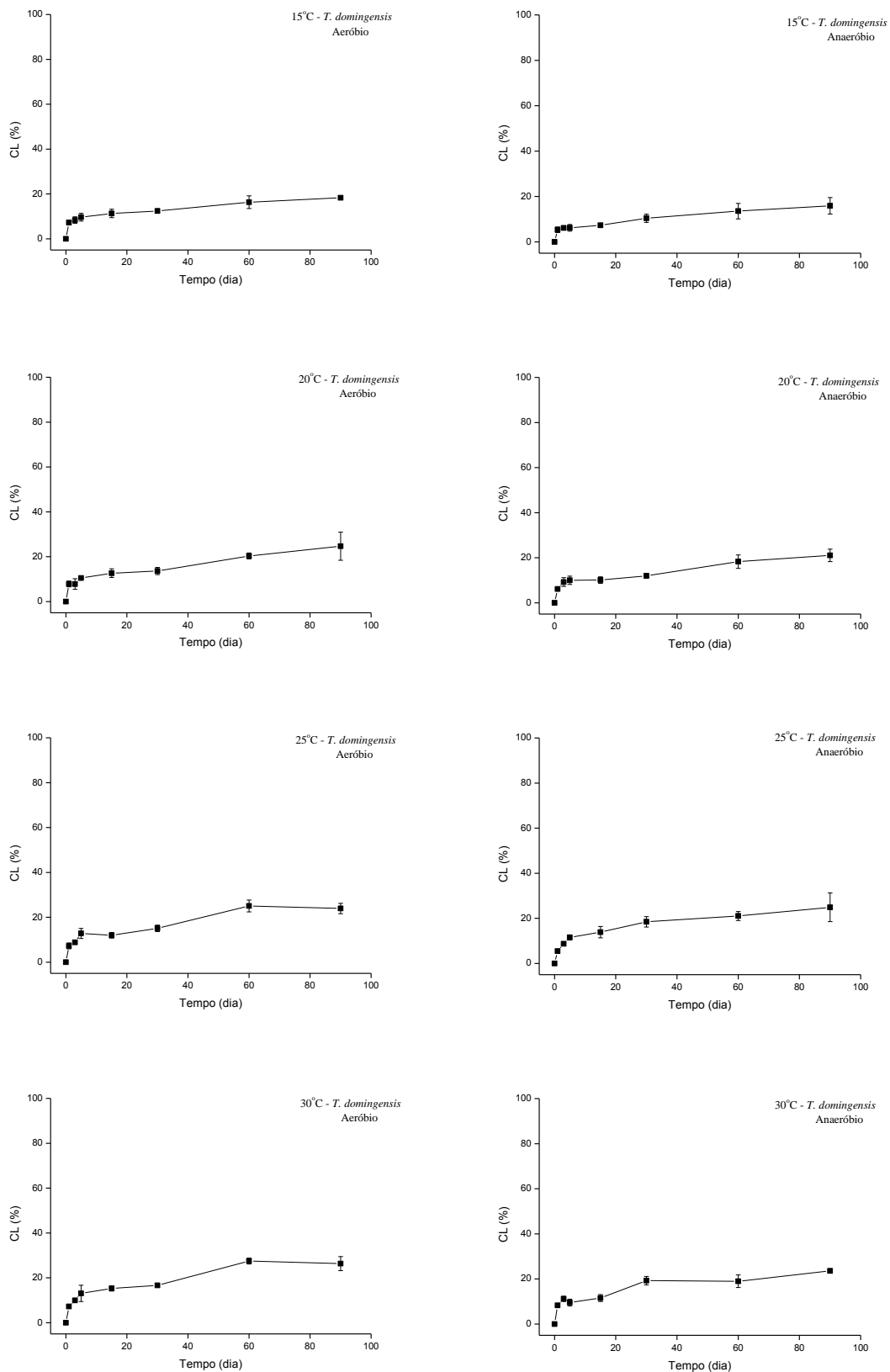


**Figura 19.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para o carbono liberado (CL) expressos em % durante a decomposição de *Hedychium coronarium* nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento D).

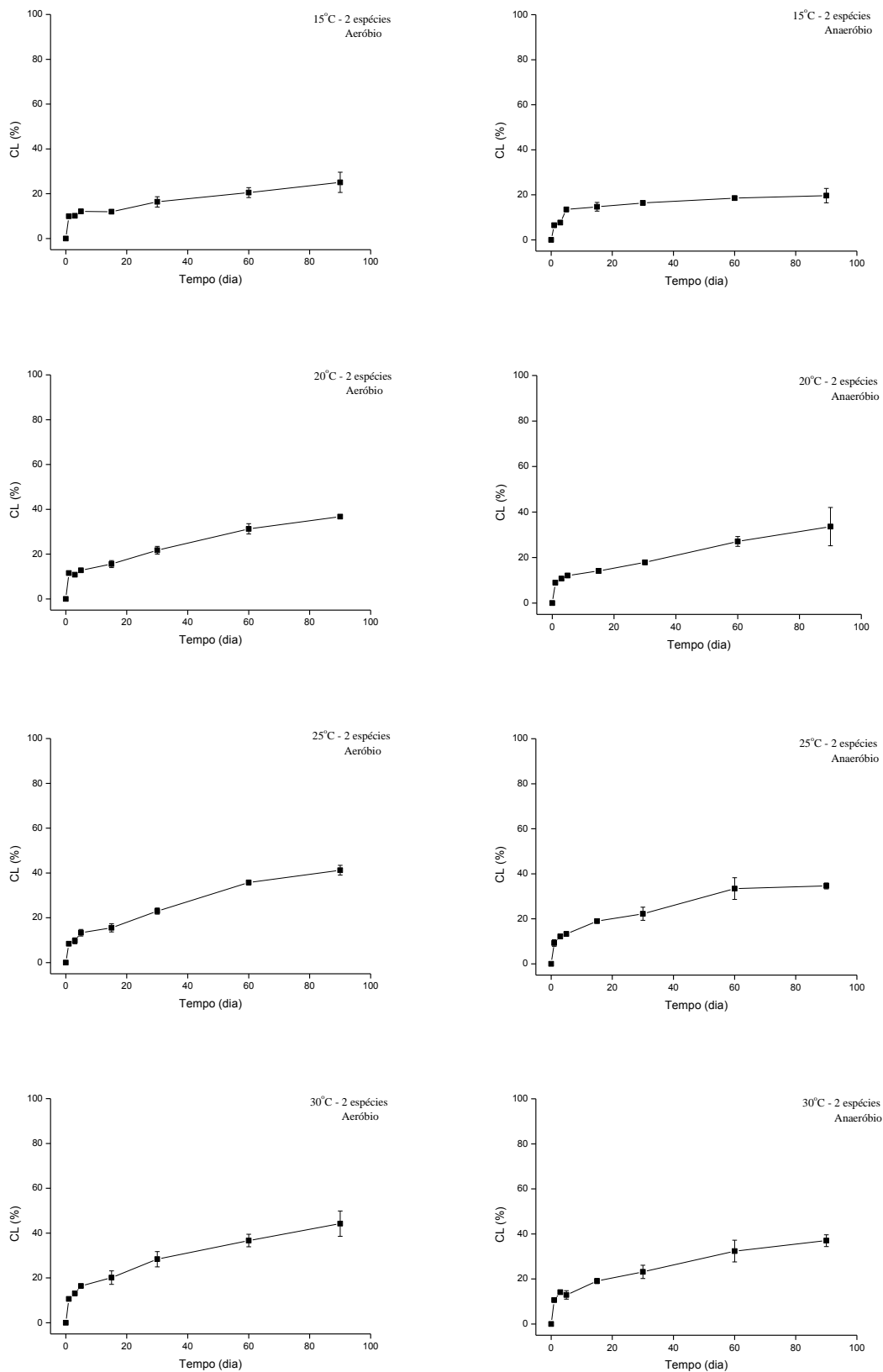
### **5.5.3. Na decomposição de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (detritos mistos - Tratamento III)**

As variações temporais dos valores acumulados de CL durante a decomposição aeróbia e anaeróbia dos detritos mistos de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (Tratamento III) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 21. Durante a perda de massa dos detritos mistos (Tratamento III) ocorreu incremento de CL, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose. Os teores de CL obtidos foram de 25,0 e 19,6% (15°C); 36,7 e 33,6% (20°C); 41,2 e 34,6% (25°C); e 44,2 e 37,0% (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Os teores percentuais mínimos e máximos de CL foram respectivamente 8,4 (25°C, dia 1) e 44,2% (30°C, dia 90) sob aerobiose, e 6,5 (15°C, dia 1) e 37,0% (30°C, dia 90), sob anaerobiose. Assim como para os demais tratamentos (I e II), durante o processo de decomposição dos detritos mistos, ocorreu incremento do CL conforme o aumento da temperatura, tanto para as condições aeróbias quanto para as condições anaeróbias.

De modo geral, no Tratamento III, após 90 dias, em relação às incubações anaeróbias, os teores de CL para as incubações aeróbias foram maiores a 15 (5%), 20 (3%), 25 (7%), e 30°C (7%). Os teores de CL encontrados nas incubações de *H. coronarium*, apresentaram concentrações maiores quando comparados às incubações de *T. domingensis* e às incubações mistas. As incubações mistas, por sua vez, apresentaram valores intermediários entre os 3 Tratamentos, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose, conforme a elevação da temperatura.

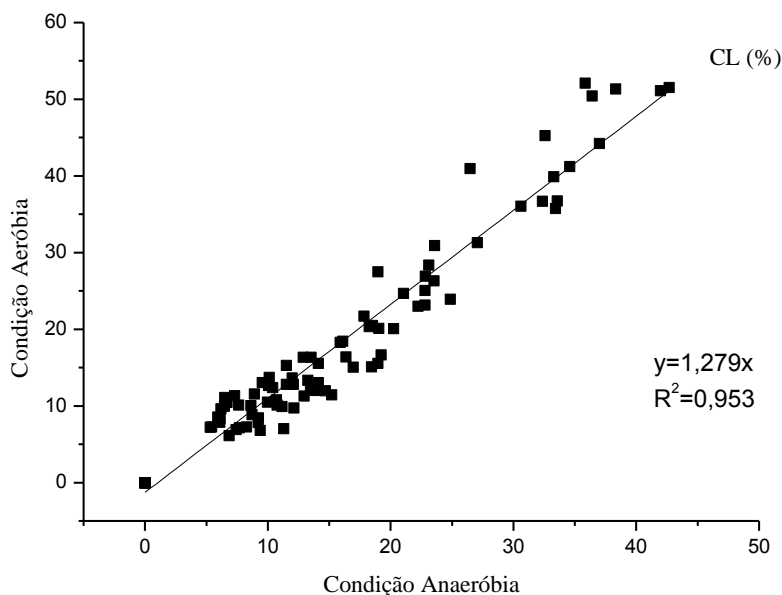


**Figura 20.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para o carbono liberado (CL) expressos em % durante a decomposição de *Typha domingensis* nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento II).



**Figura 21.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para o carbono liberado (CL) expressos em % durante a decomposição de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (dejetos mistos), nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento III).

## 5.6. Correlação do carbono liberado (CL) entre as condições aeróbias e anaeróbias na decomposição dos detritos das macrófitas nos Tratamentos I, II e III



**Figura 22.** Regressão linear do carbono liberado (CL) expresso em %, quando correlacionadas as condições aeróbias e anaeróbias, nos processos de decomposição dos Tratamentos I (*H. coronarium*), II (*Typha domingensis*) e III (amostras contendo mistura de detritos, com 50% de massa de cada espécie).

A análise de regressão linear do CL nos processos aeróbios e anaeróbios demonstrou que nos Tratamentos I, II e III, a decomposição foi 28% maior nas condições aeróbias (Figura 22).

## 5.7. Variação temporal do pH

### 5.7.1. Na decomposição de *Hedychium coronarium* (Tratamento I)

As variações temporais dos valores médios de pH durante a decomposição aeróbia e anaeróbia de *Hedychium coronarium* (Tratamento I) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 23. O valor inicial de pH da água utilizada nos experimentos (dia zero, i.e. antes de se iniciar a decomposição) foi 6,49.

Durante a perda de massa dos detritos de *H. coronarium* (Tratamento I) observou-se um incremento de pH do meio em relação ao pH inicial da água de

incubação, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose. Os valores médios finais de pH obtidos foram de 8,7 e 7,6 (15°C); 8,7 e 7,6 (20°C); 8,7 e 7,7 (25°C); e 8,7 e 8,0 (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Os valores médios mínimos e máximos de pH foram respectivamente 7,0 (25°C, dia 1) e 8,7 (15, 20, 25 e 30°C, dia 90) sob aerobiose e 6,4 (30°C, dia 1) e 8,0 (30°C, dia 90), sob anaerobiose. Durante o processo de decomposição dos detritos de *H. coronarium*, ocorreu um baixo incremento de pH conforme o aumento da temperatura, tanto para as condições aeróbias quanto para as condições anaeróbias.

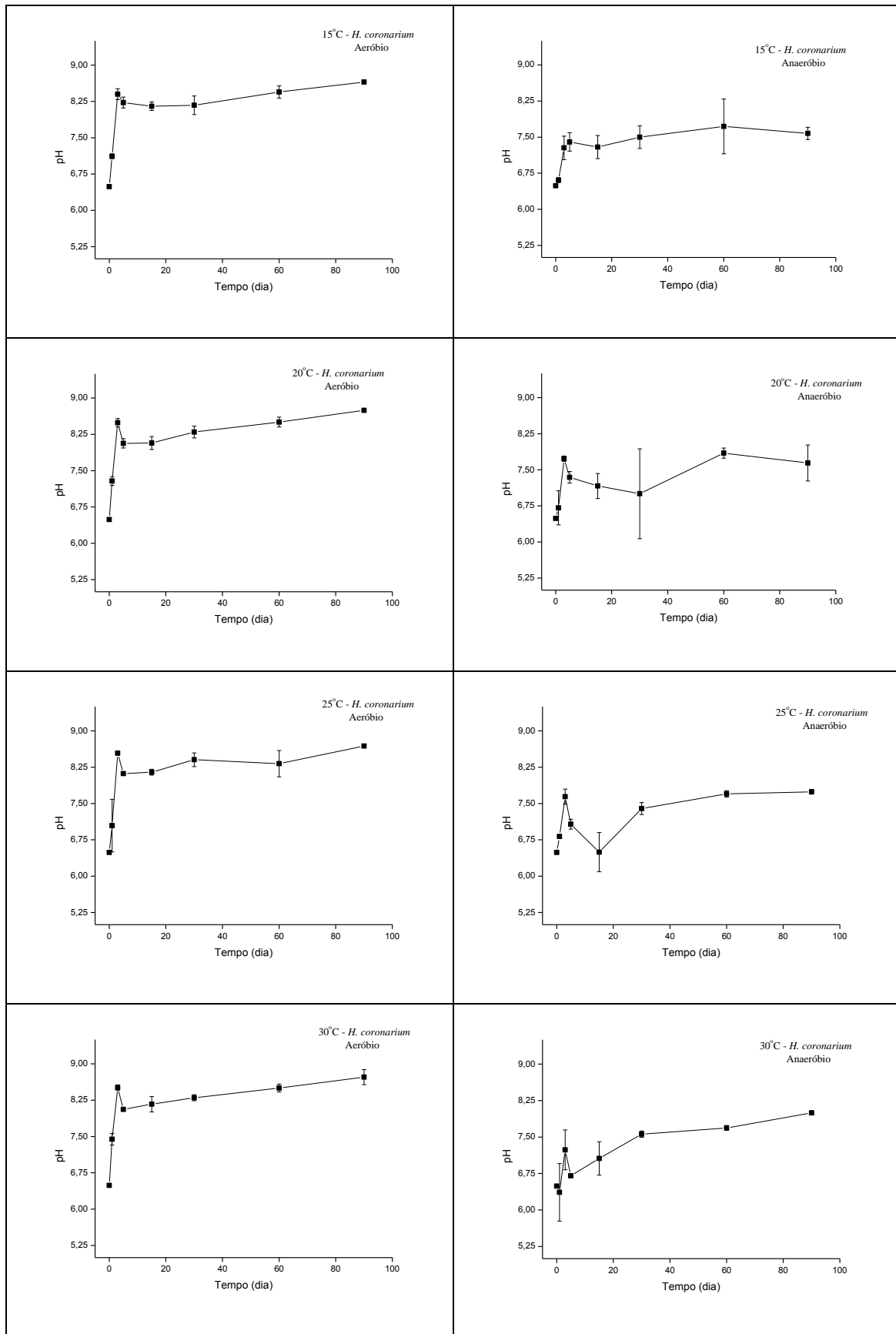
Comparativamente, de modo geral, no Tratamento I, em relação às incubações anaeróbias, os valores médios de pH presentes nas incubações aeróbias foram maiores a 15 e 20°C (13%), a 25 (11%) e 30°C (8%).

### **5.7.2. Na decomposição de *Typha domingensis* (Tratamento II)**

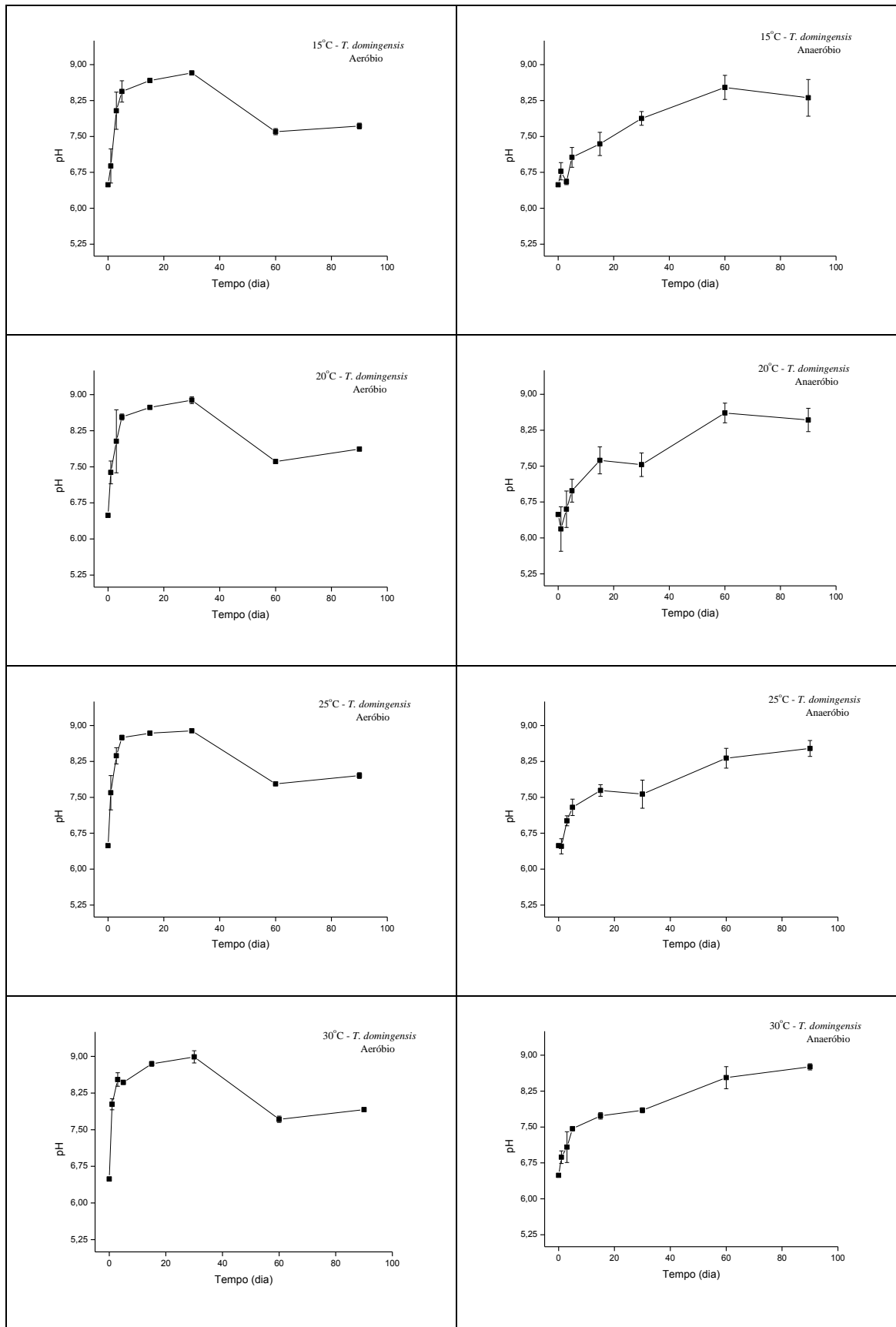
As variações temporais dos valores médios de pH durante a decomposição aeróbia e anaeróbia de *Typha domingensis* (Tratamento II) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 24. Assim como para o Tratamento I, durante a perda de massa dos detritos de *T. domingensis* (Tratamento II) os valores de pH, apresentaram incremento em aerobiose e anaerobiose, com exceção dos detritos incubados em condições aeróbias a 30°C, em que foi observado leve decaimento. Os valores médios finais de pH obtidos foram de 7,7 e 8,3 (15°C); 7,9 e 8,5 (20°C); 8,0 e 8,5 (25°C); e 7,9 e 8,8 (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Durante os 90 dias, os valores médios mínimos e máximos de pH foram respectivamente 6,9 (15°C, dia 1) e 9,0 (30°C, dia 30), em aerobiose, e 6,2 (20°C, dia 1) e 8,8 (30°C, dia 90), em anaerobiose.

Os valores de pH variaram durante a decomposição de *T. domingensis*, sendo observado um leve incremento em aerobiose, com exceção dos detritos submetidos a 30°C, em que foi observado leve decaimento, e, em anaerobiose, foi observado incremento mais acentuado, conforme o aumento da temperatura. De modo geral, no Tratamento II, após 90 dias, os valores médios de pH para as incubações anaeróbias apresentaram incremento a 15 e 20°C (7%), a 25 (6%) e 30°C (10%), em relação aos encontrados nas incubações aeróbias.





**Figura 23.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para o pH durante a decomposição de *Hedychium coronarium* nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento I).



**Figura 24.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para o pH durante a decomposição de *Typha domingensis* nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento II).

Em relação aos valores médios de pH das incubações de *H. coronarium*, os valores das incubações aeróbias de *T. domingensis* foram menores a 15 (12%), 20 (9%), 25 (8%) e a 30°C (9%), porém nas incubações anaeróbias os valores foram maiores a 15 (8%), 20 (11%), 25 e a 30°C (9%).

