

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

Mudanças climáticas e ciclagem de carbono na decomposição aeróbia e anaeróbia de  
*Myriophyllum aquaticum*(Vellozo) Verdecourt

Mariana Soares Grandó  
Orientadora: Marcela Bianchessi da Cunha Santino

São Carlos

2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

Mudanças climáticas e ciclagem de carbono na decomposição aeróbia e anaeróbia de  
*Myriophyllum aquaticum*(Vellozo)Verdecourt

Dissertação apresentada ao  
Programa de Pós-Graduação em  
Ecologia e Recursos Naturais, do  
Centro de Ciências Biológicas e da  
Saúde, como parte dos requisitos  
para obtenção do Título de Mestre  
em Ecologia e Recursos Naturais.  
Área de concentração em Ecologia  
e Recursos Naturais.

Mariana Soares Grandó

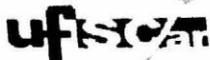
Orientadora: Marcela Bianchessi da Cunha Santino

São Carlos

2018

Mudanças climáticas e ciclagem de carbono na decomposição  
aeróbia e anaeróbia de *Myriophyllum aquaticum*(Vellozo)  
Verdecourt

MARIANA SOARES GRANDO



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 Dissertação de Mestrado da candidata Mariana Soares Grando, realizada em 26/02/2018:

Profa. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino  
UFSCar

Prof. Dr. Irineu Bianchini Junior  
UFSCar

Prof. Dr. Alexandre Kannebley de Oliveira  
UNICEP

## AGRADECIMENTOS

À Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Marcela Bianchessi da Cunha Santino e ao Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior pela oportunidade de realizar o presente estudo, pela orientação, contribuição intelectual, disponibilidade, compreensão e amizade ao longo desses dois anos.

Ao PPG-ERN, aos seus docentes pela contribuição na minha formação e funcionários da secretaria (Roseli Aparecida Gonçalves e João Augusto da Silva Affonso) pelo auxílio na parte burocrática.

A todos os técnicos do Departamento de Hidrobiologia (DHb) que contribuíram de alguma forma para a realização deste estudo.

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

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida (nº 33001014003P2) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP, proc. nº 22901-0/2013) pelo financiamento do estudo.

À Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) por me acolher por mais de sete anos como aluna.

À Flávia Bottino, pelo incentivo, desde o início do mestrado, pela fiel amizade, conselhos, risadas e contribuições.

À Angela Terumi Fushita pela colaboração no presente trabalho e amizade ao longo desses dois anos.

Ao companheirismo, amizade e ajuda dos amigos do Laboratório de Bioensaios e Modelagem Matemática, Beatriz Ferraz (Bia), Brayan Souza, Daniele Schiavone (Dani), Andreza Bizzo (Dre), Fábio Leandro, Leila Nalis, Luana Gimenes (Lu), Maíra Proença, Emmanuelle Wanderley (Manu), Raphael Machado, Roberta Freitas, Ricardo Silva e Yeda Paccagnella.

Às mais lindas amigas que estiveram sempre presente durante este percurso, Maria Clara, Beatriz Sorigotto, Paola Andreucci, Talita Alvarenga, Kathlyn Pereira e Helena Viana, pela fiel torcida, e amizade.

À minha família, em especial meus pais (Amauri e Cidinha) por todo amor, incentivo e paciência, sempre me colocando para cima e acreditando no meu potencial.

A Deus, pela fé e força nestes dois anos.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, muito obrigada!

“O que passou, passou, mas o que  
passou luzindo, resplandecerá para  
sempre.” (Johann Goethe)

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Hábitos das macrófitas aquáticas.....	11
Figura 2: Ciclo Global do Carbono.....	12
Figura 5: Mecanismos de formação de substâncias húmicas. ....	14
Figura 6. Mapa do Reservatório do Monjolinho. ....	19
Figura 7. Esquema da forma de vida de <i>M. aquaticum</i> e suas estruturas.....	20
Figura 8: <i>M. aquaticum</i> .....	20
Figura 9: Reservatório do Monjolinho (Campus UFSCar - São Carlos).....	22
Figura 10: Incubações aeróbias e anaeróbias .....	22
Figura 11: Modelo cinético proposto para descrever a rota de mineralização do carbono orgânico particulado.....	26
Figura 12: Modelo cinético proposto para descrever a rota de mineralização do carbono orgânico dissolvido .....	27
Figura 13: Variações temporais dos rendimentos de COP, COD e CM dos detritos íntegros durante a decomposição anaeróbia e aeróbia de <i>M. aquaticum</i> em duas temperaturas (21 e 23°C) .....	29
Figura 14. Rendimentos de COD determinados a partir do decaimento dos detritos íntegros de <i>M. aquaticum</i> , sob duas condições de oxi-redução e duas temperaturas (21 e 23°C).....	30
Figura 15: Variações temporais dos rendimentos de COP, COD e CM dos detritos particulados durante a decomposição anaeróbia e aeróbia de <i>M. aquaticum</i> em duas temperaturas (21 e 23°C) .....	31
Figura 16. Rendimentos de COD determinados a partir do decaimento dos detritos particulados de <i>M. aquaticum</i> , sob duas condições de oxi-redução e duas temperaturas (21 e 23°C) .....	32
Figura 17. Variações temporais da perda de massa dos detritos dissolvidos durante a decomposição <i>M. aquaticum</i> em duas temperaturas (21 e 23°C) .....	33
Figura 18. Relação do carbono mineralizado (CM) proveniente da degradação dos detritos particulados (COP) e dos detritos íntegros de <i>M. aquaticum</i> em condições aeróbias e anaeróbias e duas temperaturas (21 e 23°C) .....	38

<b>Figura 19. Relação COP por detrito íntegro do carbono mineralizado na decomposição de <i>M. aquaticum</i> sob condições anaeróbias e aeróbias e duas temperaturas (21 e 23°C). .....</b>	<b>39</b>
<b>Figura 20. Relação do carbono mineralizado (%) da decomposição dos detrito íntegros de <i>M. aquaticum</i> sob condições anaeróbias e aeróbias e duas temperaturas (21 e 23°C).....</b>	<b>40</b>
<b>Figura 21. Teor de carbono mineralizado (%) do COP da decomposição de <i>M. aquaticum</i> sob condições anaeróbias e aeróbias e duas temperaturas (21 e 23°C). 40</b>	
<b>Figura 22. Teor de carbono mineralizado (%) do detrito dissolvido da decomposição de <i>M. aquaticum</i> sob condições anaeróbias e duas temperaturas (21 e 23°C).....</b>	<b>41</b>
<b>Figura 23. Teor de carbono mineralizado (%) do detrito dissolvido da decomposição de <i>M. aquaticum</i> sob condições aeróbias e duas temperaturas (21 e 23°C).....</b>	<b>42</b>
<b>Figura 24: Variação temporal do pH das incubações de <i>M. aquaticum</i> a 21 e 23°C dos detritos íntegros, particulados e dissolvidos .....</b>	<b>47</b>
<b>Figura 25. Variação temporal da condutividade elétrica das incubações de <i>M. aquaticum</i> a 21 e 23°C dos detritos íntegros, particulados e dissolvidos .....</b>	<b>49</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Nomenclaturas utilizadas no experimento de decomposição de <i>M. aquaticum</i> .....	23
Tabela 2. Parâmetros do modelo cinético de mineralização dos detritos íntegros e particulados de <i>M. aquaticum</i> .....	35
Tabela 3. Parâmetros do modelo cinético de mineralização dos detritos dissolvidos de <i>M. aquaticum</i> .....	36
Tabela 4. Valores de Q10 obtidos com base nos resultados da decomposição anaeróbia e aeróbia dos detritos íntegros, particulados e dissolvidos de <i>M. aquaticum</i> nas temperaturas de 21°C e 23°C .....	43
Tabela 5. Tempo de meia vida calculados a partir dos resultados da decomposição aeróbia e anaeróbia dos detritos íntegros, particulados e dissolvidos de <i>M. aquaticum</i> nas temperaturas de 21°C e 23°C.....	45

## LISTA DE ABREVIACÕES

AF = ácido húmico

AH = ácido fúlvico

CE= condutividade elétrica;

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;

COT = carbono orgânico total;

E4/E6 = razão dos valores da absorção nos comprimentos de onda 465 e 665 nm

IN= compostos inorgânicos advindos da mineralização;

IN<sub>1</sub> = teor de matéria orgânica de fácil oxidação e mineralizada segundo  $k_T$ ;

IN<sub>2</sub> = teor de matéria orgânica lixiviada e mineralizada (segundo  $k_T$  e  $k_3$ );

IN<sub>3</sub> = teor de matéria orgânica dissolvida refratária mineralizada;

IN<sub>4</sub> = teor de matéria orgânica particulada mineralizada;

IN<sub>6</sub> = teor de matéria orgânica dissolvida total (COD<sub>T</sub>) mineralizada;

$k_{dT}$  = coeficiente de mineralização do COD<sub>T</sub>, representado por  $k_3 + k_4$ ;

$k_T$  = coeficiente global de decaimento da MOP, decorrente da oxidação das frações lábeis e solubilização;

$k_1$  = coeficiente de oxidação das frações lábeis;

$k_2$  = coeficiente de lixiviação;

$k_3$  = coeficiente da oxidação de COD;

$k_4$  = coeficiente da oxidação do dissolvido;

$k_5$  = coeficiente de oxidação do COD<sub>R</sub>;

$k_6$  = coeficiente da oxidação da MOP

MOD = matéria orgânica dissolvida;

MOD<sub>R</sub> = matéria orgânica dissolvida refratária;

MOP = matéria orgânica particulada;

MOP<sub>R</sub> = matéria orgânica particulada refratária;

MS = massa seca

PS = planta seca

PgC = petagramas de carbono (1 PgC = 10<sup>15</sup> gramas)

Q<sub>10</sub> = relação entre variáveis sob incremento de 10°C

$r^2$  = coeficiente de determinação

t = tempo

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

## SUMÁRIO

<b>2. Hipótese .....</b>	<b>17</b>
<b>3. Objetivos.....</b>	<b>17</b>
<b>4. Material e Métodos.....</b>	<b>18</b>
4.1 Caracterização da área de campo .....	18
4.2 Descrição da espécie a ser estudada.....	18
4.3 Coleta e preparo do material .....	20
4.4 Procedimentos em laboratório.....	21
4.4.1 Variações temporais do pH, condutividade elétrica e grau de aromatização .....	24
4.5 Modelagem matemática .....	24
4.6 Análises Estatísticas .....	28
<b>5. Resultados .....</b>	<b>29</b>
5.1 Decomposições aeróbia e anaeróbia: perda de massa dos detritos íntegros, particulados e dissolvidos de <i>M. aquaticum</i> .....	29
5.1.1 Perda de massa dos detritos íntegros.....	29
5.1.2 Perda de massa dos detritos particulados .....	31
5.1.3 Perda de carbono dos detritos dissolvidos.....	32
5.2 Parametrizações da decomposição aeróbia e anaeróbia dos detritos íntegros e particulados de <i>M. aquaticum</i> .....	34
5.2.1 Parametrizações dos dados da decomposição aeróbia e anaeróbia de <i>M. aquaticum</i> dos detritos dissolvidos.....	36
5.3 Resultados estatísticos da perda de massa dos detritos íntegros, particulados e dissolvidos .....	38
5.4 Teor de CM (carbono mineralizado): relações entre os tratamentos.....	38
5.5 $Q_{10}$ e tempo de meia vida.....	42
5.6 Variação temporal do pH, condutividade elétrica e do grau de aromatização da fração dissolvida das câmaras de decomposição.....	46
5.6.1 Variações temporais do pH das incubações aeróbias e anaeróbias de <i>M. aquaticum</i> .....	46
5.6.2 Variações temporais da condutividade elétrica das incubações aeróbias e anaeróbias de <i>M. aquaticum</i> .....	48
5.6.3 Variações temporais do grau de aromatização das incubações aeróbias e anaeróbias de <i>M. aquaticum</i> .....	50
<b>6. Discussão .....</b>	<b>52</b>

## RESUMO

Macrófitas aquáticas são organismos chave em ambientes de água doce, uma vez que são intrinsecamente ligadas à produtividade primária e à ciclagem de nutrientes e de

carbono e formação de detritos nesses ambientes. A temperatura é um dos mais importantes fatores a agir diretamente na decomposição dos detritos, desempenhando funções no metabolismo enzimático dos microrganismos decompositores. A hipótese testada no presente estudo foi a de que as frações lábeis e refratárias da macrófita são influenciadas positivamente pelo aumento da temperatura em 2°C durante a decomposição dos detritos de *Myriophyllum aquaticum*. Dessa forma, este estudo comparou a decomposição aeróbia e anaeróbia de *M. aquaticum*, em duas temperaturas (21 e 23°C). Em laboratório, câmaras de decomposição (n = 252) foram preparadas contendo fragmentos íntegros, particulados e dissolvidas de macrófita, que foram adicionados em água do reservatório do Monjolinho, São Carlos, SP. A cada dia amostral, os conteúdos das câmaras foram fracionados em matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica dissolvida (MOD). Foram avaliadas a perda de massa em base de carbono, variações temporais do pH, condutividade elétrica e grau de aromatização da fração dissolvida nas câmaras de decomposição, em função do tipo de detrito, da temperatura e disponibilidade de oxigênio dissolvido. Aos resultados obtidos, aplicou-se um modelo matemático de primeira ordem e verificou-se que: (i) a partir do modelo cinético utilizado, o carbono orgânico particulado (COP) apresentou duas frações distintas, uma lábil/solúvel (COP<sub>LS</sub>) e uma refratária (COP<sub>R</sub>); (ii) o conteúdo lábil/solúvel apresentou perda de massa mais rápida do que o refratário; (iii) houve formação de substâncias refratárias dissolvidas (e.g. compostos húmicas) para todos os tratamentos; (iv) o aumento da temperatura em 2°C influenciou positivamente na perda de massa da fração lábil/solúvel e refratária dos detritos (íntegros, particulados e dissolvidos); (v) os valores de Q<sub>10</sub> global foram maiores em anaerobiose; (vi) em relação ao pH, houveram diferenças significativas (p <0,05) entre os tratamentos íntegros, aeróbios, à 21°C e 23°C e (vii) para a condutividade elétrica, houveram diferenças significativas para a maioria dos tratamentos.

**Palavras-chave:** coeficiente de decaimento; efeito estufa; mineralização; modelagem matemática.

## ABSTRACT

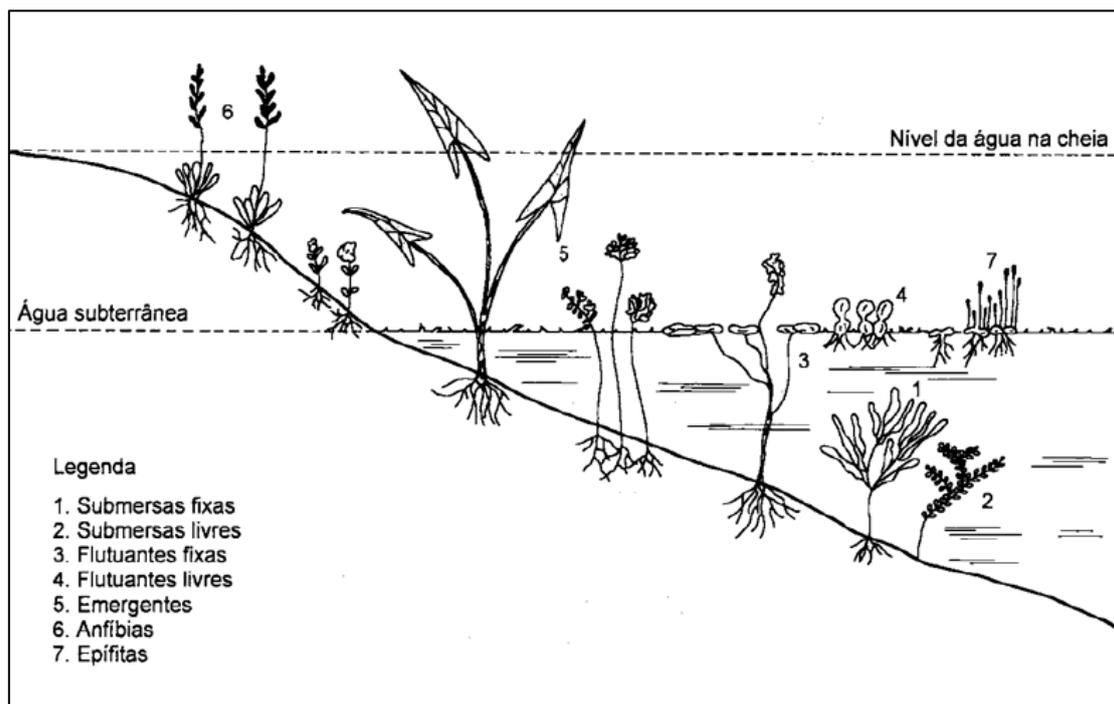
Aquatic macrophytes are key organisms in freshwater environments, as they are intrinsically linked to primary productivity, nutrient and carbon cycling and detritus formation in these environments. The temperature is one of the major factors that act directly in the detritus decomposition, performing functions in the enzymatic metabolism of the decomposing microorganisms. The hypothesis tested in the present study was that the labile and refractory macrophyte fractions are positively influenced by the increase in temperature at 2°C during the detritus decomposition of *Myriophyllum aquaticum*. Thus, this study compared the aerobic and anaerobic decomposition of *M. aquaticum* at two temperatures (21 and 23°C). In the laboratory, were set up decomposition chambers (n = 252), containing entire, particulate and dissolved detritus of the macrophyte, and water from the Monjolinho Reservoir. On each sampling day, the contents of the chambers were fractionated into particulate organic matter (MOP) and dissolved organic matter (MOD), which was subsequently converted into carbon basis. Carbon basis mass loss, temporal variations of pH, electrical conductivity and aromatization degree of the dissolved fraction in the decomposition chambers were evaluated according to detritus type, temperature and dissolved oxygen availability. With the obtained results, a mathematical model of first order was applied and it was possible to verified that: (i) from the kinetic model used, the particulate organic carbon (COP) presented two distinct fractions, a labile/soluble (COP<sub>LS</sub>) and a refractory (COP<sub>R</sub>); (ii) the labile content decayed faster than the refractory; (iii) there was formation of dissolved refractory substances (e.g. humic compounds) for all treatments; (iv) the increase in temperature at 2°C positively influenced the mass loss of the labile/soluble and refractory fraction of the entire, particulate and dissolved detritus; (v) the global Q<sub>10</sub> was higher in anaerobic condition; (vi) about pH, there were significant differences (p <0.05) between entire aerobic treatment at 21°C and 23°C and (vii) for electrical conductivity, there were significant differences for most of all treatments.

**Keywords:** coefficient decay; greenhouse effect; mineralization; mathematical modeling.

# 1. Introdução

Cook et al. introduziu o termo macrófitas aquáticas em 1974, definindo este grupo como plantas cujas partes fotossinteticamente ativas estão permanentemente ou por alguns meses, submersas ou flutuantes na água. São vegetais que retornaram ao ambiente aquático durante a história da evolução (Trindade et al., 2010) e possuem ampla distribuição geográfica (Thomaz et al., 2003), habitando brejos, margens, águas rasas de rios, lagos e reservatórios a mais de 10 metros de profundidade (Esteves, 1998; Pômpeo, 2001). Segundo Irgang et al. (1984), no Brasil, algumas formas de vida ou hábitos são utilizados para classificar as macrófitas aquáticas (Figura 1): (i) submersas livres, (ii) submersas fixas, (iii) folha-flutuantes, (iv) livre-flutuantes, (v) emersas, (vi) anfíbias e (vii) epífitas.

**Figura 1.** Hábitos das macrófitas aquáticas.

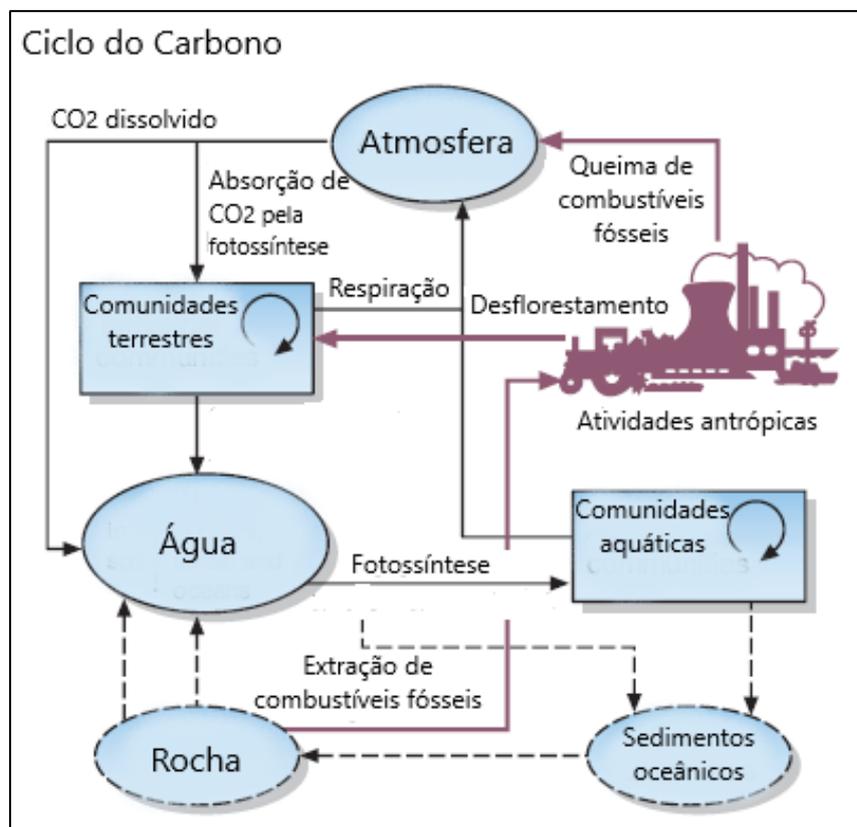


Fonte: Pedralli (1990).

A colonização das macrófitas que habitam a zona litorânea dos ambientes aquáticos é influenciada pela profundidade da água, características dos substratos (como os nutrientes presentes no sedimento; Thomaz et al., 2009), ação das ondas, química da água e temperatura (Wright e Covich, 2005; Leroy e Marks, 2006).

Esses organismos desempenham funções importantes na estruturação de rios, lagos e represas (Domingos et al., 2005). Considerando os ecossistemas tropicais aquáticos, o crescimento das macrófitas é favorecido pela intensa radiação solar e elevadas temperaturas (Silva et al., 2011), e a alta produtividade das macrófitas nesses ambientes (Asaeda et al., 2000; Best et al., 2001) as tornam, após a senectude, importantes fontes autóctones de matéria orgânica por meio da decomposição (Cunha-Santino, et al., 2008), processo essencial no fluxo de carbono e ciclagem de nutrientes (Hoorens et al., 2003). Também estão diretamente envolvidas nos ciclos biogeoquímicos aquáticos, como do carbono (Figura 2), do nitrogênio e do fósforo, uma vez que imobilizam esses elementos em sua biomassa (Dwivedi et al., 2008; Nirmal-Kumar et al., 2008; Brissonand e Chazarenc, 2009; Clabeaux et al., 2011) (Figura 2). As macrófitas exercem em ecossistemas aquáticas um papel essencial como fonte de energia, adquirindo maior importância após a senescência das mesmas, quando ocorre a transferência de carbono e de nutrientes para os organismos heterotróficos (Cushing e Allan, 2001, Cunha-Santino et al., 2008).

**Figura 2.** Ciclo global do carbono.



Fonte: Modificado de Townsend et al. (2008).

O ciclo do carbono controla e estabiliza a concentração de dióxido de carbono na atmosfera, agindo como um termostato global. Após a fixação do carbono pelo processo de fotossíntese, a energia fica contida em compostos orgânicos, que passam por diversos níveis tróficos até serem completamente decompostos, completando o ciclo (Berg e Laskowski, 2005). A maioria das emissões de carbono antrópicas são produtos da geração de energia por combustíveis fósseis e desmatamento de florestas, totalizando uma emissão de 10 Gt de C por ano, fazendo com que o ciclo do carbono seja considerado um estabilizador de clima (Archer, 2010).

A decomposição pode ser dividida em três eventos distintos que ocorrem simultaneamente (Bianchini Jr. e Cunha-Santino, 2006): lixiviação, catabolismo e fragmentação (Kim et al., 2004). A lixiviação é a dissolução de compostos hidrossolúveis, como proteínas e açúcares (Peret e Bianchini Jr., 2004). Concomitante à lixiviação, que é a primeira fase da degradação de detritos, ocorre o catabolismo microbiano (Stripari et al., 2002; Menéndez et al., 2004), pela colonização da matéria orgânica particulada (MOP) pela microbiota (Gonçalves et al., 2006). A fragmentação caracteriza-se pela redução do tamanho original dos detritos (Swift et al., 1979), aumentando a superfície para o ataque microbiano.

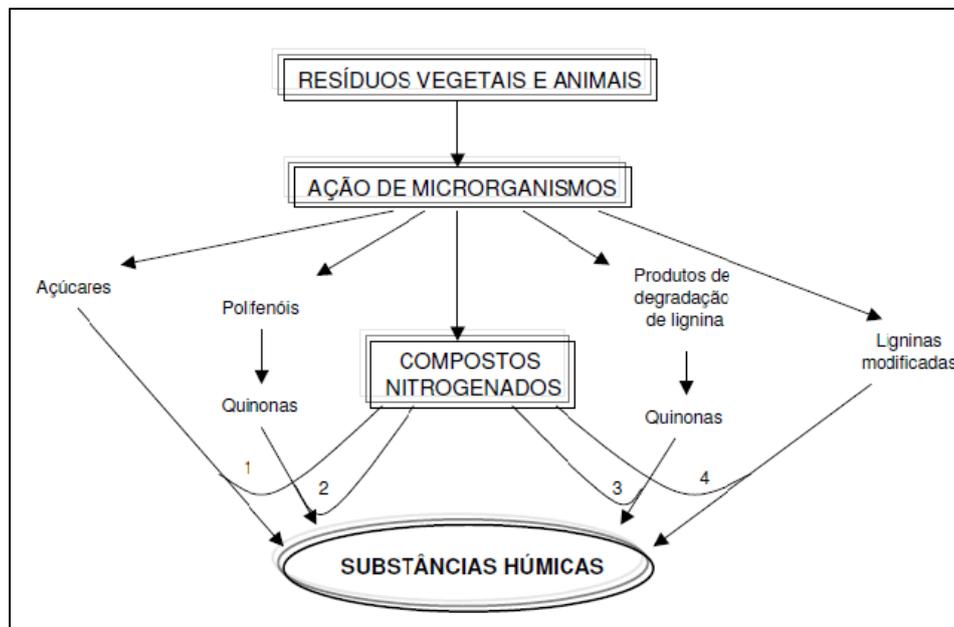
A decomposição das macrófitas aquáticas é determinada pela composição original dos tecidos vegetais e atividade da comunidade decompositora, como fungos e bactérias, principalmente (Ágoston-Szabó et al., 2006). Estudos têm demonstrado que a decomposição de compostos refratários (e.g. lignina) inicia-se apenas após a quebra de componentes de baixa massa molecular (Berg e McClaugherty, 2003; Adair et al., 2008; Schneider et al., 2012), sendo os primeiros mais resistentes à decomposição microbiana (Bottino et al., 2016). Segundo Romaní et al. (2006), normalmente as bactérias decompõem os polissacarídeos e compostos poliméricos somente após a decomposição prévia dos compostos de alta massa molecular pelos fungos. Essas comunidades decompositoras extraem dos compostos orgânicos a energia necessária para sobreviver, por meio da respiração aeróbia, anaeróbia e fermentação (Cunha-Santino, et al. 2010). A matéria orgânica detrital nos sistemas aquáticos pode ser utilizada de duas formas: carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono orgânico particulado (COP; Cunha-Santino e Bianchini Jr., 2009). Os detritos encontrados acumulados nos sedimentos são, geralmente, constituídos por compostos lignocelulósicos (Cunha-Santino, Bianchini Jr. e Okawa, 2010).

