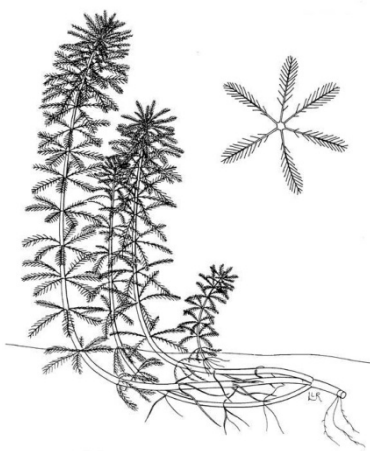


**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**Decomposição aeróbia de *Myriophyllum aquaticum* (Vell.)  
Verdc. e caracterização limnológica na bacia hidrográfica do  
rio do Monjolinho (São Carlos, SP, Brasil)**



MARIANA GONZAGA DOS SANTOS

São Carlos - SP  
2009

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**Decomposição aeróbia de *Myriophyllum aquaticum* (Vell.)  
Verdc. e caracterização limnológica na bacia hidrográfica do  
rio do Monjolinho (São Carlos, SP, Brasil)**

MARIANA GONZAGA DOS SANTOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia.

São Carlos - SP  
2009

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

S237da

Santos, Mariana Gonzaga dos.

Decomposição aeróbia de *Myriophyllum aquaticum* (Vell.)  
Verdc. e caracterização limnológica na bacia hidrográfica do  
rio do Monjolinho (São Carlos, SP, Brasil) / Mariana  
Gonzaga dos Santos. -- São Carlos : UFSCar, 2009.  
135 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São  
Carlos, 2009.

1. Ecologia aquática. 2. *Myriophyllum aquaticum*. 3.  
Decomposição. 4. Composição química. 5. Monjolinho, Rio,  
Bacia (SP). 6. Caracterização limnológica. I. Título.

CDD: 574.5263 (20<sup>a</sup>)

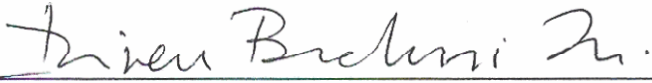
**Mariana Gonzaga dos Santos**

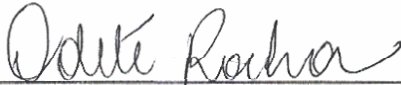
Decomposição **aeróbia** de *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. e **caracterização limnológica** na bacia hidrográfica do rio do **Monjolinho** (São Carlos, SP, Brasil)

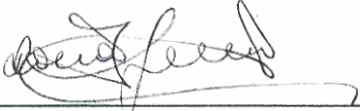
Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 02 de junho de 2009

**BANCA EXAMINADORA**

Presidente   
Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior  
(Orientador)

1º Examinador   
Profa. Dra. Odete Rocha  
PPGERN/UFSCar

2º Examinador   
Prof. Dr. Donato Seiji Abe  
IIE/São Carlos-SP

Orientador

---

Prof. Dr. Irineu Bianchini Jr.

Aos meus pais Inês e Darci e ao  
meu irmão pelo carinho e amor incondicional.

## **Agradecimentos**

Ao Prof. Dr. Irineu Bianchini Jr., pela orientação, atenção, muita paciência, empenho, disponibilidade e profissionalismo desde o princípio.

À Prof. Dra. Marcela Bianchessi da Cunha-Santino, pela co-orientação, muita paciência, compreensão, atenção, empenho, apoio e disponibilidade sempre.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN), pela colaboração para meu aperfeiçoamento profissional.

Ao Departamento de Hidrobiologia (UFSCar), pela infra-estrutura oferecida.

A FAPESP pela concessão de bolsa de estudo (nº processo 06/58485-6).

À bióloga Jurity pela amizade e grande ajuda nas análises de nutrientes.

À minha querida família pelo apoio, amor, carinho, conselhos, enfim por estarem sempre presentes e me ajudarem em todos os momentos. Amo vocês!

Ao meu namorado Léo, por todo apoio, compreensão, paciência, carinho e amor nos momentos mais difíceis e por nunca me deixar desistir. Amo você!

A Marli, Nourival e Henrique pela acolhida, carinho e preocupação.

As minhas queridas amigas Lú e Má pelas leituras de oxigênio nos finais de semana e principalmente pela amizade, pelas risadas (muitas risadas) e por tornar o ambiente de trabalho um lugar muito feliz e agradável.

Ao Chico e ao pessoal que já não está mais no laboratório: Rafa, Maura, Paula, Valetta e Frango.

As minhas grandes amigas da graduação Cinthia, Memê, Poly, Thá e Wendy, pelo apoio mesmo que distantes.

As meninas da Rep. Normais: Taci, Bru, Fê, Naomi e Rossis pelo convívio, carinho e amizade.

Ao pessoal dos laboratórios vizinhos, Márcia, Melissa, Fábio, Jussara pela amizade e momentos compartilhados juntos e em especial ao Tosh pela grande ajuda nas análises estatísticas.

Enfim, a todos que de alguma forma contribuíram para que este trabalho fosse realizado e a Deus.



## Lista de Figuras

**Figura 1:** Precipitação pluvial (mm) obtida em estação meteorológica (21° 57' 42" S e 47° 50' 28" O; 860 m) no período de janeiro/07 a dezembro/08. Fonte: [http://www.cppse.embrapa.br/servicos/dados-meteorologicos/tmp\\_lista\\_dados](http://www.cppse.embrapa.br/servicos/dados-meteorologicos/tmp_lista_dados).

**Figura 2:** Estações de amostragem (Inventário Limnológico do reservatório do Monjolinho e de seus trechos a montante e a jusante).

**Figura 3:** Localização geográfica das estações de amostragem (P1, P2 e P3).

**Figura 4:** Foto ilustrativa de *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. (Fonte: [www.ufscar.br/~probio/m\\_myriophyllum.jpg](http://www.ufscar.br/~probio/m_myriophyllum.jpg)).

**Figura 5:** Esquema dos tratamentos com detritos íntegros.

**Figura 6:** Esquema da obtenção da matriz lignocelulósica.

**Figura 7:** Esquema dos tratamentos com matriz lignocelulósica.

**Figura 8:** Concentrações de material em suspensão ( $\text{mg L}^{-1}$ ) registradas no período de agosto/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

**Figura 9:** Valores de turbidez (UNT) registrados no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

**Figura 10:** Valores de temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ) registrados no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

**Figura 11:** Concentrações de oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) registrados no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

**Figura 12:** Valores de DBO ( $\text{mg L}^{-1}$ ) registrados no período de agosto/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

**Figura 13:** Valores de pH da água registrados no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

**Figura 14:** Concentrações de carbono orgânico ( $\text{mg L}^{-1}$ ) registradas no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

**Figura 15:** Concentrações de carbono inorgânico ( $\text{mg L}^{-1}$ ) registradas no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

**Figura 16:** Valores de condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) da água registrados no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

**Figura 17:** Concentrações de nitrato ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) registradas no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

**Figura 18:** Concentrações de nitrito ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) registradas no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

**Figura 19:** Concentrações de amônio ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) registradas no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

**Figura 20:** Concentrações de nitrogênio orgânico total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) registradas no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

**Figura 21:** Concentrações de fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) registrados no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

**Figura 22:** Concentrações de fósforo dissolvido ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) registrados no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

**Figura 23:** Cinética do consumo de oxigênio acumulado na mineralização aeróbia do detrito íntegro senescente (DS) de *M. aquaticum* a 25 °C.

**Figura 24:** Variações temporais do pH e da condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) durante a mineralização aeróbia do detrito íntegro senescente (DS) de *M. aquaticum* a 25 °C.

**Figura 25:** Cinética do consumo de oxigênio acumulado durante a mineralização aeróbia do detrito íntegro verde (DV) e senescente (DS) de *M. aquaticum* a 16 °C.

**Figura 26:** Cinética do consumo de oxigênio acumulado durante a mineralização aeróbia do detrito íntegro verde (DV) e senescente (DS) de *M. aquaticum* a 25 °C.

**Figura 27:** Variação temporal da condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) durante a mineralização aeróbia do detrito íntegro verde (DV) e senescente (DS) de *M. aquaticum* a 16 °C.

**Figura 28:** Variação temporal da condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) durante a mineralização aeróbia do detrito íntegro verde (DV) e senescente (DS) de *M. aquaticum* a 25 °C.

**Figura 29:** Variação temporal do pH durante a mineralização aeróbia do detrito íntegro verde (DV) e senescente (DS) de *M. aquaticum* a 16 °C.

**Figura 30:** Variação temporal do pH durante a mineralização aeróbia do detritos íntegro verde (DV) e senescente (DS) de *M. aquaticum* a 25 °C.

**Figura 31:** Cinética do consumo de oxigênio acumulado durante a mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a 16 °C.

**Figura 32:** Cinética do consumo de oxigênio acumulado durante a mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a 25 °C.

**Figura 33:** Variação temporal da condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) durante a mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a 16 °C.

**Figura 34:** Variação temporal da condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) durante a mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a 25 °C.

**Figura 35:** Variação temporal do pH durante a mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a 16 °C.

**Figura 36:** Variação temporal do pH durante a mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a 25 °C.

**Figura 37:** Médias das cinéticas do consumo de oxigênio acumulado durante a mineralização de *M. aquaticum* obtidas a partir dos experimentos 2 e 3.

**Figura 38:** Cinética do consumo de oxigênio acumulado durante a mineralização aeróbia do *M. aquaticum* verde e senescente a 16 e 25 °C com adição de azida sódica.

**Figura 39:** Variação temporal da condutividade elétrica ( $\text{mS cm}^{-1}$ ) durante a mineralização aeróbia do detrito íntegro verde e senescente de *M. aquaticum* a 16 e 25 °C com adição de azida sódica.

**Figura 40:** Variação temporal do pH durante a mineralização aeróbia do detrito íntegro verde e senescente de *M. aquaticum* a 16 e 25 °C com adição de azida sódica.

## Lista de Tabelas

**Tabela 1:** Descrição dos métodos analíticos.

**Tabela 2:** Composição química inicial do detrito verde (DV) e senescente (DS) e da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS).

**Tabela 3:** Valores dos compostos nitrogenados e de fósforo total (P-total) no início e final do experimento.

**Tabela 4:** Parâmetros obtidos a partir dos ajustes do modelo cinético da mineralização aeróbia do detrito íntegro verde (DV) e senescente (DS) de *M. aquaticum* a 16 °C.  $OC_{max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida;  $r^2$  = coeficiente de determinação.

**Tabela 5:** Parâmetros obtidos a partir dos ajustes do modelo cinético da mineralização aeróbia do detrito íntegro verde (DV) e senescente (DS) *M. aquaticum* a 25 °C.  $OC_{max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida;  $r^2$  = coeficiente de determinação.

**Tabela 6:** Valores médios de  $OC_{max}$ ,  $k_D$  e  $t_{1/2}$  para os tratamentos com detrito íntegro verde e senescente em ambas as temperaturas 16 e 25 °C, desconsiderando o efeito da condição trófica.  $OC_{max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida.

**Tabela 7:** Composição final do detrito íntegro em relação aos teores de celulose e lignina nos tratamentos submetidos a 16 e 25 °C.

**Tabela 8:** Quantidades percentuais de nitrogênio e fósforo mineralizadas (Nm e Pm) e imobilizadas (Nim e Pim) nos tratamentos com detrito íntegro submetidos a 16 e 25 °C.

**Tabela 9:** Parâmetros obtidos a partir dos ajustes do modelo cinético da mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a 16 °C.  $OC_{max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida;  $r^2$  = coeficiente de determinação.

**Tabela 10:** Parâmetros obtidos a partir dos ajustes do modelo cinético da mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a 25 °C.  $OC_{max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida;  $r^2$  = coeficiente de determinação.

**Tabela 11:** Valores médios de  $OC_{max}$ ,  $k_D$  e  $t_{1/2}$  para os tratamentos com matriz lignocelulósica verde e senescente em ambas as temperaturas 16 e 25 °C, desconsiderando o efeito da condição trófica.  $OC_{max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida

**Tabela 12:** Composição final da matriz lignocelulósica em relação aos teores de celulose e lignina nos tratamentos a 16 e 25 °C.

**Tabela 13:** Quantidades percentuais de nitrogênio e fósforo mineralizadas (Nm e Pm) e imobilizadas (Nim e Pim) nos tratamentos com matriz lignocelulósica a 16 e 25 °C.

**Tabela 14:** Parâmetros obtidos a partir dos ajustes do modelo cinético da mineralização aeróbia de *M. aquaticum*.  $OC_{max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida;  $r^2$  = coeficiente de determinação.

**Tabela 15:** Parâmetros obtidos a partir dos ajustes do modelo cinético da mineralização aeróbia de *M. aquaticum* a de 16 e 25 °C com adição de azida sódica.  $OC_{max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida;  $r^2$  = coeficiente de determinação.

**Tabela 16:** Relações estequiométricas entre o consumo de oxigênio e carbono mineralizado (O/C), carbono e nitrogênio orgânico iniciais (C/N (i)), carbono e nitrogênio orgânico finais (C/N (f)) e oxigênio consumido por nitrogênio mineralizado (O/N) nos tratamentos com detrito íntegro e matriz lignocelulósica a 16 e 25 °C.

## **Anexos**

**Anexo 1:** Valores de oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no período de fevereiro/2007 a agosto/2008.

**Anexo 2:** Valores de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em  $\text{mg L}^{-1}$  no período de agosto/2007 a agosto/2008.

**Anexo 3:** Valores de pH, condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) e turbidez (UNT) no período de fevereiro/2007 a agosto/2008.

**Anexo 4:** Valores de temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ) e precipitação (mm) no período de fevereiro/2007 a agosto/2008.

**Anexo 5:** Concentrações obtidas para carbono total (CT), carbono inorgânico (CI) e carbono orgânico (CO) em  $\text{mg L}^{-1}$  no período de fevereiro/2007 a agosto/2008.

**Anexo 6:** Valores de P-total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ), fósforo dissolvido ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) no período de fevereiro/2007 a agosto/2008.

**Anexo 7:** Valores de nitrato ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ), nitrito ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) no período de fevereiro/2007 a agosto/2008.

**Anexo 8:** Valores de amônio ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) e nitrogênio orgânico total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no período de fevereiro/2007 a agosto/2008.

**Anexo 9:** Valores de sólidos totais (ST), sólidos totais não filtráveis (STNF) e sólidos totais dissolvidos (STD) em  $\text{mg L}^{-1}$  no período de agosto/2007 a agosto/2008.

**Anexo 10:** Dados meteorológicos mensais no período de janeiro/07 a dezembro /07 obtidos em estação meteorológica ( $21^{\circ}57'42''\text{S}$  e  $47^{\circ}50'28''\text{W}$ ; 860m). T = temperatura. Fonte: [http://www.cppse.embrapa.br/servicos/dados-meteorologicos/tmp\\_lista\\_dados](http://www.cppse.embrapa.br/servicos/dados-meteorologicos/tmp_lista_dados).

**Anexo 11:** Dados meteorológicos mensais no período de janeiro/08 a dezembro /08 obtidos em estação meteorológica ( $21^{\circ}57'42''\text{S}$  e  $47^{\circ}50'28''\text{W}$ ; 860m). T = temperatura. Fonte: [http://www.cppse.embrapa.br/servicos/dados-meteorologicos/tmp\\_lista\\_dados](http://www.cppse.embrapa.br/servicos/dados-meteorologicos/tmp_lista_dados).

## **Abreviações, siglas e unidades**

**CE** - condutividade elétrica

**CI** – carbono inorgânico

**C/N** – relação carbono nitrogênio

**CO** – carbono orgânico

**DBO<sub>5</sub>** - demanda bioquímica de oxigênio

**DP** – desvio padrão

**K<sub>D</sub>** - coeficiente de desoxigenação

**MOD** – matéria orgânica dissolvida

**MOP** – matéria orgânica particulada

**OC** – oxigênio consumido

**OC<sub>máx</sub>** – consumo máximo de oxigênio

**O/C** - relação estequiométrica entre o consumo de oxigênio por átomo de carbono

**OD** - oxigênio dissolvido

**O/N** - relação estequiométrica entre o consumo de oxigênio por átomo de nitrogênio

**PS** – peso seco

**Q<sub>10</sub>** – coeficiente de temperatura

**r** – coeficiente de correlação

**r<sup>2</sup>**– coeficiente de determinação

**t** – tempo

**t<sub>1/2</sub>** – tempo de meia-vida

## Resumo

Os processos oxidativos aeróbios contribuem com grande quantidade de nutrientes nas formas dissolvida e particulada para o metabolismo da microbiota aquática. Nesse contexto, este estudo descreveu as cinéticas de consumo de oxigênio durante a mineralização aeróbia de *Myriophyllum aquaticum*, avaliando os possíveis efeitos da adição de nutrientes, composição química do detrito e da temperatura na decomposição. A macrófita aquática foi coletada na região litorânea do reservatório do Monjolinho (22° 00' S e 47° 54' O; SP, Brasil). Em laboratório parte dos fragmentos das plantas foram submetidos à lixiviação para extração da fração dissolvida (MOD). Foram montadas câmaras de decomposição (n = 96) com diferentes concentrações de N e P, contendo detrito íntegro ou matriz lignocelulósica (i.e. fibras) em dois estágios fenológicos (verde ou senescente) e submetidas a duas condições de temperatura (16 e 25 °C), totalizando 32 tratamentos. As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) foram determinadas periodicamente nas câmaras durante 80 dias. Os resultados foram ajustados a um modelo cinético de primeira-ordem. As diferentes concentrações de N e P não interferiram no metabolismo microbiano quando os experimentos com detrito íntegro e matriz lignocelulósica foram analisados separadamente. Por outro lado, nos experimentos que contemplaram a mineralização da macrófita sem enriquecimento com N e P (água do reservatório), houve o favorecimento da mineralização em detrimento da imobilização. Porém, a análise independente das concentrações de N e P mostraram que numa mesma condição de temperatura e tipo de fragmento (verde ou senescente), o  $k_D$  foi aproximadamente 2 vezes maior nos tratamentos com detrito íntegro em relação aqueles somente com matriz lignocelulósica, que apresentou maior relação C:P e menores quantidades de lignina em sua composição química inicial. O  $Q_{10}$  mostrou similaridade entre os tratamentos, independente da composição química (integral ou fibras), porém, diferença em relação ao estágio fenológico da planta (variaram de 1,75 a 2,06). Com relação à estequiometria O/N houve um gasto maior de oxigênio para a nitrificação nos tratamentos com detritos íntegros (média = 1%) em relação aos tratamentos com matriz lignocelulósica (média = 0,6%). A qualidade do detrito constituiu-se na variável mais importante na mineralização da macrófita, já a temperatura atuou como um fator secundário.



## Abstract

The oxidative aerobic processes contribute with large amounts of nutrients in dissolved and particulate forms for the metabolism microbial water. In that context, this study described the oxygen consumption kinetics during the aerobic mineralization of *Myriophyllum aquaticum* and also evaluated the possible effects of nutrients addition, the chemical composition and temperature on the decomposition. The aquatic macrophyte was collected in the coastal region of the Monjolinho reservoir (22° 00' S and 47° 54' W; SP, Brazil). In the laboratory part of the plant fragments were subjected to leaching for extraction of the dissolved organic matter (DOM). In the laboratory, part of the plant fragments was subjected to leaching to extract the particulate fraction (POM). The mineralization chambers were set up (n = 96) with different N and P concentrations, entire detritus or lignocellulosic matrix (i.e. fibers) in two phenological stages (senescent or green) under two temperature (16 and 25 °C), totaling 32 treatments. The concentrations of dissolved oxygen (DO) were determined periodically in the chambers for 80 days. The results were adjusted to a kinetic model of first-order. Different concentrations of N and P did not interfere in the microbial metabolism when the experiments with full detritus and lignocellulosic matrix were analyzed separately. Moreover, in experiments that include the mineralization of macrophytes under natural conditions (with reservoir water), was favoring the mineralization rather than immobilization. However, the independent analysis of the concentrations of N and P showed that the same condition of temperature and type of fragment (green or senescent), the  $k_D$  was approximately 2 times greater in treatments with full detritus for those with only lignocellulosic matrix, which showed higher C: P and smaller quantities of lignin in their original chemical composition. The  $Q_{10}$  has shown similarities between the treatments, regardless of chemical composition (entire or fibers), but differences in relation to the plant phenological stage (ranging from 1.75 to 2.06). Regarding the stoichiometry O/N was an expense of greater oxygen for nitrification in treatments with full litter (mean = 1%) compared to treatment with lignocellulosic matrix (mean = 0.6%). The quality of detritus was the most important variable in the mineralization of macrophytes the temperature has served as a secondary factor.

## Sumário

<b>1. Introdução</b>	01
<b>2. Objetivos</b>	07
<b>3. Material e Métodos</b>	08
3.1. Estudos prévios na bacia hidrográfica do rio do Monjolinho	08
3.2. Caracterização do local de coleta	08
3.3. Estações de Amostragem	10
3.4. Procedimento em Campo (Inventário Limnológico do reservatório do Monjolinho e de seus trechos a montante e a jusante)	14
3.4.1. Análise estatística	14
3.4.2 Descrição dos métodos analíticos	15
3.5. Caracterização da espécie de macrófita utilizada	16
3.6. Procedimento em laboratório (Preparo das amostras)	17
3.6.1. Coleta da macrófita e da água do reservatório do Monjolinho	17
3.6.1.1. Experimento 1: Mineralização aeróbia de <i>M. aquaticum</i>	18
3.6.1.2. Experimento 2: Efeito da adição de nutrientes na decomposição do material íntegro	18
3.6.1.3. Experimento 3: Efeito da adição de nutrientes na decomposição da matriz lignocelulósica	21
3.6.4. Experimento 4: Efeito da adição de azida sódica	24
3.6.2. Análises das amostras	24
3.6.3. Hipótese cinética da mineralização da macrófita aquática	25
<b>4. Resultados</b>	27
4.1. Variáveis limnológicas do reservatório Monjolinho e de seus trechos a montante e a jusante	27
4.1.2. Material em suspensão	27
4.1.3. Turbidez	28

4.1.4. Temperatura	28
4.1.5. Oxigênio dissolvido (OD)	29
4.1.6. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	30
4.1.7. pH	31
4.1.8. Carbono orgânico (CO) e inorgânico (CI)	32
4.1.9. Condutividade elétrica (CE)	34
4.1.10. Nitrato	34
4.1.11. Nitrito	35
4.1.12. Amônio	36
4.1.13. Nitrogênio orgânico total	37
4.1.14. Fósforo total e dissolvido	38
4.2. Bioensaios de decomposição	40
4.2.1. Experimento 1: Mineralização aeróbia de <i>M. aquaticum</i>	41
4.2.2. Experimento 2: Efeito da adição de nutrientes na decomposição do material íntegro	44
4.2.3. Experimento 3: Efeito da adição de nutrientes na decomposição da matriz lignocelulósica	56
4.2.3.1. Efeito da composição química na decomposição de <i>M. aquaticum</i>	69
4.2.4. Experimento 4: Efeito da adição de azida sódica	73
<b>5. Discussão</b>	78
5.1. Variáveis limnológicas do reservatório Monjolinho e de seus trechos a montante e a jusante	78
5.2. Bioensaios de decomposição	92
6. Ciclagem da matéria orgânica no reservatório do Monjolinho	104
<b>7. Conclusões</b>	106
<b>8. Referências Bibliográficas</b>	107
<b>Anexos</b>	125

## **1. Introdução**

Segundo o IBP (Internacional Biological Program), as macrófitas aquáticas podem ser definidas como vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos, constituindo-se, portanto, em uma definição genérica, independente de aspectos taxonômicos. A vegetação da zona litorânea de ambientes aquáticos é composta, em geral, por diversas espécies de macrófitas aquáticas e sua importância não se restringe ao seu papel como barreira física ou as suas interações com a fauna, uma vez que desempenham importante papel na ciclagem de nutrientes e no metabolismo dos sistemas lacustres (WETZEL e ALLEN, 1972).

Nestes ambientes, a produtividade frequentemente elevada das macrófitas (ASAEDA et al. 2000; BEST et al. 2001) faz com que após a morte e degradação gradual, estas se tornem importantes fontes autóctones de detritos (ROONEY e KALFF, 2000) para as comunidades heterotróficas, contribuindo com até 50% do aporte de matéria orgânica e de nutrientes para o sistema aquático (WETZEL, 2001). Tal contribuição não se deve apenas a decomposição das macrófitas senescentes, como também aos processos de decomposição dos detritos alóctones que se aderem a esses vegetais (GASITH e HASLER, 1976) e a secreção de compostos orgânicos nos corpos d'água pelas macrófitas e epibiota associada (WETZEL e MANNY, 1972).

A decomposição resulta na mudança de estado do detrito sob a influência de fatores bióticos e abióticos e envolve os processos de lixiviação dos constituintes solúveis, fragmentação e a atividade catabólica dos microrganismos (KIM e REJMÁNKOVÁ, 2004) e outros heterótrofos. A lixiviação refere-se às transferências de materiais solúveis para a água (principalmente carboidratos e polifenóis), a fragmentação proporciona um aumento da superfície do detrito para o ataque microbiano e o catabolismo da microbiota contribui através das enzimas extras e

intracelulares (e.g. xilanases e celulases) para a mineralização dos detritos (MACKENSEN e BAUHUS, 1999).

Nos ecossistemas aquáticos os estoques de matéria orgânica encontram-se distribuídos na biomassa dos organismos e nos detritos (WETZEL, 1983). Detrito pode ser definido como qualquer forma não viva de material orgânico, incluindo tipos distintos de tecidos, estruturas e organismos vegetais, microrganismos mortos, bem como produtos excretados, secretados ou exsudados (MOORE et al., 2004). Segundo Wetzel (1990), na porção inorgânica dos detritos, o carbono é encontrado na forma de carbonatos, e na parte orgânica nas formas de matéria orgânica dissolvida (MOD) e particulada (MOP).

Após a senectude e perda da integridade celular ocorre a produção de quantidades apreciáveis de MOD e conseqüente liberação de carbono, nitrogênio e fósforo para o sistema (DAVIS et al., 2003; ROMERO et al., 2005). A MOD é constituída por um conjunto heterogêneo de compostos hidrossolúveis (e.g. açúcares, aminoácidos, peptídeos; BEST et al., 1990) cujo metabolismo e características influenciam a disponibilidade de nutrientes e a ciclagem de material e energia (HOORENS et al., 2003; MASIFIWA et al., 2004). A maior parte da MOD é assimilada prontamente pelas bactérias passando a representar a fração particulada sob a forma de biomassa microbiana, tornando-se disponível para as cadeias alimentares através do elo microbiano (MÜNSTER e CRÖST, 1990; AZAM et al., 1993). Assim, o carbono orgânico dissolvido teoricamente inacessível aos organismos heterotróficos é reincorporado pela via bacteriana, disponibilizando-os para as redes tróficas (ROTHMAN e BOUCHARD, 2007). Esse enfoque assume que as bactérias não apenas participam na remineralização da matéria orgânica, mas também como importante elo de cadeias. A conversão de partes dos tecidos das plantas aquáticas vasculares em MOD

proporciona a transferência de carbono para os microrganismos aderidos nos detritos particulados e presentes na coluna d'água (SALA e GÜDE, 1999). A taxa de degradação da MOD depende da capacidade enzimática da microbiota bem como das condições ambientais (WETZEL e LIKENS, 1991).

A MOP constitui-se essencialmente de compostos refratários (e.g. lignina, celulose e hemicelulose) resistentes a decomposição microbiana rápida e que se caracterizam por serem quimicamente estáveis e de baixa solubilidade (WETZEL, 1983). Cerca de 50 a 80% da biomassa seca das plantas aquáticas são compostas por fibras (BIANCHINI JR. e CUNHA-SANTINO, 2008), sendo consideradas menos acessíveis como substrato bacteriano quando comparada à fração protoplasmática e aos compostos hidrossolúveis (MORAN e HODSON, 1990). No entanto, devido a sua predominância, supõe-se que, na prática, se constituam no principal recurso de subsídio do bacterioplâncton (AZAM, 1998). A degradação da MOP é dependente do material estrutural e varia com a espécie, idade, posição geográfica e condições de crescimento (MANSFIELD, 2005). As enzimas mais atuantes na decomposição de plantas aquáticas são as diretamente envolvidas na degradação dos compostos lignocelulósicos (SINSABAUGH et al., 2002). Detritos ricos em fibras representam fonte significativa de carbono orgânico particulado refratário em ecossistemas aquáticos (BENNER et al., 1986). Por apresentarem taxas baixas de decomposição, esses detritos particulados são usualmente acumulados, convertendo-se em possíveis precursores dos compostos húmicos, ao contrário dos lixiviados cujas contribuições são relativamente pequenas. No entanto, nos sistemas aquáticos tropicais, os rendimentos da mineralização tendem a superar os da humificação (BIANCHINI JR. et al., 2004). Os metabolismos associados com a MOP e a MOD provêm desta forma, a energia necessária para a operação e a estabilidade metabólica de todo o ecossistema (WETZEL, 1990).

As perdas de massa ou a disponibilidade de um determinado elemento nutriente dependem da mineralização líquida, na qual a resultante do processo de mineralização excede a de imobilização. Como imobilização de um dado elemento, entende-se sua incorporação ou manutenção na forma orgânica. A mineralização ocorre quando as formas inorgânicas de um dado elemento são liberadas durante o catabolismo de um dado recurso (SWIFT et al., 1979).

Os fatores que alteram as taxas de decomposição afetam as taxas de ciclagem e retenção (imobilização) de nutrientes (e.g. nitrogênio, fósforo) no detrito ou no meio (HOHMANN e NELLY, 1993). A decomposição das macrófitas aquáticas é limitada pelas condições físico e químicas do meio, e.g. temperatura (CARVALHO et al., 2005), composição química (e.g. lignina, celulose e hemicelulose) do material em decomposição (BRIDGHAM et al., 2001) e metabolismo microbiano (BÜNEMANN et al., 2004). A temperatura atua influenciando a velocidade das reações químicas e enzimáticas que ocorrem durante o processo de decomposição (ANTONIO e BIANCHINI JR., 2002) e de modo geral, o aumento da temperatura induz um aumento exponencial nas taxas dos processos catabólicos (ANTONIO, 1996). O conteúdo e a composição dos compostos refratários basicamente condicionam o tempo de meia-vida da ciclagem do detrito.

A decomposição da matéria orgânica varia de acordo com a disponibilidade de nutrientes que podem ser usados pelos decompositores (REJMÁNKOVÁ e HOUDKOVÁ, 2006). Em geral, concentrações altas de nutrientes dissolvidos, particularmente nitrogênio e fósforo aceleram esse processo (ELWOOD et al., 1981; VALIELA et al., 1985). Porém, o enriquecimento com nutrientes no ambiente nem sempre se traduz no incremento das atividades catabólicas (LE MOS, 1995). Nos lagos com biomassa alta de macrófitas, a liberação de fósforo durante a decomposição pode

ser considerada uma fonte autóctone significativa de nutrientes no sistema (CARPENTER, 1980; WETZEL, 1983, 1990).

As rotas catabólicas que prevalecem na decomposição das macrófitas aquáticas decorrem dentre outros fatores da disponibilidade de oxigênio. Em geral, as mineralizações aeróbias são mais rápidas, gerando produtos finais mais estáveis (e.g. dióxido de carbono, água; WETZEL, 1995) e tendem a transferir mais carbono para o crescimento dos microrganismos (DAVIS e CORNWELL, 1991). Os processos metabólicos estão acoplados à síntese de ATP através da fosforilação oxidativa, caracterizando-os como energeticamente eficientes (HAMILTON, 1984). O consumo de oxigênio acumulado é comumente usado na avaliação da demanda de oxigênio dos processos degradativos aeróbios de macrófitas aquáticas (NUNES et al., 2007; SCIESSERE, et al., 2007) sob efeitos de condicionantes ambientais (e.g. temperatura e concentrações de nutrientes). Nesse caso, experimentos projetados à semelhança dos ensaios de DBO têm sido utilizados para descrever as influências de fatores bióticos e abióticos na ciclagem de matéria orgânica de sistemas aquáticos (BRUM et al., 1999; FARJALLA et al., 1999; ANTONIO e BIANCHINI JR., 2002). Durante os processos degradativos, os detritos são convertidos pela ação catabólica dos microrganismos (WETZEL, 1983) em moléculas orgânicas e inorgânicas menores (MCLATCHEY e REDDY, 1998). As mineralizações das frações lábeis geram pressões intensas e de curto prazo sobre a disponibilidade de oxigênio dissolvido do meio; enquanto que as da fração refratária geram pressões de longo prazo (CUNHA-SANTINO e BIANCHINI JR., 1998).

A modelagem matemática é uma ferramenta importante na análise e pesquisa de mudanças nos ecossistemas, sendo definida por equações matemáticas ou relações funcionais (ODUM, 1971). A proposta dos modelos é a descrição de aspectos do



comportamento do sistema real, através do estabelecimento de equações matemáticas; porém, dificilmente descrevem perfeitamente a realidade. No entanto, essa descrição é suficiente para a obtenção de respostas a hipóteses específicas (CHARACKLIS, 1990) e auxiliam no entendimento da ciclagem de nutrientes de carbono. Dessa forma, o uso dos modelos matemáticos na avaliação de dados experimentais possibilita a elucidação das tendências gerais do sistema estudado, bem como comparações quantitativas (STRAŠKRABA, 1973). O modelo que tem sido utilizado para descrever a decomposição de macrófitas aquáticas é o exponencial (CUNHA e BIANCHINI JR., 1998; CUNHA e BIANCHINI JR., 1999; KOMÍNKOVÁ et al., 2000; SUBERKROOP, 2001) e o parâmetro “k” representa o coeficiente do processo de decomposição (ou coeficiente de desoxigenação).

## 2. Objetivos

A disponibilidade de oxigênio dissolvido, bem como as aduções de N e P afetam diretamente as rotas metabólicas adotadas pela microbiota na mineralização das macrófitas aquáticas. Considerando a importância do processo de degradação desses vegetais para o funcionamento e manutenção dos ecossistemas aquáticos, esse estudo teve por objetivo geral o entendimento da dinâmica dos processos de decomposição aeróbia no reservatório do Monjolinho. Para tanto, considerando as variáveis: temperatura, concentração de nutrientes, tipo de detrito (íntegro e matriz lignocelulósica), esse estudo apresentou os seguintes objetivos específicos:

- i) Simular a decomposição aeróbia de *M. aquaticum* sob as condições mais favoráveis para a atividade microbiana no reservatório do Monjolinho (detrito íntegro a 25 °C).
- ii) Comparar os processos de mineralização aeróbia de fragmentos íntegros de *M. aquaticum* submetidos a diferentes graus de trofia, temperatura e tipo de detrito (verde ou senescente) a partir da análise da cinética de consumo de oxigênio dissolvido e dos parâmetros gerados pelo modelo.
- iii) Verificar se as concentrações de N e P inerentes as macrófitas aquáticas são suficientes para suprir as necessidades dos microrganismos.
- vi) Verificar possíveis diferenças na oxidação química dos detritos íntegros de *M. aquaticum* em meios de cultura com diferentes concentrações de nutrientes através da inibição da atividade microbiológica pela adição de azida.
- v) Discutir as tendências gerais do processo de decomposição no reservatório, contribuindo com informações, dada a escassez de resultados dessa natureza em ambientes tropicais e subtropicais e proporcionando novas perspectivas para o estudo da ciclagem de nutrientes em ecossistemas aquáticos.

### **3. Material e Métodos**

#### **3.1. Estudos prévios na bacia hidrográfica do rio do Monjolinho**

Diversos estudos realizados no rio do Monjolinho e no reservatório do Monjolinho tiveram como objetivo caracterizações limnológicas da água e do sedimento (SÉ, 1992; SALAMI, 1996; MENDES, 1998), bem como diagnósticos em relação à toxicidade (PELÁEZ-RODRIGUÉZ, 2001; CAMPAGNA, 2005) e à estrutura das comunidades (PERES, 2002; FUSARI, 2002).

#### **3.2. Caracterização do local de coleta**

A sub-bacia hidrográfica (275 Km<sup>2</sup>) do rio do Monjolinho integra a bacia hidrográfica do rio Jacaré-Guaçú, drenando grande parte do município de São Carlos/SP (SÉ, 1992; ESPÍNDOLA, 2000). É ocupada predominantemente por área rural (215 km<sup>2</sup>) com predominância de plantações de cana-de-açúcar e de pastagens, principalmente nos trechos iniciais do rio do Monjolinho (SALAMI, 1996). Além disso, a bacia apresenta como característica marcante o desenvolvimento urbano da cidade de São Carlos e os impactos antrópicos da urbanização (SÉ, 1992).

A nascente do rio do Monjolinho está localizada no planalto de São Carlos a uma altitude de 900 m, percorrendo o sentido leste-oeste, e originando uma planície de inundação em que se deposita grande parte do material em suspensão que transporta (MENDES, 1998). A montante da represa, o córrego percorre um trecho de aproximadamente 500 m dentro do *campus* da Universidade Federal de São Carlos desprovido de vegetação ripária, com largura máxima de 1,8 m e profundidade média de 0,80 m (SIQUEIRA e TRIVINHO-STRIXINO, 2005).

O reservatório do Monjolinho ( $22^{\circ} 00' S$  e  $47^{\circ} 54' O$ ), formado pelo represamento do rio do Monjolinho está localizado em uma área urbanizada no *campus* da Universidade Federal de São Carlos. A represa situa-se em uma região subtropical e possui uma área equivalente a 4,69 ha, volume de  $73.251 m^3$  e profundidade média de 1,5 m e máxima de 3,0 m (REGALI-SELEGHIM, 2001; CORREIA, 2004). De acordo com a classificação de Köppen (1931), o clima da região (Cwb) apresenta duas estações climáticas contrastantes durante o ano, inverno seco (abril - setembro) e uma estação quente e chuvosa (março - outubro); Figura 1.

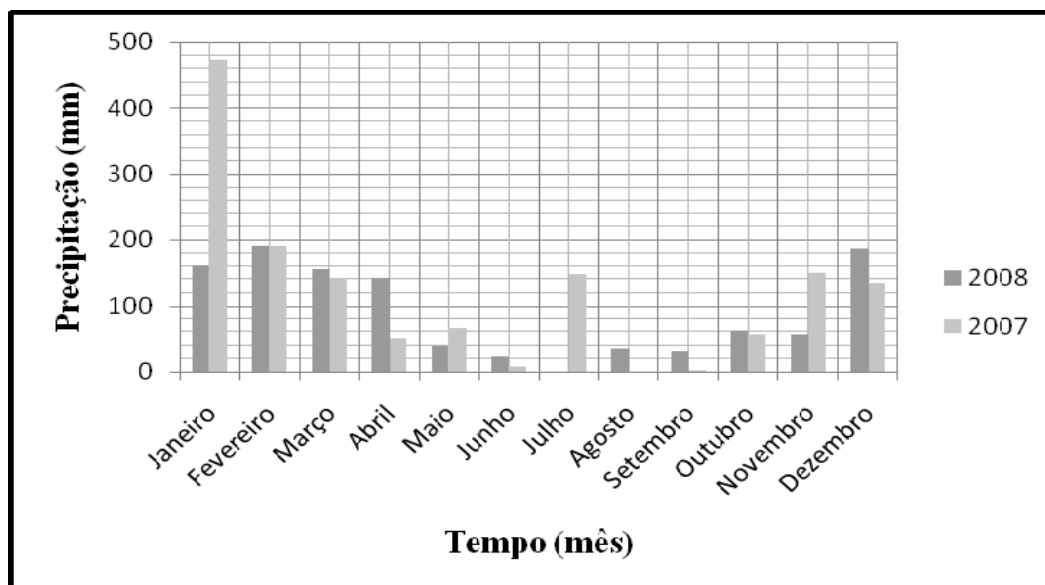


Figura 1: Precipitação pluvial (mm) obtida em estação meteorológica ( $21^{\circ} 57' 42'' S$  e  $47^{\circ} 50' 28'' O$ ; 860 m) no período de janeiro/07 a dezembro/08. Fonte: [http://www.cppse.embrapa.br/servicos/dados-meteorologicos/tmp\\_lista\\_dados](http://www.cppse.embrapa.br/servicos/dados-meteorologicos/tmp_lista_dados).

