



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**



Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

---

**Demanda de oxigênio da mineralização de detritos refratários de macrófitas aquáticas**



Luciana Sciessere

SÃO CARLOS – SP  
2007



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**



Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

---

**Demanda de oxigênio da mineralização de detritos refratários de  
macrófitas aquáticas**

Luciana Sciessere

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  
2007

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

S416do

Sciessere, Luciana.

Demanda de oxigênio da mineralização de detritos refratários de macrófitas aquáticas / Luciana Sciessere. -- São Carlos : UFSCar, 2007.

84 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2007.

1. Ecologia. 2. Decomposição. 3. Macrófitas aquáticas. 4. Estação Ecológica de Jataí (SP). 5. Modelos matemáticos. 6. Matéria orgânica particulada. I. Título.

CDD: 574.5 (20<sup>a</sup>)

Orientador

---

Prof. Dr. Irineu Bianchini Jr.

Co-Orientadora

---

Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino

Luciana Sciessere

## **Demanda de oxigênio da mineralização de detritos refratários de macrófitas aquáticas**

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 26 de fevereiro de 2007

### BANCA EXAMINADORA

Presidente



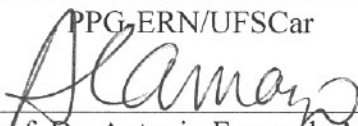
Prof. Dr. Irineu Bianchini Júnior  
(Orientador)

1º Examinador



Profa. Dra. Susana Trivinho Strixino  
PPG-ERN/UFSCar

2º Examinador



Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo  
UNESP/Rio Claro-SP

Aos meus pais, Alberto e Shirley,  
por terem tornado um sonho realidade.

*“ ...But how do you thank someone,  
who has taken you from crayons to perfume?  
it isn't easy, but I'll try,.... ”*

## AGRADECIMENTOS

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

À Dra. Marcela Bianchessi da Cunha-Santinho, pela co-orientação, paciência (muita paciência!), compreensão, atenção, empenho, apoio, disponibilidade e, principalmente, por achar que tudo isso é: “só parte do meu trabalho”.

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.

À Jurity, pelas análises do sedimento e da água.

À Universidade Presbiteriana Mackenzie pela minha formação, a todos meus professores, principalmente, à Profa. Dra. Maria Teresa Valéria Berardo, pela inspiração.

À minha família; por ter me apoiado desde o primeiro momento e por, mesmo nos momentos mais difíceis, terem proporcionado tudo que eu precisei (e mais um pouco) pra realizar meu sonho; agradecimento algum seria suficiente para expressar o que vocês significam. Não só meus pais, mas também Ju, Thaís, tia Marize, Márcio e Fê, por terem me ajudado desde o comecinho!!

Ao Sadao, por todo apoio, compreensão e paciência...por não ter desistido...

Aos amigos de São Paulo; Du, Gabi, Tha, Van, Marix, Jeffys, Tita, Digão e Rafa por terem me apoiado antes e durante tudo isso, mesmo que à distância (sem vocês, eu não teria chegado aqui). Vocês todos serão importantes por toda a minha vida!!

Aos amigos do laboratório: Mari, Rafa, Maura, Maíra, Chicão e Paula por tudo que me ensinaram e por tornarem o trabalho uma diversão.

Aos amigos de São Carlos; Alê, Jussara, Mano, Juliano, Bani, Pri, Clarissa, Letícia, Cíntia, Mônica, Gra, Zé Pedro, Memê, Diego, Manu, Gabi...por estarem ao meu lado em todos os momentos...sem vocês....não seria tão divertido!

A todos que me ajudaram a concluir esse trabalho, meus sinceros agradecimentos.



## LISTA DE FIGURAS

1 -	Esquema estrutural da celulose (A) e estrutura química da celulose (B) (Fonte: Papiergeschiedenis; Oracle ThinkQuest).....	6
2 -	Estrutura química da lignina (Fonte: NC State University).....	8
3 -	Estrutura química da ligação entre celulose e hemicelulose (Fonte: Oslo University).....	10
4 -	Imagem de satélite da Estação Ecológica do Jataí (Fonte: LAPA-UFSCar).....	19
5 -	Foto aérea da Lagoa do Óleo (Fonte: LAPA-UFSCar).....	19
6 -	Foto de exemplares de <i>Cyperus giganteus</i> (Fonte: Ecosafe).....	22
7 -	Desenho esquemático de <i>Salvinia auriculata</i> (A) e foto de exemplares de <i>S. auriculata</i> (Fonte: USGS; Infojardim).....	26
8 -	Esquema da preparação dos experimentos de decomposição prévia.....	28
9 -	Esquema da preparação dos experimentos de consumo de oxigênio.....	30
10 -	Cinéticas de consumo de oxigênio da mineralização de <i>Cyperus giganteus</i> ....	33
11 -	Cinéticas do consumo de oxigênio da mineralização aeróbia de detritos integrais de <i>S. auriculata</i> na ausência (0N) e na presença de sedimento (0Y).	40
12 -	Cinéticas de consumo de oxigênio da mineralização aeróbia dos detritos previamente decompostos (sob condições aeróbias) de <i>S. auriculata</i> na ausência de sedimento ( <sup>(+)</sup> N).....	45
13 -	Cinéticas de consumo de oxigênio da mineralização aeróbia dos detritos previamente decompostos (sob condições anaeróbias) de <i>S. auriculata</i> na ausência de sedimento ( <sup>(-)</sup> N) .....	46
14 -	Cinéticas de consumo de oxigênio da mineralização aeróbia dos detritos previamente decompostos (sob condições aeróbias) de <i>S. auriculata</i> na presença de sedimento ( <sup>(+)</sup> Y) .....	47
15 -	Cinéticas de consumo de oxigênio da mineralização aeróbia dos detritos previamente decompostos (sob condições anaeróbias) de <i>S. auriculata</i> na presença de sedimento ( <sup>(-)</sup> Y).....	48
16 -	Valores de OC <sub>máx</sub> dos detritos de <i>S. auriculata</i> decompostos na ausência e na presença de sedimento .....	52

## LISTA DE TABELAS

I -	Características dos processos aeróbios e anaeróbios de decomposição.....	12
II -	Características morfométricas da Lagoa do Óleo (Petraço, 2006).....	20
III -	Descrição dos tratamentos baseada na adição de sedimento, idade do detrito e decomposição prévia.....	29
IV -	Parametrização do modelo cinético de consumo de oxigênio da mineralização de <i>C. giganteus</i> .....	34
V -	Consumo de oxigênio da degradação de diversas espécies de macrófitas aquáticas (detritos integrais) e de detritos refratários.....	36
VI -	Parâmetros derivados do modelo de consumo de oxigênio durante a decomposição aeróbia de lixiviados de macrófitas aquáticas (Nunes, 2006)....	43
VII -	Parametrização do processo de mineralização dos detritos de <i>Salvinia auriculata</i> .....	44
VIII -	Valores de relações estequiométricas O/C de diversos substratos.....	59

## ANEXOS

I	- Consumo acumulado de oxigênio dissolvido da decomposição aeróbia dos detritos de <i>Cyperus giganteus</i> .....	78
II	- Consumo acumulado de oxigênio dissolvido da decomposição aeróbia dos detritos de <i>Salvinia auriculata</i> na ausência de sedimento (N). .....	80
III	- Consumo acumulado de oxigênio dissolvido da decomposição aeróbia dos detritos de <i>Salvinia auriculata</i> na presença de sedimento (Y).....	82
IV	- Relação dos valores de “p” resultantes da análise de Kruskal-Wallis.....	84

## SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

DP – desvio padrão

$k_D$  - coeficiente de desoxigenação

MOD – matéria orgânica dissolvida

MOP – matéria orgânica particulada

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

OC – oxigênio consumido

$OC_{máx}$  – consumo máximo de oxigênio

OD – oxigênio dissolvido

PS – peso seco

$r^2$  – coeficiente de determinação

t – tempo

$t_{1/2}$  – tempo de meia-vida

## RESUMO

Neste estudo avaliaram-se demandas de oxigênio da mineralização de *Cyperus giganteus* e *Salvinia auriculata* coletadas na lagoa do Óleo (21° 26' S e 47° 49' W), Luiz Antonio, SP. No experimento com *C. giganteus* avaliou-se a influência da idade do detrito no consumo de oxigênio durante a decomposição; além da idade do detrito, o experimento com *S. auriculata* verificou a presença de sedimento como fonte de nutrientes e microorganismos e a presença de oxigênio na decomposição prévia dessa macrófita. Para tanto, foram preparadas incubações (com água da lagoa e amostras das macrófitas) que foram mantidas sob condições controladas; a 20°C, no escuro e sob condições de aerobiose (sendo periodicamente reoxigenadas). Os resultados do experimento de mineralização de *C. giganteus* indicaram que os processos de mineralização aeróbia dos detritos integrais consumiram elevadas quantidades de oxigênio em um curto período; enquanto que os detritos refratários geraram uma demanda de oxigênio 2,3 vezes menor. Dessa forma, esses detritos tendem ao acúmulo no sedimento da lagoa do Óleo e produzem no longo prazo, baixas demandas de oxigênio dissolvido até que sejam colmatados, tornando-se constituintes permanentes do sedimento. Os experimentos com *S. auriculata*, indicaram que durante a decomposição aeróbia dos detritos de *S. auriculata* (que ocorre nas camadas superficiais da lagoa do Óleo), a demanda bentônica de oxigênio não foi incrementada pela presença dos microorganismos e nutrientes liberados pelo sedimento. Em relação à idade do detrito, 180 dias de decomposição prévia parecem ser suficientes para a observação de mudanças nas concentrações de oxigênio consumido, uma vez que foi possível observar um menor consumo de OD na decomposição desses detritos quando comparados a detritos mais novos. A decomposição prévia sob condições aeróbias influenciou a velocidade do processo de consumo de oxigênio; os detritos decompostos previamente em anaerobiose apresentaram valores mais altos de coeficientes de desoxigenação, provavelmente relacionados a uma maior desagregação das fibras. Dessa forma, as mudanças nas condições de oxigenação que podem ocorrer na superfície do sedimento da lagoa podem resultar em mudanças nas velocidades dos processos de decomposição aeróbia, e, conseqüentemente, nos tempos de meia-vida do consumo de oxigênio da decomposição de macrófitas aquáticas.

## ABSTRACT

This study evaluated the oxygen demand in the mineralization of *Cyperus giganteus* and *Salvinia auriculata* collected in Óleo lagoon (21° 26' S e 47° 49' W), Luiz Antonio, SP. The *C. giganteus* experiment assayed the detritus age influence over the oxygen consumption during the decomposition process; besides the detritus age, the *S. auriculata* experiment evaluated the influence of the presence of sediment as a source of nutrients and microorganisms, and the presence of oxygen during the previous decomposition. Incubations were prepared using lagoon water and macrophytes samples, which were maintained under controlled conditions: 20 °C, in the dark, and in aerobic environment. The results of the *C. giganteus* experiment indicated that the aerobic mineralization processes of the integral detritus consumed high dissolved oxygen concentrations in a short period of time, while the refractory detritus generated 2,3 times lower oxygen demand. Thus, those detritus tend to accumulate on the Óleo lagoon sediment and generate, in a long term, low dissolved oxygen demands until they became a permanent sediment compound. The *S. auriculata* experiment indicated that during the detritus aerobic decomposition (that occurs on the sediment superficial layers) the benthic oxygen demand did not increase by the presence of microorganisms and nutrients discharged by the sediment. Regarding the detritus age, 180 days decomposition seems to be enough to observe changes in the consumed dissolved oxygen, since it was possible to observe a smaller DO consumption in those detritus decomposition when compared with younger detritus. The previous decomposition under aerobic conditions influenced the rate of the oxygen consumption process; pre-decomposed detritus under anaerobic conditions presented higher  $k_D$  values, probably related to the higher fiber disaggregation. Thus, the changes in the oxygenation conditions that can occur on the lagoon sediment surface could modify the aerobic decomposition rates, and, as a consequence, the oxygen consumption of macrophytes decomposition half-life times.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>Introdução.....</b>	<b>1</b>
1.1	O processo de decomposição.....	1
1.2	A decomposição das macrófitas aquáticas.....	2
1.3	Os componentes estruturais da MOP e sua degradação.....	5
1.4	A decomposição da MOP: rotas metabólicas.....	11
1.5	Modelos de decomposição.....	14
<b>2</b>	<b>Hipótese.....</b>	<b>16</b>
<b>3</b>	<b>Objetivos.....</b>	<b>17</b>
<b>4</b>	<b>Material e Métodos.....</b>	<b>18</b>
4.2	Consumo de oxigênio na mineralização de <i>C. giganteus</i> (Experimento 1).....	21
4.3	Consumo de oxigênio na mineralização de <i>S. auriculata</i> (Experimento 2).....	25
<b>5</b>	<b>Resultados e Discussão.....</b>	<b>32</b>
5.1	Experimento 1: Consumo de oxigênio na mineralização de <i>Cyperus giganteus</i> .....	32
5.2	Experimento 2: Consumo de oxigênio na mineralização de <i>Salvinia auriculata</i> .....	39
<b>6</b>	<b>Conclusões.....</b>	<b>60</b>
<b>7</b>	<b>Perspectivas.....</b>	<b>62</b>
<b>8</b>	<b>Referências Bibliográficas.....</b>	<b>63</b>
<b>9</b>	<b>Anexos.....</b>	<b>78</b>

# **1 Introdução**

## **1.1 O processo de decomposição**

A decomposição resulta, essencialmente, na mudança de estado de um detrito, sob a influência de vários fatores bióticos e abióticos (Swift *et al.*, 1979). Esse processo ocorre através de interações complexas entre fatores físicos, químicos e biológicos, *e.g.* microrganismos e macroinvertebrados (Battle & Mihuc, 2000). As taxas pelas quais os nutrientes e o carbono são ciclados e acumulados dependem, basicamente, do balanço entre os processos de imobilização, que é a incorporação ou a manutenção de um elemento na forma orgânica, e de mineralização, que ocorre quando as formas inorgânicas de um elemento são liberadas durante o catabolismo de um recurso. Associadas à lixiviação (solubilização dos compostos lábeis), esses mecanismos (*i.e.* imobilização e mineralização) constituem os processos de decomposição (Bitar & Bianchini Jr., 2002). Nos ecossistemas aquáticos, a maior parte da produção primária não é consumida diretamente pelos herbívoros; deste modo, frequentemente, essa biomassa é processada no ecossistema como detrito e exerce um papel importante no funcionamento e manutenção do ambiente (Daufresne & Loreau, 2001). Os detritos podem ser definidos como qualquer forma não viva de matéria orgânica, incluindo produtos excretados ou exudados por organismos (Moore *et al.*, 2004). Dessa forma, a decomposição completa os ciclos biogeoquímicos iniciados pela fotossíntese, pois é resultado da conversão dos produtos orgânicos em produtos inorgânicos, geralmente por oxidação, os quais serão novamente usados no processo de fotossíntese (Wetzel & Likens, 1991).



## 1.2 A decomposição das macrófitas aquáticas

As macrófitas aquáticas exercem um papel importante na formação dos detritos nos ecossistemas aquáticos tropicais, pois podem constituir a principal fonte autóctone de detritos nesses ambientes, principalmente, na região litorânea (Rooney & Kalff, 2000), esses organismos podem ser responsáveis por até 50% da adução de matéria orgânica e de nutrientes para o sistema (Wetzel, 1983). Durante o crescimento, as macrófitas acumulam grandes quantidades de nutrientes que são retirados do sedimento ou da coluna d'água; e quando morrem, tendem a acumular biomassa senescente na superfície do sedimento. Durante a decomposição, tanto os nutrientes quanto a matéria orgânica são liberados para o sistema aquático; esse processo possui uma grande influência no ecossistema (Asaeda *et al.*, 2000). Em uma compilação realizada por Bianchini Jr. (2003), os processos de decomposição dependem, basicamente: (i) das populações dos organismos associados (bactérias, fungos, protozoários, nemátodos, oligoquetas, artrópodes, moluscos e crustáceos); (ii) dos efeitos das variáveis externas, tais como temperatura, disponibilidade de nutrientes, pH, salinidade e concentração de oxigênio dissolvido; (iii) da qualidade dos detritos (composição química: proporção entre a matéria orgânica e os nutrientes, teores de compostos refratários e tipos de detritos); (iv) do tamanho das partículas e (v) das formas pelas quais os detritos são aduzidos ou gerados.

Os detritos vegetais são usualmente constituídos de: (i) celulose; o maior constituinte das plantas; variando entre 10 e 50% do PS; (ii) hemicelulose; responsável por 10 a 30% do PS da planta; (iii) lignina, representando de 10 a 30% PS da biomassa vegetal; (iv) a fração hidrossolúvel que inclui: açúcares, aminoácidos, ácidos alifáticos, podendo variar de 5 a 30%

do PS dos tecidos vegetais; (v) gorduras, óleos, resinas, ceras e pigmentos, que são representantes dos compostos solúveis em éter e álcool e, por último, (vi) as proteínas com grandes quantidades de nitrogênio e enxofre. Os constituintes minerais, estimados usualmente como cinzas, variam entre 1 a 13% do PS do tecido (Alexander, 1977; Goldstein, 1981). No geral, para macrófitas aquáticas, os compostos estruturais correspondem a, aproximadamente, 70% do PS; o restante corresponde à fração protoplasmática e aos compostos hidrossolúveis (Bianchini Jr., 2003). A grande heterogeneidade na proporção desses compostos varia de acordo com a espécie, sendo um fator determinante das taxas de decomposição. A MOD é composta, principalmente, de carboidratos, glicosídeos e polifenóis; compostos de natureza lábil, degradados rapidamente em paralelo à lixiviação. A MOP é formada, principalmente, de celulose, hemicelulose e lignina. Cerca de 50 a 80% da biomassa de plantas aquáticas é composta por fibras que apresentam uma proporção de polissacarídeos/lignina variando de 1,75:1 a 7:1 (Maccubbin & Hodson, 1980; Bianchini Jr. & Toledo, 1996). Dessa forma, macrófitas aquáticas são consideradas recursos heterogêneos (Henry-Silva *et al.*, 2001), seus detritos são encontrados na forma de matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica dissolvida (MOD) e, freqüentemente, representam as maiores fontes de energia nos ecossistemas aquáticos (Ziegler & Fogel, 2003).