O pH pode ser alterado, por exemplo, através da lixiviação das plantas, que liberam íons advindos do solo mineral (Berg e McLaugherty, 2003; Anesio et al., 2004; Cunha-Santino e Bianchini Jr., 2004; Grillo et al., 2015). A matéria orgânica dissolvida (MOD) desempenha um papel essencial na ciclagem do carbono dissolvido, além de ser fonte energética aos microrganismos heterotróficos e reguladora do pH do meio. A condutividade elétrica pode ser utilizada, segundo APHA (1989), como um índice de lixiviação, e a concentração iônica do meio tem influência na taxa de decomposição das macrófitas (Gessner, 2000). Medidas ópticas de absorvância e fluorescência estão sendo cada vez mais utilizadas para inferir a composição, origem e processamento da MOD (Coble, 2007; Fellman et al., 2010; Gabor et al., 2014). Parâmetros e índices derivados de dados ópticos incluem a absorvância e intensidade de fluorescência a um comprimento de onda específico, através de regiões específicas do espectro óptico (Hansen et al., 2016).

Do ponto de vista de sua reatividade, a MOD pode ser dividida em duas categorias: (i) lábil e (ii) refratária (Boerjan et al., 2003; Floudas et al., 2012). A fração lábil, de fácil degradação por microrganismos (Meronigal et al., 2014), é formada por compostos como aminoácidos, lipídios, proteínas e carboidratos. A fração refratária é composta por fibras (e.g. lignina, celulose), que são porções estruturais e de sustentação da planta (Bianchini Jr. e Cunha-Santino, 2008) e geralmente precursores dos compostos húmicos (Jones, 1992), que são produzidos basicamente por quatro vias principais (Figura 3).

**Figura 3.** Mecanismos de formação de substâncias húmicas, contemplando quatro vias principais: o mecanismo 1 propõem a formação do húmus a

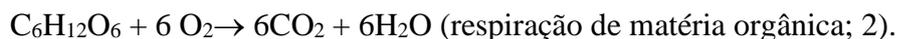
partir da polimerização não-enzimática, pela da condensação entre aminoácidos e açúcares formados pelos subprodutos da atividade microbiana. Os mecanismos 2 e 3 relacionam-se à participação das quinonas, e a o mecanismo 4 refere-se às substâncias húmicas derivadas de ligninas modificadas.



Fonte: Rocha e Rosa (2003).

A decomposição da matéria orgânica pode ser realizada em meio anaeróbio e aeróbio; durante a degradação aeróbia, os microrganismos convertem a matéria orgânica em moléculas menores e de baixa energia, como os compostos húmicos (Sanderman e Amundson, 2005), água, dióxido de carbono e amônio (Silva et al., 2011). Na condição anaeróbia, o carbono orgânico forma dióxido de carbono, metano, água (Bianchini Jr., 1999), além de substâncias intermediárias de alta energia, como etanol, acetato, lactato, succinato, nitrogênio molecular e gás sulfídrico (Megonigal et al., 2004). O processo de decomposição está intrinsecamente ligado ao de produção primária, que podem ser descritos pelas Equações 1 e 2, de acordo com Berg e Laskowski (2005):





A temperatura é considerada uma das mais importantes variáveis que interferem nas reações durante o decaimento dos detritos vegetais (Bottino et al., 2013), podendo ter forte influência nos processos biológicos (Woodward et al., 2010). Segundo Gao et al. (2005) e Fierer et al. (2007) outros fatores físico-químicos também atuam no processo de decomposição, como a luz, pH, hidrologia (e.g. fluxo d'água) e composição do tecido da planta (Oliveira et al., 2016). Segundo Acuña et al. (2008), mudanças globais na temperatura podem afetar processos ecossistêmicos essenciais, como a produção primária, respiração e desnitrificação.

As mudanças climáticas estão alterando a velocidade de decomposição da matéria orgânica (Dukes e Field, 2000; Fierer et al., 2005; Feng et al., 2008), à medida que o aquecimento tem o potencial de intensificar, por exemplo, as taxas de mineralização dos detritos (Gudasz et al., 2010). O entendimento do processo de perda de massa é essencial, segundo Berg e McLaugherty (2003), por duas razões: primeiramente, quantidades significativas de gases ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_4$ ) são liberadas como produtos da decomposição; e segundo, os chamados gases de efeito estufa são de grande interesse, devido ao seu papel central em relação às alterações climáticas. De acordo com o IPCC (2007), a temperatura média da superfície terrestre já aumentou  $0,6^\circ\text{C}$  e poderá aumentar até  $4,5^\circ\text{C}$  no período de verão, até 2100.

Neste contexto, diante da importância das macrófitas aquáticas nos ciclos biogeoquímicos aquáticos, analisou-se a decomposição da macrófita aquática *Myriophyllum aquaticum* em duas condições de oxi-redução e temperatura. Análises físicas e químicas foram realizadas (pH, condutividade elétrica e grau de aromatização) e modelos cinéticos foram aplicados para obtenção dos coeficientes de perda de massa e do  $Q_{10}$  do processo degradativo, em relação ao aumento da temperatura em  $2^\circ\text{C}$  nas incubações. Assim, este estudo analisou o possível efeito de algumas mudanças climáticas globais sobre a decomposição (aeróbia e anaeróbia) das macrófitas em condições similares aos dos ambientes aquáticos tropicais.

## 2. Hipótese

---

A hipótese do presente estudo é a de que o aumento da temperatura global em 2°C influenciará positivamente na perda de massa dos detritos heterogêneos da macrófita aquática *M. aquaticum*, especificamente da fração dissolvida, em condições aeróbias.

## 3. Objetivos

---

Considerando a importância das macrófitas aquáticas na estruturação, produtividade e participação nos ciclos biogeoquímicos nos ambientes aquáticos, este estudo teve como objetivos:

(i) Discutir a dinâmica detrital da ciclagem de carbono em meio aeróbio e anaeróbio, proveniente de uma macrófita aquática, a partir de modelos matemáticos aplicados à cinética da perda de massa dos diferentes tipos de detritos (íntegros, particulados e dissolvidos);

(ii) Realizar análises físico-químicas: medição do pH, medição da condutividade elétrica e grau de aromatização da fração dissolvida das câmaras de decomposição contendo detritos da macrófita aquática;

(iii) Especificamente, verificar os efeitos do aumento da temperatura global (cerca de 2°C) na decomposição aeróbia e anaeróbia dos detritos (íntegros, particulados e dissolvidos) de *Myriophyllum aquaticum*.

## 4. Materiais e Métodos

---

### 4.1 Caracterização da área de coleta

A coleta de amostras de água e da macrófita aquática *Myriophyllum aquaticum*(Vellozo)Verdecourtfoi realizada na região litorânea do reservatório do Monjolinho, localizado no *campus* da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), no município de São Carlos (SP). A bacia hidrográfica do rio Monjolinho abrange uma área de aproximadamente 275 km<sup>2</sup> (Turene, 2006) (Figura 4). O represamento do rio Monjolinho (47°54'W-22°00'S) situa-se em uma região urbanizada do *campus*, com área de 4,69 ha, 73.251 km<sup>3</sup> de volume e profundidade máxima de 3,0 m (Regali-Seleghim, 2001, Correia 2004). Este ambiente lântico foi caracterizado como eutrófico (Santos et al., 2011) e é considerado um sistema artificial raso, de pequeno porte e baixo tempo de residência (Nogueira e Matsumura-Tundisi, 1996), que localiza-se na região central do Estado de São Paulo, distando 240 km da capital (Mendes, 1998).

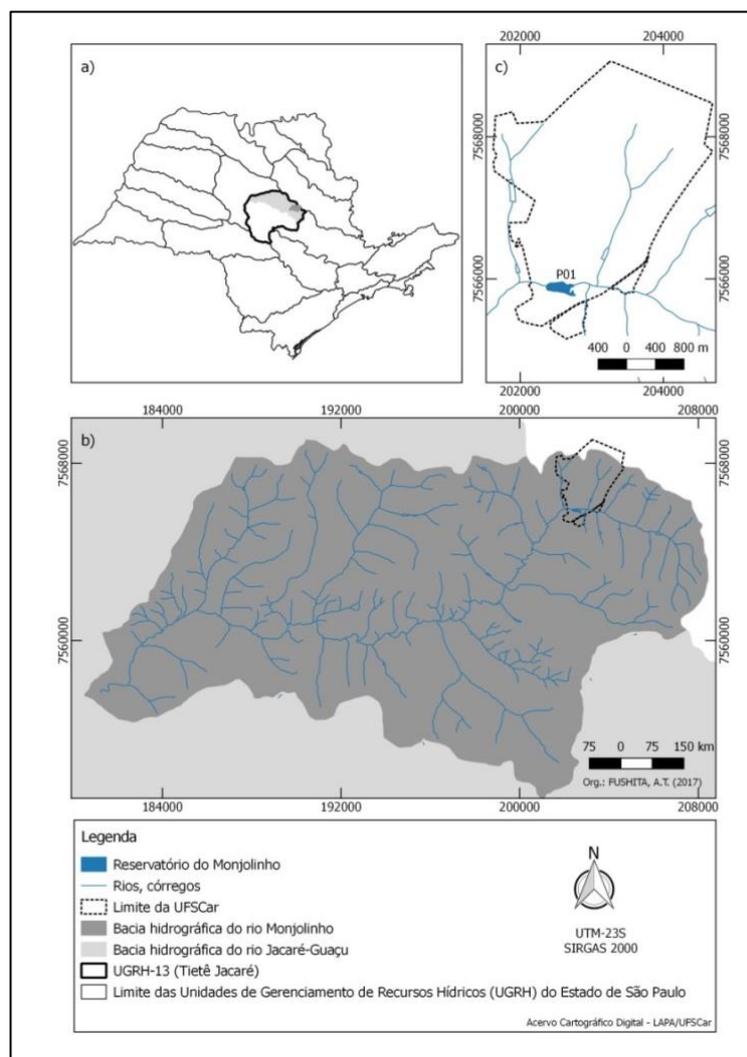
O clima regional é o tropical de altitude (Embrapa, 2012). Segundo estudos realizados por Santos et al. (2011), as variações na temperatura da água do Rio Monjolinho indicaram uma tendência sazonal dos ambientes, com temperaturas mais amenas no inverno e mais quentes no verão, representados por 18,0°C na seca (inverno) e 21,8°C durante a estação chuvosa (verão); no período de 2007 a 2008, a temperatura média registrada da água foi 21,23°C ( $\pm 0,12$ ). Verificou-se, ainda, a predominância de carbono em sua forma inorgânica (Santos et al., 2011).

### 4.2 A espécie estudada

Nativa da América do Sul, *Myriophyllum aquaticum* (Vellozo) Verdecourt é uma espécie de planta aquática anfíbia (Figuras 5 e 6), pertencente à classe Dicotyledonae, família Haloragaceae. É considerada perene e herbácea, de ocorrência natural no Brasil (Souza et al., 2012), além de característica de ambientes de água doce, estagnadas ou de lenta movimentação (Domingos et al., 2005). *M. aquaticum* tem seu crescimento ótimo em águas com menos de 1 m de profundidade (Moreira et al., 1999), apesar de ter sido encontrada em profundidades maiores que 2 m (Sutton, 1985). Seu desenvolvimento ocorre na forma totalmente submersa ou projetando suas ramificações para fora da água

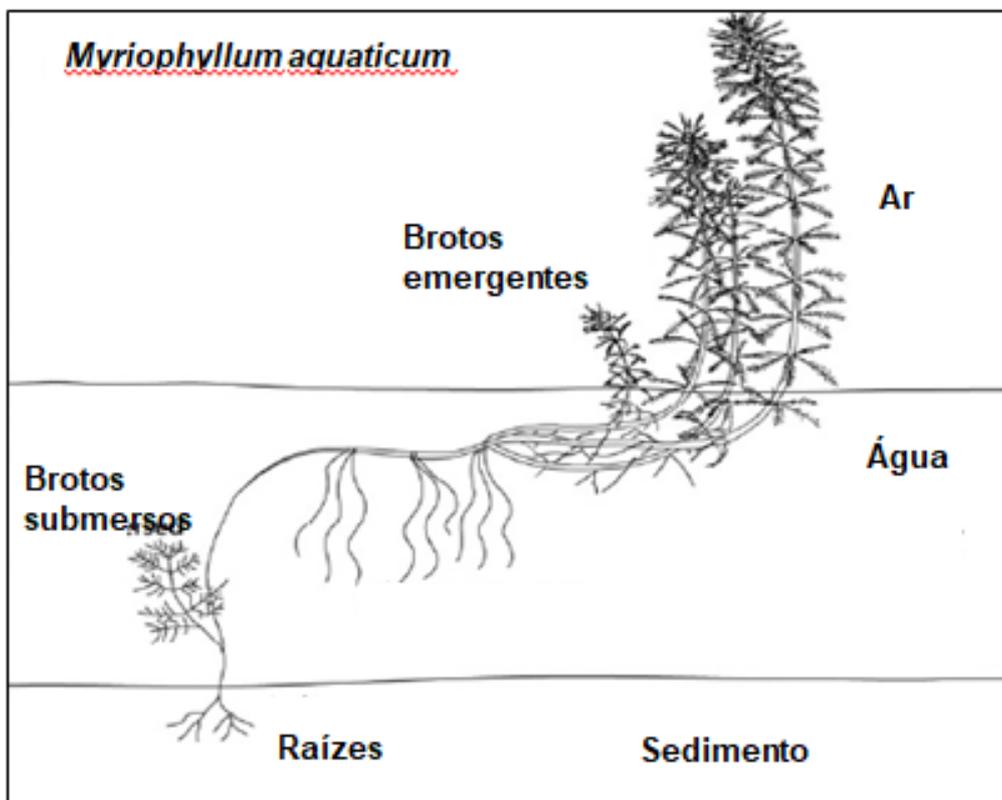
(Kissman, 2000), variando conforme o nível da água (Kissman, 1997). Sua reprodução é geralmente vegetativa, originando uma nova planta a partir de pequenos fragmentos dos ramos (Kissman, 1997), via fragmentação (Wersalet al., 2011). Devido ao seu potencial de alcance de amplas regiões geográficas (Santamaria, 2002; Riiset al., 2010), em muitos continentes *M. aquaticum* é considerada uma planta invasora (Moody e Les, 2010).

**Figura 4.** Mapa indicando a localização do Reservatório do Monjolinho no Estado de São Paulo.



Acervo: Angela Terumi Fushita.

**Figura 5.** Esquema da forma de vida de *M. aquaticum* e suas estruturas.



Fonte: Wersal e Madsen, (2011).

**Figura 6.** *Myriophyllum aquaticum*, coletada no reservatório do Monjolinho (Campus UFSCar - São Carlos).



Acervo: Mariana Soares Grandó.

### 4.3 Coleta e preparo do material

As amostras de *Myriophyllum aquaticum* foram coletadas manualmente na margem do reservatório do Monjolinho. As amostras foram lavadas no local com água do próprio reservatório, retirando partículas e materiais grosseiramente aderidos.

No laboratório, as amostras foram lavadas novamente em água corrente e desidratadas em estufa (50°C, até massa constante); após a secagem, foram trituradas e armazenadas em sacos de polietileno. As amostras de água coletadas no reservatório foram filtradas em membrana de éster de celulose (Millipore; 0,45µm de diâmetro de poro), para posterior fracionamento em matéria orgânica dissolvida (Cunha-Santino, 2003) e incubação com os detritos (íntegros, particulados e dissolvidos).

Os fragmentos de planta previamente secos foram utilizados para a obtenção da matéria orgânica dissolvida e da matéria orgânica particulada, a partir dos detritos íntegros. Assim, extrações aquosas foram realizadas à frio (4°C), no período de 24 horas. A extração consistiu na adição de 10 g L<sup>-1</sup> (MS) de fragmentos da planta íntegra (previamente esterilizados) em 1L de água (destilada e esterilizada). Após a extração do dissolvido, as frações particuladas (formadas a partir dos resíduos remanescentes da planta íntegra) foram separadas das dissolvidas por filtração (papel filtro qualitativo, 80g, 50 × 50 cm). Em seguida, a MOP foi lavada com água destilada até que todo o lixiviado aderido nos detritos fosse retirado, e na sequência a MOP foi seca em estufa (50°C, até massa constante). Após secagem em estufa, os fragmentos particulados foram empacotados em papel alumínio e autoclavados por 15 min a 1atm e 121°C (Ward e Johnson, 1996). A fração dissolvida foi armazenada em sacos de polietileno e congelada para uso posterior nos experimentos.

#### **4.4 Procedimentos em laboratório**

Fragmentos (íntegros e particulados) e material dissolvido de *M. aquaticum* (experimento destrutivo; n = 252) foram incubados (em tréplica) em câmaras de decomposição (consistiu em frascos de vidro previamente limpos, volume de 50mL e φ interno da tampa: 3 cm) e alíquotas da água do reservatório do Monjolinho, na proporção 10 g (MS) L<sup>-1</sup> (Cunha-Santino et al., 2008). Para cada tratamento (aeróbio e anaeróbio), foram preparadas 126 câmaras de incubação, mantidas em condições aeróbias (por borbulhamento com ar comprimido contínuo) e 126 em condições anaeróbias (sem

borbulhamento), armazenadas em incubadora (Lab-Line Instruments, Inc) e vedadas até o dia de amostragem. (Figura 8). Foram preparados inóculos microbianos com sedimento e água, coletados no reservatório do Monjolinho (Figura 7) que foram mantidos em temperatura de 21 e 23°C (com e sem aeração – os aerados foram utilizados nos tratamentos aeróbios), para aclimação; posteriormente, adicionou-se 100 mL de inóculo em 5L de água do reservatório (filtrada em membrana de éster de celulose, com 0,45µm de diâmetro de poro), para a manutenção da composição microbiana original do reservatório nos bioensaios (Passerini et al., 2016). Todas as incubações foram mantidas no escuro, sob temperaturas controladas (21°C e 23°C). A temperatura 21°C refere-se à média verificada no reservatório do Monjolinho (período: 2007-2008), realizada por Santos et al. 2011. A temperatura 23°C refere-se a média acrescida de 2°C, simulando a condição prevista para o ano de 2100 (IPCC, 2007).

**Figura 7.** Local onde foi realizada a coleta dos exemplares de *M. aquaticum* no Reservatório do Monjolinho (Campus UFSCar - São Carlos).



Acervo: Luana Lorca Sartoris Gimenes.

**Figura 8.** Câmaras de decomposição dos detritos íntegros, particulados e dissolvidos de *M. aquaticum* em condições aeróbias e anaeróbias de oxi-redução.



Acervo: Mariana Soares Grando.

A Tabela 1 indica as condições de cada bioensaio em função da condição de oxidação-redução, temperatura, tipo de detrito e as respectivas nomenclaturas utilizadas no presente estudo.

**Tabela 1.** Nomenclaturas utilizadas no experimento de decomposição de *M. aquaticum*.

	<b>Anaeróbia</b>			<b>Aeróbia</b>		
	Íntegro	Particulado	Dissolvido	Íntegro	Particulado	Dissolvido
<b>21°C</b>	I-ANA21	P-ANA21	D-ANA21	I-AE21	P-AE21	D-AE21
	<b>Anaeróbia</b>			<b>Aeróbia</b>		
	Íntegro	Particulado	Dissolvido	Íntegro	Particulado	Dissolvido
<b>23°C</b>	I-ANA23	P-ANA23	D-ANA23	I-AE23	P-AE23	D-AE23

Em dias previamente determinados (1, 4, 8, 22, 36, 46 e 61), os conteúdos das incubações foram fracionados em membrana de acetato de celulose (Macherey-Nagel; diâmetro de poro de 0,22  $\mu\text{m}$ ) por filtração (a vácuo) e os detritos remanescentes secos em estufa (50°C, até massa constante). Posteriormente, as amostras foram convertidas em

base de carbono (carbono orgânico particulado – COP), após os detritos remanescentes terem sido calcinados para obtenção do teor de matéria orgânica por processamento da amostra em mufla (Edgcon 3P 7000) de acordo com método modificado de Silva et al., 1999.

As câmaras de decomposição contendo somente os detritos dissolvidos e a fração dissolvida resultante do fracionamento do material íntegro e particulado (i.e. fração dissolvida da matéria orgânica) foram filtradas em membranas de acetato de celulose (0,22 $\mu$ m diâmetro de poro). Na sequência, a concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) foi quantificada através da combustão não dispersiva e detecção em infravermelho (Marca Shimadzu, modelo TOC-L SSM 5000, temperatura de combustão de 700°C).

#### **4.4.1 Variações temporais do pH, condutividade elétrica e grau de aromatização**

Em cada tratamento (detrito íntegro, MOP e MOD) realizou-se a medição do pH (Digimed DMPH-2), da condutividade elétrica (condutivímetro Digimed - modelo DM3) e varredura no espectro (Ultrospec, modelo 2100 PRO – UV/visível) na fração dissolvida das câmaras de decomposição (i.e. MOD). A solubilidade e dissociação de diversas moléculas que influenciam, direta ou indiretamente a microbiota, são alteradas pelos valores de pH; a disponibilidade dos íons dissolvidos nas câmaras de decomposição é representada pela condutividade elétrica. Os espectros de absorbância na região UV/visível da luz foram obtidos na faixa de 200 a 900nm, com o espectrofotômetro (Ultrospec 2100 pro), cubetas de quartzo de 1 cm de caminho ótico. O grau de aromatização foi obtido através da razão E4/E6, nos comprimentos de onda de 465nm (E4) para 665 nm (E6; Chen et al., 1977). As maiores razões E4/E6 podem pressupor estruturas com menor grau de condensação aromática e conseqüentemente maior presença de estruturas alifáticas (Stevenson, 1994); substâncias húmicas com razões E4/E6 menores do que 5 indicam moléculas com elevada massa molecular e grau de aromaticidade (Chen et al., 1977; Senesi et al., 2003).

#### **4.5 Modelagem Matemática**

Os teores de carbono mineralizado (CM) produzidos da decomposição foram estimados através das diferenças entre os conteúdos iniciais do fragmento da planta (COT

– carbono orgânico total) e os remanescentes (COP + COD). O modelo cinético utilizado foi o de duplo decaimento (modelo exponencial; Equações 3 a 9), que levou em consideração a heterogeneidade do substrato, ou seja, que a composição química do detrito é diferenciada em relação ao seu potencial de degradação (Asaeda et al., 2000; Cunha e Bianchini Jr. 1998; Cunha-Santino e Bianchini Jr., 2000):

$$\frac{COP}{dt} = -k_T COP_{LS} - k_6 COP_R \quad (3)$$

$$IN_1 = k_T \left( \frac{k_1}{k_T} \times COP_{LS} \right) \quad (4)$$

$$COD = k_T \left( \frac{k_2}{k_T} \times COP_{LS} \right) - k_{TD} \quad (5)$$

$$IN_2 = k_{TD} \left( \frac{k_3}{k_{TD}} \times COD \right) \quad (6)$$

$$COD_R = k_{TD} \left( \frac{k_4}{k_{TD}} \times COD \right) - k_5 COD_R \quad (7)$$

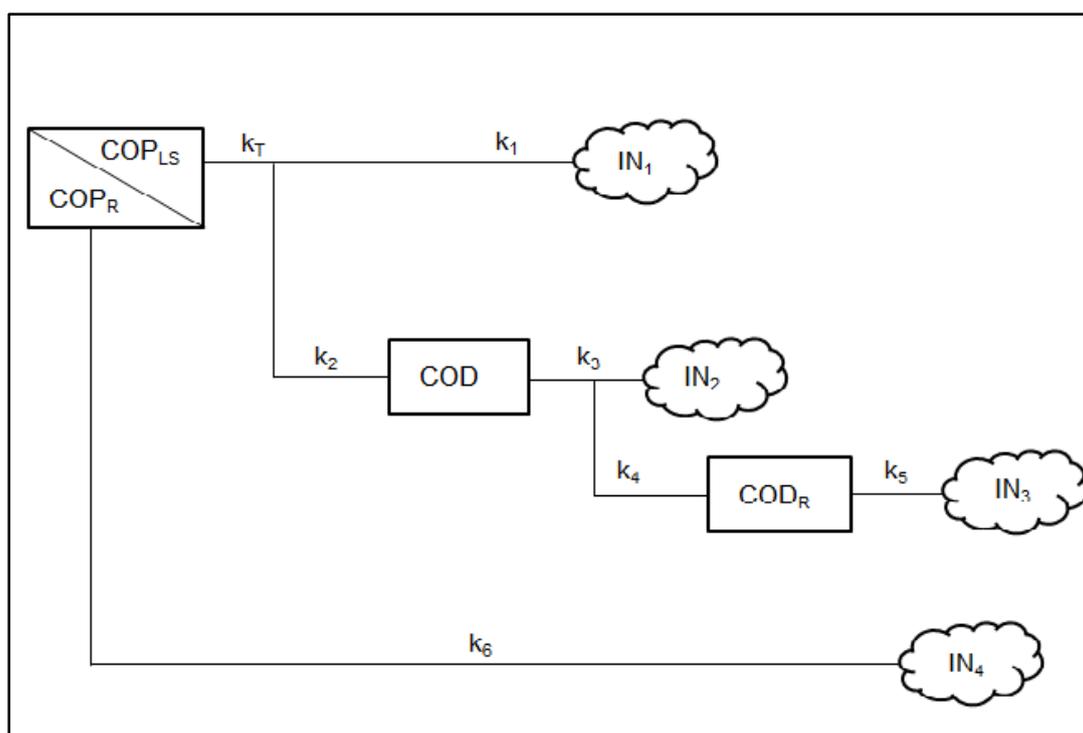
$$IN_3 = k_5 COD_R \quad (8)$$

$$IN_4 = k_6 COP_R \quad (9)$$

em que: COP = carbono orgânico particulado; COP<sub>LS</sub> = carbono orgânico particulado lábil/solúvel; COP<sub>R</sub> = carbono orgânico particulado refratário; COD = carbono orgânico dissolvido; k<sub>T</sub> = coeficiente global de perda de massa de COP<sub>LS</sub> (k<sub>1</sub> + k<sub>2</sub>); k<sub>1</sub> = coeficiente de oxidação das frações lábeis; k<sub>2</sub> = coeficiente de lixiviação; k<sub>3</sub>, k<sub>4</sub>, k<sub>5</sub> = coeficiente da oxidação de COD<sub>LS</sub>, COD<sub>R</sub> e COP, respectivamente; k<sub>TD</sub> = k<sub>3</sub> + k<sub>4</sub>; IN<sub>1</sub>, IN<sub>2</sub>, IN<sub>3</sub>, IN<sub>4</sub> = carbono inorgânico formado a partir de COP<sub>LS</sub>, COD e COD<sub>R</sub>, respectivamente; t = tempo (dias).