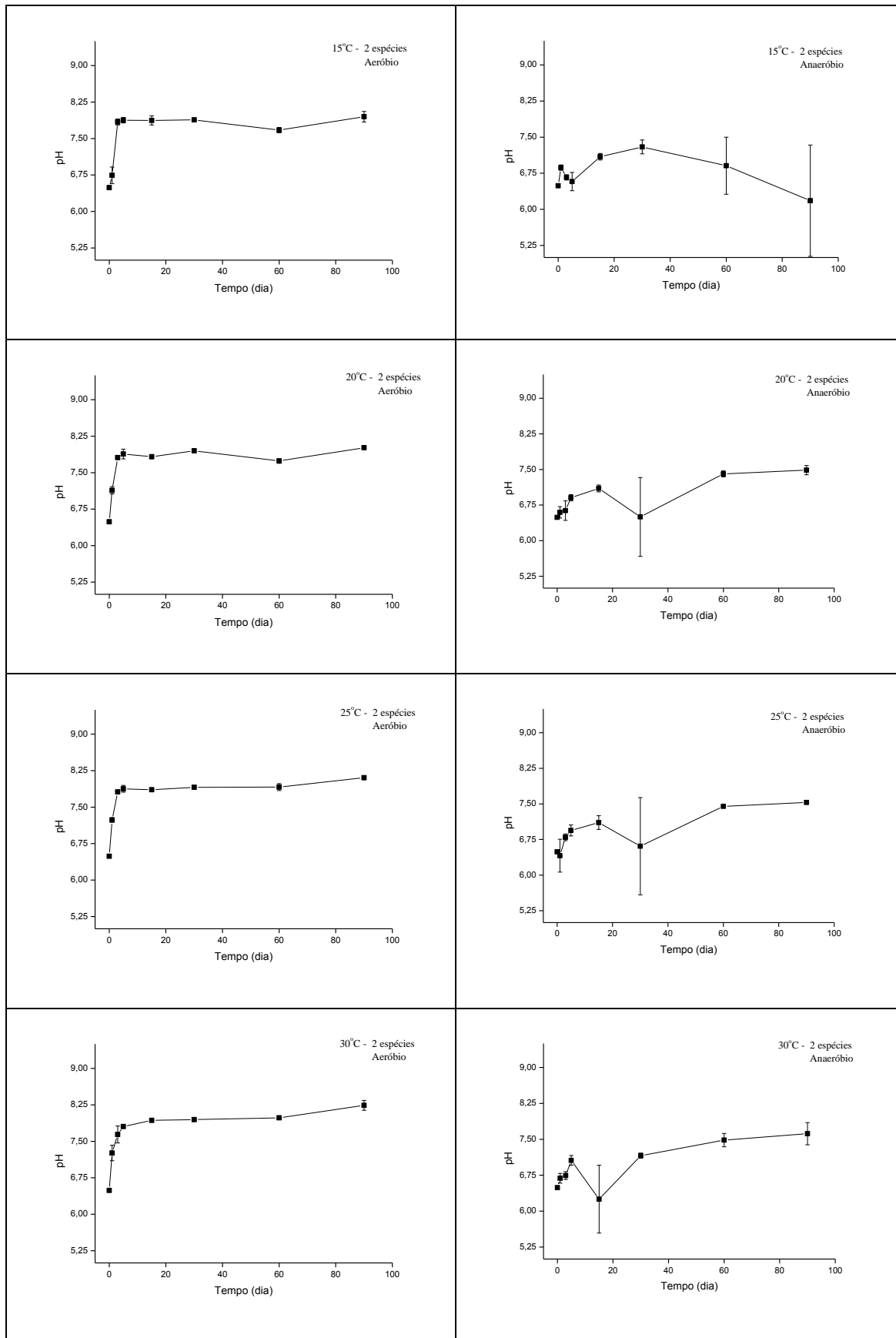
### **5.7.3. Na decomposição de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (detritos mistos - Tratamento III)**

As variações temporais dos valores médios de pH durante a decomposição aeróbia e anaeróbia dos detritos mistos de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (Tratamento III) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 25. O decaimento dos detritos mistos (Tratamento III) indicou que os valores de pH apresentaram incremento a 15, 20, 25 e 30°C em aerobiose, e decaimento a 15°C, e incremento a 20, 25 e 30°C, em anaerobiose. Os valores médios de pH obtidos foram de 8,0 e 6,2 (15°C); 8,0 e 7,5% (20°C); 8,1 e 7,5 (25°C); e 8,2 e 7,6 (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Os valores médios mínimos e máximos de pH foram respectivamente 6,7 (15°C, dia 1) e 8,2 (30°C, dia 90) em aerobiose, e 6,2 (15°C, dia 90) e 7,6 (30°C, dia 90), em anaerobiose.

Os valores pH variaram durante a decomposição dos detritos mistos, em que ocorreu incremento em aerobiose e anaerobiose, com exceção dos detritos submetidos a 15°C em condições anaeróbias, em que foi observado leve decaimento, conforme o aumento da temperatura.

De modo geral, no Tratamento III, após 90 dias, os valores médios de pH para as incubações aeróbias apresentaram valores maiores em relação às incubações anaeróbias, a 15 (23%), 20 (6%), 25 e 30°C (7%).

Os valores de pH encontrados nas incubações aeróbias dos detritos mistos foram intermediários entre os 3 Tratamentos, em que *H. coronarium* apresentou os maiores valores, entretanto nas incubações anaeróbias, os valores intermediários foram observados para *H. coronarium*, enquanto que *T. domingensis*, apresentou os maiores valores de pH, conforme o aumento da temperatura.



**Figura 25.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para o pH durante a decomposição de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (dejetos mistos), nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento III).

## 5.8. Variação temporal da condutividade elétrica

### 5.8.1. Na decomposição de *Hedychium coronarium* (Tratamento I)

As variações temporais dos valores médios de condutividade elétrica durante a degradação aeróbia e anaeróbia de *Hedychium coronarium* (Tratamento I) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 26. O valor inicial de condutividade elétrica da água utilizada nos experimentos foi de  $14,55 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ .

Durante a perda de massa dos detritos de *H. coronarium* (Tratamento I) observou-se um incremento de condutividade elétrica, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose. Os valores médios de condutividade elétrica obtidos foram de 928 e 920  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (15°C); 859 e 896  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (20°C); 951 e 947  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (25°C); e 865 e 932  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Os valores médios mínimos e máximos de condutividade elétrica foram respectivamente 696 (15°C, dia 5) e 966  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (25°C, dia 30) sob aerobiose e 790 (15°C, dia 1) e 1100  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (30°C, dia 30), sob anaerobiose.

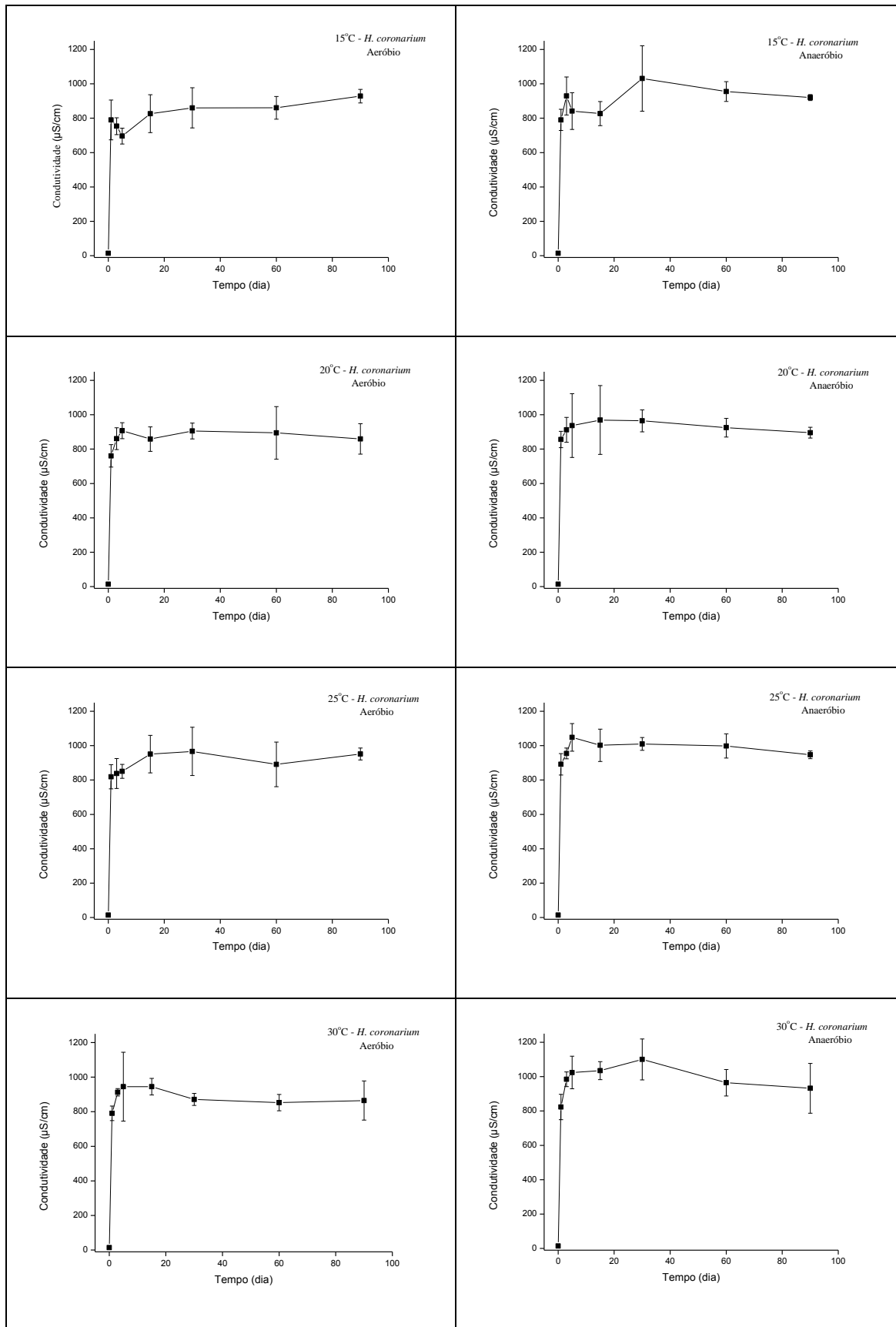
Durante a decomposição de *H. coronarium*, ocorreu incremento de condutividade elétrica conforme o aumento da temperatura, tanto para as condições aeróbias quanto para as condições anaeróbias.

Comparativamente, de modo geral, no Tratamento I, após 90 dias, em relação às incubações anaeróbias, os valores médios de condutividade elétrica presentes nas incubações aeróbias foram ligeiramente maiores a 15 (0,9%) e 25°C (0,4%), e menores a 20 (4%) e 30°C (7%).

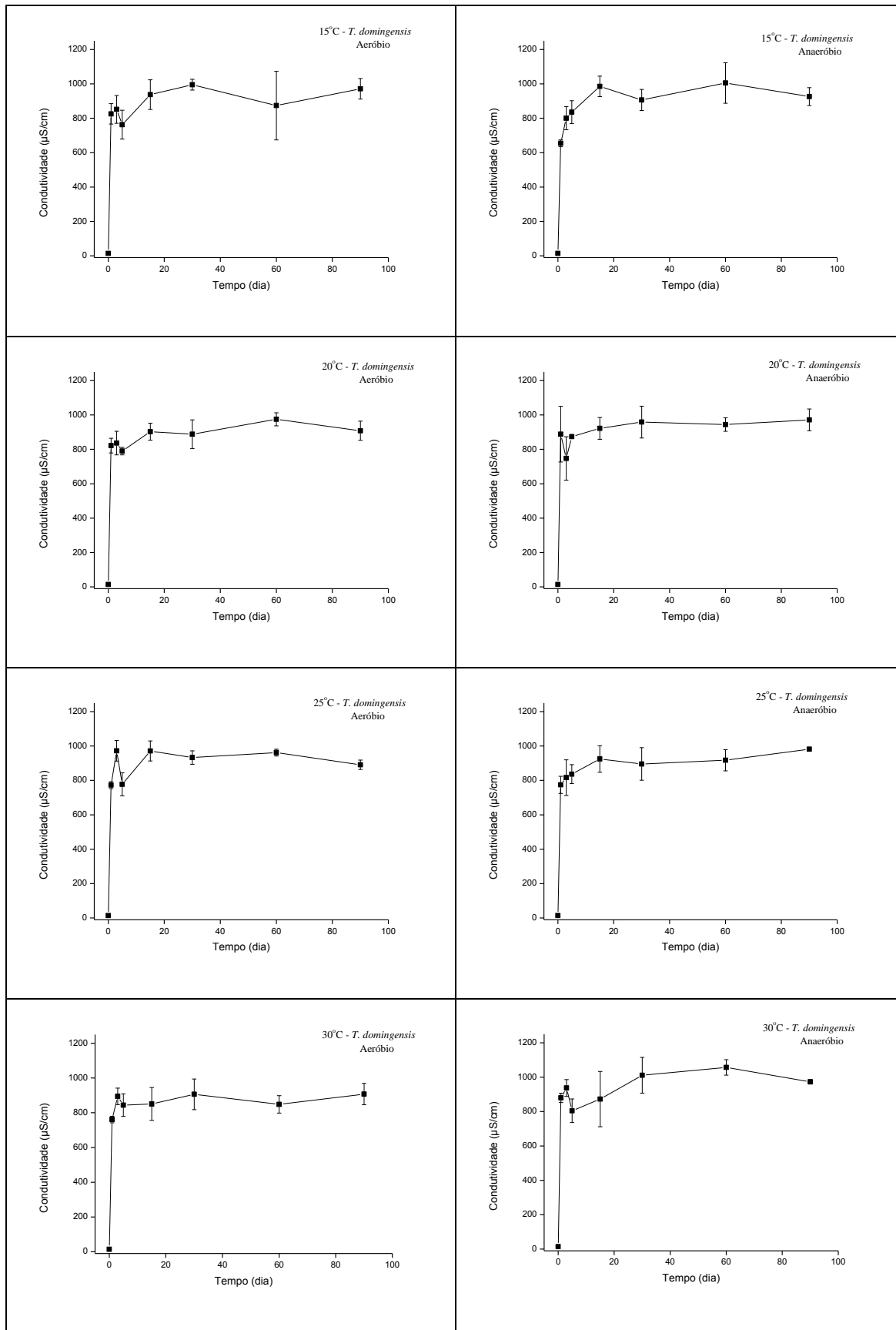
### 5.8.2. Na decomposição de *Typha domingensis* (Tratamento II)

As variações temporais dos valores médios de condutividade elétrica durante a decomposição aeróbia e anaeróbia de *Typha domingensis* (Tratamento II) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 27.

Assim como observado no Tratamento I, durante a perda de massa dos detritos de *T. domingensis* (Tratamento II), os valores de condutividade elétrica, apresentaram incremento tanto em aerobiose, quanto em anaerobiose.



**Figura 26.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para a condutividade elétrica ( $\mu\text{S/cm}$ ) durante a decomposição de *Hedychium coronarium* nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento I).



**Figura 27.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para a condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) durante a decomposição de *Typha domingensis* nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento II).

Os valores médios de condutividade elétrica obtidos foram de 971 e 926  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (15°C); 908 e 971  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (20°C); 991 e 981  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (25°C); e 907 e 973  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Os valores médios mínimos e máximos de condutividade elétrica foram respectivamente 761  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (30°C, dia 1) e 975  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (20°C, dia 60), em aerobiose, e 654  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (15°C, dia 1) e 1057  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (30°C, dia 60), em anaerobiose.

Os valores médios de condutividade elétrica variaram durante a decomposição de *T. domingensis*, sendo observado incremento em aerobiose, e anaerobiose.

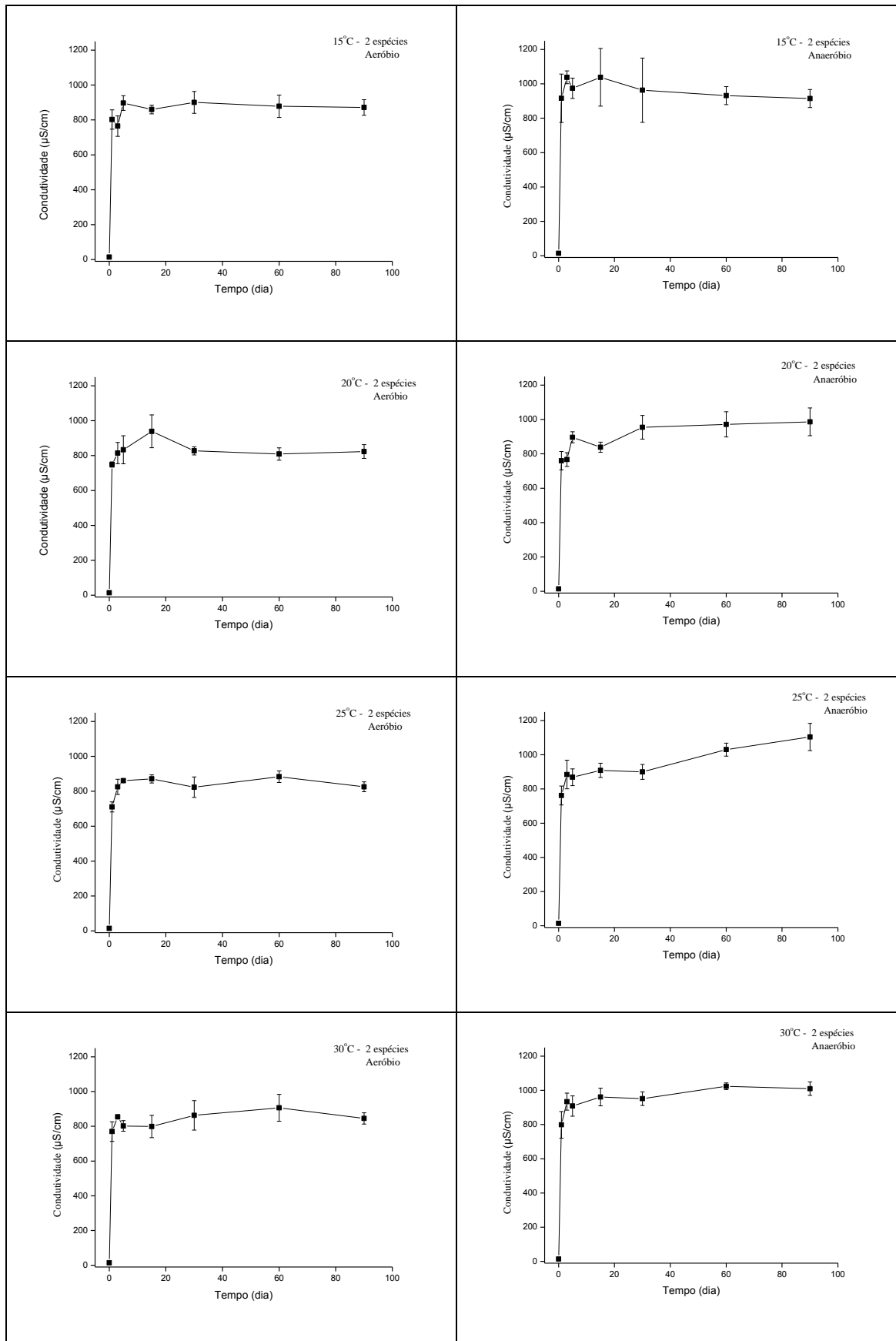
De modo geral, no Tratamento II, após 90 dias, os valores médios de condutividade elétrica para as incubações anaeróbias apresentaram decaimento de 5% a 15°C, e incremento a 20 (7%), 25 (9%) e 30°C (7%), em relação aos encontrados nas incubações aeróbias.

Em relação aos valores médios de condutividade elétrica encontrados nas incubações de *H. coronarium*, os valores encontrados nas incubações aeróbias de *T. domingensis* foram maiores a 15 (4%), 20 (5%), e 30°C (5%), e menores a 25°C (6%), porém nas incubações anaeróbias os valores foram maiores a 15 (0,6%), 20 (8%), 25 (4%) e 30°C (4%).

### **5.8.3. Na decomposição de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (detritos mistos - Tratamento III)**

As variações temporais dos valores médios de condutividade elétrica durante a decomposição aeróbia e anaeróbia dos detritos mistos de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (Tratamento III) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 28. A perda de massa dos detritos mistos (Tratamento III) incrementou os valores de condutividade elétrica a 15, 20, 25 e 30°C em aerobiose, bem como em anaerobiose, com exceção dos detritos submetidos a 15°C em anaerobiose, cujos valores finais foram semelhantes aos iniciais. Os valores médios de condutividade elétrica obtidos foram de 872 e 915  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (15°C); 823 e 986  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (20°C); 826 e 1104  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (25°C); e 845 e 1010  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente.





**Figura 28.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para a condutividade elétrica ( $\mu\text{S/cm}$ ) durante a decomposição de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (detritos mistos), nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento III).

Os valores médios mínimos e máximos de condutividade elétrica foram respectivamente  $710 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  ( $25^{\circ}\text{C}$ , dia 1) e  $907 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  ( $30^{\circ}\text{C}$ , dia 60) em aerobiose, e  $760 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  ( $20^{\circ}\text{C}$ , dia 1) e  $1104 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  ( $25^{\circ}\text{C}$ , dia 90), em anaerobiose.

Os valores médios de condutividade elétrica variaram durante o processo de decomposição dos detritos mistos, em que ocorreu incremento em aerobiose e anaerobiose, com exceção dos detritos submetidos a  $15^{\circ}\text{C}$  em condições anaeróbias, em que foram observados valores iniciais (dia 1;  $916 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) e finais (dia 90;  $915 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) praticamente constantes, conforme o aumento da temperatura.

De modo geral, no Tratamento III, os valores médios de condutividade elétrica observados para as incubações anaeróbias apresentaram valores maiores em relação às respectivas incubações aeróbias, a  $15$  (5%),  $20$  (17%),  $25$  (25%) e  $30^{\circ}\text{C}$  (16%).

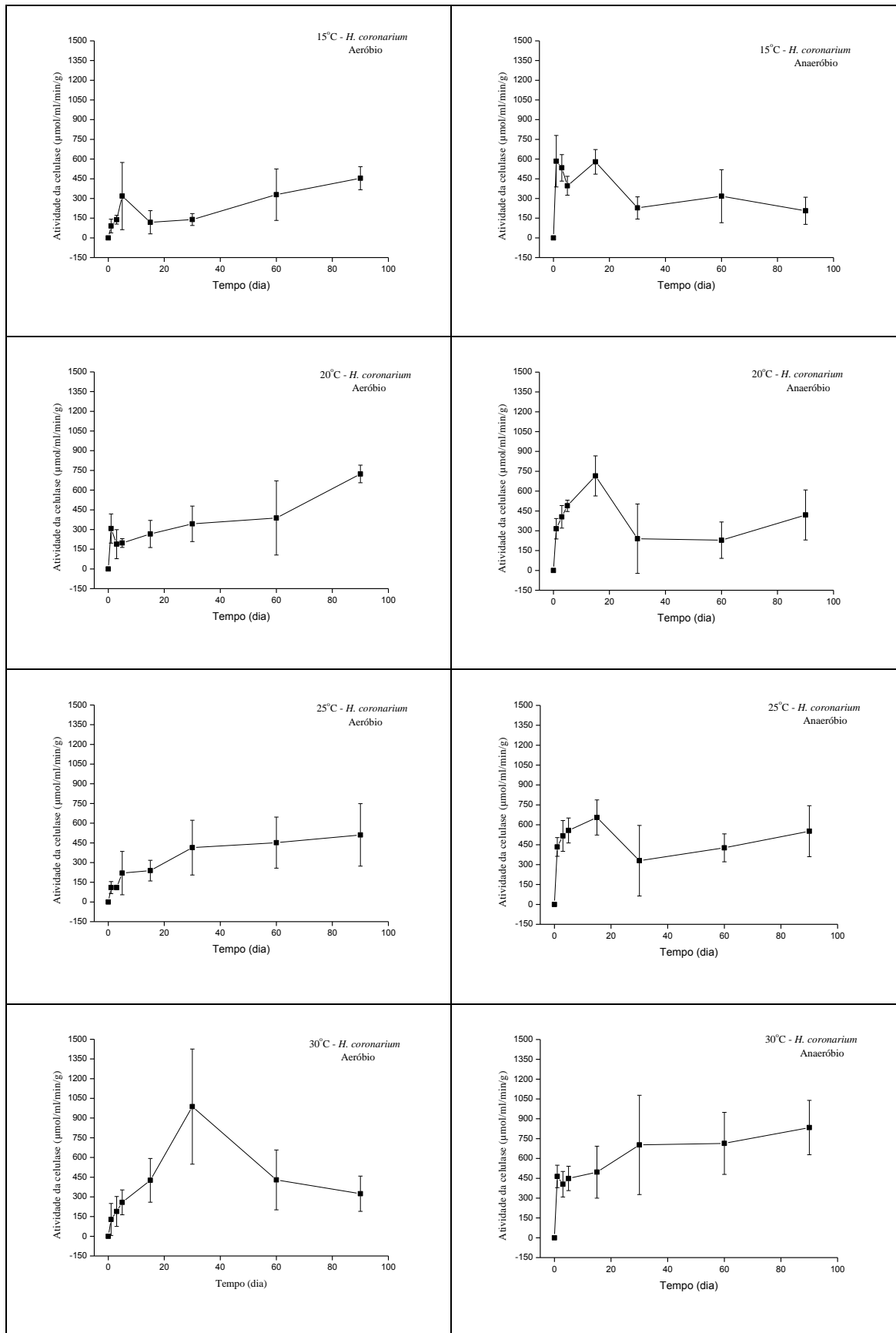
Os valores de condutividade elétrica encontrados nas incubações aeróbias dos detritos mistos foram os mais baixos dentre os 3 Tratamentos a  $15$ ,  $20$  e  $30^{\circ}\text{C}$ , em que *T. domingensis* apresentou os valores mais altos, entretanto a  $25^{\circ}\text{C}$ , os valores mais altos foram observados para *H. coronarium*, e os valores intermediários foram encontrados para *T. domingensis*, conforme o aumento da temperatura.

## **5.9. Variação temporal da atividade enzimática (celulase)**

### **5.9.1. Na decomposição de *Hedychium coronarium* (Tratamento I)**

As variações temporais de atividade enzimática da celulase durante a decomposição aeróbia e anaeróbia de *Hedychium coronarium* (Tratamento I) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 29. Os teores médios finais de celulase obtidos foram de  $454$  e  $206 \mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$  ( $15^{\circ}\text{C}$ );  $723$  e  $420 \mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$  ( $20^{\circ}\text{C}$ );  $511$  e  $552 \mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$  ( $25^{\circ}\text{C}$ ); e  $324$  e  $834 \mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$  ( $30^{\circ}\text{C}$ ), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente.