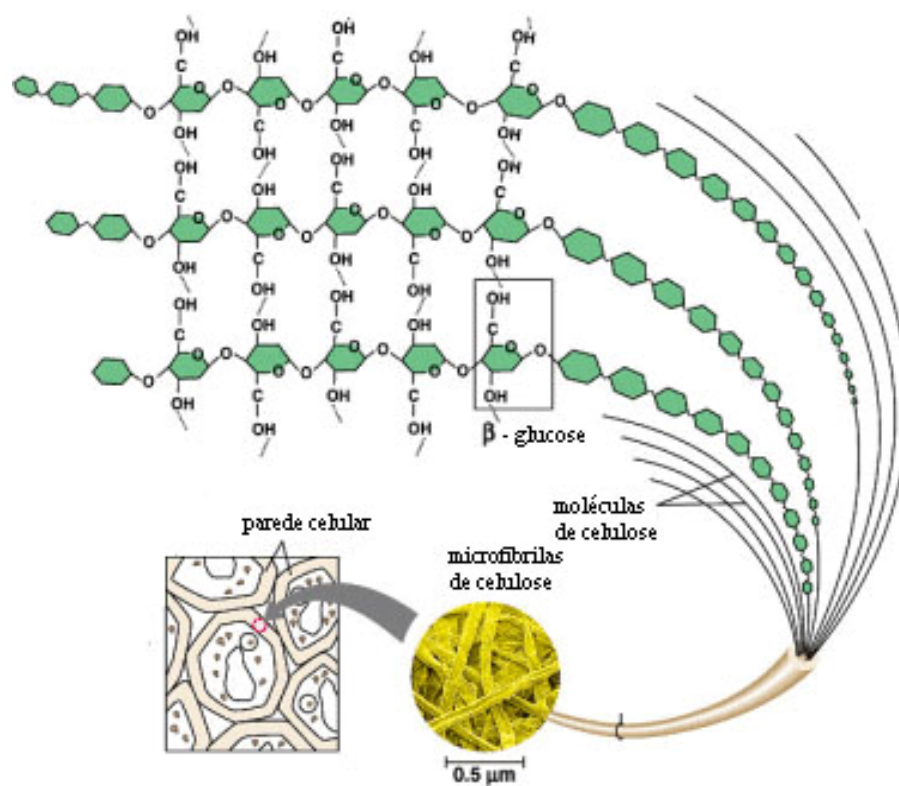
Com a senescência da planta, é iniciada a lixiviação dos compostos hidrossolúveis (principalmente carboidratos e polifenóis), esse processo é responsável por uma perda de, aproximadamente, 25% da massa inicial da planta (Webster & Benfield, 1986), apresenta uma duração de poucos dias e ocorre, usualmente, com elevadas taxas de perda de massa. Após esse primeiro estágio, é iniciada a colonização e a proliferação de comunidades microbianas, a perda de massa continua, porém, com velocidade mais baixa que a da lixiviação. As taxas nessa fase variam, entre outros fatores, de acordo com a qualidade do detrito; a proporção de

nutrientes, principalmente nitrogênio e compostos refratários: plantas com uma concentração inicial de nutrientes alta tendem a serem processadas sob taxas mais altas, já as que possuem uma proporção elevada de compostos refratários, como os compostos lignocelulósicos, tendem a ser processadas sob velocidades mais baixas (Allan, 1995), a aptidão metabólica dos decompositores também influencia as taxas de decaimento nessa fase (Aprile *et al.*, 1999). Em uma compilação de estudos sobre a decomposição de macrófitas (n = 81), Bianchini Jr. (2003) estimou que a velocidade média da perda de massa da matéria orgânica lábil de macrófitas aquáticas seja cerca de 100 vezes mais elevada do que a da mineralização da matéria orgânica refratária (0,0079 dia<sup>-1</sup>). A celulose e a hemicelulose decaem com taxas próximas de perda de massa, enquanto a lignina é processada com menor velocidade e, conseqüentemente, aumenta em porcentagem na massa remanescente. Dessa forma, após uma perda rápida dos compostos lábeis, os compostos refratários são processados mais lentamente e a lignina e os componentes complexados a sua estrutura, ainda mais lentamente (Allan, 1995), assim, tendem ao acúmulo nos ambientes.

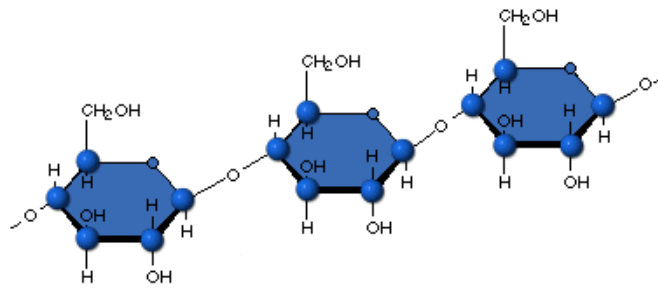
Os microrganismos envolvidos nesse processo são os fungos e as bactérias. Segundo Suberkropp *et al.* (1976), os fungos dominam durante a primeira metade do processo, as bactérias, cujo número vai aumentando gradualmente, dominam durante o período final e, provavelmente, se beneficiam das mudanças no substrato provocadas pelos fungos. Apesar de existirem poucos estudos sobre a ecologia de fungos aquáticos, já se sabe que esses são muito importantes onde são acumulados detritos de plantas (ambiente aquático), principalmente na decomposição das fibras (Akin & Benner, 1988; Ahmed *et al.*, 2001; Pérez *et al.*, 2002).

### 1.3 Os componentes estruturais da MOP e sua degradação

A celulose (Figura 1) é o composto orgânico encontrado com maior frequência na natureza, sendo um polissacarídeo estrutural extracelular muito importante. É o principal componente das fibras vegetais, sendo insolúvel em água, não apresenta sabor e é considerado um hidrato de carbono não redutor. Estas propriedades devem-se em grande parte ao fato de apresentarem massas moleculares relativamente elevadas.



A



## B

Figura 1: Esquema estrutural da celulose (A) e estrutura química da celulose (B) (Fonte: Papiergeschichte; Oracle ThinkQuest).

A celulose é representada pela seguinte fórmula:  $(C_6H_{10}O_5)_n$  e por hidrólise completa, produz glicose-D (+) como único monossacarídeo. A hidrólise da celulose, completamente metilada, fornece elevada proporção de 2,3,6-tri-O-metilglicose-D, desta maneira a celulose é formada de cadeias de unidades de glicose-D, onde cada unidade liga-se ao C-4 da seguinte por uma ligação glicosídica. A rede das paredes celulares de vegetais consiste de camadas entrecruzadas de longas fibrilas de celulose, que são extremamente resistentes. Esta rede fibrilar é impregnada com uma matriz de propriedades cimentares e que consiste de polissacarídeos de tipos diferentes e de uma substância polimérica, a lignina (Lehninger, 1993).

A maioria dos organismos celulolíticos constituiu-se de eubactérias e fungos (Pérez *et al.*, 2002). Esses organismos podem estabelecer relações de sinergia com espécies não-celulolíticas e a interação entre essas populações leva à degradação completa da celulose, liberando CO<sub>2</sub> e água sob condições aeróbias e CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e água sob condições anaeróbias (Béguin & Aubert, 1994). As celulasas que hidrolizam as ligações glicosídicas β-1,4 da celulose são divididas em: endoglucanases, que podem hidrolizar ligações internas, liberando novas terminações e celobiohidrolases, que agem nas cadeias finais existentes ou geradas

pelas endoglucanases. Cerca de 5-10% da celulose é degradada na natureza sob condições anaeróbias; o sistema de celulose de organismos anaeróbios é claramente diferente dos fungos e bactérias aeróbias (Pérez *et al.*, 2002).

A lignina (Figura 2) é o polímero aromático mais abundante na Terra e o mais recalcitrante à biodegradação dos componentes da lignocelulose (Ahmed *et al.*, 2001), está intimamente combinada com a celulose ou outros compostos. Esse polímero é formado por unidades propano fenólicas, arranjadas tridimensionalmente; as unidades são unidas por uma grande variedade de ligações químicas, sendo as mais comuns do tipo covalentes simples, nas quais um grupo fenólico e um grupo etílico são unidos por uma cadeia de átomos de carbono (Swift *et al.*, 1979). A complexidade estrutural da lignina (seu alto peso molecular e sua insolubilidade) faz a degradação desse composto ser muito difícil.

Enzimas extracelulares, oxidativas e não específicas (que podem liberar produtos muito estáveis que depois passarão por diferentes reações oxidativas) catalizam os passos iniciais da despolimerização da lignina; essa oxidação não específica da lignina é conhecida como combustão enzimática (Kirk & Farrel, 1987).

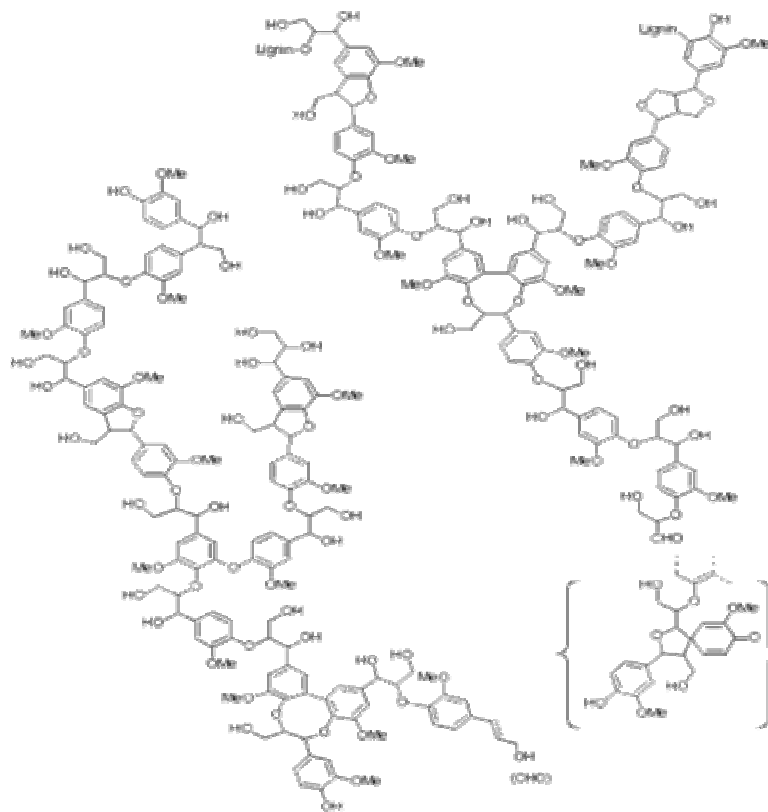
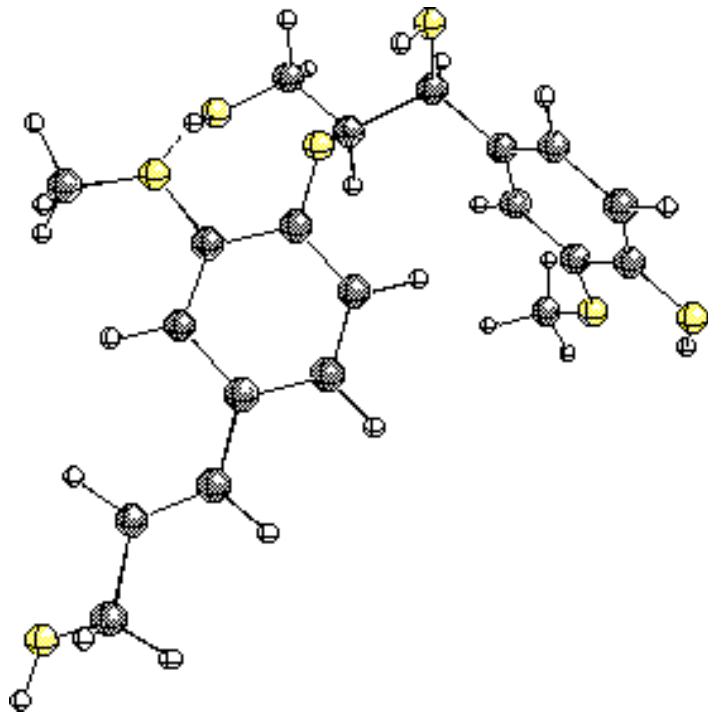


Figura 2: Estruturas químicas da lignina (Fonte: NC State University).

Os fungos de degradação branca são os microrganismos que degradam a lignina com a maior eficiência. Duas grandes famílias de enzimas estão envolvidas na lignólise por esses fungos: as peroxidases e as lacases. Em relação às peroxidases, dois grupos estão bem caracterizados: as lignina-peroxidases (LiPs) e peroxidases dependentes de manganês (MnPs). O ciclo oxidativos das LiPs já foi bem estabelecido e são similares aos das outras peroxidases. A LiP é a enzima mais eficiente e pode oxidar componentes fenólicos e não-fenólicos, aminas e éteres aromáticos com potencial de ionização apropriado. Como a LiP possui uma estrutura muito grande, a degradação é feita nas regiões expostas do rúmen (Pérez *et al.*, 2002).

A hemicelulose (Figura 3) é um polissacarídeo com peso molecular menor que o da celulose. É formada por D-xilose, D-manose, D-galactose, D-glucose, L-arabinose e ácidos como o 4-0-metil-gluroniônico, D-galactorônico e D-glucoriônico ligados por ligações  $\beta$ -1,4 e, ocasionalmente,  $\beta$ -1,3. A principal diferença entre a hemicelulose e a celulose é que a primeira tem ramos com cadeias laterais curtas de diferentes açúcares. Em contraste com a celulose e a lignina, são facilmente hidrolizáveis e não formam agregados (Pérez *et al.*, 2002).

As hemiceluloses são biodegradadas em monômeros de açúcar e ácido acético; para a degradação de toda série de estruturas das hemiceluloses, cerca de 24 diferentes enzimas são necessárias (Ahmed, 2001). As hemicelulases são frequentemente classificadas de acordo com sua ação nos diferentes substratos. O xilano é o principal carboidrato encontrado na hemicelulose; sua degradação completa requer uma ação conjunta de uma variedade de enzimas hidrolíticas.



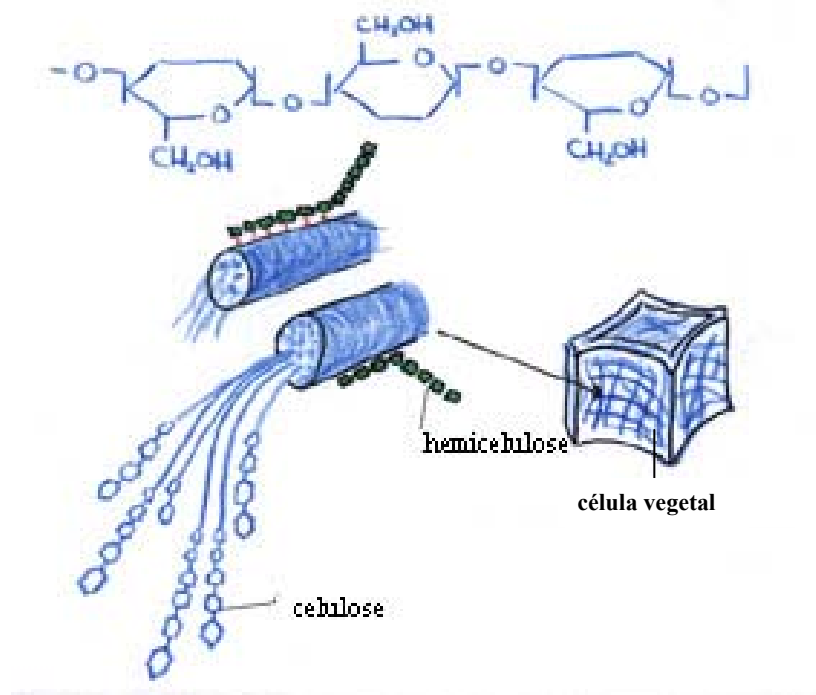


Figura 3: Estrutura química da ligação entre celulose e hemicelulose (Fonte: Oslo University).

A biodegradação da hemicelulose necessita de enzimas acessórias como xilano esterases, esterases ferúlicas e *p*-cumáricas,  $\alpha$ -1-arabinofuranosidases e  $\alpha$ -4-O-metil glucuronosidases agindo em sinergia para hidrolizar xilanos. No caso da O-acetil-4-O-metilglucuronxilano, uma das hemiceluloses mais comuns, quatro enzimas diferentes são necessárias para sua degradação. Os fungos de degradação branca *Phanerochaete chrysosporium* apresentam diversas endoxilanases (Kirk & Cullen, 1998). As xilanases de bactérias foram descritas em várias espécies aeróbias e alguns gêneros do rúmen (Blanco *et al.*, 1999; Kulkarni *et al.*, 1999).

## **A decomposição da MOP: rotas metabólicas**

Os componentes da MOP podem ser degradados na presença ou na ausência de oxigênio. Existem contrastes importantes entre os processos de decomposição aeróbios e anaeróbios em ecossistemas aquáticos (Tabela I); nos processos aeróbios, todos os organismos possuem os mesmos processos metabólicos, porém, utilizam processos enzimáticos diferenciados. No caso dos processos anaeróbios, a matéria orgânica pode ser degradada nas diferentes vias, uma vez que nitrato, sulfato e gás carbônico funcionam como aceptores de elétrons para diferentes tipos de organismos, além disso, a energia é armazenada em compostos como  $H_2S$  e  $CH_4$ ; esses compostos podem ser transportados para as zonas aeróbias da coluna d'água e depois oxidados por outros organismos (Lynch & Hobbie, 1988). A decomposição aeróbia tem como principal característica a presença do oxigênio e a formação de  $CO_2$  e  $H_2O$  como produtos finais; não forma metabólitos intermediários, a imobilização (*e.g.* geração de células) nesse processo é alta, a velocidade é, normalmente, maior que a dos processos anaeróbios, mas pode variar conforme a adaptação dos microrganismos da comunidade à presença ou ausência de oxigênio e os processos metabólicos estão acoplados à síntese de ATP, através da fosforilação oxidativa, sendo energeticamente eficientes (Hamilton, 1984). Na ausência do oxigênio, os processos de decomposição ocorrem com a utilização de outros compostos, que não o oxigênio, como aceptores de elétrons. Os produtos finais desses processos normalmente incluem  $CO_2$ ,  $N_2$ ,  $CH_4$ ,  $H_2S$  e mercaptanos; não são processos eficientes do ponto de vista energético, pois grandes quantidades da energia livre do substrato primário são retidas para a formação dos produtos da fermentação (Lynch & Hobbie, 1988). A imobilização nesses processos é, normalmente, baixa e existe um grande potencial de odor, devido à produção de compostos de

enxofre. A velocidade é, geralmente, mais baixa que a dos processos aeróbios, e também depende da adaptação da comunidade.