O tempo de residência do reservatório varia de 2,1 a 22,9 dias dependendo da estação do ano (NOGUEIRA e MATSUMURA-TUNDISI, 1994). Em função da pequena dimensão e profundidade, curto tempo de residência, precipitação e vento, o reservatório é altamente instável e turbulento, afetando as comunidades de fito e

zooplâncton (NOGUEIRA e MATSUMURA-TUNDISI, 1996). A instabilidade elevada promove a resuspensão do sedimento, e conseqüentemente o aumento de nutrientes na coluna d'água, favorecendo a ocorrência de florações de fitoplâncton no final da estação seca (REGALI-SELEGHIM, 2004).

Os padrões da qualidade de água encontrados no reservatório e no rio do Monjolinho na área do *campus* e a jusante devem ser atribuídos as interferências antrópicas e às propriedades geomorfológicas das áreas de drenagem (SÉ, 1992); cabendo ressaltar a presença de capivaras na cabeceira do reservatório (FUSARI, 2006). A ausência de tratamento de esgotos e emissão de poluentes caracteriza um estado de degradação para o rio do Monjolinho, afetando suas características químicas, físicas e biológicas e comprometendo sua adequação as atividades desenvolvidas em sua bacia hidrográfica, como a irrigação de pequenas áreas de lavouras (CÔRTEZ et. al., 2000).

O processo de desmatamento de forma excessiva na bacia hidrográfica provoca perda da estabilidade proporcionada pelas raízes das plantas, matéria orgânica no solo e cobertura vegetal, bem como a lixiviação dos nutrientes, o que resulta em aumento do material em suspensão no corpo d'água em períodos chuvosos (SÉ, 1992).

### **3.3. Estações de Amostragem (Inventário limnológico do reservatório do Monjolinho e de seus trechos a montante e a jusante)**

As coletas de água foram realizadas em 3 pontos, estando o Ponto 1 ( $Z_{\text{máx}} = 0,8$  m;  $Z_{\text{ds}} = 0,8$  m) localizado a montante da represa do Monjolinho (23S 0202.259 7.662.44), depois do Parque Ecológico Municipal A. T. Vianna e do Córrego do Espreado; o Ponto 2 ( $Z_{\text{máx}} = 2,30$  m;  $Z_{\text{ds}} = 1,05$  m) na barragem da represa (23S 0202.402 7.565.926) e o Ponto 3 ( $Z_{\text{máx}} = 0,1$  m;  $Z_{\text{ds}} = 0,1$  m) a jusante da represa (23S

0202.803 7.565.933). O Ponto 1 (P1) caracterizou-se pela presença de uma maior quantidade de macrófitas aquáticas (*Myriophyllum aquaticum*), estando as espécies invasoras (*Brachiaria* sp) presentes por toda a margem dos trechos do rio (P1 e P3 (Ponto 3)) e reservatório (P2 (Ponto 2)); Figuras 2 e 3.

A região da bacia do rio do Monjolinho situada na margem direita encontra-se relativamente protegida, sendo ocupada pela Universidade Federal de São Carlos, Parque Ecológico Municipal e Fazenda Canchim (EMBRAPA). Enquanto que a margem esquerda está sujeita a urbanização sem o devido planejamento, com a implantação de loteamentos e indústrias, principalmente na área de influência da Rodovia Washington Luís, que liga São Carlos a São Paulo, e corta parte dessa bacia (LORANDI, 2001).



Ponto 1 (P1): Trecho a montante do reservatório do Monjolinho.



Ponto 2 (P2): Reservatório do Monjolinho.



Ponto 3 (P3): Trecho a jusante do reservatório do Monjolinho.

Figura 2: Estações de amostragem.

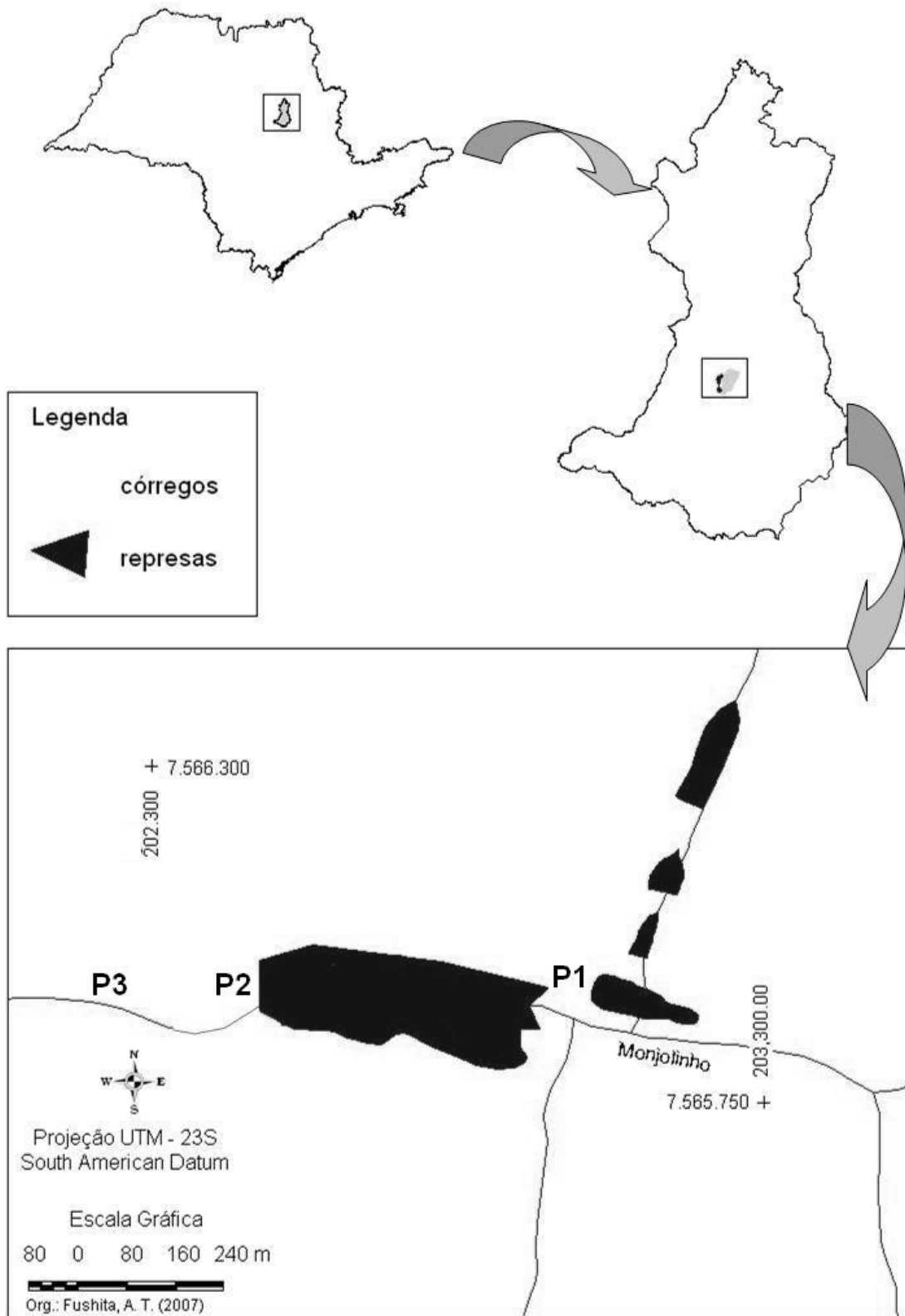


Figura 3: Localização geográfica das estações de amostragem (P1, P2 e P3).



### **3.4. Procedimento em Campo (Inventário Limnológico do reservatório do Monjolinho e de seus trechos a montante e a jusante)**

No período de fevereiro/2007 a agosto/2008 foram avaliadas, quinzenalmente, as variáveis limnológicas da água do reservatório do Monjolinho e de seus trechos a montante e a jusante. As amostras de água superficiais foram caracterizadas de acordo com as seguintes variáveis: temperatura, pH, carbono orgânico (CO) e inorgânico (CI), condutividade elétrica (CE), demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ), fosfato total (particulado e dissolvido), nitrogênio amoniacal ( $N-NH_4^+$ ), nitrato ( $N-NO_3^-$ ), nitrito ( $N-NO_2^-$ ), nitrogênio orgânico total (N-Org), oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais (ST) e turbidez. *In situ* foram realizadas determinações da temperatura da água (com termômetro de mercúrio) e as fixações do OD, que posteriormente foram determinados pelo método de Winkler. Para as demais determinações, as amostras de água foram coletadas e preservadas (por congelamento) para posterior análise em laboratório. Os compostos nitrogenados inorgânicos ( $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_3^-$  e  $N-NO_2^-$ ) foram quantificados por métodos colorimétricos e os orgânicos por titrimetria. As concentrações de fosfato total e dissolvido foram determinadas por colorimetria (Tabela 1). A  $DBO_5$  e as concentrações de sólidos (totais, não filtráveis e dissolvidos totais) foram obtidas segundo APHA; AWWA e WPCF (1998). As concentrações de carbono inorgânico e orgânico foram quantificadas com analisador específico (Shimadzu, modelo TOC Analyser – 5000A).

#### **3.4.1. Análise estatística**

Os valores das variáveis foram submetidos ao teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (KW) e de comparação múltipla de Dunn, para avaliar as diferenças das

variáveis limnológicas selecionadas entre os pontos de amostragem. Para isso foi adotado um nível de significância alfa de 0,05.

### 3.4.2. Descrição dos Métodos Analíticos

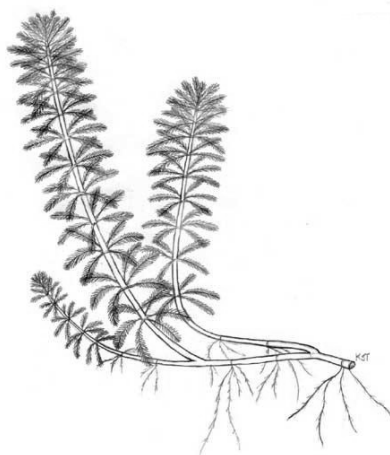
Na Tabela 1 apresentam-se os métodos analíticos utilizados para as determinações das variáveis no inventário limnológico.

Tabela 1 – Descrição dos métodos analíticos.

Variável	Unidade	Método/ Equipamento	Referência
Temperatura	T °C	Termômetro	-
pH	-	Potenciômetro Qualxton	-
CE	$\mu\text{S cm}^{-1}$	Condutivímetro Digimed	-
OD	$\text{mg L}^{-1}$	Winkler modificado pela azida sódica	APHA, AWWA, WPCF, 1998
Turbidez	UNT	Turbidímetro Hach 2100P	-
ST	$\text{mg L}^{-1}$	Gravimétrico	CETESB, 1978
DBO <sub>5</sub>	$\text{mg L}^{-1}$	Polarográfico	APHA, AWWA, WPCF, 1998 MACKERETH et al., 1978
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	$\mu\text{g L}^{-1}$	Espectrofotômetro	STRICKLAND e PARSONS, 1960
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	$\mu\text{g L}^{-1}$	Espectrofotômetro	KOROLEFF, 1976
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	$\mu\text{g L}^{-1}$	Espectrofotômetro	ADAPTADO DE VOGEL, 1992
N-Org.	$\text{mg L}^{-1}$	Titulometria	STRICKLAND e PARSONS, 1960
P	$\mu\text{g L}^{-1}$	Espectrofotômetro	PARSONS, 1960
CO/CI	$\text{mg L}^{-1}$	TOC Shimadzu 5000A	-

### 3.5. Caracterização da espécie de macrófita utilizada

A macrófita aquática *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. (nome vernacular: pinheirinho d'água; Figura 4) pertence à classe Dicotyledoneae, família Haloragaceae (ORCHARD, 1981). Trata-se de uma planta perene, aquática, podendo se desenvolver totalmente submersa, ou com a porção terminal dos ramos sob a superfície. A planta mantém-se enraizada no fundo de lagos com até 2 m de profundidade, ou então nas margens, deixando que os ramos avancem pela água. A parte fora d'água pode atingir 30 cm de comprimento, sendo as folhas emersas mais densas que as submersas, medindo de 1,5 a 3 cm de comprimento. A reprodução é basicamente vegetativa, sendo possível a origem de uma nova planta a partir de pedaços de ramos de apenas alguns milímetros de comprimento (KISSMANN, 2000).



Fonte: [www.ufscar.br/~probio/m\\_myriophyllum.jpg](http://www.ufscar.br/~probio/m_myriophyllum.jpg)  
Figura 4: Foto ilustrativa de *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc.

### **3.6. Procedimento em laboratório (Preparo das amostras)**

#### **3.6.1. Coleta da macrófita e da água do reservatório do Monjolinho**

Para a execução dos experimentos, exemplares adultos da macrófita aquática *M. aquaticum* (senescentes e verdes) foram coletados manualmente em pontos distintos da região litorânea do reservatório. As coletas foram realizadas em diferentes épocas do ano (seca e chuvosa) e as amostras misturadas, garantindo homogeneidade do material entre os tratamentos. Em laboratório, as plantas foram lavadas em água corrente para a remoção do perifiton e partículas de sedimento aderidas, desidratadas em estufa (45-50 °C) e separadas em fragmentos de folha e caule/raiz (tamanho médio =  $2,05 \pm 0,52$  cm), para manter a mesma proporção de fragmentos nas câmaras de mineralização, uma vez que as diferentes partes das plantas possuem composição química diferenciada em relação aos teores de lignina e celulose e concentrações de nutrientes. Nas câmaras de DBO a proporção de folha em relação à de caule/raiz foi de 1:3 totalizando 0,1 g de PS de planta por frasco. O peso seco da macrófita aquática selecionada é 13,7% (BOYD, 1968).

A água para montagem do Experimento 1 e para concentração do inóculo foi coletada na barragem do reservatório com garrafa de Van Dorn e filtrada ( $\emptyset$  do poro = 0,45  $\mu$ m Millipore). A coleta foi apenas superficial (ca. 0,5 m), na medida em que se trata de um sistema raso caracterizado pela ocorrência de “fetch”, que homogeneiza a distribuição e composição da comunidade microbiana ao longo da coluna d’água. Além disso, as macrófitas são encontradas na região litorânea deste corpo d’água, contribuindo com a rápida e contínua circulação de nutrientes através da decomposição de sua biomassa.

### **3.6.1.1. Experimento 1: Mineralização aeróbia de *M. aquaticum***

Para o desenvolvimento deste experimento foram preparadas câmaras de mineralização contendo fragmentos de planta senescente ( $0,1 \text{ g L}^{-1}$  PS) e água filtrada ( $\emptyset$  do poro =  $0,45 \text{ }\mu\text{m}$  Millipore) do reservatório. A água do reservatório foi previamente aerada durante aproximadamente 1 hora para elevar a concentração de oxigênio à saturação antes da sua adição aos frascos (de vidro, com capacidade de aproximadamente 300 ml com boca esmerilhada, previamente lavados com extran 20%), juntamente com os fragmentos da planta. Determinaram-se as variáveis pH, condutividade e oxigênio dissolvido iniciais. As câmaras de mineralização previamente revestidas com papel alumínio (para evitar a incidência de luz) com *M. aquaticum* ( $n = 3$ ), bem como as câmaras controle contendo apenas água do reservatório filtrada ( $n = 3$ ) foram incubadas a  $25 \text{ }^\circ\text{C}$  durante 75 dias.

### **3.6.1.2. Experimento 2: Efeito da adição de nutrientes na decomposição do material íntegro**

Para a execução do Experimento 2 foram preparados quatro meios de cultura (modificado de XIE et al., 2004), simulando ambientes em diferentes graus de trofia com relação as concentrações de nitrogênio variando de acordo com índice de estado trófico descrito por Vollenweider (1968). Os tratamentos foram diferenciados de acordo com as concentrações elevadas (\*) de nitrogênio e/ou fósforo e desta forma consistiram nos seguintes tratamentos: NP\* ( $0,336 \text{ mg L}^{-1}$  N -  $\text{NO}_3^-$  e  $35,51 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$  de P - total), NP ( $0,374 \text{ mg L}^{-1}$  N -  $\text{NO}_3^-$  e  $19,57 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$  de P - total), N\*P ( $3,776 \text{ mg L}^{-1}$  N -  $\text{NO}_3^-$  e  $18,12 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$  de P - total) e N\*\*P\* ( $36,832 \text{ mg L}^{-1}$  N -  $\text{NO}_3^-$  e  $86,96 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$  de P - total). Os meios de cultura foram preparados a partir de uma solução de micronutrientes indispensável ao crescimento bacteriano ( $\text{Fe-EDTA} = 0,6 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $\text{H}_3\text{BO}_4 = 0,51 \text{ mg L}^{-1}$ ;

$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O} = 0,52 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = 0,05 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O} = 0,02 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} = 0,013 \text{ mg L}^{-1}$ , e outra de macronutrientes composta por:  $\text{K}_2\text{SO}_4 = 23,00 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $\text{CaCl}_2 = 20,00 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = 10,25 \text{ mg L}^{-1}$  e concentrações de  $\text{NaNO}_3$  e  $\text{NaH}_2\text{PO}_4$  específicas para cada um dos meios. As câmaras de mineralização ( $n = 3$ ) foram preparadas utilizando-se: fragmentos de *M. aquaticum* verde ou senescente ( $0,1 \text{ g L}^{-1}$ ) e os diferentes meios de cultura (N\*P\*, N\*P, NP e NP\*). Aos frascos foram acrescentados  $400 \mu\text{L}$  de inóculo de água do reservatório do Monjolinho filtrados em membrana de éster celulose (Millipore,  $\text{Ø} = 0,45 \mu\text{m}$ ). Para a obtenção do inóculo foram coletados água e sedimento do reservatório mantido a temperatura ambiente ( $25 \text{ }^\circ\text{C}$ ) sob constante aeração durante 10 dias. Foram preparados 48 frascos, sendo que cada tratamento ( $n = 3$ ) representou um tratamento trófico. O processo de decomposição foi avaliado sob duas temperaturas ( $16 \text{ }^\circ\text{C}$  e  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ ) que correspondem aproximadamente à variação desta variável encontrada por Peres (2002) nos períodos chuvoso e seco em pontos distintos do rio do Monjolinho. Assim, 24 frascos foram incubados a  $16 \text{ }^\circ\text{C}$  e os demais ( $n = 24$ ) a  $25 \text{ }^\circ\text{C}$  (Figura 5).

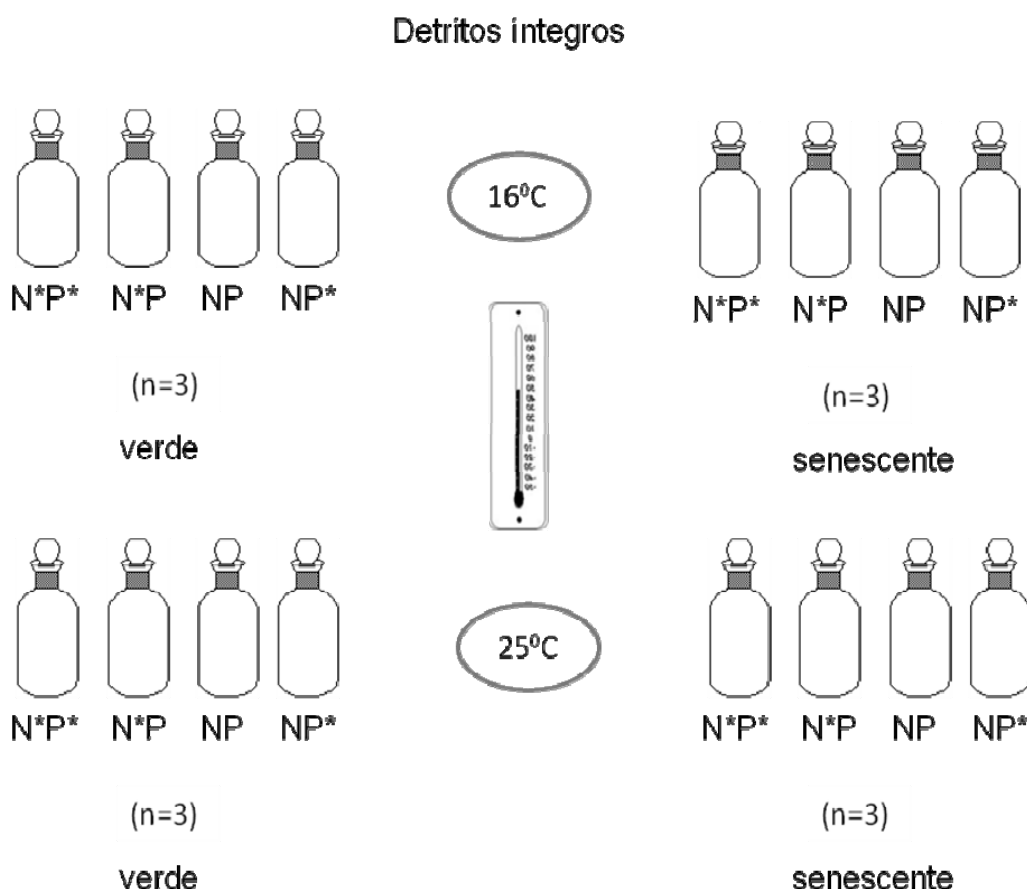


Figura 5: Esquema dos tratamentos com detritos íntegros.

Os meios de cultura foram previamente aerados durante aproximadamente 1 hora até que atingisse a saturação antes da adição aos frascos. O experimento foi incubado por 80 dias e determinaram-se as seguintes variáveis: pH, condutividade e oxigênio dissolvido iniciais. Paralelamente, tendo em vista verificar as concentrações de lignina e celulose foram preparadas câmaras de decomposição ( $n = 2$ ) contendo cerca de 400 ml de meio de cultura e 4 g de planta seguindo a proporção de  $10 \text{ g L}^{-1}$ . A partir dessas incubações também foi possível a obtenção dos valores de matéria orgânica e carbono das amostras.

### 3.6.1.3. Experimento 3: Efeito da adição de nutrientes na decomposição da matriz lignocelulósica

Para a realização desse ensaio, as plantas já lavadas em água corrente e desidratadas foram esterilizadas em autoclave vertical (Fabbe; modelo 103) a 121 °C, sob 1,0 atm durante 15 min (WARD e JOHNSON, 1996). Para a obtenção da matriz lignocelulósica (ML) foram realizadas extrações aquosas a frio (4 °C) com duração de 48 h (adaptado de MØLLER et al., 1999). A extração constituiu-se da adição de fragmentos de planta (previamente esterilizados) em água (deionizada esterilizada) na proporção de 10 g L<sup>-1</sup> PS. Após a formação do lixiviado, as frações particuladas (ML) foram separadas das dissolvidas (MOD) por filtração e lavagem com água deionizada (Figura 6); na seqüência, foram secas em estufa (45-50 °C) e armazenadas até a montagem do experimento.

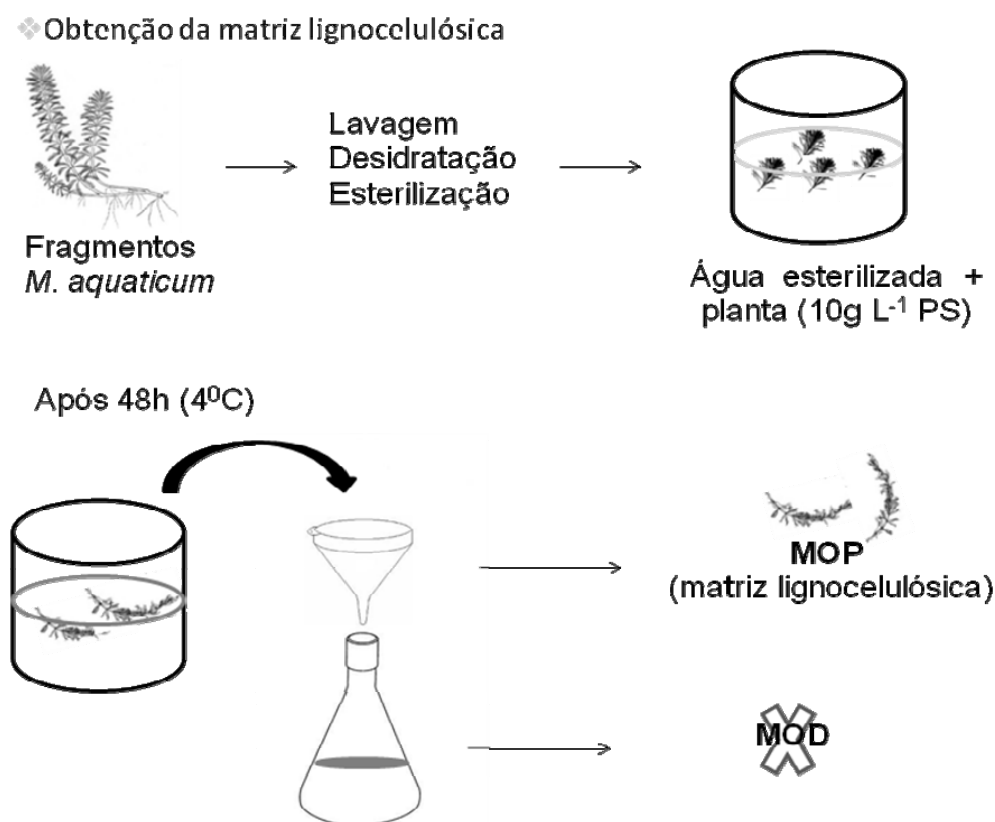


Figura 6: Esquema da obtenção da matriz lignocelulósica.



O meio de cultura (modificado de XIE et al., 2004a) foi preparado a partir de uma solução de micronutrientes e macronutrientes conforme mostrado na preparação do Experimento 2. As concentrações de  $\text{NaNO}_3$  e  $\text{NaH}_2\text{PO}_4$  variaram de forma que diferentes graus de trofia fossem testados, assim os tratamentos foram diferenciados de acordo com as concentrações elevadas (\*) de nitrogênio e/ou fósforo: NP\* ( $0,4 \text{ mg L}^{-1}$  N -  $\text{NO}_3^-$  e  $29,71 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$  de P - total), NP ( $0,4 \text{ mg L}^{-1}$  N -  $\text{NO}_3^-$  e  $12,32 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$  de P - total), N\*P ( $3,9 \text{ mg L}^{-1}$  N -  $\text{NO}_3^-$  e  $13,04 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$  de P - total) e N\*P\* ( $31,5 \text{ mg L}^{-1}$  N -  $\text{NO}_3^-$  e  $98,55 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$  de P - total). Às câmaras foram acrescentados meio de cultura e  $400 \text{ } \mu\text{L}$  de inóculo de água do reservatório do Monjolinho filtrado em membrana de éster celulose (Millipore,  $\text{Ø} = 0,45 \text{ } \mu\text{m}$ ).

As câmaras de mineralização (número total de frascos = 48) previamente revestidas com papel alumínio foram preparadas utilizando-se matriz lignocelulósica de *M. aquaticum* ( $1 \text{ g L}^{-1}$  PS) e os diferentes meios de cultura (N\*P\*, N\*P, NP e NP\*) simulando o efeito de duas temperaturas e dois tipos de fragmentos (senescente e verde). Para tanto, foram montados 16 tratamentos ( $n = 3$ ) sendo 8 com fragmento verde e 8 com fragmento senescente. O processo de decomposição foi avaliado sob duas temperaturas, sendo metade dos frascos incubados a  $16 \text{ } ^\circ\text{C}$  e os demais ( $n = 24$ ) a  $25 \text{ } ^\circ\text{C}$  (Figura 7).

## Matriz Lignocelulósica

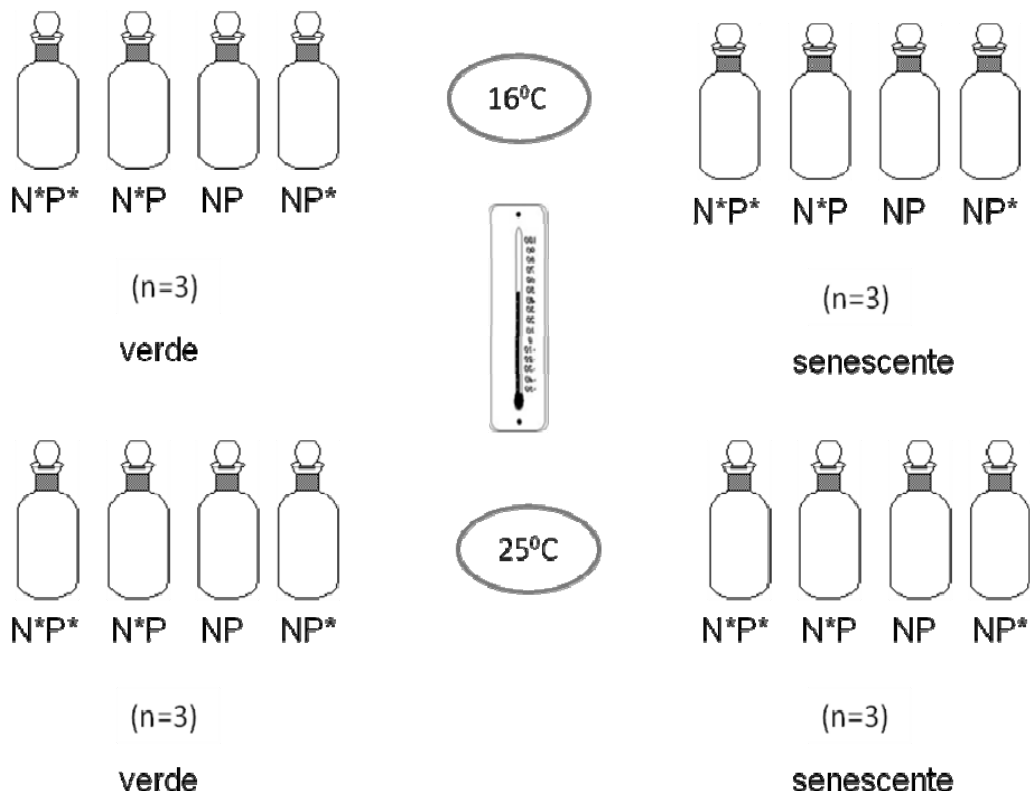


Figura 7: Esquema dos tratamentos com matriz lignocelulósica.

Antes da adição do meio de cultura aos frascos (de vidro com boca esmerilhada) aeraram-se os meios de cultura para elevar a concentração de oxigênio à saturação. O experimento foi mantido por 80 dias e determinaram-se as seguintes variáveis: pH, condutividade e oxigênio dissolvido iniciais. Paralelamente, tendo em vista verificar as concentrações de lignina e celulose também foram montadas câmaras de decomposição (n = 2) seguindo a mesma proporção descrita no Experimento 2. A partir dessas incubações também foi possível a obtenção dos valores de matéria orgânica e carbono das amostras.

#### **3.6.1.4. Experimento 4: Efeito da adição de azida sódica**

Para a execução deste experimento foram preparadas 24 câmaras de mineralização contendo meio de cultura, fragmentos de planta (verde ou senescente), inóculo do reservatório e azida (0,5%). A azida sódica ( $\text{NaN}_3$ ) foi utilizada tendo em vista inibir a atividade biológica no processo degradativo das macrófitas aquáticas.

As concentrações de nitrato não puderam ser determinadas (a azida interferiu na análise), porém as concentrações de fósforo total foram equivalentes a 107,25 ( $\text{N}^*\text{P}^*$ ) e 57,14  $\mu\text{g L}^{-1}$  (NP). Os meios de cultura foram previamente aerados até atingir a saturação e mediu-se a concentração de OD, pH e condutividade iniciais como nos demais experimentos. O experimento foi mantido por 80 dias.

#### **3.6.2. Análises das amostras**

Em todos os experimentos, as concentrações de oxigênio dissolvido foram registradas periodicamente por método polarográfico (oxímetro YSI, modelo 58; precisão 0,03  $\text{mg L}^{-1}$ ) em dias previamente selecionados. Os processos degradativos anaeróbios foram evitados através da reoxigenação com ar comprimido filtrado quando as concentrações de oxigênio atingiram valores próximos a 3,00  $\text{mg L}^{-1}$ . Também foram verificadas periodicamente as variáveis pH e condutividade.

Para os Experimentos 1, 2 e 3, as frações orgânicas de nitrogênio da macrófita foram quantificadas com base em métodos titrimétricos (N-Kjeldahl: ALLEN et al., 1974) e as concentrações de fósforo total da planta foram determinadas por colorimetria, segundo procedimentos propostos por Mackereth et al. (1978). Nos Experimentos 2 e 3 determinaram-se também as percentagens de lignina por hidrólise ácida (ALLEN et al., 1974) e a de celulose por digestão ácida (CLAMPTON e MAYNARD, 1938). Os conteúdos de matéria orgânica foram determinados pelas

incinerações de amostras de plantas a 550 °C (WETZEL e LIKENS, 1991). Os valores de matéria orgânica foram multiplicados por 0,465 para a obtenção dos valores de carbono (WESTLAKE, 1965).

No final do experimento, as câmaras foram desmontadas e a MOP fracionada da água por filtração em membrana de éster-celulose (0,45 µm). As concentrações finais de carbono dissolvido da água foram determinadas com TOC analyser (5000A Shimadzu).

### 3.6.3. Hipótese cinética da mineralização da macrófita aquática

Na degradação aeróbia, a oxidação do recurso orgânico está relacionada ao consumo de oxigênio, podendo ser representada por modelos cinéticos de primeira ordem (JØRGENSEN, 1986). Os ajustes cinéticos do oxigênio consumido acumulado (OC) foram realizados utilizando-se regressões não lineares, calculadas com o algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt (PRESS et al., 1993). De acordo com esses procedimentos, descreveram-se as variações temporais do consumo de oxigênio (Equação 1):

$$OC = OC_{\max} (1 - e^{-k_d t}) \quad \text{Eq. (1),}$$

em que: OC = valores acumulados das concentrações de oxigênio consumido (mg L<sup>-1</sup>); OC<sub>máx</sub> = quantidade máxima de oxigênio consumido (mg L<sup>-1</sup>); k<sub>D</sub> = coeficiente de desoxigenação (dia<sup>-1</sup>); e t = tempo (dia).

O tempo de meia-vida (t<sub>1/2</sub>) do processo de decomposição da macrófita aquática *M. aquaticum* foi calculado de acordo com a Equação 2.

$$t_{1/2} = \frac{\ln 0,5}{-k_d} \quad \text{Eq. (2),}$$

A temperatura é considerada uma das principais condicionantes nas reações de mineralização. Nesse contexto, admite-se que os incrementos nos valores dos coeficientes de reação sejam proporcionais aos incrementos de temperatura. O  $Q_{10}$  é um parâmetro normalmente usado para expressar essa relação (USEPA, 1985; Equação 3).

$$Q_{10} = \left( \frac{k_2}{k_1} \right)^{\left( \frac{10}{T_2 - T_1} \right)} \quad \text{Eq. (3),}$$

em que;  $Q_{10}$  = relação entre os coeficientes de reação (nesse caso  $k_D$ ) sob incrementos de 10 °C, calculado a partir das temperaturas selecionadas;  $k_1$  = coeficiente de reação obtido na temperatura  $T_1$ ;  $k_2$  = coeficiente de reação obtido na temperatura  $T_2$ .

Os consumos de oxigênio das incubações foram corrigidos pela subtração dos valores de OC dos frascos controle. Os resultados de consumo de oxigênio acumulados foram analisados individualmente para todos os tratamentos utilizando-se o teste de Kruskal Wallis (KW), seguido do teste de múltipla comparação Dunn's para detectar possíveis diferenças significativas entre os tratamentos ( $p < 0,05$ ).

As estimativas das relações estequiométricas globais entre a quantidade oxigênio dissolvido consumido ( $OC_{max}$ ) pela quantidade de nitrogênio orgânico oxidado (O/N) foram calculadas através das razões entre as taxas de oxigênio consumido e as de nitrogênio mineralizado, o mesmo foi feito para a obtenção da relação O/C. As percentagens de nitrogênio e fósforo mineralizado foram obtidas a partir das quantidades totais ( $N-NO_3^-$  da planta e meio de cultura) iniciais e remanescentes destes nutrientes. Através da diferença entre a quantidade total de nutrientes (100%) e percentagem mineralizada, obtiveram-se as percentagens imobilizadas correspondentes as frações de N e P.

## 4. Resultados

### 4.1. Variáveis limnológicas do reservatório Monjolinho e de seus trechos a montante e a jusante\*

#### 4.1.2. Material em suspensão

As concentrações de material em suspensão nos três pontos foram similares ( $p > 0,05$ ), com médias ( $\pm$  DP) no período estudado (agosto/2007 a agosto/2008) de P1 =  $48,5 \pm 6,40 \text{ mg L}^{-1}$ , P2 =  $48,8 \pm 10,30 \text{ mg L}^{-1}$  e P3 =  $50,60 \pm 8,90 \text{ mg L}^{-1}$  (Figura 8). A maior concentração foi verificada em P2 ( $70,00 \text{ mg L}^{-1}$ ) em outubro/2007 e a menor também em P2, no mês de maio/2008 ( $37,00 \text{ mg L}^{-1}$ ).

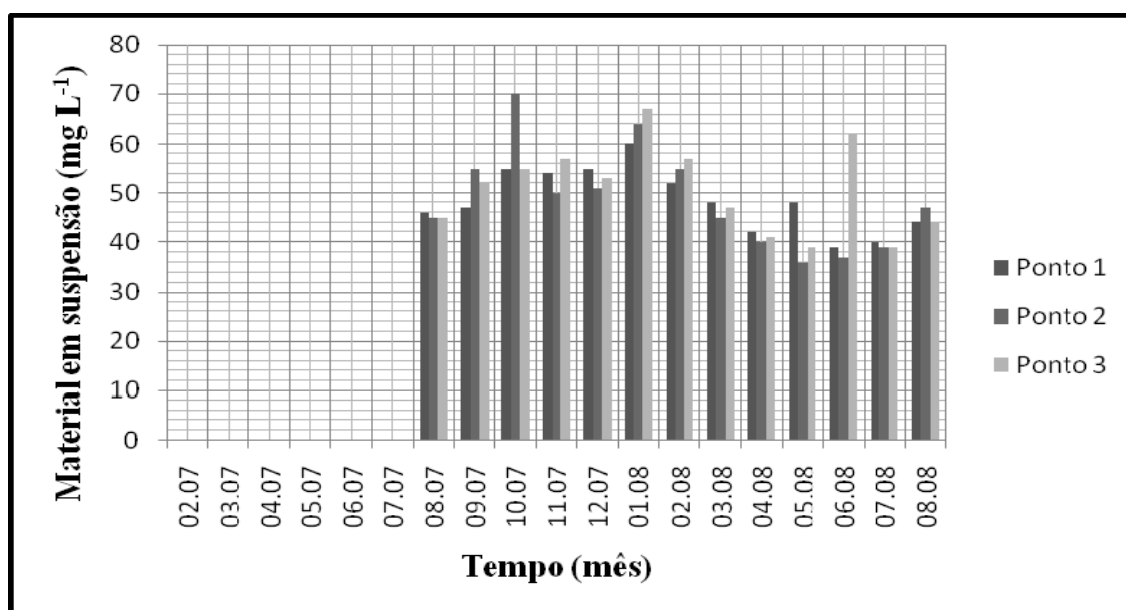


Figura 8: Concentrações de material em suspensão ( $\text{mg L}^{-1}$ ) registrados no período de agosto/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

(\*) O banco de dados referentes ao inventário limnológico (fevereiro/2007 a agosto/2008) encontra-se nos Anexos 1 a 11.