Os teores médios de celulase mínimos e máximos foram respectivamente  $90$  ( $15^{\circ}\text{C}$ , dia 1) e  $987 \mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$  ( $30^{\circ}\text{C}$ , dia 30) sob aerobiose e  $206$  ( $15^{\circ}\text{C}$ , dia 90) e  $715 \mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$  ( $20^{\circ}\text{C}$ , dia 15), sob anaerobiose



**Figura 29.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para a atividade enzimática da celulase ( $\mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ ) durante a decomposição de *Hedychium coronarium* nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento I)

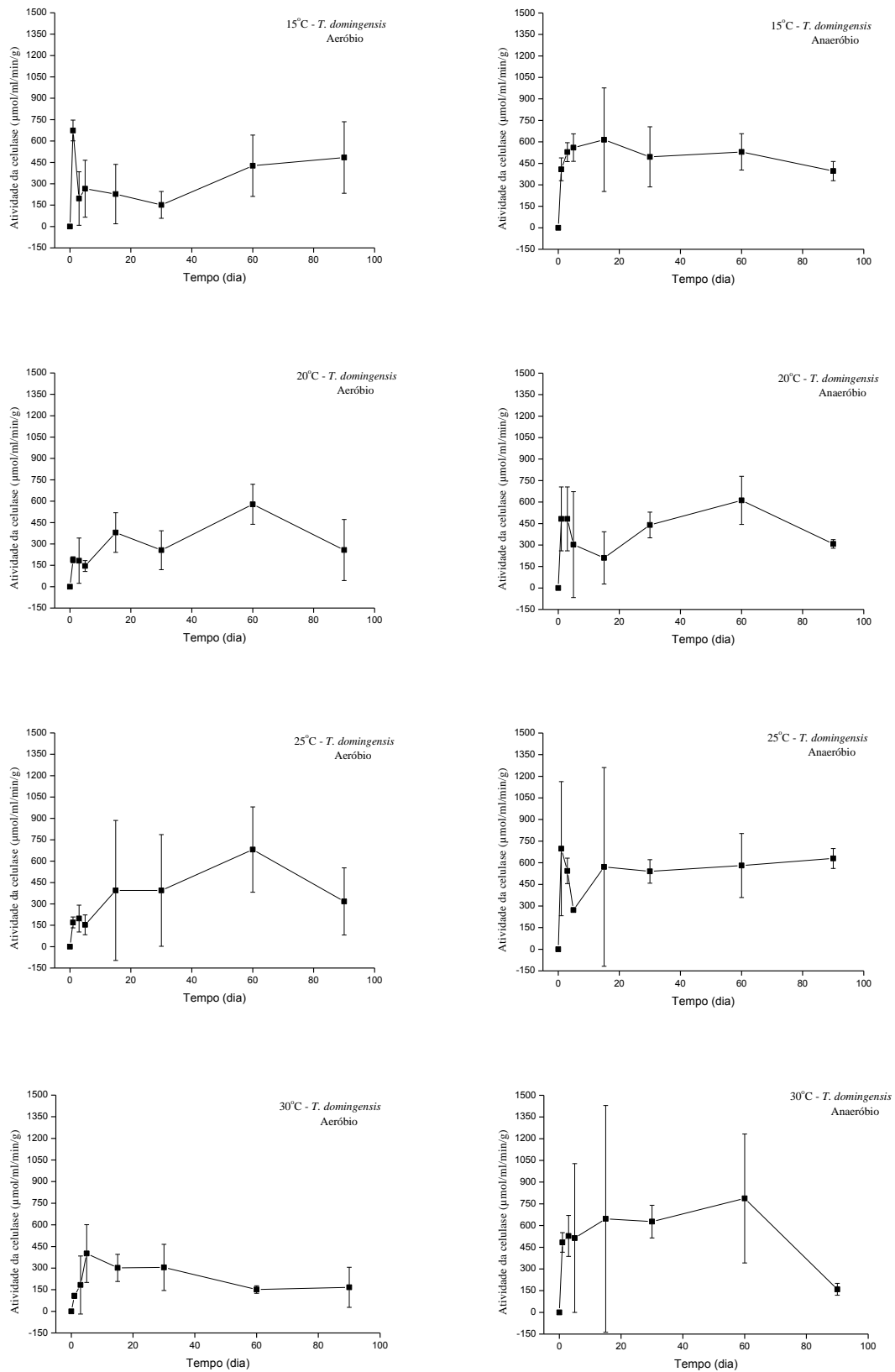
Durante o processo de decomposição de *H. coronarium*, ocorreu um incremento temporal de atividade enzimática celulolítica, nas quatro temperaturas, tanto para as condições aeróbias quanto para as condições anaeróbias. Em aerobiose ocorreu incremento de celulase até o dia 30 em todas as temperaturas. A 15, 20 e 25°C, ocorreu incremento até o final, porém a 30°C, foi observado decaimento entre os dias 30 e 90. Em anaerobiose ocorreu incremento de celulase até o dia 15 em todas as temperaturas. A 15, 20 e 25°C, ocorreu grande decaimento entre os dias 15 e 30, e leve incremento no final, a 20 e 25°C, entretanto, a 30°C, ocorreu incremento gradual constante. De modo geral, no Tratamento I, após 90 dias, em relação às incubações anaeróbias, os teores médios de celulase presentes nas incubações aeróbias foram maiores a 15 (55%) e 20°C (42%), e menores a 25 (7%) e 30°C (61%).

### 5.9.2. Na decomposição de *Typha domingensis* (Tratamento II)

As variações temporais de atividade enzimática da celulase durante a decomposição aeróbia e anaeróbia de *Typha domingensis* (Tratamento II) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 30.

Na perda de massa dos detritos de *T. domingensis* (Tratamento II) observou-se que, ocorreram incrementos de atividade enzimática ao longo do tempo tanto nas incubações aeróbias quanto nas anaeróbias, com tendência ao decréscimo na fase final da decomposição, com exceção das incubações a 15°C (aerobiose) e a 25°C (anaerobiose), em que foram observados incrementos. Os teores médios de celulase obtidos foram de 484 e 397  $\mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$  (15°C); 257 e 309  $\mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$  (20°C); 318 e 630  $\mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$  (25°C); e 167 e 159  $\mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$  (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Os teores médios finais de celulase mínimos e máximos foram respectivamente 146 (20°C, dia 5) e 682  $\mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$  (25°C, dia 60), em aerobiose, e 159 (30°C, dia 90) e 698  $\mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$  (25°C, dia 1), em anaerobiose.

Durante a decomposição de *T. domingensis*, foram observados, em aerobiose, incrementos temporais de atividade enzimática com exceção das incubações a 15°C, em que ocorreu decaimento, e, em anaerobiose, foram observados decaimentos temporais conforme o aumento da temperatura, com incrementos no dia 15 a 15°C, e nos dias 60, a 20 e 30°C.



**Figura 30.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para a atividade enzimática da celulase ( $\mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ ) durante a decomposição de *Typha domingensis* nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento II).

De modo geral, no Tratamento II, após 90 dias, os teores médios de celulase observados para as incubações anaeróbias apresentaram incremento a 20 (17%), 25 (50%) e 30°C (5%), e decaimento a 15°C (18%), em relação aos encontrados nas incubações aeróbias.

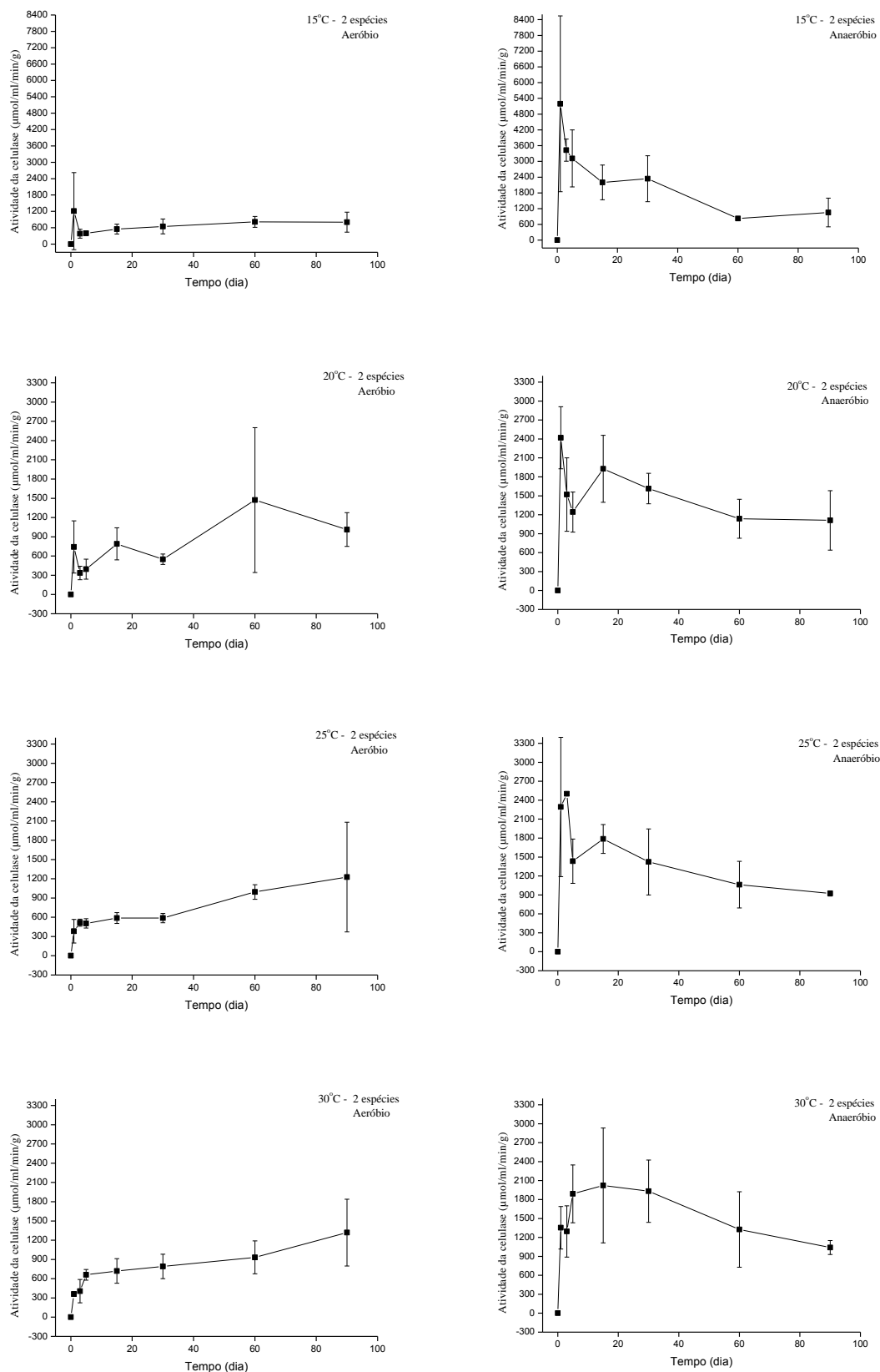
Comparativamente, em relação aos teores médios de celulase encontrados nas incubações de *H. coronarium*, os teores encontrados nas incubações aeróbias de *T. domingensis* foram maiores a 15°C (6%), e menores a 20 (65%), 25 (38%) e a 30°C (49%), porém nas incubações anaeróbias os teores foram maiores a 15 (48%) e 25°C (12%), menores a 20°C (26%), e bastante reduzidos a 30°C (81%).

### **5.9.3. Na decomposição de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (detritos mistos - Tratamento III)**

As variações temporais de atividade enzimática da celulase durante a decomposição aeróbia e anaeróbia dos detritos mistos de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (Tratamento III) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 31.

As incubações com os detritos mistos (Tratamento III) indicaram que, após 90 dias, ocorreram decaimentos temporais de atividades enzimáticas a 15°C, e incrementos a 20, 25 e 30°C em aerobiose, porém, em anaerobiose, ocorreram decaimentos a 15, 20, 25 e 30°C. Os teores médios de celulase foram de 804 e 1056  $\mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$  (15°C); 1013 e 1112  $\mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$  (20°C); 1227 e 923  $\mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$  (25°C) e 1319 e 1041  $\mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$  (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente.

Os teores médios de celulase mínimos e máximos foram respectivamente 336 (20°C, dia 3) e 1474  $\mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$  (20°C, dia 60), em aerobiose, e 827 (15°C, dia 60) e 5194  $\mu\text{mol.ml}^{-1}.\text{min}^{-1}.\text{g}^{-1}$  (15°C, dia 1), em anaerobiose. As atividades enzimáticas variaram durante o processo de decomposição dos detritos mistos, em que foi observado um incremento de atividade enzimática em aerobiose, com exceção dos detritos submetidos a 15°C, em que ocorreu decaimento, e, nas incubações anaeróbias, ocorreu decaimento, conforme o aumento da temperatura.



**Figura 31.** Variação temporal dos valores médios e respectivos desvios-padrão para a atividade enzimática da celulase ( $\mu\text{mol}\cdot\text{ml}^{-1}\cdot\text{min}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ ) durante a decomposição de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (detritos mistos), nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento III). A escala da atividade da celulase a 15°C (aeróbio e anaeróbio) encontra-se em outra escala.

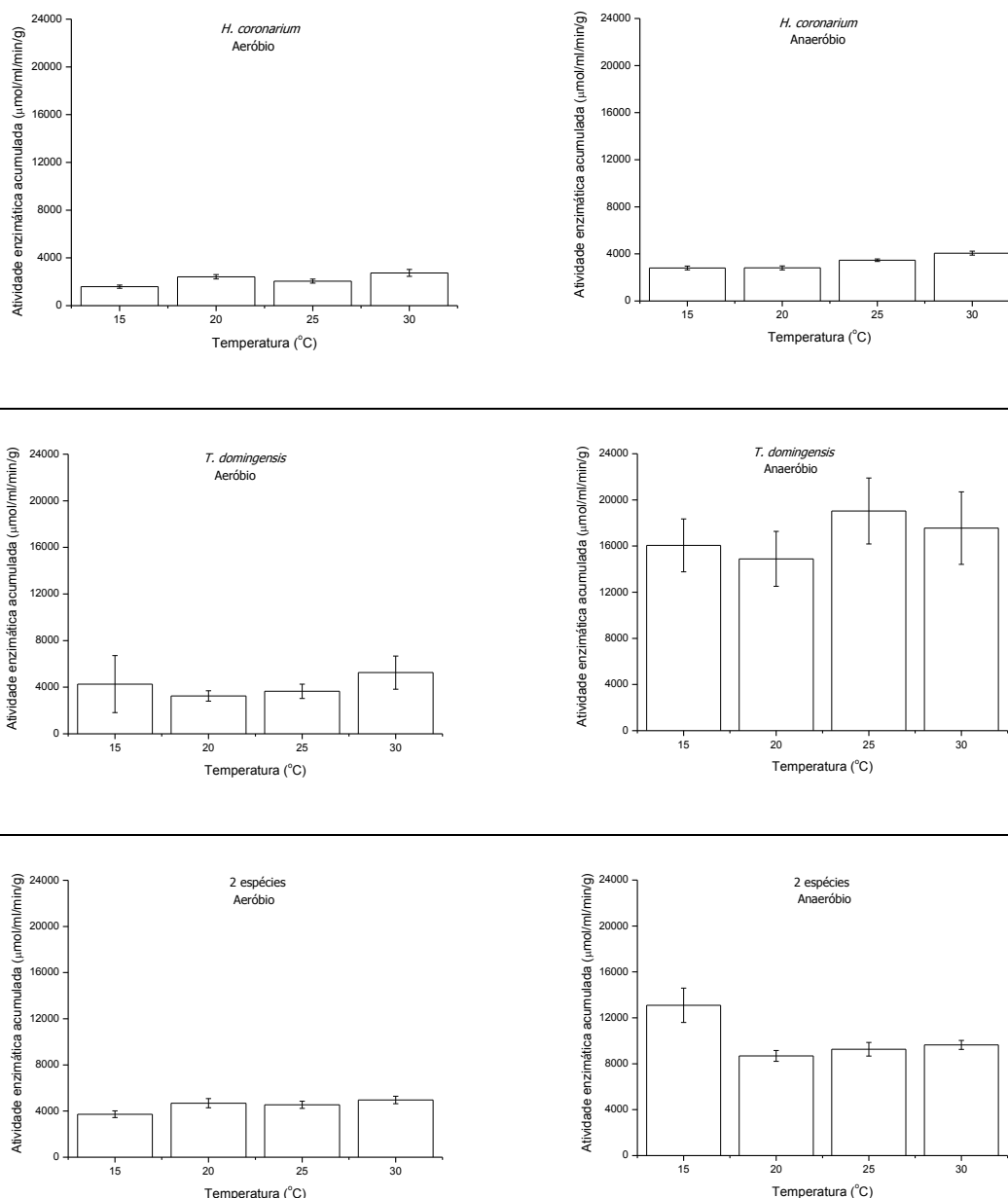
De modo geral, no Tratamento III, a comparação dos teores médios de celulase observados para as incubações anaeróbias apresentaram incremento a 15 (24%) e 20°C (9%), e decaimento a 25 (25%) e 30°C (21%) em relação às respectivas incubações aeróbias.

Os teores médios finais de celulase encontrados nas incubações anaeróbias dos detritos mistos apresentaram os valores mais altos dentre os Tratamentos I, II e III, nas 4 temperaturas, sendo que os valores intermediários foram observados em *H. coronarium* a 20 e 30°C, e *T. domingensis* a 15 e 25°C, conforme o aumento da temperatura.

#### **5.9.4. Análise estatística das atividades enzimáticas celulolíticas acumuladas nos Tratamentos I, II e III**

Os valores das atividades acumuladas celulolíticas em função da temperatura nos Tratamento I, II e III são apresentados na Figura 32. Em relação ao aumento de temperatura, somente foi possível observar uma tendência de incremento de atividade enzimática no Tratamento I (tanto aeróbio quanto anaeróbio) e no Tratamento III (em condições aeróbias). Dentro do mesmo tratamento não houve diferenças significativas entre as 4 temperaturas de incubação ( $p > 0,05$ ).





**Figura 32.** Atividade enzimática celulolítica acumulada em função da temperatura de incubação durante a decomposição de *H. coronarium*, de *T. domingensis* e dos detritos mistos.

De forma geral, foi observado que as atividades enzimáticas tanto em condições aeróbias quanto anaeróbias nos detritos de *T. domingensis* (Tratamento II) foram mais elevadas que nos detritos de *H. coronarium* (Tratamento I), e os detritos mistos (Tratamento III) indicaram atividades enzimáticas intermediárias. Em relação à disponibilidade de oxigênio dissolvido, as condições anaeróbias sempre apresentaram as maiores atividades enzimáticas, portanto, a ausência de oxigênio foi mais determinante que a temperatura. Ao se considerar as diferenças entre as temperaturas e as condições de aerobiose e anaerobiose em cada tratamento, observou-se diferença significativa

entre os Tratamentos I e III. A atividade da celulase na decomposição de *H. coronarium* foi significativamente diferente entre 15, 25 e 30°C (anaeróbio e todas as temperaturas na condição aeróbia;  $p < 0,001$ ). A condição anaeróbia a 20°C foi diferente da aeróbia à 15, 20 e 25°C ( $p < 0,001$ ). O Tratamento III seguiu um padrão similar, contudo a condição de anaerobiose a 15°C foi significativamente diferente das de 20, 25 e 30°C ( $p < 0,001$ ) na mesma condição e de todas as temperaturas em aerobiose ( $p < 0,001$ ). As incubações a 20°C em anaerobiose, foram distintas de todas as temperaturas em aerobiose ( $p < 0,001$ ). Em anaerobiose houve diferenças entre as incubações a 30°C e todas as temperaturas em aerobiose ( $p < 0,01$ ).

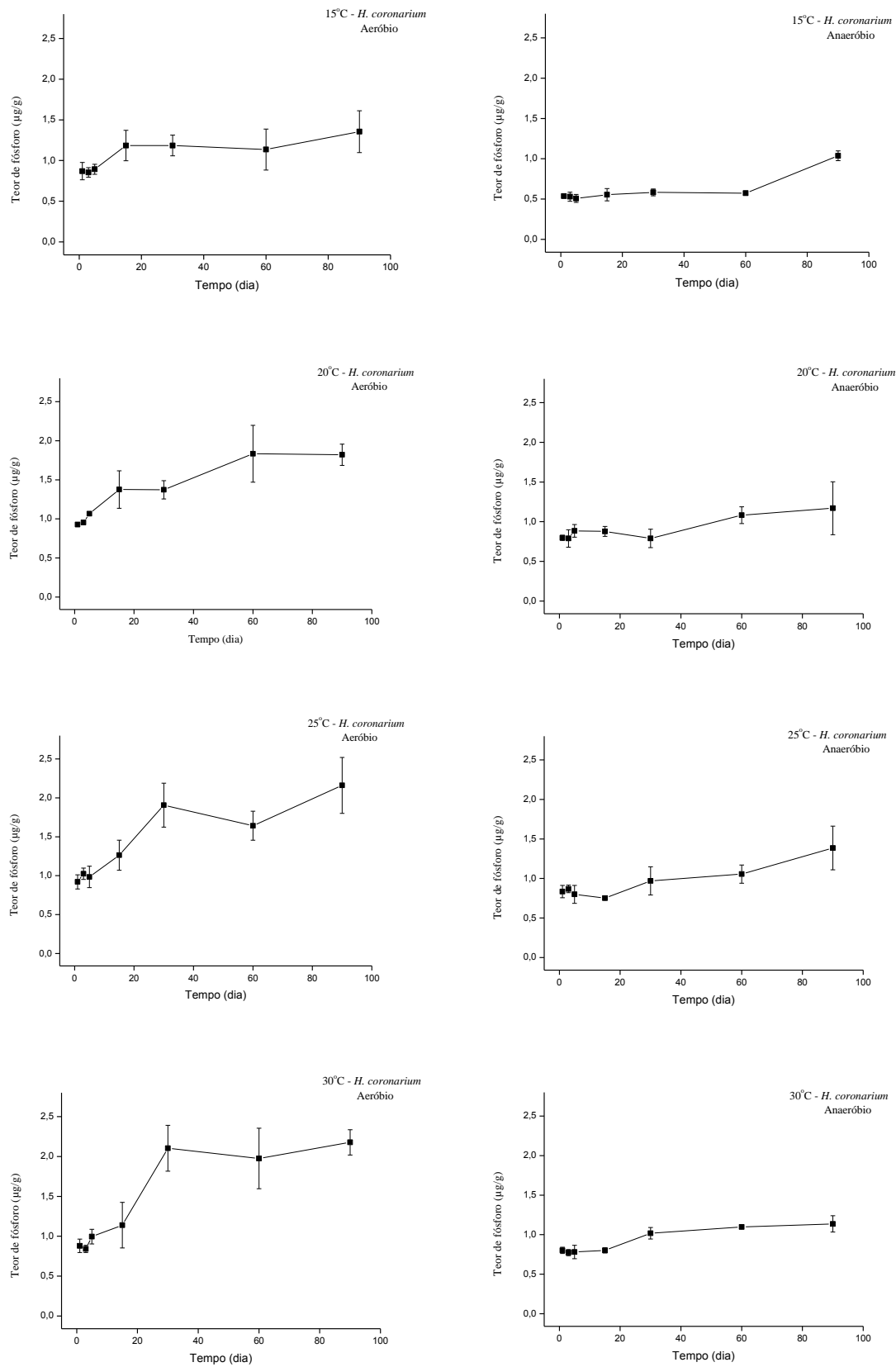
## 5.10. Variação temporal do teor de fósforo

### 5.10.1. Na decomposição de *Hedychium coronarium* (Tratamento I)

As variações temporais dos teores médios de fósforo encontrados durante a decomposição aeróbia e anaeróbia de *H. coronarium* (Tratamento I) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 33.

Durante a perda de massa dos detritos particulados de *H. coronarium* (Tratamento I) ocorreu incremento de fósforo no COP, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose. Os teores médios de fósforo obtidos foram 1,355 e 1,037  $\mu\text{g.g}^{-1}$  (15°C); 1,821 e 1,170  $\mu\text{g.g}^{-1}$  (20°C); 2,161 e 1,386  $\mu\text{g.g}^{-1}$  (25°C) e 2,178 e 1,136  $\mu\text{g.g}^{-1}$  (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Os teores médios mínimos e máximos de fósforo foram respectivamente 0,841 (30°C, dia 3) e 2,178  $\mu\text{g.g}^{-1}$  (30°C, dia 90) sob aerobiose e 0,508 (15 e 25°C, dia 5) e 1,386  $\mu\text{g.g}^{-1}$  (25°C, dia 90), sob anaerobiose.

Durante o processo de decomposição de *H. coronarium*, ocorreu incremento de fósforo nas quatro temperaturas, tanto para as condições aeróbias quanto para as condições anaeróbias.