Tabela I: Características dos processos aeróbios e anaeróbios de decomposição (Davis & Cornwell, 1991).

	Processo Aeróbio	Processo Anaeróbio
Produtos Finais	CO <sub>2</sub> e H <sub>2</sub> O	CO <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , H <sub>2</sub> S e mercaptanos
Potencial de Odor	baixo	alto
Imobilização	alta	baixa
Velocidade	variável	variável

Diante da importância da decomposição da fração refratária dos detritos de macrófitas aquáticas, é necessário ressaltar a influência do sedimento nesse processo, pois é em sua superfície que grande parte dessa matéria orgânica é acumulada e processada. Toda matéria orgânica que atinge o sedimento pode tanto ser reincorporada, como também, mineralizada por processos microbianos (Vreca, 2003). Os sedimentos de ecossistemas aquáticos se constituem no meio no qual muitas das transformações químicas ocorrem e representa um grande estoque primário de compostos químicos para a maioria das plantas (Mitsch & Gosselink, 1993). Esse compartimento consiste, basicamente, de: matéria orgânica em vários estágios de decomposição, material mineral particulado (incluindo argila, carbonatos e silicatos não argilosos), compostos inorgânicos de origem biogênica e húmus heterogêneo na forma particulada. Em locais com uma comunidade de macrófitas bem desenvolvida o número de bactérias no sedimento é muito maior do que o encontrado em sedimentos profundos (Wetzel, 1983). Em alguns lagos, o sedimento pode representar uma fonte de

nutrientes mais importante (ecologicamente) do que as fontes alóctones (Wetzel, 1983; Nowlin *et al.*, 2005) e geralmente apresentam cerca de três vezes mais microrganismos do que a coluna d'água. A produção, abundância e tamanho de célula bacteriana também costumam ser maior na comunidade do sedimento quando comparada com as comunidades pelágicas (Fischer & Pusch, 2001).

Grande parte do sedimento se encontra em anoxia, porém, existe uma fina camada (a camada mais superior) oxigenada, o tamanho dessa camada está relacionado com: a taxa de transporte de OD através da interface sedimento-água, o tamanho da população consumidora de OD, a produção de oxigênio pela fotossíntese das algas da coluna d'água e a mistura da água do sistema. As camadas mais profundas do sedimento continuam reduzidas, mas essa fina camada oxigenada, na qual os detritos acumulam-se, é muito importante nas transformações químicas e na ciclagem de nutrientes. Íons oxidados como  $\text{Fe}^{3+}$  e  $\text{Mn}^{4+}$ ,  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{SO}_4^-$  são encontrados nessa camada e as camadas mais profundas, anaeróbias, são dominadas por formas reduzidas como os sais de ferro e manganês, amônia e sulfetos (Mitsch & Gosselink, 1993).

A bioquímica da interface sedimento-água exerce um papel ativo na regulação da ciclagem do carbono em ambientes aquáticos (Vreca, 2003); as condições físico-químicas e nutricionais são particulares desse ambiente, que, normalmente, abriga populações diferentes das encontradas na coluna d'água. Tais superfícies são, normalmente, cobertas por um biofilme composto de bactérias, algas e invertebrados aderidos em uma matriz polimérica intercelular; essa matriz é produzida por bactérias e algas e é composta de polissacarídeos hidratados. Frequentemente os microrganismos que vivem nesse ambiente formam grupos diversos que interagem funcionalmente e fornecem uns aos outros nutrientes e produtos metabólicos. Nos sedimentos o número de bactérias está diretamente relacionado à quantidade

de carbono orgânico; sendo que, em geral, sedimentos orgânicos possuem de 10 a  $100 \times 10^9$  g (PS) de células bacterianas, enquanto sedimentos com menos de 1% de carbono orgânico possuem de 0,1 a  $1 \times 10^9$  g (PS) de células bacterianas (Ruble, 1992).

#### **1.4 Modelos de decomposição**

Os modelos se propõem a descrever 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 responder a hipóteses específicas (Characklis, 1990) e auxiliam no entendimento de muitos processos ecológicos, como na ciclagem de nutrientes de carbono.

Muitos modelos matemáticos têm sido desenvolvidos durante as últimas duas décadas para descrever os processos de decomposição de macrófitas aquáticas. Uma aproximação teórica foi elaborada por Parnas (1975), assumindo que as taxas de decomposição de qualquer substrato sejam proporcionais à taxa de crescimento dos decompositores; contudo, muitos estudos foram feitos para a elaboração de outros modelos (Asaeda *et al.*, 2000). Dentre eles, os mais utilizados são: (i) modelo exponencial simples (cinética de primeira ordem), baseado no pressuposto que as taxas de decomposição sejam proporcionais à quantidade de matéria orgânica remanescente, (ii) modelo exponencial múltiplo, que considera que a matéria orgânica não seja um substrato homogêneo, mas que consista de vários componentes; (iii) modelo sigmóide, que adota a ocorrência de um tempo de transição durante as primeiras etapas da degradação, até que os microrganismos decompositores colonizem o detrito e (iv) o modelo linear, que adota que as taxas de decomposição são constantes em função do tempo (cinética de ordem zero), não sendo proporcionais às massas dos detritos remanescentes (Cunha-Santino, 2003). Normalmente, o modelo que tem sido utilizado para descrever para a

comparação dos processos de decomposição de macrófitas aquáticas é o exponencial (Cunha & Bianchini Jr., 1998; Cunha & Bianchini Jr., 1999; Komínková *et al.*, 2000; Suberkroop, 2001) e os parâmetros “k” representam os coeficientes do processo de decomposição.

## **2 Hipótese**

A idade dos detritos das macrófitas aquáticas e, conseqüentemente, suas respectivas proporções da fração de compostos lignocelulósicos, são fatores intrínsecos que influenciam o consumo de oxigênio e a velocidade da mineralização durante a degradação aeróbia dessas plantas, dessa forma, detritos mais velhos geram demandas de oxigênio dissolvido menores do que as dos detritos mais novos e são decompostos sob velocidades mais baixas.

A presença do sedimento nesse processo, também, influencia o consumo de oxigênio e a velocidade de decaimento, pois essas plantas, após a senescência, podem ser decompostas tanto no dossel de macrófitas submersas, quanto na superfície do sedimento.

### **3 Objetivos**

Diante da importância dos processos de mineralização para o entendimento do balanço de oxigênio dissolvido e dos ciclos biogeoquímicos dos ecossistemas aquáticos, esse estudo visou descrever a dinâmica dos processos de mineralização aeróbia de duas espécies de macrófitas aquáticas encontradas na zona litorânea da Lagoa do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antonio, SP).

Dessa forma, o presente estudo tem como objetivos específicos:

- ❶ Verificar o efeito da idade do detrito sobre o consumo de oxigênio dissolvido da mineralização aeróbia de *S. auriculata* e de *C. giganteus*.
- ❷ Verificar o efeito da presença do sedimento, que atua como fonte de matéria orgânica, microrganismos e nutrientes, no consumo de oxigênio dissolvido da decomposição aeróbia de detritos com diferentes idades de *S. auriculata*.

Este trabalho faz parte de um conjunto de estudos sobre a ciclagem do carbono detrital de origem autóctone de lagoas marginais, inseridos em um programa integrado de pesquisa denominado: “Lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu: avaliação ambiental e papel ecológico”.

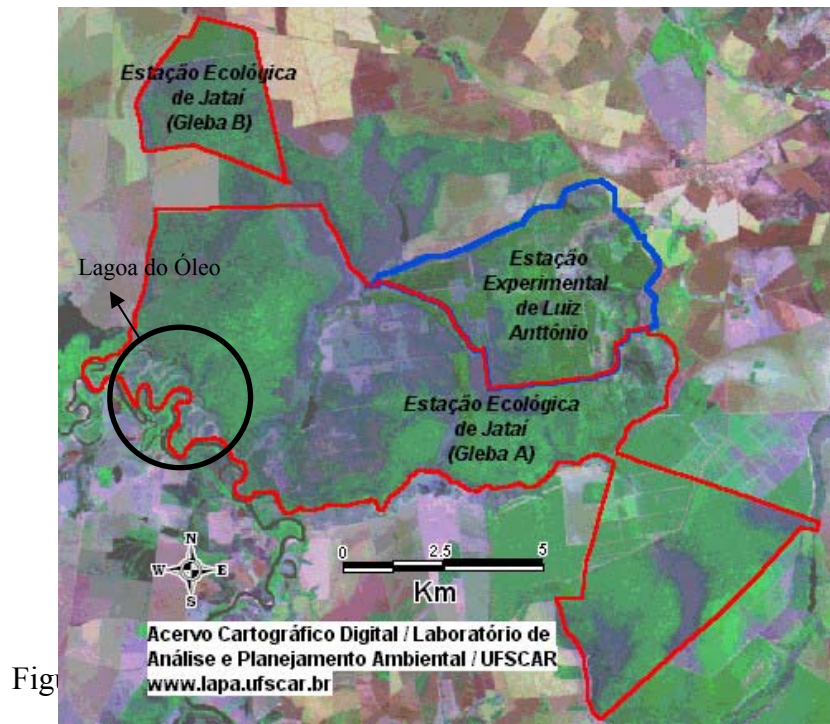


## **4 Material e Métodos**

### **4.1 Caracterização da área de coleta**

A Lagoa do Óleo (Figura 4) (21° 36' S e 47° 49' W) está localizada na Estação Ecológica do Jataí (21° 33' to 21° 37'S e 47° 45' to 47° 51'W; Fig. 5), município de Luiz Antonio, São Paulo, Brasil. É uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu, formada pelo isolamento de alguns meandros do rio, devido aos processos de erosão e sedimentação, representando um ecossistema típico do sistema rio-planície; estando localizada a 400 m do rio (Moschini, L. E., comunicação pessoal). Esse sistema é classificado como uma lagoa de infiltração subterrânea (Santos & Mozeto, 1992); sua interação com o rio não ocorre apenas quando o rio transborda, mas também quando seu nível alcança uma altura que permite a infiltração subterrânea. A Lagoa do Óleo é semelhante às outras lagoas encontrada nessa estação ecológica, apresentando pouca profundidade e pequena área (Tabela II).

A Lagoa do Óleo apresenta estado oligotrófico durante o período de seca (de maio a outubro) e mesotrófico durante o período de chuvas (de novembro a abril), podendo apresentar estado eutrófico nos meses de janeiro a março. Os valores de pH são baixos durante todo o ano (na superfície: de 4,65 a 5,73 e no fundo: de 3,58 a 5,87) com média anual de  $5,32 \pm 0,3$ . As concentrações de CO<sub>2</sub>, ferro, magnésio, sódio e potássio são mais elevadas no período chuvoso, assim como a concentração do material em suspensão (superfície: 18,83 mg L<sup>-1</sup> (parte orgânica de 50,3%); fundo: 16,86 mg L<sup>-1</sup> (parte orgânica de 70,7%; Petracco, 2006).



Fig



Figura 5: Foto aérea da Lagoa do Óleo (Fonte: LAPA/UFSCar).

Tabela II: Características morfométricas da Lagoa do Óleo (Petracco, 2006).

Parâmetros Morfométricos	
Área (A).....	19,470 m <sup>2</sup>
Volume (V).....	49.613 m <sup>3</sup>
Perímetro (p).....	1.500 m
Largura máxima (b).....	60 m
Profundidade máxima (Zm).....	5,10 m
Profundidade relativa (Zr).....	3,24%
Desenvolvimento da margem (DL).....	3,08

De acordo com Petracco (2006), as concentrações de oxigênio dissolvido (OD) também apresentam diferenças em relação à sazonalidade e à profundidade; os valores mais elevados ocorrem no período de seca (média anual de  $4,81 \pm 1,45 \text{ mg L}^{-1}$  (mínima:  $1,69 \text{ mg L}^{-1}$  e máxima:  $7,90 \text{ mg L}^{-1}$ ) e na superfície. O hipolímnio apresenta média de  $3,86 \pm 1,52 \text{ mg L}^{-1}$  com mínima de  $0,88 \text{ mg L}^{-1}$  e máxima de  $6,56 \text{ mg L}^{-1}$ . Ressalta-se que no período de seca as concentrações de OD no fundo são, geralmente, superiores às da superfície, devido à intensificação dos processos de produção primária das macrófitas aquáticas submersas.

A precipitação do local apresenta média mensal de 171 mm. As temperaturas máximas variam de  $30,67 \pm 2,65 \text{ }^{\circ}\text{C}$  e as mínimas de  $16,0 \pm 2,97 \text{ }^{\circ}\text{C}$ . A temperatura da água na superfície varia entre 17,2 e 29,5  $^{\circ}\text{C}$  e no fundo entre 15,8 e 25,36  $^{\circ}\text{C}$ . Os valores de condutividade elétrica variam entre 11 (na superfície) e 18  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (no fundo). Em relação aos nutrientes, a concentração de fósforo total varia de 0,20 a 3,01  $\mu\text{g L}^{-1}$  na superfície e de 0,18 a 2,06  $\mu\text{g L}^{-1}$  no fundo, a concentração de nitrogênio total varia de 0,27 a 1,04  $\mu\text{g L}^{-1}$  na superfície e de 0,28 a 0,84  $\mu\text{g L}^{-1}$  no fundo; esses nutrientes apresentam concentrações mais altas no período de chuvas (Petracco, 2006). O sedimento da lagoa é classificado como

orgânico, apresentando, em média, 23% de matéria orgânica em sua composição (Sciessere *et al.*, submetido).

Essa lagoa apresenta uma comunidade de macrófitas bem desenvolvida (Rocha *et al.*, 2000) e é colonizada pelas seguintes espécies: *Utricularia breviscapa* Wright ex Griseb., *Cabomba piauhyensis* Gradn, *Egeria najas* Planch., *Najas* sp, *Eichornea azurea* (Sw.) Kunth, *Ludwigia inclinata* (L. f.) Gomez., *Salvinia auriculata* Aubl., *Ricciocarpus natans* (L.), *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth e *Cyperus giganteus* Vahl (Cunha-Santino, 2003).

## **4.2 Consumo de oxigênio na mineralização de *Cyperus giganteus* (Experimento 1)**

### **Considerações sobre a macrófita utilizada**

A macrófita aquática *Cyperus giganteus* Vahl pertence à família Cyperaceae (Figura 6); é uma espécie emergente, rizomatosa, perene, ereta, de 1,5 a 3,0 m de altura que floresce de janeiro a maio e é comumente utilizada como planta ornamental em jardins. Essa espécie é encontrada nas Américas, desde o México até a América do Sul (Brasil, Argentina, Uruguai, Paraguai e Bolívia) em lagoas permanentes ou temporárias, vazantes e planícies de inundação de rios, solo arenoso ou argiloso (Pott & Pott, 2000).



Figura 6: Foto de exemplares de *Cyperus giganteus* (Fonte: Ecosafe).

### **Coleta e preparo do material**

Na época de preparação dos experimentos de consumo de oxigênio, as amostras de água foram coletadas em três profundidades; superfície (0,1 m), meio (2,5 m) e fundo (5,0 m) na lagoa do Óleo com garrafa de Van Dorn. No laboratório as amostras foram misturadas para a obtenção de uma amostra homogênea, filtradas (lã de vidro) e aeradas por 24h. As amostras de *Cyperus giganteus* foram coletadas manualmente na região litorânea da lagoa, posteriormente, em laboratório, as amostras da planta foram lavadas em água corrente, secas em estufa (45 °C), até peso constante e, posteriormente, trituradas em moinho tipo Willye (Tecnal; modelo TE-650).

### **Decomposição prévia de *C. giganteus***

Para a obtenção de detritos de *C. giganteus* de diferentes idades, foram preparadas (junho de 2001) câmaras de mineralização, mantidas no escuro a 20° C sob condições aeróbias. As incubações foram preparadas com 10 g (PS) de fragmentos de *C. giganteus* e



1000 mL de água da lagoa filtrada. Após 5, 11, 15, 22, 30, 42 e 60 dias os detritos particulados (MOP) foram obtidos pela filtragem da mistura em uma membrana de éster-celulose (Millipore poro de 0,22  $\mu\text{m}$ ).

## **Experimento de consumo de oxigênio**

Foram preparadas (maio de 2005) câmaras de mineralização ( $n = 16$ ) mantidas no escuro, sob condições aeróbias e temperatura controlada (20 °C) contendo detritos integrais (não submetidos à decomposição) e detritos com 5, 11, 15, 22, 30, 42 e 60 dias (de decomposição prévia) e água da lagoa (proporção: 1,67 g PS L<sup>-1</sup>). Também foram preparadas duas câmaras controle, contendo apenas água da lagoa.

As concentrações de oxigênio dissolvido foram determinadas durante 153 dias (método polarográfico; oxímetro YSI modelo 58; precisão 0,03 mg L<sup>-1</sup>). As ocorrências de processos anaeróbios foram evitadas pela reoxigenação periódica dos frascos. Ao término desse período, as câmaras foram fracionadas e os detritos remanescentes foram secos e suas massas determinadas.

As variações temporais de consumo de oxigênio foram ajustadas ao modelo matemático representado pela Equação 1 (Bianchini Jr., 2003):

$$OC = OC_{m\acute{a}x} (1 - e^{-k_D t}) \quad (\text{Eq. 1})$$

em que: OC = oxigênio consumido (mg g<sup>-1</sup> de detrito); OC<sub>máx</sub> = consumo máximo de oxigênio (mg g<sup>-1</sup> de detrito); k<sub>D</sub> = coeficiente de desoxigenação e t = tempo (dia).