### 4.1.3. Turbidez

No período referente a esse inventário (fevereiro/2007 a agosto/2008) as médias ( $\pm$  DP) dos valores de turbidez foram: P1 =  $8,22 \pm 7,32$  UNT; P2 =  $11,92 \pm 10,65$  UNT e P3 =  $12,15 \pm 10,79$  UNT (Figura 9), não havendo diferenças significativas entre os três pontos ( $p > 0,05$ ). No final do verão os P2 e P3 apresentaram valores máximos (43,2 UNT e 43,3 UNT, respectivamente).

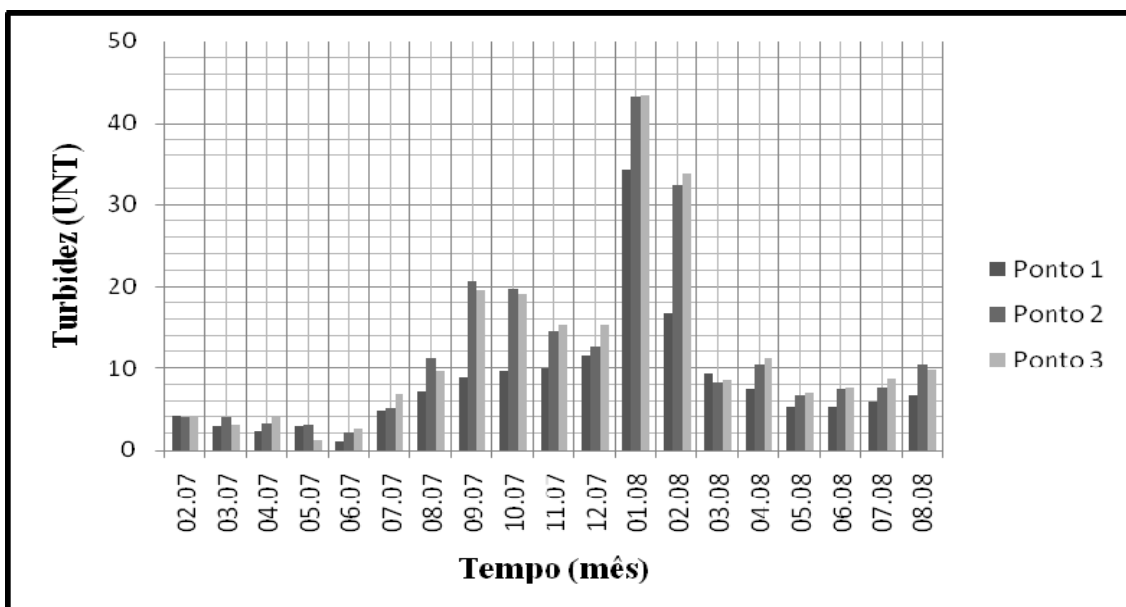


Figura 9: Valores de turbidez (UNT) registrados no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

### 4.1.4. Temperatura

Os menores valores de temperatura foram registrados nos meses de junho e julho de 2007 e de maio a julho de 2008 (Figura 10). Especialmente não houve diferença entre os pontos ( $p > 0,05$ ), as médias ( $\pm$  DP) foram: P1 =  $18,93 \pm 3,61$  °C; P2 =  $20,55 \pm 3,30$  °C e P3 =  $20,13 \pm 3,29$  °C.

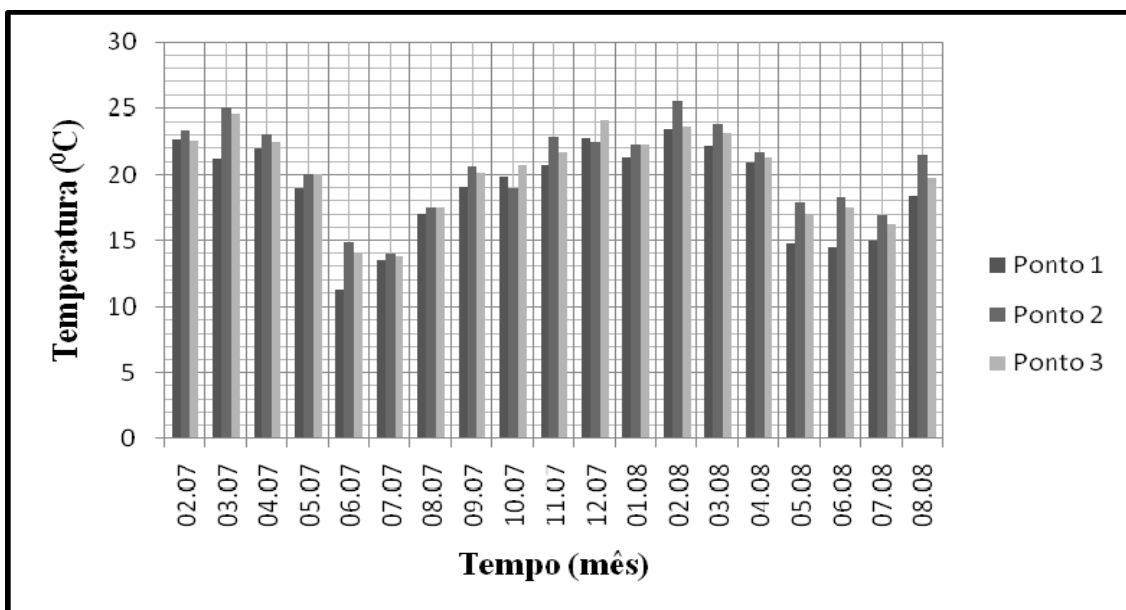


Figura 10: Valores de temperatura da água (°C) registrados no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

#### 4.1.5. Oxigênio dissolvido (OD)

As águas do rio do Monjolinho no trecho selecionado apresentaram concentrações médias de oxigênio que variaram de 5,45 mg L<sup>-1</sup> (P2) em janeiro a 8,36 mg L<sup>-1</sup> (P3) em junho/08 (Figura 11). As médias do OD ( $\pm$  DP) foram: P1 = 6,21  $\pm$  0,68 mg L<sup>-1</sup>; P2 = 6,86  $\pm$  0,76 mg L<sup>-1</sup> e P3 = 7,15  $\pm$  0,63 mg L<sup>-1</sup>, a análise de KW indicou que as concentrações de OD em P1 foram diferentes de P2 ( $p < 0,05$ ) e de P3 ( $p < 0,001$ ). As concentrações mais elevadas de OD ocorreram nos meses mais frios (junho e julho/07 e julho e agosto/08).



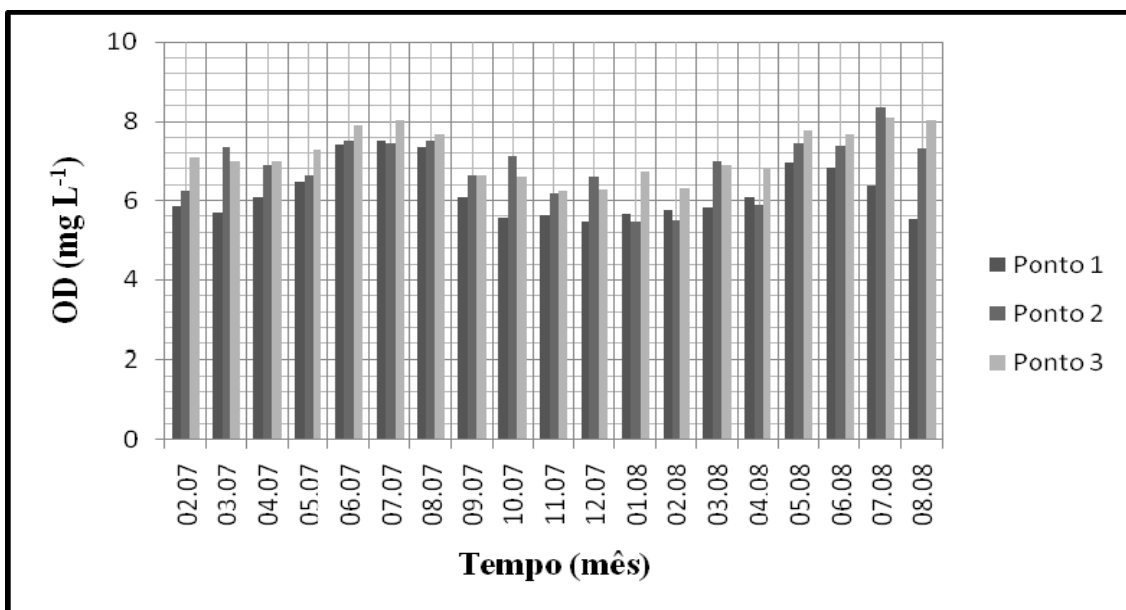


Figura 11: Concentrações de oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) registrados no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

#### 4.1.6. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A  $\text{DBO}_5$  apresentou médias ( $\pm$  DP) de  $1,79 \pm 0,81 \text{ mg L}^{-1}$  (P1);  $3,54 \pm 0,91 \text{ mg L}^{-1}$  (P2) e  $2,77 \pm 0,93 \text{ mg L}^{-1}$  (P3). O P1 apresentou concentrações de  $\text{DBO}_5$  significativamente diferente de P2 ( $p < 0,01$ ). Os maiores valores dessa variável ocorreram no reservatório (P2), sendo a maior demanda verificada no mês de agosto/08 ( $5,41 \text{ mg L}^{-1}$ ; Figura 12).

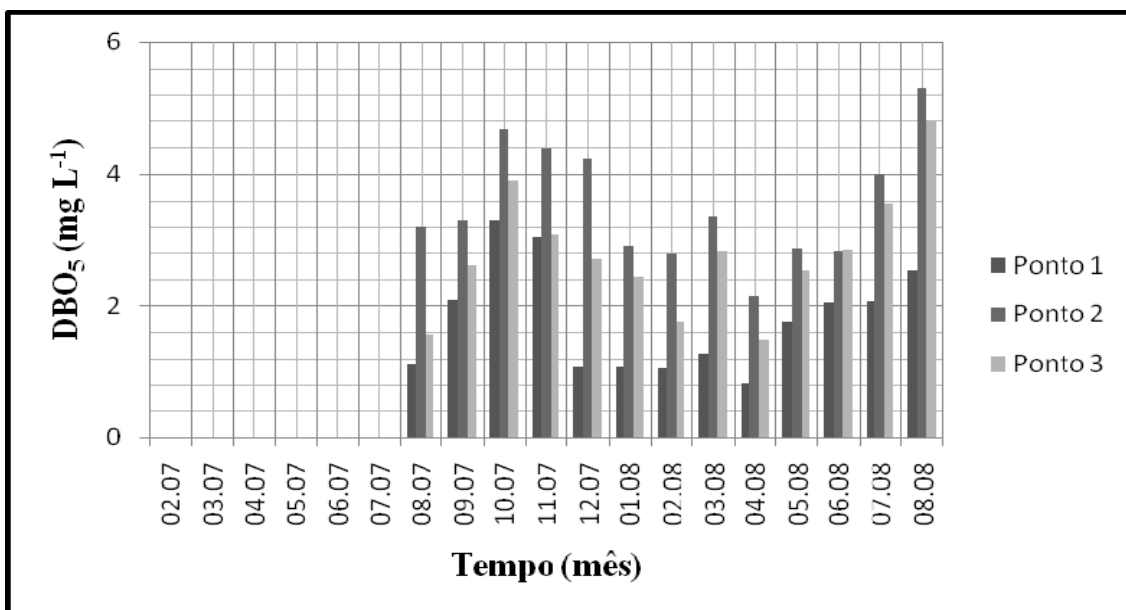


Figura 12: Valores de DBO<sub>5</sub> (mg L<sup>-1</sup>) registrados no período de agosto/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

#### 4.1.7. pH

Os valores médios de pH ( $\pm$  DP) foram:  $6,49 \pm 0,35$  (P1);  $6,67 \pm 0,34$  (P2) e  $6,73 \pm 0,35$  (P3; Figura 13), não havendo diferença espacial entre os valores ( $p > 0,05$ ). O valor máximo desta variável foi registrado em P3 no mês de julho/07 (7,47) e o menor em P1 (6,01) em janeiro/08.

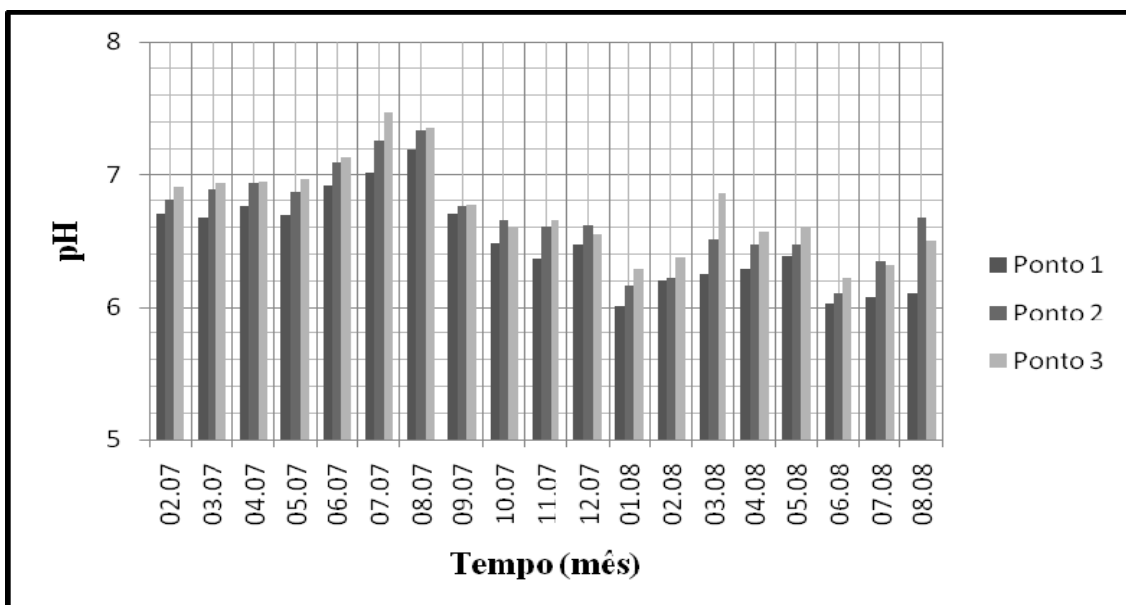


Figura 13: Valores de pH registrados no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

#### 4.1.8. Carbono orgânico (CO) e inorgânico (CI)

As concentrações médias ( $\pm$  DP) de carbono orgânico e inorgânico no período de fevereiro/07 a agosto/08 foram respectivamente:  $1,95 \pm 1,04 \text{ mg L}^{-1}$  e  $2,47 \pm 1,24 \text{ mg L}^{-1}$  (P1);  $2,37 \pm 1,06 \text{ mg L}^{-1}$  e  $4,58 \pm 1,26 \text{ mg L}^{-1}$  (P2) e  $4,10 \pm 1,03 \text{ mg L}^{-1}$  e  $4,20 \pm 1,01 \text{ mg L}^{-1}$  (P3). Com base nesses resultados, constatou-se que não houve diferenças espaciais nas concentrações de CO e CI entre os trechos de rio estudados e o reservatório ( $p > 0,05$ ). Apesar do valor máximo de carbono orgânico ter sido verificado no período chuvoso ( $6,53 \text{ mg L}^{-1}$  no reservatório; Figura 14), os maiores valores de concentração ocorreram na estiagem, bem como os valores de carbono inorgânico (Figura 15).

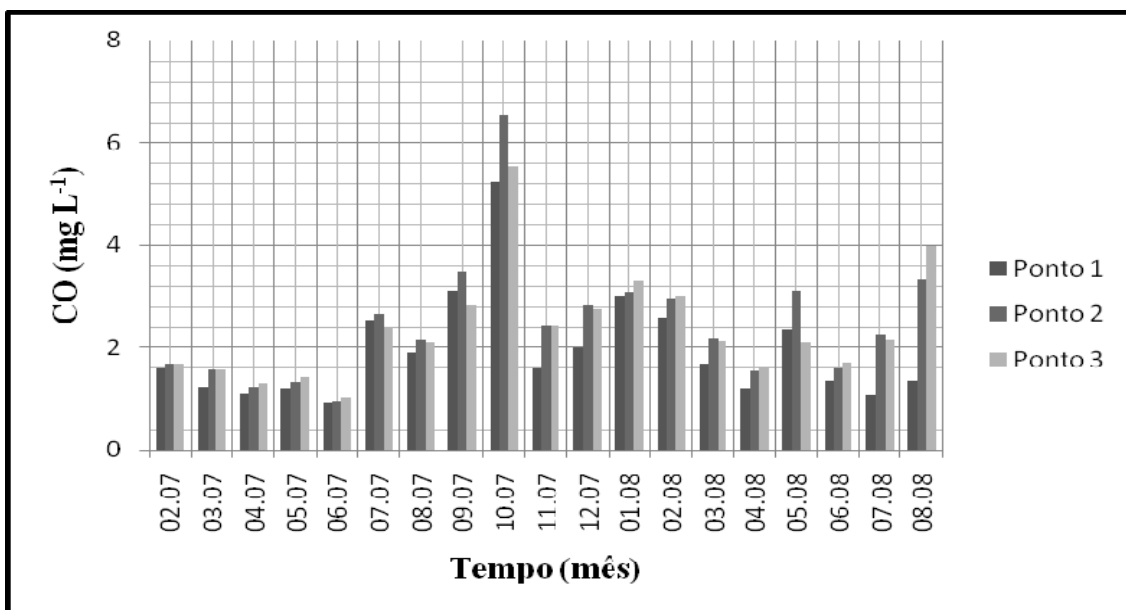


Figura 14: Concentrações de carbono orgânico ( $\text{mg L}^{-1}$ ) registradas no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

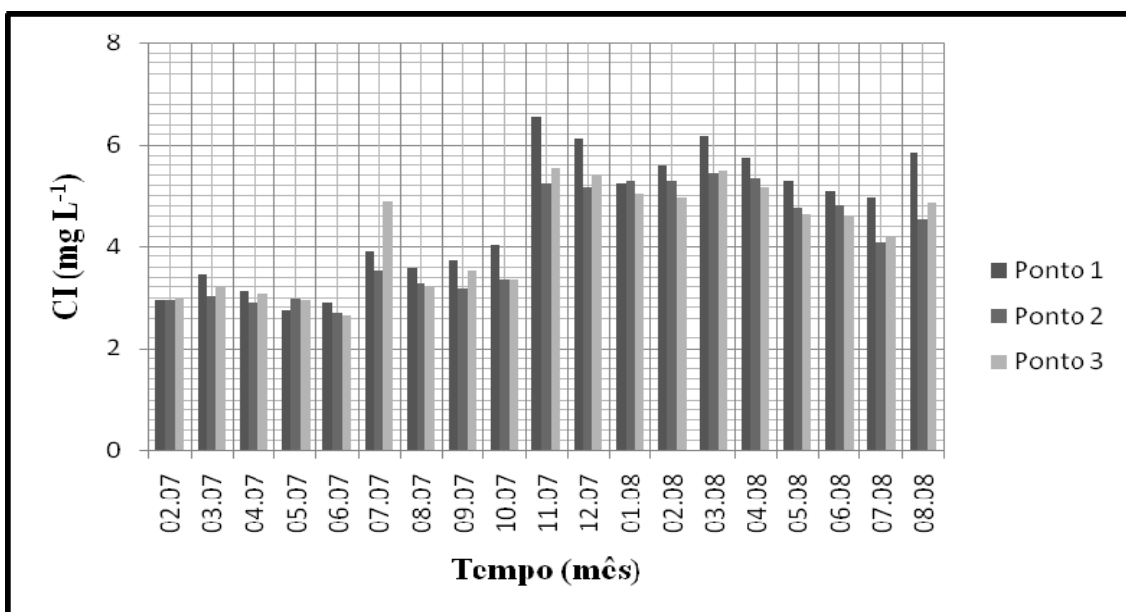


Figura 15: Concentrações de carbono inorgânico ( $\text{mg L}^{-1}$ ) registradas no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

#### 4.1.9. Condutividade elétrica (CE)

Os maiores valores de condutividade elétrica foram registrados para P1 (63,70  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) e P2 (57,70  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) em abril/07 (Figura 16). Nos meses de fevereiro, março e outubro/07 também foram verificados valores altos de CE (49,6, 55,1 e 58,1  $\mu\text{S cm}^{-1}$  para P1). Os valores médios ( $\pm$  DP) de CE encontrados para P1, P2 e P3 durante o período amostral foram similares ( $p > 0,05$ ), sendo respectivamente:  $43,96 \pm 8,58 \mu\text{S cm}^{-1}$ ;  $41,59 \pm 5,13 \mu\text{S cm}^{-1}$  e  $41,23 \pm 4,14 \mu\text{S cm}^{-1}$ .

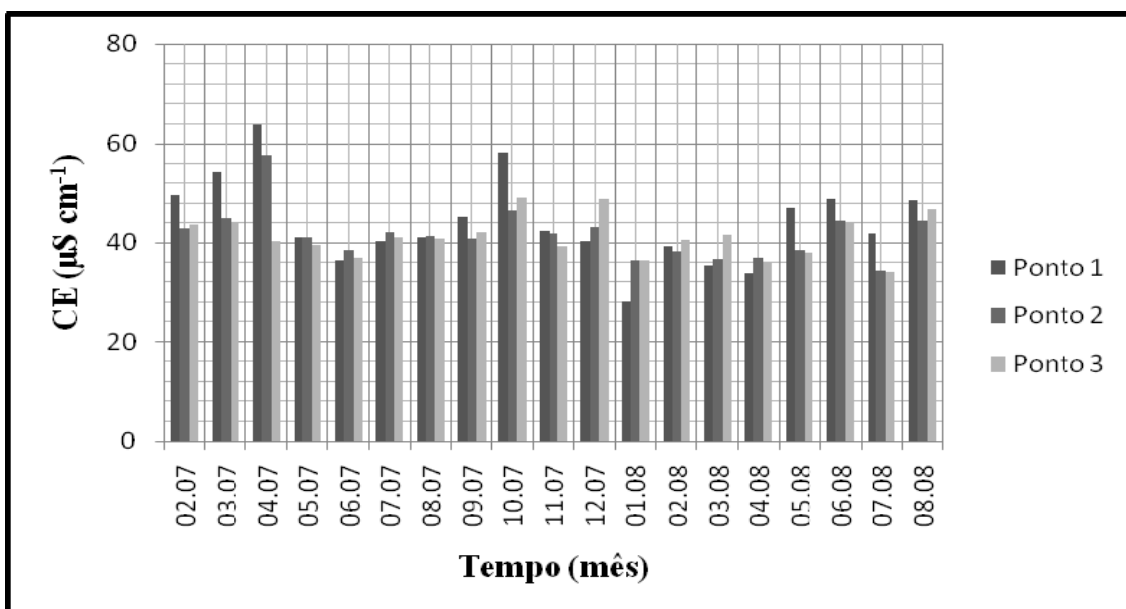


Figura 16: Valores de condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) da água registrados no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolino (P1 e P3) e no reservatório (P2).

#### 4.1.10. Nitrato

As concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  médias ( $\pm$  DP) verificadas para os P1, P2 e P3 foram semelhantes ( $p > 0,05$ ), sendo respectivamente:  $140,84 \pm 83,16 \mu\text{g L}^{-1}$ ,  $100,43 \pm 42,38 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $103,19 \pm 40,33 \mu\text{g L}^{-1}$  (Figura 17). As concentrações de nitrato foram

elevadas nos meses de maio a outubro/07, e agosto/08. Os valores máximos e mínimos registrados variaram de 335,80  $\mu\text{g L}^{-1}$  (P1) a 41,48  $\mu\text{g L}^{-1}$  (P2).

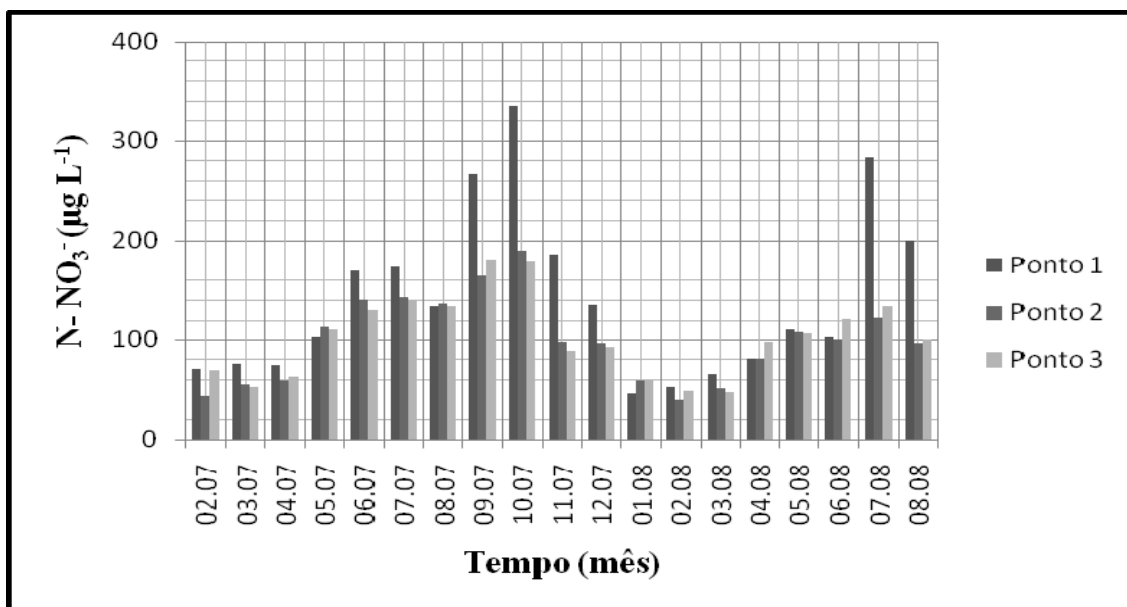


Figura 17: Concentrações de nitrato ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) registradas no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

#### 4.1.11. Nitrito

Os valores máximos verificados para as concentrações de nitrito em P1, P2 e P3 foram respectivamente: 34,72, 20,18 e 20,92  $\mu\text{g L}^{-1}$  (Figura 18); enquanto que os valores mínimos foram 5,28, 5,36 e 5,58  $\mu\text{g L}^{-1}$ , respectivamente. Registrou-se diferença significativa entre P1 e os pontos P2 e P3 ( $p < 0,001$ ) com o trecho a montante do reservatório do Monjolinho (P1) sempre apresentando concentrações mais elevadas de nitrito (exceto em janeiro/2008) que o P2 e P3. Os valores médios ( $\pm$  DP) encontrados para as concentrações de nitrito para os três pontos selecionados variaram de  $21,20 \pm 8,10 \mu\text{g L}^{-1}$  (P1) a  $12,86 \pm 4,62 \mu\text{g L}^{-1}$  (P3) ao longo do período em questão (fevereiro/07 a agosto/08).

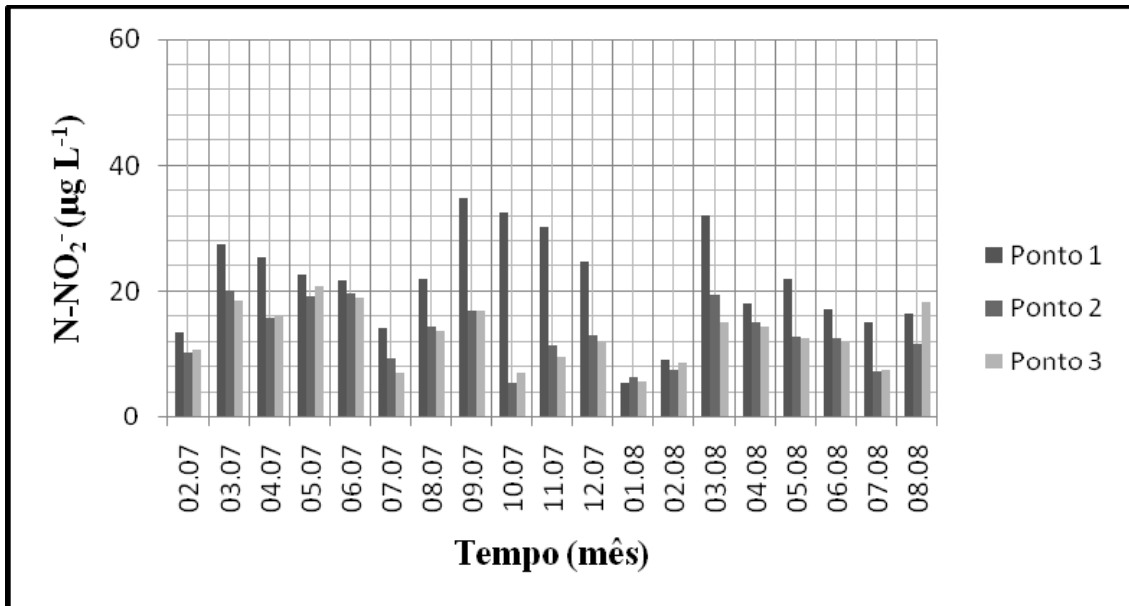


Figura 18: Concentrações de nitrito ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) registradas no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

#### 4.1.12. Amônio

As concentrações máximas do amônio encontradas em P1, P2 e P3 foram: 244,64; 239,88 e 240,48  $\mu\text{g L}^{-1}$  respectivamente (Figura 19). As concentrações médias ( $\pm$  DP) de amônio não apresentaram distinção na variação espacial ( $p > 0,05$ ) nos pontos selecionados (P1:  $239,88 \pm 3,95 \mu\text{g L}^{-1}$ ; P2:  $240,48 \pm 5,26 \mu\text{g L}^{-1}$  e P3:  $97,78 \pm 64,56 \mu\text{g L}^{-1}$ ).

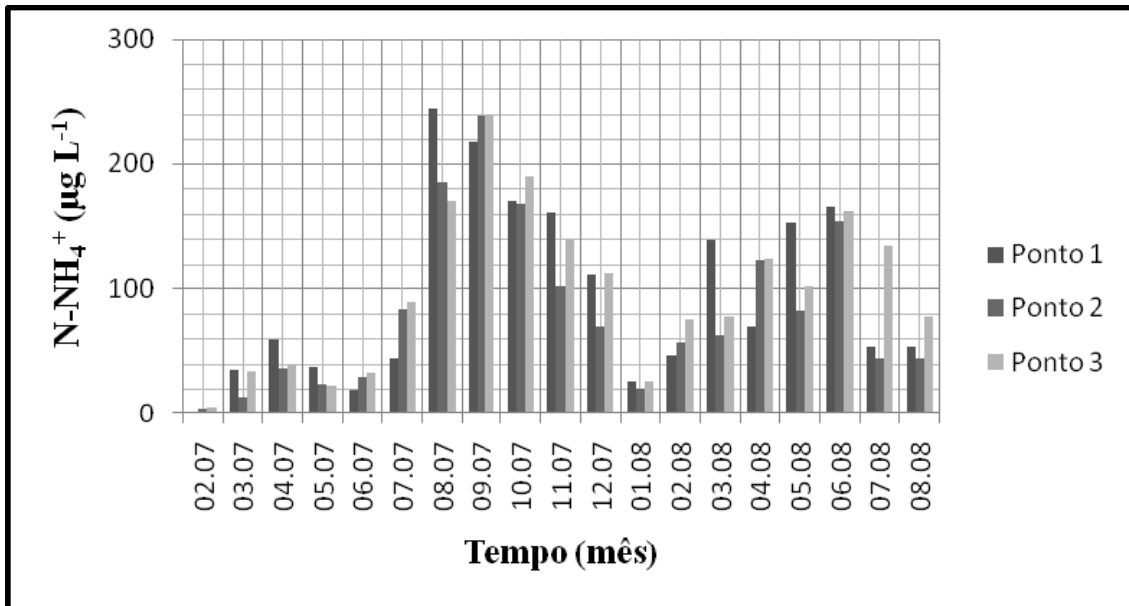


Figura 19: Concentrações de amônio ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) registradas no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

#### 4.1.13. Nitrogênio orgânico total

As concentrações máximas de nitrogênio orgânico verificadas para P1, P2 e P3 foram: 0,84, 0,97 e 0,85  $\text{mg L}^{-1}$  (Figura 20) durante o início da estiagem. Os valores médios ( $\pm$  DP) para as concentrações de nitrogênio orgânico total foram  $0,68 \pm 0,17 \text{ mg L}^{-1}$ ;  $0,72 \pm 0,17 \text{ mg L}^{-1}$  e  $0,70 \pm 0,14 \text{ mg L}^{-1}$  nos P1, P2 e P3, respectivamente.



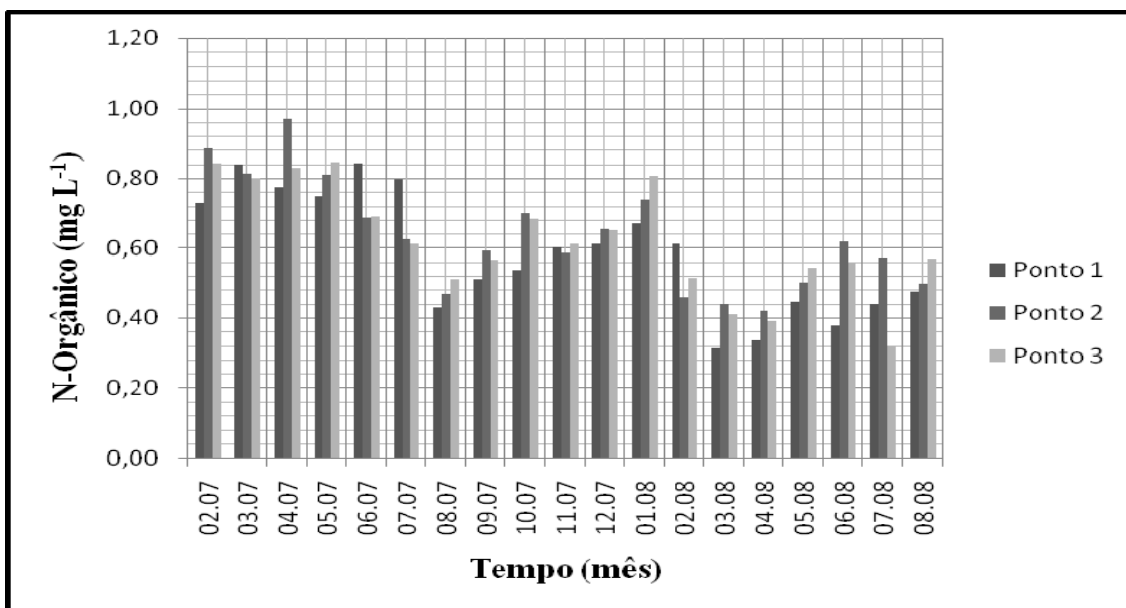


Figura 20: Concentrações de nitrogênio orgânico total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) registradas no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

#### 4.1.14. Fósforo total e dissolvido

Os valores médios de P-total verificados para os P1, P2 e P3 ( $\pm$  DP) foram  $102,30 \pm 81,55$ ,  $118,83 \pm 89,12$  e  $159,59 \pm 122,89 \mu\text{g L}^{-1}$ . As maiores concentrações de P-total (Figura 21) ocorreram durante as chuvas (máximo =  $398,93 \mu\text{g L}^{-1}$  no mês de julho/07 em P3). As concentrações médias de P-dissolvido variaram de  $68,68 \mu\text{g L}^{-1}$  (P1) a  $90,88 \mu\text{g L}^{-1}$  (P3) e foram mais elevadas durante os meses chuvosos:  $98,68 \mu\text{g L}^{-1}$  (P1),  $125,37 \mu\text{g L}^{-1}$  (P2) e  $101,90 \mu\text{g L}^{-1}$  (P3). Durante a estiagem foram registrados teores altos de P-total e P-dissolvido no mês de julho/07 para os P2 ( $372,20 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $280,17 \mu\text{g L}^{-1}$ ) e P3 ( $398,93 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $301,95 \mu\text{g L}^{-1}$ ; Figura 22).

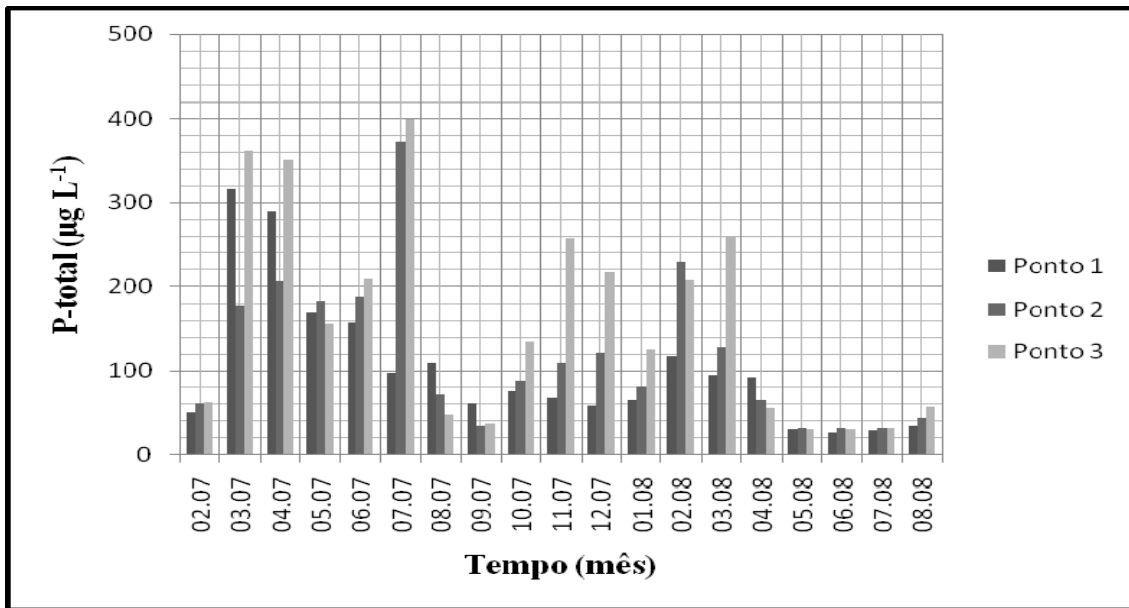


Figura 21: Concentrações de fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) registrados no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

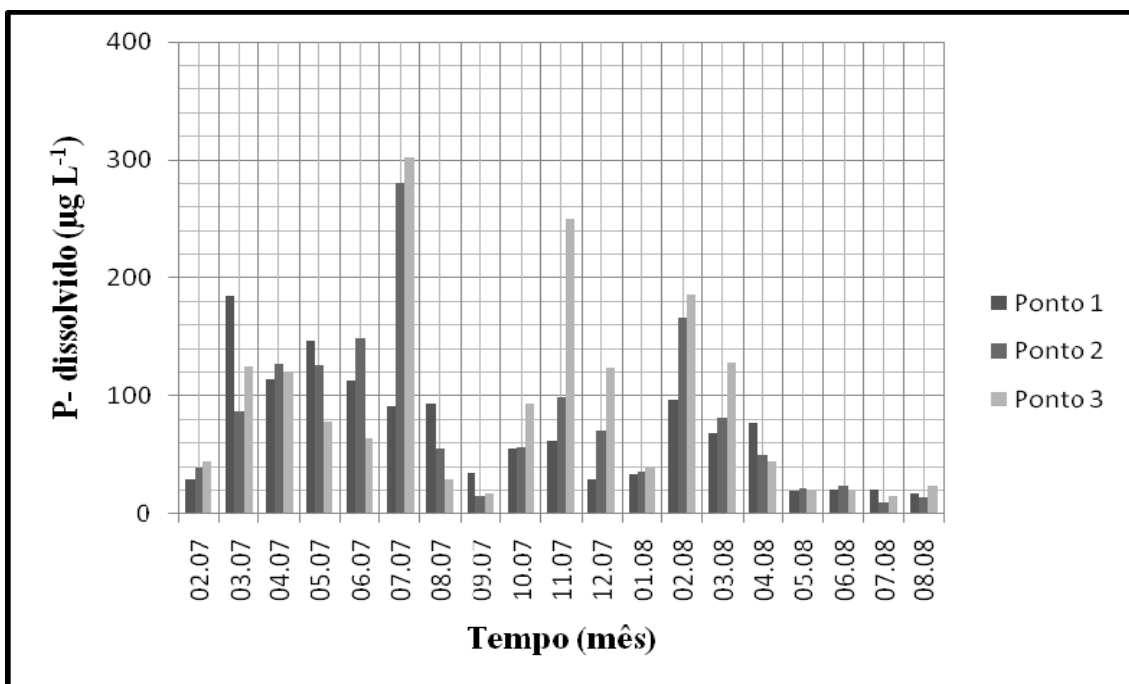


Figura 22: Concentrações de fósforo dissolvido ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) registrados no período de fevereiro/07 a agosto/08 no rio do Monjolinho (P1 e P3) e no reservatório (P2).