A Figura 9 apresenta o diagrama esquemático do modelo cinético proposto para a decomposição dos detritos íntegros e particulados da macrófita aquática *M. aquaticum*.

**Figura 9.** Modelo cinético proposto para descrever a rota de mineralização do carbono orgânico particulado, em que:  $COP_{LS}$  = carbono orgânico particulado lábil/solúvel;  $COP_R$  = carbono orgânico particulado refratário;  $COD$  = carbono orgânico dissolvido;  $COD_R$  = carbono orgânico dissolvido refratário;  $IN$  = compostos inorgânicos advindos da mineralização;  $k_T$  = coeficiente global de decaimento da MOP, decorrente da oxidação das frações lábeis e solubilização;  $k_1$  = coeficiente de oxidação das frações lábeis;  $k_2$  = coeficiente de lixiviação;  $k_3$  = coeficiente da oxidação de  $COD$ ;  $k_4$  = coeficiente da oxidação do dissolvido;  $k_5$  = coeficiente de oxidação do  $COD_R$ ;  $k_6$  = coeficiente da oxidação da MOP;  $IN_1$  = teor de matéria orgânica de fácil oxidação e mineralizada segundo  $k_T$ ;  $IN_2$  = teor de matéria orgânica lixiviada e mineralizada (segundo  $k_T$  e  $k_3$ );  $IN_3$  = teor de matéria orgânica dissolvida refratária mineralizada;  $IN_4$  = teor de matéria orgânica particulada mineralizada



Fonte: Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2006).

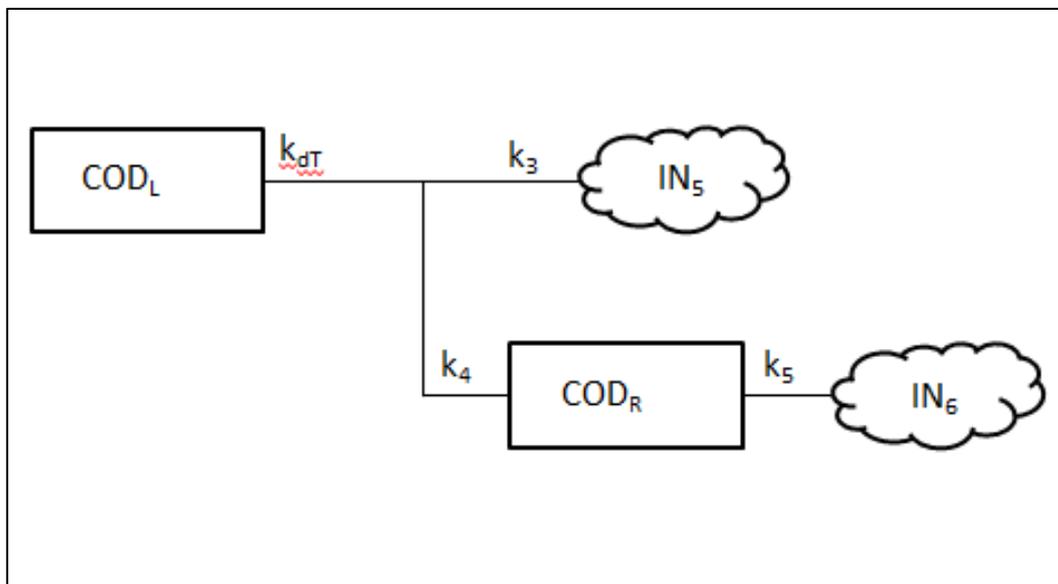
Na Figura 10, apresenta-se o diagrama esquemático do modelo cinético proposto para a decomposição dos detritos dissolvidos da macrófita aquática *M. aquaticum*.

Foram calculados os tempos de meia vida dos diferentes processos da decomposição de cada fração (lábil e refratária), segundo a Equação 10 (Bianchini Jr., 2003):

$$t_{\frac{1}{2}} = \frac{\ln(0,5)}{-k} \quad (10)$$

em que  $k$  = coeficiente de decomposição de cada fração da planta; para  $COD_{LS}$ , o coeficiente utilizado foi o  $k_T$ ; para o  $COD_R$ , utilizou-se o  $k_6$ ; para o  $COD_T$ , o  $k_{Te}$  para o  $COD_R$ , o  $k_5$ .

**Figura 10.** Modelo cinético proposto para descrever a rota de mineralização do carbono orgânico dissolvido, em que:  $COD_T$  = carbono orgânico dissolvido total;  $COD_R$  = carbono orgânico dissolvido refratário;  $IN$  = compostos inorgânicos advindos da mineralização;  $k_{dT}$  = coeficiente de mineralização do  $COD_T$ , representado por  $k_3 + k_4$ ;  $k_3$  = coeficiente de oxidação do  $COD_T$ ;  $k_4$  = coeficiente de formação do  $COD_R$ ;  $k_5$  = coeficiente de mineralização de  $COD_R$ ; ;  $IN_5$  = teor de matéria orgânica dissolvida total ( $COD_T$ ) mineralizada;  $IN_6$  = teor de matéria orgânica dissolvida refratária ( $COD_R$ ) mineralizada.



Fonte: Bianchini Jr. et al. (2010)

O coeficiente de temperatura ( $Q_{10}$ ) dos processos foi estimado através da Equação 11 (USEPA, 1985).

$$Q_{10} = \left(\frac{k_2}{k_1}\right)^{10(t_2 - t_1)} \quad (11)$$

em que:  $k_1$  = coeficiente de decomposição à temperatura  $t_1$ ;  $k_2$  = coeficiente de decomposição à temperatura  $t_2$ .

#### **4.6 Análises Estatísticas**

Para verificar as diferenças de perda de massa entre os diferentes tipos de detritos (íntegros, particulados e dissolvidos) e temperaturas (21 e 23°C), realizou-se o teste de homogeneidade (paramétrico) e posterior análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas, seguidas pelo teste de comparação múltipla de Tukey. Para analisar as diferenças entre as variáveis físicas e químicas (pH e condutividade elétrica) obtidas pelas câmaras de incubação com a MOD, utilizou-se o teste de Mann-Whitney (não paramétrico). Um valor de  $p < 0,05$  foi considerado estatisticamente significativo.

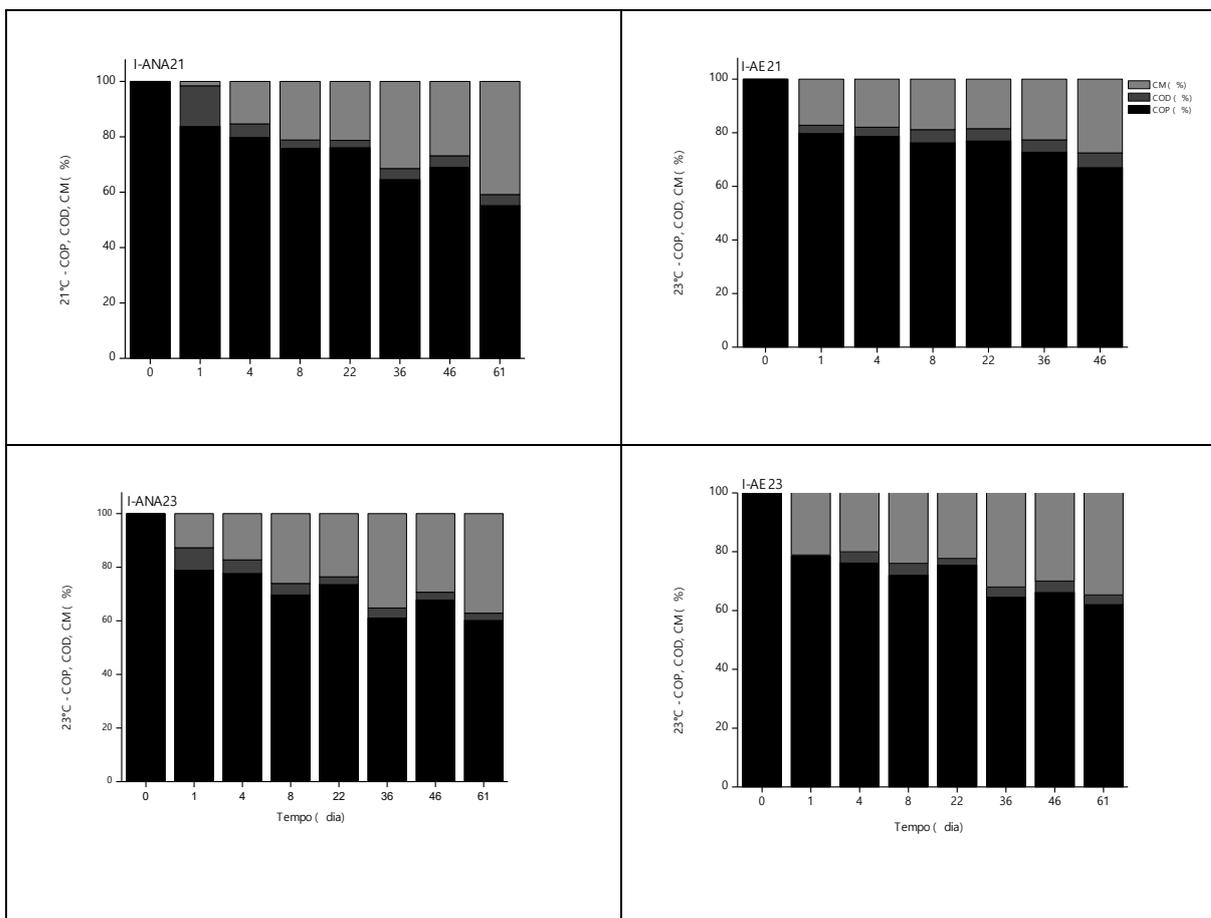
## 5. Resultados

### 5.1 Decomposições aeróbia e anaeróbia: perda de massa dos detritos íntegros, particulados e dissolvidos de *M. aquaticum*

#### 5.1.1 Perda de massa dos detritos íntegros

A seguir, são apresentadas as variações temporais dos teores de carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono mineralizado (CM) durante a decomposição aeróbia e anaeróbia dos detritos íntegros de *M. aquaticum* (Figura 11) nas diferentes temperaturas (21 e 23°C).

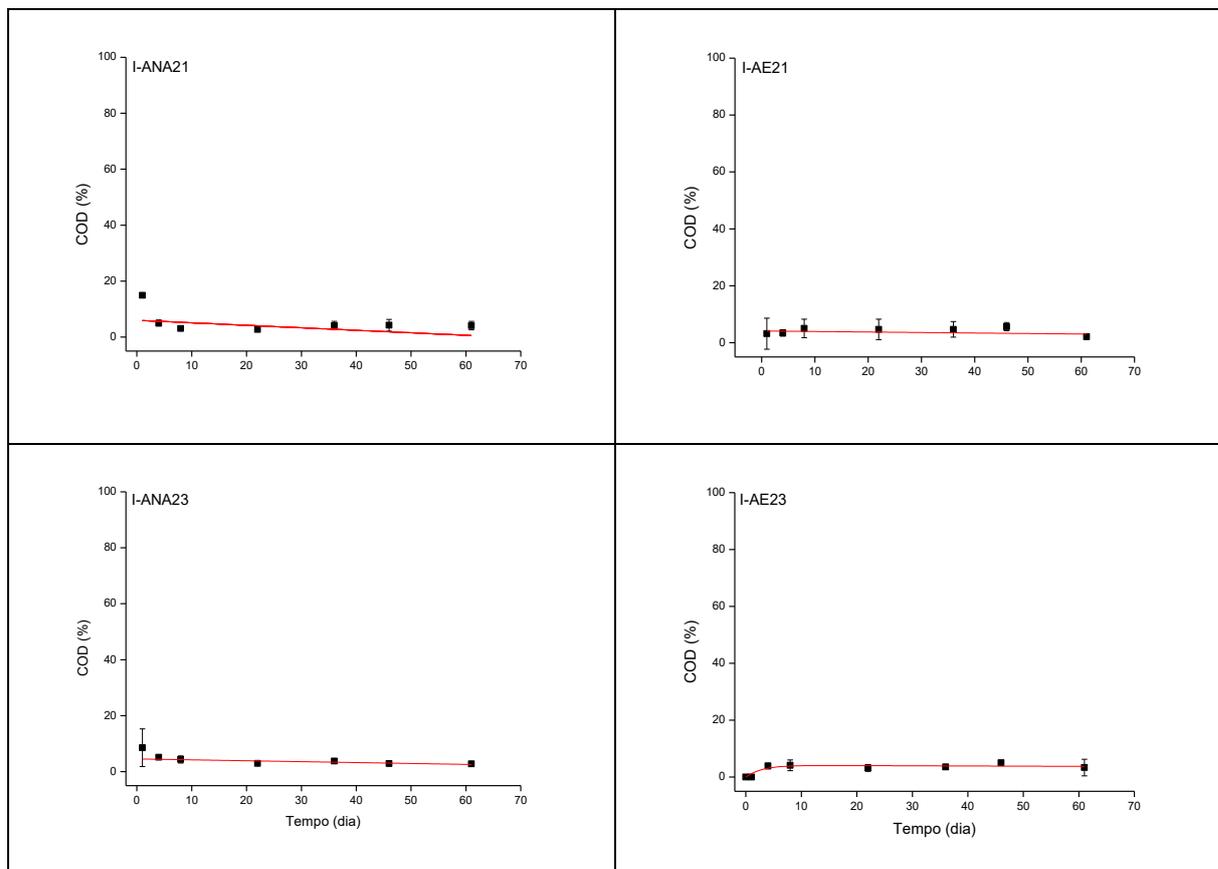
**Figura 11.** Variações temporais dos rendimentos de COP, COD e CM dos detritos íntegros durante a decomposição anaeróbia e aeróbia de *M. aquaticum* em duas temperaturas (21 e 23°C). À direita, incubações aeróbias, à esquerda, anaeróbias.



O decaimento de COP foi observado, para todos os tratamentos, a partir do primeiro dia de experimento (Figura 12). Ao final do experimento (61º dia), os teores de COP em anaerobiose variaram de 55,13% ( $\pm 1,58\%$ ; I-ANA21) a 60,11% ( $\pm 5,7\%$ ; I-ANA23) (Figura 11); em aerobiose, a variação foi de 70,12% ( $\pm 8,09$ ; I-AE21) a 62,02% ( $\pm 4,7$ ; I-AE23). Assim, para o COP, a maior perda de massa pôde ser observada em I-ANA21, com menor massa remanescente de detritos (55,13%).

Após as perdas de massa relacionadas ao decaimento de COP, os teores de COD, formados pela hidrosolubilização dos compostos protoplasmáticos, variaram entre os tratamentos, obtendo-se o maior teor de formação para I-ANA21 (4,02%,  $\pm 1,47\%$ ) (Figura 12). Observou-se que o COD em I-AE23 teve início tardiamente em relação aos demais tratamentos, formando-se a partir do quarto dia (Figura 12); para os demais, a formação do COD foi observada a partir do dia 1.

**Figura 12.** Rendimentos de COD determinados a partir do decaimento dos detritos íntegros de *M. aquaticum*, sob duas condições de oxi-redução e duas temperaturas (21 e 23°C). À direita, incubações aeróbias, à esquerda, anaeróbias.



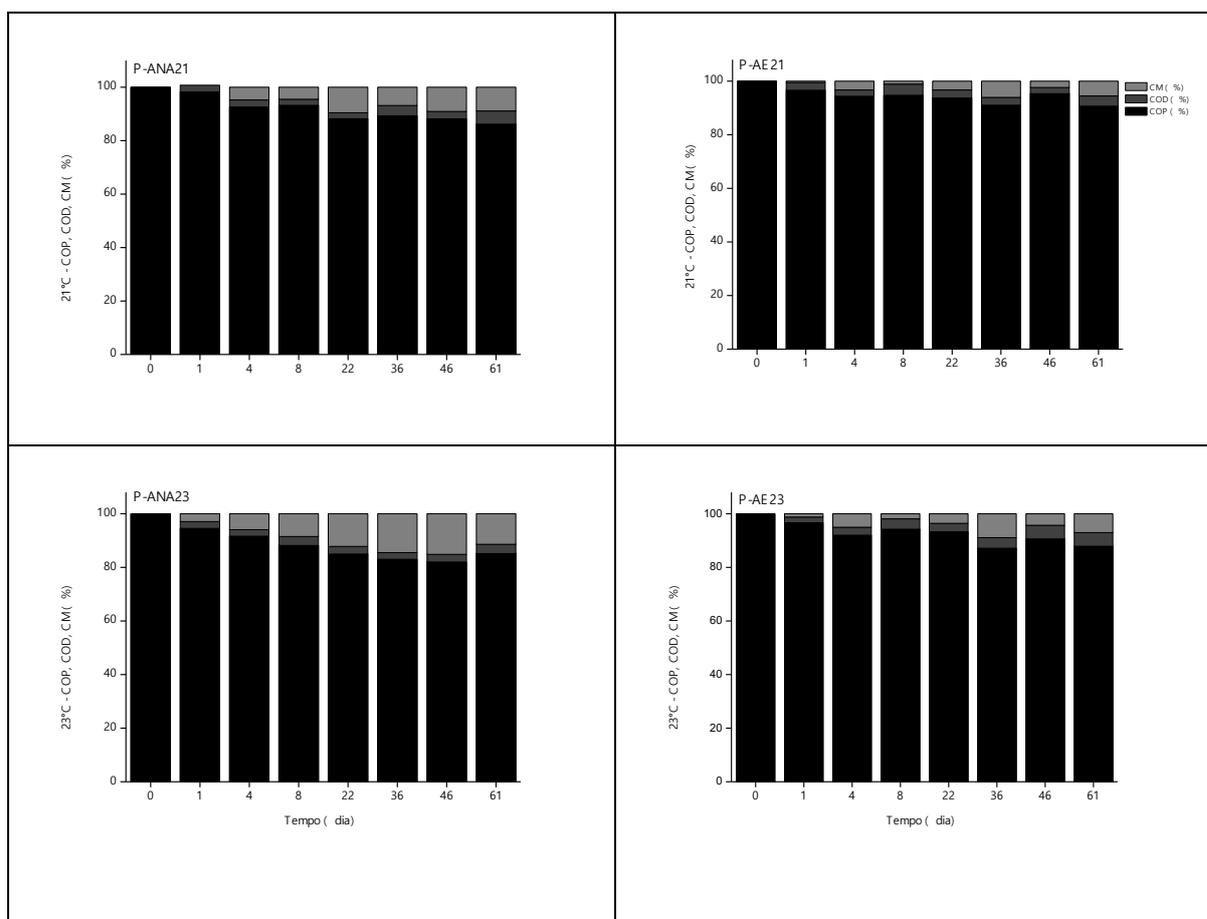
Concomitantemente à perda de massa do COP e COD, ocorreu o processo de mineralização dos compostos de carbono. O teor de CM (carbono mineralizado) formado

variou de 40,84% (I-ANA21) a 37,16% (I-ANA23) para os tratamentos anaeróbios; na condição aeróbia, variou de 27,75% (I-AE21) a 35,09% (I-AE23) (Figura 12), sendo os maiores teores observados em anaerobiose (I-ANA21 e I-ANA23).

### 5.1.2 Perda de massa dos detritos particulados

Tratando-se da decomposição dos detritos particulados, as variações temporais dos teores de COP, COD e CM nas incubações aeróbias e anaeróbias (Figura 13) de *M. aquaticum* em diferentes temperaturas (21 e 23°C) são apresentados a seguir.

**Figura 13.** Variações temporais dos rendimentos de COP, COD e CM dos detritos particulados durante a decomposição anaeróbia e aeróbia de *M. aquaticum* em duas temperaturas (21 e 23°C). À direita, incubações aeróbias, à esquerda, anaeróbias.

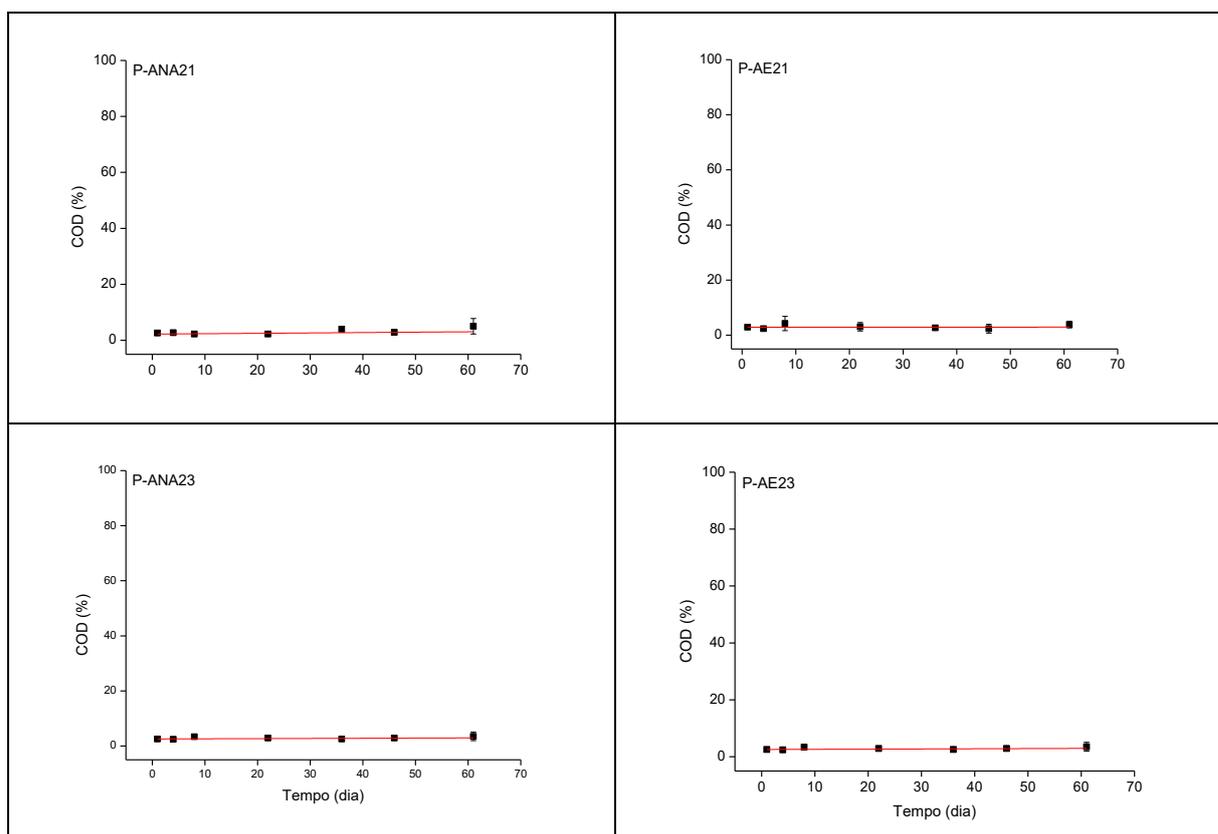


Na Figura 13, os teores da perda de massa de COP das frações particuladas variaram para a condição anaeróbia de 86,14% ( $\pm 0,69\%$ ; P-ANA21) a 85,14% ( $\pm 4,27\%$ ; P-ANA23); em aerobiose, a variação foi de 90,65% ( $\pm 1,32\%$ ; P-AE21) a 87,85% ( $\pm 2,42\%$ ; P-AE23), no dia 61. Para o material particulado, a maior perda de COP pôde ser

observada em P-ANA23, com menor massa remanescente de detritos (85,14%; Figura 13). Em relação ao teor de solubilização de carbono dos detritos particulados, a maior formação de COD ocorreu em P-AE23, com teor de 5,13% ( $\pm 1,67\%$ ; Figura 16) no último dia. Assim como para os detritos íntegros, a formação do COD para todos os tratamentos iniciou-se a partir do primeiro dia de decomposição.

Em decorrência do decaimento de COP e da formação de COD dos detritos particulados de *M. aquaticum*, formou-se o CM; seus teores variaram na condição anaeróbia de 8,90% (P-ANA21) a 11,39% (P-ANA23); para a condição aeróbia, a variação foi de 5,53% (P-AE21) a 7,0% (P-AE23; Figura 14).