**Figura 33.** Variação temporal relativa dos valores médios e respectivos desvios-padrão para o teor de fósforo ( $\mu\text{g/g}$ ) dos detritos particulados de *Hedychium coronarium* nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento I).

De modo geral, no Tratamento I, em relação às incubações anaeróbias, os teores de fósforo presentes nas incubações aeróbias foram maiores a 15 (24%), 20 (36%), 25 (52%) e 30°C (48%).

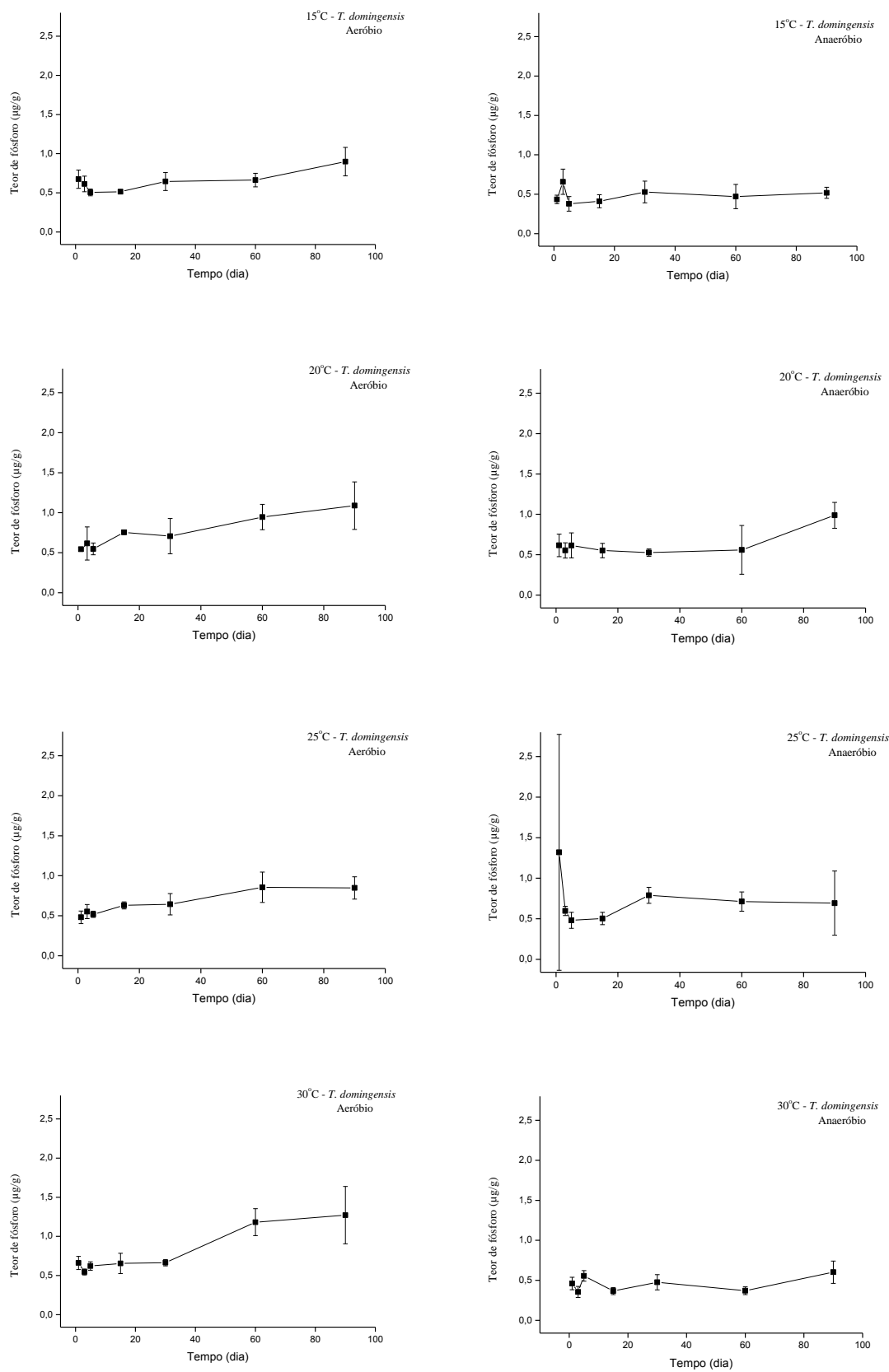
#### **5.10.2. Na decomposição de *Typha domingensis* (Tratamento II)**

As variações temporais dos teores médios de fósforo encontrados durante a decomposição aeróbia e anaeróbia de *Typha domingensis* (Tratamento II) em função da temperatura, estão representadas na Figura 34.

Durante a perda de massa dos detritos particulados de *T. domingensis* (Tratamento II) ocorreu incremento de fósforo na fração particulada dos detritos, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose, com exceção dos detritos submetidos à decomposição anaeróbia a 25°C, em que foi observado decaimento nos teores de fósforo. Os teores médios de fósforo obtidos foram de 0,898 e 0,518  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (15°C); 1,088 e 0,988  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (20°C); 0,847 e 0,693  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (25°C); e 1,271 e 0,602  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Os teores médios mínimos e máximos de fósforo foram respectivamente 0,504 (15°C, dia 5) e 1,271  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (30°C, dia 90) sob aerobiose e 0,410 (15°C, dia 15) e 1,319  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (25°C, dia 1), sob anaerobiose.

Comparativamente, no Tratamento II, após 90 dias, os teores médios de fósforo da MOP em condições aeróbias foram maiores a 15 (42%), 20 (9%), 25 (18%) e 30°C (53%), em relação aos teores encontrados nas incubações anaeróbias.

Em relação aos teores médios de fósforo encontrados nas incubações de *T. domingensis*, os percentuais encontrados nas respectivas incubações de *H. coronarium* foram maiores a 15 (38%), 20 (402%), 25 (61%) e 30°C (42%) em aerobiose, assim como em anaerobiose a 15 (50%), 20 (16%), 25 (33%) e a 30°C (47%).



**Figura 34.** Variação temporal relativa dos valores médios e respectivos desvios-padrão para o teor de fósforo ( $\mu\text{g/g}$ ) dos detritos particulados de *Typha domingensis* nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento II).

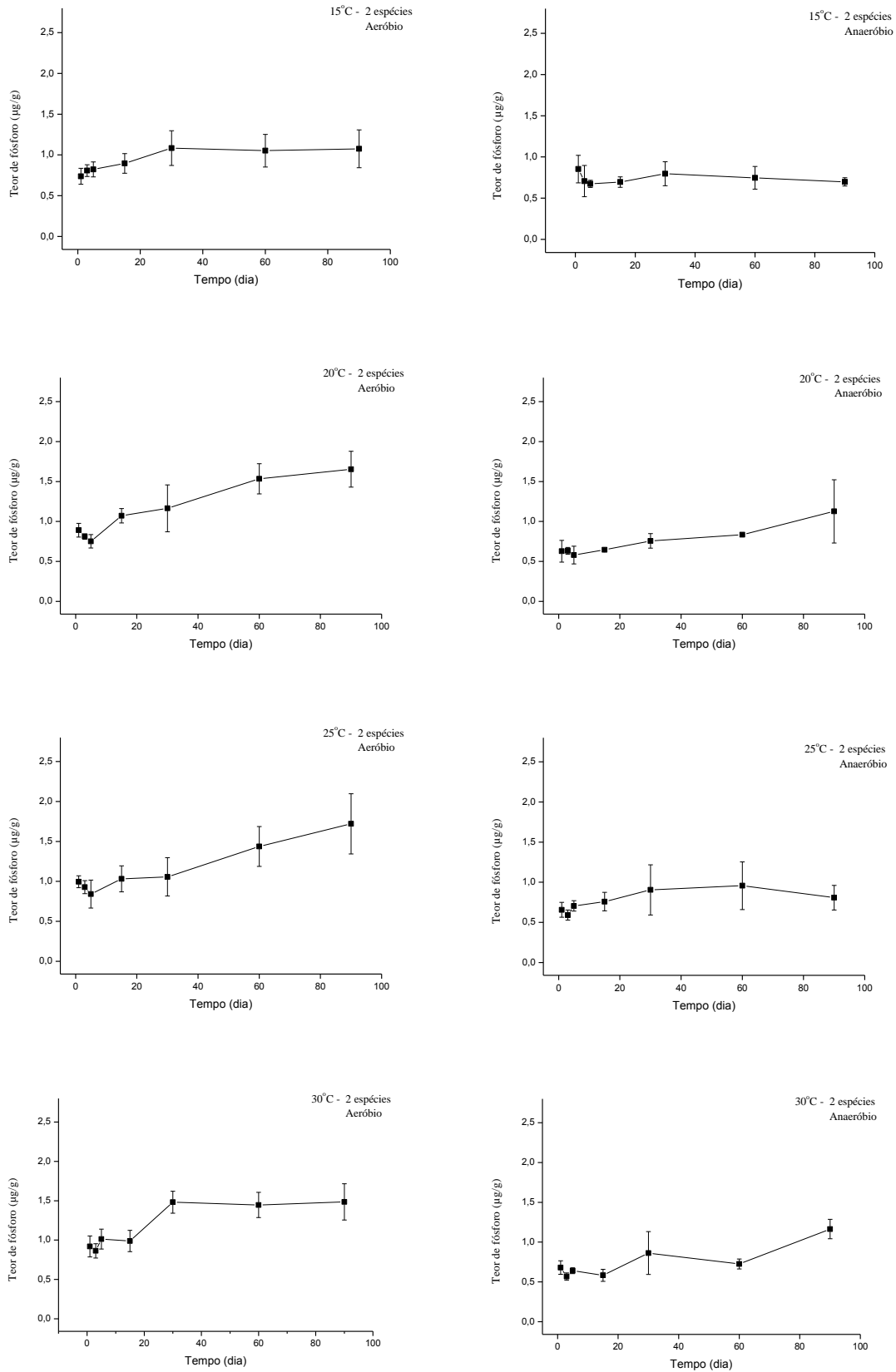
### 5.10.3. Na decomposição de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (detritos mistos - Tratamento III)

A variação temporal dos teores médios de fósforo encontrada na fração particulada detrital durante a decomposição aeróbia e anaeróbia dos detritos mistos de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (Tratamento III) nas diferentes temperaturas, estão representadas na Figura 35.

Durante a perda de massa dos detritos mistos particulados (Tratamento III) ocorreu incremento temporal nos teores de fósforo, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose, com exceção dos detritos submetidos à decomposição anaeróbia a 15°C, em que foi observado decaimento nos teores de fósforo. Os teores médios de fósforo obtidos foram de 1,076 e 0,697  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (15°C); 1,654 e 1,126  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (20°C); 1,720 e 0,808  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (25°C); e 1,485 e 1,164  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (30°C), para as condições aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Os teores médios mínimos e máximos de fósforo foram respectivamente 0,737 (15°C, dia 1) e 1,720  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (25°C, dia 90) sob aerobiose e 0,567 (30°C, dia 3) e 1,164  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (30°C, dia 90), sob anaerobiose.

De modo geral, no Tratamento III, após 90 dias, os teores médios de fósforo encontrados nas incubações aeróbias foram maiores a 15 (38%), 20 (32%), 25 (53%) e 30°C (53%), em relação às concentrações encontradas nas incubações anaeróbias.

Os teores médios de fósforo da fração remanescente particulada (MOP) encontrados nas incubações aeróbias e anaeróbias de *H. coronarium*, apresentaram os valores mais altos dentre os Tratamentos I, II e III, e os detritos de *T. domingensis*, apresentaram valores intermediários, conforme o aumento da temperatura, com exceção dos detritos mistos sob anaerobiose submetidos a 30°C, que apresentaram o teor mais alto de fósforo.



**Figura 35.** Variação temporal relativa dos valores médios e respectivos desvios-padrão para o teor de fósforo ( $\mu\text{g/g}$ ) dos detritos particulados de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* conjuntamente (detritos mistos), nas condições aeróbias e anaeróbias (Tratamento III).

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1. Decomposição de *Hedychium coronarium*, *Typha domingensis* e dos detritos mistos

As espécies de macrófitas utilizadas no presente estudo podem ser encontradas separadas ou conjuntamente, em áreas alagadas do território brasileiro, e, por este motivo o presente trabalho serviu para parametrizar e descrever as decomposições aeróbias e anaeróbias de *Hedychium coronarium* e *Typha domingensis* separadamente, e conjuntamente. A decomposição de macrófitas influencia a ciclagem, retenção e liberação de nutrientes em sistemas de zonas úmidas (CHEESMAN *et al.*, 2010). O padrão frequentemente citado de decomposição de macrófitas de zonas úmidas estabelecido por Webster & Benfield (1986), identifica três fases de decomposição distintas, mas sobrepostas: (i) lixiviação rápida inicial de componentes solúveis em água, (ii) colonização e decomposição microbianas e (iii) fragmentação mecânica do material, sendo que, destes, o segundo estágio (colonização e decomposição microbianas) envolve a alteração mais dinâmica das formas nutrientes.

O presente trabalho corroborou que a heterogeneidade dos detritos de *H. coronarium*, *T. domingensis* e dos detritos mistos permitiu considerar que estes recursos sejam compostos por duas frações: uma fração lábil/solúvel ( $COP_{LS}$ ) e outra fração refratária ( $COP_R$ ) (ASAEDA *et al.*, 2000; BIANCHINI JR. & CUNHA-SANTINO, 2008) que diferem entre si de acordo com sua composição química, definindo seu grau de degradabilidade.

### 5.2. Carbono orgânico particulado remanescente (COP)

O  $COP_{LS}$  pode representar de 4 a 42% da massa inicial (MALONEY & LAMBERTI, 1995; MOLINERO *et al.*, 1996; FRANCE *et al.*, 1997; QUINN *et al.*, 2000). Dessa forma, o presente trabalho demonstrou que, independente das condições experimentais, as diferenças observadas entre a perda de  $COP_{LS}$  das espécies estiveram relacionadas, principalmente à composição química das plantas selecionadas e às possíveis diferenças entre as partes das amostras das réplicas (*e. g.* folhas, caules e raízes durante a decomposição).



Basicamente este processo rápido de perda de massa independe dos fatores bióticos e abióticos, mas é influenciado pelas características intrínsecas dos detritos (*i.e.* composição química) (SILVA *et al.*, 2011). No presente estudo, a maior taxa de decomposição ( $COP_{LS}$ ) nas primeiras semanas, seguida mais tarde, de uma taxa mais lenta ( $COP_R$ ), para *H. coronarium*, *T. domingensis* e para os detritos mistos, está em acordo com a observação de muitos pesquisadores (*e.g.* DE ZOZAYA & NEIFF, 1991; PAGIORO & THOMAZ, 1999). Está relacionada ao fato da variação e do ritmo de decomposição detrital dos constituintes lábeis e recalcitrantes das macrófitas (FIERER *et al.*, 2005).

Os processos aeróbios de oxidação da matéria orgânica, frequentemente são mais rápidos que os processos anaeróbios (WETZEL, 1983). Tal fato foi corroborado no presente trabalho, sendo observado que, de maneira geral, para os Tratamentos I, II e III, os processos aeróbios favoreceram o decaimento mais rápido de COP quando comparados aos anaeróbios. Portanto, a hipótese de que a temperatura mais elevada associada às condições de aerobiose pode conduzir mais efetivamente a decomposição das macrófitas aquáticas, foi corroborada.

A taxa de decomposição afeta a liberação de nutrientes, bem como o acúmulo de material em decomposição no sedimento e a qualidade dos detritos (BIANCHINI JR. & CUNHA-SANTINO, 2006) e é geralmente expressa pela perda de peso em certo período de tempo, ocorrendo um decréscimo exponencial. Uma mesma espécie pode apresentar diferentes taxas de decaimento, dependendo da metodologia empregada, e até mesmo, de fatores intrínsecos e extrínsecos (GIMENES *et al.*, 2012). Dessa forma, a liberação da matéria orgânica e, portanto, do carbono, pode variar para uma espécie dentro de um mesmo ecossistema, dependendo das condições do mesmo. No presente estudo foi observado que, dentre os 3 tratamentos, o decaimento de COP de *H. coronarium* foi o mais rápido, enquanto que o de *T. domingensis*, que contém alto teor de fibras, apresentou decaimento mais lento, e os detritos mistos apresentaram decaimento com valores intermediários.

### **5.3. Parametrização do decaimento de COP (Tratamentos I, II e III) em função da temperatura e $Q_{10}$**

A temperatura tem importante papel na decomposição da matéria orgânica, e, dentro dos limites fisiológicos, as temperaturas mais elevadas podem estimular as

atividades biológicas (BERGFUR & FRIBERG, 2012). As alterações na temperatura podem repercutir nos processos ecossistêmicos, alterando a taxa de decomposição da matéria orgânica, uma vez que a temperatura controla a colonização e o metabolismo de microrganismos (ABELHO, 2001), em adição, altera a distribuição de variáveis limnológicas dependentes da temperatura (*e.g.* concentração do oxigênio dissolvido). No presente trabalho foi observado que o aumento da temperatura privilegiou a hidrossolubilização, uma vez que as frações protoplasmáticas parcialmente solúveis como as pectinas e mucilagens, potencializam sua dissolução em temperaturas mais altas (USELMAN, 2012). A parametrização do modelo cinético indicou que, nas condições aeróbias e anaeróbias, de modo geral, para os Tratamentos I, II e III, os teores médios do  $COP_{LS}$  dos detritos aumentaram conforme o incremento da temperatura, enquanto que os teores médios do  $COP_R$  decaíram. Os valores de  $k_R$  também aumentaram conforme a elevação da temperatura em aerobiose e anaerobiose, com exceção de *H. coronarium* em anaerobiose, cujos valores de  $k_R$  foram constantes em todas as temperaturas. O hábito emergente das macrófitas selecionadas é fator determinante em sua constituição química, sendo predominantemente formadas por tecidos de sustentação (maior concentração de  $COP_R$ ), tendendo ser refratárias e, conseqüentemente, apresentam decomposição mais lenta (GESSNER, 2005; KLEEBERG, 2013), como foi observado no presente estudo, em que o  $t_{1/2}$  foi maior para *T. domingensis* em relação à *H. coronarium*, provavelmente devido ao seu alto teor de fibras (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2006), entretanto, o maior  $t_{1/2}$  dentre os 3 tratamentos, foi obtido para os detritos mistos a 15°C, em anaerobiose.

As perdas de massa das frações refratárias dos detritos de *H. coronarium* e das amostras mistas apresentaram maior sensibilidade à variação de temperatura, em aerobiose. O  $COP_R$  constitui-se essencialmente de compostos de difícil ruptura, tais como: lignina, celulose, hemicelulose (*i.e.* fibras), portanto, quanto maior a quantidade de fibras constituintes nos detritos das macrófitas, mais lenta será sua decomposição (GESSNER, 2005; KLEEBERG, 2013). Para a decomposição das amostras mistas, em aerobiose, o aumento da temperatura favoreceu o aumento de  $k_R$ , e em anaerobiose, a temperatura mais baixa apresentou o menor valor  $k_R$ , e o maior tempo de meia vida.

Outros fatores como temperatura, disponibilidade de oxigênio dissolvido, concentração de nutrientes e composição de microrganismos também influenciam na decomposição dos resíduos lignocelulósicos (CUNHA-SANTINO, 2003). No presente trabalho, foi observado que, a perda de massa de  $COP_R$  durante a decomposição de *T.*

*domingensis*, foi mais lenta que a de *H. coronarium*, tanto nas condições aeróbias (5 vezes), quanto nas condições anaeróbias (3 vezes), uma vez que *T. domingensis* apresenta teores elevados de material lignocelulósico (MACEDO *et al.*, 2008), portanto a hipótese de que *T. domingensis* deve apresentar uma decomposição mais lenta em relação à *H. coronarium*, devido ao seu alto teor de fibras, foi corroborada. A disponibilidade de oxigênio dissolvido influenciou menos na perda de massa, sendo também observado que, sob anaerobiose as temperaturas de 25 e 30°C apresentaram o menor valor de  $k_{LS}$ .

Tamire *et al.* (2017) observaram diferentes coeficientes de decomposição ( $k_R$ ) para diversas espécies de macrófitas aquáticas presentes no Lago Ziway. O menor coeficiente de decomposição foi observado para *Arundo donax*, provavelmente devido ao seu maior teor de celulose (*e.g.* DE LA CRUZ, 1978). Tal fato também foi observado no presente estudo em que os valores encontrados de  $k_R$  foram mais baixos para *T. domingensis*, relativamente aos  $k_R$  de *H. coronarium*, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose, corroborando que a decomposição é mais lenta para espécies que apresentam elevados teores de material lignocelulósico.

Dentro dos limites fisiológicos, as temperaturas mais elevadas, podem estimular as atividades metabólicas (BERGFUR & FRIBERG, 2012). A temperatura também controla a colonização e o metabolismo de microrganismos (ABELHO, 2001) e altera a distribuição de variáveis limnológicas dependentes da temperatura (*e.g.* concentração do oxigênio dissolvido). No presente estudo foi observado que, as perdas de massa das frações refratárias para os detritos *H. coronarium*, *T. domingensis* e para os detritos mistos foram sensíveis à variação de temperatura. Outros trabalhos de decomposição apresentaram resultados semelhantes, como Carvalho *et al.* (2005) que descreveram a decomposição de *Egeria najas* em amplitude de temperaturas similares às usadas neste estudo (17 a 27°C). Em outro estudo comparando a cinética de decomposição *in situ* e *in vitro* dos detritos de duas espécies de macrófitas (*Polygonum lapathifolium* e *Eichhornia azurea*) de um reservatório neotropical, foi observado que o decaimento de massa foi mais rápido em condições naturais e que a temperatura influenciou a velocidade do decaimento de massa (BOTTINO *et al.*, 2013).

Nas condições aeróbias, o fato de serem encontrados valores próximos de  $Q_{10}$  para a decomposição de *H. coronarium* e *T. domingensis*, pode ser atribuído, possivelmente, pela ocorrência da similaridade da comunidade microbiana atuando na decomposição. Geralmente, o metabolismo anaeróbio predomina no sedimento, onde

ocorrem normalmente condições redutoras e o metabolismo aeróbio predomina na coluna de água, desde que exista disponibilidade de oxigênio dissolvido (BENNER *et al.*, 1984). Entretanto, na decomposição anaeróbia de *H. coronarium*, o baixo valor de  $Q_{10}$  sugere que a temperatura não foi fator determinante dos processos de degradação; porém, para as amostras mistas, os valores altos de  $Q_{10}$  indicaram que, tanto na presença quanto na ausência de oxigênio, a elevação da temperatura se constitui em fator estimulante dos processos de decomposição (*i. e.* seleção de espécies).

Em ambientes aquáticos, fungos e bactérias são os principais organismos que mediam a decomposição da matéria orgânica (BIRD & KAUSHIK, 1992; RADER *et al.*, 1994; DAS *et al.*, 2007). O estímulo da atividade metabólica destes organismos em relação à temperatura (expressa nos valores de  $Q_{10}$ ) é determinado por diferentes tipos de enzimas que atuam no processo de respiração (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2010). Na maioria dos casos, uma proporção significativa de colonização pelos microrganismos é normalmente efetivada dentro das duas primeiras semanas (GESSNER *et al.*, 1993; WEYERS & SUBERKROPP, 1996; BALDY & GESSNER, 1997; CHAUVET *et al.*, 1997). No presente estudo foram também observados valores maiores de  $Q_{10}$  na decomposição aeróbia de cada espécie isoladamente. Nesse caso, a característica extrínseca do meio, relacionada à disponibilidade de oxigênio dissolvido, tem menos importância na decomposição das espécies.

No presente trabalho, foram verificadas diferenças entre as duas espécies, quanto aos padrões de decomposição. A diferença encontrada no decaimento de COP esteve relacionada às diversas proporções das fibras bem como às distintas assembleias microbianas presentes na decomposição aeróbia e anaeróbia de cada espécie em separado, bem como nas duas espécies conjuntamente, da menor para a maior temperatura. A hipótese de que a temperatura mais elevada associada às condições de aerobiose poderia conduzir mais efetivamente a decomposição das macrófitas aquáticas, foi confirmada para *H. coronarium*.

Murray & Hodson (1986) observaram que as substâncias dissolvidas liberadas durante a decomposição do lírio-d'água (*Nymphaea odorata*) podem alterar a taxa de crescimento do bacterioplâncton e causar uma redução em sua abundância e atividade, devido a uma mudança na composição da população bacteriana em relação à resistência aos compostos inibitórios presentes nos lixiviados de *Nymphaea*. Os compostos inibitórios liberados durante a decomposição de macrófitas aquáticas atuam, portanto, como agentes seletivos que alteram a estrutura comunitária da população bacteriana em

relação à resistência do lixiviado. Tal fato pode ter ocorrido no presente estudo nas incubações de *T. domingensis*, a 15°C, em aerobiose e anaerobiose.