## 4.2. Bioensaios de decomposição

Na Tabela 2 apresenta-se a composição química inicial dos detritos íntegros e da matriz lignocelulósica verde e senescente de *M. aquaticum* utilizados na execução dos experimentos 1 a 4.

Tabela 2: Composição química inicial do detrito verde (DV) e senescente (DS) e da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS).

<b>%</b>	<b>DS</b>	<b>DV</b>	<b>MS</b>	<b>MV</b>
<b>Lixiviado</b>	27,85	23,76	-	-
<b>MOP</b>	72,16	76,24	-	-
<b>MI</b>	10,64	7,54	8,00	6,22
<b>MO</b>	89,36	92,47	92,00	93,78
<b>C</b>	41,55	43,00	42,78	43,61
<b>Lignina</b>	33,49	29,82	37,08	42,76
<b>Celulose</b>	23,78	23,98	26,00	23,64
<b>Nitrogênio</b>	1,87	2,19	1,66	2,01
<b>Fósforo</b>	0,09	0,09	0,02	0,02
<b>C:N</b>	22,22	19,6	25,77	21,70
<b>C:P</b>	461,67	477,78	2139,00	2180,50

Os fragmentos das macrófitas independente do estágio fenológico (senescente ou verde) apresentaram predominância de matéria orgânica particulada (MOP) em relação às frações solúveis cuja média foi equivalente a 25,8%. A MOP representou de 72,16 a 76,24% dos detritos inteiros, estando à percentagem de carbono entre 42,78 a 43,61% e a de matéria inorgânica entre 6,22 a 8,00% do material vegetal.

Verificou-se uma diferença entre as concentrações de fósforo das frações particulada (0,02%) e integral (0,09%), o mesmo não sendo verificado em relação ao teor de nitrogênio orgânico.

#### 4.2.1. Experimento 1: Mineralização aeróbia de *M. aquaticum*

A cinética do consumo de oxigênio acumulado na mineralização aeróbia de detritos íntegros senescentes (DS) de *M. aquaticum* a 25 °C está representada na Figura 23. A variação temporal do OC acumulado mostra um rápido consumo de oxigênio dissolvido nos primeiros 4 dias de experimento seguido por um aumento gradual até o dia 52 (787,42 mg g<sup>-1</sup>) a partir do qual se inicia a estabilização do processo degradativo.

O coeficiente de desoxigenação, obtido a partir do ajuste cinético foi equivalente a  $0,018 \pm 0,001 \text{ dia}^{-1}$  e o tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) de 38 dias (Tabela 3), caracterizando o processo de mineralização como sendo de médio prazo (aproximadamente 1 mês). O  $OC_{\text{max}}$  foi elevado:  $1179,49 \pm 55,61 \text{ mg g}^{-1}$ .

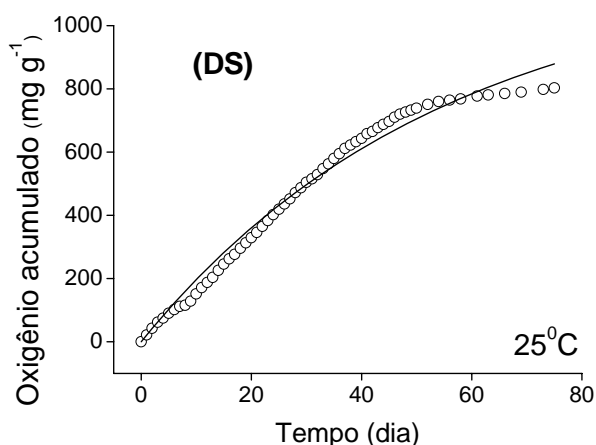


Figura 23: Cinética do consumo de oxigênio acumulado na mineralização aeróbia do detrito íntegro senescente (DS) de *M. aquaticum* a 25 °C.

Com relação à variável pH, verificou-se um decréscimo inicial seguido por uma tendência a estabilização (Figura 24). Nos dias 9, 22, 28, 31 e 58 os valores de pH atingiram valores acima de 7,00, porém foram rapidamente levados a uma condição ácida. A variação do pH foi de 6,03 a 7,43 ambos registrados nos 10 primeiros dias de

experimento, caracterizando uma oscilação no meio de ácido a neutro. A média  $\pm$  DP para esta variável foi  $6,47 \pm 0,28$ .

A condutividade elétrica, ao contrário do verificado para o pH, apresentou um aumento em 76% no segundo dia experimental em relação ao valor inicial de condutividade, seguido por um aumento gradativo durante os 75 dias de experimento. A média  $\pm$  DP para esta variável foi de  $89,38 \pm 10,74 \mu\text{S cm}^{-1}$ . O valor máximo e mínimo foi  $108,63 \mu\text{S cm}^{-1}$  no final do experimento e de  $46,10 \mu\text{S cm}^{-1}$  no dia 0.

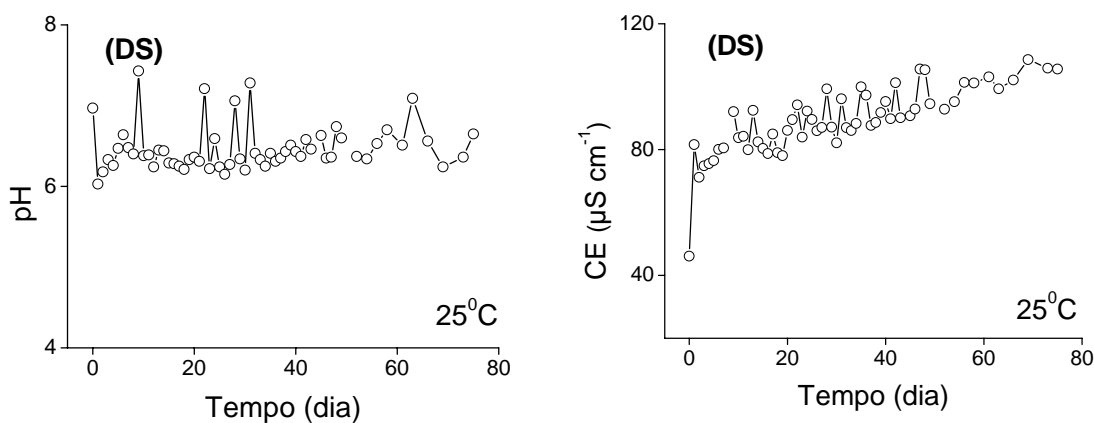


Figura 24: Variações temporais do pH e da CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) durante a mineralização aeróbia do detrito íntegro senescente (DS) de *M. aquaticum* a 25 °C.

Com relação aos nutrientes presentes na água verificaram-se aumentos elevados nas concentrações de fósforo orgânico total e nitrito ao final do experimento, correspondentes a 15 e 30 vezes maiores em relação aos valores iniciais. As concentrações dos demais compostos nitrogenados também aumentaram com exceção do íon amônio cujo valor diminuiu cerca de 3 vezes do valor inicial (Tabela 3).

Tabela 3: Valores dos compostos nitrogenados e de fósforo total (P-total) no início e final do experimento.

<b>Nutrientes</b>	<b>Nitrato (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Nitrito (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Amônio (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>N-org. (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>P-total (µg L<sup>-1</sup>)</b>
<b>Inicial</b>	0,20	0,02	0,24	0,34	20,45
<b>Final</b>	0,28	0,72	0,09	0,76	302,27

#### **4.2.2. Experimento 2: Efeito da adição de nutrientes na decomposição do material íntegro**

Nas Figuras 25 e 26 estão representadas as cinéticas de consumo de oxigênio dissolvido resultantes da mineralização aeróbia de detritos íntegros verdes (DV) e senescentes (DS) de *M. aquaticum* a 16 e 25 °C, respectivamente. Independente da concentração de nutrientes adicionada ao meio e do tipo de fragmento, as curvas de consumo de oxigênio acumulado para os tratamentos a 16 °C mostraram um aumento gradativo desde o início até o final do experimento (dia 80). No geral, nas câmaras de mineralização a 25 °C, o aumento do consumo de oxigênio dissolvido foi mais intenso nos primeiros dias de experimento, porém assim como nos tratamentos a 16 °C não mostraram tendência a estabilização. Neste contexto, o maior consumo registrado de oxigênio ( $OC_{max}$ ) foi 751,28 mg.g<sup>-1</sup> PS (NP\*) e o menor 570,79 mg g<sup>-1</sup> PS (N\*P) nos tratamentos com detritos verdes e senescentes respectivamente.

Os coeficientes de desoxigenação (Tabela 4) obtidos a partir dos ajustes cinéticos foram semelhantes nas câmaras de mineralização com detrito íntegro verde e senescente, apresentando variação discreta de 0,008 (DS) a 0,012 dia<sup>-1</sup> (DV). Os  $t_{1/2}$  variaram em média de 66 dias nos tratamentos com fragmentos verdes a 73 dias naqueles com fragmentos senescentes. Para os tratamentos submetidos a 25 °C também foram verificadas variações discretas nos coeficientes de desoxigenação independente da condição trófica e do tipo de fragmento. Os tempos de meia vida variaram de 35 a 47 dias (Tabela 5), caracterizando a decomposição da macrófita a 25 °C como um processo de curto prazo.

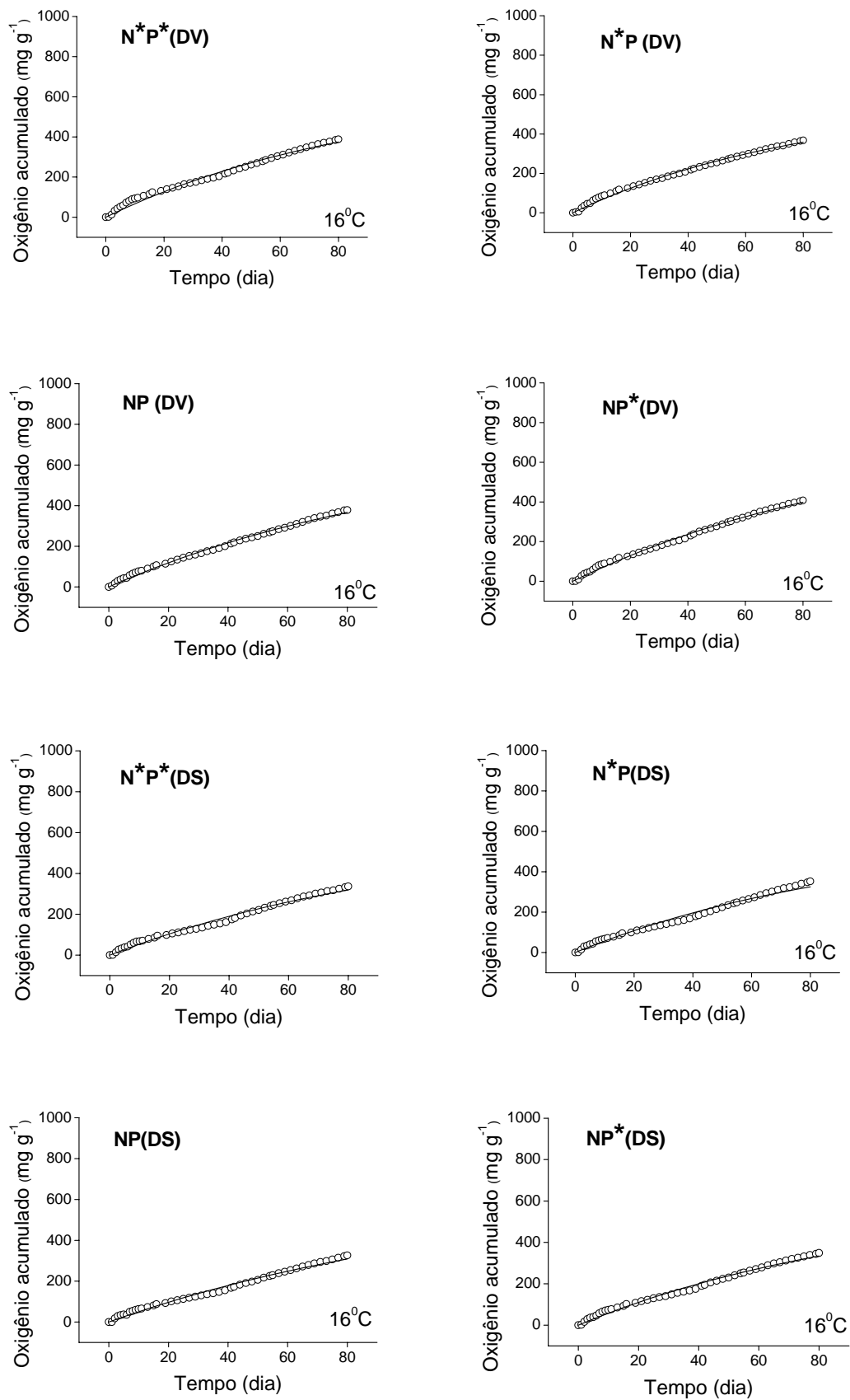


Figura 25: Cinética do consumo de oxigênio acumulado durante a mineralização aeróbia do detrito íntegro verde (DV) e senescente (DS) de *M. aquaticum* a  $16^{\circ}\text{C}$ .



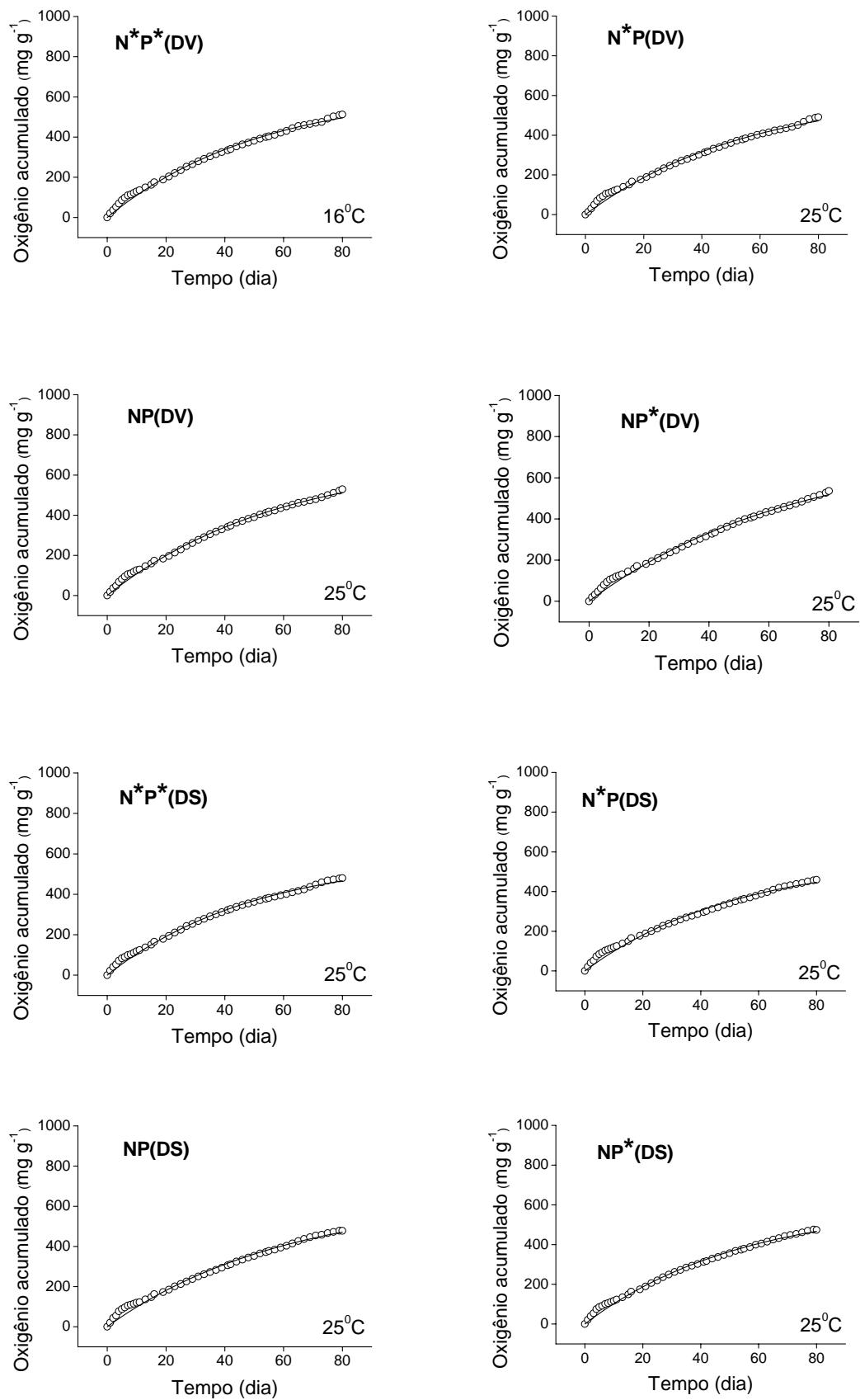


Figura 26: Cinética do consumo de oxigênio acumulado durante a mineralização aeróbia do detrito íntegro verde (DV) e senescente (DS) de *M. aquaticum* a 25 °C.

As análises estatísticas (KW) não indicaram diferenças ( $p > 0,05$ ) entre os tratamentos submetidos à mesma temperatura (16 ou 25 °C) independente do grau de trofia. O mesmo resultado pôde ser verificado ao se considerar os valores de  $k_D$  e da composição química inicial (Tabela 2) de ambos os fragmentos que não mostraram diferenças entre si. Nos tratamentos submetidos à maior temperatura o  $k_D$  foi em média 1,8 vezes maior em relação aos tratamentos mantidos a 16 °C (Tabela 6). A relação entre os coeficientes de desoxigenação sob os incrementos na temperatura ( $Q_{10}$ ) variou de 1,71 a 1,92 para os tratamentos com fragmentos verdes e senescentes respectivamente.

Tabela 4: Parâmetros obtidos a partir dos ajustes do modelo cinético da mineralização aeróbia do detrito íntegro verde (DV) e senescente (DS) de *M. aquaticum* a 16 °C.  $OC_{max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida;  $r^2$  = coeficiente de determinação.

<b>Tratamentos</b>	<b><math>OC_{max}</math></b>	<b>erro</b>	<b><math>k_D</math></b>	<b>erro</b>	<b><math>r^2</math></b>	<b><math>t_{1/2}</math></b>
<b>N*P* (DV)</b>	635,10	0,00	0,011	0,000	0,98	62
<b>N*P (DV)</b>	567,09	26,91	0,012	0,001	0,99	55
<b>NP (DV)</b>	688,41	0,00	0,010	0,000	0,99	73
<b>NP* (DV)</b>	751,28	0,00	0,009	0,000	0,99	73
<b>N*P* (DS)</b>	587,98	0,00	0,010	0,000	0,98	71
<b>N*P (DS)</b>	570,79	0,00	0,011	0,000	0,98	66
<b>NP (DS)</b>	641,76	0,00	0,008	0,000	0,99	85
<b>NP* (DS)</b>	605,22	0,00	0,010	0,000	0,99	69

N\* = alta concentração de nitrogênio (N – NO<sub>3</sub>).

P\* = alta concentração de fósforo (P – PO<sub>4</sub>).

Tabela 5: Parâmetros obtidos a partir dos ajustes do modelo cinético da mineralização aeróbia do detrito íntegro verde (DV) e senescente (DS) *M. aquaticum* a 25 °C.  $OC_{max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida;  $r^2$  = coeficiente de determinação.

<b>Tratamentos</b>	<b><math>OC_{max}</math></b>	<b>erro</b>	<b><math>k_D</math></b>	<b>erro</b>	<b><math>r^2</math></b>	<b><math>t_{1/2}</math></b>
<b>N*P* (DV)</b>	635,10	17,96	0,019	0,001	0,99	36
<b>N*P (DV)</b>	621,61	21,08	0,018	0,001	0,99	39
<b>NP (DV)</b>	688,41	19,36	0,017	0,001	0,99	41
<b>NP* (DV)</b>	751,28	30,09	0,015	0,001	0,99	47
<b>N*P* (DS)</b>	587,98	15,20	0,020	0,001	0,99	35
<b>N*P (DS)</b>	570,79	20,70	0,019	0,001	0,99	36
<b>NP (DS)</b>	641,76	27,50	0,017	0,001	0,99	42
<b>NP* (DS)</b>	605,22	18,17	0,018	0,001	0,99	38

N\* = alta concentração de nitrogênio (N – NO<sub>3</sub>).

P\* = alta concentração de fósforo (P – PO<sub>4</sub>).

Tabela 6: Valores médios de  $OC_{max}$ ,  $k_D$  e  $t_{1/2}$  para os tratamentos com detrito íntegro verde e senescente em ambas as temperaturas 16 e 25 °C, desconsiderando o efeito da condição trófica.  $OC_{max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida.

	<b><math>OC_{max}</math> (mg g<sup>-1</sup> PS)</b>	<b><math>k_D</math> (dia<sup>-1</sup>)</b>	<b><math>t_{1/2}</math> (dia)</b>
<b>DV (16 °C)</b>	660,47	0,010	66
<b>DS (16 °C)</b>	601,44	0,010	73
<b>DV (25 °C)</b>	674,10	0,018	41
<b>DS (25 °C)</b>	601,44	0,017	38

A evolução da condutividade elétrica durante os 80 dias de experimento (Figuras 27 e 28) mostrou, no geral, uma estabilização nos valores desta variável logo nos primeiros dias. No entanto, nos tratamentos enriquecidos com altas concentrações de nitrogênio e fósforo (N\*P\*) em ambas as temperaturas estudadas houve um aumento nos valores iniciais seguido por um decaimento gradativo. Na menor temperatura os valores máximos registrados para a condutividade elétrica ocorreram nesta condição trófica:  $492,0 \mu\text{S cm}^{-1}$  (DV) e  $476,7 \mu\text{S cm}^{-1}$  (DS) e os mínimos foram verificados no início dos tratamentos enriquecidos com fósforo (NP\*):  $78,2 \mu\text{S cm}^{-1}$  (DV e DS). Ainda na temperatura de  $16^\circ\text{C}$ , as médias  $\pm$  DP dos valores de condutividade elétrica foram equivalentes a  $440,6 \pm 26,2$ ;  $146,1 \pm 7,9$ ;  $107,9 \pm 5,8$ ;  $108,7 \pm 6,4$  para as incubações N\*P\*; N\*P, NP e NP\* respectivamente. O mesmo padrão foi observado nos tratamentos a  $25^\circ\text{C}$ , cujas médias  $\pm$  DP foram:  $401,2 \pm 41,8 \mu\text{S cm}^{-1}$  (N\*P\*);  $145,2 \pm 8,8 \mu\text{S cm}^{-1}$  (N\*P);  $111,1 \pm 8,2 \mu\text{S cm}^{-1}$  (NP) e  $110,1 \pm 8,4 \mu\text{S cm}^{-1}$  (NP\*).

As variações temporais do pH podem ser observadas nas Figuras 29 e 30. Os valores iniciais oscilaram entre 4,41 (N\*P\*) a 5,20 (NP) e atingiram valores acima de 6 nos primeiros 4 e 10 dias de experimento nos tratamentos a  $16^\circ\text{C}$  e  $25^\circ\text{C}$ , respectivamente. A partir deste período os valores dessa variável foram pouco incrementados até o dia 80, caracterizando uma forte tendência a estabilização. Os valores médios  $\pm$  DP a  $16^\circ\text{C}$  apresentaram variação discreta de  $6,53 \pm 0,47$  (N\*P\*) a  $6,25 \pm 0,37$  (NP\*) e na maior temperatura os valores pouco variaram:  $6,66 \pm 0,57$  (N\*P\*) a  $6,19 \pm 0,37$  (NP\*). No geral, as incubações mantiveram-se ácidas na maior parte do período experimental.

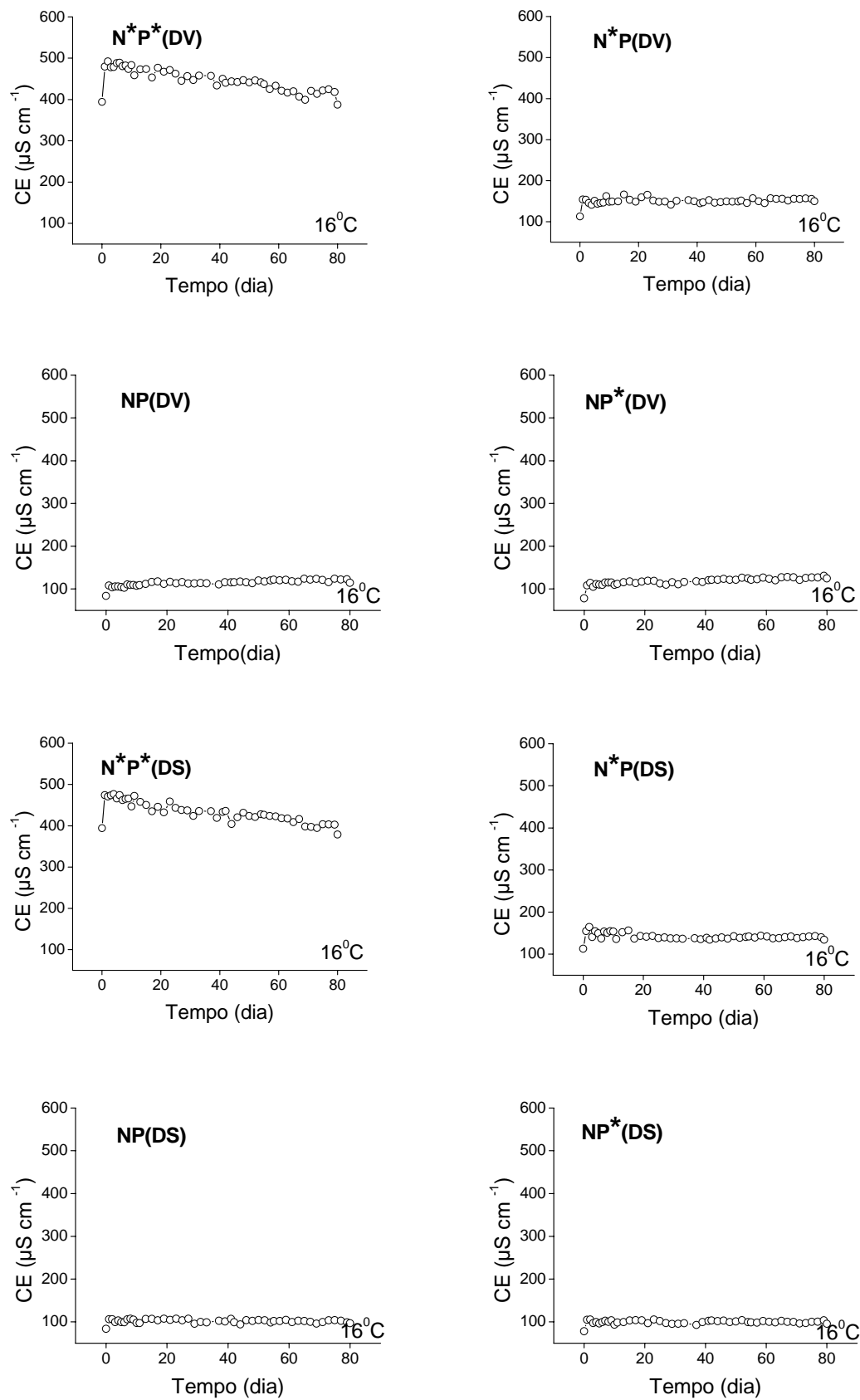


Figura 27: Variação temporal da CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) durante a mineralização aeróbia do detrito íntegro verde (DV) e senescente (DS) de *M. aquaticum* a  $16^\circ\text{C}$ .

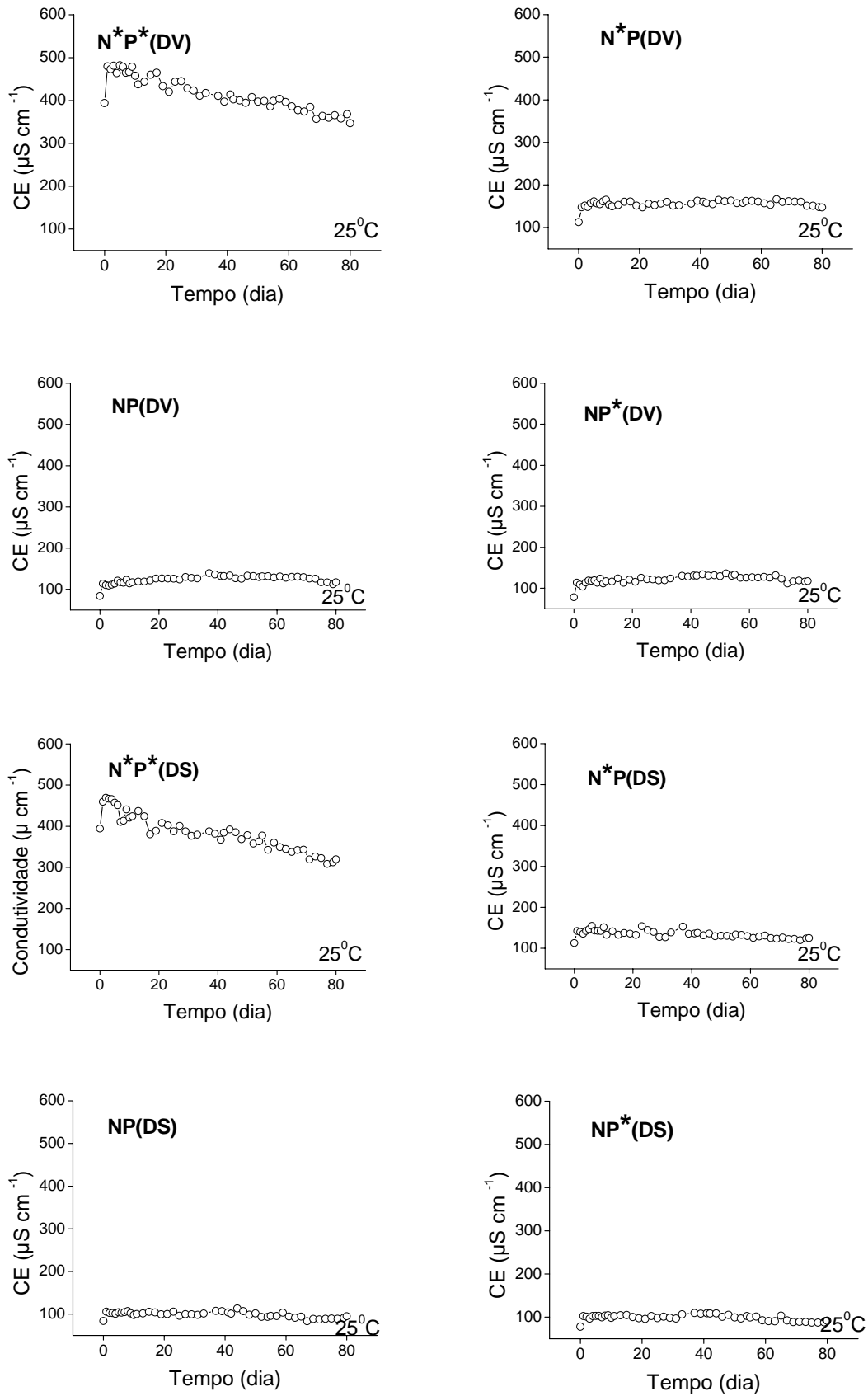


Figura 28: Variação temporal da CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) durante a mineralização aeróbia do detrito íntegro verde (DV) e senescente (DS) de *M. aquaticum* a 25 °C.

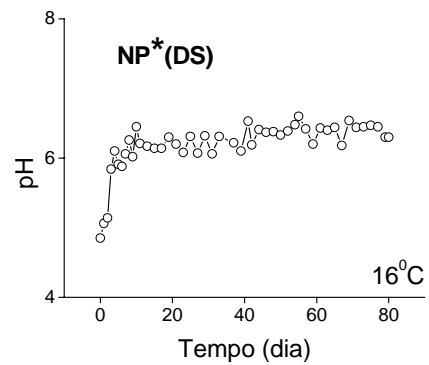
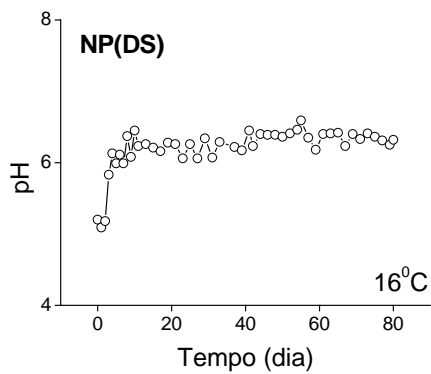
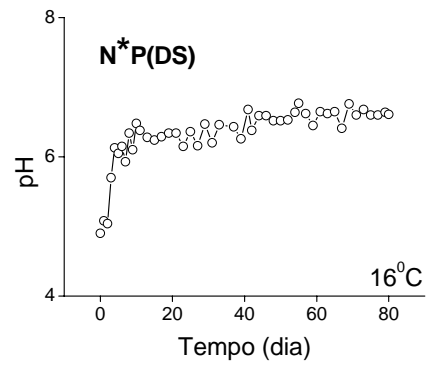
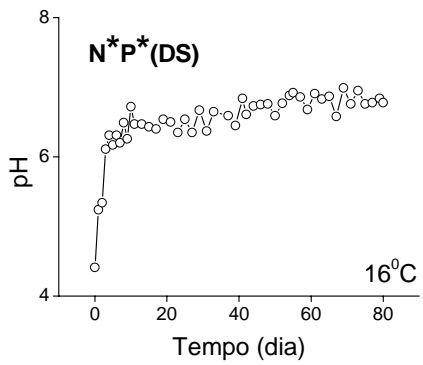
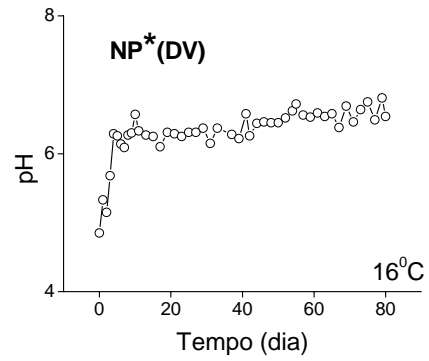
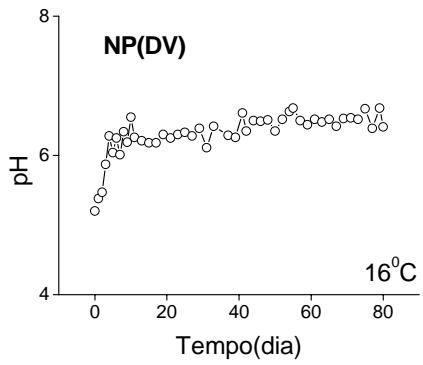
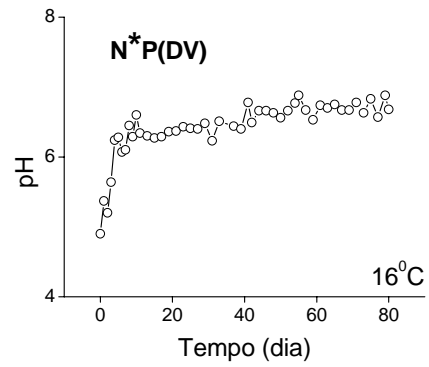
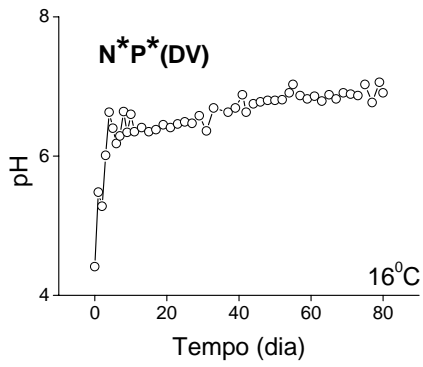


Figura 29: Variação temporal do pH durante as mineralização aeróbia do detrito íntegro verde (DV) e senescente (DS) de *M. aquaticum* a 16 °C.

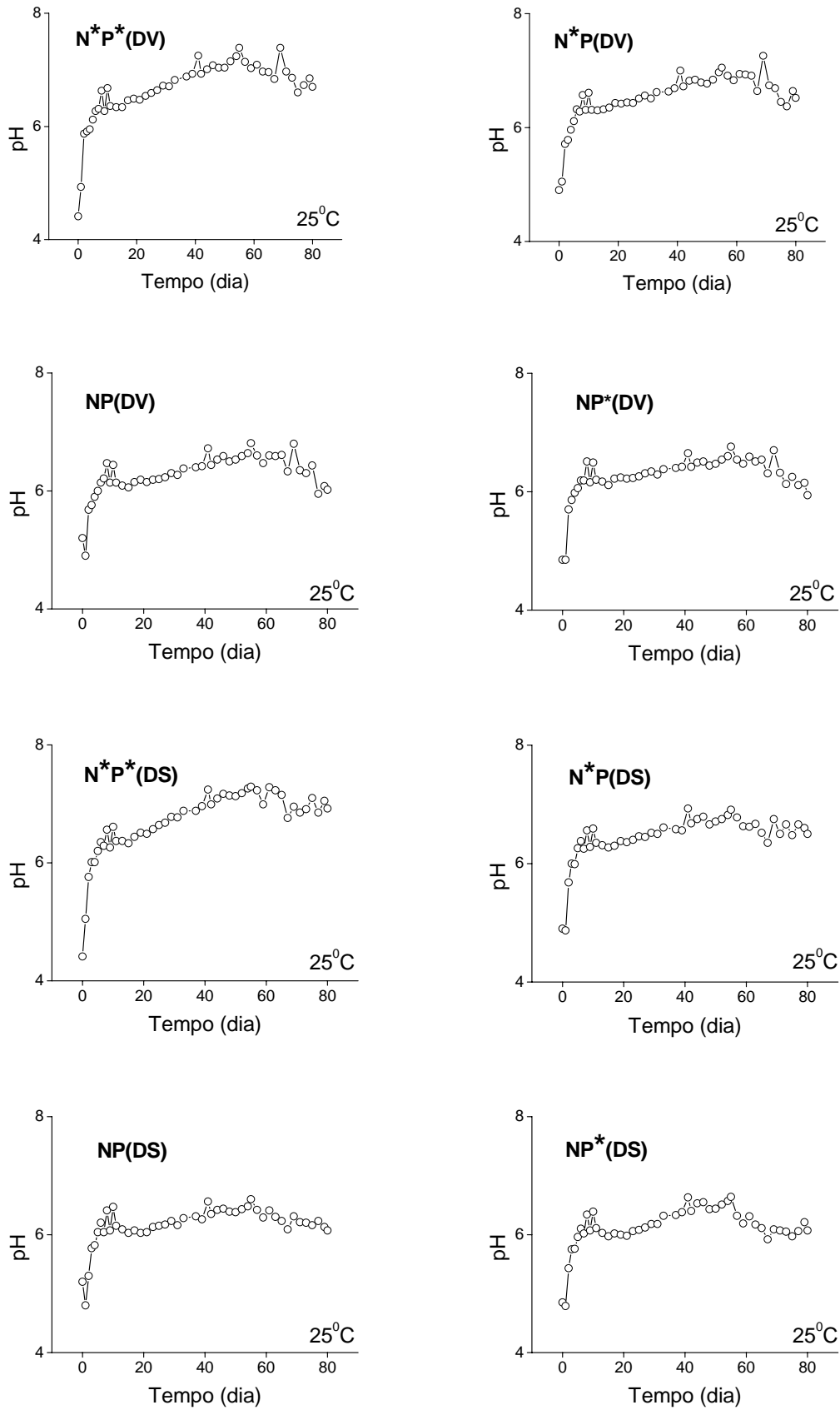


Figura 30: Variação temporal do pH durante as mineralização aeróbia do detritos íntegro verde (DV) e senescente (DS) de *M. aquaticum* a 25 °C.