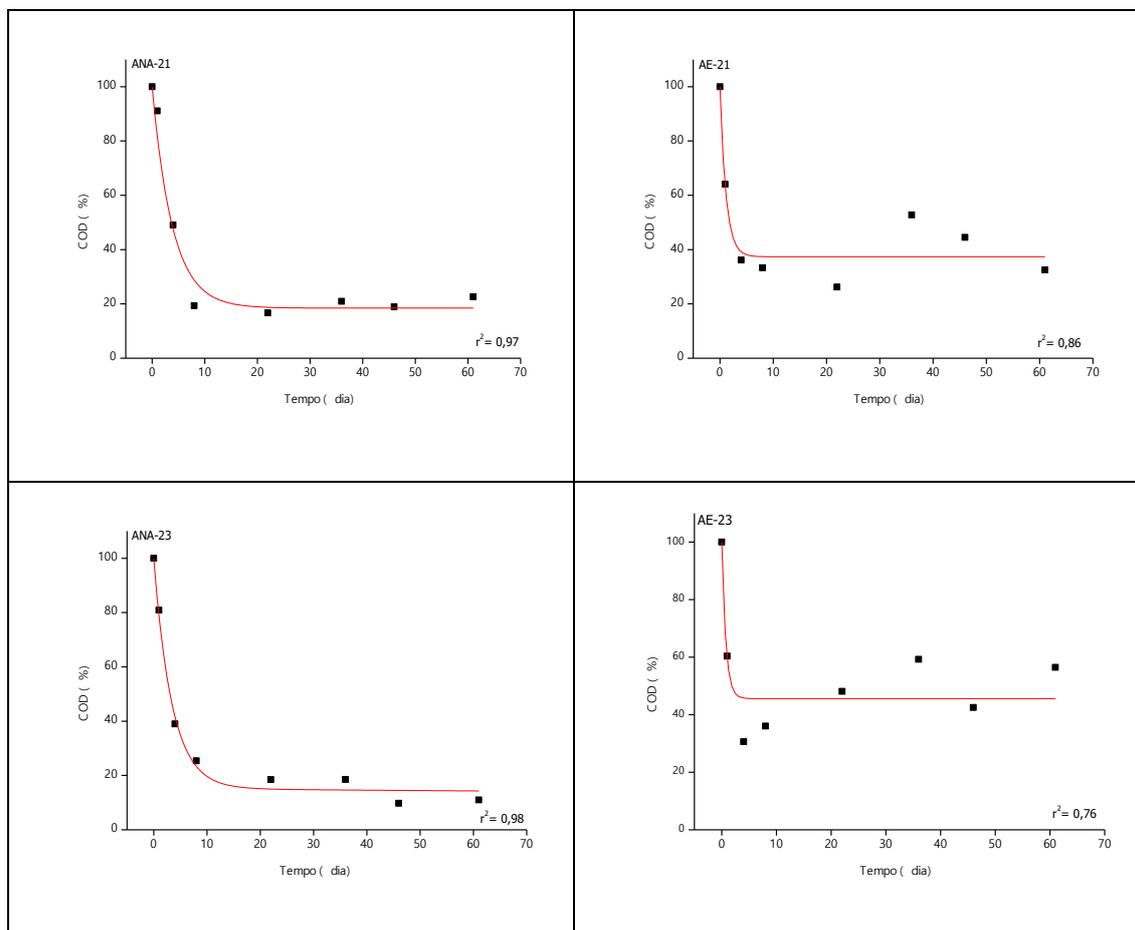
**Figura 14.** Rendimentos de COD determinados a partir do decaimento dos detritos particulados de *M. aquaticum*, sob duas condições de oxi-redução e duas temperaturas (21 e 23°C). À esquerda, incubações anaeróbias e à direita, aeróbias.



### 5.1.3 Perda de carbono dos detritos dissolvidos

A variação temporal dos teores de COD dos detritos dissolvidos de *M. aquaticum* foi apresentada a seguir (Figura 15).

**Figura 15.** Variações temporais da perda de massa dos detritos dissolvidos durante a decomposição *M. aquaticum* em duas temperaturas (21 e 23°C). À esquerda, incubações anaeróbias e à direita, aeróbias.



Em relação ao decaimento de *M. aquaticum* apenas com o lixiviado, a condição D-ANA23 foi a que apresentou maior decaimento, com teor de 10,98% ( $\pm 89,01\%$ ) (menor massa remanescente) no último dia. Em seguida, a maior perda de massa ocorreu para D-ANA21, com 22,06% ( $\pm 77,39\%$ ). Para D-AE21, o decaimento foi representado por 32,52% ( $\pm 67,47\%$ ) e a menor perda de massa ocorreu para o tratamento D-AE23, com teor de 56,43% ( $\pm 43,56\%$ ; maior massa remanescente) no último dia (Figura 15).

Considerando o experimento de perda de massa (eficiência observada em relação ao menor teor de massa remanescente encontrada) de *M. aquaticum* como um todo, verificou-se que para os detritos íntegros a maior decomposição ocorreu em I-ANA21; para os particulados, em P-ANA23; e para os dissolvidos em D-ANA23.

Para os detritos íntegros e particulados, a maior formação do carbono orgânico dissolvido (COD), ocorreu, respectivamente, para I-ANA21 e P-AE23.

Em relação à mineralização do carbono dos detritos, e conseqüentemente formação dos gases de efeito estufa (e.g. CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>), o teor de CM formado para os íntegros foi maior em I-ANA21; para os particulados, em P-ANA23; e para os dissolvidos, em D-AE21.

## 5.2 Parametrizações da decomposição aeróbia e anaeróbia dos detritos íntegros e particulados de *M. aquaticum*

Os coeficientes de determinação ( $r^2$ ) dos processos de decomposição (Tabela 2) foram 0,97 (I-ANA21), 0,98 (I-ANA23), 0,86 (I-AE21) e 0,76 (I-AE23). Na Tabela 2 encontram-se as parametrizações das decomposições aeróbias e anaeróbias de *M. aquaticum* para os detritos íntegros e particulados.

As frações de carbono orgânico lábil/solúvel (COP<sub>LS</sub>) representaram, para os detritos íntegros, 18,33% para I-ANA21; 21,82% para I-AE21; 24,05% para I-ANA23; e 23,4% para I-AE23; a média das frações de COP<sub>LS</sub> para todos os tratamentos foi 21,90% (Tabela 2). O decaimento do COP<sub>LS</sub>, representado por  $k_T(k_1 + k_2)$  foi maior no tratamento I-AE23 (2,41 dia<sup>-1</sup>), em relação aos demais tratamentos. Para I-ANA21 e I-ANA23,  $k_T$  foram semelhantes (1,9 e 2,1 dia<sup>-1</sup>, respectivamente) e para I-AE21, o valor de  $k_T$  foi 1,5 dia<sup>-1</sup>. Assim, o decaimento de I-AE23 foi 1,60 vezes mais rápido do que em I-AE21. As oxidações das frações lábeis/solúveis da matéria orgânica resultaram em produtos inorgânicos (representado por IN<sub>1</sub>), cuja variação foi de 13,18% (I-ANA21) a 17,44% (I-ANA23) e de 17,34% (I-AE21) a 19,70% (I-AE23), sendo os maiores valores de IN observados em aerobiose (23°C).

**Tabela 2.** Parâmetros do modelo cinético de mineralização dos detritos íntegros e particulados de *M. aquaticum*, em que COP<sub>LS</sub> = carbono orgânico particulado lábil/solúvel; COP<sub>R</sub> = carbono orgânico particulado refratário; COD = carbono orgânico dissolvido; COD<sub>R</sub> = carbono orgânico dissolvido refratário; IN = compostos inorgânicos advindos da mineralização;  $k_T$  = coeficiente global de decaimento da MOP, decorrente da oxidação das frações lábeis e solubilização;  $k_1$  = coef. de oxidação das frações lábeis;  $k_2$  = coef. de lixiviação;  $k_{dT}$  = coeficiente de oxidação e conversão do COD.;  $k_3$  = coef. da

oxidação de COD;  $k_4$  = coef. da conversão do COD a  $COD_R$ ;  $k_5$  = coef. de oxidação do  $COD_R$ ;  $k_6$  = coef. da oxidação da MOP;  $IN_1$  = teor de matéria orgânica de fácil oxidação e mineralizada segundo  $k_T$ ;  $IN_2$  = teor de matéria orgânica lixiviada e mineralizada (segundo  $k_T$  e  $k_3$ );  $IN_3$  = teor de matéria orgânica dissolvida refratária mineralizada;  $IN_4$  = teor de matéria orgânica particulada mineralizada;  $r^2$  = coeficiente de determinação.

	I-ANA21	I-AE21	I-ANA23	I-AE23
<b>COP<sub>LS</sub> (%)</b>	17,55	21,14	22,47	22,84
<b>COP<sub>R</sub> (%)</b>	82,45	78,86	77,53	77,16
<b>COD (%)</b>	5,15	4,48	6,61	3,70
<b>COD<sub>R</sub> (%)</b>	0,94	0,97	1,58	0,86
<b>IN<sub>1</sub> (%)</b>	13,18	17,34	17,44	19,70
<b>IN<sub>2</sub> (%)</b>	4,37	3,80	5,03	3,14
<b>IN<sub>3</sub> (%)</b>	0	0	0,67	0
<b>IN<sub>4</sub> (%)</b>	81,66	78,18	75,95	76,60
<b>k<sub>T</sub> (dia<sup>-1</sup>)</b>	1,9	1,5	2,02	2,41
<b>k<sub>dT</sub>(dia<sup>-1</sup>)</b>	0,258	0,887	0,290	1,374
<b>k<sub>1</sub> (dia<sup>-1</sup>)</b>	1,36	1,19	1,46	2,02
<b>k<sub>2</sub> (dia<sup>-1</sup>)</b>	0,53	0,30	0,55	0,38
<b>k<sub>3</sub> (dia<sup>-1</sup>)</b>	0,219	0,753	0,246	1,167
<b>k<sub>4</sub> (dia<sup>-1</sup>)</b>	0,038	0,133	0,043	0,206
<b>k<sub>5</sub> (dia<sup>-1</sup>)</b>	0	0	0,001	0
<b>k<sub>6</sub>(dia<sup>-1</sup>)</b>	0,0004	0,0004	0,0001	0,0001
<b>r<sup>2</sup></b>	0,97	0,86	0,98	0,76

Em decorrência da perda de massa do COP<sub>LS</sub>, formaram-se as frações dissolvidas de matéria orgânica (representadas por COD). Os coeficientes de decaimento dos compostos dissolvidos (COD; representado por  $k_3$ ) foram para I-ANA21 e I-ANA23, respectivamente: 0,219 dia<sup>-1</sup> e 0,246 dia<sup>-1</sup>. Para I-AE21 e I-AE23,  $k_3$  representaram, respectivamente, 0,753 dia<sup>-1</sup> e 1,167 dia<sup>-1</sup>. Observou-se que os coeficientes mais altos foram registrados em aerobiose (Tabela 2). Assim, a oxidação do COD no tratamento I-AE23 foi 5,32 vezes mais rápida do que em I-ANA21 (o menor  $k_3$  encontrado). O processo de mineralização de COD resultou em produtos inorgânicos (representados por

IN<sub>2</sub>), cujo rendimento variou de 4,37% (I-ANA21) a 5,03% (I-ANA23) e de 3,80% (I-AE21) a 3,14% (I-AE23), sendo os maiores valores obtidos em anaerobiose (23°C).

A oxidação transformação de COD em COD<sub>R</sub> (representada por  $k_4$ ) variou de 0,038 dia<sup>-1</sup> (I-ANA21) a 0,043 dia<sup>-1</sup> (I-ANA23) e de 0,133 dia<sup>-1</sup> (I-AE21) a 0,206 dia<sup>-1</sup> (I-AE23). Os teores de COD<sub>R</sub> variaram para a condição anaeróbia de 0,95% (I-ANA21) a 1,58% (I-ANA23); para a condição aeróbia, a variação para foi de 0,97% (I-AE21) a 0,86% (I-AE23).

Para o carbono orgânico particulado refratário (COP<sub>R</sub>), os teores iniciais de matéria orgânica representaram 82,45% para I-ANA21; 78,86% para I-ANA23; 77,53% para I-AE21 e 77,16% para I-AE23 e a média para todos os tratamentos foi de 79%. Em relação ao coeficiente de mineralização de COP<sub>R</sub> (representado por  $k_6$ ), ao final do processo de decomposição, observou-se que o decaimento em I-ANA23 foi mais rápido em relação aos demais tratamentos ( $k_6 = 0,0010$  dia<sup>-1</sup>). Para I-ANA21 e I-AE21 o decaimento foi similar ( $k_6 = 0,0004$  dia<sup>-1</sup>) e, para I-AE23 encontrou-se o menor valor,  $k_6 = 0,0001$  dia<sup>-1</sup>. O tratamento I-ANA23 foi, portanto, 10 vezes mais rápido do que I-AE23. Relacionando todos os tratamentos, o decaimento mais lento foi registrado à 21°C (I-ANA21 e I-AE21).

### 5.2.1 Parametrizações dos dados da decomposição aeróbia e anaeróbia de *M. aquaticum* dos detritos dissolvidos.

Os coeficientes de determinação ( $r^2$ ) dos processos de decomposição foram 0,97 (I-ANA21), 0,98 (I-ANA23), 0,86 (I-AE21) e 0,76 (I-AE23) e na Tabela 3, encontra-se a parametrização dos dados da decomposição aeróbia e anaeróbia dos lixiviados de *M. aquaticum*.

**Tabela 3.** Parâmetros do modelo cinético de mineralização dos detritos dissolvidos de *M. aquaticum*, em que: COD<sub>T</sub> = carbono orgânico dissolvido total; COD<sub>R</sub> = carbono orgânico dissolvido refratário; IN = compostos inorgânicos advindos da mineralização;  $k_{dT}$  = coeficiente de mineralização do COD<sub>T</sub>, representado por  $k_3 + k_4$ ;  $k_3$  = coeficiente de oxidação de COD;  $k_4$  = coeficiente de formação do COD<sub>R</sub>;  $k_5$  = coeficiente de mineralização de COD<sub>R</sub>; IN<sub>5</sub> = teor de matéria orgânica dissolvida total (COD<sub>T</sub>) mineralizada; IN<sub>6</sub> = teor de matéria orgânica dissolvida refratária (COD<sub>R</sub>) mineralizada;  $r_2$  = coeficiente de determinação.

	D-ANA21	D-AE21	D-ANA23	D-AE23
<b>COD(%)</b>	100	100	100	100
<b>COD<sub>L</sub>(%)</b>	81,54	84,86	62,63	54,50
<b>COD<sub>R</sub> (%)</b>	18,46	15,14	37,37	45,60
<b>IN<sub>5</sub>(%)</b>	81,54	84,86	62,63	54,50
<b>IN<sub>6</sub>(%)</b>	0	0	0,67	0
<b>k<sub>dT</sub>(dia<sup>-1</sup>)</b>	0,258	0,290	0,880	1,37
<b>k<sub>3</sub>(dia<sup>-1</sup>)</b>	0,211	0,247	0,552	0,745
<b>k<sub>4</sub>(dia<sup>-1</sup>)</b>	0,047	0,043	0,328	0,624
<b>k<sub>5</sub>(dia<sup>-1</sup>)</b>	0	0	0,001	0
<b>r<sup>2</sup></b>	0,97	0,98	0,86	0,76

Na decomposição dos detritos dissolvidos, os teores de COD<sub>T</sub> mineralizados representaram para as condições anaeróbias, 81,54% (D-ANA21) e 62,63% (D-ANA23); em aerobiose, os teores foram representados por 84,86% (D-AE21) e 54,50% (D-AE23). A média para todas as frações de COD<sub>T</sub> foi de 70,88%.

O decaimento do COD<sub>L</sub>, representado por k<sub>dT</sub> (k<sub>3</sub>+ k<sub>4</sub>), foi maior no tratamento D-AE23, representado por 1,37 dia<sup>-1</sup>, sendo, ainda, 4,72 vezes maiores do que na mesma condição de oxi-redução à 21°C (D-AE21; 0,290 dia<sup>-1</sup>). Para os tratamentos anaeróbios, o decaimento foi representado por 0,258 dia<sup>-1</sup> para D-ANA21 e 0,880 dia<sup>-1</sup> para D-ANA23, sendo este último 3,41 vezes maiores do que o primeiro.

As oxidações das frações lábeis/solúveis do COD<sub>L</sub>(k<sub>dT</sub>) resultaram em produtos inorgânicos (representado por IN<sub>6</sub>), cujos teores de formação foram representados pelos próprios valores do COD<sub>T</sub> (81,54% para D-ANA21; 62,63% para D-ANA23; 84,86% para D-AE21 e 54,50% para D-AE23).

O maior coeficiente de formação de COD<sub>R</sub> (representado por k<sub>5</sub>) foi observado no tratamento D-AE23, com 0,624 dia<sup>-1</sup>, sendo 14,5 vezes maiores do que na mesma condição de oxi-redução, à 21°C (D-AE21; k<sub>4</sub>= 0,043 dia<sup>-1</sup>). Para os tratamentos em anaerobiose, k<sub>4</sub> representou 0,047 dia<sup>-1</sup> para D-ANA21 e 0,328 dia<sup>-1</sup> para D-ANA23, sendo este último cerca de 7 vezes maiores do que o primeiro.

Para todos os tratamentos realizados com o detrito dissolvido, não houve oxidação de COD<sub>R</sub> (representada por k<sub>5</sub>), sendo o coeficiente 0 dia<sup>-1</sup> para os decaimentos.

### 5.3 Resultados estatísticos da perda de massa dos detritos íntegros, particulados e dissolvidos.

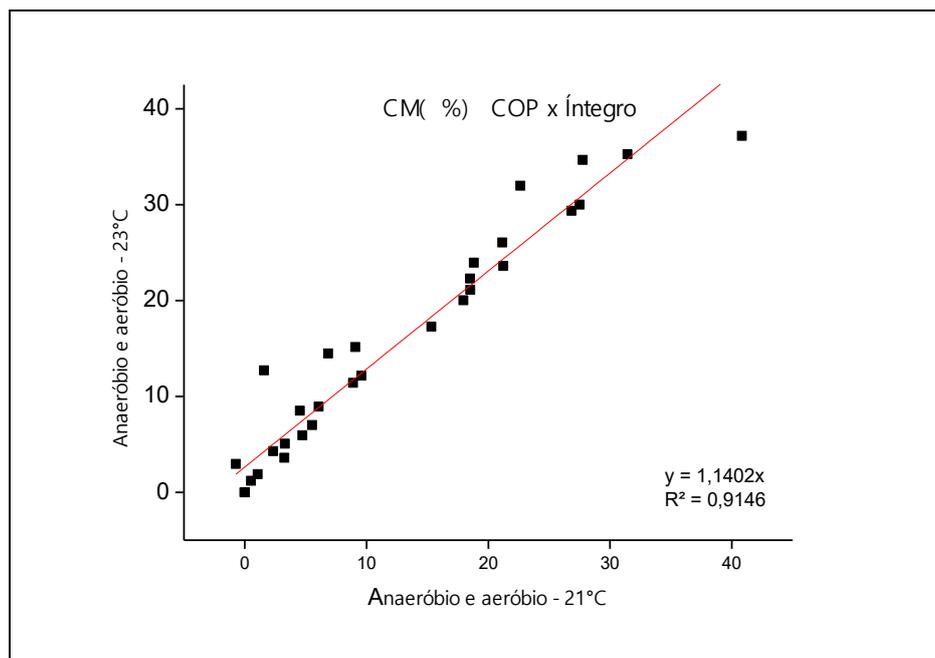
A análise estatística aplicada às perdas de massa dos detritos íntegros e particulados de *M. aquaticum* nas decomposições aeróbias e anaeróbias (21 e 23°C) apontou diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) para a maioria dos tratamentos, exceto para I-AE21 em relação a I-ANA23 e I-AE23 e também entre o P-ANA21 em relação à P-AE21 e P-ANA23. Para os detritos dissolvidos, a análise estatística apontou diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) apenas entre D-ANA21 em relação a D-ANA23 e D-ANA23 em relação a D-AE23.

### 5.4 Teor de CM (carbono mineralizado): relações entre os tratamentos

As relações entre a quantidade de CM (%) nas duas condições de disponibilidade de oxigênio dissolvido, tipo de detrito (íntegro, particulado e dissolvido) e temperatura (21 e 23°C) são apresentadas a seguir (Figuras 16 a 21).

Na Figura 16, comparando-se as cinéticas de mineralização dos detritos íntegros e particulados em função da temperatura e disponibilidade de oxigênio; observou-se que os tratamentos ANA23 e AE23 obtiveram rendimentos 1,14 vezes maiores do que ANA21 e AE21. Assim, desconsiderando o efeito da disponibilidade/ausência de oxigênio, temperaturas mais altas (23°C) aceleraram a perda de massa (mineralização) de *M. aquaticum*, visto que este resultado foi encontrado independente da condição de oxirredução.

**Figura 16.** Relação do carbono mineralizado (CM) proveniente da degradação dos detritos particulados (COP) e dos detritos íntegros de *M. aquaticum* em condições aeróbias e anaeróbias e duas temperaturas (21 e 23°C).

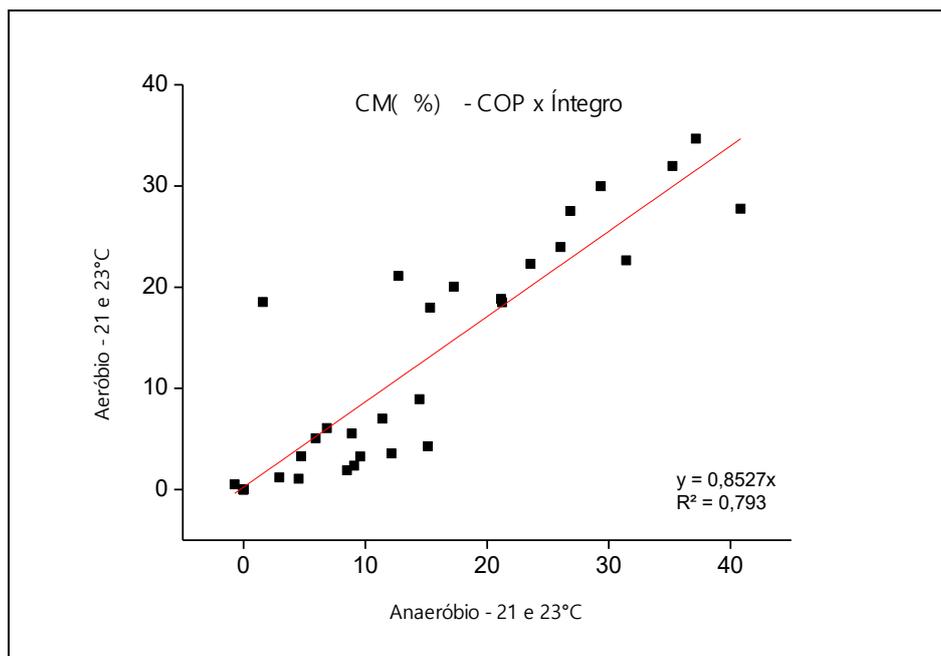


Na Figura 17, a seguir, foi possível observar que comparando a decomposição dos detritos íntegros com os particulados (COP), e duas condições de oxi-redução (na aeróbios com aeróbios), os tratamentos aeróbios (AE21 e AE23) obtiveram rendimentos 85% menores em relação aos tratamentos anaeróbios (ANA21 e ANA23).

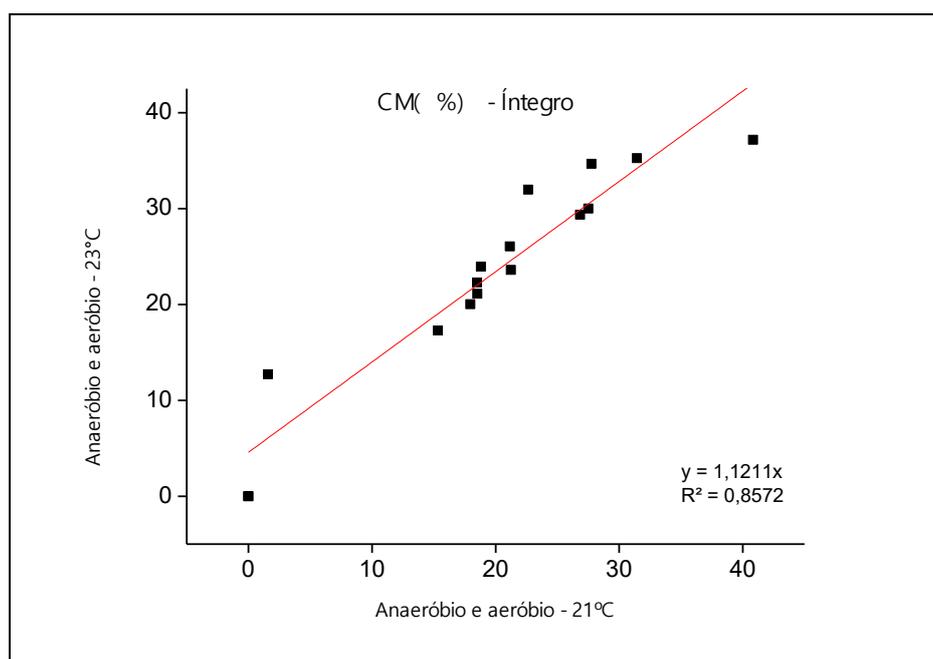
Na Figura 18, observou-se que os tratamentos ANA23 e AE23 tiveram rendimentos 1,12 vezes maiores do que em ANA21 e AE21, demonstrando o efeito de temperaturas maiores na perda de massa de *M. aquaticum* para os detritos íntegros.

Na Figura 19, referente à perda de massa dos detritos particulados de *M. aquaticum* e os teores de mineralização, observou-se que nos tratamentos P-AE21 e P-AE23, os rendimentos foram 45% menores do que em P-ANA21 e P-ANA23, demonstrando a capacidade dos organismos anaeróbios em degradar a matéria orgânica (matriz lignocelulósica), em detrimento dos aeróbios.