Os ajustes foram realizados com base em regressões não lineares; utilizou-se o algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt (Press *et al.*, 1993). O tempo de meia-vida ( $t_{1/2}$ ) do processo de consumo de oxigênio foi calculado de acordo com a Equação 2 ((Bianchini Jr., 2003):

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

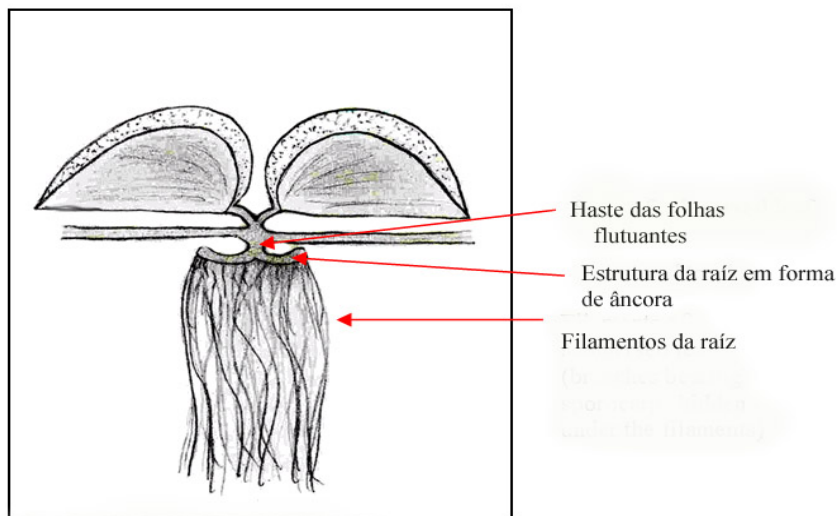
Os consumos acumulados de OD dos tratamentos foram linearizados e os testes de variância unidirecional (ANOVA, um-fator) e de comparação múltipla de Tukey-Kramer foram aplicados para avaliar as diferenças entre as diferentes idades dos detritos, sendo adotado um nível de significância alfa de 0,05

### **4.3 Consumo de oxigênio na mineralização de *Salvinia auriculata* (Experimento 2)**

#### **Considerações sobre a espécie de macrófita utilizada**

*Salvinia auriculata* (família Salviniaceae) é uma espécie de macrófita aquática flutuante livre, anual ou perene; a folha mede 2,5 x 2,0cm, as *raízes* (folhas modificadas) partem de uma estrutura em forma de âncora (Figura 7). Os esporos maturam na seca, em grande quantidade, podendo formar uma camada castanha sobre a água. Essa espécie é pioneira na sucessão em locais perturbados ou em corpos d'água novos após a seca, podendo cobrir totalmente a superfície em poucas semanas (Pott & Pott, 2000). A espécie foi descrita por Aublet, a partir de exemplares provenientes da Guiana, tendo ampla distribuição nativa nos neotrópicos, estendendo-se do México e Ilhas Galápagos através da América Central e Antilhas e da maior parte da América do Sul, até o norte da Argentina (Beyruth, 1992).





**B**

Figura 7: Desenho esquemático de *S. auriculata* (A) e foto de exemplares de *S. auriculata* (B) (Fonte: USGS; Infojardim).

Macrófitas aquáticas flutuantes como *S. auriculata* e *Eichornnia crassipes* apresentam uma grande importância econômica, pois interferem no potencial de usos múltiplos dos recursos hídricos em várias regiões quentes do mundo, principalmente em represas de usinas hidrelétricas. Essa planta apresenta, em sua constituição, 83 % de MOP e 17 % de MOD; a

porcentagem de C dessa espécie é de 40 %, sendo que cerca de 3% é perdido na lixiviação (Peret & Bianchini Jr., 2004).

## **Coleta de material**

As amostras de *S. auriculata* foram coletadas manualmente, na região litorânea da lagoa do Óleo e, posteriormente, lavadas em água corrente, e secas em estufa (45 °C). Na época de preparação do experimento (outubro de 2005), as amostras de água foram coletadas no local onde foi encontrada *S. auriculata*, com uma garrafa de Van Dorn, em três profundidades diferentes (0,5 m (superfície), 2,5 m (meio) e 5,0 m (fundo)) em volumes iguais. As amostras foram misturadas para a obtenção de uma amostra homogênea dos componentes químicos e comunidade microbiana do local. No laboratório, a água foi filtrada em membrana de éster de celulose (Millipore; poro de 0,45 µm) e aerada com ar filtrado por 24h.

O sedimento utilizado nos experimentos de consumo de oxigênio foi coletado, também, na lagoa do Óleo (no local onde se coletou *S. auriculata*) com uma draga de Eckman-Birge. Para determinar a quantidade total de fósforo, nitrogênio e matéria orgânica do sedimento, as amostras foram analisadas segundo os procedimentos sugeridos por Mackereth *et al.* (1978) e Allen *et al.* (1974). As amostras de água utilizadas nas incubações de consumo de oxigênio tiveram as concentrações totais de nitrogênio e fósforo foram determinadas por métodos colorimétricos (Mackereth *et al.*, 1978).

## **Experimentos de decomposição prévia**

Para a obtenção de detritos de *S. auriculata* de diferentes idades, foram preparadas câmaras de mineralização mantidas sob condições aeróbias e anaeróbias (Figura 8). As

incubações foram preparadas com 4,0 g (PS) de fragmentos de *S. auriculata* e 400 ml de água da lagoa filtrada. As câmaras foram mantidas no escuro a 20° C sob condições aeróbias ou anaeróbias. Após 10, 40, 90 e 180 dias os detritos particulados (MOP) foram obtidos pela filtração da mistura em uma membrana de éster-celulose (Millipore poro de 0,22 µm).

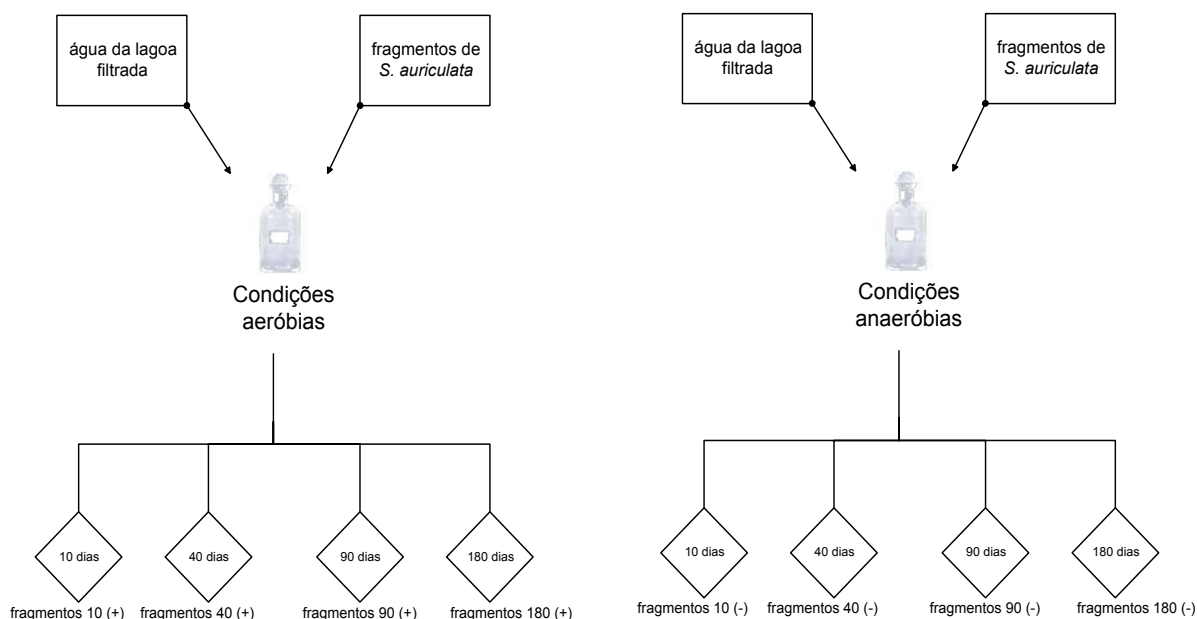


Figura 8: Esquema da preparação dos experimentos de decomposição prévia.

## Experimento de consumo de oxigênio

Foram preparadas 40 câmaras de mineralização com fragmentos integrais e detritos de diferentes idades de *S. auriculata* (10, 40, 90 e 180 dias) decompostos previamente sob condições aeróbias e anaeróbias (Figura 9); essas câmaras foram preparadas em duplicata e submetidas a dois tratamentos diferentes: 20 frascos foram preparados com adição de sedimento fresco (0,2 g PS L<sup>-1</sup>) e 20 frascos sem a adição de sedimento. Dessa forma, para cada tratamento (com ou sem adição de sedimento) foram preparadas câmaras com água da lagoa filtrada e fragmentos integrais da planta (0,33 g PS L<sup>-1</sup>) e detritos de 10, 40, 90 e 180

dias decompostos aeróbia e anaerobicamente (0,70g PS L<sup>-1</sup>) (Tabela III). Frascos controle também foram preparados; dois apenas com água da lagoa filtrada e dois com água da lagoa filtrada e sedimento. As câmaras foram mantidas, no escuro, em incubadora (Nova Técnica) a 20° C. As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) foram determinadas durante 177 dias com a utilização do método polarográfico (oxímetro YSI, modelo 58; precisão 0,03mg L<sup>-1</sup>). Os processos anaeróbios foram evitados pela re-oxigenação periódica das incubações com ar comprimido filtrado.

Tabela III: Descrição dos tratamentos baseada na adição de sedimento, idade do detrito e decomposição prévia.

Idade do detrito (dias)	Decomposição prévia	Adição de sedimento	Símbolo
Integral	Não	Não	0N
Integral	Não	Sim	0Y
10	Aeróbia	Não	10 <sup>(+)</sup> N
40	Aeróbia	Não	40 <sup>(+)</sup> N
90	Aeróbia	Não	90 <sup>(+)</sup> N
180	Aeróbia	Não	180 <sup>(+)</sup> N
10	Anaeróbia	Não	10 <sup>(-)</sup> N
40	Anaeróbia	Não	40 <sup>(-)</sup> N
90	Anaeróbia	Não	90 <sup>(-)</sup> N
180	Anaeróbia	Não	180 <sup>(-)</sup> N
10	Aeróbia	Sim	10 <sup>(+)</sup> Y
40	Aeróbia	Sim	40 <sup>(+)</sup> Y
90	Aeróbia	Sim	90 <sup>(+)</sup> Y
180	Aeróbia	Sim	180 <sup>(+)</sup> Y
10	Anaeróbia	Sim	10 <sup>(-)</sup> Y
40	Anaeróbia	Sim	40 <sup>(-)</sup> Y
90	Anaeróbia	Sim	90 <sup>(-)</sup> Y

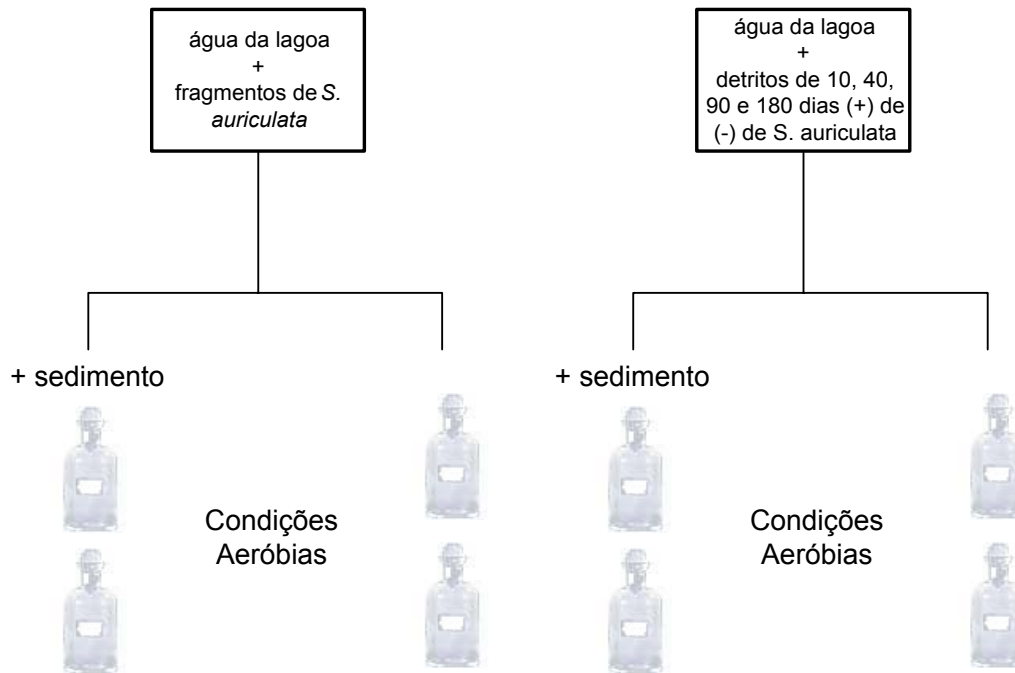


Figura 9: Esquema da preparação dos experimentos de consumo de oxigênio.

Os coeficientes de desoxigenação ( $k_D$ ) e os consumos máximos de oxigênio ( $OC_{máx}$ ) foram obtidos dos ajustes dos resultados experimentais ao modelo cinético normalmente adotado em testes de DBO (Equação 1 (pág. 22)). O tempo de meia-vida ( $t_{1/2}$ ) do processo de decomposição foi calculado de acordo com a Equação 2 (pág. 23).

Os consumos de oxigênio das incubações foram corrigidos pela subtração dos valores de OC dos frascos controle (com e sem sedimento). A variação temporal do oxigênio consumido foi analisada estatisticamente utilizando análise de variância (Kruskal-Wallis) seguida do teste de Dunn para verificar diferenças significativas entre os tratamentos (com e sem sedimento  $\times$  idade do detrito  $\times$  decomposição prévia). O grau de significância adotado foi de 0,05, de acordo com o teste.

Ao fim do experimento, as câmaras foram desmontadas e a MOP separada da água por filtração em membrana de éster-celulose (0,45  $\mu\text{m}$ ). As concentrações finais de carbono dissolvido da água foram determinadas com TOC *analyser* (5000A Shimadzu), as concentrações de carbono das plantas foram determinadas com CHN *analyser* (Carlo Erba) e a porcentagem de matéria orgânica do detrito foi determinada pelo método de calcinação. As estimativas das relações estequiométricas (quantidade de oxigênio consumido ( $\text{OC}_{\text{máx}}$ ) pela quantidade de carbono oxidado) foram calculadas através das razões entre as taxas de oxigênio consumido e as de carbono mineralizado.

## 5. Resultados e Discussão

### **5.1 Experimento 1: Consumo de oxigênio na mineralização de *Cyperus giganteus***

Estudos cinéticos referentes aos processos de decomposição admitem, usualmente, que exista proporcionalidade entre o desaparecimento do substrato e a formação dos produtos (Characklis, 1990). No caso dos processos aeróbios, admite-se, por extensão, que tal proporcionalidade seja válida, também, entre o consumo de oxigênio e a formação de produtos como o dióxido de carbono (Bianchini Jr. *et al.*, 2006). Os consumos de oxigênio dissolvido durante o processo de decomposição aeróbia dos detritos de *C. giganteus* são apresentados na Figura 10. Os detritos previamente decompostos (5, 11, 22, 30, 42 e 60 dias) não apresentaram diferenças significativas em relação à quantidade máxima de oxigênio consumido ( $p > 0,05$ ). Por outro lado, houve diferenças significativas entre os consumos de oxigênio dissolvido ( $p < 0,05$ ) entre detritos integrais e os demais.

Os detritos com 11 dias de decomposição prévia apresentaram o menor  $OC_{m\acute{a}x}$  (123  $mg\ g^{-1}$ ); dentre os detritos previamente decompostos, o maior valor de  $OC_{m\acute{a}x}$ , foi observado no detrito com 15 dias de idade (169  $mg\ g^{-1}$ ). A média do valor de  $OC_{m\acute{a}x}$  para os detritos anteriormente decompostos foi 159  $mg\ g^{-1}$  (DP = 16  $mg\ g^{-1}$ ; n = 7). O detrito integral apresentou valor de  $OC_{m\acute{a}x}$  de 366  $mg\ g^{-1}$ . Os valores do coeficiente de determinação obtidos nos ajustes variaram de 0,94 a 0,99; indicando que o modelo cinético adotado foi adequado (Tabela IV).

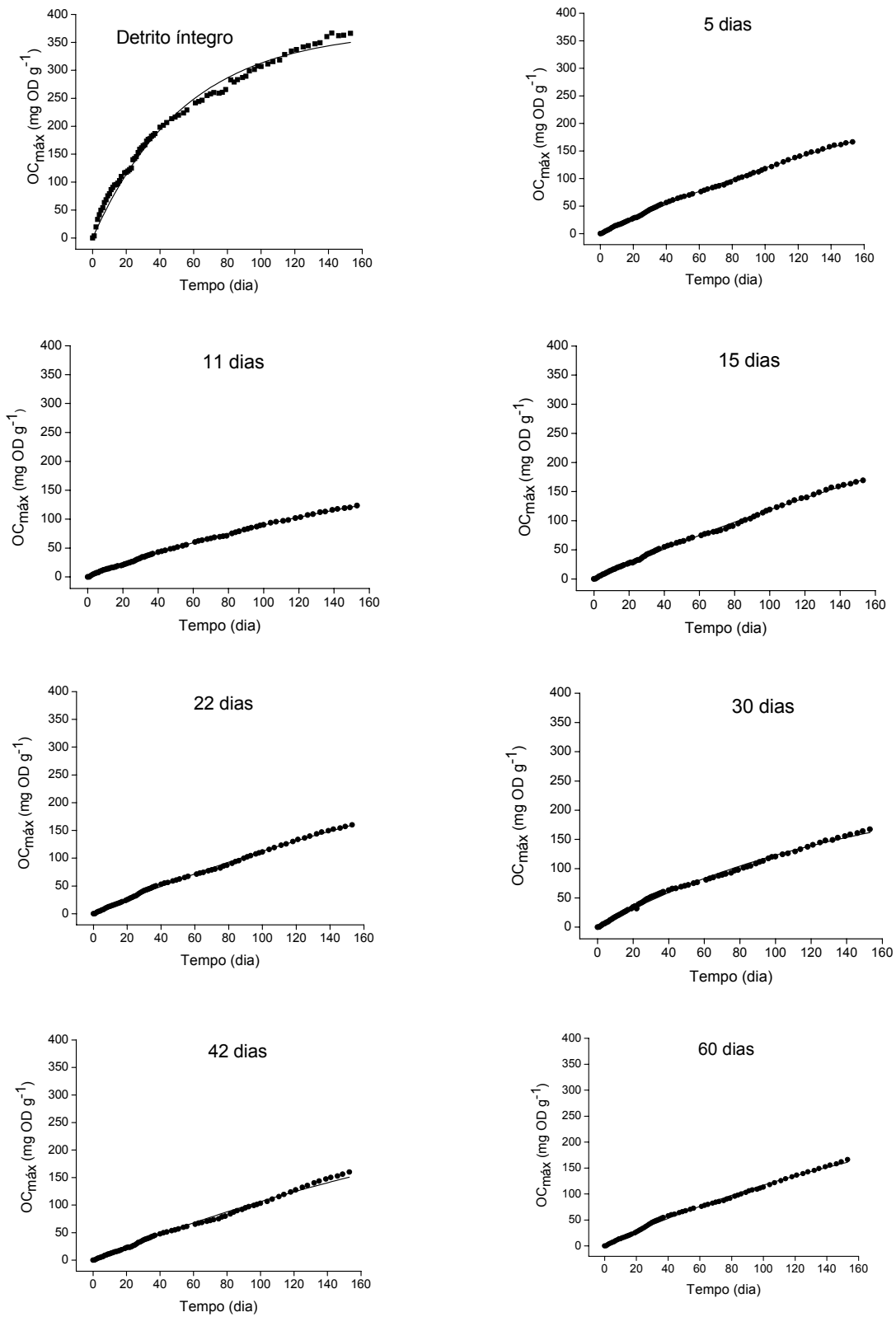


Figura 10: Cinéticas de consumo de oxigênio da mineralização de *Cyperus giganteus*.