A parametrização do modelo matemático revelou que, em todos os Tratamentos (I, II e III), os detritos referentes às macrófitas, apresentaram teor elevado de COP<sub>R</sub>, demonstrando grande conteúdo de material refratário (*i.e.* fibras) quando comparados aos de COP<sub>LS</sub>.

#### **5.4. Avaliação das respostas interativas na decomposição dos detritos mistos (Tratamento III)**

A qualidade dos detritos altera as taxas de decomposição das macrófitas aquáticas, bem como as variáveis ambientais (*i.e.* temperatura, pH, oxigênio dissolvido, concentração iônica), influenciam também na concentração e seleção dos microrganismos decompositores (*i.e.* fungos e bactérias) (ARNDT *et al.*, 2013). No presente trabalho, as amostras mistas, em anaerobiose, apresentaram o menor coeficiente de decomposição, com o maior  $t_{1/2}$  (dia) a 15°C, demonstrando o maior efeito antagônico observado dentre os 3 tratamentos, em que, provavelmente pode ter decorrido uma inibição nos processos de decomposição, em função da menor temperatura, e também, pela presença de substâncias antimicrobianas encontradas em *H. coronarium* (VAN KAICK, 2002; ALMEIDA & ALMEIDA, 2005; JOY *et al.*, 2007), bem como a presença de substâncias potencialmente alelopáticas encontradas em *T. domingensis* (PRINDLE & MARTIN, 1996; ALBALAT *et al.*, 1997; PRINDLE *et al.*, 1997; GALLARDO *et al.*, 1998; JARCHOW & COOK, 2009).

Ainda são incipientes os estudos realizados com espécies mistas de macrófitas aquáticas, e, por este motivo, foram feitas algumas comparações dos resultados obtidos no presente trabalho, com resultados de estudos realizados com espécies arbóreas mistas. Um estudo realizado com decomposição de espécies arbóreas indicou uma maior taxa de perda de massa em *Tectona grandis* em comparação com *Theobroma cacao*, após 24h. As diferenças observadas na taxa de perda de massa entre diferentes espécies podem ser devidas à variação na concentração de diferentes substâncias inorgânicas e orgânicas solúveis, às características físicas, químicas e morfológicas da massa detrital (ODIWE *et al.*, 2016). No presente trabalho foi observado que nos Tratamentos I, II e III, a decomposição dos detritos nos processos aeróbios foi mais rápida, e que também para ambas as espécies resultaram em altos teores de COP<sub>R</sub>,

principalmente para *T. domingensis*, o que pode corroborar com os resultados do estudo acima descritos.

A avaliação de respostas interativas na decomposição de detritos de espécies arbóreas mistas (HUI & JACKSON, 2009) demonstrou que as respostas aditivas podem surgir de condições múltiplas, incluindo nenhuma alteração na decomposição dos detritos mistos de ambas as espécies, ou uma decomposição mais rápida de uma espécie e uma decomposição reduzida de outra. As respostas antagonistas podem ser causadas pela decomposição reduzida de apenas uma espécie, ou de ambas as espécies. As análises proporcionam uma melhor compreensão da decomposição em misturas e têm implicações significativas na modelagem da decomposição, sendo observadas respostas sinérgicas, aditivas ou antagônicas (*i.e.* não-aditivas) em detritos mistos. Assim, as interações entre clima, qualidade dos detritos e comunidades de decompositores são importantes controladores da decomposição da matéria orgânica e liberação de nutrientes (HUI & JACKSON, 2009). No presente trabalho observou-se que ocorreram os 3 tipos de respostas interativas para as incubações mistas, em que, em aerobiose, o efeito antagônico foi observado para todas as temperaturas (15, 20, 25 e 30°C), enquanto que, em anaerobiose, foi observado o efeito antagônico a 15°C, o efeito aditivo a 20 e 25°C, e o efeito sinérgico a 30°C, corroborando os resultados do trabalho acima mencionado. A hipótese de que a decomposição dos detritos mistos apresentaria efeito sinérgico em relação à decomposição de *H. coronarium* e *T. domingensis* separadamente, ao longo do aumento da temperatura, foi corroborada em anaerobiose a 30°C.

Os efeitos não-aditivos das misturas tendem a ser específicos das espécies, devido aos diferentes teores de nutrientes em cada espécie. Os efeitos não-aditivos em misturas de espécies sugerem que a interação interespecífica deve ser considerada para explicar os processos de decomposição de macrófitas aquáticas (LI *et al.*, 2012). Um mecanismo que é responsável pelos efeitos não-aditivos é que as espécies com um conteúdo nutriente relativamente elevado podem acelerar a decomposição de misturas, fornecendo nutrientes para espécies de baixa qualidade, e esse efeito diminui com os aumentos na proporção de detritos de baixa qualidade (SALAMANCA *et al.*, 1998; QUESTED *et al.*, 2002, LECERF *et al.*, 2011; MCLAREN & TURKINGTON., 2011). Entre os fatores que controlam os processos de decomposição, a qualidade dos nutrientes dos detritos desempenha um papel importante (CHIMNEY & PIETRO, 2006; LECERF *et al.*, 2007; GEURTS *et al.*, 2010). Variações interespecíficas em macrófitas,

geralmente resultam em diferenças nas taxas de decomposição de detritos. Em geral, os detritos com alto conteúdo inicial de N e P, bem como baixas proporções C:N, C:P e N:P são considerados com alta qualidade de detritos. Este tipo de detritos se decompõe mais rapidamente nos ecossistemas do que os detritos de baixa qualidade (TAYLOR *et al.*, 1989; REJMÁNKOVÁ & HOUDKOVÁ, 2006). A ocorrência generalizada de padrões sinérgicos e antagônicos durante a decomposição em misturas de detritos foliares indica que a decomposição ecossistêmica não é imediatamente previsível a partir de taxas de decaimento conhecidas das espécies das folhas componentes. As misturas de detrito frequentemente apresentam maior perda de massa e maiores concentrações de nutrientes do que o esperado a partir da dinâmica de uma única espécie. Fato semelhante também foi encontrado no presente trabalho, em que foram observados efeitos sinérgicos e também antagônicos, portanto, é importante o estudo das respostas da decomposição de uma única espécie, bem como dos detritos misturados, para modelar a ciclagem de carbono e nutrientes nos ecossistemas aquáticos.

Um estudo realizado com o folheto de espécies florestais nativas (GAMA-RODRIGUES, 2003) revelou que as taxas de decomposição e os fluxos de nutrientes são distintos para espécies individuais e em misturas, sendo que, as taxas de decomposição do folheto constituído por algumas espécies, foram significativamente superiores àquelas dessas espécies individualmente (GAMA-RODRIGUES *et al.*, 2003; CARVALHO LEITE *et al.*, 2010; SILVA *et al.*, 2014). A mistura de espécies proporciona maior capacidade de ciclagem da matéria orgânica e de nutrientes, indicando que os processos de perda de massa e de mineralização foram influenciados não apenas pela qualidade do substrato, mas também pela qualidade do microambiente. Resultados semelhantes foram obtidos com espécies de florestas artificiais do Planalto Loess (China), com clima semi-árido e forte influência das monções, para os detritos de algumas composições florestais mistas (ZHANG *et al.*, 2016), indicando que os fatores climáticos e a qualidade de detritos são importantes reguladores diretos na decomposição de detritos em escala global (ZHANG *et al.*, 2008). A mistura de diferentes detritos decorre simultaneamente em aumento da diversidade de habitats e da complexidade da rede alimentar de decompositores, promovendo, desta maneira, a decomposição mais acelerada da serapilheira (LIU *et al.*, 2010).

A perda de carbono é controlada pelo estado nutricional da serapilheira, uma vez que os microrganismos necessitam de proporções C/N e C/P adequadas para

decompõem estes substratos (MANZONI *et al.*, 2010). A perda de carbono também é controlada pelo estado nutricional dos componentes da mistura, pelo conteúdo e pela heterogeneidade dos detritos existentes (qualidade de C) (HATTENSCHWILER & JORGENSEN, 2010).

A hipótese de que a decomposição dos detritos mistos apresentaria uma resposta sinérgica durante o processo, com o aumento da temperatura, foi confirmada para as incubações dos detritos mistos, em anaerobiose, a 30 °C.

A hipótese de que a decomposição dos detritos mistos apresentaria resposta diversa em relação à decomposição de *H. coronarium* e *T. domingensis* separadamente, ao longo do aumento da temperatura, também foi corroborada a 15, 20, 25 e 30 °C, em aerobiose e, em anaerobiose a 15 °C, em que foi observado o efeito antagônico.

### **5.5. Variação temporal do carbono orgânico dissolvido (COD)**

O carbono é essencial para a síntese de todos os compostos orgânicos necessários para a viabilidade celular sendo considerado o elemento estrutural básico para os seres vivos (PAERL, 1978). Embora a concentração de C, N e P seja essencial na regulação do crescimento da população de microrganismos, a proporção entre eles é igualmente importante (GOLDMAN *et al.*, 1987).

A maioria dos detritos é composta por múltiplas espécies e os detritos se decompõem como uma mistura de espécies e não como espécies isoladas. Como resultado, as taxas de decomposição das misturas de espécies podem se desviar significativamente das taxas esperadas com base em perdas de massa aditiva de espécies isoladas, devido às interações químicas entre detritos de diferentes espécies (QUESTED *et al.*, 2002; LECERF *et al.*, 2011). As condições físicas e químicas do meio em que os detritos se encontram durante a decomposição são fatores adicionais que controlam a decomposição de macrófitas (ALVAREZ & GUERRERO, 2000; CHIMNEY *et al.*, 2006; LECERF *et al.*, 2007). Em um ecossistema aquático, a decomposição de detritos é significativamente influenciada pela temperatura, disponibilidade de nutrientes e níveis de pH (ROYER & MINSHALL, 2001; BREEUWER *et al.*, 2008).

Os processos físicos, químicos e biológicos, individualmente ou em combinação, contribuem nos processos de decomposição (SWIFT *et al.*, 1979, GARTNER & CARDON, 2004).



A lixiviação da fração lábil/solúvel das macrófitas aquáticas constitui uma das principais vias de formação de COD; é um processo físico e rápido que pode ocorrer durante as primeiras 24 horas (FALLON & PFAENDER, 1976; BEST *et al.*, 1990; CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2010; GIMENES *et al.*, 2012), 48 horas (WRUBLESKI *et al.*, 1997), e até 15 dias (SILVA *et al.*, 2011). Este fato permitiu explicar a pequena variação entre os valores de  $COP_{LS}$  definindo como um processo rápido indicado pelos valores elevados de  $k_{LS}$  ( $k > 0,010 \text{ dia}^{-1}$ , *sensu* PETERSEN & CUMMINS, 1974).

No estudo realizado por Park & Cho (2003), foi observado que o padrão de lixiviação das folhas imersas da macrófita emergente *Zizania latifolia* apresentou uma rápida perda de nutrientes nas primeiras 24 h, seguido de um declínio gradual por um período prolongado, que também é semelhante a outras plantas (WEBSTER & BENFIELD, 1986). No presente estudo, foram observadas características semelhantes no padrão de lixiviação dos detritos de *H. coronarium*, *T. domingensis* e para os detritos mistos, durante a primeira semana do período experimental.

Um estudo realizado por Fonseca *et al.* (2013) teve como objetivo avaliar o estágio inicial de decomposição de duas macrófitas aquáticas (*Typha domingensis* e *Eleocharis interstincta*) em condições aeróbias e anaeróbias. A formação de COD e  $CO_2$  e o consumo de  $O_2$  foram medidos durante 30 dias. Os resultados mostraram que as concentrações de COD na decomposição de *T. domingensis* foram maiores, e que a decomposição aeróbia apresentou maior formação de  $CO_2$ . A lixiviação de *E. interstincta* apresentou maiores concentrações de  $CO_2$  do que *T. domingensis*. Estes resultados demonstram que *T. domingensis* e *E. interstincta* contribuem para o funcionamento do ecossistema, principalmente através da decomposição de partículas orgânicas particuladas restritas ao habitat original das plantas, no sedimento da região litoral. Esses resultados foram consistentes com os observados em outro estudo no mesmo ecossistema (MARINHO *et al.*, 2010). Os resultados permitiram também observar que estão relacionados com dois aspectos principais considerando as características de detritos. Primeiro, o alto teor de tecido estrutural (fibras) observado em macrófitas aquáticas emergentes que são difíceis de decompor (FARJALLA *et al.*, 1999; BIANCHINI JR., 2003). Em segundo lugar, a proporção de perda de massa inicial através da lixiviação em detritos em diferentes estádios fenológicos é maior em plantas verdes, devido às maiores concentrações de compostos lábeis de baixo peso molecular, em relação às plantas senescentes (GONÇALVES *et al.*, 2004). No presente

estudo, os teores médios de formação de COD foram baixos durante a decomposição dos detritos de *H. coronarium*, *T. domingensis* e dos detritos mistos. No geral, a maior tendência observada foi a de decaimento dos teores de COD durante os 3 tratamentos. Foi observado que na decomposição de *H. coronarium*, ocorreu incremento nos teores de COD no final do experimento nas temperaturas mais altas (25 e 30°C, em aerobiose). Na decomposição de *T. domingensis*, foi observado que houve incremento nos teores de COD no final do experimento a 30 °C (em anaerobiose), e na decomposição dos detritos mistos foi observado que houve incremento nos teores de COD no final do experimento a 15 °C (em anaerobiose) e a 30°C (em aerobiose). As incubações de *T. domingensis* demonstraram teores finais maiores de COD em aerobiose a 15 e 20°C e em anaerobiose a 20, 25 e 30°C, em relação aos percentuais de *H. coronarium*, corroborando os resultados encontrados nos estudos acima citados. Entretanto, os detritos mistos apresentaram percentuais maiores de COD em relação aos encontrados nas respectivas incubações de *H. coronarium* e *T. domingensis*, com exceção das incubações sob anaerobiose a 30°C, cujo valor foi 10% inferior ao encontrado para *T. domingensis*.

Brum & Esteves (2001), em um estudo de decomposição usando folhas verdes de macrófitas aquáticas, encontraram uma alta perda de massa inicial, que foi associada às altas concentrações de compostos lábeis presentes neste tipo de detritos. De acordo com os dois aspectos apresentados, o COD de macrófitas aquáticas emergentes no estágio senescente representa apenas uma pequena proporção de detritos que podem transcender os limites do habitat e afetar o funcionamento do ecossistema no habitat pelágico (BRUM & ESTEVES, 2001). Cunha-Santino & Bianchini Jr. (2006) constataram que ca. 10% do COD foi liberado no primeiro dia da decomposição de *T. domingensis* e Gopal (1984) encontrou cerca de 5% da perda de peso de *Typha angustifolia* no terceiro dia. No presente trabalho, apesar da baixa emissão de COD, *T. domingensis* liberou mais COD do que *H. coronarium* nas condições aeróbias e anaeróbias. Este achado está de acordo com outros estudos em que o COD formado de *Eleocharis cellulosa* foi menor que *T. domingensis*, devido às maiores concentrações de substâncias extraíveis com água neste detrito (QUALLS & RICHARDSON, 2003; MAIE *et al.*, 2006). Os resultados indicam também que a lixiviação de *T. domingensis* pode ser uma fonte autóctone mais importante de COD nos ecossistemas de água doce, e são consistentes com outros estudos que compararam decomposição aeróbia e anaeróbia de macrófitas aquáticas em que ocorreu mineralização mais rápida em

condições aeróbicas (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2006; SILVA *et al.*, 2011). Os processos aeróbicos atuam sobre um maior espectro de matéria orgânica e, em geral, são processos mais rápidos do que os processos anaeróbios (BIANCHINI JR, 2003), o que foi corroborado no presente estudo, para os 3 tratamentos. Entretanto, alguns estudos encontraram velocidade igualmente rápida ou maior na decomposição anaeróbia, dependendo da fração do detrito (lábil ou refratário) considerado (KRISTENSEN *et al.*, 1995; BIANCHINI JR. *et al.*, 2002). Kristensen *et al.* (1995) sugeriram que a taxa de decaimento em diferentes condições redox depende também da idade e origem dos detritos, e, portanto, da composição química da matéria orgânica considerada. Tal fato foi corroborado no presente estudo, para as incubações de *T. domingensis* submetidas a 25°C.

## 5.6. Variação temporal do carbono liberado (CL)

Estudos sobre a decomposição de macrófitas aquáticas em uma lagoa costeira demonstram que os detritos submetidos tanto em condições aeróbias quanto anaeróbias, apresentaram perda de COP ao longo do tempo e concomitante aumento do COD, cuja concentração pode diminuir, decorrente de sua utilização como substrato energético, acarretando aumento de CL, ou permanecer constante devido à imobilização biológica e/ou humificação. A formação do CL (*i.e.* aumento nos teores de carbono mineralizado) também é outra característica observada (CASTRO *et al.*, 2013; CUNHA-SANTINO *et al.*, 2010; BITAR & BIANCHINI JR., 2002; ROMEIRO & BIANCHINI JR., 2006). Durante o processo de decomposição de *T. domingensis*, *H. coronarium* e detritos mistos, ocorreram incrementos do CL conforme o aumento da temperatura, tanto para as condições aeróbias quanto para as condições anaeróbias. Os teores de CL encontrados nas incubações de *H. coronarium*, apresentaram concentrações maiores quando comparados às incubações de *T. domingensis* e às incubações mistas. As incubações mistas, por sua vez, apresentaram valores intermediários entre os 3 tratamentos, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose, conforme a elevação da temperatura. Em relação à disponibilidade de oxigênio durante a degradação nos três tratamentos, a análise de regressão linear do CL nos processos aeróbios e anaeróbios demonstrou que a decomposição foi 28% maior nas condições aeróbias, o que corrobora os resultados dos estudos acima citados.

## 5.8. Variação temporal do pH

Estudos sobre a atividade microbiana em uma região pantanosa (MURRAY & HUDSON, 1984) que apresenta baixos valores de pH, demonstraram que altas taxas de atividade microbiana na água e nos sedimentos de superfície aeróbia não são mutuamente exclusivas. A biomassa microbiana e as altas taxas de atividade na coluna de água do pântano e nos sedimentos superficiais foram indicadores da existência de uma rede alimentar baseada em detritos. Os resultados demonstraram a existência de população microbiana grande e ativa capaz de usar substratos lábeis e sugerem que este é um processo importante no fluxo de energia da produção primária para os níveis tróficos superiores da rede alimentar. No presente estudo, o metabolismo microbiano nas condições aeróbias e nas anaeróbias, na decomposição de *H. coronarium*, *T. domingensis* e dos detritos mistos ocorreu predominantemente em meio alcalino, o que indica uma adaptabilidade da microbiota decompositora.

No presente estudo, a qualidade dos detritos alterou as taxas de decomposição das macrófitas aquáticas, em que, as amostras mistas em condições anaeróbias, apresentaram o menor coeficiente de decomposição, com o maior  $t_{1/2}$  a 15°C, demonstrando o efeito antagônico, e foi também observada inibição na decomposição, em função da menor temperatura e também, pela provável presença de substâncias antimicrobianas (*H. coronarium*) e alelopáticas (*T. domingensis*) presentes nas macrófitas utilizadas. Várias macrófitas aquáticas são conhecidas por apresentarem metabólitos secundários que exibem propriedades antimicrobianas (LALONDE, 1970; SU *et al.*, 1973; HARRISON & CHAN, 1980).

A química da MOD demonstrou controlar a atividade bacteriana (*e.g.* AMON & BENNER 1996; SUN *et al.*, 1997; BENNER, 2003) e o metabolismo de compostos específicos foi ligado a grupos bacterianos específicos (COTTRELL & KIRCHMAN, 2000). Esta ligação sugere que a diversidade de substratos em ambientes naturais tem potencial para selecionar grupos específicos de microrganismos, pois diferentes micróbios têm a capacidade de usar substratos diferentes (ZAK *et al.*, 2003). A variação na composição da MOD influencia a dinâmica da comunidade bacteriana e controla as taxas de processamento de carbono em padrões estabelecidos (JUDD *et al.*, 2006).

Estudos cinéticos desenvolvidos em uma lagoa marginal (ANTONIO, 1996) sugerem que, para ambientes com baixos teores de OD é possível que haja similaridade

nas velocidades de decaimento sob condições aeróbias e anaeróbias. Isto é devido ao provável predomínio das bactérias anaeróbias facultativas.

O pH influencia a maioria das reações físico-químicas que ocorrem em alagados e apresenta certa influência na dissociação das formas ionizadas e não ionizadas de ácidos e bases, além de controlar a solubilidade de muitos gases. Os íons hidrogênio também fazem parte do conteúdo total de cátions das áreas alagadas e são ativos nos processos de trocas catiônicas com os sedimentos e solos destas áreas (NOGUEIRA, 2003). O pH afeta as taxas de crescimento, portanto, alterações no pH podem causar mudanças no número de espécies numa população heterogênea de microrganismos (GIRAUD *et al.*, 1991; CUNHA-SANTINO *et al.*, 2008). Estes aspectos incluem a utilização de fontes de carbono e de energia, a eficiência da degradação do substrato, a síntese de proteínas e diferentes tipos de material de armazenagem, e liberação de produtos metabólicos das células (BAILEY & OLLIS, 1986). As variações de pH influenciam muitos aspectos do metabolismo microbiano ao longo do intervalo dentro do qual os microrganismos crescem, além disso, a variação de pH afeta a morfologia e a estrutura das células (GOTTSCHALK, 1986).

No estudo realizado por Odiwe *et al.* (2016) com detritos de espécies arbóreas, foram observadas as variações no pH da água lixiviada de *Theobroma cacao* e *Tectona grandis*. O pH mais alto foi registrado em ambas as especificações às 48 horas e o mais baixo às 72 horas. O valor de pH no final do período de estudo foi maior em *Theobroma cacao* (6,82) em comparação com *Tectona grandis* (6,56). No presente estudo, foi também observado que ocorreu variação de pH entre as duas espécies de macrófitas, em que os valores médios de pH encontrados nas incubações aeróbias de *T. domingensis* foram menores, em relação aos valores encontrados para *H. coronarium*, porém nas incubações anaeróbias os valores foram maiores nas 4 temperaturas. Para os detritos mistos, porém, os valores de pH encontrados nas incubações aeróbias, foram intermediários, e, em anaerobiose, foram os mais baixos, dentre os 3 tratamentos.

Schoenberg *et al.* (1990) observaram os efeitos do estresse ácido na decomposição aeróbia de algas e de macrófitas aquáticas de 3 ambientes aquáticos diversos. Os detritos foram incubados a pH 4 e 7 em água de uma zona úmida naturalmente ácida de água doce (Pântano Okefenokee, pH: 3,8 a 4,2), um reservatório de água doce (L-Lake, pH: 6,7 a 7,2) e um pântano marinho (Ilha Sapelo, pH: 7,8). Esses resultados sugerem que a acidez é foi um fator importante para explicar as menores taxas de decomposição de algas nas águas do Pântano Okefenokee, em relação

à água do L-Lake ou do Sapelo. Em ambos os locais de água doce, a extensão em que a decomposição foi suprimida pela acidez foi maior para o substrato de algas verdes do que para os substratos mistos de diatomácea ou de algas azul-verde (cianobactérias).

Alguns estudos sugerem que a acidez suprime significativamente em diferentes graus a decomposição de substratos particulados complexos que degradam lentamente, como macrófitas emergentes (MCKINLEY & VESTAL, 1982). O baixo pH é o principal responsável pela mineralização reduzida da lignocelulose e a subsequente formação de turfa no Pântano Okefenokee em relação ao local do pântano salgado.

Tamire *et al.* (2017) observaram que o pH apresentou tendência de incremento na decomposição de sete diferentes espécies de macrófitas, incluindo exemplares do gênero *Typha*, *Cyperus* e *Nymphaea*. Esta tendência também foi observada no presente estudo, para os detritos de *H. coronarium*, *T. domingensis* e para os detritos mistos, tanto em aerobiose como em anaerobiose, com exceção das incubações mistas submetidos a 15°C, em anaerobiose, que apresentaram tendência a decréscimo do pH. As taxas de decomposição de espécies similares de macrófitas podem ser diferentes dependendo das diferentes condições ambientais de um lago (TAMIRE *et al.*, 2017). Verhoeven (1986) verificou que as condições ambientais, como a temperatura, o pH e a disponibilidade de nutrientes, afetam muito as taxas de decomposição das macrófitas.