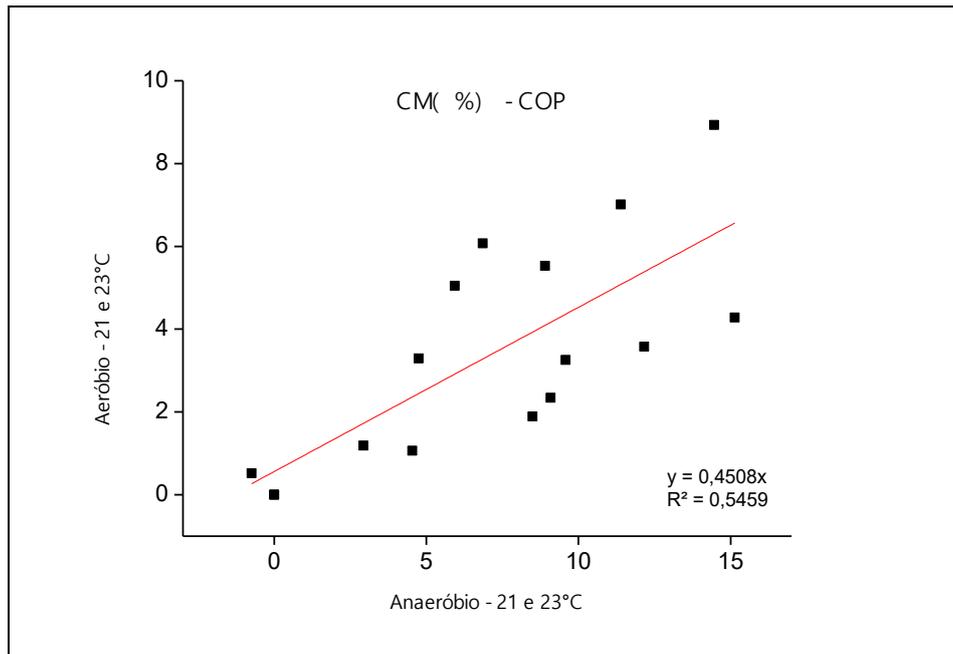
**Figura 17.** Relação COP por detrito íntegro do carbono mineralizado na decomposição de *M. aquaticum* sob condições anaeróbias e aeróbias e duas temperaturas (21 e 23°C).



**Figura 18.** Relação do carbono mineralizado (%) da decomposição dos detritos íntegros de *M. aquaticum* sob condições anaeróbias e aeróbias e duas temperaturas (21 e 23°C).



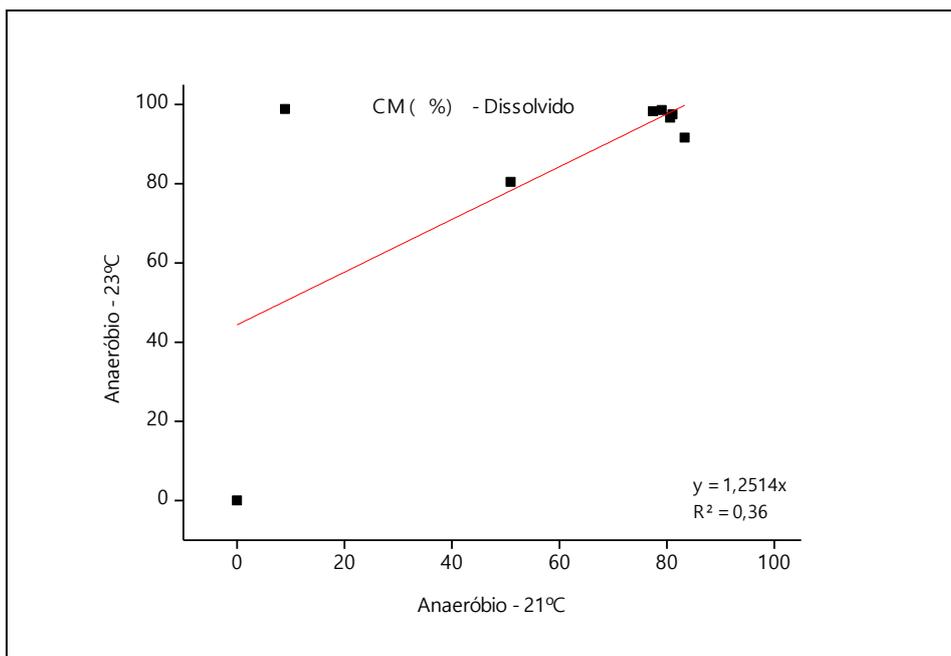
**Figura 19.** Teor de carbono mineralizado (%) do COP da decomposição de *M. aquaticum* sob condições anaeróbias e aeróbias e duas temperaturas (21 e 23°C).



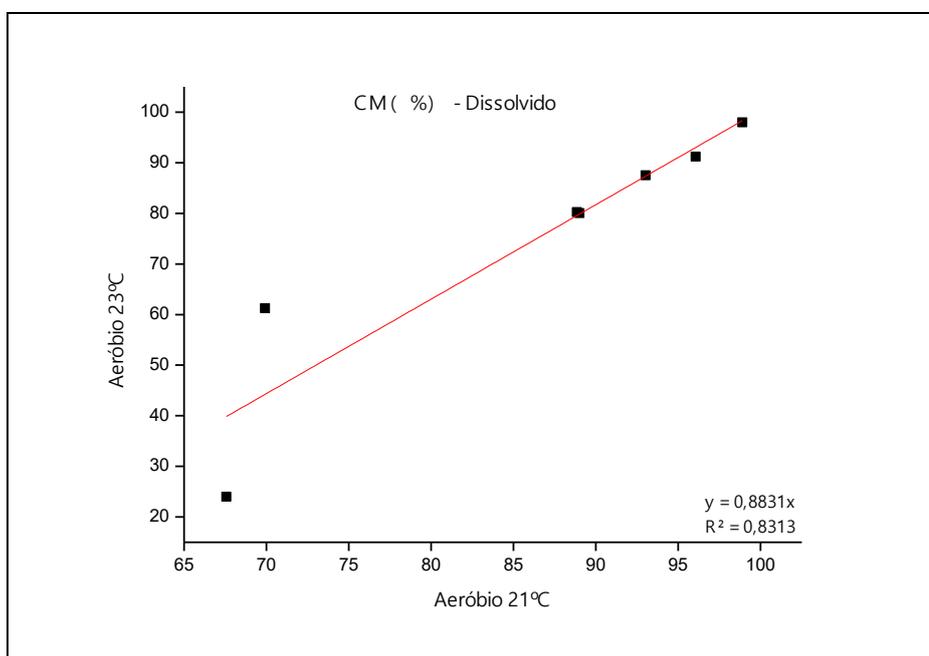
Para os detritos dissolvidos, na Figura 20, comparando-se a condição anaeróbia nas duas temperaturas, os experimentos à 23°C foram 1,25 vezes maiores do que à 21°C, demonstrando o efeito do aumento da temperatura na perda de massa dos detritos dissolvidos de *M. aquaticum*.

As relações da decomposição dos detritos dissolvidos sob condições aeróbias e duas temperaturas de *M. aquaticum* demonstraram que à 23°C, o decaimento foi 0,88 menos eficiente do que à 21°C na mesma condição de oxi-redução (Figura 21), contrastando com a relação encontrada para o tratamento anaeróbio (Figura 20), cujo aumento da temperatura nas incubações em anaerobiose incrementou os teores de carbono mineralizado.

**Figura 20.** Teor de carbono mineralizado (%) do detrito dissolvido da decomposição de *M. aquaticum* sob condições anaeróbias e duas temperaturas (21 e 23°C).



**Figura 21.** Teor de carbono mineralizado (%) do detrito dissolvido da decomposição de *M. aquaticum* sob condições aeróbias e duas temperaturas (21 e 23°C).



### 5.5 $Q_{10}$ e tempo de meia vida

Os valores de  $Q_{10}$  e os tempos de meia vida da decomposição aeróbia e anaeróbia dos três tipos de detritos (íntegros, particulados e dissolvidos) de *M. aquaticum* são apresentados a seguir.

Conforme apresentado na Tabela 4, o processo de decomposição para quase todos os detritos (íntegros, particulados e dissolvidos) foram sensíveis à variação de temperatura, para as duas condições de oxi-redução. Para os detritos íntegros, o acréscimo em 10°C possibilitou um incremento de 1,29 vezes no coeficiente de perda de massa para I-ANA e de 2,62 vezes para I-AE.

Para os detritos particulados, o acréscimo em 10°C possibilitou o incremento de 7,79 vezes no coeficiente de perda de massa para P-ANA e de 5,35 vezes para P-AE.

Para os detritos dissolvidos, o incremento foi de 3,06 vezes no coeficiente de perda de massa para o tratamento D-ANA; porém, para D-AE, o aumento da temperatura em 10°C não influenciou positivamente no decaimento, cujo  $Q_{10} = 0,53$ .

**Tabela 4.** Valores de  $Q_{10}$  obtidos com base nos resultados da decomposição anaeróbia e aeróbia dos detritos íntegros, particulados e dissolvidos de *M. aquaticum* nas temperaturas de 21°C e 23°C.

<b>Tratamento</b>	<b><math>Q_{10}</math></b>
<b>Anaeróbio íntegro</b>	1,29
<b>Anaeróbio particulado</b>	7,79
<b>Anaeróbio dissolvido</b>	1,28
<b>Aeróbio íntegro</b>	2,62
<b>Aeróbio particulado</b>	5,35
<b>Aeróbio dissolvido</b>	0,52
<b>Anaeróbio global</b>	1,50
<b>Aeróbio global</b>	2,67

Tratando-se do  $Q_{10}$  global (isto é, os três tipos de detritos nas duas condições de oxigênio dissolvido), para a condição anaeróbia, o acréscimo em 10°C possibilitou um incremento de 1,50 vezes no coeficiente de perda de massa; em aerobiose, o incremento

de 10°C foi de 2,67 vezes Assim, tratando-se do  $Q_{10}$  global, demonstrou-se que a perda de massa em aerobiose foi 1,78 vezes maior do que em anaerobiose.

Na Tabela 5, são apresentados os parâmetros resultantes dos ajustes cinéticos para as decomposições de *M. aquaticum*, com ênfase nos tempos de meia-vida calculados a partir dos coeficientes de decomposição (representados por  $k$ ).

Para os detritos íntegros e particulados, o  $t_{1/2}$  do decaimento das frações lábeis/solúveis ( $COP_{LS}$ , representado pelo  $k_T$ ), foi de 0,364 dias para ANA-21; 0,462 dias para AE-21; 0,343 dias para ANA-23; e 0,287 dias para AE-23. Para os mesmos detritos, em relação ao tempo de meia-vida ( $t_{1/2}$ ) do decaimento das frações refratárias ( $COP_R$ , representado pelo  $k_6$ ), foi de 1732,86 dias para ANA-21; 1732,86 dias para AE-21; 6931,47 dias para ANA-23; e 6931,47 dias para AE-23.

Os  $t_{1/2}$  para os detritos dissolvidos foram, em relação à perda de massa de  $COD_T$ , 2,686 dias para o tratamento ANA-21; 2,390 dias para AE-21; 0,787 dia para ANA-23; e 0,505 dia para AE-23. Para a oxidação do  $COD_R$ , os  $t_{1/2}$  foram 0 dia para todos os tratamentos ( $k_5 = 0 \text{ dia}^{-1}$ ).

Sintetizando os resultados apresentados na Tabela 5, com os experimentos de decaimento do  $COP_{LS}$ , os  $t_{1/2}$  variaram de 0,287 dia a 0,462 dia; para  $COP_R$ , a variação foi de 1732,86 a 6931,47 dias; para  $COD_T$ , de 0,258 dia a 1,37 dias; e para  $COD_R$ , não houve variação, pois  $t_{1/2}$  foi 0 dia.

**Tabela 5.** Tempo de meia vida calculados a partir dos resultados da decomposição aeróbia e anaeróbia dos detritos íntegros, particulados e dissolvidos de *M. aquaticum* nas temperaturas de 21°C e 23°C.

	<b>COP<sub>LS</sub></b> (%)	<b>k<sub>T</sub></b> (dia <sup>-1</sup> )	<b>t<sub>1/2</sub></b> (dias)	<b>COP<sub>R</sub></b> (%)	<b>k<sub>6</sub></b> (dia <sup>-1</sup> )	<b>t<sub>1/2</sub></b> (dias)	<b>COD<sub>T</sub></b> (%)	<b>k<sub>dT</sub></b> (dia <sup>-1</sup> )	<b>t<sub>1/2</sub></b> (dias)	<b>COD<sub>R</sub></b> (%)	<b>k<sub>5</sub></b> (dia <sup>-1</sup> )	<b>t<sub>1/2</sub></b> (dias)
<b>ANA-21</b>	18,33	1,9	0,364	81,66	0,0004	1732	81,54	0,258	2,686	18,46	0	0
<b>AE-21</b>	21,82	1,5	0,462	78,18	0,0004	1732	84,86	0,290	2,390	15,14	0	0
<b>ANA-23</b>	24,05	2,02	0,343	75,95	0,0001	6931	62,63	0,880	0,787	37,37	0	0
<b>AE-23</b>	23,40	2,41	0,287	76,60	0,0001	6931	54,50	1,37	0,505	45,60	0	0

em que: COP<sub>LS</sub> = carbono orgânico particulado lábil/solúvel; COP<sub>R</sub> = carbono orgânico particulado refratário; COD<sub>T</sub> = carbono orgânico dissolvido total; COD<sub>R</sub> = carbono orgânico dissolvido refratário; k<sub>T</sub> = coeficiente global de decaimento da MOP, decorrente da oxidação das frações lábeis e solubilização, representado por k<sub>1</sub> + k<sub>2</sub>; k<sub>6</sub> = coeficiente da oxidação da MOP, decorrente da oxidação das frações refratárias; k<sub>T</sub> = coeficiente de oxidação do COD, representado por k<sub>7</sub> + k<sub>8</sub>; k<sub>9</sub> = coeficiente de oxidação do COD<sub>R</sub>; t<sub>1/2</sub> = tempo de meia vida (em dias).

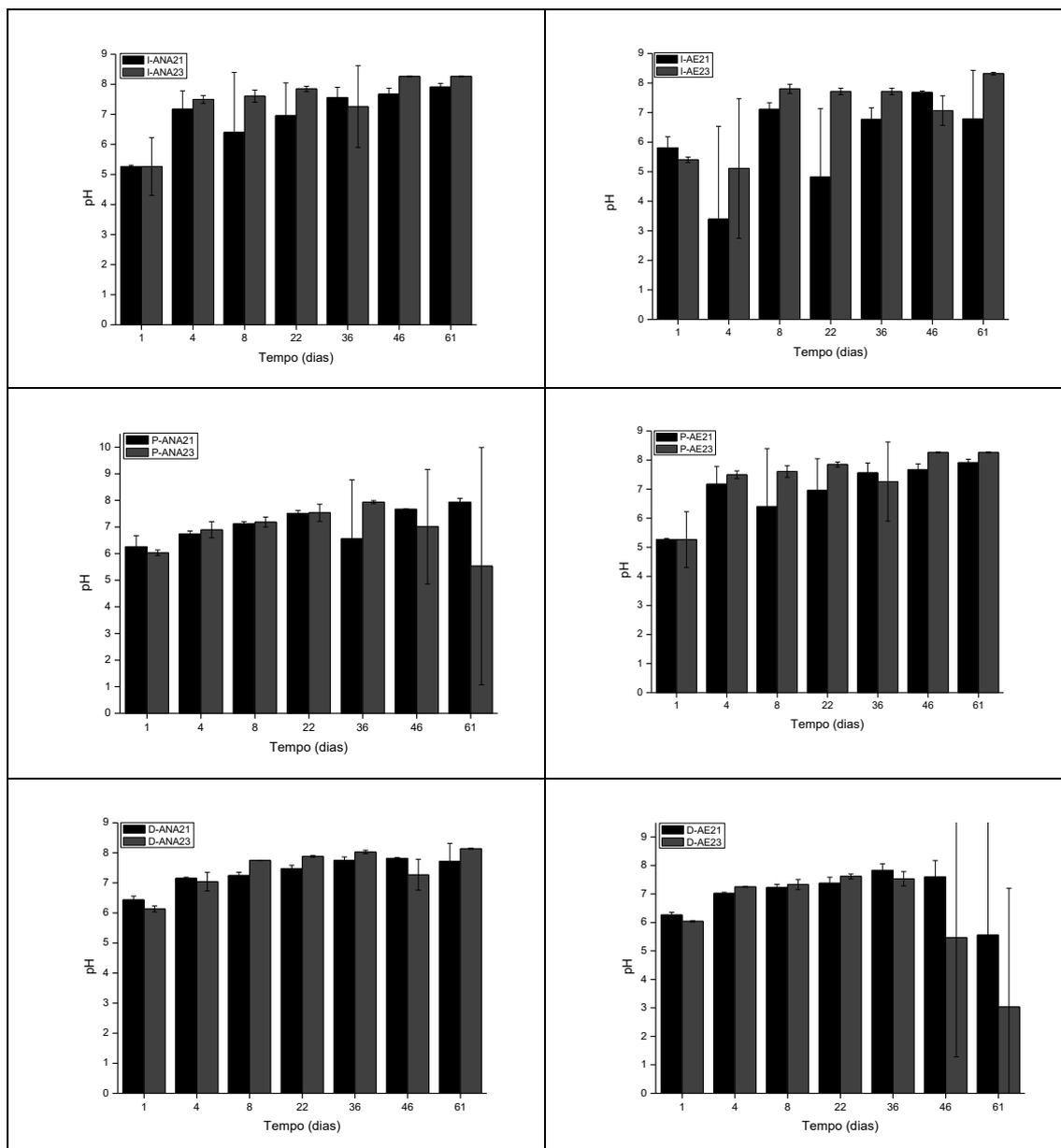
## 5.6 Variação temporal do pH, condutividade elétrica e do grau de aromatização da fração dissolvida das câmaras de decomposição

### 5.6.1 Variações temporais do pH das incubações aeróbias e anaeróbias de *M. aquaticum*

Em relação à decomposição dos detritos íntegros, em anaerobiose, houve aumento dos valores de pH até o 4º dia para ambas temperaturas; no oitavo dia, houve queda do pH à 21°C (I-ANA21) e aumento à 23°C (I-ANA23). No dia 36, os valores encontrados para as duas temperaturas foram similares; houve aumento para as duas temperaturas até o dia 61. Ao final do experimento (61 dias), a variação temporal do pH nas incubações sob 21 e 23°C foi similar, sendo predominantemente acima de 7, representando por 7,9 ( $\pm 0,12$ ) e 8,26 ( $\pm 0,015$ ), respectivamente (Figura 22). Para a condição aeróbia, os valores de pH aumentaram, para as duas temperaturas, até o dia 4. À 21°C houve queda do pH no dia 8, e aumento à 23°C. À 21°C, os valores de pH aumentaram a partir do dia 8 até o 36, e à 23°C, diminuíram. Do dia 36 ao 41, para ambas temperaturas houve aumento dos valores do pH. Houve diferenças nos valores de pH encontrados ao final do experimento para as temperaturas, sendo os meios considerados ácido à 21°C (6,79;  $\pm 1,63$ ) e básico a 23°C (8,31;  $\pm 0,04$ ).

Para os detritos particulados, nas condições anaeróbias, o valor de pH aumentou à 21°C até o dia 22, enquanto à 23°C houve aumento até o dia 36. A partir do dia 46, até o último dia (dia 61), à 21°C os valores aumentaram, e à 23°C decaíram. Em aerobiose, houve aumento dos valores à 21°C do dia 1 até o dia 22; à 23°C, os valores aumentaram do dia 1 até o 4, tendo decaído no oitavo dia e posteriormente aumentado até o dia 61. À 21°C, houve queda dos valores no dia 36, tendo posteriormente aumentado até o dia 61. Ao final do experimento, a variação do pH para ambas as temperaturas (21 e 23°C) em anaerobiose, foi considerada básica (7,93;  $\pm 0,12$ ) e ácida (5,53;  $\pm 4,46$ ), respectivamente. Para a condição aeróbia, à 21°C foi considerado básico (7,75;  $\pm 0,35$ ) e a 23°C o pH do meio se tornou ácido (6,52;  $\pm 2,67$ ), no 61º dia.

**Figura 22.** Variação temporal do pH das incubações de *M.aquaticum* a 21 e 23°C dos detritos íntegros, particulados e dissolvidos. Incubações anaeróbias à esquerda e aeróbias à direita.



Para os detritos dissolvidos, a variação temporal do pH para a condição anaeróbia aumentou a partir do primeiro dia, tendo decaído à 23°C e aumentado à 21°C, no dia 36. Do dia 36 ao 61, houve diminuição dos valores à 21°C e aumento à 23°C. Em ambas as temperaturas (21 e 23°C), o pH dos meios foi considerado similar ao fim do experimento, sendo predominantemente básico: 7,71 ( $\pm 0,6$ ) e 8,13 ( $\pm 0,02$ ), respectivamente. Para a condição aeróbia, a partir do 46º dia houve diminuição do valor do pH, e em ambas

temperaturas, no último dia experimental, os meios foram considerados ácidos, representados por  $5,55(\pm 4,2)$  à  $21^{\circ}\text{C}$  e  $3,03(\pm 4,16)$  à  $23^{\circ}\text{C}$ .

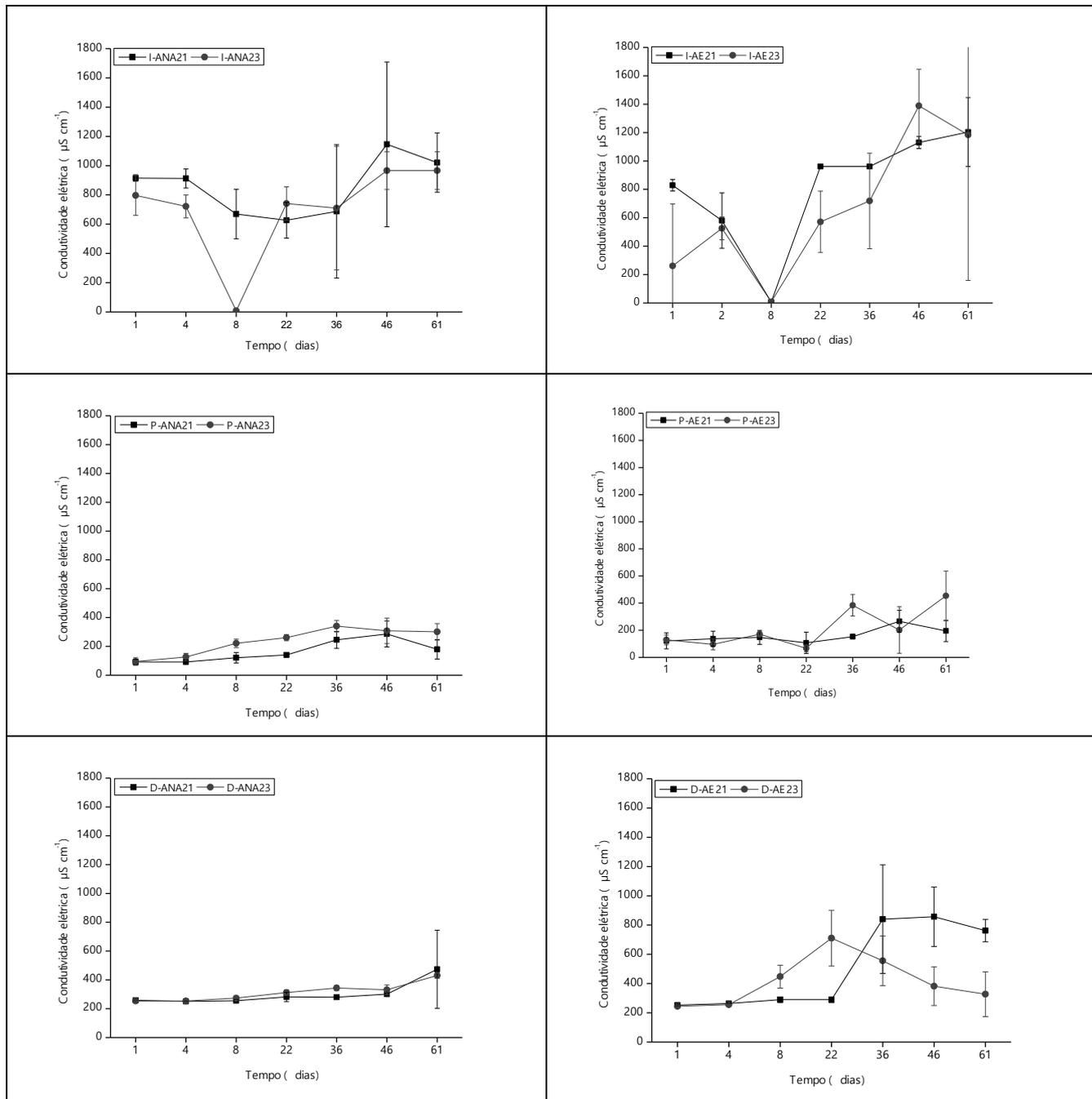
A análise estatística aplicada aos valores de pH não apontou diferenças significativas para a maioria dos tratamentos ( $p > 0,05$ ), exceto para os detritos íntegros IAE-21 x I-AE23 ( $p = 0,03$ ).

### **5.6.2 Variações temporais da condutividade elétrica das incubações aeróbias e anaeróbias de *M. aquaticum***

Para os detritos íntegros, referente aos valores de condutividade elétrica mensurados em anaerobiose, à  $21^{\circ}\text{C}$  os valores decresceram até o 22º dia, enquanto à  $23^{\circ}\text{C}$  houve uma queda do 4º ao 8º dia. À  $21^{\circ}\text{C}$ , houve aumento dos valores do 22º ao 61º dia, enquanto à  $23^{\circ}\text{C}$ , os valores aumentaram do 8º dia ao último. A CE observada no último dia foi similar para as duas temperaturas, sendo  $1021 \mu\text{Scm}^{-1} (\pm 202,72 \mu\text{Scm}^{-1})$  a  $21^{\circ}\text{C}$  e  $966 \mu\text{Scm}^{-1} (\pm 129,31 \mu\text{Scm}^{-1})$  a  $23^{\circ}\text{C}$ . No oitavo dia, houve um decaimento ( $7,60 \mu\text{Scm}^{-1}; \pm 0,2$ ) à  $23^{\circ}\text{C}$ . Na condição aeróbia, para ambas as temperaturas ( $21$  e  $23^{\circ}\text{C}$ ), também houve decaimento do valor da CE no oitavo dia, sendo  $7,11 \mu\text{Scm}^{-1} (\pm 0,22 \mu\text{Scm}^{-1})$  e  $7,8 \mu\text{Scm}^{-1} (\pm 0,15)$ , respectivamente. Posteriormente, os valores aumentaram para as duas temperaturas, atingindo valores similares, representados por  $1203,33 \mu\text{Scm}^{-1} (\pm 242,57 \mu\text{Scm}^{-1})$  à  $21^{\circ}\text{C}$  e  $1183,49 \mu\text{Scm}^{-1} (\pm 1025 \mu\text{Scm}^{-1})$  à  $23^{\circ}\text{C}$ .