Tabela IV: Parametrização do modelo cinético de consumo de oxigênio da mineralização de *C. giganteus*.

Idade do detrito	OC <sub>máx</sub> (mg g <sup>-1</sup> )	k <sub>D</sub> (dia <sup>-1</sup> )	Erro (dia <sup>-1</sup> )	t <sub>1/2</sub> (dia)	r <sup>2</sup>
0*	366	0,0190	0,0002	38	0,99
5	166	0,0117	0,0003	191	0,96
11	123	0,0122	0,0003	141	0,97
15	169	0,0113	0,0003	266	0,95
22	160	0,0114	0,0002	220	0,96
30	167	0,0125	0,0002	105	0,97
42	160	0,0103	0,0003	165	0,94
60	166	0,0114	0,0002	158	0,97

\* sem decomposição prévia.

Os detritos de macrófitas aquáticas são considerados recursos heterogêneos, do ponto de vista químico. São formados por duas classes de compostos: as frações lábeis e as refratárias. As frações lábeis correspondem, de modo geral, aos conteúdos citoplasmáticos hidrossolúveis (*e.g.* polifenóis, polissacarídeos, pigmentos, flavonóides, alcalóides). As frações refratárias são constituídas pela matriz lignocelulósica e demais compostos estruturais refratários (Brinson *et al.*, 1981). No presente estudo, os detritos previamente decompostos foram, em princípio, considerados refratários, sendo, nesse caso, compostos, basicamente, de celulose, lignina e hemicelulose.

Em relação à cinética do processo de mineralização dos detritos integrais, as oxidações das frações lábeis geraram demanda elevada de oxigênio (207 mg g<sup>-1</sup>), que foi 1,3 vezes maior que a média estimada para os detritos previamente decompostos. Por outro lado, a estabilização do consumo de oxigênio provavelmente esteve associada com a permanência e mineralização das frações refratárias. Assim, compostos lábeis são degradados mais rapidamente e tal processo consome oxigênio com maiores taxas. Esta tendência também foi

observada em outros estudos que consideraram a mineralização aeróbia de detritos de macrófitas aquáticas (Brum *et al.*, 1999; Farjalla *et al.*, 1999; Bitar & Bianchini Jr., 2002; Peret & Bianchini Jr., 2004).

Na Tabela V apresenta-se uma compilação de experimentos de consumo de oxigênio que consideraram a degradação de detritos integrais de diversas espécies de macrófitas aquáticas. Em geral, os detritos apresentaram valores de  $OC_{m\acute{a}x}$  variando entre 24 e 700  $mg\ g^{-1}$ . Os maiores valores de  $OC_{m\acute{a}x}$  foram encontrados para *Egeria najas* (700  $mg\ g^{-1}$ ) e *Wolffia* sp (573  $mg\ g^{-1}$ ); os menores valores foram observados na mineralização da *Scirpus cubensis* (24  $mg\ g^{-1}$ ); *Typha domingensis* (32  $mg\ g^{-1}$ ) e *Eleocharis fistulosa* (60  $mg\ g^{-1}$ ). A mineralização de *C. giganteus* registrada por Bianchini Jr. *et al.* (2006) gerou um  $OC_{m\acute{a}x}$  de 316  $mg\ g^{-1}$ . No presente estudo o valor de  $OC_{m\acute{a}x}$  obtido na mineralização de *C. giganteus* foi similar (366  $mg\ g^{-1}$ ).

Deve-se ressaltar que vários fatores interferem nos valores de  $k_D$  nos estudos de mineralização, entre os quais citam-se: (i) hábito da espécie: macrófitas aquáticas emergentes apresentam maiores conteúdos de frações estruturais como por exemplo celulose e lignina (Esteves, 1998), apresentando na decomposição perdas de massa mais lentas; (ii) composição e número da microbiota decompositora: a quantidade e a especificidade dos organismos heterotróficos pelo substrato podem ser consideradas funções reguladoras dos processos metabólicos; (iii) estado trófico do local de estudo: ambientes mais eutrofizados apresentam maior disponibilidade de nutrientes; (iv) técnica experimental de preparação dos bioensaios: o poro de membrana utilizado na filtração e pré-tratamento do material vegetal influencia as taxas de decomposição (Singhal *et al.*, 1992; Santos *et al.*, 2006) e (v) temperatura de incubação do bioensaios: a taxa metabólica dos organismos decompositores é diretamente proporcional ao aumento da temperatura (Barillier & Garnier, 1993).

Tabela V: Consumo de oxigênio da degradação de diversas espécies de macrófitas aquáticas (detritos integrais) e de detritos refratários.

Recurso	OC <sub>máx</sub> (mg g <sup>-1</sup> )	k <sub>D</sub> (dia <sup>-1</sup> )	Autor
Macrófitas Aquáticas - Detritos Integrais			
<i>Cabomba</i> sp	342	0,093	Bitar, 1995
<i>Cabomba piauhyensis</i>	339	0,097	Cunha & Bianchini Jr., 1998
<i>Cabomba furcata</i>	384	0,045	Bianchini Jr. <i>et al.</i> , 2006
<i>Egeria najas</i>	700	0,014	Bianchini Jr. <i>et al.</i> , 2006
<i>Eichhornia azurea</i>	140	0,199	Bitar, 1995
<i>Eichhornia azurea</i>	279	0,027	Bianchini Jr. <i>et al.</i> , 2006
<i>Eleocharis fistulosa</i>	60	0,040	Farjalla <i>et al.</i> , 1999
<i>Lemma</i> sp	230	0,230	Bitar, 1995
<i>Nymphaea ampla</i>	258	0,136	Brum <i>et al.</i> , 1999
<i>Nymphaea ampla</i>	450	0,112	Farjalla <i>et al.</i> , 1999
<i>Potamogeton stenostachys</i>	377	0,054	Brum <i>et al.</i> , 1999
<i>Potamogeton stenostachys</i>	360	0,070	Farjalla <i>et al.</i> , 1999
<i>Salvinia</i> sp	185	0,079	Bitar, 1995
<i>Salvinia auriculata</i>	165	0,041	Bianchini Jr. <i>et al.</i> , 2006
<i>Scirpus cubensis</i>	144	0,166	Bitar, 1995
<i>Scirpus cubensis</i>	24	2,204	Cunha & Bianchini Jr., 1998
<i>Typha domigensis</i>	139	0,147	Brum <i>et al.</i> , 1999
<i>Typha domigensis</i>	32	0,014	Farjalla <i>et al.</i> , 1999
<i>Wolffia</i> sp	573	0,079	Bitar, 1995
<i>Utricularia breviscapa</i>	220	0,062	Cunha-Santino, 2003
<i>Utricularia breviscapa</i>	497	0,023	Bianchini Jr. <i>et al.</i> , 2006
<i>Cyperus giganteus</i>	317	0,025	Bianchini Jr. <i>et al.</i> , 2006
<i>Cyperus giganteus</i>	366	0,019	neste estudo
<i>Oxycaryum cubense</i>	275	0,038	Bianchini Jr. <i>et al.</i> , 2006
Detritos Refratários			
Galhos	35	0,529	Antonio <i>et al.</i> , 1999
Cascas de árvores	44	0,364	Antonio <i>et al.</i> , 1999
Serrapilheira	118	0,118	Antonio <i>et al.</i> , 1999
<i>Cyperus giganteus</i> (5 dias)	166	0,0118	neste estudo
<i>Cyperus giganteus</i> (11 dias)	123	0,0123	neste estudo
<i>Cyperus giganteus</i> (15 dias)	169	0,0113	neste estudo
<i>Cyperus giganteus</i> (22 dias)	160	0,0114	neste estudo
<i>Cyperus giganteus</i> (30 dias)	167	0,0125	neste estudo
<i>Cyperus giganteus</i> (42 dias)	160	0,0103	neste estudo
<i>Cyperus giganteus</i> (60 dias)	166	0,0115	neste estudo

Os resultados sugerem que os detritos previamente decompostos não mais possuíam compostos de natureza lábil; sendo constituídos, basicamente, de lignina, celulose e hemicelulose. Esses compostos tendem ao acúmulo nos ambientes aquáticos e durante suas mineralizações apresentam baixas taxas de consumo de oxigênio; o conteúdo e a composição das estruturas refratárias basicamente definem o tempo de meia-vida dos detritos de macrófitas (Bianchini Jr., 2003). Estudos que contemplaram a mineralização aeróbia de detritos refratários (*i. e.* galhos, cascas de árvores e serapilheira) apresentaram valores menores de  $OC_{máx}$ , variando entre 35 e 118 mg g<sup>-1</sup> (Tabela V). Nesse contexto, as cascas de árvores e os galhos foram os recursos que menos consumiram oxigênio (44 e 35 mg g<sup>-1</sup>, respectivamente). Em relação aos detritos de *C. giganteus*, os valores de  $OC_{máx}$  oscilaram entre 123 a 169 mg g<sup>-1</sup> (Tabela IV) e os consumos acumulados de oxigênio para os detritos previamente decompostos apresentam curvas similares, indicando uma homogeneidade na composição química desses recursos; os resultados também mostraram baixos consumos de oxigênio para todas os detritos previamente decompostos se comparados com o recurso integral.

Com base nos ajustes dos resultados ao modelo cinético, verificaram-se que as mineralizações dos detritos refratários apresentaram coeficientes de desoxigenação ( $k_D$ ) com valores menores (média: 0,0115 dia<sup>-1</sup>; DP: 0,0007 dia<sup>-1</sup>) que o registrado na mineralização do detrito integral (0,0190 dia<sup>-1</sup>;  $t_{1/2}$ : 38 dias). Entre os detritos refratários, o menor valor de  $k_D$  foi estimado para o detrito de 42 dias (0,0103 dia<sup>-1</sup>;  $t_{1/2}$ : 165 dias) e o maior, para o de 30 dias de decomposição prévia (0,0125 dia<sup>-1</sup>;  $t_{1/2}$ : 105 dias). O  $k_D$  médio (0,167 dia<sup>-1</sup>) calculado das mineralizações dos detritos integrais de macrófitas aquáticas (Tabela V) foi 14 vezes mais elevado que o verificado nas mineralizações dos detritos refratários de *C. giganteus* (0,0116 dia<sup>-1</sup>). Nesse caso, os baixos valores de  $k_D$  revelaram que os processos de mineralização

desses detritos foram mais lentos, tendendo ao acúmulo de material refratário nos sedimentos da lagoa do Óleo.

Um estudo comparativo da decomposição de rizomas de *Phragmites australis*, também analisou as diferenças na degradação de detritos de diferentes idades; rizomas com menos de um ano perderam, durante o tempo de observação (12 meses), cerca de 20% de sua massa original, enquanto rizomas com 1 até 4 anos perderam, apenas 6% (Asaeda & Nam, 2002).

## 5.2 Experimento 2: Consumo de oxigênio na mineralização de *Salvinia auriculata*

O consumo de oxigênio tem sido amplamente utilizado para estimar o processo de decomposição em ambientes lênticos e sedimentos, sendo então, razoável empregar as taxas de consumo de oxigênio no acompanhamento das reações bioquímicas em ambientes aeróbios.

As determinações dos consumos acumulados de oxigênio têm sido usadas para a avaliação das demandas de oxigênio durante os processos de decomposição aeróbia de macrófitas aquáticas (Farjalla *et al.*, 1999; Brum *et al.*, 1999), aminoácidos e açúcares (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2003), substâncias húmicas (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2004), ácido tânico (Cunha-Santino *et al.*, 2002), polissacarídeos excretados de algas (Antonio, 2004), células algais (Pacobahyba *et al.*, 2004), glicose (Panhota & Bianchini Jr., 2003), lixiviados de macrófitas submetidos à fotodegradação (Santos *et al.*, 2006), folhas de gramíneas (Branco & Rocha, 1977) e resíduos lignocelulósicos (Sciessere *et al.*, 2006).

As cinéticas dos consumos de oxigênio nas mineralizações dos detritos integrais de *S. auriculata* na presença (0Y) e na ausência de sedimento (0N) são apresentadas na Figura 11. Os detritos integrais mineralizados na ausência de sedimento apresentaram um valor de  $OC_{\text{máx}}$  de 231,34 mg g PS<sup>-1</sup>, já os que foram decompostos na presença do sedimento apresentaram um valor de  $OC_{\text{máx}}$  de 199,72 mg g PS<sup>-1</sup>, valores que apresentaram diferença significativa ( $p < 0,05$ ), mostrando a influência da presença do sedimento como fonte adicional de matéria orgânica, microorganismos e de nutrientes no processo de degradação aeróbia; que levou a um consumo menor de oxigênio dissolvido ( $\approx 14\%$ ). Nesse caso, se supõe que a presença de sedimento (*i.e.* nutrientes) favoreceu a produção de microrganismos em detrimento do

ocorrido nas incubações sem fonte adicional de nutrientes, nas quais a matéria orgânica teria sido utilizada, principalmente, nos processos de catabolismo.

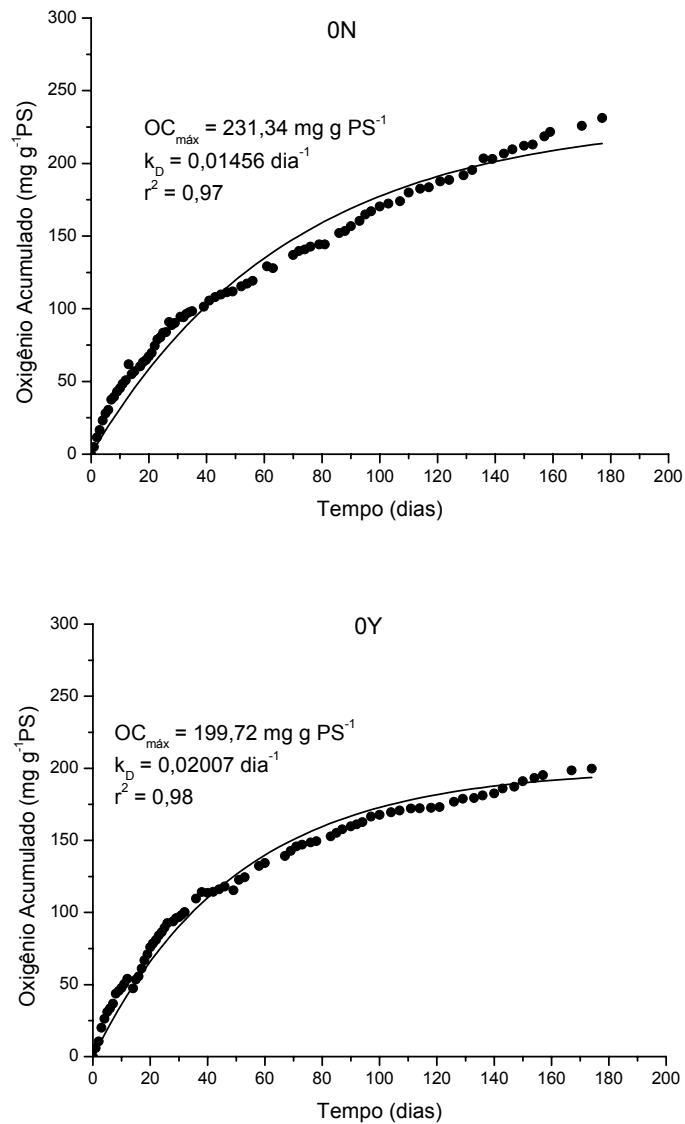


Figura 11: Cinéticas do consumo de oxigênio da mineralização aeróbia de detritos integrais de *S. auriculata* na ausência (0N) e na presença de sedimento (0Y).

Os valores de consumo de oxigênio encontrados para os detritos integrais de *S. auriculata* foram pouco superiores aos valores encontrados em outros estudos de mineralização aeróbia de espécies do gênero *Salvinia* (Bitar, 1995; Bianchini Jr. *et al.*, 2006; Tabela IV). Em experimento similar executado com essa espécie registrou-se  $OC_{\text{máx}}$  de 215,7 mg g<sup>-1</sup> PS (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2006); valor próximo ao encontrado no presente estudo (231,34 mg g PS<sup>-1</sup> e 199,72 mg g PS<sup>-1</sup>). Nesse contexto, as variações nos valores de  $OC_{\text{máx}}$ , possivelmente referem-se às diferenças nos lotes de detritos (que podem variar em função do estado fenológico da espécie), nas concentrações de nutrientes nas comunidades de microrganismos (Bianchini Jr., 2003).

Os coeficientes de desoxigenação ( $k_D$ ) foram 0,0146 dia<sup>-1</sup> ( $t_{1/2}$  = 47 dias) para a decomposição do detrito integral sem sedimento e 0,0201 dia<sup>-1</sup> ( $t_{1/2}$  = 34 dias) para o decomposto na presença de sedimento. Esses valores encontram-se dentro da mesma ordem de grandeza sugerindo pouca influência da presença do sedimento nas velocidades dos processos de mineralização.

As cinéticas de consumo de oxigênio dos detritos integrais de *S. auriculata* (Figura 11) seguiram o padrão normalmente observado na degradação desse tipo de recurso (assim como observado no Experimento 1); pôde ser observado um consumo elevado de oxigênio no início (até, aproximadamente, o 40º dia) seguido de estabilização. Como já discutido para o Experimento 1, o consumo de oxigênio mais acentuado no início do processo ocorreu principalmente, devido à decomposição de compostos lábeis, (*e.g.* polifenóis, polissacarídeos, pigmentos, flavonóides e alcalóides), que são decompostos sob velocidades altas e geram demandas elevadas de oxigênio (Peret & Bianchini Jr., 2004). A estabilização que se seguiu, ocorre quando esses compostos lábeis já foram mineralizados e, dessa forma, o detrito possui



uma maior fração de compostos refratários (*e.g.* compostos lignocelulósicos), que são degradados sob velocidades mais baixas (Sciessere *et al.*, no prelo).