Nesse estudo, durante a perda de massa dos detritos de *H. coronarium* (Tratamento I), foi observado incremento de pH, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose, o que conferiu ao meio um caráter alcalino durante o experimento. Na degradação de *T. domingensis* (Tratamento II) foi constatado o aumento o pH até o dia 30, em condições aeróbias, e após esse período, o pH tendeu ao decréscimo nas 4 temperaturas. Na condição anaeróbia, foram somente observadas tendências de incremento nos valores de pH. Durante a perda de massa dos detritos mistos, os valores de pH apresentaram incremento tanto em aerobiose quanto em anaerobiose, com exceção das incubações anaeróbias a 15°C, em que foi observado leve decréscimo.

## **5.9. Variação temporal da condutividade elétrica**

A condutividade elétrica nos sistemas aquáticos reflete a concentração de íons dissolvidos no meio e o aumento da condutividade elétrica, decorre também da liberação de nutrientes durante o processo de decomposição das plantas (MARTINS & PITELLI, 2005).

O estudo realizado por Passerini (2014) demonstrou que a oxidação do material lábil e a liberação de íons a partir da lixiviação foram os processos responsáveis pelo aumento abrupto da condutividade elétrica no primeiro dia de incubação, em que logo após o aumento da condutividade, esta se manteve alta durante todo o experimento. Entretanto, alguns estudos verificaram uma diminuição dos valores de condutividade elétrica após alguns dias de incubação, representando o consumo de compostos lixiviados pela atividade heterotrófica de microrganismos (assimilação) (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2004; GIMENES *et al.*, 2012). No presente estudo foi observado que, de maneira geral, ocorreu uma tendência de incremento da condutividade elétrica, ao longo do período experimental, nos 3 tratamentos, porém foram observados decréscimos da condutividade elétrica nos primeiros dias, na decomposição aeróbia de *H. coronarium* e *T. domingensis*, a 15°C, e na decomposição anaeróbia dos detritos mistos, submetidos a 15°C. A variação de condutividade elétrica pode estar relacionada com o balanço entre a assimilação dos íons pela microbiota presente e a contínua liberação de íons a partir da decomposição dos detritos. Em outros bioensaios de decomposição, os padrões de condutividade elétrica e pH semelhantes aos encontrados por Passerini (2014), também foram observados durante a decomposição de *Hydrilla verticillata* e *Egeria densa* por Chiba (2013).

Durante a decomposição de *H. coronarium*, *T. domingensis* e dos detritos mistos, foi observado incremento de condutividade elétrica até aproximadamente a primeira semana de degradação, tanto para as condições aeróbias quanto para as condições anaeróbias. Conforme o incremento da temperatura, os valores de condutividade elétrica das incubações aeróbias com detritos mistos foram os mais baixos dentre os 3 Tratamentos a 15, 20 e 30°C, em que *T. domingensis* apresentou os valores mais altos. Entretanto, a 25°C, os valores mais altos foram observados nas incubações com *H. coronarium*, provavelmente devido à disponibilização de sais para a água em função da maior perda de biomassa. Os valores intermediários foram encontrados para as incubações com *T. domingensis*.

Odiwe *et al.* (2016), observaram que a condutividade elétrica da água lixiviada na decomposição de duas espécies arbóreas (*Theobroma cacao* e *Tectona grandis*), aumentou significativamente até o final do experimento. No entanto, não houve diferença significativa entre as duas espécies no final do estudo. O aumento nos valores de sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica registrados no final do estudo para ambas as espécies, indicam que mais nutrientes, substâncias orgânicas e inorgânicas

foram liberados durante o processo de lixiviação. Resultados semelhantes foram encontrados por Allen *et al.* (1974), que apontaram que os valores de condutividade e sólidos totais dissolvidos de uma solução são a estimativa aproximada de íons e substâncias orgânicas dissolvidas. Tamire *et al.* (2017), observaram que condutividade apresentou tendência de incremento na decomposição de sete diferentes espécies de macrófitas, incluindo exemplares do gênero *Typha*, *Cyperus* e *Nymphaea*. Esta tendência também foi observada em geral, no presente estudo, durante o período experimental, para os detritos de *H. coronarium*, *T. domingensis* e para os detritos mistos, tanto em aerobiose como em anaerobiose.

#### **5.10. Variação temporal da atividade enzimática (celulase)**

A celulose é o principal composto dos resíduos lignocelulósicos e, sendo o maior constituinte da parede celular dos vegetais superiores, lhes confere rigidez aos tecidos (BEGUIN & AUBERT, 1994). Para a produção de enzimas, diferentes estratégias podem ser adotadas pelas bactérias aeróbias e anaeróbias; de maneira geral, as aeróbias produzem enzimas individuais com diferentes módulos de aderências para diferentes configurações do substrato celulolítico. Estas enzimas são, geralmente, produzidas em concentrações elevadas e agem em conjunto para a hidrólise eficaz da celulose (SCHWARZ, 2001). Em contrapartida, as bactérias anaeróbias utilizam um complexo multi-enzimático (celulosoma) que atua na interface celular (LAMED & BAYER, 1988).

Microrganismos liberam enzimas para o ambiente circundante, a fim de degradar a matéria orgânica macromolecular e insolúvel antes da absorção celular e do metabolismo (CHRÓST, 1990). O estudo de Cunha-Santino & Bianchini Jr. (2007), comparou as atividades de celulase sob diferentes temperaturas, para diferentes detritos e foi observado que as atividades da celulase (monitoradas durante 180 dias), apresentaram uma evolução temporal dependente da temperatura e do tipo de detrito: (i) a atividade da celulase tendeu a ocorrer mais cedo nas temperaturas mais elevadas, porém foi menos intensa que nas temperaturas mais baixas e também foi observado que as atividades da celulase foram mais elevadas nas incubações com detritos integrais à 15°C. Esses resultados podem fornecer informações sobre a importância relativa de diferentes regimes térmicos no processamento de materiais lignocelulósicos em ambientes aquáticos. No presente estudo foi também observado incremento temporal da



atividade enzimática celulolítica durante o processo de decomposição de *H. coronarium*, tanto para as condições aeróbias quanto para as condições anaeróbias, enquanto que para as incubações de *T. domingensis*, o incremento dos teores médios de celulase foi observado para as incubações aeróbias a 20, 25 e 30°C, e para as incubações anaeróbias, também a 20, 25 e 30°C, e para os detritos mistos, o incremento da celulase foi observado nas incubações a 20, 25 e 30°C, em aerobiose. À medida que os microrganismos despolimerizam materiais estruturais, o processo multi-enzimático que opera fora da célula medeia a degradação (CHRÓST, 1990) e as enzimas mais importantes relacionadas à decomposição são aquelas que estão envolvidas na degradação de materiais lignocelulósicos (SINSABAUGH *et al.*, 1991).

Passerini (2014), em estudo sobre o balanço de carbono e atividade enzimática na decomposição aeróbia e anaeróbia de três macrófitas aquáticas em diferentes temperaturas, observou que os picos da atividade da celulase (C1 e Cx) e da xilanase encontrados no início de todos os experimentos ocorreram, possivelmente, devido à liberação de açúcares das frações protoplasmáticas decorrentes do processo de lixiviação das macrófitas, não correspondendo, portanto, à produção de celulase pelos microrganismos (GIMENES *et al.*, 2013). Como o método utilizado mede a quantidade de açúcar redutor presente e considerando a origem do pico inicial de atividade enzimática, pode-se inferir que entre as três macrófitas utilizadas, *E. azurea* foi a que apresentou maior quantidade de açúcares redutores na fração protoplasmática. No presente estudo, corroborando com os resultados do estudo acima descrito, foram observados picos das atividades da celulase no período inicial da decomposição dos detritos mistos em aerobiose a 15°C, e em anaerobiose a 15, 20, 25 e 30°C, e de *T. domingensis* a 15°C (aerobiose) e a 25°C (anaerobiose). Entretanto, as incubações aeróbias dos detritos mistos (20, 25 e 30°C) apresentaram picos celulolíticos no período final da decomposição, bem como as incubações de *H. coronarium* (15, 20 e 25°C em aerobiose, e a 30°C em anaerobiose).

Para que as celulasas hidrolisem substratos celulósicos eficientemente, estas devem ser capazes de acessar primeiramente as cadeias de celulose que estão hermeticamente embaladas na forma de microfibrilas insolúveis e envoltas por hemicelulose e lignina (LESCHINE, 1995; MANSFIELD *et al.*, 1999), portanto, a área de contato da hemicelulose e da lignina com as enzimas é muito maior, e, somente após a degradação de parte destas fibras é que a celulose estará acessível para a degradação (ARANTES & SADDLER, 2010). Quanto maior a presença de lignina no tecido

vegetal, maior a ligação no interior da parede, produzindo tecidos lenhosos rígidos capazes de suportar a força de compressão da gravidade (JARVIS & MCCANN, 2000).

Os detritos de *E. azurea*, tanto na decomposição anaeróbia quanto aeróbia, apresentaram as maiores atividades celulolíticas (C1 e Cx), porém a menor degradação da celulose entre as três macrófitas selecionadas (PASSERINI, 2014). Estas diferenças podem estar relacionadas com os diferentes tipos de fibras de celulose que as macrófitas são compostas e também com a disposição e a acessibilidade delas em relação à lignina e a hemicelulose. No presente estudo, tal fato foi corroborado para as incubações de *T. domingensis* a 30°C, em anaerobiose e também dos detritos mistos a 15, 20, 25 e 30°C, em anaerobiose. Estas fibras celulósicas podem se diferenciar quanto a forma, tamanho, porosidade, área superficial, associação com outros compostos e cristalinidade, interferindo na hidrólise deste polímero (QUIROZ-CASTAÑEDA & FOLCH-MALLOL, 2013). A decomposição de celulose mediada por actinomicetos pode ser substancial em compostos alcalinos, assim, tanto pH elevado como os processos de aumento de pH, como a amonificação, são fatores importantes que mediam o grau de degradação de celulose trazidas mediados por actinomicetos (MCCARTHY & WILLIAMS, 1992). A maior decomposição encontrada nas temperaturas mais elevadas deveu-se provavelmente aos estímulos das atividades metabólicas de microrganismos decompositores que atuam na produção de outras enzimas que não foram selecionadas no presente estudo. Gimenes *et al.* (2013) obtiveram resultados similares para a atividade da celulase em detritos, quando temperaturas mais elevadas não favoreceram o aumento da atividade celulolítica. Em um estudo da atividade enzimática a partir da degradação de folhas de *Phragmites* mostrou-se que a temperatura ótima para a celulase foi 35°C durante os 299 dias do experimento (TANAKA, 1993).

Durante a decomposição de *H. coronarium*, ocorreu um incremento de atividade enzimática celulolítica, conforme o aumento do gradiente de temperatura, tanto para as condições aeróbias quanto para as condições anaeróbias, com exceção dos detritos degradados a 15°C, em anaerobiose, em que ocorreu decréscimo da atividade celulolítica. Na perda de massa dos detritos de *T. domingensis*, observou-se incremento de atividade enzimática tanto em aerobiose quanto em anaerobiose com tendência ao decréscimo na fase final da decomposição; com exceção dos detritos submetidos à decomposição a 15°C (aerobiose) e a 25°C (anaerobiose), em que foi observado um incremento. Na perda de massa dos detritos mistos ocorreu decaimento temporal de

atividade enzimática a 15°C, e incremento a 20, 25 e 30°C em aerobiose, porém em anaerobiose, ocorreu decaimento a 15, 20, 25 e 30°C.

O decréscimo das atividades da celulase nas temperaturas entre diferentes espécies pode estar relacionado à diminuição da atividade metabólica de microrganismos em decomposição atuando em polissacarídeos não estruturais, como foi verificado neste estudo para os detritos de *H. coronarium* submetidos a 15°C em condições aeróbias, assim como de *Typha domingensis* a 15°C (aerobiose) e 25°C (anaerobiose), e para os detritos mistos, sob condições aeróbias a 15°C, e sob condições anaeróbias a 15, 20, 25 e 30°C. Provavelmente, as atividades metabólicas aumentaram o tempo inicial de ataque microbiano nos compostos lignocelulósicos (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2007).

O incremento da produção de atividade enzimática (celulase) da decomposição dos detritos provavelmente está relacionado à presença de lixiviação rica em nutrientes (P e N) como foi observado no presente estudo, para os detritos de *H. coronarium* (15, 20, 25 e 30°C, em aerobiose e 20, 25 e 30°C em anaerobiose), de *Typha domingensis* (20, 25 e 30°C, em aerobiose) e dos detritos mistos, sob condições aeróbias a 20, 25 e 30°C. A presença dessas substâncias não reduziu o potencial de fatores limitantes relacionados ao crescimento de microrganismos. Neste contexto, em uma experiência de microcosmos de longo prazo, de acordo com Sala *et al.* (2001), a resposta bacteriana refletiu-se em 10 vezes o aumento da produção bacteriana após a adição de nutrientes (P). Portanto, neste estudo, as variações observadas na degradação da celulose, dos três tratamentos, podem estar relacionadas à composição heterogênea das amostras.

### **5.11. Variação temporal do teor de fósforo**

Nutrientes como N, P e C são liberados de detritos vegetais durante a decomposição, onde podem estar disponíveis para a absorção vegetal e microbiana. Nos ecossistemas lacustres em geral, especialmente em sistemas de reservatórios, o fósforo se constitui como nutriente limitante para o crescimento de fitoplâncton na zona pelágica, portanto, é notável que a presença dos detritos de macrófitas emergentes proporcione quantidades consideráveis de fósforo para o crescimento de fitoplâncton, de acordo com o tempo e a temperatura (PARK & CHO, 2003).

Elementos como fósforo, carbono e nitrogênio, também são importantes na regulação da decomposição, uma vez que estes contribuem para a regulação da

produção bacteriana, sendo que P e N são considerados particularmente nutrientes limitantes ao crescimento de alguns heterótrofos aquáticos, podendo restringir a abundância destes organismos (REYNOLDS, 2006). O fósforo é essencial componente para os fosfolípidios e para a síntese dos ácidos nucleicos constituintes da membrana celular (PAULING & COREY, 1953). De acordo com Mun *et al.* (2000), a variação encontrada nas perdas de massa, pode ser devido às diferenças dos vários órgãos das macrófitas (caule, raiz, folha).

Odiwe *et al.*, (2016) observaram que a concentração de fósforo diminuiu significativamente na água lixiviada de duas espécies arbóreas, sendo que no final do estudo, 35% de N e 10% de P foram liberados de *Theobroma cacao*, enquanto 28% e 29% de N e P foram liberados nos detritos das folhas de *Tectona grandis*. A quantidade liberada de P, Ca, K e Na (lixiviação) no final do estudo foi maior em *Tectona grandis*. Nestas espécies, o fósforo é apontado como elemento mais abundante no tecido meristemático e acumulado no componente da planta reprodutiva (sementes e frutos) (MEYER *et al.*, 1973) e as folhas apresentaram menor quantidade de P, portanto, apenas uma pequena quantidade de fósforo estaria disponível nas folhas, durante o processo de lixiviação. Foi observado também, que, a concentração de fósforo disponível nos solos, em comparação com outros elementos é muito baixa, então os ciclos de P nos solos dependem principalmente das atividades microbianas (GOSZ *et al.*, 1973), que, em última instância, influenciará na quantidade que é disponível nas plantas, incluindo os detritos de folhas (ODIWE *et al.*, 2016). Nas zonas úmidas, foram realizadas tentativas de caracterizar o lixiviado das folhas de macrófitas (PANT & REDDY, 2001), mas as mudanças nas formas de P na matéria orgânica autóctone derivada dos sistemas de zonas úmidas continuam mal compreendidas.

No presente estudo, foi observado que na degradação de *H. coronarium*, ocorreu incremento de fósforo no COP, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose. Essa tendência também foi observada para os detritos de *T. domingensis*, que apresentaram incremento de fósforo, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose, com exceção dos detritos submetidos à decomposição anaeróbia a 25°C, em que foi observado um decréscimo nos teores de fósforo. Durante a perda de massa dos detritos mistos, ocorreu incremento temporal de fósforo, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose, com exceção dos detritos submetidos à decomposição anaeróbia a 15°C, em que foi observado um decaimento nos teores de fósforo. Nos três Tratamentos (I, II e III) os teores médios de fósforo no COP em condições aeróbias foram maiores em relação aos

encontrados nas incubações anaeróbias. Os teores médios de fósforo do COP remanescente de *H. coronarium*, apresentaram os valores mais altos dentre os Tratamentos I, II e III, e os detritos de *T. domingensis*, apresentaram valores intermediários, com exceção dos detritos mistos sob anaerobiose, submetidos a 30°C, que apresentaram o teor mais alto de fósforo. Tamire *et al.* (2017), observaram em experimento sobre decomposição de sete diferentes espécies de macrófitas, que a menor perda de fósforo ocorreu na espécie com maior teor de celulose. O presente estudo corroborou os resultados acima mencionados, uma vez que os teores médios de fósforo do COP remanescente de *T. domingensis*, que apresenta maior teor de fibras, foram menores que os de *H. coronarium*.

Cheesman *et al.* (2010) observaram em estudo, as mudanças nas formas de P em álamo (*Cladium jamaicense*) e taboa (*Typha domingensis*) sendo formulada a hipótese de que, em um ambiente rico em fósforo, a acumulação de P microbial e a redução da catabolização do P das macrófitas resultaria no sequestro líquido de certos grupos de P, enquanto que em um cenário oligotrófico haveria um acoplamento íntimo da produção de P biogênico e sua subsequente hidrólise, limitando a acumulação de formas P derivadas microbialmente. As mudanças na concentração de P durante a decomposição podem resultar de dois processos distintos: uma alteração na massa detrital que resulta na alteração da concentração endógena de P, ou na perda ou ganho de P do meio ambiente.

## 7. CONCLUSÕES

As variações temporais de COP de *H. coronarium* (Tratamento I), de *T. domingensis* (Tratamento II) e dos detritos mistos (Tratamento III) permitiram observar que, de maneira geral, os processos aeróbios favoreceram o decaimento mais rápido de COP quando comparados aos processos anaeróbios. Em relação a esse processo, ocorreram duas frações, uma de perda rápida, *i.e.* carbono orgânico particulado lábil solúvel (COP<sub>LS</sub>), e outra mais lenta, o carbono orgânico particulado refratário (COP<sub>R</sub>).

A decomposição de *H. coronarium* foi mais rápida que a de *T. domingensis*.

Os fatores extrínsecos (*i.e.* temperatura e oxigênio dissolvido) e a composição química das plantas influenciaram nos processos de decomposição dos detritos mistos,

sendo observado predomínio do efeito antagônico nas incubações em aerobiose e, em anaerobiose, foi observado efeito antagônico a 15°C; efeito aditivo a 20 e 25°C; e efeito sinérgico, a 30°C.

O aumento da temperatura (variação de 15°C) influenciou na perda de massa do COP nos três tratamentos (I: *H. coronarium*, II: *T. domingensis* e III: detritos mistos). Os valores de  $Q_{10}$  durante a degradação aeróbia foram 1,46, 1,55 e 2,00 para os Tratamentos I, II e III, respectivamente. No processo anaeróbio os valores de  $Q_{10}$  foram 1,03, 1,26 e 2,09.

Os teores médios de formação do COD em todos os Tratamentos (I, II e III) foram baixos. Os processos anaeróbios apresentaram maiores teores de COD que os aeróbios. No geral, a maior tendência observada foi de decaimento dos teores de COD durante o processo de degradação nos 3 tratamentos. Entretanto, ocorreram tendências de incremento nos teores finais de COD no Tratamento I, a 25 e 30°C (em aerobiose), no Tratamento II, a 30 °C (em anaerobiose) e no Tratamento III, a 15 °C (em anaerobiose) e a 30 °C (em aerobiose).

Na decomposição de *H. coronarium*, *T. domingensis*, e dos detritos mistos, ocorreram incrementos do CL conforme o aumento da temperatura, para as condições aeróbias e anaeróbias. Em relação à disponibilidade de oxigênio, dentre os Tratamentos I, II e III, a decomposição foi 28% maior nas condições aeróbias.

Durante a perda de massa de *H. coronarium*, de modo geral, ocorreu incremento nos valores de pH, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose. Durante a degradação de *T. domingensis*, em aerobiose, após 30 dias, ocorreram decréscimos nos valores de pH nas 4 temperaturas de incubação, e, na degradação anaeróbia, ocorreu incremento nos valores de pH nas 4 temperaturas de incubação. Durante a degradação dos detritos mistos, de maneira geral, os valores de pH apresentaram incremento em aerobiose e anaerobiose.

Na decomposição de *H. coronarium*, *T. domingensis*, e dos detritos mistos, ocorreram incrementos nos valores de condutividade elétrica no início da degradação, tanto para as condições aeróbias quanto para as condições anaeróbias. Os valores de

condutividade elétrica encontrados nas incubações aeróbias dos detritos mistos foram os mais baixos dentre os 3 tratamentos a 15, 20 e 30°C, devido provavelmente, à maior atividade metabólica, em que *T. domingensis* apresentou os valores mais altos.

Na decomposição de *H. coronarium*, de modo geral, ocorreu incremento da atividade enzimática celulolítica, conforme o aumento da temperatura, tanto para as condições aeróbias quanto para as condições anaeróbias. Na degradação de *T. domingensis*, de modo geral, ocorreu incremento da atividade enzimática temporalmente tanto em aerobiose quanto em anaerobiose com tendência ao decréscimo na fase final da decomposição. Na decomposição dos detritos mistos, ocorreu incremento temporal de atividade enzimática nas temperaturas mais altas, em aerobiose, porém em anaerobiose, ocorreu decaimento conforme o aumento da temperatura.

Na degradação de *H. coronarium*, ocorreu incremento de fósforo no COP, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose. Na decomposição de *T. domingensis*, de modo geral, ocorreu incremento temporal de fósforo, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose. Na decomposição dos detritos mistos, de modo geral, ocorreu incremento temporal de fósforo, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose. Nos três Tratamentos (I, II e III) os teores médios de fósforo no COP em condições aeróbias foram maiores em relação aos encontrados nas incubações anaeróbias. Os teores médios de fósforo do COP remanescente de *H. coronarium*, no geral, apresentaram os valores mais altos dentre os Tratamentos I, II e III. Os detritos mistos, em anaerobiose, apresentaram teor mais alto de fósforo, na temperatura mais alta, dentre os Tratamentos I, II e III.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDEL-GHANI, N. T.; HEGAZY, A. K. & EL-CHAGHABY, G. A. 2009. *Typha domingensis* leaf powder for decontamination of aluminium, iron, zinc and lead: Biosorption kinetics and equilibrium modeling. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 6(2): 243-248.

ABELHO, M. 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World Journal*, 1: 656-680.

ALBALAT, D. J.; PÈREZ, E. & GALLARDO, M. 1997. Identification of allelopathic chemicals in a pond of cattails. *Florida Scientist*, 60: 202–203.

ALLEN, S. E.; GRIMSHAW, H. M.; PARKINSON, J. A. & QUARMBY, C. 1974. *Chemical analysis of ecological materials*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

ALMEIDA, R. V. 2015. *Invasividade de Hedychium coronarium J. Koenig (Zingiberaceae) em diferentes umidades do solo*. Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, PPG-ERN, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

ALMEIDA, R. A. & ALMEIDA, N. A. M. 2005. Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais. *Revista Eletrônica de Enfermagem*, 7(3): 308-17.

ALVAREZ, S. & GUERRERO, M. C. 2000. Enzymatic activities associated with decomposition of particulate organic matter in two shallow ponds. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(13): 1941-1951.

AMON, R. M. & BENNER, R. 1996. Bacterial utilization of different size classes of dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, 41(1): 41-51.



ANTONIO, R. M. 1996. *Estimativa da capacidade heterotrófica do lago Infernã (Estação Ecológica de Jataí, SP)*. Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, PPG-ERN, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

ARANTES, V. & SADDLER, J. N. 2010. Access to cellulose limits the efficiency of enzymatic hydrolysis: the role of amorphogenesis. *Biotechnology for Biofuels*, 3(1): 4.

ARNDT, S.; JORGENSEN, B. B.; LAROWE, D. E.; MIDDELBURG, J. J.; PANCOST, R. D. & REGNIER, P. 2013. Quantifying the degradation of organic matter in marine sediments: A review and synthesis. *Earth-Science Reviews*, 123: 53-86.

ASAEDA, T.; TRUNG, V. K. & MANATUNGE, J. 2000. Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in shallow lakes. *Aquatic Botany*, 68(3): 217-237.

BAILEY, J. E. & OLLIS, D. F. 1986. Applied enzyme catalysis. *Biochemical Engineering Fundamentals*, 2: 157-227.

BALDY, V. & GESSNER, M. O. 1997. Towards a budget of leaf litter decomposition in a first-order woodland stream. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series III-Sciences de la Vie*, 320(9): 747-758.

BALLESTER, M. V. R. & SANTOS, J. E. 2001. Biogenic gases (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> and O<sub>2</sub>) distribution in a riverine wetland system. *Oecologia Brasiliensis*, 9(1): 21-32.