Para os detritos particulados, em anaerobiose os valores temporais de CE se mantiveram estáveis (não houve grande variação ao longo do tempo). No último dia de experimento ( $21$  e  $23^{\circ}\text{C}$ ), os valores de CE representaram  $179,96 \mu\text{Scm}^{-1} (\pm 67,84 \mu\text{Scm}^{-1})$  e  $301 \mu\text{Scm}^{-1} (\pm 57,1)$ , respectivamente. Em aerobiose, também houve estabilidade nos valores temporais de CE até o dia 22, quando houve aumento à  $23^{\circ}\text{C}$ , com posterior queda no dia 46. No último dia amostral, os valores de CE representaram  $194,56 \mu\text{Scm}^{-1} (\pm 78,77 \mu\text{Scm}^{-1})$  à  $21^{\circ}\text{C}$  e  $453,66 \mu\text{Scm}^{-1} (\pm 183,41 \mu\text{Scm}^{-1})$  à  $23^{\circ}\text{C}$ .

**Figura 23.** Variação temporal da condutividade elétrica das incubações de *M. aquaticum* a 21 e 23°C dos detritos íntegros, particulados e dissolvidos. Incubações anaeróbias à esquerda e aeróbias à direita.



Para os detritos dissolvidos, em anaerobiose houve pouca variação temporal dos valores de CE durante o experimento, sendo  $474 \mu\text{Scm}^{-1}$  ( $\pm 270,86 \mu\text{Scm}^{-1}$ ) à 21°C e  $430,33 \mu\text{Scm}^{-1}$  ( $\pm 19,21 \mu\text{Scm}^{-1}$ ) à 23°C no último dia experimental. Para a condição aeróbia, os valores se mantiveram estáveis do dia 1 ao 22, sendo que à 23°C houve

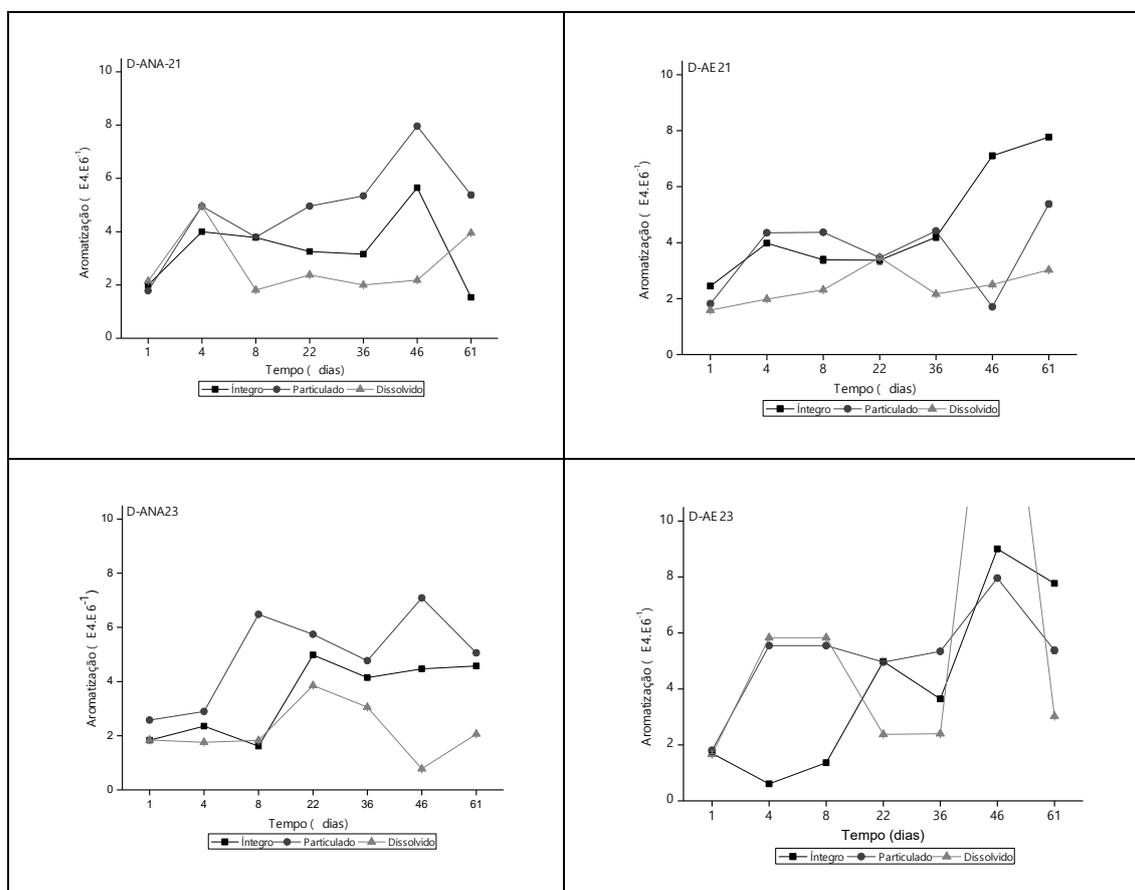
aumento a partir do dia 4. No dia 22, à 21°C os valores aumentaram; à 23°C, houve queda dos valores, que perdurou até o último dia de experimento. Para a maior temperatura, o aumento da CE foi notável no dia 22; para a menor, no dia 36. Ao final do estudo, os valores de CE em aerobiose foram representados por  $762 \mu\text{Scm}^{-1} (\pm 77,11 \mu\text{Scm}^{-1})$  à 21°C e  $327,33 \mu\text{Scm}^{-1} (\pm 152,99 \mu\text{Scm}^{-1})$  à 23°C.

A análise estatística aplicada aos valores de condutividade elétrica não apontou diferenças significativas para a maioria dos tratamentos ( $p > 0,05$ ), exceto para os detritos particulados P-ANA21 x P-ANA23 ( $p = 0,02$ ).

### **5.6.3 Variações temporais do grau de aromatização das incubações aeróbias e anaeróbias de *M. aquaticum*.**

As variações temporais do grau de aromatização (relação E4/E6) do detrito dissolvido da decomposição de *M. aquaticum* são apresentadas na Figura 24. Para a condição anaeróbia a 21°C (ANA-21), no primeiro dia o valor de E4/E6 foi 2 ( $\pm 0,03$ ) para o detrito íntegro; 1,78 ( $\pm 0,01$ ) para os particulados; e 2,14 ( $\pm 0,09$ ) para a fração dissolvida, sendo similares neste dia. Os valores das relações E4/E6 aumentaram a partir do quarto dia para as três frações da macrófita. Entre os dias 22 e 36 de decomposição, houve estabilidade no valor das relações. Para os detritos íntegros e particulados, a maior relação ocorreu no dia 46 (5,65 e 7,96, respectivamente), e para a fração dissolvida no dia 4 (4,95). Ao final do experimento, houve pequena diminuição da relação para os detritos íntegros em relação ao dia 1, e aumento para os particulados e fração dissolvida. A relação no dia 61 atingiu valores de 1,53 ( $\pm 0,07$ ) para o detrito íntegro, 5,37 ( $\pm 0,1$ ) para o particulado e 3,95 ( $\pm 0,01$ ) para a fração dissolvida.

**Figura 24.** Variação temporal do grau de aromatização (E4/E6) do lixiviado das incubações de *M. aquaticum* a 21 e 23°C. Incubações anaeróbias à esquerda e aeróbias à direita.



Nas incubações anaeróbias a 23°C (ANA-23), as relações apresentaram variação crescente para todos os três tipos de detritos da macrófita. No dia 1, os valores foram similares para todas as frações, representadas por  $1,83 (\pm 0,009)$  para os detritos íntegros,  $2,57 (\pm 0,03)$  para os particulados e  $1,84 (\pm 0,02)$  para os dissolvidos. O aumento das relações pôde ser observado a partir do dia 22 para os detritos íntegros e dissolvidos e a partir do dia 8 para os particulados. As relações finais foram  $4,57 (\pm 0,01)$  para o detrito íntegro;  $5,05 (\pm 0,08)$  para o particulado; e  $2,06 (\pm 0,004)$  para o dissolvido (Figura 24).

Tratando-se dos experimentos com incubações aeróbias a 21°C (AE-21), os valores do grau de aromatização foram representados por  $2,44 (\pm 0,03)$  para os detritos íntegros,  $1,81 (\pm 0,02)$  para os particulados e  $1,58 (\pm 0,02)$  para a fração dissolvida. Houve aumento das relações a partir do dia 4 para todas as frações da macrófita. Para todos os detritos, no dia 61 as relações representaram valores mais altos do que os de início, sendo  $7,50 (\pm 0,04)$  para os íntegros;  $5,22 (\pm 0,10)$  para os particulados; e  $3,0 (\pm 0,02)$  para os dissolvidos (Figura 24).

Para a condição aeróbia, 23° C (AE-23), as relações foram similares para todas as frações de *M. aquaticum* no primeiro dia de experimento, representados por 1,69 ( $\pm 0,03$ ) para os detritos íntegros; 1,8 ( $\pm 0,02$ ) para os particulados e 1,66 ( $\pm 0,03$ ) para os dissolvidos. Para os detritos particulados e dissolvidos, as relações tiveram aumento a partir do dia 4; para os íntegros, isso ocorreu a partir do dia 22. Para todos os tratamentos, ao final do experimento, as relações foram maiores do que as de início, sendo a maior relação observada para os detritos íntegros (7,76,  $\pm 0,04$ ); seguidos dos particulados (5,37,  $\pm 0,1$ ) e dissolvidos (3,02,  $\pm 0,02$ ). (Figura 24).

## 6. Discussão

---

As mudanças que ocorrem nos detritos são facilmente observadas pela mensuração de sua perda de massa no tempo (Dahrouget al., 2016). Segundo Silva et al. (2011), o primeiro processo a ocorrer na degradação da matéria orgânica acontece de forma bastante intensa nas primeiras 24 horas (i.e. lixiviação). Nunes et al. (2007) observaram que quando a *M. aquaticum* alcança a fase de senescência, libera enormes quantidades de lixiviado, sugerindo-se então que esta fração fica disponível para uso dos microrganismos heterotróficos presentes na coluna d'água (reservatório do Monjolinho).

No presente estudo, após a intensa perda de massa inicial (i.e. formação do COD decorrente da oxidação das frações lábeis) do detrito íntegro, o processo de decomposição tornou-se mais lento. Isto pode ser explicado por Qualls (2004), devido à oxidação/fermentação dos compostos refratários remanescentes dos detritos particulados, de difícil degradação microbiana, como os ácidos húmicos. Em todos os tratamentos com os detritos íntegros, houve a formação do carbono orgânico dissolvido refratário (COD<sub>R</sub>), formado por substâncias refratárias (por exemplo, as substâncias húmicas). Em relação ao decaimento dos detritos particulados da macrófita, as perdas de massa foram menos notáveis em relação ao das frações íntegras, devido à ausência de substâncias hidrossolúveis no material particulado. Segundo Bottino et al. (2016), a fração não solúvel da matéria orgânica (i.e. material lignocelulósico), possui coeficientes de decaimento lentos; sendo que a fisiologia microbiana associada à degradação de celuloses e ligninas é considerada diferente da dos compostos hidrossolúveis, apresentando sistemas de indução de enzimas (Berg e McLaugherty, 2003). O processo de hidrólise enzimática tem relação direta com a perda de massa, pois resulta em um fluxo de substratos assimiláveis aos diversos organismos heterotróficos (Rejmánková e Sirová, 2007) e os compostos fenólicos (presentes na lignina), de difícil degradação, contribuem na formação das substâncias húmicas (Cunha e Bianchini Jr., 1998), além de serem, em termos de biomassa, os principais constituintes dos detritos das plantas (Pérez et al., 2002).

Segundo Azevedo et al. (2008), a decomposição de macrófitas aquáticas apresenta velocidades diferentes de degradação, devido às características distintas dos compostos estruturais das plantas; devido a heterogeneidade estrutural, as equações de velocidade devem ser adequadas para representarem os diversos mecanismos envolvidos na decomposição - lixiviação, fragmentação e catabolismo (Bianchini Jr., 2003). No experimento de decaimento de *M. aquaticum*, as diferenças nas cinéticas de velocidade

podem ser explicadas pela composição heterogênea dos detritos, que definiram duas rotas distintas de mineralização do COP, sendo uma relacionada à oxidação das frações lábeis/solúveis e a outra à oxidação das frações refratárias da planta íntegra.

A modelagem permite inferir o comportamento do sistema real pela utilização de funções matemáticas, que, com algumas limitações, respondem às hipóteses específicas Characklis (1990). Com base nos ajustes dos resultados ao modelo cinético proposto, adotou-se a cinética de primeira ordem para explicar a perda de massa dos detritos de *M. aquaticum*, baseado em estudos realizados como os de Bianchini Jr. e Cunha-Santino (2006, 2011), Bottino et al. (2013) e Fonseca et al. (2014).

As cinéticas de perda de massa de *M. aquaticum* apresentaram padrão bifásico, ou seja, com duas rotas distintas de mineralização dos detritos. Para todos os tratamentos com os detritos íntegros (I-ANA21, I-ANA23, I-AE21, I-AE23) e particulados (P-ANA21, P-ANA23, P-AE21, P-AE23) foram observadas perdas rápidas de carbono orgânico particulado nos primeiros dias de decomposição, seguidas por decaimentos mais lentos. Ainda, a fração refratária do carbono orgânico particulado ( $COP_R$ ) foi predominante em relação à lábil/solúvel ( $COP_{LS}$ ).

As velocidades com que os substratos vegetais são decompostos são expressas por um coeficiente de decaimento, representado por  $k$  (Gessners et al., 1999). No presente estudo, identificou-se que a primeira rota de mineralização ( $k_T = k_1 + k_2$ ) para os detritos íntegros, referente ao decaimento do COP advindo das oxidação das frações lábeis e solubilização dos compostos, foi mais rápida. Comparando os dois tratamentos em aerobiose, à 23°C o decaimento foi 1,60 vezes maior do que à 21°C, demonstrando o efeito da temperatura na perda de massa. Porém, apesar de cineticamente maiores, esta primeira rota não contribuiu efetivamente para o reservatório de carbono inorgânico produzido pela mineralização dos compostos (representado por  $IN_1$  na rota metabólica), cujo maior valor para I-AE23, foi de 19,70% de produtos inorgânicos produzidos pela oxidação da matéria orgânica lábil/solúvel. De acordo com Silva et al. (2011), as rápidas perdas iniciais de massa independem de fatores extrínsecos, mas principalmente pelas características intrínsecas dos detritos, ou seja, a composição química.

Em decorrência da perda de massa do  $COP_{LS}$ , formaram-se as frações dissolvidas da matéria orgânica, representadas pelo COD (Figura 10). O coeficiente de velocidade de decaimento,  $k_3$ , representou a oxidação do COD e o maior teor foi obtido para o tratamento aeróbio à 23°C (I-AE23), sendo 1,54 vezes maiores do que a 21°C (I-AE21). Porém, os

produtos inorgânicos produzidos pela oxidação do carbono (representados por  $IN_2$ ) foram maiores para o tratamento I-ANA-23.

Segundo Piccolo (2001), o COD por sua natureza heterogênea pode ser dividido em duas frações: uma não húmica, formada pelas moléculas simples como carboidratos, proteínas, lipídios e a outra por substâncias húmicas, que segundo Rosa et al. (2005), são moléculas de difícil degradação, formadas por ácidos graxos e ésteres. As substâncias húmicas, de forma geral, são divididas em três frações (Cunha-Santino e Bianchini Jr., 2009): ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) e humina (HU).

Os produtos gerados pela oxidação do dissolvido ( $IN_3$ ) no decaimento dos detritos íntegros obtiveram teores baixos, sendo o maior rendimento de mineralização para I-ANA23, com 1,58%. O  $COD_R$  é constituído por compostos de decomposição mais lenta, como os polifenóis (Boerjanet al., 2003; Floudas et al., 2012), que possuem o potencial de modular as taxas de decomposição (Suseela et al., 2013), visto pela lenta passagem da perda de massa até o estágio final da mineralização dos compostos orgânicos em inorgânicos por esta rota.

Concomitantemente ao processo de lixiviação e degradação de compostos lábeis/solúveis, iniciou-se a degradação do carbono orgânico particulado ( $COP_R$ ), formado por tecidos de sustentação da planta. A cinética de mineralização desta fração dos detritos corrobora estudos anteriores: a porcentagem inicial do carbono orgânico refratário na rota é maior em relação ao carbono orgânico lábil/solúvel, demonstrando sua predominância, e a lentidão do decaimento de  $COP_{RE}$  em relação ao  $COP_{LS}$ . Os resultados do presente estudo corroboram, assim, os de Bottino et al. (2016), cujo estudo de decomposição dos materiais não-solúveis (i.e. lignocelulósicos) possui coeficientes de decaimento menores.

Assim, para o  $COP_R$ , apesar dos teores iniciais de matéria orgânica serem maiores do que do  $COP_{LS}$ , as velocidades de perda de massa são muito mais lentas. Isto pode ser demonstrado através do coeficiente de mineralização de  $COP_R$ ,  $k_6$  em relação ao  $k_T$ . O maior decaimento foi encontrado no o tratamento I-ANA23, sendo ainda 10 vezes maiores do que na condição aeróbia a 23°C (I-AE23). De acordo com Bianchini Jr. (2003), a MOP é processada (i.e. mineralizada) em velocidades mais baixas (cerca de 100 vezes mais lenta), devido à sua natureza refratária. O decaimento desta fração refratária nas condições à 21°C foram os registros mais lentos, tanto em aerobiose quanto em anaerobiose. O presente estudo está de acordo, portanto, com o trabalho de Webster e Benfield (1986), cuja conclusão foi de que contrastando a perda de massa rápida dos

compostos orgânicos solúveis com a degradação das estruturas poliméricas do material de sustentação, este último é relativamente mais lento, devido, geralmente, aos polissacarídeos da celulose e hemicelulose presentes na planta.

Tratando-se da perda de massa apenas com os detritos dissolvidos, representado pelo decaimento do  $COD_T$ , o  $k_T$  foi maiores para o tratamento D-AE23. Para todos os experimentos, houve formação do carbono orgânico refratário ( $COD_R$ ), representado pelo  $k_7$ . O maior coeficiente de formação de  $COD_R$  foi observado para o tratamento D-AE23. Porém, para os detritos dissolvidos, não houve oxidação do  $COD_R$ , ou seja, não houve mineralização da fração refratária do carbono orgânico dissolvido, pois o  $k$  encontrado nesta rota metabólica foi nula ( $0 \text{ dia}^{-1}$ ) para todos os tratamentos.

O processo de perda de compostos hidrossolúveis (i.e. lixiviação) durante a senescência das plantas aquáticas é considerado uma importante fonte autóctone de matéria orgânica dissolvida (Nunes et al., 2007). A quantificação do teor de carbono orgânico dissolvido (COD) é uma medida importante do detrito dissolvido, pois grande parte do reservatório desta matéria orgânica é responsável por suportar as cadeias alimentares (Hansen et al., 2016), através da assimilação do COD pela comunidade bacteriana, que então os disponibiliza às redes tróficas (Rothman e Bouchard, 2007). O uso do carbono orgânico dissolvido pelos microrganismos também é fundamental para a regeneração dos nutrientes nos ambientes aquáticos, mas depende da eficiência com que o COD é incorporado pela microbiota (Benner et al., 1986). Segundo Docherty et al. (2006), o carbono orgânico dissolvido lábil é mais importante do que o refratário no sustento da comunidade heterotrófica; porém, a fração refratária, assim como as substâncias húmicas, compõe grande parte do COD nos ambientes de águas naturais (Filip e Alberts, 1988). De acordo com Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2009), as substâncias húmicas são conhecidas pela sua resistência à degradação pela comunidade microbiológica, por constituírem-se de substâncias químicas distintas (Lemos, 1995).

Tratando-se da temperatura, a relação em que a taxa das reações se modificam a cada incremento de  $10^\circ\text{C}$  é chamada de  $Q_{10}$  ou coeficiente de temperatura (Harper, 1977), sendo o  $Q_{10}$  um coeficiente de expressão da dependência metabólica dos organismos decompositores em relação ao aumento em  $10^\circ\text{C}$  da temperatura (USEPA, 1985).

Para todos os três tipos de detritos (íntegros, particulados e dissolvidos) houve influência do incremento em  $10^\circ\text{C}$  nos coeficientes de decomposição (representados por  $k$ ). Globalmente, ou seja, analisando o  $Q_{10}$  do experimento como um todo (três tipos de detritos, duas condições de oxi-redução e temperatura), a condição aeróbia foi muito mais

sensível ao acréscimo em 10°C (cerca de 1,50 vezes), do que a anaeróbia, que não foi influenciada positivamente. Segundo Harper (1977), temperaturas maiores aceleram a cinética enzimática dos microrganismos decompositores, e, de acordo com Conant et al. (2011), esta relação de dependência metabólica dos organismos em relação à temperatura (representado por  $Q_{10}$ ) são determinados pelos diversos tipos de enzimas atuantes na respiração da microbiota. Tratando-se dos microrganismos decompositores, Coûteaux et al. (1995) concluíram que as atividades enzimáticas geralmente aumentam com a temperatura, mas podem cair rapidamente se atingirem um patamar ótimo, diminuindo então sua capacidade heterotrófica (Cunha-Santino e Bianchini Jr., 2010).

Os fungos aquáticos foram reconhecidos como a principal microbiota decompositora de detritos nos ambientes aquáticos, possuindo papel dominante na transferência de carbono e energia dos detritos aos macro invertebrados (Gessner et al., 2007). Porém, alguns estudos demonstraram a importância da comunidade bacteriana na decomposição dos detritos particulados nos ambientes de água doce, além da qualidade do detrito possuir forte influência na colonização de fungos e bactérias (Schlickeisen et al., 2003), que atuam em conjunto na decomposição e mineralização dos detritos nos ecossistemas aquáticos (Romaní et al., 2006). As diferenças encontradas nos valores do  $Q_{10}$  podem ser atribuídas a diversas variáveis condicionantes da decomposição, como: adaptabilidade dos microrganismos; diversidade da comunidade microbiana; versatilidades fisiológicas; densidade e biomassa da microbiota (Cunha-Santino e Bianchini Jr., 2010) e especificidade microbiota-substrato (Cunha-Santino, 2003). Para a produção de enzimas, as bactérias aeróbias e anaeróbias adotam diversas estratégias (Schwarz, 2001), sendo que as anaeróbias se utilizam de um complexo multi-enzimático muito eficiente; além disso, em relação à degradação anaeróbia, as associações simbióticas (ou consórcios) tendem a aumentar a eficiência da degradação anaeróbia (Ljungdahl e Eriksson, 1985).

Assim, a condição anaeróbia foi mais sensível ao incremento em 10°C em relação à aeróbia; assim como observado por Antônio (1996), o metabolismo intrínseco dos organismos anaeróbios decompositores envolvidos na mineralização podem ser mais influenciados pelo aumento da temperatura, sugerindo-se que se tornam mais adaptados a esse tipo de ambiente. Além das classes de bactérias aeróbias e anaeróbias, há também, outra classe desses organismos que atuam na ausência completa do oxigênio molecular, i.e. as bactérias facultativas, que se utilizam de oxigênio livre quando disponível ou outra substância como receptor de elétrons quando ocorre ausência do  $O_2$  molecular (Manahan,

2000). Portanto, as diferenças encontradas nos valores de  $Q_{10}$  global nas duas condições de oxi-redução podem estar relacionadas ao desenvolvimento, para cada condição de incubação, de grupos específicos de microrganismos decompositores, sendo os anaeróbios e facultativos melhor adaptados, atribuindo um valor de  $Q_{10}$  maior às incubações anaeróbias. Assim, os experimentos de perda de massa com distintos detritos da mesma planta permitiu inferir que, possivelmente, houve aumento do metabolismo enzimático da microbiota, principalmente na condição anaeróbia de oxi-redução.

Em relação ao tempo de meia-vida ( $t_{1/2}$ ), o mesmo é definido, basicamente, pelo conteúdo e composição das estruturas refratárias das macrófitas (Bianchini Jr., 2003). Para os detritos íntegros e particulados, no decaimento das frações lábeis/solúveis ( $COP_{LS}$ ;  $k_T$ ), o  $t_{1/2}$  para todos os tratamentos (ANA-21; AE-21; ANA-23; AE-23) foi muito pequeno, e de mesma ordem de grandeza. Ainda para os mesmos detritos, porém no decaimento da fração refratária ( $COP_R$ ;  $k_6$ ), os  $t_{1/2}$  para todos os tratamentos foram muito elevados em relação à perda de massa dos compostos lábeis, sendo, para ANA-23, por exemplo, 4760 vezes menor que à 21°C. Em relação ao decaimento dos detritos dissolvidos, o  $t_{1/2}$  para o COD ( $k_T$ ) para ANA-21, AE-21 e ANA-23 foi de mesma ordem de grandeza, representando valores baixos; para AE-23, o decaimento foi ainda mais lento, sendo 1,55 vezes menor do que ANA-23. Para o decaimento de  $COD_R$  ( $k_9$ ), os  $t_{1/2}$  para todas as incubações foram infinitos, devido ao coeficiente de decomposição  $k_9$  ter sido nulo para todos os tratamentos, ou seja, não houve oxidação dos compostos refratários do carbono orgânico dissolvido refratário.

As frações dos detritos cujas decomposições apresentaram valores baixos de  $k$ , i.e. tempo alto de meia vida para mineralização, foram aquelas formadas por substâncias de composição refratária, ou seja, isto se deve ao caráter heterogêneo dos grupos funcionais (i.e. substâncias húmicas), que interferem em processos químicos, físicos e biológicos de águas superficiais e modulam os processos metabólicos (Steinberg, 2003), exemplificada pelas baixas velocidades de decomposição dos compostos refratários de  $COP_R$ .

O presente estudo contrastou com os dados obtidos por Passerini et al. (2016) em seu trabalho comparando três macrófitas aquáticas (*Eichhornia azurea*, *Eleocharis sp.* e *Salvinia auriculata*), cujo experimento resultou em que as decomposições aeróbias foram 1,25 vezes maiores do que as anaeróbias, enquanto o presente estudo apresentou as condições anaeróbias 1,15 vezes maiores do que as aeróbias. Gimenes et al. (2013), em seus estudos realizados com atividade da celulase na decomposição anaeróbia dos tecidos

de macrófitas, observou que o incremento da temperatura nas regiões tropicais aumenta o metabolismo microbiano, acelerando o processo de decomposição nos trópicos. Tanto as decomposições aeróbias quanto a anaeróbia atuam degradando a matéria orgânica e retornando o  $\text{CO}_2$  para a atmosfera. A decomposição anaeróbia é a fonte principal de  $\text{CH}_4$  atmosférico, e os detritos remanescentes (i.e. não degradados) contribuem para a estocagem de matéria orgânica nos sedimentos (Manahan, 2000), estabelecendo uma zona pobre em  $\text{O}_2$  nos ambientes aquáticos, propiciando, portanto a proliferação dos organismos anaeróbios. A decomposição anaeróbia foi, assim, maiores para a degradação do COP independente da temperatura.