A influência da refratabilidade do detrito no consumo de oxigênio e na velocidade do processo de decomposição pode ser avaliada pela comparação dos parâmetros relacionados na Tabela VI, referentes a diversos estudos envolvendo a decomposição aeróbia de lixiviados de macrófitas aquáticas (Nunes, 2006). É possível observar que os valores de  $OC_{máx}$  variaram de 256 a 2123  $mg\ g^{-1}\ C$  (lixiviados de *S. auriculata* e *U. breviscapa*, respectivamente), com uma média de 1496  $mg\ g^{-1}\ C$ ; esse valor foi cerca de 7 vezes superior a média observada para os detritos integrais de *S. auriculata* desse estudo (Tabela VII). Essa diferença ocorre, principalmente, devido à natureza lábil dos componentes dos lixiviados de macrófitas aquáticas (carboidratos, glicosídeos e polifenóis dissolvidos. Os elevados valores de  $k_D$  (Tabela VI), que variaram de 0,144 a 0,031  $dia^{-1}$  (lixiviados de *S. auriculata* e *C. giganteus*, respectivamente) e apresentaram média de 0,071  $dia^{-1}$ ; valor cerca de 5 vezes mais elevado que a média dos detritos integrais de *S. auriculata* desse estudo (Tabela VII).

Tabela VI: Parâmetros do modelo de consumo de oxigênio na decomposição aeróbia de lixiviados de macrófitas aquáticas (Nunes, 2006).

Espécie	OC <sub>máx</sub> (mg g <sup>-1</sup> C)	k <sub>D</sub> (dia <sup>-1</sup> )	Duração (dia)	Referência
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	991	0,122	49	Nunes, 2006
<i>Utricularia breviscapa</i>	1280	0,076	130	Santos <i>et al.</i> (submetido)
<i>Cabomba piauhyensis</i>	1578	0,054	80	Peret & Bianchini Jr., 2004
<i>Cyperus giganteus</i>	1098	0,031	80	Peret & Bianchini Jr., 2004
<i>Egeria najas</i>	1239	0,041	80	Peret & Bianchini Jr., 2004
<i>Eichhornia azurea</i>	1151	0,042	80	Peret & Bianchini Jr., 2004
<i>Salvinia auriculata</i>	256	0,044	80	Peret & Bianchini Jr., 2004
<i>Scirpus cubensis</i>	1220	0,049	80	Peret & Bianchini Jr., 2004
<i>Utricularia breviscapa</i>	1414	0,034	80	Peret & Bianchini Jr., 2004
<i>Salvinia auriculata</i> à 15°C	2029	0,093	60	Panhota <i>et al.</i> , 2006
<i>Salvinia auriculata</i> à 20°C	2051	0,103	60	Panhota <i>et al.</i> , 2006
<i>alvinia auriculata</i> à 25°C	2017	0,144	60	Panhota <i>et al.</i> , 2006
<i>Salvinia auriculata</i> à 30°C	1999	0,134	60	Panhota <i>et al.</i> , 2006
<i>Utricularia breviscapa</i> à 15°C	2123	0,057	60	Panhota <i>et al.</i> , 2006
<i>Utricularia breviscapa</i> à 20°C	1822	0,072	60	Panhota <i>et al.</i> , 2006
<i>Utricularia breviscapa</i> à 25°C	1890	0,077	60	Panhota <i>et al.</i> , 2006
<i>Utricularia breviscapa</i> à 30°C	2043	0,064	60	Panhota <i>et al.</i> , 2006
<i>Salvinia molesta</i>	1051	0,056	45	Panhota <i>et al.</i> (no prelo)
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	1187	0,060	45	Panhota <i>et al.</i> (no prelo)

Tabela VII: Parametrização do processo de mineralização dos detritos de *Salvinia auriculata*.

Idade	OC <sub>máx</sub> (mg g PS <sup>-1</sup> )	k <sub>D</sub> (dia <sup>-1</sup> )	Erro (%)	t <sub>1/2</sub> dias	r <sup>2</sup>	ΔC mg L <sup>-1</sup>	O/C	% mineralização
<u>Sem Sedimento</u>								
0N	231,34	0,0146	1,85	47	0,97	37,7	1,7	34,0
10 <sup>(+)</sup> N	204,73	0,0106	3,02	65	0,96	66,9	2,1	32,0
10 <sup>(-)</sup> N	281,29	0,0124	1,37	55	0,99	102,5	1,9	46,4
40 <sup>(+)</sup> N	247,09	0,0100	2,00	69	0,97	106,5	1,6	49,7
40 <sup>(-)</sup> N	229,9	0,0109	1,83	63	0,97	58,0	2,7	27,7
90 <sup>(+)</sup> N	212,72	0,0085	2,47	81	0,94	94,5	1,5	46,7
90 <sup>(-)</sup> N	143,57	0,0166	2,29	41	0,96	57,7	1,7	27,1
180 <sup>(+)</sup> N	168,17	0,0087	2,53	79	0,94	54,5	2,1	26,8
180 <sup>(-)</sup> N	133,98	0,0113	2,39	61	0,94	27,7	3,3	13,3
<u>Com Sedimento</u>								
0Y	199,72	0,0201	1,64	34	0,98	25,2	2,7	24,3
10 <sup>(+)</sup> Y	132,98	0,0127	1,42	54	0,99	32,0	2,8	15,4
10 <sup>(-)</sup> Y	165,5	0,0123	1,71	56	0,98	64,1	1,8	24,8
40 <sup>(+)</sup> Y	114,86	0,0101	1,58	68	0,98	28,0	5,4	13,6
40 <sup>(-)</sup> Y	120,15	0,0121	1,98	57	0,98	35,2	2,3	17,2
90 <sup>(+)</sup> Y	181,35	0,0099	2,53	70	0,96	29,7	4,5	14,3
90 <sup>(-)</sup> Y	138,99	0,0111	1,80	57	0,98	47,9	2,0	22,6
180 <sup>(+)</sup> Y	39,84	0,0436	3,94	15	0,95	22,8	1,2	11,3
180 <sup>(-)</sup> Y	86,21	0,0113	1,86	61	0,98	8,7	6,6	4,3

Os detritos integrais apresentaram valores de consumo de oxigênio dissolvido mais altos quando comparados à média dos consumos de OD (162,58 mg g PS<sup>-1</sup>) dos detritos previamente decompostos (Figuras 12 a 15); com exceção do detrito 10<sup>(-)</sup>N (281,29 mg g PS<sup>-1</sup>; p > 0,001). Para o tratamento sem sedimento (N), os detritos previamente decompostos (com e sem oxigênio) consumiram, em média, cerca de 1,2 vezes menos OD em relação ao detrito integral. Para o tratamento com sedimento (Y), o detrito integral consumiu cerca de 1,1 vezes mais OD quando comparado aos detritos previamente decompostos (com e sem oxigênio). A diferença mais acentuada de consumo de oxigênio entre detrito integral e detrito

já decomposto, pôde ser observada para os detritos de 180 dias ( $p > 0,001$ ), pois esses detritos possuem a maior proporção de compostos estritamente refratários (*e.g.* celulose e lignina) em sua constituição; compostos estes, de difícil degradação, que levam, provavelmente, a um menor consumo de oxigênio dissolvido.

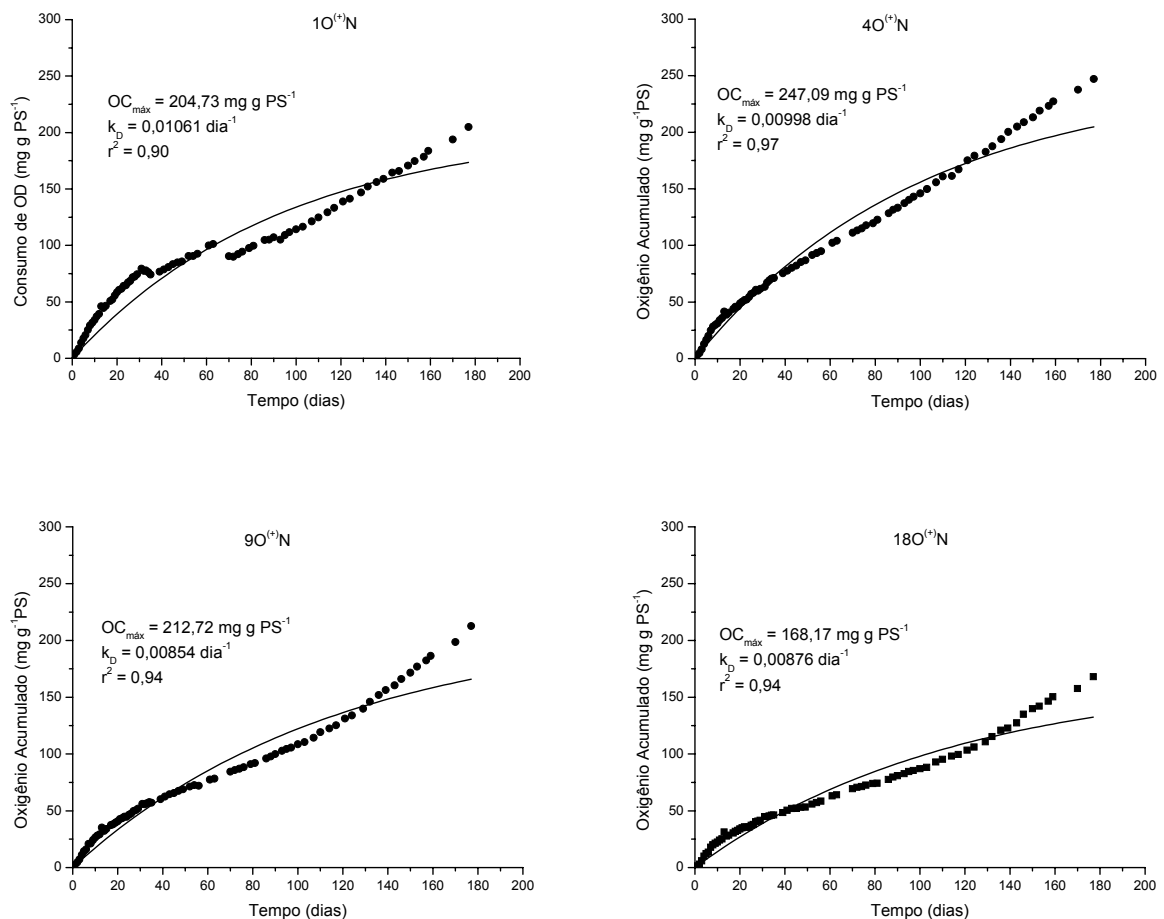


Figura 12: Cinéticas de consumo de oxigênio da mineralização aeróbia dos detritos previamente decompostos (sob condições aeróbias) de *S. auriculata* na ausência de sedimento (<sup>(+)N</sup>).

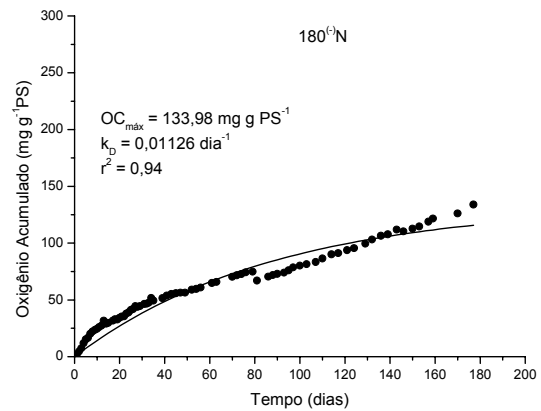
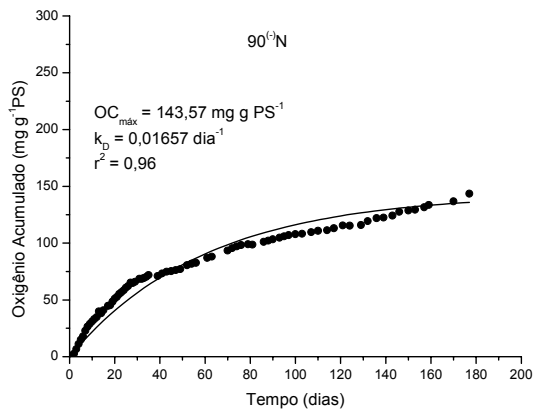
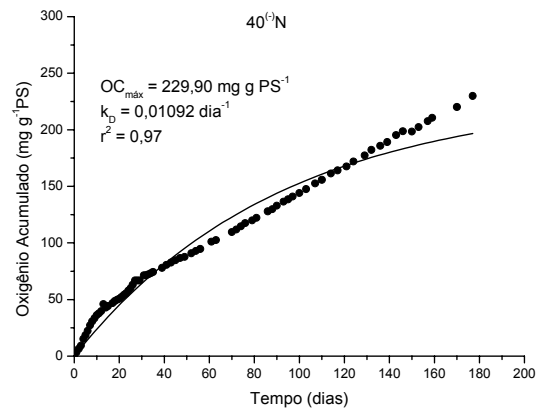
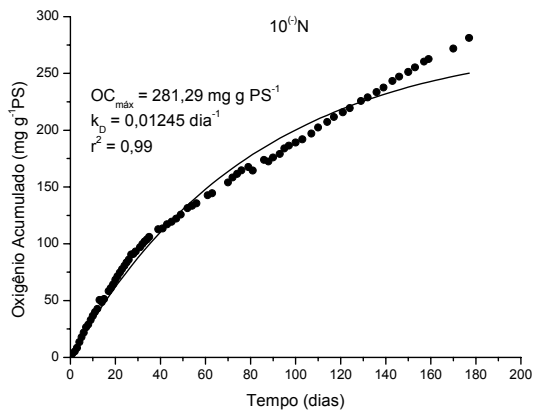


Figura 13: Cinéticas de consumo de oxigênio da mineralização aeróbia dos detritos previamente decompostos (sob condições anaeróbias) de *S. auriculata* na ausência de sedimento (<sup>(°)N</sup>).

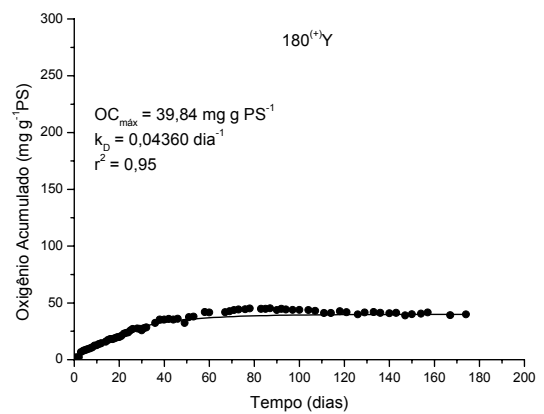
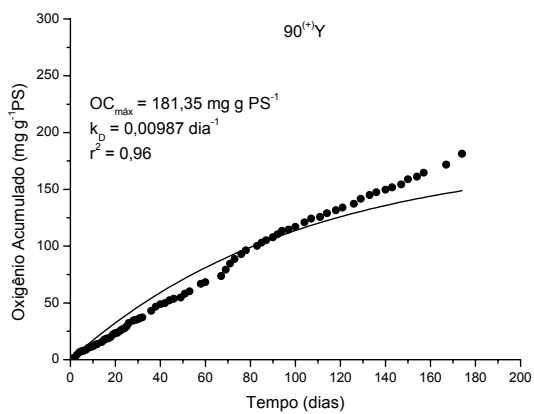
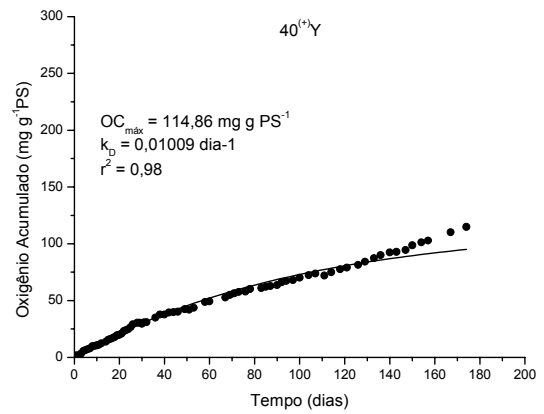
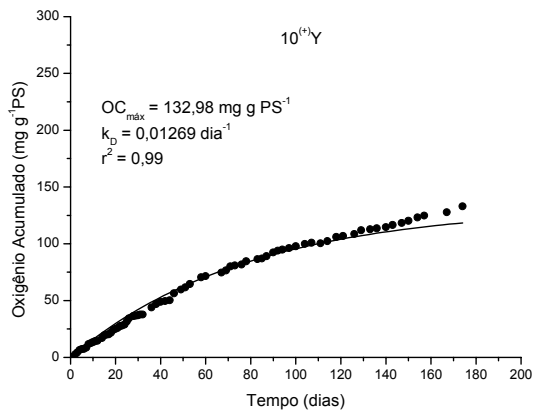


Figura 14: Cinéticas de consumo de oxigênio da mineralização aeróbia dos detritos previamente decompostos (sob condições aeróbias) de *S. auriculata* na presença de sedimento (<sup>(+)</sup>Y).

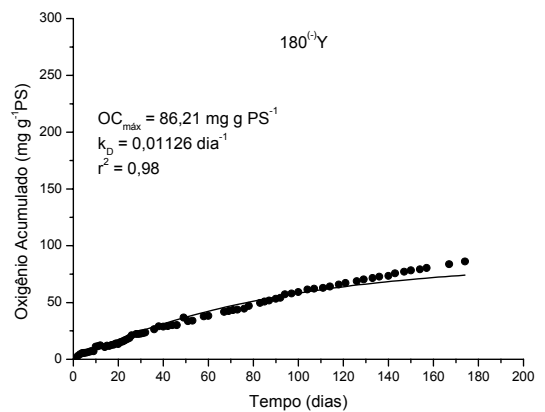
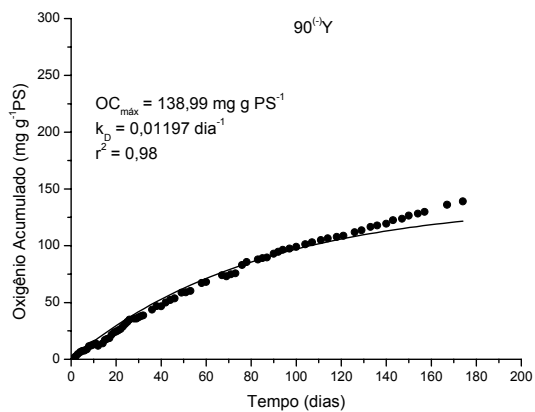
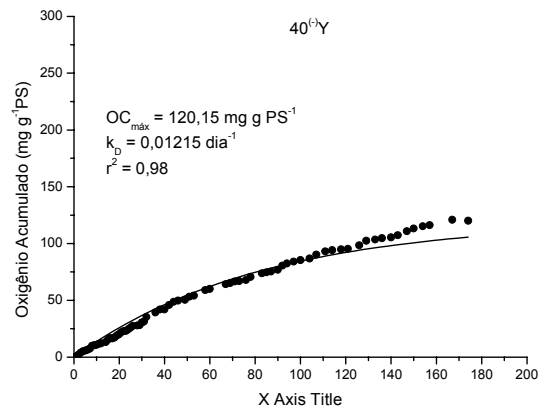
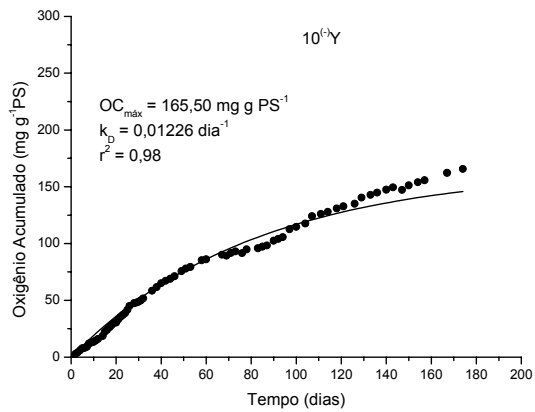


Figura 15: Cinéticas de consumo de oxigênio da mineralização aeróbia dos detritos previamente decompostos (sob condições anaeróbias) de *S. auriculata* na presença de sedimento (<sup>-1</sup>Y).