BARKO, J. W. & SMART, R. M. 1983. Effects of organic matter additions to sediment on the growth of aquatic plants. *The Journal of Ecology*, 161-175 pp.

BEARE, P. A. & ZEDLER, J. B. 1987. Cattail invasion and persistence in a coastal salt marsh: the role of salinity reduction. *Estuaries and Coasts*, 10(2): 165-170.

BÉGUIN, P. & AUBERT, J. P. 1994. The biological degradation of cellulose. *Federation of European Microbiological Societies of Microbiology Reviews*, 13(1): 25-58.

BENFIELD, E. F. 2006. Decomposition of leaf material. In: Hauer, F. R. & Lamberti, G. A. (eds). *Methods in Stream Ecology*, Academic Press, San Diego, 711-720 pp.

BENINI, R.; MENDIONDO, E.; MARTIOLI, C. & TONISSI, F. 2003. *Cenários ambientais visando a mitigação de enchentes decorrentes da implantação do Campus II – USP, São Carlos–SP*. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos: desafios à gestão da água no limiar do século XXI, Curitiba, 75-76 pp.

BENNER, R. 2003. Molecular indicators of the bioavailability of dissolved organic matter. In: FINDLAY, S. E. G. & SINSABAUGH, R. L. (eds). *Aquatic ecosystems: Interactivity of dissolved organic matter*. Academic Press, New York, 121-137 pp.

BENNER, R.; MACCUBBIN, A. E. & HODSON, R. E. 1984. Anaerobic biodegradation of the lignin and polysaccharide components of lignocellulose and synthetic lignin by sediment microflora. *Applied and Environmental Microbiology*, 47(5): 998-1004.

BENNER, R., MORAN, M. A. & HODSON, R. E. 1986. Biogeochemical cycling of lignocellulosic carbon in marine and freshwater ecosystems: relative contributions of Prokaryotes and Eucaryotes. *Limnology Oceanography*, 31(1): 89-100.

BERG, B. & MCCLAUGHERTY, C. 2008. *Plant litter. Decomposition, humus formation, carbon sequestration*. Springer-Verlag, Berlin.

BERGFUR, J. & FRIBERG, N. 2012. Trade-offs between fungal and bacterial respiration along gradients in temperature, nutrients and substrata: experiments with stream derived microbial communities. *Fungal Ecology*, 5(1): 46-52.

BEST, E. P.; DASSEN, J. H. A.; BOON, J. J. & WIEGERS, G. 1990. Studies on decomposition of *Ceratophyllum demersum* litter under laboratory and field conditions: losses of dry mass and nutrients, qualitative changes in organic compounds and consequences for ambient water and sediments. *Hydrobiologia*, 194(2): 91-114.

BIANCHINI JR., I. 1985. *Estudo dos processos de humificação de Nymphoides indica (L) O. Kruntze*. Tese (Doutorado) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, PPG-ERN, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

BIANCHINI JR, I. 1999. Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais. In: POMPÊO, M. L. M. (ed). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. Gráfica e Editora União, São Luís, 21-43 pp.

BIANCHINI JR., I. 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M. & BINI, L. M. (eds). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Eduem, Maringá, 85-126 pp.

BIANCHINI, JR., I. & ANTONIO, R. M. 2003. The effect of particle size on the leaching of *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth. *Brazilian Journal of Biology*, 63(2): 195-205.

BIANCHINI JR., I. & CUNHA-SANTINO, M. B. 2006. A decomposição de macrófitas aquáticas. *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia*, 35(1): 15-17.

BIANCHINI JR., I. & CUNHA-SANTINO, M. B. 2008. As rotas de liberação do carbono dos detritos de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, 12(1): 3.

BIANCHINI JR., I.; PACOBAHYBA, L. D. & CUNHA-SANTINO, M. B. 2002. Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 14(3): 27-34.

BIANCHINI JR., I. & TOLEDO, A. P. P. 1996. Estudo da mineralização de *Eleocharis mutata*. In: *Anais do Seminário Regional de Ecologia*, São Carlos, 57-72 pp.

BIANCO, S.; PITELLI, R. A. & PITELLI, A. M. C. M. 2003. Leaf area estimation in *Typha latifolia* using leaf blade linear dimensions. *Planta Daninha*, 21(2): 257-261.

- BIRD, G. A. & KAUSHIK, N. K. 1992. Invertebrate colonization and processing of maple leaf litter in a forested and an agricultural reach of a stream. *Hydrobiologia*, 234 (2): 65-77.
- BITAR, A. L. & BIANCHINI JR, I. 2002. Mineralisation assays of some organic resources of aquatic systems. *Brazilian Journal of Biology*, 62(4A): 557-564.
- BOEGER, M. R. T.; DE OLIVEIRA P. I. L.; BARBOSA, M. W. & BELÉM FILHO, N. 2007. Arquitetura foliar comparativa de *Hedychium coronarium* J. Koenig (Zingiberaceae) e de *Typha domingensis* Pers (Typhaceae). *Iheringia. Série Botânica*, 62(1/2): 113-120.
- BOTTINO, F.; CALIJURI, M. D. C. & MURPHY, K. J. 2013. Temporal and spatial variation of limnological variables and biomass of different macrophyte species in a Neotropical reservoir (São Paulo-Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25(4): 387-397.
- BREEUWER, A.; HEIJMANS, M.; BOBROEK, B. J. M.; LIMPENS, J. & BERENDSE, F. 2008. The effect of increased temperature and nitrogen deposition on decomposition in bogs. *Oikos*, 117(8): 1258–1268.
- BRUM, P. R. & ESTEVES, F. A. 2001. Dry weight loss and chemical changes in the detritus of three tropical aquatic macrophyte species (*Eleocharis interstincta*, *Nymphaea ampla* and *Potamogeton stenostachys*) during decomposition. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 13(1): 61-73.
- BRYANT, L. D.; LORRAI, C.; MC GINNIS, D. F.; BRAND, A.; WU, A. & LITTLE, JC. 2010. Variable sediment oxygen uptake in response to dynamic forcing. *Limnology and Oceanography*, 55(2): 950-964.
- CARVALHO, P. D.; THOMAZ, S. M. & BINI, L. M. 2005. Effects of temperature on decomposition of a potential nuisance species: the submerged aquatic macrophyte *Egeria najas* planchom (Hydrocharitaceae). *Brazilian Journal of Biology*, 65(1): 51-60.

CARVALHO LEITE, L. F., CÁSSIA ALVES DE FREITAS, R. D., SAGRILO, E., & SILVA GALVÃO, S. R. D. 2010. Decomposição e liberação de nutrientes de resíduos vegetais depositados sobre Latossolo Amarelo no Cerrado Maranhense. *Revista Ciência Agronômica*, 41(1).

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M. & HENRY-SILVA, G. G. 2003. Fatores limitantes à produção primária. In: THOMAZ, S. M. & BINI, L. M. (ed). *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Eduem, Maringá, 59-83 pp.

CASTRO, W. A. C. D.; MOITAS, M. L.; LOBATO, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. D. & MATOS, D. M. D. S. 2013. First record of herbivory of the invasive macrophyte *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae). *Biota Neotropica*, 13(4): 368-370.

CHAMBERS, P. A.; LACOUL, P.; MURPHY, K. J. & THOMAZ, S. M. 2008. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1): 9–26.

CHAUVET, E.; FABRE, E.; ELOSEGUI, A. & POZO, J. 1997. The impact of eucalypt on the leaf-associated aquatic hyphomycetes in Spanish streams. *Canadian Journal of Botany*, 75(6): 880-887.

CHEESMAN, A. W.; TURNER, B. L.; INGLETT, P. W. & REDDY, K. R. 2010. Phosphorus transformations during decomposition of wetland macrophytes. *Environmental Science & Technology*, 44(24): 9265-9271.

CHIBA DE CASTRO, W. A.; CUNHA-SANTINO, M. B. & BIANCHINI JUNIOR, I. 2013. Anaerobic decomposition of a native and an exotic submersed macrophyte in two tropical reservoirs. *Brazilian Journal of Biology*, 73(2): 299-307.

CHIBA DE CASTRO, W. A.; ALMEIDA, R. V; LEITE, M. B.; MARRS, R. H. & SILVA MATOS, D. M. 2016. Invasion strategies of the white ginger lily *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae) under different competitive and environmental conditions. *Environmental and Experimental Botany*, 127: 55-62.

CHIMNEY, M. J. & PIETRO, K. C. 2006. Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in south Florida (USA). *Ecological Engineering*, 27(4): 301–321.

CHRÓST, R. J. 1990. Microbial ectoenzymes in aquatic environments. In: OVERBECK, J.; CHRÓST, R. J. (eds). *Aquatic microbial ecology: biochemical and molecular approaches*. Springer-Verlag, New York, 47-78 pp.

COUTO, O. S. & CORDEIRO, R. M. S. 2005. *Manual de reconhecimento de espécies vegetais da restinga do Estado de São Paulo*. São Paulo: Centro de Editoração da Secretaria do Meio Ambiente, Departamento Estadual de Proteção de Recursos Naturais – DEPRN, 340.

CRONIN, G.; LEWIS, W. M. & SCHIEHSER, M. A. 2006. Influence of freshwater macrophytes on the littoral ecosystem structure and function of a young Colorado reservoir. *Aquatic Botany*, 85(1): 37-43.

CUNHA-SANTINO, M. B. 2003. *Atividade enzimática, cinética e modelagem matemática da decomposição de Utricularia breviscapa da lagoa do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio - SP)*. Tese (Doutorado) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, PPG-ERN, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

CUNHA-SANTINO, M. B. & BIANCHINI JR., I. 2002. Estequiometria da decomposição aeróbia de galhos, cascas, serapilheira e folhas. In: Espíndola, E. L. G., MAUAD, FF., SCHALCH, W., ROCHA, O., FELICIDADE, N. & RIETZLER, A. C. *Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado*. (Rima, São Carlos, 43-56 pp.

CUNHA-SANTINO, M. B. & BIANCHINI-JUNIOR, I. 2004. Humic substances mineralization: the variation of pH, electrical conductivity and optical density. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(1): 63-75.

- CUNHA-SANTINO, M. B. & BIANCHINI JR., I. 2006. The aerobic and anaerobic decomposition of *Typha domingensis* Pers. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(3): 321-334.
- CUNHA-SANTINO, M. B. D. & BIANCHINI JR., I. 2007. Cellulase activities during decomposition of a submerged aquatic macrophyte (*Utricularia breviscapa*): a microcosm assay. *Brazilian Journal of Microbiology*, 38(2): 230-236.
- CUNHA-SANTINO, M. B. & BIANCHINI JR., I. 2010. Q<sub>10</sub> of heterotrophic activity during aerobic decomposition of *Utricularia breviscapa* and its effect on carbon cycling in a tropical lagoon. *Brazilian Journal of Biology*, 70(2): 317-324.
- CUNHA-SANTINO, M. B. & BIANCHINI JR., I. 2011. Colonização de macrófitas aquáticas em ambientes lênticos. *Boletim da Associação Brasileira de Limnologia*.
- CUNHA-SANTINO, M. B.; SCIESSERE, L. & BIANCHINI JR., I. 2008. As atividades das enzimas na decomposição da matéria orgânica particulada em ambientes aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*, 12(1): 30-41.
- CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. & OKAWA, M. H. 2010. The fate of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth. detritus within a tropical reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(2): 109-121.
- DANGLES, O.; GESSNER, M. O.; GUEROLD, F. & CHAUVET, E. 2004. Impacts of stream acidification on litter breakdown: implications for assessing ecosystem functioning. *Journal of Applied Ecology*, 41(2):365–378.
- DAS, M.; ROYER, T. V. & LEFF, L. G. 2007. Diversity of fungi, bacteria, and actinomycetes on leaves decomposing in a stream. *Applied and Environmental Microbiology*, 73(3): 756-767.
- DAVIS, M. L. & CORNWELL, D. A. 1991. *Introduction to environmental engineering*. McGraw-Hill College, New York.

DE BUSK, T. A. & REDDY, K. R. 1987. Wastewater treatment using floating aquatic macrophytes: contaminant removal processes and management strategies. In: REDDY, K. R. & SMITH, W. H. (eds). *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*, Mongolia publishing Inc., Orlando, 21- 35 pp.

DE SOUZA, J. A. & CORREIA, M. C. R. 2007. Biologia floral de *Hedychium coronarium* Koen. (Zingiberaceae). *Ornamental Horticulture*, 13(1): 21-30.

DE ZOZAYA, I. Y. B. & NEIFF, J. J. 1991. Decomposition and colonization by invertebrates of *Typha latifolia* L. litter in Chaco cattail swamp (Argentina). *Aquatic Botany*, 40(2): 185-193.

DINKA, M.; ÁGOSTON-SZABÓ, E. & TÓTH, I. 2004. Changes in nutrient and fibre content of decomposing *Phragmites australis* litter. *International Review of Hydrobiology*, 89(5-6): 519-535.

ENRÍQUEZ, S. C. M. D.; DUARTE, C. M. & SAND-JENSEN, K. A. J. 1993. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C: N: P content. *Oecologia*, 94 (4): 457-471.

ESTEVEZ, F. A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. FINEP/Interciência, Rio de Janeiro.

ESTEVEZ, F. A. (Org.). 2011. *Fundamentos de Limnologia*. Interciência, Rio de Janeiro.

FACUNDO, V. A. & MOREIRA, L. S. 2005. *Estudo fitoquímico e farmacológico dos constituintes fixos e voláteis de Hedychium coronarium J. Koen. (Zingiberaceae)*. In: Congresso Brasileiro de Química. Belém, 45 pp.

FALLON, R. D. & PFAENDER, F. K. 1976. Carbon metabolism in model microbial systems from a temperate salt marsh. *Applied and Environmental Microbiology*, 31(6): 959-968.



- FARJALLA, V. F.; MARINHO, C. C. & ESTEVES, F. A. 1999. Uptake of oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11(2): 185-193.
- FIERER, N.; CRAINE, J. M.; MCLAUCHLAN, K. & SCHIMEL, J. P. 2005. Litter quality and the temperature sensitivity of decomposition. *Ecology*, 86(2): 320-326.
- FISHER, J. & ACREMAN, M. C. 2004. Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(4): 673-685.
- FONSECA, A. L. S.; MARINHO, C. C. & ESTEVES, F. A. 2013. Dynamics of dissolved organic carbon from aerobic and anaerobic decomposition of *Typha domingensis* Pers. and *Eleocharis interstincta* (Vahl) Roem & Schult in a tropical coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 25(3): 279-290.
- FRANCE, R.; CULBERT, H.; FREEBOROUGH, C. & PETERS, R. 1997. Leaching and early mass loss of boreal leaves and wood in oligotrophic water. *Hydrobiologia*, 345(2-3): 209-214.
- FREITAS, M. 2007. *Efeitos da concentração de Zn e Mn nos efluentes da exploração de carvão na anatomia de Typha domingensis Pers. (Typhaceae)*. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.
- GALLARDO, T. M.; MARTIN, B. B. & MARTIN, D. F. 1998. Inhibition of water fern *Salvinia minima* by cattail (*Typha dominguensis*) extracts and by 2-chlorophenol and salicylaldehyde. *Journal of Chemical Ecology*, 24(9): 1483-1490.
- GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F. & SANTOS, M. L. 2003. Decomposição e liberação de nutrientes do folheto de espécies florestais nativas em plantios puros e mistos no sudeste da Bahia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27: 1021-1031.
- GARTNER, T. B. & CARDON, Z. G. 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos*, 104(2): 230-246.

GESSNER, M. O. 2000. Breakdown and nutrient dynamics of submerged *Phragmites* shoots in the littoral zone of a temperate hardwater lake. *Aquatic Botany*, 66(1): 9-20.

GESSNER, M. 2005. Proximate lignin and cellulose. In: GRAÇA, M. A. S.; BARLOCHER, F. & GESSNER, M. O. (eds). *Methods to study litter decomposition: A practical guide*. Springer, Netherlands, 115–120 pp.

GESSNER, M. O.; THOMAS, M.; JEAN-LOUIS, A. M. & CHAUVET, E. 1993. Stable successional patterns of aquatic hyphomycetes on leaves decaying in a summer cool stream. *Mycological Research*, 97(2): 163-172.

GEURTS, J. J.M.; SMOLDERS, A. J. P.; BANACH, A. M.; VAN DE GRAAF, J. P. M. & ROELOFS, J. G. M. 2010. The interaction between decomposition, net N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. *Water Research* 44(11): 3487–3495.

GIMENES, K. Z.; CUNHA-SANTINO, M. B. & BIANCHINI JR., I. 2010. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. *Oecologia australis*, 14(4): 1036–1073.

GIMENES, K. Z.; LEITE-ROSSI, L. A.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2012. Kinetics of the aerobic decomposition of *Talauma ovata* and *Saccharum officinarum*. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 34(4): 419-429.

GIMENES, K. Z.; BIANCHESSI DA CUNHA-SANTINO, M. & BIANCHINI JR, I. 2013. Cellulase activity in anaerobic degradation of aquatic macrophytes tissues. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 183(1): 27-39.

GOLDMAN, J. C.; CARON, D. A. & DENNETT, M. R. 1987. Regulation of gross growth efficiency and ammonium regeneration in bacteria by substrate C:N ratio. *Limnology and Oceanography*, 32(6): 1239–1252.

- GONÇALVES, J. F.; SANTOS, A. M. & ESTEVES, F. A. 2004. The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 527(1): 125-137.
- GOPAL, B. 1984. Comparison of leaching losses from decomposing litter of the terrestrial and marsh plants on land and in water. *Verhandlung Internationale Vereinigung Limnologie*, 22(2): 947-950.
- GOSZ, J. R.; LIKENS, G. E. & BORMANN, F. H. 1973. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook Forest, New Hampshire. *Ecological Monographs*, 43(2): 173-191.
- GOTTSCHALK, G. 1986. *Bacterial metabolism*. Springer-Verlag, New York.
- GRACE, J. B. 1989. Effects of water depth on *Typha latifolia* and *Typha domingensis*. *American Journal of Botany*, 76(5): 762-768.
- GROEGER, A. W. & KIMMEL, B. L. 1984. Organic matter supply and processing in lakes and reservoirs. *Lake and Reservoir Management*, 1(1): 282-285.
- GUIMARÃES, A.; CONTE, M. D. L. & LEOPOLDO, P. 2000. *O uso de plantas aquáticas para despoluição de esgoto sanitário no meio rural*. In: Congresso Argentino de Ingenieria Rural. 2: 465-468.
- HARRISON, P. G. & CHAN, A. T. 1980. Inhibition of the growth of microalgae and bacteria by extracts of eelgrass (*Zostera marina*) leaves. *Marine Biology*, 61(1): 21-26.
- HATTENSCHWILER, S. & JORGENSEN, H. B. 2010. Carbon quality rather than stoichiometry controls litter decomposition in a tropical rain forest. *Journal of Ecology*, 98(4): 754-763.

HEGAZY, A. K.; ABDEL-GHANI, N. T. & EL-CHAGHABY, G. A. 2011. Phytoremediation of industrial wastewater potentiality by *Typha domingensis*. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 8(3): 639-648.

HENRY, R. 2003. *Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos*. RiMa Editora, São Paulo,

HOEHNE, F. C. 1948. *Plantas Aquáticas*. Instituto de Botânica, São Paulo.

HOORENS, B.; AERTS, R. & STROETENGA, M. 2003. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? *Oecologia*, 137(4): 578–586.

HU, C.; ZHANG, L.; HAMILTON, D.; ZHOU, W.; YANG, T. & ZHU, D. 2007. Physiological responses induced by copper bioaccumulation in *Eichhornia crassipes* (Mart.). *Hydrobiologia*, 579(1): 211-218.

HUI, D. & JACKSON, R. B. 2009. Assessing interactive responses in litter decomposition in mixed species litter. *Plant and Soil*, 314(1-2): 263-271.

HULLAR, M.; FRY, B.; PETERSON, B. J. & WRIGHT, R. T. 1996. Microbial utilization of estuarine dissolved organic carbon: a stable isotope tracer approach tested by mass balance. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(7): 2489-2493.

INSTITUTO HÓRUS de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. *Espécies Exóticas Invasoras: Fichas técnicas*. 2005. Disponível em: [http://www.institutohorus.org.br/index.php?modulo=inf\\_ficha\\_hedychium\\_coronarum](http://www.institutohorus.org.br/index.php?modulo=inf_ficha_hedychium_coronarum). Acesso em jun. 2017.

JARCHOW, M. E. & COOK, B. J. 2009. Allelopathy as a mechanism for the invasion of *Typha angustifolia*. *Plant Ecology*, 204(1): 113-124.

JARVIS, M. C. & MC CANN, M. C. 2000. Macromolecular biophysics of the plant cell wall: Concepts and methodology. *Plant Physiology and Biochemistry*, 38 (1-2): 1–13.

JEWELL, W. J. & MC CARTY, P. L. 1971. Aerobic decomposition of algae. *Environmental Science & Technology*, 5(10): 1023-1031.

JIN-HO, S.; YANG, K. C.; YEON, M. H. & SHIM, J. K. 2007. Decomposition and nutrient dynamics of aquatic macrophytes in lake Paldang. *Journal of Ecology and Field Biology*. 30(3): 231-236.

JOLY, A. B. 1998. *Introdução à taxonomia vegetal*. Editora Nacional, São Paulo.

JOLY, C. A. & BRANDLE, R. 1995. Fermentation and adenylate metabolism of *Hedychium coronarium* JG Koenig (Zingiberaceae) and *Acorus calamus* L. (Araceae) under hypoxia and anoxia. *Functional Ecology*, 505-510 pp.

JORGE, L. I. F.; GRACIANO, R. A. S. & VICENTE, R. 1997. Microscopia analítica da espécie *Hedychium coronarium* Koenig. *Revista Brasileira Farmacêutica*, 78(2): 41-43.

JOY, B.; RAJAN, A. & ABRAHAM, E. 2007. Antimicrobial activity and chemical composition of essential oil from *Hedychium coronarium*. *Phytotherapy Research*, 21(5): 439-443.

JUDD, K. E.; CRUMP, B. C. & KLING, G. W. 2006. Variation in dissolved organic matter controls bacterial production and community composition. *Ecology*, 87(8): 2068-2079.

KISSMANN, K. G. & GROTH, D. 1991. *Plantas Infestantes e Nocivas*. BASF, São Paulo.

KISSMANN, K. G. & GROTH, D. 2000. *Plantas Infestantes e Nocivas*. BASF, São Paulo.

KLEEBERG, A. 2013. Impact of aquatic macrophyte decomposition on sedimentary nutrient and metal mobilization in the initial stages of ecosystem development. *Aquatic Botany*, 105: 41-49.

KRISTENSEN, E.; AHMED, S. I. & DEVOL, A. H. 1995. Aerobic and anaerobic decomposition of organic matter in marine sediment: which is fastest?. *Limnology and Oceanography*, 40(8): 1430-1437.

KUEHN, M. M.; MINOR, J. E. & WHITE, B. N. 1999. An examination of hybridization between the cattail species *Typha latifolia* and *Typha angustifolia* using random amplified polymorphic DNA and chloroplast DNA markers. *Molecular Ecology*, 8(12): 1981-1990.

LALONDE, R. 1970. *Aquatic plant chemistry. Its application to water pollution control*. Federal Scientific and Technical Information Report n°. PB 192810.

LAMED, R. & BAYER, E. A. 1988. The cellulosome concept: exocellular/extracellular enzyme reactor counters for efficient binding and cellulolysis. In: AUBERT, J. P.; BÒGUIN, P. & MILLET, J. (eds). *Biochemistry and genetic of cellulose degradation*. Academic Press, London, 102-116 pp.

LECERF, A.; MARIE, G.; KOMINOSKI, J. S.; LEROY, C. J. & BERNADET, C. 2011. Incubation time, functional litter diversity, and habitat characteristics predict litter-mixing effects on decomposition. *Ecology*, 92(1): 160–169.

LECERF, A.; RISNOVEANU, G.; POPESCU, C.; GESSNER, M. O. & CHAUVET, E. 2007. Decomposition of diverse litter mixtures in streams. *Ecology*, 88(1): 219–227.

LESCHINE, S. B. 1995. Cellulose degradation in anaerobic environments. *Annual Reviews in Microbiology*, 49(1): 399–426.

LI, X.; CUI, B.; YANG, Q.; TIAN, H.; LAN, Y.; TINGTING WANG, T. & HAN, Z. 2012. Detritus quality controls macrophyte decomposition under different nutrient concentrations in a eutrophic shallow lake, North China. *PLoS One*, 7(7): e42042.

LI, L. H.; FLORA, R. M. & KING, K. W. 1965. Individual roles of cellulase components derived from *Trichoderma viride*. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 111(2): 439-447.