Os teores de celulose e lignina também foram semelhantes entre os tratamentos em ambos os estágios fenológicos do detrito. As percentagens médias finais de celulose e lignina (dia 80) nos tratamentos a 16 °C foram equivalentes a 22,90 e 46,76% nos ensaios que contemplaram os detritos verdes e 21,0 e 47,77% naqueles realizados com detritos senescentes (Tabela 7). Nas câmaras submetidas a 25 °C as médias para os teores de celulose e lignina variaram de 20,23 a 21,25% e 58,43 a 53,16% na mineralização dos fragmentos verdes e senescentes respectivamente. Em média, a percentagem de lignina em relação à de celulose foi cerca de 2 vezes maior nos tratamentos a 16 °C e cerca de 2,7 vezes mais elevada nas câmaras de mineralização submetidas a 25 °C.

Tabela 7: Composição final do detrito íntegro em relação aos teores de celulose e lignina nos tratamentos submetidos a 16 e 25 °C.

Tratamentos	16 °C		25 °C	
	% Celulose	% Lignina	% Celulose	% Lignina
<b>N*P* (DV)</b>	21,23	44,32	20,77	61,70
<b>N*P (DV)</b>	22,80	45,11	18,11	57,38
<b>NP (DV)</b>	22,92	45,45	21,15	56,75
<b>NP* (DV)</b>	24,79	52,16	20,90	57,89
<b>N*P* (DS)</b>	20,05	49,31	21,33	52,62
<b>N*P (DS)</b>	23,59	49,73	19,71	52,72
<b>NP (DS)</b>	19,04	43,94	21,99	53,02
<b>NP* (DS)</b>	21,31	48,08	21,98	54,29

N\* = alta concentração de nitrogênio (N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

P\* = alta concentração de fósforo (P – PO<sub>4</sub><sup>-</sup>).

Com relação aos nutrientes a percentagem de mineralização do nitrogênio variou em média de 46,11 a 44,08 % (Tabela 8) nos tratamentos com detritos íntegros verdes e

senescentes a 16 °C. Nas incubações mantidas a 25 °C a variação também foi discreta de 41,12 (DV) a 48,24 % (DS). A percentagem média de fósforo imobilizado foi igual nos tratamentos com detritos verdes e senescentes submetidos à menor temperatura e variou pouco nas câmaras a 25 °C: 37,74 (DV) a 42,58% (DS). As maiores percentagens de nitrogênio e fósforo mineralizado (Tabelas 8) ocorreram nos tratamentos com detrito senescente a 16 °C (56,52 e 72,99%).

Tabela 8: Quantidades percentuais de nitrogênio e fósforo mineralizadas (Nm e Pm) e imobilizadas (Nim e Pim) nos tratamentos com detrito íntegro submetidos a 16 e 25 °C.

	Tratamentos	Nm (%)	Nim (%)	Pm (%)	Pim (%)
16 °C	N*P* (DV)	46,76	53,24	66,06	33,94
	N*P (DV)	46,30	53,70	65,53	34,47
	NP (DV)	40,61	59,39	69,45	30,55
	NP* (DV)	50,76	49,24	67,68	32,32
	N*P* (DS)	31,72	68,28	68,71	31,29
	N*P (DS)	56,52	43,48	61,32	38,68
	NP (DS)	40,02	59,98	66,13	33,87
	NP* (DS)	48,05	51,95	72,99	27,01
25 °C	N*P* (DV)	41,13	58,87	62,57	37,43
	N*P (DV)	33,05	66,95	57,49	42,51
	NP (DV)	43,51	56,49	64,13	35,87
	NP* (DV)	46,78	53,22	64,85	35,15
	N*P* (DS)	51,30	48,70	55,59	44,41
	N*P (DS)	45,67	54,33	60,08	39,92
	NP (DS)	45,97	54,03	53,97	46,03
	NP* (DS)	50,03	49,97	60,02	39,98

N\* = alta concentração de nitrogênio (N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

P\* = alta concentração de fósforo (P – PO<sub>4</sub><sup>-</sup>).

### 4.2.3. Experimento 3: Efeito da adição de nutrientes na decomposição da matriz lignocelulósica

Nas Figuras 31 e 32 estão representadas as cinéticas de consumo de oxigênio resultantes da mineralização aeróbia de detritos particulados verdes e senescentes de *M. aquaticum* submetidos a 16 e 25 °C, respectivamente. Assim como o verificado no Experimento 2 os tratamentos a 16 °C apresentaram padrão semelhante ao longo dos 80 dias experimentais, com um consumo de oxigênio dissolvido crescente sem tendência a estabilização. No geral, nos tratamentos a 25 °C também foi verificado um aumento gradativo no consumo de oxigênio dissolvido, embora neste caso, os valores finais tenham sido mais elevados em relação às câmaras de mineralização mantidas a 16 °C. Para o ajuste cinético considerou-se como condição máxima de consumo de oxigênio dissolvido as mineralizações das câmaras submetidas a 25 °C, contendo detrito em menor grau de decomposição (verde). Por esse critério, o maior consumo registrado de oxigênio ( $OC_{max}$ ) foi 788,42 mg g<sup>-1</sup> PS nas câmaras com fragmentos verdes e o menor 336,73 mg g<sup>-1</sup> PS nos tratamentos com matriz lignocelulósica (ML) senescente.

A análise estatística de KW mostrou não haver diferenças significativas entre os tratamentos independente das concentrações de nutrientes nas duas temperaturas a que as câmaras de mineralização foram submetidas. Os  $k_D$  foram semelhantes nos tratamentos com ML verde em ambas as temperaturas, porém naqueles que contemplaram os detritos senescentes, as câmaras com concentrações maiores de fósforo em relação ao nitrogênio (NP\*) apresentaram valores baixos de  $k_D$  equivalentes a 0,002 e 0,006 dia<sup>-1</sup> a 16 e 25 °C respectivamente. Além disso, independente da temperatura a decomposição da ML senescente apresentou maior variação nos valores de  $k_D$ . Os  $k_D$  médios nos tratamentos MV e MS a 16 °C foram semelhantes (0,005 e 0,006 dia<sup>-1</sup>), enquanto que nos bioensaios a 25 °C, houve uma variação discreta de

0,008 a 0,011 dia<sup>-1</sup> nos tratamentos MV e MS respectivamente. Com relação aos  $t_{1/2}$  observou-se que em ambas as temperaturas nos tratamentos NP\* com fragmento senescente os valores foram elevados: 347 dias a 16 °C e 116 dias a 25 °C (Tabelas 9 e 10). Nas câmaras de mineralização MV e MS a 16 °C estes valores foram em média aproximadamente 1,6 e 2,3 vezes maiores comparados aquelas mantidas a 25 °C (Tabela 11). O cálculo do  $Q_{10}$  mostrou diferenças entre os tratamentos MV e MS com valores variando de 1,68 a 1,96 para os tratamentos com fragmentos verdes e para aqueles com fragmentos senescentes, respectivamente.

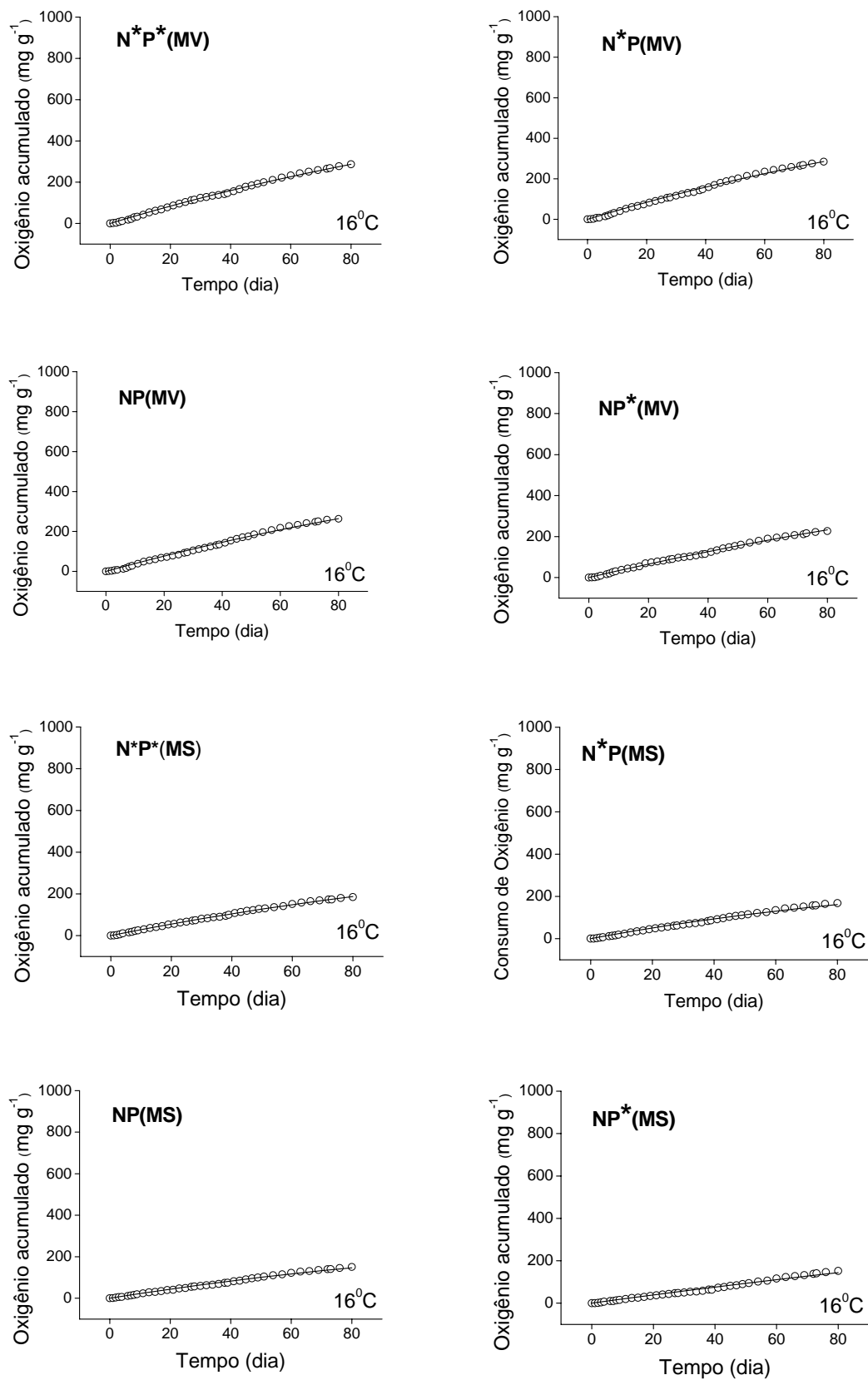


Figura 31: Cinética do consumo de oxigênio acumulado durante a mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a 16 °C.

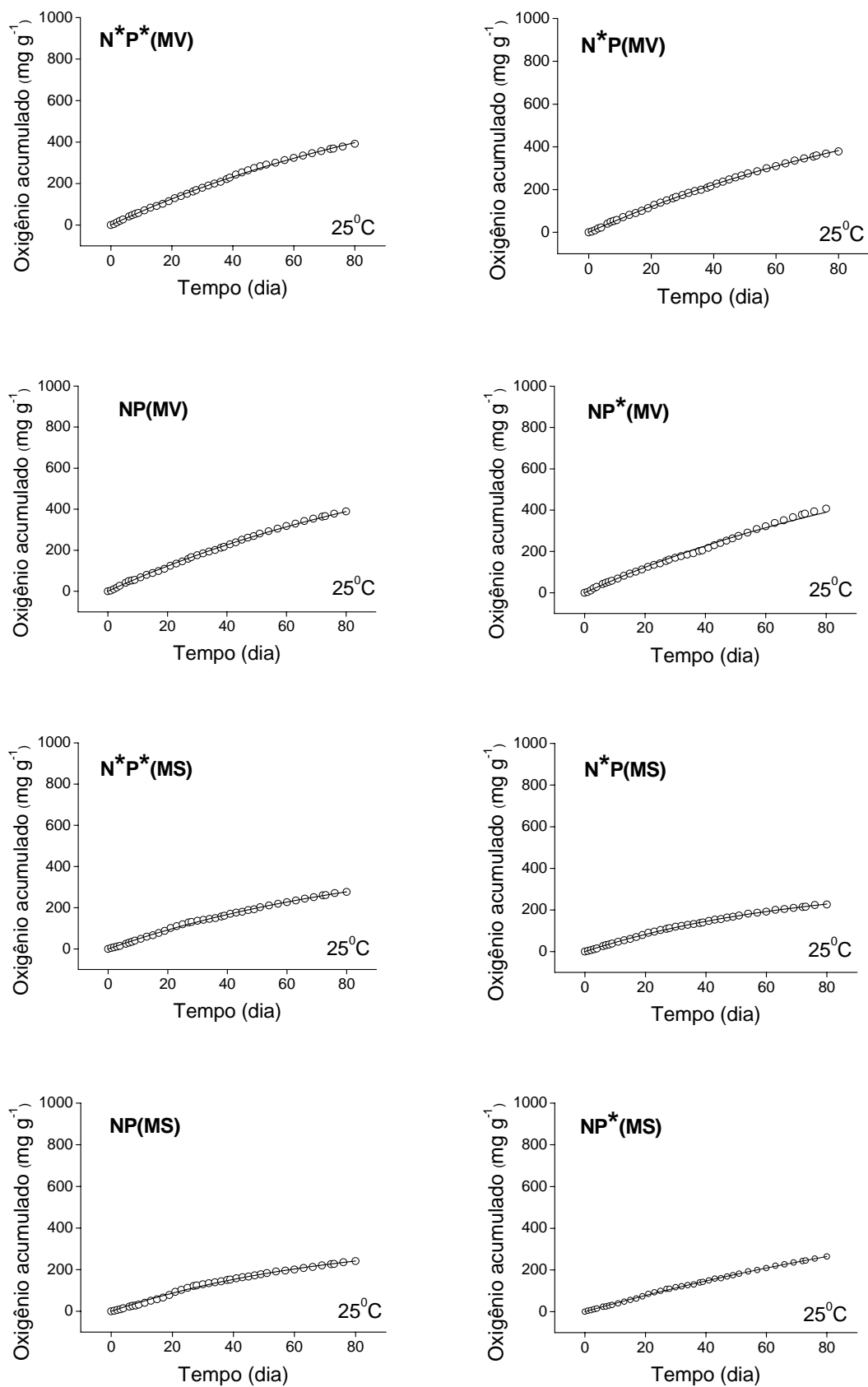


Figura 32: Cinética do consumo de oxigênio acumulado durante a mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a 25 °C.

Tabela 9: Parâmetros obtidos a partir dos ajustes do modelo cinético da mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a 16 °C.  $OC_{max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida;  $r^2$  = coeficiente de determinação.

Tratamentos	$OC_{max}$	erro	$k_D$	erro	$r^2$	$t_{1/2}$
<b>N*P* (MV)</b>	788,42	0,00	0,006	0,00	1,00	116
<b>N*P (MV)</b>	778,53	0,00	0,006	0,00	0,99	116
<b>NP (MV)</b>	788,42	0,00	0,005	0,00	0,99	139
<b>NP* (MV)</b>	788,42	0,00	0,004	0,00	0,99	173
<b>N*P* (MS)</b>	487,76	0,00	0,006	0,00	1,00	116
<b>N*P (MS)</b>	336,73	0,00	0,008	0,00	0,99	87
<b>NP (MS)</b>	359,37	0,00	0,007	0,00	0,99	99
<b>NP* (MS)</b>	725,65	0,00	0,002	0,00	0,99	347

N\* = alta concentração de nitrogênio (N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup>); P\* = alta concentração de fósforo (P – PO<sub>4</sub><sup>-</sup>).

Tabela 10: Parâmetros obtidos a partir dos ajustes do modelo cinético da mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a 25 °C.  $OC_{max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida;  $r^2$  = coeficiente de determinação.

Tratamentos	$OC_{max}$	erro	$k_D$	erro	$r^2$	$t_{1/2}$
<b>N*P* (MV)</b>	788,42	26,36	0,009	0,000	1,00	77
<b>N*P (MV)</b>	778,54	15,78	0,008	0,000	1,00	87
<b>NP (MV)</b>	788,42	0,00	0,008	0,000	1,00	87
<b>NP* (MV)</b>	788,42	0,00	0,009	0,000	0,99	77
<b>N*P* (MS)</b>	487,76	16,80	0,011	0,000	1,00	63
<b>N*P (MS)</b>	336,73	5,54	0,014	0,000	1,00	50
<b>NP (MS)</b>	359,37	14,97	0,014	0,001	1,00	50
<b>NP* (MS)</b>	725,65	36,81	0,006	0,000	1,00	116

N\* = alta concentração de nitrogênio (N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup>); P\* = alta concentração de fósforo (P – PO<sub>4</sub><sup>-</sup>).

Tabela 11: Valores médios de  $OC_{max}$ ,  $k_D$  e  $t_{1/2}$  para os tratamentos com matriz lignocelulósica verde e senescente em ambas as temperaturas 16 e 25 °C, desconsiderando o efeito da condição trófica.  $OC_{max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida

	$OC_{max}$ (mg g <sup>-1</sup> PS)	$k_D$ (dia <sup>-1</sup> )	$t_{1/2}$ (dia)
<b>MV (16 °C)</b>	788,42	0,005	136
<b>MS (16 °C)</b>	477,37	0,006	162
<b>MV (25 °C)</b>	785,95	0,008	82
<b>MS (25 °C)</b>	477,38	0,011	70

As variações temporais da condutividade elétrica (Figuras 33 e 34) a 16 °C mostraram o mesmo padrão nas mineralizações de *M. aquaticum*, com um pequeno aumento em seus valores iniciais seguido por uma rápida tendência à estabilização. Nos tratamentos N\*P\* foram registrados picos nos dias 39 e 60 (MV) e no dia 32 nas incubações com fragmentos senescentes, embora no geral os valores tenham se mantido estáveis no decorrer do experimento. Nesta condição trófica, na decomposição da ML verde, por exemplo, houve uma variação de 459 a 534  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . As médias  $\pm$  DP desta variável para cada uma das condições tróficas foram: 488,2  $\pm$  18,2 (N\*P\*); 149,4  $\pm$  9,1 (N\*P); 110,7  $\pm$  7,6 (NP) e 105,5  $\pm$  10,2  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (NP\*).

Assim como nas mineralizações a 16 °C, a condutividade elétrica seguiu um mesmo padrão em todos os tratamentos a 25 °C, com um pequeno aumento nos 10 primeiros dias, tendendo a estabilização. Nos tratamentos N\*P\* os valores desta variável tenderam a diminuição a partir do dia 19 e 32 para as incubações com fragmentos verdes e senescentes respectivamente. Em média os valores de CE para cada condição trófica a 25 °C foram: 489,4  $\pm$  28,1 (N\*P\*); 145,6  $\pm$  8,4 (N\*P); 114,4  $\pm$  8,3 (NP) e 109,8  $\pm$  7,2  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (NP\*).



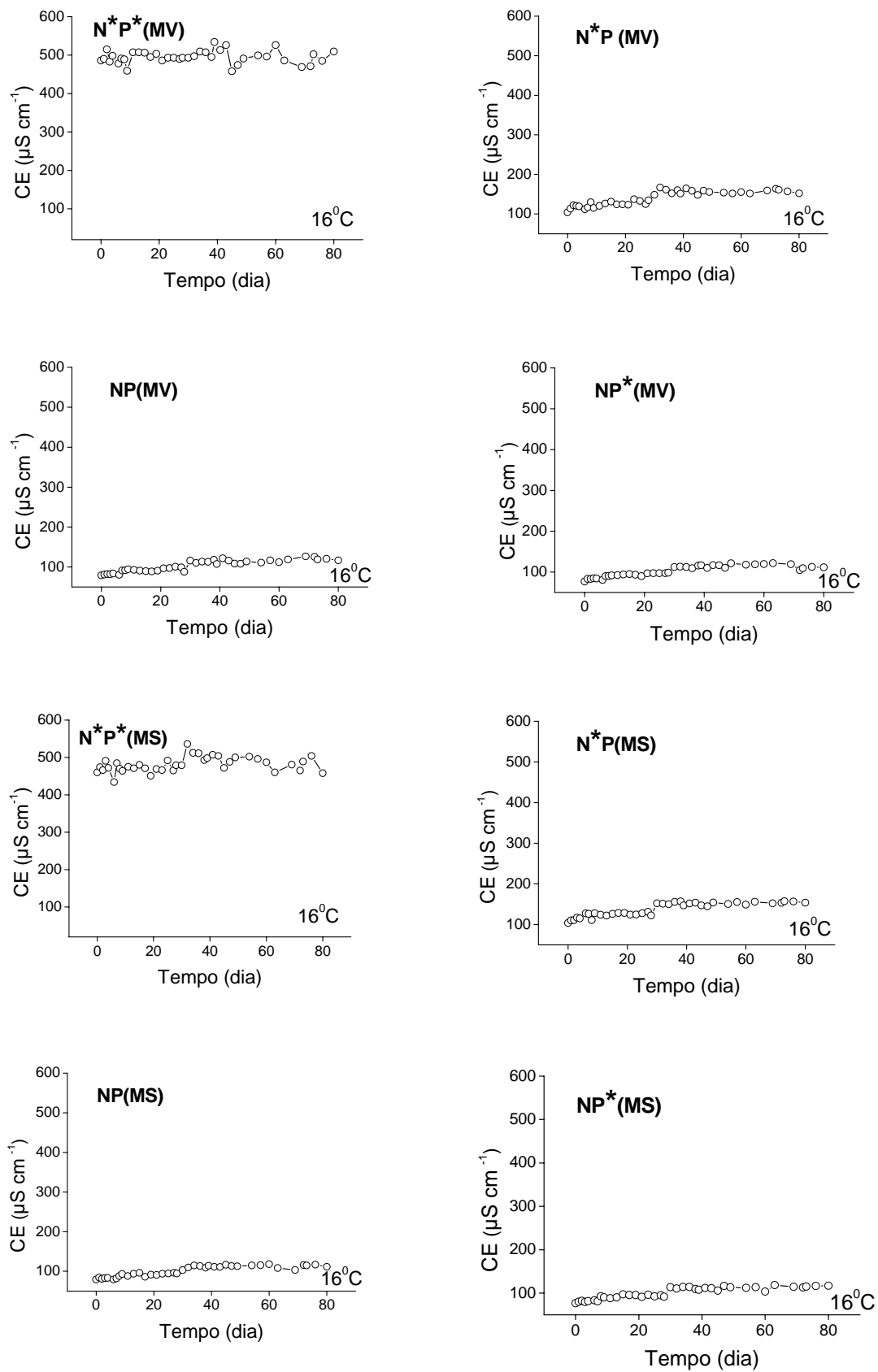


Figura 33: Variação temporal da CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) durante a mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a  $16^\circ\text{C}$ .

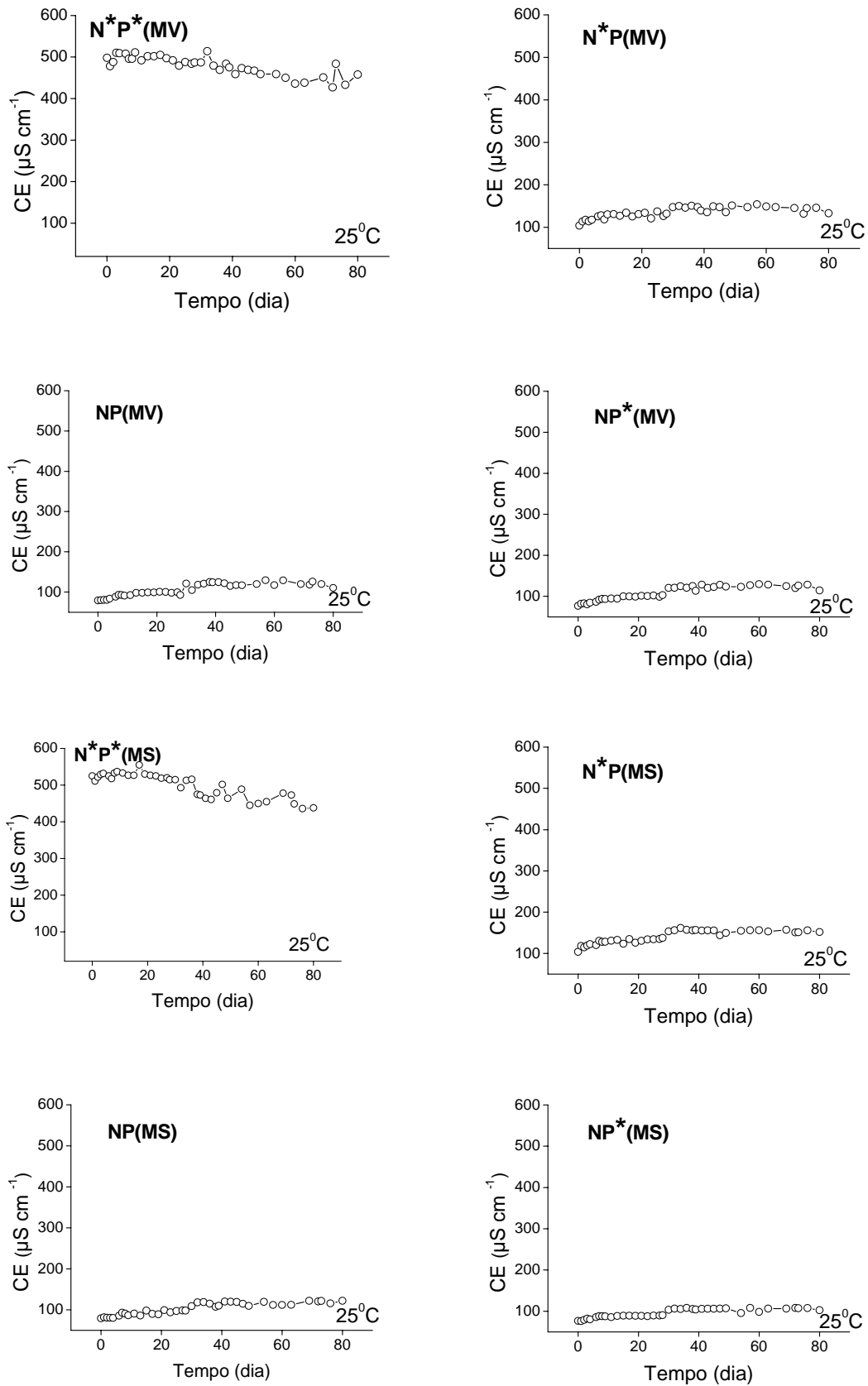


Figura 34: Variação temporal da CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) durante a mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a 25 °C.

Com relação ao pH (Figuras 35 e 36), houve um aumento significativo no início em todos os tratamentos independente da temperatura e do tipo de fragmento, seguido por uma estabilização em média a partir do dia 26. Os valores máximos e mínimos de pH para os tratamentos submetidos a menor e maior temperatura foram semelhantes e variaram de 4,96 a 7,06 (16 °C) e 4,98 a 7,37 (25 °C). Os menores valores desta variável foram registrados, no geral, nos primeiros 10 dias de experimento. Em média, o maior pH ocorreu no tratamento N\*P\* e variou de  $6,53 \pm 0,52$  a  $6,34 \pm 0,42$ , nas incubações a 16 e 25 °C, respectivamente. Na condição trófica NP\*, a média  $\pm$  DP desta variável foi igual em ambas as temperaturas:  $5,95 \pm 0,42$ . No geral, o meio manteve-se ácido com tendência a neutralidade no final do experimento.

As percentagens de celulose e lignina foram semelhantes entre os tratamentos a 16 e 25 °C na decomposição dos dois tipos de fragmentos (MV e MS). As percentagens médias finais de celulose e lignina (dia 80) nos tratamentos a 16 °C foram equivalentes a  $25,43 \pm 0,11$  e  $52,35 \pm 1,70$  % nos ensaios que contemplaram a matriz lignocelulósica verde e  $26,82 \pm 0,38$  % e  $46,74 \pm 1,20$  % naqueles realizados com ML senescente (Tabela 12). Nas câmaras submetidas a 25 °C as médias para os teores de celulose e lignina foram  $25,12 \pm 0,19$  e  $58,85 \pm 1,63$  % e  $25,14 \pm 0,32$  e  $49,43 \pm 1,32$  % nas mineralizações dos fragmentos verdes e senescentes respectivamente. Em média, a percentagem de lignina em relação à de celulose foi cerca de 2 vezes maior nos tratamentos a 16 e 25 °C.

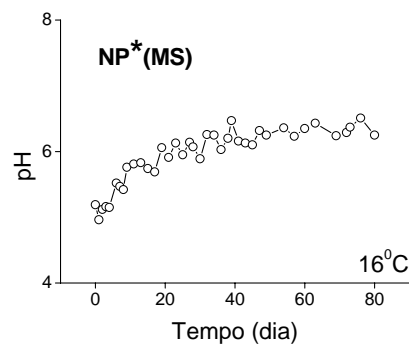
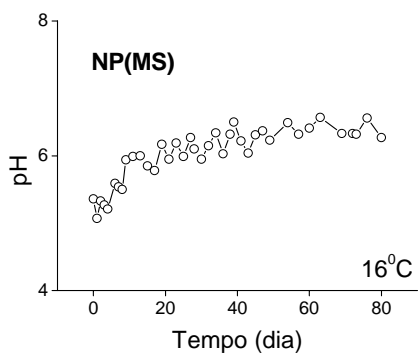
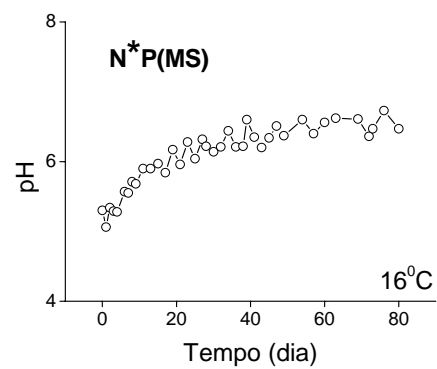
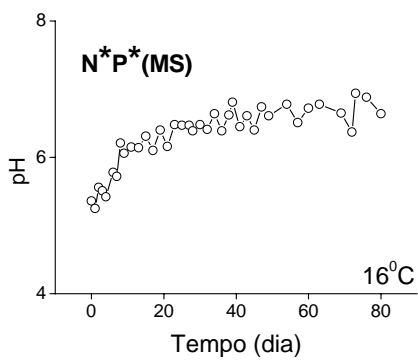
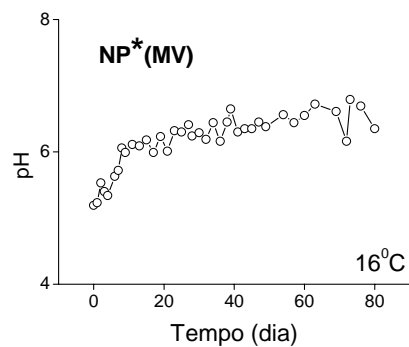
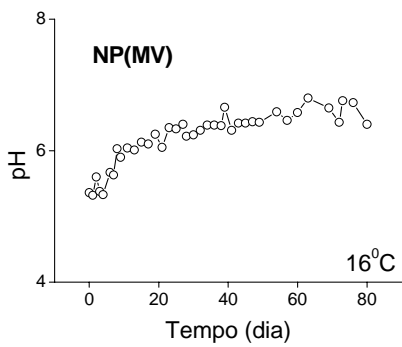
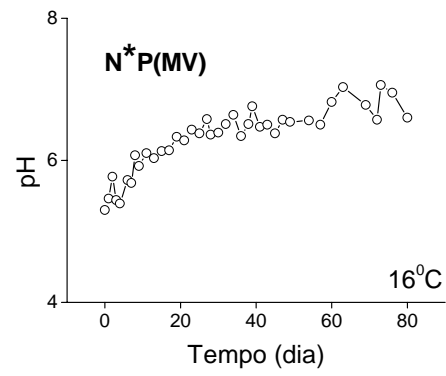
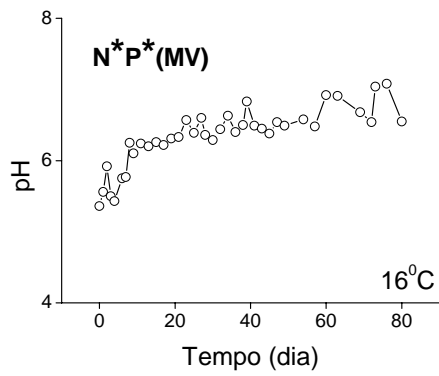


Figura 35: Variação temporal do pH durante a mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a 16 °C.

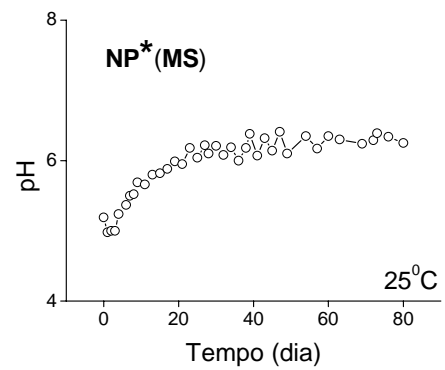
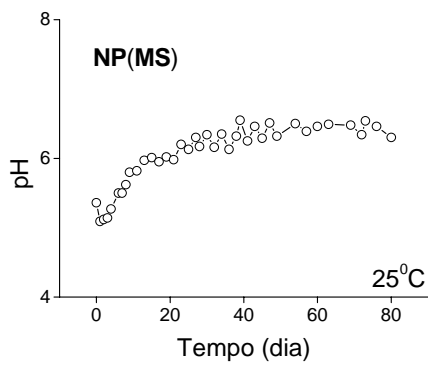
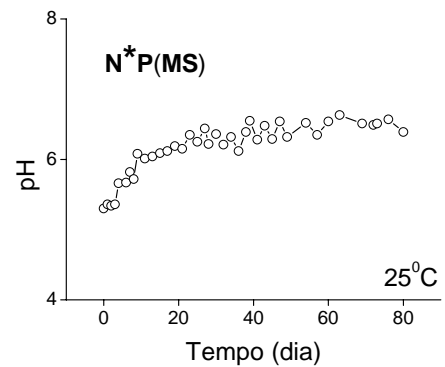
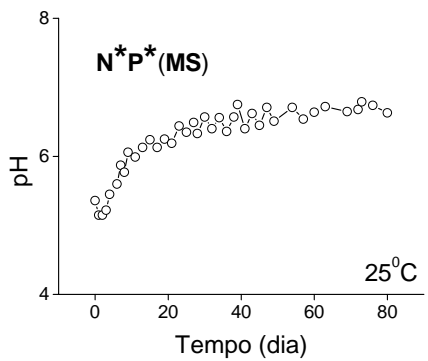
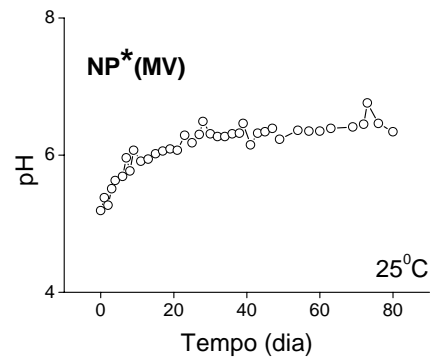
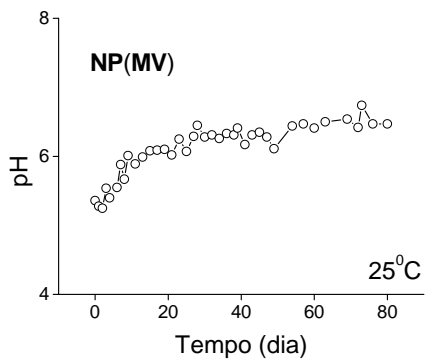
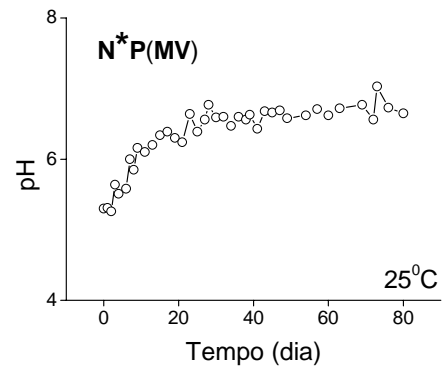
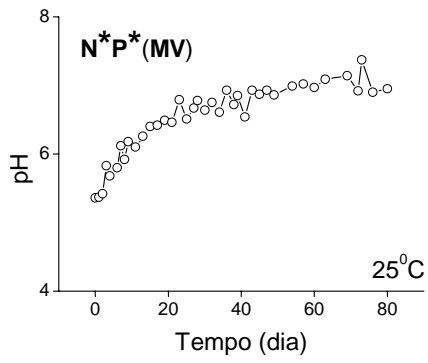


Figura 36: Variação temporal do pH durante as mineralização aeróbia da matriz lignocelulósica verde (MV) e senescente (MS) de *M. aquaticum* a 25 °C.

Tabela 12: Composição final da matriz lignocelulósica em relação aos teores de celulose e lignina nos tratamentos a 16 e 25 °C.

Tratamentos	16 °C		25 °C	
	% Celulose	% Lignina	% Celulose	% Lignina
<b>N*P* (MV)</b>	25,47	54,26	24,95	57,64
<b>N*P (MV)</b>	25,26	50,98	25,20	59,97
<b>NP (MV)</b>	25,47	53,31	25,35	60,50
<b>NP* (MV)</b>	25,50	50,85	24,99	57,27
<b>N*P* (MS)</b>	26,79	48,52	24,68	49,82
<b>N*P (MS)</b>	26,62	46,14	25,37	50,76
<b>NP (MS)</b>	27,36	46,35	25,14	47,62
<b>NP* (MS)</b>	26,51	45,96	25,36	49,51

N\* = alta concentração de nitrogênio (N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

P\* = alta concentração de fósforo (P – PO<sub>4</sub><sup>-</sup>).

Com relação aos nutrientes (Tabela 13), verificou-se no final do experimento uma alta percentagem de imobilização de N e P a 16 °C nos tratamentos MV com baixa concentração de nitrogênio (NP\*) cujo valor de nitrogênio imobilizado foi de 98,52%, e no tratamento com baixas concentrações de nitrogênio e fósforo (NP) e detrito senescente cuja percentagem de imobilização do fósforo foi equivalente a 100%.

Em termos de nitrogênio mineralizado (Nm), os valores médios ± DP a 16 e 25 °C foram 13,25±8,97 e 22,23±6,22 % para o tratamento MV e 19,87 ±7,59 e 19,28±2,6 % para aqueles com fragmento senescente. A percentagem de fósforo mineralizado, por sua vez foi maior e variou em média de 46,38 ± 11,48 a 52,97 ±15,72 para a ML verde e de 17,24 ±5,98 a 34,17 nas câmaras de mineralização com planta senescente a 16 e 25 °C respectivamente.

Tabela 13: Quantidades percentuais de nitrogênio e fósforo mineralizadas (Nm e Pm) e imobilizadas (Nim e Pim) nos tratamentos com matriz lignocelulósica a 16 e 25 °C.