Quando comparados os valores dos  $k_D$ s dos detritos integrais em relação aos detritos previamente decompostos (Tabela VII), foi possível observar que, em geral, esses valores foram pouco mais baixos para os detritos previamente decompostos tanto no tratamento com como no sem sedimento. Os coeficientes de decomposição das macrófitas aquáticas são extremamente dependentes de suas frações refratárias (Godshalk & Wetzel, 1978); dessa forma, era esperado (e não verificado) que, com o aumento da idade e, conseqüente aumento da proporção da fração refratária do detrito, ocorresse uma diminuição significativa dos valores de  $k_D$ , da mesma forma que ocorreu uma diminuição do valor do  $OC_{m\acute{a}x}$ ; pois esses detritos com proporção alta de compostos refratários são de difícil degradação e tendem a apresentar velocidades mais baixas de degradação (Bianchini Jr., 2003) quando comparados a detritos com uma proporção menor desses compostos.

Os valores de meia-vida ( $t_{1/2}$ ) dos consumos de oxigênio da degradação dos detritos integrais, 0N e 0Y (Tabela VII), foram de 34 e 47 dias, respectivamente; esses valores foram menores do que os observados para os detritos pré-decompostos, que apresentaram uma média de 64 dias para o tratamento N (sem sedimento) e de 60 dias para o tratamento Y (com sedimento), com exceção do detrito 180<sup>(+)</sup>Y, que apresentou um valor abaixo da média (15 dias). As diferenças dos  $t_{1/2}$  entre os detritos integrais e pré-decompostos eram esperadas, pois os detritos já decompostos possuíam proporções maiores de compostos refratários, que são degradados sob velocidades mais baixas quando comparadas com os compostos lábeis presentes nos detritos integrais gerando, dessa forma, valores maiores de meia-vida, pois demoram mais tempo para serem degradados.



As incubações preparadas sem a adição de sedimento (Figuras 12 e 13; Tabela VII) apresentaram valores de  $OC_{m\acute{a}x}$  que variaram entre 133,98 mg g  $PS^{-1}$  ( $180^{(-)N}$ ) e 281,39 mg g  $PS^{-1}$  ( $10^{(-)N}$ ), com uma média de 202,67 mg g  $PS^{-1}$ . Foi possível, ainda, observar uma tendência do consumo de oxigênio em relação à idade do detrito; os detritos mais novos (10 e 40 dias) geraram, em geral, valores mais altos de  $OC_{m\acute{a}x}$  do que os observados para os detritos mais velhos (90 e 180 dias). Os coeficientes de desoxigenação (Tabela VII) variaram, no tratamento sem sedimento, de 0,0085  $dia^{-1}$  ( $90^{(+N)}$ ) a 0,0166  $dia^{-1}$  ( $90^{(-)N}$ ); com média de 0,0111  $dia^{-1}$ ; os valores de  $k_D$  foram muito próximos, não apresentando tendência de aumento de valor com o aumento da idade do detrito, porém, em relação à presença de oxigênio na pré-decomposição, os detritos consumidos sob condições de anaerobiose apresentaram valores de  $k_D$  mais elevados quando comparados ao detrito de mesma idade decomposto na presença de oxigênio. Os valores de meia-vida variaram entre 41 ( $90^{(-)N}$ ) e 81 dias ( $90^{(+N)}$ ), com uma média de 64 dias, com valores muito próximos entre si.

Os detritos decompostos na presença de sedimento (Figuras 14 e 15; Tabela VII) geraram valores de  $OC_{m\acute{a}x}$  que variaram de 39,84 mg g  $PS^{-1}$  ( $180^{(+Y)}$ ) a 181,35 mg g  $PS^{-1}$  ( $90^{(+Y)}$ ), com média de 122,48 mg g  $PS^{-1}$ , os detritos mais novos (10 dias) produziram valores mais elevados de  $OC_{m\acute{a}x}$  quando comparados aos detritos mais velhos (180 dias), assim como foi observado para os detritos decompostos sem sedimento. Os coeficientes de desoxigenação (Tabela VII) variaram entre 0,0099  $dia^{-1}$  ( $90^{(+Y)}$ ) e 0,0127  $dia^{-1}$  ( $10^{(+Y)}$ ), valores muito próximos entre si, que apresentaram média de 0,0159  $dia^{-1}$ , com exceção do detrito  $180^{(+Y)}$ , que produziu um  $k_D$  de 0,0436  $dia^{-1}$ ; valor cerca de 2,75 vezes maior que a média dos demais. Os valores de  $k_D$  desse tratamento não apresentaram uma tendência em relação à idade do detrito ou à presença de oxigênio na pré-decomposição. Os  $t_{1/2}$  variaram entre 54 ( $10^{(+Y)}$ ) e 70

dias ( $90^{(+)}Y$ ), com média de 60 dias, também com exceção do detrito  $180^{(+)}Y$ , com meia-vida de 15 dias.

As cinéticas apresentadas nas Figuras 12 a 15 apresentaram coeficientes de determinação ( $r^2$ ) variando entre 0,94 e 0,99, sendo, portanto, possível constatar que o modelo proposto foi adequado para representar às cinéticas de consumo de oxigênio do processo de mineralização aeróbia de *S. auriculata*.

Os valores de  $\Delta C$  (diferença entre os valores iniciais e finais de carbono dissolvido e particulado; Tabela VII) que representam o carbono consumido no processo de mineralização, variaram de  $27,7 \text{ mg L}^{-1}$  ( $180^{(-)}N$ ) a  $106,5 \text{ mg L}^{-1}$  ( $40^{(+)}N$ ), com média igual a  $64,0 \text{ mg L}^{-1}$  para o tratamento sem sedimento, esses valores foram, em média, 2,0 vezes mais elevados que os encontrados para o tratamento com sedimento (que variaram entre  $8,7 \text{ mg L}^{-1}$  ( $180^{(-)}Y$ ) e  $64,1 \text{ mg L}^{-1}$  ( $10^{(-)}Y$ ), com média igual a  $31,8 \text{ mg L}^{-1}$ ). Os percentuais de mineralização variaram de 13,3% ( $180^{(-)}N$ ) a 49,7% ( $40^{(+)}N$ ), para o tratamento sem sedimento, sendo esses valores, em geral, maiores do que os observados para o tratamento com sedimento, que variaram entre 4,3% ( $180^{(-)}Y$ ) e 24,8% ( $10^{(-)}Y$ ). E, ambos os tratamentos, os valores mais altos de mineralização foram observados nos detritos mais novos. Nos tratamentos com sedimento (Y), este pode ter sido utilizado como fonte de matéria orgânica preferencial, além do detrito, levando aos valores mais baixos de percentagem de mineralização e de  $\Delta C$  dos fragmentos de *S. auriculata* nessas incubações.

Os resultados obtidos dos valores de  $OC_{\text{máx}}$  mostram que, em geral e para todos os tratamentos, os detritos mais novos geraram consumos mais elevados de oxigênio, quando comparados com os detritos mais velhos (Figura 16); de um modo geral, os detritos decompostos sem adição de sedimento apresentaram valores de  $OC_{\text{máx}}$  cerca de 1,5 vezes maiores do que os detritos decompostos na presença de sedimento; sendo que os valores mais

elevados de  $OC_{m\acute{a}x}$  foram registrados nas incubações com detritos com 40 ( $N^{(+)}$ ) e 10 ( $N^{(-)}$ ). No caso das incubações com sedimento, os valores de  $OC_{m\acute{a}x}$  tenderam a decrescer continuamente da decomposição dos detritos mais novos até os mais velhos (embora tenha-se registrado aumento de  $OC_{m\acute{a}x}$  dos detritos de 90 dias).

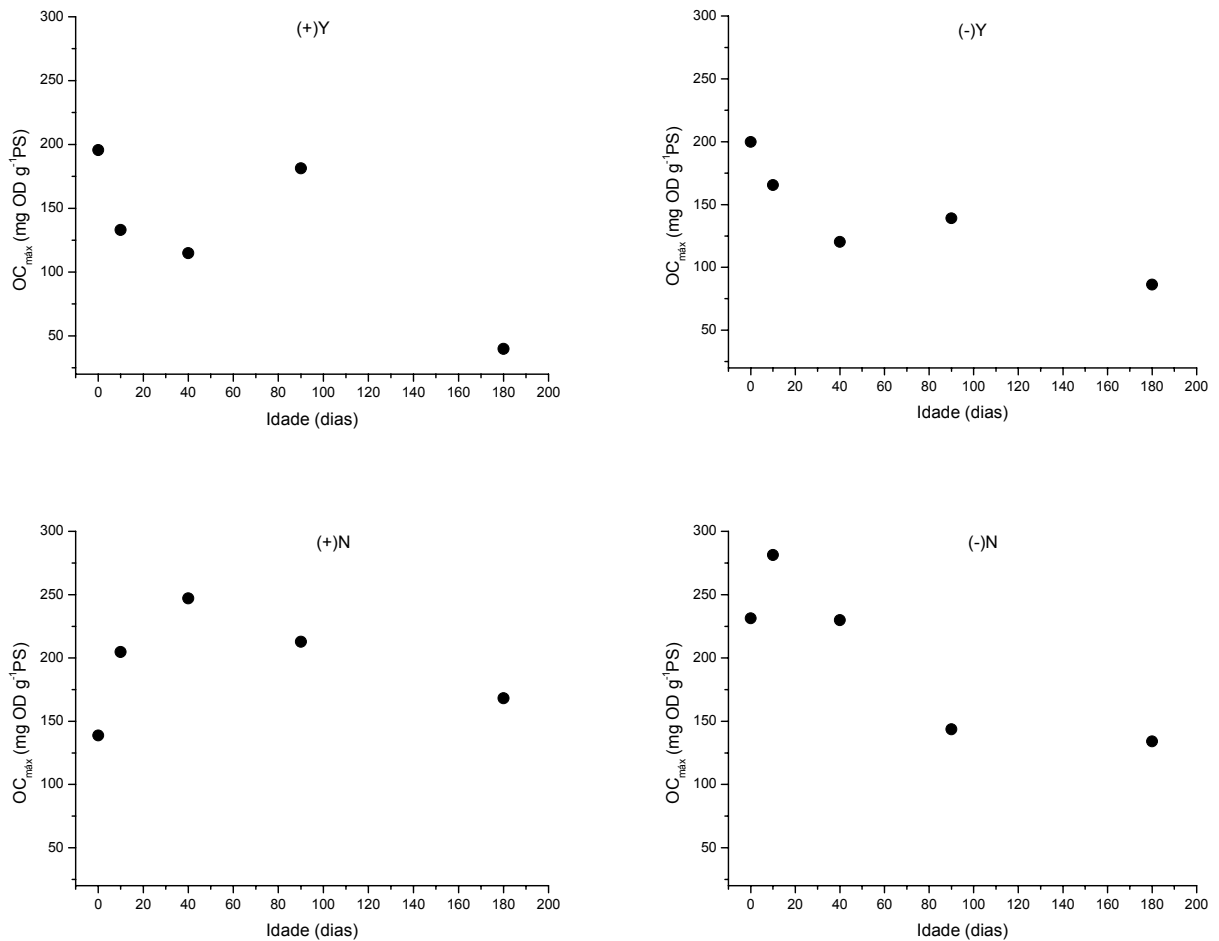


Figura 16: Valores de  $OC_{m\acute{a}x}$  dos detritos de *S. auriculata* decompostos na ausênça e na presença de sedimento.

Conforme observado no o Experimento 1, os detritos integrais apresentam em sua composição uma fração de compostos lábeis rapidamente solubilizados (Farjalla *et al.*, 1999), os detritos pré-decompostos novos como os de 10 e 40 dias já não continham essa fração lábil. De fato, muitos estudos mostram que 7 dias são suficientes para a conclusão do processo de lixiviação (Otsuki & Wetzel, 1974; Fallon & Pfaender, 1976; Canhoto & Graça, 1996; Wrubleski *et al.*, 1997; Pope *et al.*, 1999; Brum & Esteves, 2001; Albariño & Balseiro, 2002; Schlickeisen *et al.*, 2003), porém, ainda possuem compostos de degradação intermediária, como ceras, pectinas e óleos. Por sua vez, os detritos mais velhos (180 dias) são formados, predominantemente, por fibras (compostos refratários) como a lignina, a celulose e a hemicelulose; esses compostos apresentam, normalmente, degradação lenta devido a sua intrincada composição estrutural e ao complexo conjunto de enzimas necessário à sua efetiva decomposição (Ahmed *et al.*, 2001). Um estudo envolvendo a degradação de rizomas de diferentes idades mostrou que para os detritos mais novos (menos de um ano) a perda de massa, na decomposição, foi duas vezes maior que a perda de massa da decomposição dos detritos com um a quatro anos (Asaeda & Nam, 2002).

Os sedimentos de ecossistemas lacustres são compostos, basicamente, de: (i) matéria orgânica em diferentes estágios de decomposição; (ii) material mineral particulado; (iii) compostos inorgânicos de origem biogênica e (iv) microrganismos. Em alguns sistemas, o sedimento pode representar uma fonte de nutrientes com maior importância ecológica do que as fontes alóctones (Wetzel, 1983; Nowlin *et al.*, 2005). Devido ao elevado conteúdo de matéria orgânica (23%) encontrado nos sedimentos da lagoa do Óleo e à presença de nutrientes (2,3% e 1,64% de N e P, respectivamente), eram esperados consumos elevados de OD nos tratamentos com a adição de sedimento devido ao incremento da taxa de respiração microbiana, que seria causado pelo aumento da biomassa de microrganismos, uma vez que os

sedimentos lacustres, normalmente, apresentam cerca de três vezes mais microrganismos quando comparados à coluna d'água. A produção, abundância e tamanho de célula bacteriana são também maiores nas comunidades do sedimento quando comparadas às comunidades pelágicas e epífitas (Fischer & Pusch, 2001). Quando a região litorânea possui uma comunidade de macrófitas bem desenvolvida, como é o caso da lagoa do Óleo, é de se esperar que o sedimento apresente um número maior de células microbianas do que o encontrado em sedimentos profundos de regiões limnéticas (Wetzel, 1983).

Del Giorgio & Cole (1998) desenvolveram a idéia de que o catabolismo e o anabolismo microbianos não estão acoplados; essa desconexão permite à bactéria ter a flexibilidade metabólica necessária para competir com as vicissitudes das diferentes condições ambientais. Dessa forma, os baixos valores de  $OC_{máx}$  encontrados para os detritos do tratamento Y pode ter ocorrido pelas seguintes razões: (i) a comunidade de microrganismos presente nas câmaras investiu no anabolismo (crescimento) ao invés do catabolismo (respiração) ou (ii) o número elevado de microrganismos nos tratamentos (aumentado pela presença do sedimento) pode ter gerado uma competição entre a comunidade, levando à seleção de algumas espécies e, conseqüentemente, causando uma baixa taxa de respiração (iii) ou, ainda, que o aumento da quantidade de nutrientes, principalmente N, inibiu a decomposição da MOP. Essa inibição foi observada por Entry (2000), que encontrou diminuição na decomposição de lignina e celulose em solos enriquecidos com N em áreas alagadas. Fogg (1988) observou diminuição das taxas de decomposição com a adição de nitrogênio a materiais orgânicos recalcitrantes, como a lignina. Assim como a adição de compostos de nitrogênio, como  $NO_3$  e  $NH_4$  suprimiu a degradação da lignina na decomposição terrestre e estimulou a decomposição da holocelulose em folhas (Osono & Takeda, 2001).

Nas incubações sem adição de sedimento, os detritos constituíam-se na única fonte de matéria orgânica e de nutrientes; dessa forma, a comunidade de microrganismos pode ter optado pelo catabolismo, como sugerido por Del Giorgio & Cole (1998), causando os altos valores de consumo de oxigênio dissolvido; assim como os baixos valores da relação estequiométrica O/C (Tabela VII) que pode ser observado nessas câmaras quando comparadas às câmaras com sedimento, mostrando que uma quantidade menor de oxigênio foi utilizada para mineralizar o carbono na presença do sedimento. Os valores dessa relação O/C podem variar, entre outros fatores, de acordo com a quantidade e espécies de microrganismos envolvidos no processo e com a variação da quantidade e qualidade dos compostos orgânicos disponíveis (Cunha-Santino, 2003); fatores influenciados pela presença do sedimento no processo.

Além do consumo de oxigênio dissolvido e as relações O/C, a presença de sedimento parece ter influenciado, também, na porcentagem de mineralização dos detritos de *S. auriculata* (Tabela VII); a média da porcentagem de mineralização do tratamento N (33,8 %) foi o dobro da média da porcentagem de mineralização do tratamento Y (17,58 %). Essa diferença também pode ter ocorrido devido aos fatores anteriormente relacionados, como a maior disponibilidade de matéria orgânica e de nutrientes quando o sedimento estava presente, o que levou ao consumo desses recursos nessas câmaras, além do detrito. Por outro lado, nas incubações que não continham sedimento, a única fonte de nutrientes e matéria orgânica foi o detrito, que, assim, apresentou uma maior porcentagem de mineralização.

Villar *et al.* (2001) e Xie *et al.* (2004) afirmaram que a adição de nutrientes pode, não só diminuir, como também inibir as taxas de decomposição; contudo, no presente estudo, a adição de nutrientes pela presença do sedimento, não parece ter influenciado os valores dos  $k_{DS}$ , pois esses valores foram muito próximos; variando de  $0,0085 \text{ dia}^{-1}$  a  $0,0436 \text{ dia}^{-1}$ .