O pH é definido como a concentração de prótons no meio, sendo um fator fisiológico essencial a ser analisado; usualmente, os microrganismos não sobrevivem a valores de pH muito altos (básicos) ou baixos (ácidos; Archilla-López, Marin e Amils, 2001). Segundo Santos et al. (2011), o pH pode influenciar os ecossistemas aquáticos naturais de forma direta, através dos efeitos na fisiologia das espécies. O pH do meio em que os detritos íntegros foram decompostos, foram considerados elevados ( $> 7$ ) para I-ANA21, I-ANA23 e I-AE23; apenas I-AE21 demonstrou ser ácido o meio. Nas decomposições em condição anaeróbia, os produtos finais são, principalmente, substâncias intermediárias, muito metano e pequena quantidade de hidrogênio, o que poderia explicar as condições básicas encontradas nesta condição (Assunção, 2015).

Para os detritos particulados, na medição dos valores de pH no material proveniente da decomposição anaeróbia e aeróbia, foram considerados básicos a  $21^\circ\text{C}$  e ácidos a  $23^\circ\text{C}$ . Para os detritos dissolvidos, os valores de pH observados na decomposição anaeróbia apresentaram valores elevados ( $> 7$ ) para ambas temperaturas ( $21$  e  $23^\circ\text{C}$ ); em aerobiose, os meios foram ácidos para ambas temperaturas. Esta condição pode ser explicada por Hynes (1970), em função do conteúdo de bicarbonatos, ácidos carbônicos e carbonatos que são facilmente dissociáveis em água; assim, a queda dos valores de pH no início dos experimentos pode ser associada à rápida liberação de ácidos durante a lixiviação (fase rápida da decomposição).

Segundo Gonzáles-Torilet al. (2001), ambientes acidificados são, em geral, importantes, pois o pH baixo pode ser consequência da atividade microbiana, e não uma condição imposta por outras variáveis, como radiação e pressão (Gonzáles-Toril et al., 2003). Na decomposição aeróbia, o principal produto final é o  $\text{CO}_2$ , que em ecossistemas aquáticos forma o  $\text{H}_2\text{CO}_3$  (ácido carbônico), que pode contribuir para a diminuição do pH do meio (Assunção, 2015). Outro aspecto que pode ter contribuído para os resultados

encontrados é o processo de lixiviação dos detritos, que pode ocasionar algumas alterações químicas, como no pH das incubações; por exemplo, a diminuição do pH, observado durante o experimento, pode ser atribuído à dissociação de íons  $H^+$ , resultantes das quebras de moléculas de  $H_2CO_3$  (Nunes et al., 2010). Esta condição ácida em ambas as temperaturas do detrito dissolvido de *M. aquaticum* em aerobiose pode ser explicada, portanto, pela composição da matéria orgânica dissolvida, proveniente do processo de lixiviação, responsável por liberar compostos lábeis e ácidos orgânicos, que se dissociam liberando  $H^+$  para o meio.

A temperatura é um dos mais importantes fatores que agem diretamente no metabolismo dos organismos (Cunha-Santino e Bianchini Jr., 2009), além do pH e outros fatores, que condicionam a ocorrência das comunidades e interferem nas reações cinéticas mediadas por enzimas (Bianchini Jr., 2003). À medida que os detritos sofrem degradação, ocorre a liberação de carbono e nutrientes, aumentando a demanda de oxigênio decorrente da oxidação destes compostos pela microbiota (Bianchini Jr., Cunha-Santino e Peret, 2008). Desta forma, a composição da microbiota pode variar dependendo das propriedades dos detritos, como química do detrito e pH do meio (Berg et al., 2008) e pela temperatura, que aumenta as atividades microbiológicas e o consumo de oxigênio na água; conseqüentemente, há alterações no pH e nas taxas de liberação de íons e nutrientes ao ambiente aquático (Carvalho et al., 2005). Assim, as diferentes formas do carbono podem ser determinadas pelo pH do meio em que se encontram.

Relacionando os valores de pH encontrados na decomposição dos detritos íntegros, particulados e dissolvidos, em ambas as condições de oxi-redução e temperatura, com o grau de aromaticidade das incubações, pode-se fazer algumas observações.

As substâncias húmicas são compostos orgânicos, originados da decomposição dos detritos vegetais e animais; os ácidos húmicos (AH) e fúlvicos (AF) são os compostos mais importantes das frações húmicas, quando relacionados à reatividade e ocorrência nos ecossistemas, pois aumentam o movimento e absorção de íons, além de incrementarem a respiração e as velocidades das reações enzimáticas da microbiota (Caron et al., 2015). Portanto, operacionalmente, as substâncias húmicas são distinguidas em duas frações, de acordo com suas características de solubilidade (Mobed et al. 1996): AF que são solúveis em toda faixa de pH (ácidos e básicos) e AH que são solúveis em meio básico e insolúveis em pH menor que 2,0.

Segundo Piccolo (2002) e Conte et al. (2007), os AF são originados de pequenas moléculas hidrofílicas, com grupos funcionais ácidos, que mantêm os seus constituinte,

solúveis em qualquer faixa de pH. Assim, relacionando os graus de aromatização (relação E4/E6) com os valores de pH, para os detritos íntegros, pode ter ocorrido formação de AF em I-AE21 (pH ácido) e I-AE23 (pH básico) e formação de AH em I-ANA21 e I-ANA23 (pH básico).

Com base nas relações, supõe-se que para os detritos particulados, nas incubações com os lixiviados, houve formação apenas de AF para todos os tratamentos, que tiveram meios básicos para P-ANA21 e P-AE21, e ácidos para P-ANA23 e P-AE23.

Para os detritos dissolvidos, pode ter ocorrido formação apenas de AH para todos os tratamentos. As incubações D-ANA21 e D-ANA23 foram consideradas básicas, porém D-AE21 e D-AE23 foram observadas como ácidas, permitindo mesmo assim a formação de AH. Estes resultados podem ser explicados, possivelmente, pelo caráter polifuncional das substâncias húmicas, que, devido à sua estrutura e grande número de grupos funcionais, proporcionam amplo espectro de reatividade, além da maleabilidade estrutural, que confere alta capacidade de mudança na conformação molecular em função da mudança nas faixas de pH (Sposito, 2004).

Segundo Gimenes et al. (2010), o processo de lixiviação influencia o meio onde ocorre, podendo elevar ou diminuir os valores de condutividade elétrica (CE) e pH. Nas incubações com os detritos íntegros, ou seja, formados por todo o material fibroso e protoplasmático, os valores de CE obtidos no último dia experimental foram altos para ambas as condições de oxi-redução e temperatura (I-ANA21, I-ANA23, I-AE-21 e I-AE23). A queda nos valores da condutividade elétrica observados no oitavo dia para I-ANA23, I-AE21 e I-AE23 podem ser explicados por Passerini et al. (2016), pois, após a rápida perda de massa dos compostos hidrossolúveis advindos da lixiviação, as comunidades microbianas presentes podem, vagarosamente, assimilar os compostos remanescentes, diminuindo assim os valores da condutividade elétrica medida nas amostras.

Para os detritos particulados, os valores observados em ambas as condições de oxi-redução e temperatura (P-ANA21, P-ANA23, P-AE21 e P-AE23) foram relativamente baixos, com média de  $282,29 \mu\text{Scm}^{-1} (\pm 126,34 \mu\text{Scm}^{-1})$  para todos os tratamentos, contrastante com a média superior observada para os detritos íntegros. Estes valores baixos podem se referir à característica estrutural da MOP, que é formada basicamente por lignina e celulose, que representam de 50 a 80% da biomassa seca da planta. Assim, a ausência de substâncias hidrossolúveis neste tipo de detrito gerou baixas quantidades de íons, expressos pelos valores de condutividade elétrica encontradas nas

câmaras de decomposição contendo somente o material particulado; portanto, possivelmente menos íons foram liberados durante a perda de massa dos detritos particulados.

Nas incubações com os detritos lixiviados, na condição anaeróbia os valores foram similares em ambas às temperaturas (21 e 23°C), e para a condição aeróbia, os maiores valores no último dia experimental foram encontrados na menor temperatura (21°C). A matéria orgânica dissolvida (i.e. lixiviado) é liberada aos ecossistemas aquáticos através da excreção dos organismos e pela autólise das membranas celulares dos vegetais, durante a fase de senescência e morte da planta (Nunes et al., 2007). As substâncias que compõem o lixiviado são compostos orgânicos como os açúcares, ácidos orgânicos, proteínas e compostos fenólicos, e também inorgânicos (como K, Ca, Mg e Mn) (Davis III et al., 2003); assim, os valores intermediários (em relação aos demais detritos: íntegros e particulados) obtidos nas câmaras de decomposição somente com a fração solúvel, são relacionados aos íons liberados na decomposição aeróbia e anaeróbia da MOD e que produzem substâncias como ácidos orgânicos e elementos inorgânicos.

A partir dos valores encontrados de condutividade elétrica nos meios (indicando índice de lixiviação) ou seja, analisando-se os valores encontrados durante o processo de perda de massa, as incubações com detritos íntegros apresentaram maior quantidade de liberação de MOD, pois foram as que apresentaram os valores mais altos de CE nos primeiros dias amostrais.

Além da heterogeneidade e complexidade na composição química, a MOD usualmente é dividida em moléculas de baixa massa molecular (geralmente a fração lábil) e alto peso molecular (Docherty et al., 2006). A partir das diferenças estruturais encontradas na MOD, é possível classificar sua fonte predominante. Uma das formas de se identificar a fonte do COD nos ecossistemas é a partir do seu grau de humificação e as diferenças estruturais dos compostos são responsáveis pelos distintos resultados encontrados nas análises espectroscópicas na região do ultravioleta e visível (Azevedo et al., 2008). Segundo Thurman (1985) e Wetzel (2001), as substâncias húmicas são moléculas orgânicas complexas, que compõem até 80% da matéria orgânica dissolvida nos ecossistemas continentais. No processo de humificação, os compostos orgânicos oriundos da exsudação dos tecidos das plantas, animais e microrganismos se tornam mais condensados; além disso, a MOD consiste em moléculas cromóforas que absorvem luz, contribuindo para a absorção de luz visível e ultravioleta da matéria orgânica natural (Chen et al., 2011).

A partir da fração dissolvida de *M. aquaticum*, foram realizadas as análises do grau de aromatização. Segundo Chen et al. (1977), a razão das absorbâncias dos ácidos AH e das soluções de AF em 465 e 665nm, foi muito utilizada anteriormente por pesquisadores para a caracterização dos materiais presentes no solo. As diferentes incubações apresentaram padrões distintos de variação em relação às condições de oxidação e temperatura. Para o tratamento ANA-21, do dia 22 ao 36, as relações para os três detritos se mantiveram estáveis (ou seja, os valores se mantiveram similares), e no último dia experimental (dia 61) a maior relação obtida ocorreu nas incubações com MOD proveniente de detritos particulados, seguido dos dissolvidos, e íntegros.

Para as incubações em ANA-23, houve decréscimo das massas e aromaticidade, para os três tipos de detrito de *M. aquaticum*, pois no primeiro dia amostral, assim como em ANA-21, as relações encontradas foram baixas. Tratando-se das incubações em aerobiose, à 21°C (AE-21), as relações encontradas no primeiro dia também foram baixas para os três detritos (íntegro, particulado e dissolvido). No último dia experimental, os valores aumentaram em relação aos primeiros dias amostrais, sendo a maior relação encontrada para os detritos íntegros, seguida dos particulados e por último, pelos dissolvidos.

Para a condição aeróbia à 23° C (AE-23), as relações seguiram o padrão de aumento dos valores de relação dos tratamentos anteriores, com relações baixas no dia 1. No 61° dia, as relações foram maiores para os detritos íntegros, seguida dos particulados e por fim para os dissolvidos. Segundo estudos realizados por Osborne et al. (2007), investigando as relações entre a matéria orgânica particulada e dissolvida no período de senescência das plantas de diversas espécies, as razões de absorbância em 465/665nm (representadas por E4/E6) maiores que 5 indicam a predominância dos AF na amostra, enquanto abaixo de 5 indicam a predominância dos AH.

As frações lixiviadas dos três detritos apresentaram, em todos os tratamentos, tendência a aumento da razão E4/E6 no último dia experimental, indicando a diminuição da massa molecular. As razões mais baixas encontradas nos primeiros dias amostrais indicam aumento da aromaticidade e da massa molecular. Considerando os estudos realizados por Osborne et al. (2007), em ANA-21 observou-se que nos meios com os detritos íntegros e dissolvidos foram formados predominantemente de compostos como AH e as incubações com os detritos particulados formaram compostos como o AF. Para o tratamento ANA-23, os detritos íntegros e dissolvidos foram predominantemente compostos de AH, enquanto os particulados de AF.

De acordo com Osbourne et al. (2007), para as incubações aeróbias, em AE-21, com os detritos íntegros e particulados, os compostos dissolvidos foram predominantemente compostos de AF, e os dissolvidos de AH. Para AE-23, os resultados foram similares à 21°C, sendo os detritos íntegros e particulados compostos de AF, e os dissolvidos, por AH. Analisando-se globalmente, os detritos íntegros em anaerobiose formaram AH e em aerobiose, AF. Para os particulados, ocorreu apenas formação dos AF e para os dissolvidos, apenas AH. A matéria orgânica dissolvida em ambientes aquáticos de água doce é reconhecida como predominantemente formada por substâncias húmicas (SH) (Wetzel, 2001); a predominância dos AH para os detritos dissolvidos torna o carbono orgânico dissolvido com caráter mais refratário. Assim, inferiu-se que todos os experimentos com formação das SH, principalmente os que formaram os AH (possuem maior massa molecular do que os AF (Caronet al., 2015), tiveram a degradação dos detritos pela microbiota dificultada, devido à natureza mais refratária do COD na amostra.

As substâncias húmicas se originam principalmente de dois recursos: produção microbiana e de plantas terrestres, e usualmente são referidas como substâncias húmicas autóctones e alóctones; sendo as últimas predominantes nos ecossistemas aquáticos de água doce (Anesio et al., 2005). Já as substâncias fúlvicas são diageneticamente mais alteradas, possuem menor massa molecular e são mais oxidadas do que as SH (Benner, 2002. Lohet al. 2004).

Os diferentes valores de grau de aromatização encontrados nas distintas incubações indicaram a heterogeneidade da composição da MOD, proveniente da degradação de *M. aquaticum*. A formação das SH, mais refratárias, pode ser evidenciada também a partir dos menores coeficientes de perda de massa (oxidação de  $COD_R$ ) encontrados. Devido às características químicas destas substâncias, a degradação pelos microrganismos se torna mais complexa, dificultando a quebra das moléculas e apresentando coeficientes de mineralização (representados por  $k_9$ , Figura 12) tendendo a zero; pode-se inferir, portanto, que não houve oxidação das substâncias húmicas para a degradação de *M. aquaticum*. Para a produção das enzimas utilizadas na degradação da matéria orgânica, diferentes estratégias podem ser adotadas pelos decompositores aeróbios e anaeróbios, sendo que, geralmente, os aeróbios produzem enzimas individuais e os anaeróbios, complexos multi-enzimáticos (Schwarz, 2001).

### **6.1 Efeito da temperatura nas decomposições aeróbias e anaeróbias de *M. aquaticum***

A temperatura é considerada uma das mais importantes variáveis que interferem nas reações e processos biológicos durante o decaimento da massa da planta (Bottino et al., 2013). Os resultados encontrados no presente estudo estão de acordo com o IPCC (2007), que diz que a temperatura média da superfície terrestre já aumentou 0,6°C e irá aumentar até 4,5°C até o ano de 2100; o aumento em 2°C proposto no presente estudo está dentro da faixa de elevação esperada. As altas temperaturas, como nos trópicos, favorecem as atividades biológicas dos microrganismos decompositores de detritos (Benstead, 1996; Rosemond et al., 1998; Mathuriau e Chauvet, 2002), como os fungos e bactérias (Gonçalves et al., 2006); isto pode ser confirmado através dos experimentos comparativos das decomposições em 21 e 23°C, além do  $Q_{10}$  calculado, que poderá elevar os teores de  $CO_2$  por feedback positivo.

A dependência da decomposição da matéria orgânica em relação à temperatura é de considerável importância, principalmente no contexto dos possíveis efeitos das mudanças climáticas globais (Kirschbaum, 2006). O carbono disponível nos ecossistemas pode ser estudado através da ciclagem do carbono; o carbono pode estar presente na forma gasosa atmosférica ( $CO_2$ ), nos minerais, na forma biológica (e.g. carbono inorgânico fixado), na forma de combustíveis fósseis, etc. A forma orgânica (ou biológica) do carbono, rica em moléculas de energia, pode reagir quimicamente com o oxigênio, regenerando o  $CO_2$  e produzindo energia, na forma de respiração dos organismos (Manahan, 2000).

Nas últimas duas décadas, tornou-se relevante o debate científico sobre o aumento da temperatura na superfície terrestre, decorrente da intensificação na liberação dos gases de efeito estufa, que é tido como um processo chave no entendimento do aquecimento global (Enrich-Prast e Pinho, 2008). O processo de perda de massa da matéria orgânica (decomposição das macrófitas aquáticas), além de liberar nutrientes para o ambiente, produz essencialmente  $CO_2$  e  $CH_4$ , os principais gases que promovem o efeito estufa (Begon et al., 2006). Há 20 anos, Schlesinger (1997) apontou que 60 PgC também retornavam para a atmosfera por meio da decomposição da matéria orgânica na superfície do solo, além de outros fatores antrópicos. O Brasil, de clima tropical, é um país estratégico para se realizar estudos a respeito da liberação de gases do efeito estufa, pelo amplo território de ecossistemas aquáticos continentais, que participam intensamente na ciclagem do carbono global (Enrich-Prast e Pinho, 2008).

A decomposição de detritos sustenta a produtividade do ecossistema, e pode promover uma retroalimentação sobre as alterações climáticas, por meio das taxas com

que o CO<sub>2</sub> retorna para a atmosfera (Suseela et al., 2013). Segundo Carvalho et al. (2005), geralmente espera-se que a perda de massa dos detritos ocorra mais rapidamente durante os períodos mais quentes; isso pode ser evidenciado pela função dependente da temperatura ( $Q_{10}$ ), cuja elevação em 10°C incrementou as reações biológicas durante a decomposição dos detritos de *M. aquaticum* no presente estudo. Os estudos realizados por Carvalho et al. (2005), com a decomposição da macrófita aquática submersa *Egeria najas*, demonstrou que as taxas de decomposição foram significativamente maiores nas temperaturas mais altas (17°C x 27°C). No presente estudo, outras variáveis influenciaram na decomposição da *M. aquaticum*, como o pH, que em geral condiciona a ocorrência de comunidades e interfere nas velocidades das reações mediadas por enzimas (Bianchini Jr., 1999), assim como a condutividade elétrica do meio e o grau de aromatização. Assim, de acordo com todos os parâmetros apresentados, a decomposição de *M. aquaticum* à 23°C demonstrou serem maiores no processo de perda de massa dos detritos do que à 21°C, sendo a condição anaeróbia de oxi-redução mais sensível à decomposição do que a aeróbia.

Considerando todos os dados apresentados, de perda de massa e velocidade de decaimento para os detritos, pode-se inferir que quando todos os parâmetros estão atuando conjuntamente no sistema, temperaturas elevadas e condições anaeróbias tornam as taxas de degradação de *M. aquaticum* mais elevadas. As condições anaeróbias podem ter sido favorecidas, neste estudo, pela característica das bactérias anaeróbias em serem organismos oportunistas, com grande capacidade hidrolítica, fermentativa, metanogênica e de redução de sulfatos (McKew et al., 2013).

Segundo Santos et al. (2011), o reservatório do Monjolinho é caracterizado por ser um ambiente eutrófico, ou seja, possui concentração elevada de nutrientes (e.g. fósforo e nitrogênio), que conferem alta produtividade ao ecossistema aquático (Oliveira, 2010). A grande maioria dos ecossistemas aquáticos continentais são pequenos e rasos (Downing et al., 2006), como o reservatório do Monjolinho, favorecendo a colonização desta área por macrófitas aquáticas. Segundo Cole et al. (2007), os ambientes aquáticos continentais possuem um papel fundamental na ciclagem global do carbono.

No reservatório do Monjolinho, os detritos dissolvidos que subsidiam o metabolismo microbiano e de outros organismos via alça microbiana, podem produzir impactos de curto-prazo no ciclo do carbono, pois houve a formação do COD<sub>R</sub> (equivalente a SH), que devido à característica refratária e os baixos coeficientes de mineralização, tendem a ser acumulados. Os compostos solúveis liberados através da

lixiviação são rapidamente incorporados na forma de MOD lábil, que é assimilada prontamente pelos microrganismos heterotróficos, passando a representar a fração particulada da matéria orgânica (biomassa microbiana). A presença do material hidrossolúvel contribuiu na perda de massa do material fibroso da macrófita; assim, o aumento da temperatura em 2°C tende a empobrecer o estoque de matéria orgânica dos sedimentos do reservatório do Monjolinho, em vista da intensificação do processo de mineralização e emissão de gases que ocorrem com a perda de massa da macrófita aquática.

## 7. Conclusões

---

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

- (i) Os detritos de *M. aquaticum* foram considerados heterogêneos do seu ponto de vista químico, constituindo-se de duas frações distintas: uma lábil/solúvel ( $COP_{LS} = 21,90\%$ ) e outra refratária ( $COP_R = 78,09\%$ );
- (ii) Os coeficientes de perda de massa (representados por  $k$ ) foram maiores para o decaimento das frações lábeis/solúveis do que para as refratárias para todos os detritos; conseqüentemente, os  $t_{1/2}$  foram maiores para a decomposição dos compostos refratários em relação aos lábeis. Para os detritos íntegros, particulados e dissolvidos, as mineralizações das frações refratárias foram maiores nos respectivos tratamentos: I-ANA21, P-ANA23 e D-ANA23. A formação do COD para os detritos íntegros e particulados foram maiores nos respectivos tratamentos: I-ANA21 e P-AE23, sendo os coeficientes de mineralização do COD maiores do que os do  $COP_R$ ;
- (iii) As variáveis abióticas selecionadas (condutividade elétrica e grau de aromatização) auxiliaram no entendimento da perda de massa e formação de substâncias húmicas dos detritos da macrófita aquática, visto que demonstraram a liberação de substâncias hidrossolúveis e dissolução de íons ao meio em cada tratamento (i.e. lixiviação). A análise do pH auxiliou no entendimento da atividade microbiana presente nas incubações;
- (iv) O  $Q_{10}$  individual e global permitiu inferir a eficiência dos processos anaeróbios de decomposição, que foram considerados mais sensíveis ao aumento de temperatura do que os aeróbios;
- (v) O aumento da temperatura em  $2^\circ\text{C}$  influenciou positivamente no decaimento dos detritos em meio anaeróbio de *M. aquaticum*, evidenciado através das análises físico-químicas (pH, condutividade elétrica e grau de aromatização) e das relações realizadas com os detritos íntegros, particulados e dissolvidos nas distintas condições experimentais;
- (vi) A modelagem matemática adotada para descrever os processos de perda de massa de *M. aquaticum* apresentaram coeficientes de determinação ( $r^2$ ) significativos para os tratamentos, inferindo que o modelo utilizado foi adequado;

- (vii) O estudo refutou a hipótese de que o aumento da temperatura global em 2°C em função do aquecimento global irá influenciar positivamente nas taxas de decomposição da macrófita aquática em meio aeróbio, visto que a maior perda de massa ocorreu para a decomposição em condições anaeróbias de oxirredução e para os três tipos de detritos (íntegros, particulados e dissolvidos), resultando em intensificação das mineralizações dos compostos orgânicos, que serão devolvidos à atmosfera na forma de gases de efeito estufa. Como consequência, na decomposição em meio anaeróbio, há o empobrecimento do estoque de matéria orgânica nos sedimentos do reservatório do Monjolinho.

## 8. Referências

---

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17th Edition, **American Public Health Association**, Washington DC. 1989.

ACUÑA, V.; WOLF, A.; UEHLINGER, U.; TOCKNER, K. Temperature dependence of stream benthic respiration in an Alpine river network under global warming. **Freshwater Biology**, v. 53, n. 10, p. 2076-2088, 2008.

ÁGOSTON-SZABÓ, E.; DINKA, M.; NÉMEDI, L.; HORVÁTH, G. Decomposition of *Phragmites australis* rhizome in a shallow lake. **Aquatic Botany**, v. 85, n. 4, p. 309-316, 2006.

ALAHUHTA, J.; HEINO, J.; LUOTO, M.. Climate change and the future distributions of aquatic macrophytes across boreal catchments. **Journal of Biogeography**, v. 38, n. 2, p. 383-393, 2011.

ALLEN, A. P.; GILLOOLY, J. F.; BROWN, J. H. Linking the global carbon cycle to individual metabolism. **Functional Ecology**, v. 19, n. 2, p. 202-213, 2005.

ANESIO, A. M.; ABREU, P. C.; BIDDANDA, B. A. The role of free and attached microorganisms in the decomposition of estuarine macrophyte detritus. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 56, n. 2, p. 197-201, 2003.

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

ASSUNÇÃO, A. W. A. Cinética e variação molecular de substâncias húmicas formadas da lixiviação de macrófitas aquáticas (Tese) – Doutorado em Ciências. Universidade Federal de São Carlos – São Carlos/SP. 2015.

BALDY, V.; GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. Bacteria, fungi and the breakdown of leaf litter in a largeriver. **Oikos**, p. 93-102, 1995.

BARBIERI, R. Estudos da composição química de algumas espécies de macrófitas aquáticas e suas implicações no metabolismo da represa do Lobo (Broa). (Dissertação) – Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 1984.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R. H.; JOHN, L.; COLIN, R. T.; JOHN, L. H. Ecology: from individual stoecosystems, 4th ed. Oxford, **Blackwell Publishing**, 768 p. 2006.

BENNER, R. Biogeochemistry of marine dissolved organic matter. **Elsevier Science**. Academic Press. Ed. porHansell, D.A. e Carlson, C. A. 2002.

BENNER, R.; MORAN, M. A.; HODSON, R. E. Biogeochemical cycling of lignocellulosic carbon in marine and freshwater ecosystems: relative contributions of procaryotes and eucaryotes. **Limnology and Oceanography**, v. 31, n. 1, p. 89-100, 1986.

BERG, B., LASKOWSKI, R. Litter Decomposition: A guide to carbon and nutrient turnover. **Academic Press**, 421 pp. 2005.

BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. Plant litter. Decomposition, humus formation, carbon sequestration. 2nd **Ed Springer**, 2003.

BEST, E.P.H.; BUZZELLI, C.P.; BARTELL, S.M.; WETZEL, R.L.; BOYD, W.A.; DOYLE, R.D. e CAMPBELL, K.Y.M.R.. Modeling submersed macrophyte growth in relation to underwater light climate: modeling approaches and application potential. **Hydrobiologia**, v. 444, n. 1, p. 43-70, 2001.

BIANCHINI JR., I. Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais. **Perspectivas da Limnologia no Brasil**. São Luís: Gráfica e Editora União, p. 21-43, 1999.

BIANCHINI JR., I.; CUNHA-SANTINO, M. B. DA; RIBEIRO, J.;PENTEADO, D. Implication of anaerobic and aerobic decomposition of *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth.

on the carbon cycling in a subtropical reservoir. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 100-110, 2014.

BIANCHINI JR., I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, p. 85-126, 2003.

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

BIANCHINI JR., I.; CUNHA-SANTINO, M. B.; PERET, A. M. Oxygen demand during mineralization of aquatic macrophytes from an oxbow lake. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 1, p. 61-67, 2008.

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

BILLEN, G. Modelling the processes of organic matter degradation and nutrients recycling in sedimentary systems. **Sediment Microbiology**, p. 15-52, 1982.

BOERJAN, W.; RALPH, J.; BAUCHER, M. Lignin biosynthesis. **Annual Review of Plant Biology**, v. 54, n. 1, p. 519-546, 2003.

BOTTINO, F.; CALIJURI, M. C.; MURPHY, K. J. Organic matter cycling in a neotropical reservoir: effects of temperature and experimental conditions. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 2, p. 192-201, 2013.

BOTTINO, F.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Cellulase activity and dissolved organic carbon release from lignocellulose macrophyte-derived in four trophic conditions. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 47, n. 2, p. 352-358, 2016.

BOULTON, A. J.; BOON, P. I. A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments: time to turn over an old leaf? **Marine and Freshwater Research**, v. 42, n. 1, p. 1-43, 1991.

BUFFLE, J.; ZALI, O.; ZUMSTEIN, J.; DE VITRE, R. Analytical methods for the direct determination of inorganic and organic species: Seasonal changes of iron, sulfur, and pedogenic and aquogenic organic constituents in the eutrophic Lake Bret, Switzerland. **Science of The Total Environment**, v. 64, n. 1-2, p. 41-59, 1987.

CAMARGO, A. F. M.; ESTEVES, F. A. Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystems. **Limnology in Brazil**, p. 137-149, 1995.

CAMPAGNA, A.F Toxicidade dos sedimentos da bacia hidrográfica do rio monjolinho (São Carlos-SP): ênfase nas substâncias cobre, aldrin e heptacloro.. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. 2005.

CARON, V. C.; GRAÇAS, J. P.; CASTRO, P. R. C. Condicionadores do solo: ácidos húmicos e fúlvicos. Piracicaba: ESALQ/USP, 2015.

CARVALHO, C.; HEPP, L. U.; PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F. Decomposition of macrophytes in a shallow subtropical lake. **Limnologia- Ecology and Management of Inland Waters**, v. 53, p. 1-9, 2015.

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

CHEN, Y.; SENESI, N.; SCHNITZER, M. Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. **Soil Science Society of America Journal**, v. 41, n. 2, p. 352-358, 1977.

COBLE, P. G. Marine optical biogeochemistry: The chemistry of ocean color. **Chemical Reviews**. 107: 402–418. 2007.

COLE, J. J.; PRAIRIE, Y. T.; CARACO, N. F. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. **Ecosystems**, v. 10, n. 1, p. 172-185, 2007.

CONANT, R. T., RYAN, M. G., ÅGREN, G. I., BIRGE, H. E., DAVIDSON, E. A., ELIASSON, P. E., e HYVÖNEN, R. Temperature and soil organic matter decomposition rates—synthesis of current knowledge and a way forward. **Global Change Biology**, 17(11), 3392-3404. 2011.

CONTE, P.; SPACCINI, R.; SMEJKALOVÁ, D. Spectroscopic and conformational properties of size-fractions separated from a lignite humic acid. **Chemosphere**, v. 69, n. 7, p. 1032-1039, 2007.

COOK, C.D.K.; GUT, B.J.; RIX, E.M.; SCHNELLER, J.; SEITZ, M. Water Plants of the world. Dr Junk b.v. Publishers, England. 561 pp. 1974.

COUTEAUX, M-M.; BOTTNER, P.; BERG, B. Litter decomposition, climate and litter quality. **Trends in Ecology e Evolution**, v. 10, n. 2, p. 63-66, 1995.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Q<sub>10</sub> of heterotrophic activity during aerobic decomposition of *Utriculariabreviscapa* and its effect on carbon cycling in a tropical lagoon. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 2, p. 317-324, 2010.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Humificação e mineralização de macrófitas aquáticas: uma revisão sobre esses processos. **Oecologia Australis**, v. 13, n. 4, p. 665-675, 2009.

CUNHA, M. B.; BIANCHINI JR., I. Cinéticas de mineralização aeróbia de celulose e lignina durante a degradação de *Cabomba Piauhensis* e *Scripus Cubensis*. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 10, n. 2, p. 59-69, 1998.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Modelos matemáticos aplicados aos estudos de decomposição de macrófitas aquáticas. **Oecologia Australis**, v. 10, n. 2, p. 154-164, 2009.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Oxygen uptake during mineralization of humic substances from Infernão Lagoon (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 3B, p. 583-590, 2004.

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

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. The effect of the size of particles on mineralization of *Oxycaryumcubense* (Poepp. &Kunth) Lye. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2B, p. 641-650, 2006.

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

DAHROUG, Z.; SANTANA, N. F.; PAGIORO, T. A. *Eichhorniaazurea* decomposition and the bacterial dynamic: an experimental research. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 47, n. 2, p. 279-286, 2016.

DAVIS, S. E.; CHILDERS, D. L. Importance of water source in controlling leaf leaching losses in a dwarf red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) wetland. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 71, n. 1, p. 194-201, 2007.

DE AZEVEDO, J. C. R.; MIZUKAWA, A.; TEIXEIRA, M. C; PAGIORO, T. A. Contribution to dissolved organic matter by decomposition of aquatic macrophytes, *Eichhornia azurea*. **Oecologia Australis**, v. 12, n. 1, p. 42-56, 2009.

DOCHERTY, Kathryn M.; YOUNG, K. C.; MAURICE, P. A.; BRIDGHAM, S. D. Dissolved organic matter concentration and quality influences upon structure and function of freshwater microbial communities. **Microbial Ecology**, v. 52, n. 3, p. 378-388, 2006.

DOMINGOS, V. D.; PASCHOA, P. L., MARTINS, D.; COSTA, N. V. Allocation of biomass and nutrients in *Myriophyllum aquaticum* at different levels of macronutrient. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 193-201, 2005.

DOWNING, J. A.; PRAIRIE, Y.T.; COLE, J.J. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 5, p. 2388-2397, 2006.

DUKES, J. S.; FIELD, C. B. Diverse mechanisms for CO<sub>2</sub> effects on grassland litter decomposition. **Global Change Biology**, v. 6, n. 2, p. 145-154, 2000.

ENRICH-PRAST, ALEX e PINHO, LUANA. (2008). Ciclo do carbono em ecossistemas aquáticos continentais brasileiros. **Oecologia Brasiliensis**, ISSN 1981-9366, Vol. 12, Nº. 1.

FELLMAN, J. B., E. HOOD, e R. G. M. SPENCER. Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review. **Limnology and Oceanography**. 55: 2452–2462. 2010.

FENG, X.; SIMPSON, A. J.; WILSON, K. P. Increased cuticular carbon sequestration and lignin oxidation in response to soil warming. **Nature Geoscience**, v. 1, n. 12, p. 836-839, 2008.

FIERER, N.; CRAINE, J. M.; MCLAUCHLAN, K.; SCHIMEL, J. P. Litter quality and the temperature sensitivity of decomposition. **Ecology**, v. 86, n. 2, p. 320-326, 2005.

FLOUDAS, D.; BINDER, M.; RILEY, R. The Paleozoic origin of enzymatic lignin decomposition reconstructed from 31 fungal genomes. **Science**, v. 336, n. 6089, p. 1715-1719, 2012.

FOGEL, R.; CROMACK JR., K. Effect of habitat and substrate quality on Douglas fir litter decomposition in western Oregon. **Canadian Journal of Botany**, v. 55, n. 12, p. 1632-1640, 1977.

GABOR, R. S., A. BAKER, D. M. MCKNIGHT, E. M. P. MILLER. Fluorescence indices and their interpretation, p. 303–338. In P. Coble, J. Lead, A. Baker, D. Reynolds, and R. G. M. Spencer [eds.], *Aquatic organic matter fluorescence*. **Cambridge University Press**, 2014.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A perspective on leaf litter breakdown in streams. **Oikos**, p. 377-384, 1999.

GIMENES, K.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Cellulase activity in anaerobic degradation of aquatic macrophytes tissues. **Fundamental and Applied Limnology/Archivfür Hydrobiologie**, v. 183, n. 1, p. 27-39, 2013.

GONÇALVES JR., J. F.; FRANÇA, J.S.; MEDEIROS, A.O.. Leaf breakdown in a tropical stream. **International Review of Hydrobiology**, v. 91, n. 2, p. 164-177, 2006.

GONZÁLEZ-TORIL, E.; GÓMEZ, F.; RODRIGUEZ, N. Geomicrobiology of the Tinto River, a model of interest for biohydrometallurgy. **Hydrometallurgy**, v. 71, n. 1, p. 301-309, 2003.

GONZÁLEZ-TORIL, E.; LLOBET-BROSSA, E.; CASAMAYOR, E. O. Microbial ecology of an extreme acidic environment, the Tinto River. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 69, n. 8, p. 4853-4865, 2003.

GUDASZ, C.; BASTVIKEN, D.; STEGER, K. Temperature-controlled organic carbon mineralization in lake sediments. **Nature**, v. 466, n. 7305, p. 478-481, 2010.

HANSELL, D. A.; CARLSON, C. A. (Ed.). *Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter*. **Academic Press**, 2014.

HANSEN, A. M.; KRAUS, T. E.; PELLERIN, B. A. Optical properties of dissolved organic matter (DOM): effects of biological and photolytic degradation. **Limnology and Oceanography**, v. 61, n. 3, p. 1015-1032, 2016.

SCHLICHTING JR., H. E. Introduction to Soil Microbiology. **Phycologia**. December, v. 17, n. 4, p. 447-447, 1978.

HARPER, H. A. Manual de Química Fisiológica. São Paulo: **Atheneu**. 1977.

HELBING, U. W.; ESTEVES, F. A.; TILZER, M. M.; STABEL, H. H. Influência dos produtos de decomposição da macrófita aquática *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze, na composição química da água da represa do Lobo (Broa)–São Paulo. **Acta Limnologia Brasiliensia**, v. 1, p. 611-637, 1986.

HODSON, R. E.; CHRISTIAN, R. R.; MACCUBBIN, A. E. Lignocellulose and lignin in the salt marsh grass *Spartina alterniflora*: initial concentrations and short-term, post-depositional changes in detrital matter. **Marine Biology**, v. 81, n. 1, p. 1-7, 1984.

HOORENS, B.; AERTS, R.; STROETENGA, M. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? **Oecologia**, v. 137, n. 4, p. 578-586, 2003.

HYNES, H. B. N.; HYNES, H. B. N. The Ecology of Running Waters. Liverpool: **Liverpool University Press**, 1970.

TEAM, C. W.; PACHAURI, R. K.; REISINGER, A. Contribution of working groups I, II and III to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. **IPCC**, Geneva, Switzerland, 2007.

IRGANG, B. E.; PEDRALLI, G.; WAECHTER, J. I. Macrófitas aquáticas da Estação Ecológica do Taim. **Roessleria**, v. 6, p. 395-404, 1984.

JONES, R. I. The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. **Hydrobiologia**, v. 229, n. 1, p. 73-91, 1992.

KIM, J. G.; REJMÁNKOVÁ, E. Decomposition of macrophytes and dynamics of enzyme activities in subalpine marshes in Lake Tahoe basin, USA. **Plant and Soil**, v. 266, n. 1-2, p. 303-313, 2005.

KIRSCHBAUM, M. U. F.. The temperature dependence of organic-matter decomposition—still a topic of debate. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 9, p. 2510-2518, 2006.

KISSMANN, K. G.; GROTH, D. Plantasinfestantes e nocivas. São Paulo: **Basf Brasileira**. t. 3. 683 p. 1995.

KÖPPEN, W. Grundriss der klimakunde. **Walter de Gruyter & Co.**, Berlin, DE. 388p, 1931.

KOSTEN, S.; JEPPESEN, E.; HUSZAR, V. L. M. Ambiguous climate impacts on competition between submerged macrophytes and phytoplankton in shallow lakes. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 8, p. 1540-1553, 2011.

LACOUL, P.; FREEDMAN, B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. **Environmental Reviews**, v. 14, n. 2, p. 89-136, 2006.

LIIKANEN, A. N. U.; MURTONIEMI, T.; TANSKANEN, H. Effects of temperature and oxygenavailability on greenhouse gas and nutrient dynamics in sediment of a eutrophic mid-boreal lake. **Biogeochemistry**, v. 59, n. 3, p. 269-286, 2002.

LOH, A. N.; BAUER, J. E.; DRUFFEL, E. R. Variable ageing and storage of dissolved organic components in the open ocean. **Nature**, v. 430, n. 7002, p. 877-881, 2004.

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

LYND, L. R.; WEIMER, P. J.; VAN ZYL, W. H.; PRETORIUS, I. S. Microbial cellulose utilization: fundamentals and biotechnology. **Microbiology And Molecular Biology Reviews**, v. 66, n. 3, p. 506-577, 2002.

MACKENZEN J.; BAUHUS, J. The Decay Of Course Wood Debris. Australia: **Australian Greenhouse Office** (National Carbon Accounting Systems, Report N. 6). 1999

MANAHAN, STANLEY E. Environmental Science, Technology, And Chemistry. **Environmental Chemistry**. Boca Raton: Crc Press Llc, 2000.

MAYORGA, E.; AUFDENKAMPE, A. K.; MASIELLO, C. A. Young organic matter as a source of carbon dioxide outgassing from Amazonian rivers. **Nature**, v. 436, n. 7050, p. 538-541, 2005.

MCKEW, B. A.; DUMBRELL, A. J.; TAYLOR, J. D. Differences between aerobic and anaerobic degradation of microphytobenthic biofilm-derived organic matter within intertidal sediments. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 84, n. 3, p. 495-509, 2013.

MEGONIGAL, J.P., M.E. HINES, AND P.T. VISSCHER.. Anaerobic metabolism: linkages to trace gases and aerobic processes. Pages 317-424 in Schlesinger, W.H. (Editor). **Biogeochemistry**. Elsevier-Pergamon, Oxford, UK. 2014.

MELILLO, J. M.; ABER, J. D.; MURATORE, J. F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. **Ecology**, v. 63, n. 3, p. 621-626, 1982.

MOBED, J. J.; HEMMINGSEN, S. L.; AUTRY, J. L.; MCGOWN, L. B. Fluorescence characterization of IHSS humic substances: total luminescence spectra with absorbance correction. **Environmental Science e Technology**, v. 30, n. 10, p. 3061-3065, 1996.

MOODY, M. L.; LES, D. H. Systematics of the aquatic angiosperm genus *Myriophyllum* (Haloragaceae). **Systematic Botany**, v. 35, n. 1, p. 121-139, 2010.

MOREIRA, I.; MONTEIRA, A.; FERREIRA, T. Biology and control of parrotfeather (*Myriophyllum aquaticum*) in Portugal. **Ecology Environment Conservation**, v. 5, p. 171-179, 1999.

NOGUEIRA, M. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho– São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, n. 1, p. 149-168, 1996.

NUNES, M. F.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Aerobic mineralization of carbon and nitrogen from *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. leachate. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 3, p. 285-293, 2007.

OCHIAI, M.; NAKAJIMA, T.; HANYA, T. Chemical composition of labile fractions in DOM. **Hydrobiologia**, v. 71, n. 1-2, p. 95-97, 1980.

OLIVEIRA, C. S.; ALCANTARA, G. B., LIÃO, L. M. Decomposition dynamics of *Typha angustifolia* under aerobic conditions. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 27, n. 9, p. 1687-1693, 2016.

ORCHARD, A. E. A revision of South American *Myriophyllum* (Haloragaceae) and its repercussions on some Australian and North American species. **Brunonia**, v. 4, n. 1, p. 27-65, 1981.

PASSERINI, M. D.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Oxygen availability and temperature as driving forces for decomposition of aquatic macrophytes. **Aquatic Botany**, v. 130, p. 1-10, 2016.

PEDRALLI, G. Macrófitos aquáticos: técnicas e métodos de estudos. **Estudos de Biologia**, v. 26, p. 5-24, 1990.

PERET, A.; BIANCHINI JR., I. Stoichiometry of aerobic mineralization (O/C) of aquatic macrophytes leachate from a tropical lagoon (São Paulo–Brazil). **Hydrobiologia**, v. 528, n. 1, p. 167-178, 2004.

PÉREZ, J.; MUÑOZ-DORADO, J.; DE LA RUBIA, T.; MARTÍNEZ, J. Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. **International Microbiology**, v. 5, n. 2, p. 53-63, 2002.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. **Advances in Agronomy**, v. 75, p. 57-134, 2002.

PRESCOTT, C. E. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? **Biogeochemistry**, v. 101, n. 1-3, p. 133-149, 2010.

QUALLS, R. G. Biodegradability of humic substances and other fractions of decomposing leaf litter. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 5, p. 1705-1712, 2004.

REGALI-SELEGHIM, M. H. Rede Trófica Microbiana em um Sistema Eutrófico Raso (Reservatório do Monjolinho–São Carlos–SP)–Estrutura e Função. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). São Paulo. UFSCar, 2001.

REJMÁNKOVÁ, E.; SIROVA, D. Wetland macrophyte decomposition under different nutrient conditions: relationships between decomposition rate, enzyme activities and microbial biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n. 2, p. 526-538, 2007.

RIIS, T.; LAMBERTINI, C.; OLESEN, B.. Invasion strategies in clonal aquatic plants: are phenotypic differences caused by phenotypic plasticity or local adaptation? **Annals of Botany**, v. 106, n. 5, p. 813-822, 2010.

ROCHA J. C & ROSA, A. H. Substâncias húmicas aquáticas: interações com espécies metálicas. São Paulo, **EditoraUNESP**. 120p, 2003.

ROMANÍ, A. M.; FISCHER, H.; MILLE-LINDBLOM, C.; TRANVIK, L. J. Interactions of bacteria and fungi on decomposing litter: differential extracellular enzyme activities. **Ecology**, v. 87, n. 10, p. 2559-2569, 2006.

ROSA, A. H.; SIMÕES, M. L.; OLIVEIRA, L. C. Multimethod study of the degree of humification of humic substances extracted from different tropical soil profiles in Brazil's Amazonian region. **Geoderma**, v. 127, n. 1, p. 1-10, 2005.

ROSENZWEIG, C.; KAROLY, D.; VICARELLI, M. Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. **Nature**, v. 453, n. 7193, p. 353-357, 2008.

ROTHMAN, E.; BOUCHARD, V. Regulation of carbon processes by macrophyte species in a Great Lakes coastal wetland. **Wetlands**, v. 27, n. 4, p. 1134-1143, 2007.

WERSALA, R. M.; CHESHERA, J. C.; MADSENA, J. D.; GERARDB, P. D. Phenology, starch allocation, and environmental effects on *Myriophyllum aquaticum*. **Aquatic Botany**, v. 95, n. 3, p. 194-199, 2011.

SALINAS, N.; Malhi, Y.; Meir, P. The sensitivity of tropical leaf litter decomposition to temperature: results from a large-scale leaf translocation experiment along an elevation gradient in Peruvian forests. **New Phytologist**, v. 189, n. 4, p. 967-977, 2011.

SANDERMAN, J.; AMUNDSON, R. Biogeochemistry of decomposition and detrital processing. **Treatise on Geochemistry**, v. 8, p. 682, 2003.

SANTAMARÍA, Luis. Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. **Acta Oecologica**, v. 23, n. 3, p. 137-154, 2002.

SANTOS, M. G.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Alterações espaciais e temporais de variáveis limnológicas do reservatório do Monjolinho (campus da UFSCar). **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 682-696, 2011.

SANTORO, A.L e ENRICH-PRAST, A. 2011. Regulação Microbiológica Da Disponibilidade De Nitrogenio Em Ecossistemas Aquáticos Continentais. **Oecologia Australis**. 15(2): 213-235.

SCHLESINGER, W. H. , RECKHOW, K. H., E BERNHARDT, E. S. Global change: The nitrogen cycle and rivers. **Water Resources Research**, 42(3). 2006.

SCHLICKEISEN, T. E.; TIETJEN, T.L. ARSUFFI, A.W. Detritus processing and microbial dynamics of an aquatic macrophyte and terrestrial leaf in a thermally constant, spring-fed stream. **Microbial Ecology**, v. 45, n. 4, p. 411-418, 2003.

SCHRÖTER, D.; CRAMER, W.; LEEMANS, R. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. **Science**, v. 310, n. 5752, p. 1333-1337, 2005.

SCHWARZ, W. The cellulosome and cellulose degradation by anaerobic bacteria. **Applied Microbiology e Biotechnology**, v. 56, n. 5-6, p. 634-649, 2001.

SENESI, N.; D'ORAZIO, V.; RICCA, G. Humic acids in the first generation of EUROSOILS. **Geoderma**, v. 116, n. 3, p. 325-344, 2003.

SILVA, D. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; MARQUES, E. E. The decomposition of aquatic macrophytes: bioassays versus in situ experiments. **Hydrobiologia**, v. 665, n. 1, p. 219-227, 2011.

SILVA, A. C.; TORRADO, P. V.; ABREU J.R, J. S. Métodos de quantificação da matéria orgânica do solo. **Revista da Universidade de Alfenas**, v. 5, n. 1, p. 21-26, 1999.

SILVA, C. J.; ESTEVES, F. A. Biomass of three macrophytes in the Pantanal of the Mato Grosso, Brazil. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**, v. 19, p. 11-23, 1993.

SINSABAUGH, R. L.; LINKINS, A. E. Enzymic and chemical analysis of particulate organic matter from a boreal river. **Freshwater Biology**, v. 23, n. 2, p. 301-309, 1990.

SONG, N.; YAN, Z-S.; CHAI, H-Y.; JIANG, H. L. Effect of temperature on submerged macrophyte litter decomposition within sediments from a large shallow and subtropical freshwater lake. **Hydrobiologia**, v. 714, n. 1, p. 131-144, 2013.

SOUZA, G. S. F.; PEREIRA, M. R. R.; VITORINO, H. S. Influência da chuva na eficácia do herbicida 2, 4-D no controle de *Myriophyllum aquaticum*. **Planta Daninha**, p. 263-267, 2012.

SPOSITO, G. The chemistry of soils. New York: **Oxford University Press**. 277p, 2004.

STENSETH, N. C.; MYSTERUD, A.; OTTERSEN, G. Ecological effects of climate fluctuations. **Science**, v. 297, n. 5585, p. 1292-1296, 2002.

STEVENSON, F. J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. **John Wiley & Sons**, 2 ed., p. 512, 1994.

STRIPARI, N. L.; HENRY, R. The invertebrate colonization during decomposition of *Eichhornia azurea* Kunth in a lateral lake in the mouth zone of Paranapanema River into Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 2, p. 293-310, 2002.

SUSEELA, V.; THARAYIL, N.; XING, B. Labile compounds in plant litter reduce the sensitivity of decomposition to warming and altered precipitation. **New Phytologist**, v. 200, n. 1, p. 122-133, 2013.

SWIFT, M. J.; HEAL, D. W.; ANDERSON, J. M. Studies in ecology decomposition in terrestrial ecosystems. **Oxford: Blackwell**. 371 p, 1979.

TARTAGLIA, D. O efeito da temperatura na degradação aeróbia de *Eichhornia azurea*. (Monografia apresentada como parte dos requisitos na formação de Bacharelado em Ciências Biológicas – UFSCar – São Carlos). 2001.

TEIXEIRA, M.C., DE CARVALHO, R.P., PIMENTEL, P.F., CIMINELLI, V.S.T. GARCIA JR., O. Biohydrometallurgy: Fundamentals, Technology and Sustainable Development, Part A (Process Metallurgy). **Elsevier Science**; 1st edition, 609 p. 2001.

THURMAN E. M Aquatic humic substances. Organic Geochemistry of Natural Waters. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 273-361v. 166, n. 11, p. 810–832, 1985.

TOWNSEND, C.R., BEGON, M. e HARPER, J.L. *Essentials of Ecology*. **Blackwell** – 522 p. 2008.

TRINDADE, C. R. T.; PEREIRA, A.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, E. C. Caracterização e importância das macrófitas aquáticas com ênfase nos ambientes límnicos do Campus Carreiros-FURG, Rio Grande, RS. 2010.

TURENE, D.A.T. Percepção ambiental: uma análise na Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho, São Carlos, SP. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. Rates, Constants And Kinetics Formulations In Surface Water Quality Modeling. 2 Ed. Athens: U.S. **Government Printing Office**. 455 p. 1985.

VARGA, I. Structure and changes of macroinvertebrate community colonizing decomposing rhizome litter of common reed at Lake Fertő/Neusiedler See (Hungary). **Hydrobiologia**, v. 506, n. 1, p. 413-420, 2003.

WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Annual Review of Ecology And Systematics**, v. 17, n. 1, p. 567-594, 1986.

WERSAL, R. M.; CHESHIER, J. C.; MASEN, J. D., GERARD, J. D. Phenology, starch allocation, and environmental effects on *Myriophyllum aquaticum*. **Aquatic Botany**, v. 95, n. 3, p. 194-199, 2011.

WERSAL, R. M.; MADSEN, J. D. Comparative effects of water level variations on growth characteristics of *Myriophyllum aquaticum*. **Weed Research**, v. 51, n. 4, p. 386-393, 2011.

WETZEL, R. G. *Limnology: lake and river ecosystems*. **Gulf Professional Publishing**. 2001.

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

WRIGHT, M. S.; COVICH, A. P. The effect of macroinvertebrate exclusion on leaf breakdown rates in a tropical headwater stream. **Biotropica**, v. 37, n. 3, p. 403-408, 2005.