	Tratamentos	Nm (%)	Nim (%)	Pm (%)	Pim (%)
16 °C	<b>N*P*</b> (MV)	21,09	78,91	29,20	70,80
	<b>N*P</b> (MV)	19,32	80,68	51,36	48,64
	<b>NP</b> (MV)	11,10	88,90	51,92	48,08
	<b>NP*</b> (MV)	1,48	98,52	53,05	46,95
	<b>N*P*</b> (MS)	15,02	84,98	9,95	90,05
	<b>N*P</b> (MS)	14,88	85,12	21,92	78,08
	<b>NP</b> (MS)	18,61	81,39	0,00	100,00
	<b>NP*</b> (MS)	30,95	69,05	37,08	62,92
25 °C	<b>N*P*</b> (MV)	29,32	70,68	29,43	70,57
	<b>N*P</b> (MV)	23,57	76,43	59,89	40,11
	<b>NP</b> (MV)	21,77	78,23	60,44	39,56
	<b>NP*</b> (MV)	14,25	85,75	62,10	37,90
	<b>N*P*</b> (MS)	22,47	77,53	26,24	73,76
	<b>N*P</b> (MS)	16,23	83,77	51,55	48,45
	<b>NP</b> (MS)	18,59	81,41	22,98	77,02
	<b>NP*</b> (MS)	19,81	80,19	35,89	64,11

N\* = alta concentração de nitrogênio (N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

P\* = alta concentração de fósforo (P – PO<sub>4</sub><sup>-</sup>).

#### 4.2.3.1. Efeito da composição química na decomposição de *M. aquaticum*

Para comparação do processo de mineralização em relação à composição química do detrito, utilizou-se a média entre os tratamentos com detrito íntegro independente da concentração de nutrientes; o mesmo foi feito para os tratamentos que contemplaram a decomposição da matriz lignocelulósica (Figura 37). Para o ajuste cinético considerou-se como condição máxima de consumo de oxigênio dissolvido as mineralizações das câmaras submetidas a 25 °C, contendo detrito íntegro em menor grau de decomposição (verde). Por esse critério, o maior consumo registrado de oxigênio ( $OC_{máx}$ ) foi 670,62 mg g<sup>-1</sup> PS, adotado também nas mineralizações ocorridas nas seguintes condições: DV 16 °C; DV 25 °C; MV 16 °C; MV 25 °C e o menor 473,73 mg g<sup>-1</sup> PS nos tratamentos: MS 16 °C; MS 25 °C ( $p > 0,05$ ). A cinética do consumo de oxigênio dissolvido seguiu o mesmo padrão na mineralização aeróbia dos detritos íntegros (verde e senescente) em ambas as temperaturas e caracterizou-se por um aumento gradual nos dias iniciais não havendo tendência a estabilização. Na mineralização da ML o consumo de oxigênio dissolvido também foi gradativo e crescente, embora o  $OC_{máx}$  em média tenha sido menor em relação aos tratamentos com detritos íntegros. Os coeficientes de desoxigenação variaram de 0,0058 dia<sup>-1</sup> no tratamento MS submetido a 16 °C a 0,0185 dia<sup>-1</sup> DS mantidos a 25 °C e o tempo de meia vida de 120 a 38 dias respectivamente (Tabela 14).



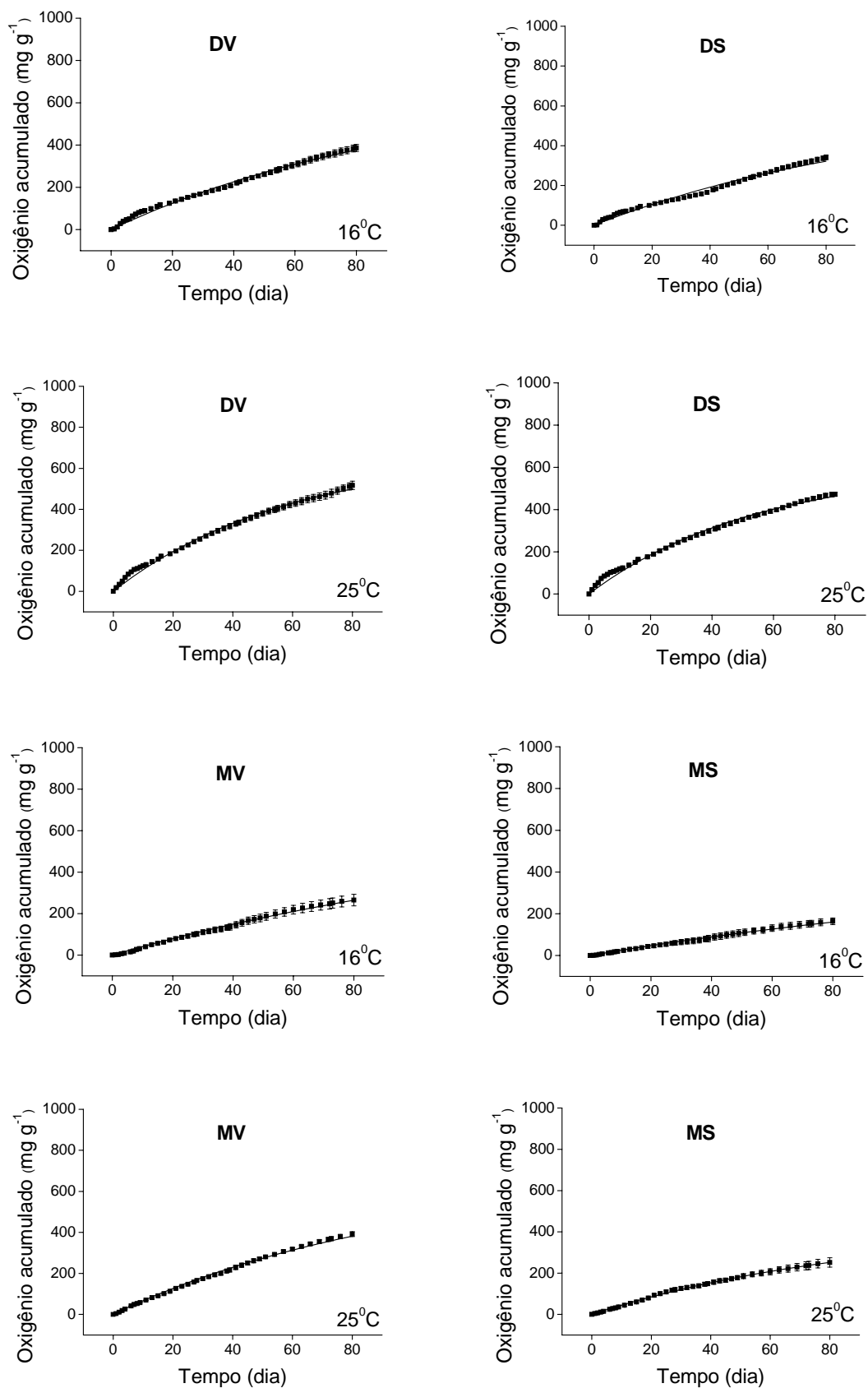


Figura 37: Médias das cinéticas do consumo de oxigênio acumulado durante a mineralização de *M. aquaticum* obtidas a partir dos experimentos 2 e 3 .

Tabela 14: Parâmetros obtidos a partir dos ajustes do modelo cinético da mineralização aeróbia de *M. aquaticum*.  $OC_{\max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida;  $r^2$  = coeficiente de determinação.

Tratamentos	$OC_{\max}$	erro	$k_D$	erro	$r^2$	$t_{1/2}$
DV 16 °C	670,62	-	0,0103	0,0001	0,99	67
DS 16 °C	599,99	-	0,0096	0,0001	0,99	72
DV 25 °C	670,62	21,36	0,0171	0,0009	0,99	41
DS 25 °C	599,99	19,66	0,0185	0,0010	0,99	38
MV 16 °C	670,62	-	0,0063	0,0001	1,00	111
MS 16 °C	433,73	-	0,0058	0,0001	0,99	120
MV 25 °C	670,62	-	0,0105	0,0001	1,00	66
MS 25 °C	433,73	13,39	0,0109	0,0005	1,00	63

N\* = alta concentração de nitrogênio (N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

P\* = alta concentração de fósforo (P – PO<sub>4</sub><sup>-</sup>).

As análises estatísticas de KW não indicaram diferenças ( $p > 0,05$ ) entre os tratamentos submetidos à mesma temperatura e tipo de detrito (íntegros e matriz lignocelulósica). O mesmo resultado pôde ser verificado a partir dos valores de  $k_D$ . Numa mesma condição de temperatura e tipo de fragmento (verde ou senescente), o  $k_D$  foi aproximadamente 2 vezes maior nos tratamentos com detritos íntegros em relação aqueles com matriz lignocelulósica, que apresentou maior relação C:P (variando de 2139 a 2180) e menores quantidades de lignina (variando de 37,08 a 42,76 %) em sua composição química inicial (Tabela 2).

Os cálculos para a obtenção do  $Q_{10}$  mostraram similaridade entre os tratamentos, independente do tipo do detrito (íntegro e matriz lignocelulósica), porém, diferença em relação ao estágio fenológico da planta (verde ou senescente); os valores variaram de 1,75 a 2,06.

Cerca de 44,3% do nitrogênio foi mineralizado nos tratamentos com detritos íntegros, sendo somente 18,65% a quantidade mineralizada nos tratamentos com matriz lignocelulósica. A estequiometria global O/N mostrou um gasto maior de oxigênio no processo de mineralização do nitrogênio para as formas inorgânicas (nitrificação) nos tratamentos com detritos íntegros (média = 1%) em relação aos tratamentos com matriz lignocelulósica (média = 0,6%).

#### 4.2.4. Experimento 4: Efeito da adição de azida sódica

Na Figura 38 estão apresentadas as cinéticas de consumo de oxigênio dissolvido da mineralização aeróbia de detritos íntegros de *M. aquaticum*, na presença de um inibidor do crescimento bacteriano (azida sódica 0,5%). Em ambas as temperaturas, houve tendência a estabilização a partir dos primeiros 6 dias de experimento. Nos tratamentos a 16 °C foram verificadas variações discretas nos valores de  $OC_{max}$  (39,93 a 47,30 mg g<sup>-1</sup> PS; Tabela 15), enquanto que nas incubações mantidas a 25 °C esse parâmetro variou de 29,06 (NP) a 58,50 mg g<sup>-1</sup> (N\*P\*). Em média esses valores foram semelhantes nas duas temperaturas: 44,18 e 45,69 mg g<sup>-1</sup> a 16 e 25 °C respectivamente. Os coeficientes de desoxigenação variaram de 0,034 (NP) a 0,060 dia<sup>-1</sup> (N\*P\*) na menor temperatura e de 0,060 (N\*P\*) a 0,159 dia<sup>-1</sup> (NP) nos tratamentos a 25 °C. Em média, os valores de  $k_D$  foram cerca de 2 vezes maior nos tratamentos a 25 °C ( $t_{1/2} = 8$  dias).

A variação temporal da condutividade elétrica (Figura 39) apresentou um mesmo padrão em todos os tratamentos com uma diminuição gradual até o final do experimento. Nas câmaras de mineralização a 25 °C, observou-se uma maior variação nos valores desta variável ao longo do período experimental. Em média, o valor máximo e mínimo foi de  $7,62 \pm 0,33$  mS cm<sup>-1</sup> (N\*P\*) a 16 °C e de  $6,65 \pm 0,60$  mS cm<sup>-1</sup> (N\*P\*) a 25 °C nas câmaras que contemplaram a mineralização dos detritos senescentes e verdes respectivamente.

Com relação ao pH (Figura 40), nas câmaras com menor concentração de fósforo os valores desta variável decresceram cerca de 7,5 a 10,6% do valor inicial, enquanto que nos tratamentos N\*P\* a condutividade elétrica aumentou de 0,3 a 3% e assim como as incubações NP estes valores foram estabilizados em média no 3º dia.

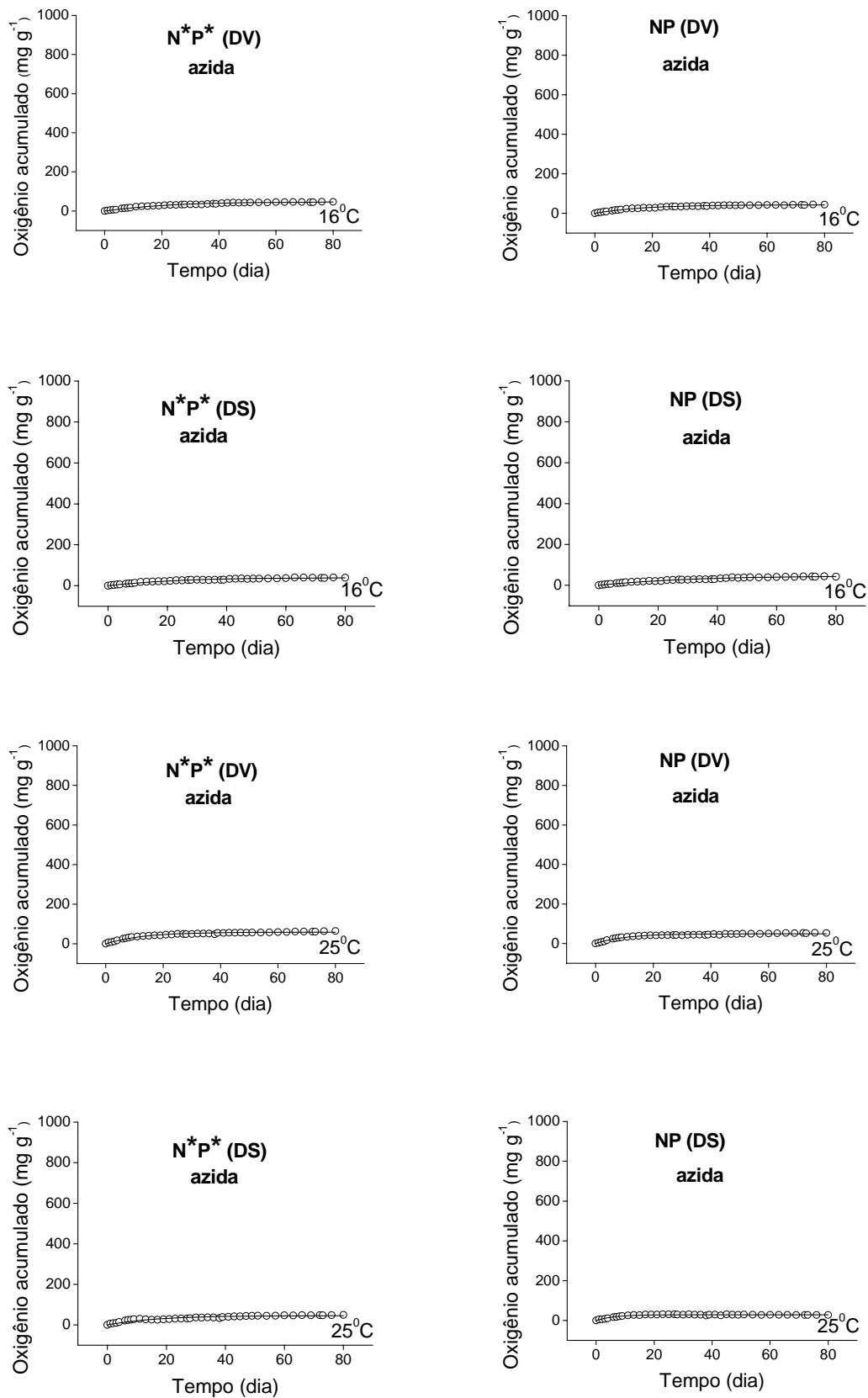


Figura 38: Cinética do consumo de oxigênio acumulado durante a mineralização aeróbia do *M. aquaticum* verde e senescente a 16 e 25 °C com adição de azida sódica.

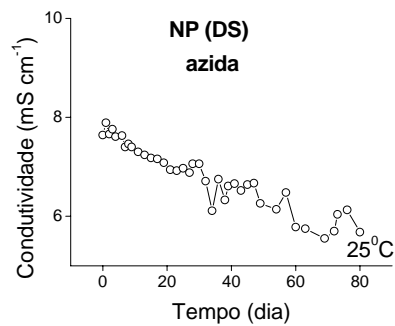
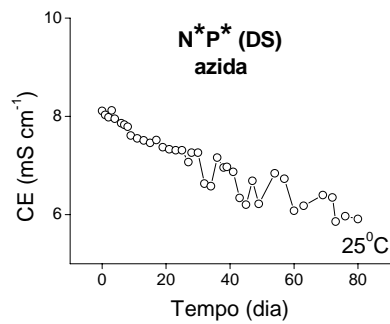
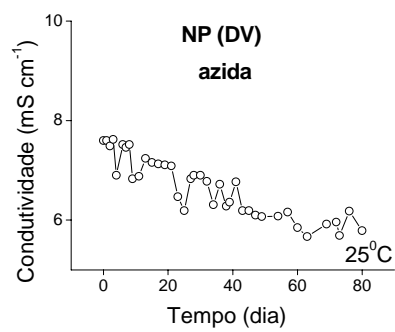
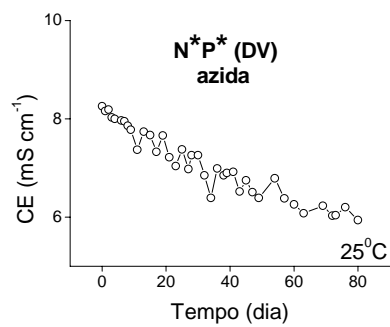
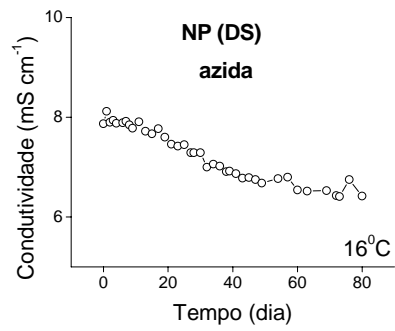
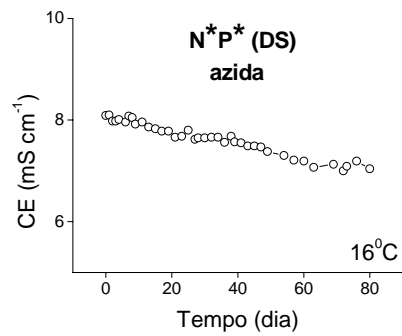
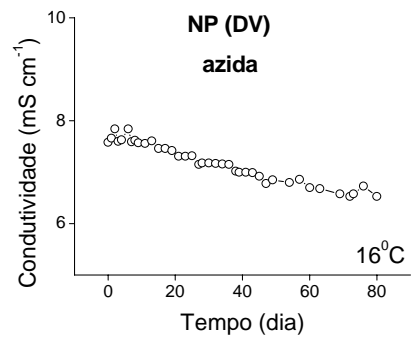
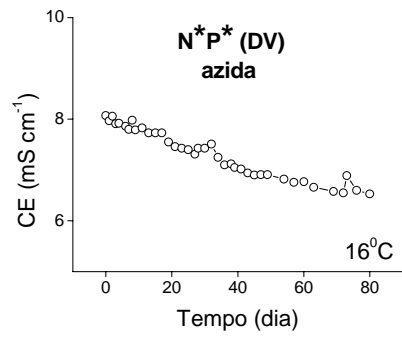


Figura 39: Variação temporal da CE ( $\text{mS cm}^{-1}$ ) durante a mineralização aeróbia do detrito íntegro verde e senescente de *M. aquaticum* a 16 e 25 °C com adição de azida sódica.

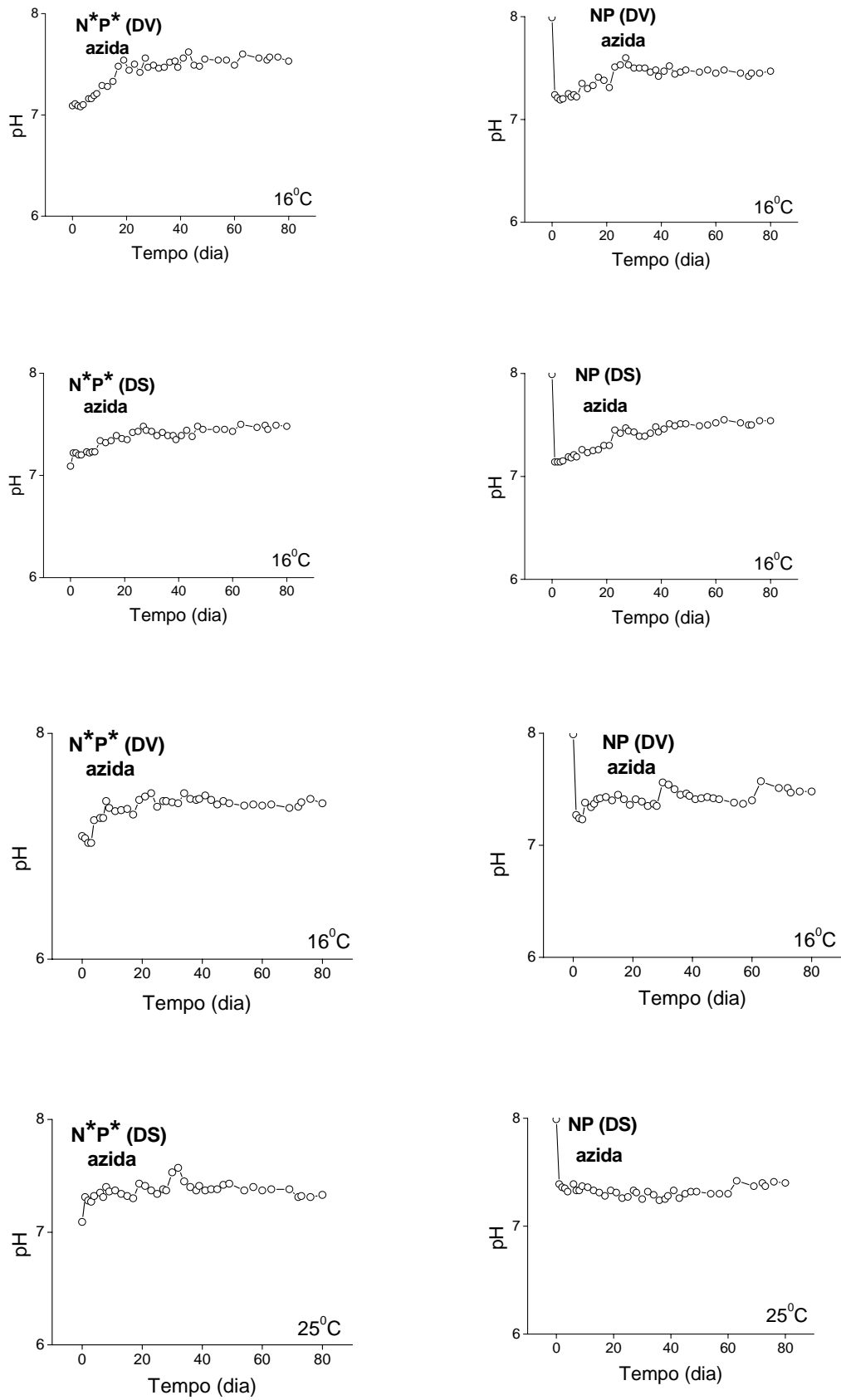


Figura 40: Variação temporal do pH durante a mineralização aeróbia do detrito íntegro verde e senescente de *M. aquaticum* a 16 e 25 °C com adição de azida sódica.

Tabela 15: Parâmetros obtidos a partir dos ajustes do modelo cinético da mineralização aeróbia de *M. aquaticum* a de 16 e 25 °C com adição de azida sódica.  $OC_{\max}$  = consumo máximo de oxigênio;  $k_D$  = coeficiente de desoxigenação;  $t_{1/2}$ : tempo de meia vida;  $r^2$  = coeficiente de determinação.

<b>Tratamentos</b>	<b><math>OC_{\max}</math></b>	<b>erro</b>	<b><math>K_D</math></b>	<b>erro</b>	<b><math>r^2</math></b>	<b><math>t_{1/2}</math></b>
<b>16 °C</b>						
<b>N*P* (DV)</b>	47,30	0,66	0,046	0,002	0,99	15
<b>NP (DV)</b>	43,01	0,41	0,060	0,002	0,99	12
<b>N*P* (DS)</b>	39,93	0,71	0,044	0,002	0,98	16
<b>NP (DS)</b>	46,49	1,05	0,034	0,002	0,98	20
<b>25 °C</b>						
<b>N*P* (DV)</b>	58,50	0,75	0,079	0,004	0,97	9
<b>NP (DV)</b>	49,29	0,64	0,098	0,001	0,96	7
<b>N*P* (DS)</b>	45,91	1,40	0,060	0,006	0,89	12
<b>NP (DS)</b>	29,06	0,33	0,159	0,010	0,96	4

N\* = alta concentração de nitrogênio (N – NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

P\* = alta concentração de fósforo (P – PO<sub>4</sub><sup>-</sup>).



## **5. Discussão**

### **5.1. Variáveis limnológicas do reservatório do Monjolinho e de seus trechos a montante e a jusante**

As alterações na qualidade da água de um corpo d'água são adequadamente diagnosticadas através de monitoramentos limnológicos, que consistem em determinar periodicamente as características físicas, químicas e biológicas de um recurso hídrico, tendo em vista caracterizar esse recurso frente aos distintos usos e identificar as causas de eventuais degradações. As variáveis físicas que determinam as características da água são: cor, turbidez, sabor, odor e temperatura, enquanto que as características químicas são determinadas pela presença de substâncias (orgânicas ou inorgânicas) provenientes das áreas adjacentes, por onde a água passou ou mesmo recebeu alguma contribuição (*e.g.* tributários, galerias de águas pluviais).

As características dos sistemas aquáticos são determinadas espacialmente e temporalmente pelas condições climáticas, geomorfológicas e geoquímicas prevalentes na bacia de drenagem, bem como por intervenções antrópicas, como o desmatamento de áreas adjacentes aos corpos d'água (SALATI e LEMOS, 2002). O desmatamento excessivo na bacia hidrográfica provoca perdas da estabilidade proporcionada pelas raízes das plantas, da matéria orgânica no solo e da cobertura vegetal, bem como, a lixiviação dos nutrientes, o que resulta em aumento do material em suspensão no corpo d'água em períodos chuvosos (SÉ, 1992).

As maiores concentrações de material em suspensão, verificadas a partir de setembro/2007 a fevereiro/2008, provavelmente estiveram relacionadas às ocorrências de chuvas no período; pelo aporte de material (particulado e coloidal) proveniente do escoamento superficial da bacia de drenagem e tributários do rio do Monjolinho. Esse mesmo padrão, com maiores quantidades de material em suspensão total na água no

período chuvoso foi verificado por Nogueira (1990). A concentração de sólidos nos sistemas aquáticos está intimamente relacionada; i) à precipitação que tem como conseqüências a erosão e o incremento do escoamento superficial; ii) à pedologia da área; iii) à tipologia da vegetação; iv) a presença de trechos de corredeiras e v) as causas antrópicas (SALAMI, 1996; BARRETO, 1999). Como conseqüência do incremento de material em suspensão nos corpos d'água pode-se citar a limitação da penetração de energia luminosa, que dependendo da quantidade, pode interferir no balanço de oxigênio dissolvido, devido à diminuição dos processos fotossintéticos (SALAMI, 1996). Dependendo da composição, o material em suspensão aduzido pode alterar a disponibilidade de elementos no meio pela dissolução, complexação e adsorção. Segundo CONAMA 357/05, o valor limite para resíduos dissolvidos totais é de no máximo 500 mg L<sup>-1</sup> para as Classes 1 e 2, e portanto, os pontos estudados apresentaram valores abaixo desse limite.

A presença de sólidos em suspensão (em média) no corpo d'água (partículas inorgânicas e detritos orgânicos) determinou em parte a turbidez nos pontos P1, P2 e P3 ( $r = 0,71$ ). A turbidez da água consiste no grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la (CETESB, 2007). Em relação a essa variável, observou-se um padrão sazonal, com baixos valores de fevereiro a agosto/2007. A partir de setembro foi verificado um incremento gradual na turbidez até fevereiro/2008, quando as concentrações tenderam a diminuir novamente. De acordo com Barreto (1999), uma possível causa para o aumento na turbidez é o revolvimento dos sedimentos de fundo e o carreamento de material alóctone para o corpo d'água, em geral, em épocas de precipitações. No final do verão os P2 e P3 apresentaram valores máximos de turbidez provavelmente devido as chuvas nesse período (161,2 mm em janeiro; Anexo 11). A jusante do P3, o valor de turbidez encontrado por Campagna

(2005) foi 10 UNT no mês de outubro, valor 2 vezes menor em relação ao verificado no P3 nesse mesmo mês (19,15 UNT). Segundo Chapman e Kimstach (1992), em períodos de estiagem é possível também a ocorrência de turbidez elevada; nesse caso, freqüentemente em função da intervenção antrópica (e.g. despejos de esgotos), uma vez que o aumento dos níveis de turbidez decorre da poluição de corpos d'água com incrementos nas concentrações de matéria orgânica. A esse respeito, no caso do trecho selecionado do rio do Monjolinho foram observados incrementos pouco significativos nos valores de turbidez, mas que excedem os valores preconizados pela legislação CONAMA 357/05 (valor máximo para corpos d'água Classe 1 = 40 UNT).

A temperatura é um fator importante na medida em que esta variável atua direta e indiretamente nas propriedades físicas e nos processos químicos da coluna d'água (ESTEVEZ, 1995). A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia e profundidade. A variação horária ocorrida entre o intervalo da primeira e última estação de amostragem pode explicar o registro de pequenas diferenças na temperatura da água entre os pontos amostrais. As variações da temperatura das águas do rio do Monjolinho e do reservatório caracterizam a tendência sazonal de ambientes mais quentes durante o verão e mais frios no inverno. Em geral, as temperaturas dos sistemas lânticos são mais elevadas devido à menor turbulência em relação aos trechos de águas mais correntes, implicando num maior armazenamento de calor e menor troca com a atmosfera (SÉ, 1992). Observou-se variação temporal da temperatura, porém, essa tendência não foi observada espacialmente. A montante de P1 após a nascente Salami (1996) verificou um valor médio de 18,0 °C durante a seca e de 21,8 °C no período chuvoso. Nos trechos do rio do Monjolinho não houve tendência a maiores temperaturas em P1 (mais exposto à radiação solar direta pela ausência de vegetação ripária) do que P3 que está localizado a

montante da barragem do reservatório com trechos de vegetação ripária em seu entorno. Salami (1996) sugere que devido ao tempo pequeno de residência e a elevada velocidade de escoamento das águas este efeito pode não ser observado. Não há legislação valor de referência para essa variável; contudo, há índices (*e.g.* IQA) que consideram a variação de temperatura em um determinado ponto (*e.g.* efluentes de sistema de resfriamento) em função da temperatura das águas em local não susceptível a interferências.

A temperatura e a pressão parcial do oxigênio na água atuam diretamente na solubilidade do oxigênio (ALLAN, 1995). A concentração de oxigênio dissolvido (OD) nos sistemas aquáticos depende de fatores físicos, químicos e biológicos como a fotossíntese e a respiração associada à oxidação bioquímica da matéria orgânica por microrganismos (ESTEVES, 1995). As concentrações de OD em P1 foram diferentes de P2 e de P3; de fato, P1 foi o ponto em que foram registradas menores concentrações de OD no período. Os maiores valores de OD verificados em P3 podem ser explicados pela oxigenação das águas que são liberadas do reservatório através de vertedouro situado em região superficial da barragem. O mesmo não foi observado por Okano (1994) que registrou valores menos elevados nesse local comparados aos encontrados na região litorânea da represa. Por se tratar de um sistema lântico, as concentrações de OD no reservatório (P2) provavelmente refletiram as demandas geradas pela oxidação da matéria orgânica e as aduções promovidas pela fotossíntese; as concentrações mais baixas verificadas no rio do Monjolinho a montante do reservatório (P1) possivelmente refiram-se ao menor predomínio dos processos de aeração (devido à turbulência das águas) sobre os de oxidação da matéria orgânica aduzida de eventuais fontes difusas.

A amplitude de variação das concentrações de OD no reservatório (P2) foi menor que as obtidas em estudos pretéritos: de 3,31 a 9,05 mg L<sup>-1</sup> (NOGUEIRA, 1990);

de 3,25 a 10,45 mg L<sup>-1</sup> (OKANO, 1994) e de 1,00 a 5,23 mg L<sup>-1</sup> (PAMPLIM, 1995). O reservatório mostrou-se relativamente bem oxigenado (acima de 5 mg L<sup>-1</sup>) durante o período estudado, sendo o baixo tempo de permanência da água no sistema um dos possíveis fatores que podem ter contribuído para isso.

As concentrações mais elevadas de OD ocorreram nos meses mais frios, demonstrando a correlação negativa entre essa variável e a temperatura ( $r = 0,55$ ) e, portanto a influência desta na solubilidade do oxigênio. No reservatório (P2), as concentrações de oxigênio dissolvido foram maiores durante os períodos de seca (junho a agosto/07 e maio a agosto/08). Esse ambiente por apresentar características lênticas admite maior atividade fotossintética em relação aos P1 e P3, incrementando assim as concentrações de OD. Entretanto, a concentração encontrada nesse estudo foi *ca.* 2 vezes maior (julho/2008) que a obtida em média por Fusari (2006) nesse mesmo local na época de estiagem. Concentrações elevadas de oxigênio podem estar relacionadas à turbulência, as taxas elevadas de fotossíntese e baixa demanda por OD pela comunidade aquática heterotrófica. Valores elevados sugerem, também, pouca influência de efluentes, uma vez que acentuadas quantidades de matéria orgânica e de nutrientes aumentam a atividade bacteriana e conseqüentemente o consumo do OD disponível (CHAPMAN e KIMSTACH, 1992; VON SPERLING, 1996). Nos pontos selecionados não foram verificados valores médios abaixo do estabelecido pela legislação CONAMA 357/05 (limite mínimo igual a 5 mg L<sup>-1</sup> para corpos de água Classe 2).

Em geral a DBO está associada às concentrações de N e P dos sistemas lênticos e lóticos. A temperatura, a turbulência, a população biológica envolvida no processo e a concentração de matéria orgânica podem influenciar nessa demanda (BARRETO, 1999). O P1 apresentou concentrações de DBO<sub>5</sub> significativamente diferente de P2, indicando uma distinção metabólica entre os sistemas lóticos e lênticos. Os maiores

valores dessa variável ocorreram no reservatório (P2), indicando uma semelhança com o estudo de Nogueira (1990) nesse reservatório, cujos valores elevados de DBO coincidiram com picos de abundância máxima de fitoplâncton.

Nas coletas de outubro a dezembro/07 observou-se grande turbulência das águas na região da barragem do reservatório causada por fortes ventos, este fato pode ter relação com as concentrações elevadas de DBO<sub>5</sub> obtidos nesses meses, devido, por exemplo, a resuspensão de sedimentos. Em agosto e setembro/07 o índice pluviométrico foi nulo (0,0 mm), gerando baixas quantidades de compostos particulados e dissolvidos e conseqüentemente baixas DBO<sub>5</sub> em P1 e P3, ao contrário do registrado nos meses de janeiro a abril/08 em que o índice pluviométrico foi elevado e as concentrações de DBO baixas, sugerindo o baixo aporte de matéria orgânica no sistema em relação a capacidade de diluição. As concentrações mais elevadas de DBO em P2 relacionam-se provavelmente as características hidráulicas do reservatório; por ser uma região lântica, suas águas comportam uma maior concentração de biomassa algal. Assim, essa comunidade pode ter subsidiado o aporte de matéria orgânica lábil às amostras de água, incrementando assim os valores, esse mesmo processo pode explicar os valores elevados registrados nos meses de julho e agosto/08, já que as chuvas foram escassas nesse período. De acordo com o CONAMA 357/05, o limite máximo de DBO<sub>5</sub> é 5 mg L<sup>-1</sup> (Classe 2), indicando que, em média, as amostras coletadas em P1, P2 e P3 enquadram se nessa classe.

O pH influencia diretamente os ecossistemas aquáticos naturais através de seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Sob determinadas condições de pH pode ocorrer a precipitação ou dissolução de compostos ou elementos tóxicos, tais como os metais (CETESB, 2007). Segundo Hynes (1970), a variação do pH ocorre em função do conteúdo de ácido carbônico, bicarbonatos, carbonatos e ácidos fortemente dissociáveis.

Neste estudo foi verificado uma correlação negativa entre esta variável e as concentrações de carbono inorgânico ( $r = 0,59$ ) em todos os pontos estudados. Os pontos selecionados apresentaram águas predominantemente ácidas, embora, em certas ocasiões, águas neutras, sendo no P3 observado o maior valor de pH. A amplitude de variação do pH no reservatório (P2) foi menor que as registradas em inventários anteriores: de 5,50 a 7,60 mg L<sup>-1</sup> (NOGUEIRA, 1990); de 6,30 a 8,30 mg L<sup>-1</sup> (OKANO, 1994) e de 5,08 a 6,81 mg L<sup>-1</sup> (PAMPLIM, 1995). As águas do reservatório e dos trechos do rio mostraram tendência à acidez em ambos os períodos de coleta (chuvoso e estiagem). Durante o período de seca, na região da nascente do rio do Monjolinho (a montante de P1) foi registrado por Campagna (2005) um valor (médio) baixo de pH (5,47); supõe-se que a acidez das águas da nascente deve-se à decomposição da matéria orgânica proveniente da vegetação do entorno que torna o meio ácido pela liberação do gás carbônico (SALAMI, 1996) ou pelo afloramento de água em solos ácidos.

As restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais de acordo com o CONAMA (357/05). Os critérios de manutenção à vida aquática fixam o pH entre 6 e 9, e portanto os valores registrados estão adequados a legislação federal.

Nos ecossistemas aquáticos a maior parte do carbono encontra-se na forma inorgânica, em equilíbrio com os produtos do ácido carbônico. Apenas pequena parcela ocorre na forma orgânica e uma menor fração, como constituinte da biota (WETZEL, 1983). De forma geral foi possível verificar a predominância das formas inorgânicas de carbono. Os maiores valores de CO e CI ocorreram na estiagem, sugerindo um efeito diluidor provocado pelas chuvas. No verão, as baixas concentrações de carbono inorgânico provavelmente estejam relacionadas às altas temperaturas e menor solubilidade dos gases.

A CE da água fornece informações sobre o metabolismo do ecossistema aquático e dos fenômenos que ocorrem na bacia de drenagem (ESTEVES, 1995). Os valores de CE em todos os pontos e durante todo o período abrangido por esse levantamento sempre estiveram abaixo de  $100 \mu\text{S cm}^{-1}$  (valor aludido pela CETESB (2007) como indicador de ambiente impactado). Provavelmente os valores altos de condutividade estejam relacionados à concentração do íon nitrato (em fevereiro, março e abril) e amônio (em outubro). A respeito de P1 e P3 representarem trechos de rio, no geral, os valores de condutividade elétrica acusaram variações semelhantes às verificadas no reservatório (P2), sugerindo que em função da predominância dos breves tempos de residência e do regime turbulento, os fatores hidrodinâmicos condicionantes da distribuição dos elementos no rio do Monjolinho também prevaleçam no reservatório. Não foram observadas diferenças acentuadas, embora tenha ocorrido tendência dos valores serem mais baixos durante as chuvas, devido à diluição (PELAÉZ-RODRIGUÉZ, 2001). A amplitude de variação dos valores de CE no reservatório (P2) foi maior que as registradas por Okano (1994): de  $40,7$  a  $59,4 \mu\text{S cm}^{-1}$  e Pamplim (1995): de  $31$  a  $36 \mu\text{S cm}^{-1}$  e menor que a verificada por Nogueira (1990): de  $10,8$  a  $62,7 \mu\text{S cm}^{-1}$ .