LIU, P.; HUANG, J. H.; SUN, O. J. & HAN, X. G. 2010. Litter decomposition and nutrient release as affected by soil nitrogen availability and litter quality in a semiarid grassland ecosystem. *Oecologia*, 162(3): 771–780.

LÓPEZ, N. I.; DUARTE, C. M.; VALLESPINÓS, F.; ROMERO, J. & ALCOVERRO, T. 1998. The effect of nutrients additions on bacterial activity in seagrass (*Posidonia oceanica*) sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 224(2): 155-166.

LÓPEZ-ARCHILLA, A. I.; MARÍN, I. & AMILS, R. 2001. Microbial Community Composition and Ecology of an Acidic Aquatic Environment: The Tinto River, Spain. *Microbial Ecology*, 41(1): 20-35.

LORENZI, H. 2000. *Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas*. Plantarum, Nova Odessa.

LORENZI, H. & SOUZA, H. 2001. *Plantas Ornamentais*. Plantarum, Nova Odessa.

LOUSIER, J. D. & PARKINSON, D. 1976. Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. *Canadian Journal of Botany*, 54(5-6): 419-436.

LU, Y.; ZHONG, C. X.; WANG, L.; LU, C.; LI, X. L. & WANG, P. J. 2009. Anti-inflammation activity and chemical composition of flower essential oil from *Hedychium coronarium*. *African Journal of Biotechnology*, 8(20).

MAC CUBBIN, A. E. & HODSON, R. E. 1980. Mineralization of detrital lignocellulose by salt marsh sediment microflora. *Applied Environment Microbiology*, 40(4): 735-740.

MACEDO, J. F. 1997. O gênero *Hedychium* koening (Zingiberaceae) no Estado de Minas Gerais. *Daphne*, 7(2): 27-31.

MACEDO, I. C.; SEABRA, J. E. & SILVA, J. E. 2008. Green house gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: the 2005/2006 averages and a prediction for 2020. *Biomass and Bioenergy*, 32(7): 582-595.

MADSEN, T. V.; HAHN, P. & JOHANSEN, J. 1998. Effects of inorganic carbon supply on the nitrogen requirement of two submerged macrophytes, *Elodea canadensis* and *Callitriche cophocarpa*. *Aquatic Botany*, 62(2): 95-106.

MAIE, N.; JAFFÉ, R.; MIYOSHI, T. & CHILDERS, D. L. 2006. Quantitative and qualitative aspects of dissolved organic carbon leached from senescent plants in an oligotrophic wetland. *Biogeochemistry*, 78(3): 285-314.

MALONEY, D. C. & LAMBERTI, G. A. 1995. Rapid decomposition of summer-input leaves in a northern Michigan stream. *American Midland Naturalist*, 133(1): 184–195.

MANDELS, M.; ANDREOTTI, R. & ROCHE, C. 1976. Measurement of saccharifying cellulase. In *Biotechnology and Bioengineering Symposium (United States)* (6). Army Natick Development Center, MA.

MANN, K. H. 1988. Production and use of detritus in various freshwater, estuarine, and coastal marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 33(4part2): 910-930.

MANSFIELD, S.D. 2005. Extracellular fungal hydrolytic enzyme activity. In: *Methods to study litter decomposition: A practical guide*. In: GRAÇA, M. A. S.; BÄRLOCHER, F. & GESSNER M. O. (eds). Springer, Netherlands, 239-248 pp.

MANSFIELD, S. D.; MOONEY, C.; SADDLER, J. N. 1999. Substrate and enzyme characteristics that limit cellulose hydrolysis. *Biotechnology Progress*, 15(5): 804-816.



- MANZONI, S.; TROFYMOW, J. A.; JACKSON, R. B. & PORPORATO, A. 2010. Stoichiometric controls on carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics in decomposing litter. *Ecological Monograph*, 80(1): 89–106.
- MARINHO, C. C.; MEIRELLES-PEREIRA, F.; GRIPP, A. D. R.; GUIMARÃES, C. D. C.; ESTEVES, F. D. A. & BOZELLI, R. L. 2010. Aquatic macrophytes drive sediment stoichiometry and the suspended particulate organic carbon composition of a tropical coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(2): 208-217.
- MARTINS, A. Q. 1949. Contribuição para o conhecimento de *Hedychium coronarium* Koen.(Lírio do brejo). *Lilloa*, 16: 243-49.
- MARTINS, A. T. & PITELLI, R. A. 2005. Efeitos do manejo de *Eichhornia crassipes* sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos. *Planta daninha*, 233-242 pp.
- MCCARTHY, A. J. & WILLIAMS, S. T. 1992. Actinomycetes as agents of biodegradation in the environment - a review. *Gene*, 115(1): 189–192.
- MCKINLEY, V. L. & VESTAL, J. R. 1982. Effects of acid on plant litter decomposition in an arctic lake. *Applied and Environmental Microbiology*. 43(5):1188-1195.
- MCLAREN, J. R. & TURKINGTON, R. 2011. Plant identity influences decomposition through more than one mechanism. *PLoS One*, 6(8): e23702.
- MENDELSSOHN, I. A.; SORRELL, B. K.; BRIX, H.; SCHIERUP, H. H., LORENZEN, B. & MALTBY, E. 1999. Controls on soil cellulose decomposition along a salinity gradient in a *Phragmites australis* wetland in Denmark. *Aquatic Botany*, 64(3): 381-398.
- MERRIX, F. L.; LEWIS, S. J. & ORMEROD, S. J. 2006. The effects of low pH and palliative liming on beech litter decomposition in acid-sensitive streams. *Hydrobiologia*, 571(1): 373-381.

MEYER, B. S.; ANDERSON, D. B.; BOÖHNING, R. H. & FRATIANE, D. G. 1973. *Introdução à Fisiologia Vegetal*. Fundação Calouste Gulbernkian, Lisboa.

MIAO, S. L. & SKLAR, F. H. 1997. Biomass and nutrient allocation of sawgrass and cattail along a nutrient gradient in the Florida Everglades. *Wetlands Ecology and Management*, 5(4): 245-264.

MILIOLI, G. & BERTOLIN, R. 2015. Do pensamento ecossistêmico ao gerenciamento dos recursos integrados (GRI) para a bacia do rio Araranguá, Santa Catarina. In: POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. S. C. & DOVAL, J. C. L. (ed). *Ecologia de reservatórios e interfaces*. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo. 448-46 pp.

MIRANDA, C. A. S. F.; CARDOSO, M. das G.; CARVALHO, M. L. M.; FIGUEIREDO, A. C. S. & ANDRADE, J. 2015. Chemical characterization and allelopathic potential of essential oils from leaves and rhizomes of white ginger. *Revista Ciência Agronômica*, 46(3): 555-562.

MITCHELL, D. S. 1974. Water weeds. In: MITCHELL, D. S. (ed). *Aquatic vegetation and its use and control*. UNESCO, Paris, 13-22pp.

MOLINERO, J.; POZO, J. & GONZALEZ, E. 1996. Litter breakdown in streams of the Agüera catchment: influence of dissolved nutrients and land use. *Freshwater Biology*, 36(3): 745-756.

MOORHEAD, D. L.; SINSABAUGH, R. L.; LINKINS, A. E. & REYNOLDS, J. F. 1996. Decomposition processes: modelling approaches and applications. *Science of the Total Environment*, 183(1-2): 137-149.

MUN, H. T.; NAMGUNG, J. & KIM, J. H. 2000. Mass loss and changes of nutrients during decomposition of *Phragmites communis* at the fringe of stream. *Korean Journal of Ecology*, 23(2): 157-161.

MURRAY, R. E. & HODSON, R. E. 1984. Microbial biomass and utilization of dissolved organic matter in the Okefenokee Swamp ecosystem. *Applied and Environmental Microbiology*, 47(4): 685-692.

MURRAY, R. E. & HODSON, R. E. 1986. Influence of macrophyte decomposition on growth rate and community structure of Okefenokee Swamp bacterioplankton. *Applied and Environmental Microbiology*, 51(2): 293-301.

NELSON, S. M. & THULLEN, J. S. 2008. Aquatic macroinvertebrates associated with *Schoenoplectus* litter in a constructed wetland in California (USA). *Ecological Engineering*, 33(2): 91-101.

NOGUEIRA, S. F. 2003. *Balço de nutrientes e avaliaço de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto*. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba.

ODIWE, A. I.; AKINYE, C. F. & AGBOOLA, O. O. 2016. Mass Loss and Nutrient Release through Leaching in *Tectona grandis* and *Theobroma cacao* leaf litter in Ile-Ife, Nigeria. *West African Journal of Applied Ecology*, 24(1): 43-58.

ODUM, E. P. 1993. *Ecology: our endangered life-support systems*. Sinauer Associates, Massachusetts.

OTSUKI, A. & HANYA, T. 1972. Production of dissolved organic matter from dead green algal cells. 1. Aerobic microbial decomposition. 2. Anaerobic microbial decomposition. *Limnology and Oceanography*, 17(2): 248-257.

PAERL, H. W. 1978. Microbial organic carbon recovery in aquatic ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 23(5): 927-935.

PAGIORO, T. A. & THOMAZ, S. M. 1999. Influence of the decomposition of *Eichhornia azurea* on selected abiotic limnological variables of different environments

of the floodplain of the high Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11(2): 157-171.

PANT, H. K. & REDDY, K. R. 2001. Hydrologic influence on stability of organic phosphorus in wetland detritus. *Journal of Environmental Quality*, 30(2): 668-674.

PARK, S. & CHO, K. H. 2003. Nutrient leaching from leaf litter of emergent macrophyte (*Zizania latifolia*) and the effects of water temperature on the leaching process. *Korean Journal of Biological Sciences*, 7(4): 289-294.

PASSERINI, M. D. 2014. *Balanço de carbono e atividade enzimática na decomposição aeróbia e anaeróbia de três macrófitas aquáticas em diferentes temperaturas*. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, PPG-ERN, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

PAULING, L. & COREY, R. B. 1953. Compound helical configurations of polypeptide chains: structure of proteins of the  $\alpha$ -keratin type. *Nature*, 171(4341): 59-61.

PEDRALLI, G. 1990. Macrófitas aquáticas: técnicas e métodos de estudos. *Estudos de Biologia*, 26: 5-24.

PEDRALLI, G. 2003. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade de água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: THOMAZ, S. M. & BINI, L. M. (eds). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Universidade Estadual de Maringá Maringá, 171-188 pp.

PEDRALLI, G. & TEIXEIRA, M. C. B. 2003. Macrófitas aquáticas como agentes filtradores de materiais particulados, sedimentos e nutrientes. In: HENRY, R. (ed). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. Rima, São Carlos, 177-194 pp.

PÉREZ, J.; MUNOZ-DORADO, J.; DE LA RUBIA, T. D. L. R. & MARTINEZ, J. 2002. Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. *International Microbiology*, 5(2): 53-63.

- PETR, T. 2000. Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters. A review. *Food and Agriculture Organization, Fisheries Technical Paper*. Nº. 396. Rome.
- PETERSEN, R. C. & CUMMINS, K. W. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology*, 4(4): 343–368.
- PETRACCO, P. 2006. *Efeito das variáveis abióticas na produção primária de Egeria najas e Utricularia breviscapa da lagoa do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio - SP)*. Tese (Doutorado) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, PPG-ERN, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- PIECZYŃSKA, E. 1993. Detritus and nutrient dynamics in the shore zone of lakes: a review. *Hydrobiologia*, 251(1-3): 49-58.
- PIL, M. W. & BOEGER, M. R. T. 2005. *Características morfológicas foliares de Hedychium coronarium J. König (Zingiberaceae) e Typha domingensis Pers (Typhaceae): diferentes soluções para o mesmo problema*. In: Congresso Nacional De Botânica, 56, Curitiba.
- PIO CORRÊA, M. 1984. *Dicionário das plantas úteis do Brasil e das exóticas cultivadas*. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, Rio de Janeiro.
- POMPÊO, M. L. M. 1999. As macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais: aspectos ecológicos e propostas de monitoramento e manejo. In: POMPÊO, M. L. M. (ed). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*, Gráfica e Editora União, São Luís, 105-119 pp.
- POTT, V. J. & POTT, A. 2000. *Plantas aquáticas do Pantanal*. Brasília. EMBRAPA, Brasília.
- PRINDLE, V. & MARTIN, D. F. 1996. Allelopathic properties of cattails, *Typha domingensis*, in Hillsborough County, Florida. *Florida Scientist*, 59: 155–162.

PRINDLE, V.; SAWYERS, W. G. & MARTIN, B. B. 1997. Isolation of allelopathic substances from cattails, *Typha domingensis*, from Hillsborough County. *Florida Scientist*, 60: 24–25.

QUALLS, R. G. & RICHARDSON, C. J. 2003. Factors controlling concentration, export, and decomposition of dissolved organic nutrients in the Everglades of Florida. *Biogeochemistry*, 62(2): 197-229.

QUESTED, H. M.; PRESS, M. C.; CALLAGHAN, T. V. & CORNELISSEN, J. H. C. 2002. The hemiparasitic angiosperm *Bartsia alpina* has the potential to accelerate decomposition in sub-arctic communities. *Oecologia*, 130(1): 88–95.

QUINN, J. M.; BURRELL, G. P. & PARKYN, S. M. 2000. Influences of leaf toughness and nitrogen content on in-stream processing and nutrient uptake by litter in a Waikato, New Zealand, pasture stream and streamside channels. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 34(2): 253–271.

QUIROZ-CASTAÑEDA, R. E. & FOLCH-MALLOL, J. L. 2013. Hydrolysis of biomass mediated by cellulases for the production of sugars. In: QUIROZ-CASTAÑEDA, R. E. & FOLCH-MALLOL, J. L. (eds). *Sustainable degradation of lignocellulosic biomass - techniques, applications and commercialization*. Morelos, Mexico, 119–155 pp.

RADER, R. B.; MCARTHUR, J. V. & AHO, J. M. 1994. Relative importance of mechanisms determining decomposition in a southeastern blackwater stream. *American Midland Naturalist*, 19-31 pp.

REITZ, R. 1984. Tifáceas. Flora Ilustrada Catarinense. Itajaí, *Herbário Barbosa Rodrigues*, 1-14 pp.

REJMÁNKOVÁ, E. & HOUDKOVÁ, K. 2006. Wetland plant decomposition under different nutrient conditions: what is more important, litter quality or site quality? *Biogeochemistry*, 80(3): 245–262.

REJMÁNKOVÁ, E., & SIROVÁ, D. 2007. Wetland macrophyte decomposition under different nutrient conditions: relationships between decomposition rate, enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(2): 526-538.

REYNOLDS, C. S. 2006. *Ecology of phytoplankton: Ecology, biodiversity and conservation*. Cambridge University Press, New York.

RODOLFO, L. P. & LOURDES, C. M. 1996. *Processo fito-pedológico aplicado no tratamento de efluentes domésticos*. In: Congresso Interoamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental, 25, México: AIDIS.

ROMEIRO, F. & BIANCHINI, JR. I. 2006. Cinéticas da mineralização anaeróbia de *Cyperus giganteus* da Lagoa do Óleo. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. & MOSCHINI, L. E. (eds). *Estudos Integrados em Ecossistemas - Estação Ecológica de Jataí*. EdUFSCar, São Carlos, 221-237 pp.

ROONEY, N. & KALFF, J. 2000. Inter-annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. *Aquatic Botany*, 68(4): 321-335.

ROYER, T. V. & MINSHALL, G. W. 2001. Effects of nutrient enrichment and leaf quality on the breakdown of leaves in a hardwater stream. *Freshwater Biology*, 46(5): 603-610.

SALA, M. M.; KARNER, M.; ARIN, L. & MARRASÉ, C. 2001. Measurements of ectoenzyme activities as an indicator of inorganic nutrient imbalance in microbial communities. *Aquatic Microbial Ecology*, 23(3), 301-311.

SALAMANCA, E. F.; KANEKO, N. & KATAGIRI, S. 1998. Effects of leaf litter mixtures on the decomposition of *Quercus serrata* and *Pinus densiflora* using field and laboratory microcosm methods. *Ecological Engineering*, 10(1): 53-73.

SANGIORGIO, F.; BASSET, A., PINNA, M.; SABETTA, L.; ABBIATI, M.; PONTI, M.; MINOCCI, M.; ORFANIDIS, S.; NICOLAIDOU, A.; MONCHEVA, S.;

TRAYANOVA, A.; GEORGESCU, L.; DRAGAN, S.; BEQIRAJ, S.; KOUTSOUBAS, D.; EVAGELOPOULOS, A. & REIZOPOULOU, S. 2008. Environmental factors affecting *Phragmites australis* litter decomposition in Mediterranean and Black Sea transitional waters. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 1(16): 16-26.

SANTOS, S. B.; PEDRALLI, G. & MEYER, S. T. 2005. Aspectos da fenologia e ecologia de *Hedychium coronarium* (Zingiberaceae) na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto-MG. *Planta Daninha*, 23(2): 175-180.

SANTOS, B. C. B.; BARATA, L. E. S.; MARQUES, F. A.; BARONI, A. C. M.; KARNOS, B. A. C.; OLIVEIRA, P. R. & GUERRERO JR. P. G. 2010. Composition of leaf and rhizome essential oils of *Hedychium coronarium* Koen. from Brazil. *Journal of Essential Oil Research*, 22(4): 305-306.

SCHIMEL, J. P. & WEINTRAUB, M. N. 2003. The implications of exoenzyme activity on microbial carbon and nitrogen limitation in soil: a theoretical model. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(4): 549-563.

SCHOENBERG, S. A.; BENNER, R.; ARMSTRONG, A.; SOBECKY, P. & HODSON, R. E. 1990. Effects of acid stress on aerobic decomposition of algal and aquatic macrophyte detritus: direct comparison in a radiocarbon assay. *Applied and Environmental Microbiology*, 56(1): 237-244.

SCHWARZ, W. H. 2001. The cellulosome and cellulose degradation by anaerobic bacteria. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 56(5-6): 634-649.

SCOTT, E. E.; PRATER, C.; NORMAN, E.; BAKER, B.C.; EVANS-WHITE, M. & THAD SCOTT, J. 2013. Leaf-litter stoichiometry is affected by stream water phosphorus concentrations and litter type. *Freshwater Science*, 32(3): 753-761.

SHILLA, D.; ASAEDA, T.; FUJINO, T. & SANDERSON, B. 2006. Decomposition of dominant submerged macrophytes: implications for nutrient release in Myall Lake, NSW, Australia. *Wetlands Ecology and Management*, 14(5): 427-433.



- SIEMENS, T. J. & BLOSSEY, B. 2007. An evaluation of mechanisms preventing growth and survival of two native species in invasive Bohemian knotweed (*Fallopia xbohemica*, Polygonaceae). *American Journal of Botany*, 94(5): 776-783.
- SILVA, D. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; MARQUES, E. E. & BIANCHINI JR., I. 2011 (b). The decomposition of aquatic macrophytes: bioassays versus *in situ* experiments. *Hydrobiologia*, 665(1): 219-227.
- SILVA, H. F.; BARRETO, P. A. B.; DE OLIVEIRA SOUSA, G. T.; AZEVEDO, G. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F. & OLIVEIRA, F. G. R. B. 2014. Decomposição de serapilheira foliar em três sistemas florestais no Sudoeste da Bahia. *Revista Brasileira de Biociências*, 12(3): 164-172.
- SINSABAUGH, R. L.; ANTIBUS, R. K. & LINKINS, A. E. 1991. An enzymic approach to the analysis of microbial activity during plant litter decomposition. *Agriculture Ecosystem and Environment*, 34(1-4): 43-54.
- SMITH, P.; POWLSON, D. S.; GLENDINING, M. J. & SMITH, J. U. 1998. Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming. *Global Change Biology*, 4(6): 679-685.
- SOMOGYI, M. 1952. Notes on sugar determination. *Journal of Biological Chemistry*, 195: 19-23.
- STONE, C. P.; SMITH, C. W. & TUNISON, J. T. 1992. *Alien plant invasions in native ecosystems of Hawaii: management and research*. University of Hawaii, Manoa.
- SU, K. L.; ABUL-HAJJ, Y. & STABA, E. J. 1973. Antimicrobial effects of aquatic plants from Minnesota. *Lloydia*, 36(1-4): 80-87.
- SUHETT, A. L.; AMADO, A. M.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. D. A. & FARJALLA, V. F. 2006. O papel da foto-degradação do carbono orgânico dissolvido (COD) nos ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 10(2): 186-204.

SUN, L.; PERDUE, E. M.; MEYER, J. L. & WEIS, J. 1997. Use of elemental composition to predict bioavailability of dissolved organic matter in a Georgia river. *Limnology and Oceanography*, 42(4): 714-721.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W. & ANDERSON, J. M. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. University of California Press, Berkeley.

TAMIRE, G.; MENGISTOU, S. & DEGEFE, G. 2017. Decomposition rates and nutrient leaching efficacy of the dominant macrophytes in Lake Ziway, Ethiopia. *International Journal of Aquatic Science*, 8(2): 96-106.

TANAKA, Y. 1993. Activities and properties of cellulase and xylanase associated with *Phragmites* leaf litter in a seawater lake. *Hydrobiologia*, 262 (2): 65–75.

TAYLOR, B. R.; PARSONS, W. F. J. & PARKINSON, D. 1989. Decomposition of *Populus tremuloides* leaf litter accelerated by addition of *Alnus crispa* litter. *Canadian Journal of Forest Research*, 19(5): 674–679.

THOMAS, J. D. 1997. The role of dissolved organic matter, particularly free amino acids and humic substances, in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 38(1): 1–36.

THOMAZ, S. M. & BINI, L. M. 2003. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Eduem, Maringá.

TONNIN, A. M. & HEPP, L. U. 2011. Effects of nitrate enrichment on leaf litter decomposition. *Acta Limnologic Brasiliensia*, 23(1): 86-94.

TUNDISI, J. G. 1999. Reservatórios como Sistemas complexos: Teoria, Aplicações, e Perspectivas para Usos Múltiplos. In: HENRY R. (ed.). *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*, FUNDIBIO/FAPESP, Botucatu. 19-38 pp.

USELMAN, S. M.; QUALLS, R. G. & LILIENFEIN, J. 2012. Quality of soluble organic C, N, and P produced by different types and species of litter: Root litter versus leaf litter. *Soil Biology and Biochemistry*, 54: 57–67.

VAN KAICK, T. S. 2002. *Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná*. Dissertação (Mestrado) - Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, PPG-Tecnologia, UFTPR, Curitiba.

VERHOEVEN, J. T. A. 1986. Nutrient dynamics in minerotrophic peat mires. *Aquatic Botany*, 25: 117-137.

VERHOEVEN, J. T.; ARHEIMER, B.; YIN, C. & HEFTING, M. M. 2006. Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(2): 96-103.

WEBSTER, J. R. & BENFIELD, E. F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17(1): 567–594.

WETZEL, R. G. 1983. Attached algal-substrata interactions: fact or myth, and when and how? In: WETZEL, R. (ed). *Periphyton of freshwater ecosystems*, Springer, Netherlands, 207-215 pp.

WETZEL, R. G. 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 24(1): 6-24.

WETZEL, R. G. 1992. Gradient-dominated ecosystems: sources and regulatory functions of dissolved organic matter in freshwater ecosystems. *Hydrobiologia*, 229(1): 181-198.

WETZEL, R. G. 1995. Death, detritus and energy flow in aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, 33(1): 83-89.

WETZEL, R. G. 2001. *Limnology: Lake and rivers ecosystems*. Academic Press, San Diego.

WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. 1991. *Limnological analyses*. Springer-Verlag, New York.

WEYERS, H. S. & SUBERKROPP, K. 1996. Fungal and bacterial production during the breakdown of yellow poplar leaves in 2 streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(4): 408-420.

WILLIAMS, W. J. 1979. *Handbook of anion determination*. Butterworths, London.

WRUBLESKI, D. A.; MURKIN, H. R.; VAN DER VALK, A. G. & NELSON, J. W. 1997. Decomposition of emergent macrophyte roots and rhizomes in a northern prairie marsh. *Aquatic Botany*, 58(2): 121-134.

ZAK, D. R.; HOLMES, W. E.; WHITE, D. C.; PEACOCK, A. D. & TILMAN, D. 2003. Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: are there any links? *Ecology*, 84(8): 2042-2050.

ZHANG, D. Q.; HUI, D. F.; LUO, Y.Q. & ZHOU, G. Y. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology*, 1(2): 85–93.

ZHANG, X.; LIU, Z.; ZHU, B.; BING, Y.; LUC, N. T.; DU, L. & ZHU, Z. 2016. Impacts of mixed litter decomposition from *Robinia pseudoacacia* and other tree species on C loss and nutrient release in the Loess Plateau of China. *Journal of Forestry Research*, 27(3): 525-532.