Os valores de CE previamente registrados a montante de P1, nos períodos de chuva e estiagem, foram em média:  $21$  e  $11 \mu\text{S cm}^{-1}$  (PELAÉZ-RODRIGUÉZ, 2001),  $24$  e  $21 \mu\text{S cm}^{-1}$  (PERES, 2002),  $8$  e  $9 \mu\text{S cm}^{-1}$  (CAMPAGNA, 2005) e  $8$  e  $11 \mu\text{S cm}^{-1}$  (VIANA, 2005). Os valores baixos de CE verificados próximos à região da nascente podem ser explicados pela influência das águas subterrâneas com baixas concentrações de eletrólitos e devido à existência de uma pequena área de mata ciliar capaz de absorver parte dos íons que poderiam ser carregados para as águas do reservatório (BARRETO, 1999). Os valores de CE determinados em P1, P2 e P3 foram elevados em



relação aos valores registrados em locais próximo da nascente, sugerindo que estejam relacionados aos reduzidos trechos de mata ciliar e ao aporte de efluentes domésticos/rurais (SÉ, 1992; MENDES, 1996; PERES, 2002). Desse modo, a CE tende a ser mais elevada neste do que em outros rios da região (VIANA, 2005), porém, em nenhum dos locais selecionados as amostras apresentaram valores acima do recomendado.

O nitrato e o íon amônio assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, na medida em que representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários (ESTEVES, 1995). As concentrações de nitrato foram inversamente proporcionais a variável temperatura ( $r = -0,46$ ) e os valores mais altos sugerem a predominância de oxidação biológica de compostos nitrogenados reduzidos. Elevadas variações de nitrato ( $5,8$  a  $113,6 \mu\text{g L}^{-1}$ ) foram registradas previamente nesse reservatório (NOGUEIRA, 1990), identificando um padrão sazonal na variação temporal das concentrações de nitrato. No presente estudo também foi possível verificar um padrão sazonal, com os maiores teores de nitrato ocorrendo nos meses de junho a novembro/07 e julho a agosto/08. De acordo com os valores máximos e mínimos de nitrato o ambiente é definido como oligotrófico segundo índice de estado trófico descrito por Vollenweider (1968).

As concentrações altas de nitrato estiveram associadas à entrada de material alóctone e/ou ao predomínio da nitrificação sobre a amonificação, com redução das concentrações de oxigênio pelas bactérias nitrificantes, na medida em que se trata de um processo essencialmente aeróbio e como tal, ocorre somente nas regiões onde há oxigênio dissolvido (ESTEVES, 1995). Por outro lado, as concentrações podem ter permanecido elevadas em função da assimilação preferencial do íon amônio.

De acordo com Chapman e Kimstach (1992) em áreas não impactadas por atividades antropogênicas, as concentrações de nitrato raramente ultrapassam o valor de  $100 \mu\text{g L}^{-1}$ , enquanto que em locais que sofrem os efeitos dessas atividades tais concentrações podem até atingir valores acima de  $5000 \mu\text{g L}^{-1}$  e raramente abaixo de  $1000 \mu\text{g L}^{-1}$ . Embora esse ambiente seja caracterizado como freqüentemente afetado por ações antrópicas, as concentrações de nitrato não se apresentaram acima do limite recomendado pelo CONAMA 357/05 ( $10 \text{ mg L}^{-1}$ ) em nenhum dos pontos de amostragem.

O nitrito é encontrado em baixas concentrações notadamente em ambientes oxigenados e representa uma fase intermediária entre a amônia (forma mais reduzida) e nitrato (forma mais oxidada). Em adição, o nitrito pode mediar a oxidação do amônio em meio anaeróbico. Em concentrações altas, o nitrito é extremamente tóxico a maioria dos organismos aquáticos (ESTEVES, 1995). Registrou-se diferença significativa entre P1 e os pontos P2 e P3. O trecho a montante do reservatório do Monjolinho (P1) sempre apresentou concentrações mais elevadas de nitrito (exceto em janeiro) que o reservatório (P2) e o trecho a jusante (P3). Nesse caso, embora o reservatório apresentasse normalmente tempo de residência baixo, se supõe que esteja favorecendo os processos de oxidação do nitrito, basicamente em virtude do aporte suplementar de oxigênio decorrente da produção primária fitoplanctônica.

De acordo com Chapman e Kimstach (1992), as concentrações de nitrito, geralmente, são mais baixas nas águas superficiais ( $1 \mu\text{g L}^{-1}$ ), raramente excedem a concentração de  $1000 \mu\text{g L}^{-1}$ , sendo que as altas concentrações de nitrito indicam aportes de efluentes industriais. A análise dos resultados obtidos mostra que não houve um padrão sazonal na variação das concentrações desse íon, diferente do verificado por Barreto (1999), que registrou aumento na concentração de nitrito no período chuvoso.

No entanto, foi possível verificar um padrão espacial, no qual as maiores concentrações desse nutriente ocorreram em P1 (ponto a montante), corroborando com os maiores valores de CE. Contudo, no geral, as concentrações de nitrito mantiveram-se variando com valores baixos, conforme esperado. Nenhum dos valores registrados (em P1, P2 e P3) situou-se acima do limite estabelecido pelo CONAMA (357/05) de  $1000 \mu\text{g L}^{-1}$ .

O íon amônio é de extrema importância para os produtores primários, especialmente porque sua absorção é energeticamente mais viável. Concentrações elevadas deste íon podem ter várias implicações ecológicas, pois influenciam o balanço do oxigênio dissolvido; nesse contexto, para a oxidação completa de 1,0 mg do íon amônio são necessários 3,6 mg de oxigênio. Em adição, na forma não ionizada, esse composto possui ação tóxica sobre vários organismos.

As concentrações elevadas de amônio encontradas em P1 em agosto e setembro/07 podem ser atribuídas a chuvas (julho/07 = 147,2 mm) e conseqüentemente aos escoamentos superficiais de áreas que se credenciam a fontes difusas de aporte de detritos no rio do Monjolinho, por abrigarem vários animais (área do parque ecológico, adjacente ao *campus* da UFSCar), situadas a montante desse ponto. Também podem estar relacionadas à decomposição fitoplanctônica e/ou elevadas taxas metabólicas (excreção e ingestão) da comunidade zooplanctônica durante o período.

Nos meses de agosto a outubro de/07 registraram-se elevados teores do íon amônio. Nesse período verificaram-se também valores elevados de turbidez, carbono orgânico e temperatura. Esse padrão com os maiores teores de amônio no período de estiagem se repetiu no ano seguinte com elevadas concentrações desse íon nos meses de maio e junho. Dessa forma, em nenhum dos pontos a concentração de amônio excedeu o limite máximo estabelecido pelo CONAMA (357/05) equivalente a  $3,7 \text{ mg L}^{-1}$  (Classe 1).

De acordo com Esteves (1995) as principais fontes de nitrogênio orgânico dissolvido consistem na lise celular (por senectude e herbivoria), decomposição e excreção do fitoplâncton e das macrófitas aquáticas. Devido a não filtração das amostras, nesse estudo os resultados de N-Org também incluíram o plâncton. As concentrações máximas de nitrogênio orgânico verificadas para P1, P2 e P3 durante o início da estiagem corroboram com os resultados verificados por Sé (1992), Mendes (1998) e Pelaéz-Rodríguez (2001) cujos valores obtidos para nitrogênio orgânico total foram mais elevados nesse período. Os valores altos verificados nesse estudo durante a estiagem podem ser justificados pelo baixo índice pluviométrico em dias anteriores as coletas e, provavelmente, ainda ao crescimento do fitoplâncton e à entrada de esgotos. Mesmo durante o período chuvoso, nesse rio; o aumento da vazão não é suficiente para abaixar as concentrações de nitrogênio total e torná-las mais próximas as encontradas na nascente (BARRETO, 1999).

No geral houve a predominância de nitrogênio orgânico total em todo o período de amostragem em relação às outras formas (i.e. nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito), como observado por Barreto (1999) e Campagna (2005). Segundo Esteves (1995), somente quando a concentração de formas inorgânicas de nitrogênio atinge valores muito baixos ou são esgotadas as formas orgânicas são aproveitadas pelos produtores primários.

O fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, sendo utilizado em grandes quantidades pelas células (CETESB, 2007). De acordo com Von Sperling (1996), as principais fontes naturais de fósforo são: o intemperismo das rochas e a decomposição de detritos orgânicos, enquanto que as fontes antropogênicas são os despejos domésticos e industriais e o carreamento por escoamento superficial de áreas ricas em fertilizantes. Assim como o registrado por

Mendes (1998), as maiores concentrações de P-total ocorreram durante as chuvas, sugerindo a importância da pluviosidade como agente de transporte (e.g. escoamento superficial) desse nutriente nessa bacia de drenagem ao corpo d'água. Conforme concentrações médias de P-total registradas no período de fevereiro/07 a agosto/08 o ambiente é classificado como eutrófico, de acordo com o índice de estado trófico descrito por Toledo Jr (1990). O CONAMA (357/05) prevê um máximo de  $150 \mu\text{g L}^{-1}$  para P-total para corpos d'água de Classe 3 com tempo de residência entre 2 a 40 dias e de  $75 \mu\text{g L}^{-1}$  para Classe 3 em ambientes lóticos. Considerando-se a média dos valores de P-total durante o período estudado, o P1 foi classificado como Classe 3, enquanto que o P2 apresentou valores acima do limite permitido pela Resolução CONAMA (357/05) para ambientes desta classe. Durante a estiagem foram registrados teores altos de P-total e P-dissolvido no mês de julho/07 para os P2 e P3, devido às chuvas e conseqüentemente, o aporte de nutrientes da bacia de drenagem para o corpo d' água.

Com base nos dados de inventários prévios (SÉ, 1992; PELAÉZ-RODRIGUÉZ 2001; PERES, 2002; CAMPAGNA, 2005; VIANA, 2005; FUSARI, 2006) é possível observar a degradação da qualidade ambiental no sistema Monjolinho, na medida em que os pontos se afastam da nascente; acusando a sua susceptibilidade aos impactos antropogênicos. Os padrões da qualidade de água deparados no reservatório e no rio do Monjolinho na área do *campus* da UFSCar e a jusante devem ser atribuídos às interferências antrópicas e às propriedades geomorfológicas das áreas de drenagem (SÉ, 1992). A ausência de tratamento de esgotos e emissão de poluentes caracteriza um estado de degradação para o rio do Monjolinho, afetando suas características químicas, físicas e biológicas e comprometendo sua adequação as atividades desenvolvidas em sua bacia hidrográfica, como a irrigação de pequenas áreas de lavouras (CÔRTEZ et. al., 2000). Nesse estudo, as concentrações de fósforo (em média) caracterizaram o

reservatório e o rio do Monjolinho como ambientes eutróficos; de acordo com índice que considera as concentrações de nitrogênio (KRATZER e BREZONIK, 1981) os corpos d'água foram considerados hipereutróficos durante o período estudado. No geral, as variáveis apresentaram valores compatíveis aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 e CETESB (2007). Os resultados sugerem que as chuvas, as pressões antrópicas e o barramento (no caso do reservatório) sejam os principais fatores determinantes das características (químicas e físicas e biológicas) atuais das águas do rio do Monjolinho. Com base nesses resultados indicam-se algumas providências que devam ser adotadas tendo em vista a preservação do rio do Monjolinho e do potencial de usos múltiplos do reservatório, tais como: a recuperação da mata ciliar em especial próximo a nascente e a redução/supressão dos despejos de efluentes (domésticos e industriais) no rio.

## 5.2. Bioensaios de decomposição

Estudos cinéticos dos processos de decomposição admitem a existência de proporcionalidade entre o desaparecimento do substrato e a formação dos produtos (CHARACKLIS, 1990). Tal proporcionalidade é válida também entre o consumo de oxigênio dissolvido e a formação de produtos como o dióxido de carbono e produção de biomassa microbiana (BIANCHINI JR. et al., 2006). Dessa forma, a avaliação temporal do consumo de oxigênio dissolvido permite a descrição das atividades metabólicas dos microrganismos envolvidos nos processos degradativos aeróbios de recursos orgânicos nos ecossistemas aquáticos (BRUM et al., 1999).

De acordo com os valores elevados dos coeficientes de determinação (gerados pelos ajustes cinéticos do consumo de OD acumulado) observou-se que o modelo cinético (1ª ordem) adotado foi adequado na descrição das cinéticas de consumo de oxigênio dissolvido na mineralização de *M. aquaticum* nos experimentos enriquecidos com N e P (Experimentos 2, 3 e 4), bem como naquele em que não houve adição de nutrientes (Experimento 1). O padrão de decomposição da macrófita aquática foi semelhante nos experimentos sem adição de azida e mostrou um consumo de OD mais intenso no início seguido de um aumento mais gradual devido à lenta degradação das frações refratárias da matéria orgânica, composta por carboidratos estruturais associados à parede celular das plantas (MOORE et al., 2004). Do ponto de vista cinético, nos Experimentos 2 e 3 independente da concentração de nutrientes, tipo de detrito e da temperatura, a variação do consumo de oxigênio dissolvido não tendeu a estabilização. No entanto, no Experimento 1 verificou-se decréscimos graduais nas taxas de oxidação, caracterizando uma tendência a estabilização nas fases finais de experimentação que esteve associada à permanência e mineralização das frações mais resistentes.

Nos tratamentos com azida (Experimento 4) em função da ausência de microrganismos o processo de mineralização cessou rapidamente (cerca de 6 dias) independente da concentração de nutrientes e deveram-se basicamente as oxidações químicas dos detritos. Nunes et al. (2007) verificaram um valor de  $k_D$  1,5 vezes maior na mineralização do lixiviado de *M. aquaticum* em relação ao presente estudo, sugerindo a rápida oxidação química dos compostos solúveis em detrimento dos recursos refratários.

Nesse estudo, durante a mineralização aeróbia dos fragmentos de *M. aquaticum* a oxidação química representou 4% do consumo total de oxigênio. Nunes et al. (2007) verificaram que durante a mineralização do lixiviado de *M. aquaticum* os processos químicos foram responsáveis por 1% do consumo de oxigênio. Embora a oxidação biológica seja mais efetiva na ciclagem de matéria orgânica, a oxidação química também se constitui num processo importante no que diz respeito à mineralização das macrófitas aquáticas (SANTOS et al., 2006).

Os incrementos nos valores de pH na fase inicial da mineralização aeróbia da macrófita (Experimentos 2, 3 e 4) estiveram provavelmente relacionados a liberação de íons provenientes do conteúdo protoplasmático das células rompidas, formação de compostos húmicos (AGUILAR e THIBODEAUX, 2005) e também pela solubilização dos nutrientes do meio de cultura. Nesta fase, os microrganismos processam a transformação do material na forma reduzida a oxidada. Por outro lado as reduções destes valores (Experimento 4) possivelmente se refiram à mecanismos tais como a nitrificação que contribuíram para a acidificação do meio (CHEN et al., 2006). Por meio da nitrificação as bactérias oxidam amônio e nitrito, para a obtenção de ATP utilizado nas atividades metabólicas (BROWN, 1988).



No geral, assim como para o pH, no início, os aumentos nos valores de condutividade elétrica deveram-se a liberação de íons dos tecidos vegetais. É possível ainda que estes valores tenham sido incrementados pela formação de ácido carbônico decorrente do CO<sub>2</sub> dissolvido. A partir deste período de elevação nos valores desta variável, houve diminuições progressivas (e.g. Experimento 3), provavelmente devido às assimilações dos íons pela comunidade de microrganismos e pela complexação.

De modo geral, a análise da cinética da mineralização da macrófita aquática mostrou a importância do processo abiótico de lixiviação na perda de massa inicial do processo de decomposição. Com a solubilização ocorre intensa liberação de nutrientes e outros compostos nas primeiras 24 horas (BIANCHINI JR. et al., 2002) sendo cerca de 30% do material vegetal podendo ser lixiviado sem a ação microbiana (GAUR et al., 1992). Os compostos mais resistentes demoram a serem aproveitados, assim, em termos da cinética de decomposição, estas substâncias tendem a limitar a taxa de ciclagem do carbono orgânico total dos tecidos vegetais (KOMÍNKOVÁ et al., 2000). Shilla et al. (2006) observaram esse mesmo padrão em estudos dessa natureza para a macrófita aquática *Myriophyllum salsagineum*. As perdas de massa das macrófitas aquáticas possibilitaram acentuados consumos iniciais de OD associado às colonizações bacterianas dos detritos.

Nos tratamentos enriquecidos observaram-se, em média, valores de  $k_D$  maiores na mineralização do detrito íntegro em relação ao processo de degradação da matriz lignocelulósica em ambas as temperaturas. Os detritos são diferenciados de acordo com seu potencial de degradação, apresentando uma fração lábil e/ou solúvel e outra refratária (ASAEDA et al., 2000). As oxidações das frações lábeis caracterizam perdas de massa rápidas, enquanto que a porção refratária pode decrescer de 10 a 20 vezes mais lentamente (GILLON et al., 1994).

Os coeficientes de decomposição das macrófitas aquáticas são extremamente dependentes de suas frações refratárias (GODSHALK e WETZEL, 1978); os detritos com proporções altas de compostos refratários tendem a apresentar velocidades mais baixas de decomposição (BIANCHINI JR., 2003) quando comparados a detritos com uma proporção menor desses compostos. Os coeficientes de desoxigenação ( $k_D$ ) elevados obtidos da parametrização do modelo cinético (Eq. 1) confirmam a natureza lábil do detrito, com a rápida degradação dos compostos protoplasmáticos hidrossolúveis mais facilmente assimiláveis pela comunidade microbiana. Panhota et al. (2006) também verificaram elevados  $k_D$  na mineralização do lixiviado de *Salvinia auriculata* (0,093 a 0,144 dia<sup>-1</sup>) a diferentes temperaturas. A mineralização da matriz lignocelulósica, por outro lado, constituiu-se em um processo lento (baixos  $k_D$ ) em função da intrincada composição estrutural dos compostos refratários e ao complexo conjunto de enzimas necessário a sua efetiva degradação (AHMED et al., 2001).

Em estudos de degradação em que se utilizou basicamente ML (SCIESSERE, 2007), a adição de sedimento favoreceu o aumento da biomassa de microrganismos (imobilização) em detrimento do ocorrido nas incubações sem fonte adicional de nutrientes, nas quais a MO teria sido utilizada nos processos catabólicos (mineralização). Neste estudo, quando comparados, os Experimentos 1 e 2 (detritos íntegros senescentes submetidos a 25 °C) também apresentaram essa mesma dinâmica, em que os processos respiratórios foram privilegiados nos tratamentos sem adição de N e P ( $OC_{max} = 1179,49 \text{ mg g}^{-1}$ ) em detrimento das câmaras enriquecidas (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/P-total = 43,3 vezes maior que a encontrada em ambiente natural). Segundo Del e Cole (1998), o catabolismo e o anabolismo microbianos não são eventos acoplados, permitindo uma flexibilidade metabólica para as bactérias e conseqüentemente sua adaptação as diferentes condições ambientais. O baixo consumo de oxigênio verificado no tratamento

enriquecido pode ser explicado pelo investimento nos processos anabólicos, competição entre a comunidade bacteriana ou a inibição da degradação da matéria orgânica refratária em função do aumento da quantidade de nutrientes, principalmente nos teores de nitrogênio.

Com relação às incubações sem parte da fração lábil (Experimento 3; ML) dos fragmentos senescentes da macrófita, verificou-se o efeito da baixa concentração de N e P sobre os processos de mineralização, com  $k_D$  significativamente baixos em relação aos demais tratamentos e conseqüentemente tempos de meia vida elevados (347 e 116 dias nas temperaturas de 16 e 25 °C respectivamente). Neste caso a natureza química do detrito aliada a baixa concentração de nutrientes no meio possivelmente favoreceu o anabolismo em detrimento dos processos respiratórios.

De modo geral, as diferentes concentrações de nutrientes a que as câmaras de mineralização foram submetidas (Experimentos 2 e 3) não apresentaram diferenças significativas nos processos oxidativos de *M. aquaticum*. A disponibilidade de nutrientes é considerada um importante fator no controle das taxas de decomposição (XIE et al., 2004b). Estudos que investigaram os impactos da fertilização na decomposição das macrófitas aquáticas mostraram efeitos positivos (PETERSON et al., 1993, LOCKABY et al., 1996) ou neutros (VILLAR et al., 2001). A resposta a adição de nutrientes durante a decomposição depende primariamente da espécie de planta e das concentrações de nutrientes (XIE et al., 2004a). Alguns autores sugerem ainda que as taxas de decomposição sejam dependentes do material recalcitrante (HOHMANN e NELLY, 1993) em que a MOP não é afetada pela fertilização durante a decomposição. No presente estudo, nos tratamentos em que as concentrações de N foram maiores, o efeito neutro nos coeficientes de desoxigenação pode ser explicado pela baixa demanda por esse nutriente pelos decompositores em relação à quantidade disponível no meio ou

em razão da baixa qualidade do detrito (HOBBIE e VITOUSEK, 2000). Estudos de XIE et al. (2004b) mostraram que o baixo suprimento e a demanda alta de fósforo faz com que este nutriente seja mais limitante para a decomposição comparado ao N-disponível. Se considerados como tratamentos únicos em relação às concentrações de N e P, a mineralização dos detritos íntegros e da ML foram diferentes. Neste caso, em média o  $t_{1/2}$  dos tratamentos submetidos a 25 °C foi cerca de 2 vezes menor em relação aqueles mantidos a 16 °C para detrito íntegro e ML.

Temperaturas abaixo de 15 °C favorecem o crescimento das bactérias psicrófilas (FARRELL e ROSE, 1967), desta forma os baixos valores de  $k_D$  (Tabela 14) encontrados nos tratamentos mantidos a 16 °C com apenas ML (Experimento 3), sugerem a ocorrência de comunidades bacterianas não adaptadas a essa temperatura e a interferência da baixa qualidade do detrito (maiores teores de lignina e baixas concentrações de P) na mineralização da matéria orgânica. A qualidade do detrito é definida pela composição química e a sua estrutura molecular influencia a degradabilidade de diferentes tipos de detritos das macrófitas aquáticas (ENRÍQUEZ et al., 1993).

Durante a decomposição, os detritos são alterados por fatores reguladores intrínsecos (e.g. teor de lignina, fósforo e nitrogênio). O teor baixo de lignina e as concentrações elevadas de fósforo e nitrogênio favorecem a ocorrência de elevadas taxas de decomposição (MAGEE, 1993). Nos tratamentos com detritos íntegros (Experimento 2), as concentrações de fósforo foram maiores comparadas as dos tratamentos com ML e os teores de lignina foram mais baixos resultando em alto potencial de biodegradabilidade ( $k_D$  elevados). O efeito da degradação microbiana na regulação das concentrações de MOD nos ecossistemas aquáticos está diretamente relacionado ao  $k_D$  (CUNHA-SANTINO, 2003). Componentes refratários como a

celulose e a lignina correspondem geralmente à maior parte da biomassa vegetal, podendo diminuir a atividade microbiana (LONGHI et al., 2008). A rápida decomposição nos tratamentos com detritos íntegros a 25 °C ( $t_{1/2} = 38$  dias para material senescente e 41 dias para material verde) caracterizam esse evento como sendo de médio prazo e podem ser explicados pela menor porcentagem de lignina (variando de 29,82 a 33,49%), como o encontrado em outras investigações (CARVALHO et al., 2005).

Segundo Howard-Williams e Davies (1979) uma elevação em 10 °C pode aumentar o metabolismo bacteriano em até três vezes durante a decomposição; porém, em estudos realizados por Straškraba (1999) com decomposição bacteriana em sedimento esse valor foi maior (3,84). As diferentes temperaturas a que os tratamentos foram submetidos (16 e 25 °C) mostraram aumento das atividades biológicas em cerca de 2 vezes para os tratamentos com detrito e ML, aumento esse também verificado em estudos de Cunha-Santino (2003) com detritos de *Utricularia breviscapa*. As diferenças nos valores de  $Q_{10}$  dos dois tipos de fragmento sugerem uma maior sensibilidade das comunidades microbianas que atuaram na degradação dos detritos senescentes (2,06 a 2,04) em relação as que atuaram na mineralização dos detritos verdes (1,75 a 1,77). Segundo Katterer et al.(1998), valores de  $Q_{10}$  são próximos de 2 na faixa de temperatura compreendida entre 5 a 35 °C. Além disso, os valores de  $Q_{10}$  declinam em intervalos entre temperaturas maiores (TJOELKER et al., 2001). Neste estudo, em ambos os casos (detrito íntegro e matriz lignocelulósica) foram verificados acréscimos nas atividades microbianas conforme o aumento da temperatura. Entre todos os fatores condicionantes da decomposição, as elevadas temperaturas características de ambientes aquáticos subtropicais são provavelmente responsáveis pela rápida quebra dos detritos e ciclagem da biomassa vegetal aquática (ESTEVEVES e BARBIERI, 1983).

Com relação à composição química do material vegetal, as macrófitas aquáticas apresentam em média 39% de carbono, 1,9% de nitrogênio e 0,26% de fósforo (BIANCHINI JR e CUNHA-SANTINO, 2008), corroborando com o encontrado nesse estudo, com exceção do fósforo cuja percentagem foi significativamente mais baixa (0,09%). A alta atividade microbiana resulta em elevadas taxas de decomposição quando associadas às baixas taxas de C:P (REJMÁNKOVÁ e HOUDKOVÁ, 2006). Nichols e Keeney (1973) observaram rápida perda de fósforo do detrito (*M. spicatum*) em contraste com a tendência a retenção de nitrogênio, devido em parte a requisição dos microrganismos. Em geral, o N é liberado quando C:N < 20 e imobilizado se C:N > 20 (HEAL et al., 1997). Similarmente, quando as taxas de C:P são acima de 80, ocorre a imobilização desse nutriente (CANFIELD et al., 2005).

No que diz respeito ao estágio fenológico da planta, os fragmentos senescentes apresentaram menor proporção de fósforo. Isto porque, nas plantas submersas senescentes, o P lábil é perdido rapidamente (DAVIS III et al., 2006), por translocação via floema ou lixiviação. A ação microbiana sob as plantas aquáticas senescentes é de extrema importância, na medida em que hidrolisam compostos através de exo e endoenzimas e convertem em substratos de baixo peso molecular (ESTEVES, 1995). Durante esse processo, o material vegetal é transformado em elementos dissolvidos e biomassa microbiana disponível a níveis tróficos superiores (MORAN e HODSON, 1989).

As oxidações das frações lábeis prevaleceram no início, gerando demandas elevadas de oxigênio. Nesse período, os incrementos dos consumos de oxigênio estiveram ainda relacionados à oxidação dos compostos nitrogenados e secundariamente às mineralizações dos compostos refratários (e.g. celulose). A estequiometria representa um modo indireto de prever os rendimentos das atividades metabólicas dos

microrganismos (CUNHA-SANTINO et al., 2002). Nesse contexto, foi possível estabelecer um balanço estequiométrico entre o N mineralizado e o oxigênio consumido no processo de nitrificação. Baseado nessa relação foi verificada maior quantidade de N mineralizado nos experimentos com detritos íntegros em relação aos que continham apenas a ML independente do tipo de fragmento (Experimento 3), sugerindo que a microbiota que atuou nos processos oxidativos do detrito integral dispunha de mais recursos para processar o nitrogênio (e.g. fósforo, COD); a outra parte foi convertida em biomassa (i.e. imobilizada). Além disso, a maior percentagem de mineralização do N sugere ainda a ocorrência de reciclagem do carbono proveniente da biomassa de bactérias que privilegiam os processos de imobilização quando o meio é rico em nutrientes.

A relação C/N foi menor no final dos experimentos resultante do aumento nas concentrações de N orgânico no detrito durante a decomposição. Carvalho et al. (2005) também verificou esse aumento e possivelmente esteja relacionado ao aumento da biomassa microbiana (PAGIORO e THOMAZ, 1999).

A relação do consumo de oxigênio e do carbono mineralizado (O/C) depende da composição química do detrito, da fisiologia dos microrganismos e das condições nutricionais do meio (DILLY, 2001). O decaimento do consumo de oxigênio esteve relacionado à decomposição das frações refratárias (i.e. Experimentos 2 e 3). Embora discreta, a relação O/C (Tabela 16) para os tratamentos com matriz lignocelulósica foi menor comparada àquela verificada nas câmaras com detrito íntegro. Essa diferença ocorreu porque os compostos de difícil degradação consomem maiores quantidades de oxigênio para a oxidação do carbono.

Tabela 16: Relações estequiométricas entre o consumo de oxigênio e carbono mineralizado (O/C), carbono e nitrogênio orgânico iniciais (C/N (i)), carbono e nitrogênio orgânico finais (C/N (f)) e oxigênio consumido por nitrogênio mineralizado (O/N) nos tratamentos com detrito íntegro e matriz lignocelulósica a 16 e 25 °C.

T (°C)	Tratamentos	Detrito íntegro				Matriz lignocelulósica			
		O/C	C/N (i)	C/N (f)	O/N	O/C	C/N (i)	C/N (f)	O/N
16	N*P*(DV)	2,10	21,09	18,78	0,66	1,68	19,15	16,81	1,20
	N*P(DV)	2,09	21,11	18,27	0,63	1,74	19,19	18,41	1,26
	NP(DV)	2,34	21,09	17,84	0,39	2,05	19,26	18,67	1,07
	NP*(DV)	2,93	21,12	17,74	0,06	1,86	19,10	19,33	1,24
	N*P*(DS)	2,21	24,89	23,49	0,65	1,82	21,52	17,62	0,75
	N*P(DS)	2,09	24,92	23,74	0,70	1,82	21,59	26,88	1,38
	NP(DS)	2,60	24,90	26,45	0,98	1,73	21,66	19,92	1,02
	NP*(DS)	2,19	24,92	30,16	1,64	1,73	21,48	21,53	1,17
25	N*P*(DV)	1,54	21,08	13,65	0,66	2,03	19,14	13,59	0,81
	N*P(DV)	1,79	21,11	15,01	0,56	1,84	19,19	11,02	0,69
	NP(DV)	1,80	21,09	14,49	0,50	2,09	19,26	14,26	0,83
	NP*(DV)	1,97	21,11	13,75	0,31	2,02	19,09	14,03	0,88
	N*P*(DS)	1,95	24,89	21,34	0,65	1,81	21,52	16,26	0,91
	N*P(DS)	1,72	24,92	20,59	0,57	1,88	21,59	16,64	0,84
	NP(DS)	1,94	24,91	21,71	0,61	1,89	21,65	15,96	0,82
	NP*(DS)	1,87	24,92	21,10	0,58	1,98	21,48	18,56	0,91



Peret e Bianchini Jr. (2004) observaram variações nas relações O/C de 0,26 a 1,58 na decomposição dos lixiviados de *Salvinia auriculata* e *Cabomba piauhyensis* respectivamente. Bianchini Jr. et al. (2006) também verificaram variações em estudos de mineralização de detritos íntegros; as relações O/C variaram de 1,2 (*Scirpus cubensis*) a 5,2 (*Utricularia breviscapa*). Neste contexto, os maiores valores registrados foram para substratos refratários e os menores foram observados na decomposição do lixiviado de macrófitas aquáticas composto principalmente de material lábil. Porém, em estudos de Cunha-Santino e Bianchini Jr. (2003), a decomposição de alguns compostos da MOD (e.g. amido, lisina e ácido tânico) apresentaram valores de O/C baixos, possivelmente relacionados às características químicas desses compostos (solubilidade e refratabilidade). Portanto, como esperado, os coeficientes estequiométricos foram maiores nos tratamentos com detrito íntegro comparados a ML, sugerindo que estas relações podem ser afetadas pelas características qualitativas dos detritos (FARJALLA et al., 1999).

As macrófitas aquáticas contribuem dessa forma, para ciclagem e imobilização efetiva dos nutrientes de ecossistemas aquáticos através da mineralização aeróbia, que pode se constituir em eventos de curto ou longo prazo, dependendo da composição química do detrito e da temperatura. Nesse contexto, com base nas condições experimentais adotadas nos Experimentos 2 e 3, a qualidade do detrito constituiu-se no fator mais importante na mineralização de *M. aquaticum*, disponibilizando rapidamente grandes quantidades de N inorgânico para a microbiota aquática. A temperatura representou um fator acessório (secundário), com diferenças nos valores de  $Q_{10}$  equivalentes a 17%. No entanto, o aumento da temperatura favoreceu os processos químicos da mineralização (c.f. Experimento 4) em detrimento da concentração de nutrientes que não alterou a velocidade da decomposição. Ainda em relação aos

nutrientes foi possível observar que as adições afetaram as rotas metabólicas de modo a favorecer os processos respiratórios nos experimentos enriquecidos (Experimentos 2 e 3) em detrimento dos tratamentos em que não houve adição de nutrientes (Experimento 1).

## 6. Ciclagem da matéria orgânica no Reservatório do Monjolinho

Nos ecossistemas aquáticos, as principais fontes de energia e nutrientes para o metabolismo bacteriano são provenientes dos compostos orgânicos de origem alóctone, do material orgânico resultante da decomposição de organismos aquáticos e dos metabólitos extracelulares ou fotossintetizados excretados pelas macrófitas aquáticas da zona litorânea. Dependendo da forma pela qual ocorre aporte de detritos das macrófitas, estes compostos podem gerar grandes pressões de curto prazo sobre o balanço de oxigênio dissolvido e induzir a eutrofização (BIANCHINI JR., 2003).

Assim como as condições ambientais, a constituição química das macrófitas influencia a sua degradação. Quanto menor o conteúdo mineral maior a contribuição desses vegetais em termos de MO. De acordo com Larcher (2000), plantas que se desenvolvem em locais pobres em nutrientes apresentam reduzidos teores de minerais em sua biomassa (1 a 3% PS). O reservatório do Monjolinho é um sistema oligotrófico em relação ao N, porém se consideradas as concentrações de P o sistema é classificado como eutrófico e neste caso pode-se inferir que a macrófita aquática *M. aquaticum* contribua diretamente para a ciclagem desse nutriente.

O efeito da degradação microbiana na regulação das concentrações de matéria orgânica nos sistemas aquáticos está diretamente relacionado aos coeficientes de desoxigenação, obtidos a partir das taxas diárias de consumo de oxigênio. As frações da MOD apresentam altos coeficientes de desoxigenação e, portanto, se mantêm no sistema em concentrações relativamente baixas, uma vez que são mineralizadas rapidamente. Em média, os baixos coeficientes de desoxigenação na degradação da matriz lignocelulósica, demonstram seu maior grau de refratibilidade, caracterizando um processo lento, em que sua completa degradação é efetivada através do trabalho de

vários organismos. Partes destes compostos são incorporadas ao sedimento do reservatório.

No reservatório do Monjolinho, em média, sob condição aeróbia, os processos de mineralização e assimilação são mais rápidos nos meses mais quentes (verão). No geral, as concentrações de oxigênio dissolvido variam na mesma ordem de grandeza durante o ano, mantendo o meio ideal para a mineralização aeróbia. Porém, no período chuvoso, o aumento do material em suspensão e conseqüente aumento da turbidez podem inibir as taxas fotossintéticas no reservatório, interferindo nas taxas de decomposição aeróbia. Além disso, de acordo com os coeficientes de temperatura ( $Q_{10}$ ) as comunidades de microrganismos que atuam na degradação dos detritos senescentes respondem mais a variação de temperatura em relação àquelas que mineralizam os detritos verdes. Em adição a degradação microbiológica do detrito, deve-se considerar também, que a MO pode ser oxidada quimicamente no ambiente aquático, embora a contribuição deste processo seja pequena e caracteriza-se por ser um evento de curto prazo.

## 7. Conclusões

De acordo com o levantamento limnológico foi possível caracterizar o reservatório do Monjolinho como eutrófico (P) - hipereutrófico (N); nesse ambiente as principais variáveis que determinam as suas características são: as pressões antrópicas (aduições de nutrientes e matéria orgânica) e as precipitações pluviométricas.

Com base nos procedimentos experimentais adotados, este trabalho teve como principais conclusões:

- 1- Os processos de mineralização aeróbia dos detritos íntegros de *Myriophyllum aquaticum* foram cerca de 2 vezes mais rápidos em relação à velocidade de degradação da matriz lignocelulósica.
- 2- Os aportes de nutrientes (N e P) incrementaram os processos de imobilização em detrimento da mineralização dos detritos de *M. aquaticum*.
- 3- As taxas de decomposição dos detritos íntegros e da matriz lignocelulósica foram maiores em temperaturas mais elevadas.
- 4- Os valores de  $Q_{10}$  foram mais elevados nos processos de mineralização dos fragmentos senescentes, sugerindo uma maior sensibilidade à variação da temperatura por parte das comunidades que atuam na degradação desse recurso.

## 8. Referências Bibliográficas

ACHTERBERG, E. P.; VAN DEN BERG, C. M. G. In-line ultraviolet-digestion of natural water samples for trace-metal determination using an automated voltammetric system. **Anal. Chim. Acta.**, v. 291, p. 213–232, 1994.

AHMED, Z. et al. Microbial activity on the degradation of lignocellulosic polysaccharides. **Online J. Biol. Sci.**, v. 1, p. 993-997, 2001.

ALLAN, J. D. **Stream ecology**: structure and function of running waters. London: Chapman and Hall, 1995. 388 p.

ALLEN, S. E. et al. **Chemical analysis of ecological materials**. Oxford: Blackwell, 1974. 565 p.

ANTONIO, R. M.; BIANCHINI JR, I. The effect of temperature on the glucose cycling and oxygen uptake rates in the Infernão lagoon water, State of São Paulo, Brazil. **Acta Sci.**, v. 24, p. 291-296, 2002.

ASAEDA, T.; NAM, L. H. Effects of rhizome age on the decomposition rate of *Phragmites australis* rhizomes. **Hydrobiol.**, v. 485, p. 205-208, 2002.

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

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION – WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington, D.C, 1998. 1193 p.

AZAM, F. Microbial control of oceanic carbon flux: the plot thickens. **Science**, Local, v. 280, p. 694-696, 1998.

AZAM, F. et al. Bacteria: organic matter coupling and its significance for oceanic carbon cycling. **Microb. Ecol.**, v. 28, p. 167-179. 1993.

BARRETO, A. S. **Estudo da distribuição de metais em ambiente lótico, com ênfase na assimilação das comunidades biológicas e a sua quantificação no sedimento e água.** 1999. 274 p. Tese (Doutorado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

BENNER, R. B.; MORAN, M. A.; HODSON, R. E. Biogeochemical cycling of lignocellulosic carbon in marine and freshwater ecosystems: Relative contributions of prokaryotes and eukaryotes. **Limnol. Oceanogr.**, v. 31, p. 89-100, 1986.

BEST, E. P. H. et al. Modeling submersed macrophyte growth in relation to underwater light climate: modeling approaches and application potential. **Hydrobiol.**, v. 444, p. 43-70, 2001.

BERTILSSON, S.; TRANVIK, L. J. Photochemical transformation of dissolved organic matter in lakes. **Limnol. Oceanogr.**, v. 45, p. 753-762, 2000.

BIANCHINI JR., I.; TOLEDO, A. P. P. Estudo da mineralização de *Eleocharis mutata*. In: ANAIS VII SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 3., 1996, São Carlos. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 1996. p. 1315-1329.

BIANCHINI JR., I. Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais In: POMPÊO, M. L. M. (Ed.) **Perspectivas na limnologia do Brasil.** São Luís: União, 1999, p. 21-43.

BIANCHINI JR., I.; PACOBAHYBA, L.; CUNHA-SANTINO; M. B. Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 14, p. 27-34, 2002.

BIANCHINI JR., I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas.** Maringá: EDUEM, 2003, p. 85-126.

BIANCHINI JR., I. et al. Humification of vascular aquatic plants. In: MARTIN-NETO, L.; MILORI, D. M. B. P.; SILVA, W. T. L. (Eds.). **Humic substances and soil and water environment. Proceedings ...** São Pedro: Embrapa, 2004, p 82-84.

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

BIANCHINI JR., I.; CUNHA-SANTINO, M. B. As rotas de liberação do carbono dos detritos de macrófitas aquáticas. **Oecol. Bras.**, v. 12, p. 0-29, 2008.

BOYD, C. E. Fresh water plants: a potential source of protein. **Econ. Bot.**, v. 22, p. 359-368, 1968.

BRIDGHAM, S. D.; UPDEGRAFF, K.; PASTOR, J. A comparison of nutrient availability indices along an ombrotrophic–minerotrophic gradient in Minnesota wetlands. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 65, p. 259–269, 2001.

BROWN, C. M. Nitrate metabolism by aquatic bacteria. In: **Methods in aquatic bacteriology**. John Wiley e Sons, 1988. p. 367-385.

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

BÜNEMANN, E. K.; BOSSIO, D. A.; SMITHSON P. C.; FROSSARD E.; OBERSON A. Microbial community composition and substrate use in a highly weathered soil as affected by crop rotation and P fertilization. **Soil Biol. Biochem.**, v. 36, p. 889-901, 2004.

CHARACKLIS, W. G. Kinetics of microbial transformations. In: CHARACKLIS, W. G.; MARSHALL, K. C. (Ed.). **Biofilms**. New York: John Wiley e Sons, 1990. p. 233-264.



CALIJURI, M. C.; DEBERDT, G. L. B.; MINOTI, R. T. A produtividade primária pelo fitoplâncton na Represa de salto grande. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios**: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999. p. 109-148.

CAMPAGNA, A. F. **Toxicidade dos sedimentos da bacia hidrográfica do rio do Monjolinho (São Carlos-SP)**: ênfase nas substâncias cobre, aldrin e heptacloro. 2005. 268 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade de São Paulo, Pirassununga, 2005.

CANFIELD, D.E.; THAMDRUP, B.; KRISTENSEN E. **Aquatic geimicrobiology**. Amsterdam: Elsevier, 2005. 424 p. (Advances in marine biology, v. 48).

CARPENTER, S. R. Enrichment of Lake Wingra, Wisconsin, by submersed macrophyte decay. **Ecology**, v. 61, p. 1.145-1.155, 1980.

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

CHARACKLIS, W.G. Kinetics of microbial transformations. In: CHARACKLIS, W.G.; MARSHALL, K.C. (Ed.). **Biofilms**: kinetics of microbial transformations. , New York: Wiley e Sons, 1990. p.233-264.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. Disponível em: <[www.cetesb.sp.gov.br/agua/rios/indice\\_iap\\_iqa.asp](http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/rios/indice_iap_iqa.asp)>. Acesso em: novembro de 2007.

CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. (Ed.). **An introduction to water quality**: water quality assessments. London: Chapman e Hall, 1992. p. 51-119.

CLAMPTON, E. W.; MAYNARD, L. A. The relation of cellulose and lignin content and nutritive value of animals feeds. **J. Nutrition**, v. 15, p. 383-395, 1938.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução 20 de 18 de junho de 1986. **Diário Oficial da União [da] República Federativa do Brasil**: Brasília, DF, 30 de julho de 1986. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html>>. Acesso em: agosto de 2007.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução 357 de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União [da] República Federativa do Brasil**: Brasília, DF, 18 de março seção 1. p. 58-63.

CORREIA, L. C. S. **Contribuição para o conhecimento do gênero *Chironomus Meigen, 1803* na região neotropical**. 2004. 148 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

CORTÊZ, M. R. et al. Uso e ocupação da terra na área urbana. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; SILVA, J. S. V.; MARINELLI, C. E.; ABDON, M. M. (Ed.). **A bacia hidrográfica do rio do Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar**. São Carlos: Rima, 2000.

CUNHA, M. B.; BIANCHINI JR., I. Mineralização aeróbia de *Cabomba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 10, n. 1, p. 81-91, 1998.

CUNHA, M. B.; BIANCHINI JR., I. Degradação aeróbia de *Cabomba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 10, n. 2, p. 59-69, 1999.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Estequiometria da decomposição aeróbia de galhos, cascas, serrapilheira e folhas. In: ESPÍNDOLA, E. (Ed.). **Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado de São Carlos**. São Carlos: Rima, 2002. p. 185-197.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I.; SERRANO, L. E. F. Aerobic and anaerobic degradation of tannic acid on water samples from Monjolinho reservoir (São Carlos, SP, Brazil). **Braz.J. Biol.**, v. 62, p. 585-590, 2002.

CUNHA-SANTINO, M. B. Atividade enzimática, cinética e modelagem matemática da decomposição de *Utricularia breviscapa* da lagoa do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio - SP). 2003. 140 p. (Tese de Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

DAVIS, M. L.; CORNWELL, D. A. **Introduction to environmental engineering**. New York: Mc Graw-Hill, 1991. 822 p.

DAVIS III, S. E.; CHILDERS D. L.; NOE, G. B. The contribution of leaching to the rapid release of nutrients and carbon in the early decay of wetland vegetation. **Hydrobiol.**, v. 569, p. 87–97, 2006.

DEL GIORGIO, P. A.; COLE, J. J. Bacterial growth efficiency in natural aquatic systems. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 29, p. 503-41, 1998.

DILLY, O. Microbial respiratory quotient during basal metabolism and after glucose amendment in soils and litter. **Soil Biol. Biochem.**, v. 33, p. 117–127, 2001.

ELWOOD, J. W. et al. The limiting role of phosphorus in a woodland stream ecosystem: effects of P enrichment on leaf decomposition and primary producers. **Ecology**, v. 62, p. 146-158, 1981.

ENRÍQUEZ, S.; DUARTE, C. M.; SAND-JENSEN, K. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. **Oecologia**, v. 94, p. 457–471, 1993.

ESPÍNDOLA, E. L. G. O rio do Monjolinho: um estudo de caso. In: ESPÍNDOLA, E. L. G et al. (Ed.). **A bacia hidrográfica do rio do Monjolinho**. São Carlos: Rima, 2000. p. 36-40.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1995. 602 p.

ESTEVEES, F. A.; BARBIERI, R. Dry weight and chemical changes during decomposition of tropical macrophytes in Lobo reservoir - Sao Paulo. **Brazil. Aquat. Bot.**, v. 16, p. 285-295, 1983.

FARREL, J.; ROSE, A. temperature effects on microorganisms. **Annu. Rev. Microbiol.**, v. 21, p. 101-120, 1967.

FARJALLA, V. F.; MARINHO, C. C.; ESTEVES, F. A. The uptake of oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. **Acta Limnol. Bras.**, v. 11, p. 185-193, 1999.

FUSARI, L. M. **Estudo das comunidades de macroinvertebrados bentônicos das represas do rio do Monjolinho e do Fazzari no campus da UFSCar, município de São Carlos, SP.** 2006. 80 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2006.

GASITH, A. E; HASLER, A. D. Airborne litterfall as a source of organic matter in lakes. **Limnol. Oceanogr.**, v. 21, p. 253-258, 1976.

GAUR, S.; SINGHAL, P. K.; HASIJA, S. K. Relative contributions of bacteria and fungi to water hyacinth decomposition. **Aquat. Bot.**, v. 43, p. 1-15, 1992.

GILLON, D.; JOFFRE, R.; IBRAHIMA, A. Initial litter properties and decay rate: a microcosm experiment on Mediterranean species. **Can. J. Bot.**, v. 72, p. 946-954. 1994.

GODSHALK, G. L.; WETZEL, R. G. Decomposition of aquatic angiosperms. III - *Zostera marina* L. and a conceptual model of decomposition. **Aquat. Bot.**, v. 5, p. 329-354, 1978.

GOLDSTEIN, I. S. **Organic chemical from biomass.** Florida: CRC Press, 1981. 310 p.

HAMILTON, W. A. Energy sources for microbial growth: an overview. In: CODD, G. A. (Ed.). **Aspects of microbial metabolism and ecology.** Orlando: Academic Press, 1984. p. 35-57.

GRATTAN, R. M.; SUBERKROPP, K. Effects of nutrient enrichment on yellow poplar leaf decomposition and fungal activity in streams. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 20, p. 33-43, 2001.

GULIS, V.; SUBERKROPP, K. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. **Fresh Water Biol.**, v. 48, p. 123-134, 2003.

HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M.; SWIFT, M. J. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In: CADISH, G.; GILLER, K. E. (Ed.). **Plant litter quality and decomposition: driven by nature**. Wallingford: CAB International, 1997. p. 3–30.

HOBBIE, S. E.; VITOUSEK, P. M. Nutrient limitation of decomposition in Hawaiian forests. **Ecology**, v. 81, p. 1867–1877, 2000.

HOHMANN, J.; NEELY, R. K. Decomposition of *Sparganium eurycarpum* under controlled pH and nitrogen regimes. **Aquat. Bot.**, v. 46, p. 17-33, 1993.

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

HOWARD-WILLIAMS, C.; DAVIES, B. R. The rates of dry matter and nutrient loss from decomposing *Potamogeton pectinatus* in a brackish southtemperate coastal lake. **Freshwater Biol.**, v. 9, p. 13-21, 1979.

HYNES, H. B. N. **The ecology of running waters**. Liverpool: University Press, 1970. 555 p.

HUNT, H. W. et al. Nitrogen limitation of production and decomposition in prairies, mountain meadow, and pine forest. **Ecology**, v. 69, p. 1009-1016, 1988.

JØRGENSEN, S. E. **Fundamentals of ecological modeling: developments in environmental modeling**. 9. ed. Amsterdam: Elsevier, 1986. 389 p.

KÄTTERER, T. et al. Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. **Biol. Fertil. Soils**, v. 27, p. 258-262, 1998.

KHAN, F. A.; ANSARI, A. A. Eutrophication: an ecological vision. **Botan. Rev.**, v. 71, p. 449-482, 2005.

KIM, J. G.; REJMÁNKOVÁ, E. Decomposition of macrophytes and dynamics of enzyme activities in subalpine marshes in Lake Tahoe basin, U.S.A. **Plant Soil**, v. 266, p. 303–313, 2004.

KISSMANN, K. G. **Plantas infestantes e nocivas**. 2. ed. São Paulo: BASF, 1997. 825 p.

KOMÍNKOVÁ, D. et al. Microbial biomass, growth, and respiration associated with submerged litter of *Phragmites australis* decomposing in a littoral reed stand of a large lake. **Aquat. Microbiol. Ecol.**, v. 22, p. 271-282, 2000.

KÖPPEN, W. **Grundriss der Klimakunde**. Berlin: De Gruyter, 1931. 388 p.

KOROLEFF, F. Determination of ammonia. In: GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M.; KREMLING, K. (Ed.). **Methods of sea water analysis**. Weinheim: Verlag Chemie, 1976. p. 126-133.

KRATZER, C. R.; BREZONIK, P. L. A Carlson type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. **Water Res. Bull.**, v. 17, n. 4, p. 713-715, 1981.

LEMOS, R. M. A. **Ensaio de decomposição de *Nephrocistium lunatum* W. West (Chlorophyceae) e de *Scirpus cubensis* Poepp e Kunth (Cyperaceae) da Lagoa do Inferno (SP – Brasil)**. 1995. 169 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995.

LOCKABY, B. G.; WHEAT, R. S.; CLAWSON, R. G. Hydroperiod influence on litter conversion to soil organic matter in a floodplain forest. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 60, p. 1989–1993, 1996.

LONGHI, D.; BARTOLI, M.; VIAROLI, P. Decomposition of four macrophytes in wetland sediments: organic matter and nutrient decay and associated benthic processes. **Aqua. Bot.**, v. 89, p. 303–310, 2008.

LORANDI, R. et al. Carta de potencial à erosão laminar da parte superior da bacia do córrego do monjolinho (São Carlos, SP). **Rev. Bras Cartogr.**, n. 53, p. 111-117, 2001.

MAGEE, P. A. **Detrital accumulation and processing in wetlands.** Waterfowl Management Handbook, *Fish and Wildl. Serv. Leaflet*, 13.3.14. 1993.

MCAVOY, D. C. et al. Simplified modeling approach using microbial growth kinetics for predicting exposure concentrations of organic chemicals in treated wastewater effluents. **Chemosphere**, v. 10, n. 36, p. 2291-2304, 1998.

MACKENSEN, J.; BAUHUS, J. **The decay of coarse wood debris.** Australia: Australian Greenhouse Office, 1999. (National Carbon Accounting Systems, Report n. 6).

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water chemistry:** some revised methods for limnologists. Cumbria: Freshwater Biological Association, 1978. 121 p. (Scientific Publication, 36).

MCLATCHEY, G. P.; REDDY, K. R. Regulation of organic matter decomposition and nutrient release in a wetland soil. **J. Environ. Qual.**, v. 17, p. 1268-1274, 1998.

MANSFIELD, S. D. Extracellular fungal hydrolytic enzyme activity. In: GRAÇA, M. A. S.; BÄRLOCHER, F.; GESSNER, M. O. (Ed.). **Methods to study litter decomposition:** a practical guide. New York: Springer Publishers, 2005. p. 239-248.

MASIFIWA, W. F. et al. Phosphorus release from decomposing water hyacinth and effects of decomposition on water quality. **Uganda J. Agric. Sci.**, v. 9, p. 389–395. 2004.

MENDES, A. J. S. **Avaliação dos impactos sobre a comunidade macrozoobentônica, no córrego do Monjolinho (São Carlos, SP)**. 1998. 106 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

MØLLER, J.; MILLER, M.; KJØLLER, A. Fungal bacterial interaction on beech leaves: influence on decomposition and dissolved organic carbon quality. **Soil Biol. Biochem.**, v. 31, p. 367-374, 1999.

MOORE, J. C. et al. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. **Ecol. Lett.**, v. 7, p. 584-600, 2004.

MORAN, M. A.; HODSON, R. E. Bacterial secondary production on vascular plant detritus: relationships to detritus composition and degradation rate. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 9, n. 5, p. 2178-2189, 1989.

MÜNSTER, U.; CRÓST, R. J. Origin, composition and microbial utilization of dissolved organic matter. In: OVERBECK, J.; CHRÓST, R. J. (Ed.). **Aquatic microbial ecology: biochemical and molecular approaches**. New York: Springer Verlag, 1990. p. 8-46.

NICHOLS, D. S.; KEENEY, R. Nitrogen and phosphorus release from decaying water milfoil. **Hydrobiol.**, v. 42, p. 509-525, 1973.

NOGUEIRA, M. G. **Dinâmica de populações planctônicas e fatores físico-químicos de um sistema artificial raso**. 1990. 244p. Tese (Doutorado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1990.

NOGUEIRA, M. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (Monjolinho Reservoir - São Carlos, SP). I-Dinâmica das variáveis físicas e químicas. **Rev. Bras. Biol.**, v. 54, p. 147-159, 1994.



NOGUEIRA, M. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (Monjolinho Reservoir - São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. **Acta Limnol. Bras.**, v. 8, 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 Limnol. Bras.**, v. 19, n. 3, p. 1-10, 2007.

OKANO, W. Y. **Análise da estrutura e dinâmica populacional da comunidade zooplanctônica de um reservatório artificial (Represa do Monjolinho, São Carlos - SP)**. 1994. 128p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1994.

OSONO, T.; TAKEDA, H. Effects of organic chemical quality and mineral nitrogen addition on lignin and holocellulose decomposition of beech leaf litter by *Xylaria* sp. **Eur. J. Biol.**, v. 37, p. 17-23, 2001.

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

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M. Decomposition of *Eichhornia azurea* from limnologically different environments of the Upper Paraná River floodplain. **Hydrobiol.**, v. 411, p. 45-51, 1999.

PAMPLIN, P. A. Z. **Caracterização nictimeral da migração vertical do zooplâncton em um reservatório artificial raso (Reservatório do Monjolinho, UFSCar, São Carlos - SP)**. 1995. 61 p. Monografia - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995.

PANHOTA, R. S.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Consumos de oxigênio das mineralizações de lixiviados de *Salvinia auriculata* e de *Utricularia breviscapa* da lagoa do Óleo. In: SANTOS, J. E. P.; PIRES, J. S. R. (Ed.). **Estudos**

**integrados em ecossistemas:** estação ecológica de Jataí. São Carlos: Rima, 2006. p. 259-273.

PELAÉZ-RODRIGUES, M. **Avaliação da qualidade da água da bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijão e Rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas.** 2001. 145 p. Tese (Doutorado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

PERES, A. C. **Uso de macroalgas e variáveis físicas, químicas e biológicas para a avaliação da qualidade da água do rio do Monjolinho, São Carlos, Estado de São Paulo.** 2002. 116 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.

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

PRESS, W. H. et al. **Numerical recipes in C: the art of scientific computing.** New York: Cambridge University Press, 1993. 994 p.

PETERSON, B. J. et al. Biological responses of a tundra river to fertilization. **Ecology**, v. 74, p. 653–672, 1993.

REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Ed.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.** São Paulo: Escrituras, 1999. p.12-21.

REGALI-SELEGHIM, M. H. R. **Rede trófica microbiana em um sistema eutrófico raso (Reservatório do Monjolinho - São Carlos-SP): estrutura e função.** 2001. 92 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - São Carlos-SP, 2001.

REGALI-SELEGHIM, M. H.; GODINHO, M. J. L. Peritrich epibiont protozoans in the zooplankton of a subtropical shallow aquatic ecosystem (Monjolinho Reservoir, São Carlos, Brazil). **J. Plankton Res.**, v. 5, n. 26, p. 501-508, 2004.

REJMÁNKOVÁ, E.; HOWDKOVÁ, K. Wetland plant decomposition under different nutrient conditions: what is more important, litter quality or site quality? **Biogeochem.**, v. 80, p. 245–262, 2006.

ROCHA, O.; PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. A bacia hidrográfica como unidade de estudo. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; MARINELLI, C. E.; ABDON, M. M. (Ed.). **A bacia hidrográfica do Rio do Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar**. São Carlos: Rima, 2000. p. 1-16.

ROONEY, N.; KALFF, J. Inter-annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. **Aquat. Bot.**, v. 68, p. 321-335, 2000.

ROTHMAN, E.; BOUCHARD, V. Regulation of carbon processes by macrophyte species in a great lakes coastal wetland. **Wetlands**, v. 27, p. 1134–1143, 2007.

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

SALAMI, L. N. B. P. **Estudo das influências climáticas e antropogênicas nas características físico-químicas no rio do Monjolinho**. 1996. 136 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1996.

SALATI, E.; LEMOS, H. M. Água e desenvolvimento sustentável. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Ed.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 2002. p. 41-47.

SANTOS, M. G.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Photodegradation, chemical and biologic oxidations from mineralization of *Utricularia breviscapa* leachate. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 18, p. 347-355, 2006.

SAUNDERS, G. W. The transformation of artificial detritus in lake water. **Men. Inst. Ital. Idrobiol.**, v. 29, p. 261-288, 1972.

SCIESSERE, L.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Detritus age on anaerobic mineralization of *Salvinia auriculata* Aubl. **Acta Limnol. Bras.**, v. 1, n. 19, p. 43-51, 2007.

SÉ, J. A. S. **O Rio do Monjolinho e sua bacia hidrográfica como integradores de sistemas ecológicos**: um conjunto de informações para o início de um processo de pesquisas ecológicas, de educação e gerenciamento ambientais a longo prazo. 1992. 381 p. Tese (Doutorado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.

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

SINSABAUGH, R. L.; CARREIROM, M.; ALVAREZ, S. Enzyme and microbial dynamics of litter decomposition. In: BURNS, R. G.; DICK, R. P. (Ed.). **Enzymes in the environment**: activity, ecology, and applications. New York: MerceL Dekker, 2002. p 249-266.

SIQUEIRA, T.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Diversidade de chironomidae (Díptera) em dois córregos de baixa ordem na região central do estado de São Paulo, através da coleta de exúvias de pupa. **Rev. Bras. Entomol.**, v. 4, n. 49, p. 531-534, 2005.

STRAŠKRABA, M. Limnological basis of modeling reservoir ecosystems. In: ACKERMANN, W. C.; WHITE, G. F.; WORTHINGTON, E. B. (Ed.). **Geophysical Monograph Series**. Washington: American geophysical union, 1973. p. 517-535

STRAŠKRABA, M. Self-organization, direct and indirect effects. In: TUNDISI, J. G. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Leiden: Backhuys Publishers, 1999. p. 29-51

STRICKLAND, J.; PARSONS, T. A manual of seawater analysis. **Bull. Fish. Res. B. Can.**, v. 125, p. 1-185, 1960.

SUBERKROPP, K. P. Microorganism and organic matter. In: NAIMAN, R. J.; RILBY, R. E. (Ed.). **River and management: lessons from Pacific Coastal Ecoregion**. New York: Springer-Verlag, 2001. p. 120-143.

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

TOLEDO JR., A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais**. São Paulo: CETESB, 1990. Relatório Interno.

TUNDISI, J. G. Represas do Paraná superior: limnologia e bases científicas para o gerenciamento. In: BOLTOVSKOY, A.; LOPES, H. L. (Ed.). **Conferências de Limnologia**. La Plata: Instituto de Limnologia Dr. R. A. Ringuelet, 1993. p. 41-52.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Rates, constants and kinetics formulations in surface: water quality modeling**. 2 ed. U.S. Athens: Government Printing Office, 1985. EPA/600/3-85/040.

VALIELA, I. et al. Decomposition in salt marsh ecosystems: the phases and major factors affecting disappearance of aboveground organic matter. **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, v. 89, p. 29-54, 1985.

VIANA, S. M. **Riqueza e distribuição de macrófitas aquáticas no rio do Monjolinho e tributários (São Carlos, SP) e análise de sua relação com variáveis físicas e químicas**. 2005. 130 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

VILLAR, C. A. et al. Litter decomposition of emergent macrophytes in a floodplain marsh of the Lower Paraná River. **Aquat. Bot.**, v. 70, p. 105-116, 2001.

VOGEL, A. I. **Análise inorgânica quantitativa**. Rio de Janeiro: Guanabara Dois S. A., 1992. 712 p.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996. 243 p.

VOLLENWEIDER, R. A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lake and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Paris: Technical Reports Water Management Research OECD, 1968. 159 p.

XIE, Y. H.; YU, D.; REN, B. Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants. **Aquat. Bot.**, v. 80, n. 1, p. 29-37, 2004a.

XIE, Y.; QIN, H.; YU, D. Nutrient limitation to the decomposition of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Hydrobiologia**, v. 529, p. 105-112, 2004b.

WARD, A. K.; JOHNSON, M. D. Heterotrophic microorganisms. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Ed.). **Methods in stream ecology**. San Diego: Academic Press, 1996. p. 233-268.

WESTLAKE, D. F. Some basic data for investigations of the productivity of aquatic macrophytes. **Mem. Ist. Ital. Idrobiol.**, v. 18, p. 229-248, 1965.

WETZEL, R. G.; ALLEN, H. L. Functions and interactions of dissolved organic matter and the littoral zone in lake metabolism and eutrophication. In: KAJAK, Z.; HILLBRICHT-ILKOWSKA, A. (Ed.). **Productivity problems of freshwaters**. Polônia: Polish Scientific Publishers - PWN, 1972.p. 333–348.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Philadelphia: Saunders, 1983. 767 p.

WETZEL, R. G. Detritus, macrophytes and nutrient cycling in lakes. **Mem. Ist. Ital. Idrobiol.**, v. 47, p. 233-249, 1990.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. New York: Springer–Verlag, 1991. 391 p.

WETZEL, R. G. Death, detritus and energy flow in aquatic ecosystems. **Freshwater Biol.**, v.33, p. 83-89, 1995.

WETZEL, R. G. **Limnology:** lake and river ecosystems. San Diego: Academic Press. 2001. 1006 p.

WILLIAMSON, C. E. et al. Dissolved organic carbon and nutrients as regulators of lake ecosystems: resurrection of a more integrated paradigm. **Limnology Oceanographic**, v. 44, p. 795-803, 1999.

## Anexos

Anexo 1. Concentrações de oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no período de fevereiro/2007 a agosto/2008.

<b>Data da coleta</b>	<b>P1 (montante do reservatório)</b>	<b>P2 (reservatório)</b>	<b>P3 (jusante do reservatório)</b>
02.07	5,86	6,23	7,07
03.07	5,70	7,36	6,99
04.07	6,09	6,90	6,98
05.07	6,47	6,62	7,27
06.07	7,41	7,51	7,90
07.07	7,51	7,43	8,03
08.07	7,34	7,52	7,65
09.07	6,08	6,63	6,62
10.07	5,56	7,11	6,59
11.07	5,62	6,18	6,24
12.07	5,46	6,61	6,28
01.08	5,65	5,45	6,74
02.08	5,74	5,48	6,30
03.08	5,81	6,97	6,89
04.08	6,08	5,89	6,78
05.08	6,95	7,46	7,78
06.08	6,84	7,38	7,68
07.08	6,36	8,36	8,10
08.08	5,54	7,30	8,02



Anexo 2. Concentrações de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em mg L<sup>-1</sup> no período de agosto/2007 a agosto/2008.

<b>Data da coleta</b>	<b>P1 (montante do reservatório)</b>	<b>P2 (reservatório)</b>	<b>P3 (jusante do reservatório)</b>
08.07	1,12	3,20	1,55
09.07	2,09	3,29	2,59
10.07	3,29	4,68	3,89
11.07	3,03	4,39	3,07
12.07	1,07	4,24	2,70
01.08	1,08	2,91	2,45
02.08	1,05	2,78	1,75
03.08	1,27	3,36	2,83
04.08	0,81	2,15	1,46
05.08	1,76	2,86	2,54
06.08	2,05	2,81	2,85
07.08	2,06	4,00	3,55
08.08	2,55	5,31	4,79

Anexo 3. Valores de pH, condutividade ( $\mu\text{s cm}^{-1}$ ) e turbidez (UNT) no período de fevereiro/2007 a agosto/2008.

Data da coleta	P1 (montante do reservatório)			P2 (reservatório)			P3 (jusante do reservatório)		
	pH	Cond.	Turb.	pH	Cond.	Turb.	pH	Cond.	Turb.
02.07	6,70	49,6	4,21	6,80	42,8	3,97	6,91	43,7	4,02
03.07	6,67	54,1	2,97	6,89	44,8	4,02	6,94	44,1	3,16
04.07	6,76	63,7	2,27	6,94	57,7	3,32	6,95	40,4	4,18
05.07	6,69	41,2	2,90	6,87	41,0	3,13	6,97	39,5	1,15
06.07	6,92	36,4	1,08	7,10	38,4	2,13	7,13	36,9	2,71
07.07	7,02	40,4	4,76	7,26	42,1	5,11	7,47	41,2	6,85
08.07	7,19	41,1	7,16	7,33	41,2	11,20	7,35	40,9	9,57
09.07	6,70	45,1	8,82	6,76	40,8	20,60	6,77	42,0	19,60
10.07	6,48	58,1	9,58	6,65	46,6	19,65	6,59	49,0	19,15
11.07	6,37	42,4	9,92	6,61	42,0	14,45	6,65	39,3	15,25
12.07	6,47	40,4	11,51	6,61	43,2	12,56	6,55	48,8	15,20
01.08	6,01	28,3	34,25	6,17	36,4	43,20	6,29	36,5	43,30
02.08	6,20	39,2	16,70	6,22	38,3	32,35	6,38	40,7	33,75
03.08	6,25	35,5	9,29	6,51	36,6	8,27	6,86	41,5	8,57
04.08	6,29	34,0	7,56	6,47	37,1	10,45	6,56	36,0	11,25
05.08	6,38	47,1	5,29	6,47	38,5	6,64	6,61	37,9	6,96
06.08	6,03	48,7	5,36	6,11	44,4	7,42	6,22	44,3	7,65
07.08	6,08	41,8	5,90	6,35	34,3	7,62	6,32	34,2	8,75
08.08	6,10	48,5	6,62	6,67	44,4	10,48	6,50	46,8	9,78

Anexo 4. Valores de temperatura da água (°C) e precipitação (mm) no período de fevereiro/2007 a agosto/2008.

Data da coleta	P1 (montante do reservatório)		P2 (reservatório)		P3 (jusante do reservatório)	
	Temp.	Precip.	Temp.	Precip.	Temp.	Precip.
02.07	22,7	191,0	23,4	191,0	22,6	191,0
03.07	21,3	142,0	25,0	142,0	24,6	142,0
04.07	22,0	49,8	23,1	49,8	22,5	49,8
05.07	19,0	66,0	20,0	66,0	20,0	66,0
06.07	11,3	7,2	14,9	7,2	14,0	7,2
07.07	13,5	147,2	14,0	147,2	13,8	147,2
08.07	17,0	0,0	17,5	0,0	17,5	0,0
09.07	19,1	2,2	20,7	2,2	20,1	2,2
10.07	19,9	55,6	19,0	55,6	20,8	55,6
11.07	20,8	149,4	22,9	149,4	21,7	149,4
12.07	22,8	133,8	22,5	133,8	24,2	133,8
01.08	21,3	161,2	22,3	161,2	22,3	161,2
02.08	23,5	191,6	25,5	191,6	23,7	191,6
03.08	22,2	155,6	23,9	155,6	23,2	155,6
04.08	20,9	142,4	21,7	142,4	21,4	142,4
05.08	14,8	39,0	17,9	39,0	17,0	39,0
06.08	14,5	22,4	18,3	22,4	17,5	22,4
07.08	15,0	0,0	16,9	0,0	16,3	0,0
08.08	18,4	34,4	21,5	34,4	19,8	34,4

Anexo 5. Concentrações de carbono total (CT), carbono inorgânico (CI) e carbono orgânico (CO) em mg L<sup>-1</sup> no período de fevereiro/2007 a agosto/2008.

Data da coleta	P1 (montante do reservatório)			P2 (reservatório)			P3 (jusante do reservatório)		
	CT	CI	CO	CT	CI	CO	CT	CI	CO
02.07	4,56	2,97	1,60	4,67	2,97	1,69	4,68	2,98	1,70
03.07	4,70	3,47	1,23	4,60	3,04	1,56	4,76	3,20	1,56
04.07	4,23	3,13	1,10	4,14	2,90	1,24	4,40	3,09	1,31
05.07	3,94	2,76	1,18	4,31	2,99	1,32	4,37	2,96	1,42
06.07	3,83	2,90	0,93	3,67	2,71	0,96	3,67	2,66	1,01
07.07	6,47	3,92	2,55	6,19	3,54	2,65	7,27	4,90	2,38
08.07	5,46	3,57	1,89	5,44	3,28	2,15	5,30	3,19	2,11
09.07	6,85	3,74	3,11	6,65	3,17	3,48	6,36	3,55	2,81
10.07	9,30	4,05	5,25	9,87	3,34	6,53	8,88	3,34	5,54
11.07	8,15	6,55	1,60	7,65	5,22	2,43	7,95	5,53	2,42
12.07	8,11	6,11	2,00	7,99	5,17	2,82	8,15	5,41	2,74
01.08	8,24	5,23	3,01	8,36	5,29	3,07	8,34	5,05	3,29
02.08	8,17	5,60	2,58	8,25	5,29	2,96	7,99	4,98	3,01
03.08	7,84	6,15	1,69	7,62	5,44	2,18	7,64	5,49	2,14
04.08	6,95	5,74	1,21	6,91	5,36	1,55	6,78	5,15	1,63
05.08	7,63	5,28	2,35	7,87	4,76	3,11	6,77	4,65	2,12
06.08	6,47	5,10	1,37	6,41	4,81	1,60	6,33	4,62	1,71
07.08	6,04	4,98	1,06	6,34	4,09	2,26	6,36	4,22	2,15
08.08	7,20	5,85	1,35	7,86	4,54	3,32	8,85	4,88	3,97

Anexo 6. Concentrações de P-total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ), fósforo dissolvido ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) no período de fevereiro/2007 a agosto/2008.

Data da coleta	P1 (montante do reservatório)		P2 (reservatório)		P3 (jusante do reservatório)	
	P - total	P -dissolv.	P - total	P - dissolv.	P - total	P - dissolv.
02.07	50,38	29,17	61,74	39,01	62,50	44,70
03.07	316,29	184,85	177,65	86,36	361,36	125,38
04.07	289,77	114,01	206,44	126,89	351,14	120,83
05.07	170,08	146,21	183,33	126,14	156,82	77,65
06.07	157,58	112,88	188,64	148,86	209,09	63,64
07.07	97,91	91,44	372,18	280,17	398,93	301,95
08.07	109,51	92,96	71,48	54,93	47,89	29,58
09.07	61,03	34,60	34,76	15,24	37,00	17,75
10.07	75,38	55,68	88,64	56,82	135,61	93,56
11.07	67,80	62,12	109,09	98,48	256,97	250,38
12.07	58,33	29,17	121,59	70,45	217,04	124,24
01.08	65,15	33,33	81,06	35,98	125,38	39,39
02.08	118,02	96,90	229,20	166,52	206,93	185,66
03.08	94,84	67,86	128,17	81,35	259,92	128,57
04.08	92,06	76,59	65,08	50,00	55,56	44,44
05.08	30,16	19,44	31,35	21,82	30,95	20,24
06.08	26,69	20,79	31,00	24,27	29,76	20,05
07.08	28,42	20,20	32,19	9,93	32,19	15,07
08.08	34,25	16,78	44,18	13,70	57,19	23,63

Anexo 7. Concentrações de nitrato ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ), nitrito ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) no período de fevereiro/2007 a agosto/2008.

Data da coleta	P1 (montante do reservatório)		P2 (reservatório)		P3 (jusante do reservatório)	
	Nitrato	Nitrito	Nitrato	Nitrito	Nitrato	Nitrito
02.07	71,49	13,48	44,24	10,29	69,57	10,62
03.07	76,59	27,370	56,60	20,18	53,07	18,38
04.07	75,22	25,33	59,26	15,60	63,63	16,01
05.07	103,00	22,55	113,86	19,20	110,78	20,91
06.07	170,34	21,73	141,02	19,77	130,69	19,04
07.07	174,29	14,13	142,98	9,48	139,27	6,94
08.07	134,13	21,99	137,65	14,22	135,04	13,71
09.07	266,83	34,72	164,74	16,89	179,56	16,82
10.07	335,80	32,44	189,67	5,36	178,54	6,92
11.07	185,94	30,13	97,98	11,46	88,69	9,52
12.07	136,34	24,63	96,69	12,87	92,85	12,13
01.08	47,65	5,28	59,62	6,32	60,11	5,58
02.08	53,89	8,84	41,48	7,45	49,98	8,49
03.08	66,04	32,00	52,43	19,53	48,09	14,94
04.08	81,61	17,86	81,16	15,09	97,25	14,36
05.08	110,20	21,94	108,06	12,83	107,00	12,46
06.08	102,42	16,99	100,86	12,42	121,56	12,09
07.08	284,34	15,03	123,32	7,11	134,65	7,27
08.08	199,82	16,34	96,52	11,68	100,38	18,06

Anexo 8. Concentrações de amônio ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) e nitrogênio orgânico total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no período de fevereiro/2007 a agosto/2008.

Data da coleta	P1 (montante do reservatório)		P2 (reservatório)		P3 (jusante do reservatório)	
	Amônio	N - total	Amônio	N - total	Amônio	N - total
02.07	1,32	0,73	3,95	0,88	5,26	0,84
03.07	35,53	0,84	12,83	0,81	34,54	0,80
04.07	59,21	0,77	36,51	0,97	40,13	0,83
05.07	37,83	0,75	24,01	0,81	22,37	0,85
06.07	18,75	0,84	28,95	0,69	32,57	0,69
07.07	44,42	0,80	83,57	0,62	89,44	0,61
08.07	244,64	0,43	185,71	0,47	170,83	0,51
09.07	219,25	0,51	239,88	0,59	240,48	0,57
10.07	171,03	0,54	168,25	0,70	190,48	0,68
11.07	161,90	0,60	101,19	0,59	139,29	0,61
12.07	111,51	0,61	69,05	0,65	113,49	0,65
01.08	25,79	0,67	20,24	0,74	25,40	0,81
02.08	46,73	0,61	56,57	0,46	74,96	0,52
03.08	138,97	0,31	62,50	0,44	77,21	0,41
04.08	69,12	0,33	123,53	0,42	125,00	0,39
05.08	152,94	0,44	81,62	0,50	101,47	0,54
06.08	165,44	0,38	154,41	0,62	162,50	0,56
07.08	52,94	0,44	44,12	0,57	134,56	0,32
08.08	52,94	0,47	44,12	0,50	77,94	0,57

Anexo 9. Concentrações de sólidos totais (ST), sólidos totais não filtráveis (STNF) e sólidos totais dissolvidos (STD) em mg L<sup>-1</sup> no período de agosto/2007 a agosto/2008.

Data da coleta	P1 (montante do reservatório)			P2 (reservatório)			P3 (jusante do reservatório)		
	ST	STNF	STD	ST	STNF	STD	ST	STNF	STD
08.07	0,046	0,006	0,040	0,045	0,007	0,038	0,045	0,007	0,038
09.07	0,047	0,007	0,041	0,055	0,012	0,043	0,052	0,011	0,041
10.07	0,055	0,008	0,048	0,070	0,013	0,057	0,055	0,012	0,043
11.07	0,054	0,006	0,047	0,050	0,008	0,042	0,057	0,009	0,048
12.07	0,055	0,008	0,047	0,051	0,007	0,044	0,053	0,010	0,044
01.08	0,060	0,015	0,046	0,064	0,024	0,041	0,067	0,023	0,044
02.08	0,052	0,010	0,041	0,055	0,013	0,042	0,057	0,014	0,043
03.08	0,048	0,006	0,042	0,045	0,006	0,039	0,047	0,006	0,041
04.08	0,042	0,004	0,038	0,040	0,005	0,035	0,041	0,006	0,035
05.08	0,048	0,006	0,042	0,036	0,005	0,031	0,039	0,005	0,034
06.08	0,039	0,004	0,035	0,037	0,005	0,032	0,062	0,006	0,056
07.08	0,040	0,004	0,036	0,039	0,006	0,033	0,039	0,008	0,031
08.08	0,044	0,005	0,040	0,047	0,008	0,035	0,044	0,008	0,035



Anexo 10. Dados meteorológicos mensais no período de janeiro/07 a dezembro/07 obtidos em estação meteorológica (21°57'42"S e 47°50'28"W; 860m). T= temperatura. Fonte: [http://www.cppse.embrapa.br/servicos/dados-meteorologicos/tmp\\_lista\\_dados](http://www.cppse.embrapa.br/servicos/dados-meteorologicos/tmp_lista_dados).

#### Dados Mensais (2007)

<b>Mês</b>	<b>Tmáxima (°C)</b>	<b>Tmínima (°C)</b>	<b>Tmédia (°C)</b>	<b>Precipitação (mm)</b>
Janeiro	27,1	19,4	23,3	472,8
Fevereiro	29,3	18,8	24,1	191,0
Março	30,2	17,5	23,9	142,0
Abril	28,5	17,9	23,2	49,8
Maiο	24,3	13,5	18,9	66,0
Junho	25,7	12,2	19,0	7,2
Julho	23,9	11,6	17,8	147,2
Agosto	27,2	12,7	20,0	0,0
Setembro	29,8	16,0	22,9	2,2
Outubro	31,1	17,5	24,3	55,6
Novembro	27,5	17,0	22,3	149,4
Dezembro	29,0	17,8	23,4	133,8

Anexo 11. Dados meteorológicos mensais no período de janeiro/08 a dezembro/08 obtidos em estação meteorológica (21°57'42"S e 47°50'28"W; 860m) T= temperatura. Fonte: [http://www.cppse.embrapa.br/servicos/dados-meteorologicos/tmp\\_lista\\_dados](http://www.cppse.embrapa.br/servicos/dados-meteorologicos/tmp_lista_dados).

**Dados Mensais (2008)**

<b>Mês</b>	<b>Tmáxima (°C)</b>	<b>Tmínima (°C)</b>	<b>Tmédia (°C)</b>	<b>Precipitação (mm)</b>
Janeiro	27,3	18,2	22,8	161,2
Fevereiro	28,3	18,4	23,4	191,6
Março	27,6	17,6	22,6	155,6
Abril	26,5	16,8	21,7	142,4
Maiο	24,0	12,7	18,4	39,0
Junho	24,2	12,6	18,4	22,4
Julho	25,4	11,4	18,4	0,0
Agosto	27,1	13,9	20,5	34,4
Setembro	27,0	13,1	20,1	30,4
Outubro	29,1	17,7	23,4	62,8
Novembro	28,9	17,1	23,0	55,6
Dezembro	28,7	17,6	23,2	185,8