Pôde-se observar (Tabela VII) que a presença de oxigênio no processo de decomposição prévia pode ter influenciado os coeficientes de desoxigenação ( $k_D$ ) esses valores foram, em geral, maiores nos detritos previamente decompostos sob condições anaeróbias, quando comparados ao detrito de mesma idade decomposto na presença de oxigênio. De acordo com Bianchini Jr. (1982, 1985); Bianchini Jr. & Toledo (1996), os efeitos da concentração de oxigênio do meio ocorrem, principalmente, nos coeficientes de decaimento. As diferenças observadas podem estar relacionadas com o sistema de degradação da celulose de microrganismo anaeróbios, que é claramente diferente dos de fungos e bactérias aeróbias (Pérez *et al.*, 2002). Dessa forma, essas diferenças podem refletir a desorganização prévia das fibras (celulose) que facilitou o ataque microbiano durante a decomposição aeróbia do presente estudo, levando ao aumento dos valores de  $k_D$ ; uma vez que que bactérias e fungos anaeróbios são eficientes decompositores da celulose (Ahmed, 2001). Conseqüentemente, os valores de meia-vida também foram influenciados pela presença de oxigênio na decomposição prévia, sendo esses valores, menores nos detritos decompostos sob condições prévias de anaerobiose. A mudança na rota metabólica da decomposição pode ocorrer em ambientes naturais, principalmente na superfície do sedimento, onde a disponibilidade de oxigênio pode variar temporalmente.

A relação estequiométrica O/C (Tabela VII); que se constitui na quantidade de oxigênio para oxidar o carbono, variou no tratamento sem sedimento, de 1,5 ( $90^{(+)}N$ ) a 3,3 ( $180^{(-)}N$ ), apresentando uma média de 2,0; os valores encontrados para o tratamento com sedimento variaram de 1,2 ( $180^{(+)}Y$ ) a 5,4 ( $40^{(+)}Y$ ), com uma média de 3,2. As relações estequiométricas são dependentes da composição química do detrito (Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2002), dessa forma, era esperado que com o aumento da idade do detrito e conseqüente aumento da fração refratária fossem observados valores mais elevados de O/C

nos detritos mais velhos quando comparados aos detritos integrais, pois esses compostos de difícil degradação consumiriam maiores quantidades de oxigênio para a oxidação do carbono (*e.g.* cascas = 6,63 (Cunha-Santino e Bianchini Jr., 2002)); no entanto, não foi possível estabelecer uma tendência de aumento de valor da relação de O/C com o aumento da idade do detrito. Em relação à presença de sedimento, pôde-se notar que, em média, a adição de sedimento incrementou a relação O/C em duas vezes; esse incremento foi causado, provavelmente, porque a comunidade microbiana investiu no anabolismo nas câmaras que continham sedimento, como discutido anteriormente, levando a valores mais altos na relação O/C.

De acordo com Bianchini Jr. *et al.* (2006) a rota metabólica predominante da comunidade microbiana altera os valores das relações estequiométricas; como se pôde observar nesse estudo, esses valores apresentaram diferenças entre os detritos de mesma idade e mesmo tratamento (presença ou não de sedimento) decompostos previamente na presença ou ausência de oxigênio. No caso dos valores de O/C, foi possível observar que, em alguns casos, o maior valor ocorreu no detrito previamente decomposto aerobiamente, como no caso dos detritos 10Y, 40Y e 90Y; nos detritos 40N, 180N e 180Y, os maiores valores de O/C foram encontrados nos detritos previamente decompostos anaerobiamente. Isso demonstra que a rota metabólica da degradação prévia pode modificar o detrito de diferentes formas (*e.g.* maior desagregação das fibras por micorganismos anaeróbios, uma vez que estes apresentam celulosomas, que representa uma estratégia adaptativa das bactérias celulolíticas (Shoham *et al.*, 1999; Schwarz, 2001)), levando às mudanças dos valores das relações estequiométricas.

A Tabela VIII mostra valores da relação estequiométrica O/C de diferentes estudos; foi possível observar que esses valores variaram de 0,26 (lixiviado de *S. auriculata*) a 6,73 (cascas). Em geral, os maiores valores foram encontrados para substratos refratários (*e.g.*



cascas de árvores) e os menores valores foram observados na decomposição do lixiviado de macrófitas aquáticas, que é composto, principalmente de material lábil; no entanto, foi possível observar que alguns compostos da MOD, como amido, lisina e ácido tânico, apresentaram baixos valores de O/C, que podem ter sido causados devido às características químicas desses compostos (como solubilidade e refratabilidade). Diversos estudos sobre a mineralização de macrófitas aquáticas indicaram que esses coeficientes estequiométricos podem ser afetados pelas características qualitativas dos detritos (Cunha & Bianchini Jr., 1998; Brum *et al.*, 1999; Farjalla *et al.*, 1999; Bitar & Bianchini Jr., 2002; Peret & Bianchini Jr., 2004); dessa forma, era esperado que os valores encontrados nesse estudo fossem mais altos para os detritos mais velhos quando comparados aos detritos mais novos, porém essa diferença não foi verificada; os valores de O/C desse estudo foram semelhantes aos valores encontrados para os detritos integrais de macrófitas aquáticas (Bianchini Jr. *et al.*, 2006).

Segundo Cunha-Santino (2003), variações em valores estequiométricos podem ser atribuídas: (i) às oxidações químicas entre diferentes compostos orgânicos envolvidos no processo de decomposição; (ii) às reações mediadas por enzimas; (iii) às alterações das rotas metabólicas predominantes; (iv) às variações das quantidades e das espécies de microrganismos envolvidos; (v) às variações da quantidade e da qualidade (fração lábil e refratária) dos compostos orgânicos disponíveis e (vi) aos teores de oxigênio dos detritos.

Tabela VIII: Valores de relações estequiométricas O/C de diversos substratos; lábeis e refratários.

Recurso	O/C	Fonte
<i>Cabomba piauhyensis</i> *	1,58	Peret & Bianchini Jr., 2004
<i>Cyperus giganteus</i> *	1,10	Peret & Bianchini Jr., 2004
<i>Egeria najas</i> *	1,24	Peret & Bianchini Jr., 2004
<i>Eicchornia azurea</i> *	1,51	Peret & Bianchini Jr., 2004
<i>Salvinia auriculata</i> *	0,26	Peret & Bianchini Jr., 2004
<i>Scirpus cubensis</i> *	1,22	Peret & Bianchini Jr., 2004
<i>Utricularia breviscapa</i> *	1,41	Peret & Bianchini Jr., 2004
glicose	2,79	Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2003
sucrose	2,47	Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2003
amido	0,96	Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2003
glicina	0,86	Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2003
lisina	0,93	Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2003
ácido tânico	0,17	Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2003
<i>Cabomba piauhyensis</i> **	5,1	Bianchini Jr. <i>et al.</i> , 2006
<i>Cyperus giganteus</i> **	4,3	Bianchini Jr. <i>et al.</i> , 2006
<i>Egeria najas</i> **	3,3	Bianchini Jr. <i>et al.</i> , 2006
<i>Eicchornia azurea</i> **	2,3	Bianchini Jr. <i>et al.</i> , 2006
<i>Salvinia auriculata</i> **	2,5	Bianchini Jr. <i>et al.</i> , 2006
<i>Scirpus cubensis</i> **	1,2	Bianchini Jr. <i>et al.</i> , 2006
<i>Utricularia breviscapa</i> **	5,2	Bianchini Jr. <i>et al.</i> , 2006
serrapilheira	3,88	Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2002
galhos	1,05	Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2002
casca	6,73	Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2002
folhas	2,45	Cunha-Santino & Bianchini Jr., 2002

(\*) lixiviado; (\*\*) detritos integrais

## Conclusões

Com base nas condições experimentais adotadas concluiu-se que:

❶ Os processos de mineralização aeróbia dos detritos integrais de *C. giganteus* consumiram elevadas concentrações de oxigênio dissolvido em um curto período; enquanto que os detritos refratários geram um demanda de oxigênio 2,3 vezes menor. Dessa forma, esses detritos tendem ao acúmulo no sedimento da lagoa do Óleo e, provavelmente, produzem no longo prazo, baixas demandas de oxigênio dissolvido até que sejam colmatados, tornando-se constituintes permanentes do sedimento. Em relação à idade do detrito, no caso os de *C. giganteus*, 60 dias de decomposição prévia não foram suficientes para promover diferenças nos consumos de oxigênio na degradação aeróbia, provavelmente, devido aos teores elevados de fibras do tecido de sustentação desta espécie.

❷ Na decomposição aeróbia dos detritos de *S. auriculata* que ocorre nas camadas superficiais da lagoa do Óleo, a demanda bentônica de oxigênio não foi incrementada pela presença dos microrganismos e nutrientes (liberados pelo sedimento). Em relação à idade do detrito, 180 dias de decomposição prévia parecem ser suficientes para a observação de mudanças nas concentrações de oxigênio consumido, uma vez que foi possível observar um menor consumo de OD na decomposição desses detritos quando comparados a detritos mais novos.

③ A decomposição prévia sob condições aeróbias influenciou a velocidade do processo de decomposição; detritos decompostos previamente em anaerobiose apresentaram valores mais altos de coeficientes de desoxigenação, provavelmente relacionados a uma maior desagregação das fibras. Dessa forma, as mudanças na disponibilidade de oxigênio que ocorrem na superfície do sedimento da lagoa podem resultar em mudanças nas velocidades dos processos de decomposição aeróbia, e, conseqüentemente, nos tempos de meia-vida dos detritos de macrófitas aquáticas.

## Perspectivas

Dando continuidade aos estudos com detritos refratários, sugere-se um trabalho que aborde a ação das enzimas extracelulares na dinâmica da decomposição de espécies de macrófitas aquáticas (*e.g. Salvinia auriculata, Eichhornia azurea e Cyperus giganteus*), da lagoa do Óleo. Propõe-se, ainda, o detalhamento dos processos de decomposição, através da perda de massa das espécies; destacando-se as atividades enzimáticas (*e.g. celulase, peroxidase,  $\beta$ -xilanase, fenol oxidase e  $\beta$ -1,4-glicosidase*) dos microrganismos que atuam, em conjunto, na degradação dos detritos de macrófitas aquáticas.

## Referências Bibliográficas

- Ahmed, Z., Banu, H., Rahman, M., Akhter, F., Haque, S. 2001. Microbial activity on the degradation of lignocellulosic polysaccharides. *Online J. Biol. Sci.*, 1: 993-997.
- Akin, D. E. & Benner, R. 1988. Degradation of polysaccharides and lignin by ruminal bacteria and fungi. *Appl. Environ. Microbiol.*, 54(5): 1117-1125.
- Albariño, R. J. & Balseiro, E.G. 2002. Leaf breakdown in Patagonian streams: native versus exotic trees and the effect of invertebrate size. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.*, 12:181-192.
- Alexander, M. 1977. *Introduction of soil microbiology*. John Willey & Sons, New York. 467p.
- Allan, J. D. 1995. *Stream Ecology – Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London. 388p.
- Allen, S. E.; Grimshaw, H. M.; Parkinsin, J. A.; Quarmby, G. 1974. *Chemical Analysis of Ecological Materials*. Blackwell, Oxford, 565p.
- Antonio, R. M., Bitar, A. L., Bianchini Jr. 1999. I. Consumo de oxigênio na mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira. *Acta Limnol.. Brasil.*, 11(2): 1-16.

- Antonio, R. M. 2004. Potencial de heterotrofia do reservatório de Barra Bonita (SP), com ênfase na decomposição de polissacarídeos extracelulares de espécies fitoplanctônicas. São Carlos, Universidade Federal de São Carlos, 135p (Tese).
- Aprile, F. M., Delitti, W. B., Bianchini Jr. 1999. Proposta de modelo cinético da degradação de laminados de madeiras em ambientes aquático e terrestre. Rev. Brasil. Biol., 59(3): 493-501.
- Asaeda, T., Trung, V. K., Manatunge, J. 2000. Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in Shallow Lakes. Aquat. Bot., 68: 217-237.
- Asaeda, T. & Nam, L.H. 2002. Effects of rhizome age on the decomposition rate of *Phragmites australis* rhizomes. Hydrobiol., 485:205-208.
- Battle, J. M. & Mihuc, T. B. 2000. Decomposition dynamics of aquatic macrophytes in the lower Atchafalaya, a large floodplain river. Hydrobiol. 418: 123-136.
- Barillier, A., & Garnier, J. 1993. Influence of temperature and substrate concentration on bacterial growth yield in Seine River water Batch cultures. Appl. Environ. Microbiol., 59(5): 1678-1682.
- Béguin, P. & Aubert, J. P. 1994. The biological degradation of cellulose. Federation or European Microbiological Societies of Microbiology Reviews, 13: 25-28.

- Beyruth, Z. 1992. Aquatic macrophytes from a marginal pond at Embu-mirim river, S.Paulo, Brazil. *Rev. Saúde Pública*, 26(4): 272-282.
- Blanco, A., Díaz, P., Zueco, J., Parascandola, P., Pastor, J. F. 1999. A multidomain xylanase from a *Bacillus* sp. with a region homologous to thermostabilizing domains of thermophilic enzymes. *Microbiol.*, 145: 2163-2170.
- Bianchini Jr., I. Estudos dos processos de humificação de *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze. 1985. São Carlos, UFSCar. 285p. (Tese).
- Bianchini Jr., I. 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: Thomaz, S.M. & Bini, L.M. (eds). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. EDUEM, Maringá p. 85-126.
- Bianchini Jr., I. Peret, A. M., Cunha-Santino, M. B. 2006. A mesocosm study of aerobic mineralization of seven aquatic macrophytes. *Aquat. Bot.*, 85:163-167.
- Bianchini Júnior, I. & Toledo, A. P. P. 1996. Estudo da mineralização de *Eleocharis mutata*. Seminário Regional de Ecologia. São Carlos, p. 52-72.
- Bitar, A. L. Contribuição para o Estudo dos Processos de Mineralização em Sistemas Aquáticos. (Monografia). UFSCar, 1995. 46 p.



- Bitar, A. L. & Bianchini Jr., I. 2002. Mineralization assays of some organic resources of aquatic systems. *Braz. J. Biol.*, 62:557-564.
- Branco, S. M. & Rocha, A. A. 1977. *Poluição, proteção e usos múltiplos de represas*. Ed. Edgard Blücher/Cetesb, São Paulo. 185p.
- Brinson, M. M., Lugo A. M., Brown, S. 1981. Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 12: 123-161.
- Brum, P. R., Farjalla, V. F., Gonçalves Júnior, J. F., Santos, A. M., Pôrto, M. T., Vieira, E. D. R., Ferreira, F. M., Bianchini Jr., I. 1999. Aspects of the uptake of dissolved oxygen in Cabiúnas and Imboassica Lagoons (Macaé, RJ). *Braz. Arch. Biol. Technol.*, 42(4): 433-440.
- Brum, P. R. & Esteves, F. A. 2001. Changes in abundance and biomass of the attached bacterial community throughout the decomposition of three species of aquatic macrophyte. *Oecol. Brasil.*, IX:77-95.
- Canhoto, C. & Graça, M. A. S. 1996. Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. *Hydrobiol.*, 333:79-85.

- Characklis, W. G. 1990. Kinetics of microbial transformations. In: W. G. Characklis & Marshall, K. C. (Ed.). Biofilms: Wiley & Sons, New York. Kinetics of microbial transformations, p.233-264.
- Cunha-Santino, M. B. 2003. Atividade enzimática e modelagem matemática da decomposição de *Utricularia breviscapa* na lagoa do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio-SP). São Carlos, UFSCar, 140p. (Tese)
- Cunha, M. B. & Bianchini Jr., I. 1998. Mineralização aeróbia de *Cabomba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*. Acta Limnol. Brasil., 10(1): 81-91.
- Cunha, M. B. & Bianchini Jr., I. 1999. Degradação aeróbia de *Cabomba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*. Acta Limnol. Brasil., 10(2):59-69.
- Cunha-Santino, M. B. & Bianchini Jr., I. 2003. Oxygen consumption during mineralization of organic compounds in water samples from a small sub-tropical reservoir (Brasil). Brazil. Arch. Biol. Technol., 46:723-729.
- Cunha-Santino, M. B. & Bianchini Jr., I. 2004. Oxygen uptake during mineralization of humic substances from Infernão lagoon (São Paulo, Brazil). Braz. J. Biol., 64:583-590.

- Cunha-Santino, M. B. & Bianchini Jr., I. 2006. Consumo de oxigênio e estequiometria da decomposição aeróbia de *Utricularia breviscapa* Wright ex Griseb e *Salvinia auriculata* Aubl. In: Estudos Integrados em Ecossistemas - Estação Ecológica de Jataí. p. 191-205, cap. 11.
- Cunha-Santino, M. B. & Bianchini Jr, I. 2002. Estequiometria da decomposição de galhos, cascas, serrapilheira e folhas. In: Espíndola, E. L. G., Mauad, F. F., Schalch, W., Rocha, O., Felicidade, N., Rietzler, A. C. (Ed.). Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado. São Carlos: RiMa, cap. 4, p. 43-56.
- Cunha-Santino, M. B., Bianchini Jr., I. & Serrano, L.E.F. 2002. Aerobic and anaerobic degradation of tannic acid on water samples from Monjolinho reservoir (São Carlos, SP, Brazil). *Brazil. J. Biol.*, 62:585-590.
- Daufresne, T. & Loreau, M. 2001. Ecological stoichiometry, primary producer-decomposer interactions, and ecosystem persistence. *Ecology.*, 82:3069-3082.
- Davis, M. L. & Cornwell, D. A. 1991. Introduction to environmental engineering. Mc Graw-Hill, New York, 822p.
- Del Giorgio, P. A. & Cole, J. J. 1998. Bacterial growth efficiency in natural aquatic systems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 29:503-41.

Ecosafe. 2004. Álbum de fotos. Disponível em:  
<http://www.ecosafe.agr.br/album/Cyperus%20giganteus.jpg> acessado em 8 junho 2005.

Esteves, F. A. 1998. Fundamentos da Limnologia: Interciência/Finep. 602 p.

Entry, J. A. 2000. Influence of nitrogen on cellulose and lignin mineralization in blackwater and redwater forested wetland soils. *Biol. Fertil. Soils*, 31:436-440.

Fallon, R. D. & Pfaender, R. 1976. Dry weight and chemical changes during decomposition of tropical macrophytes in Lobo reservoir – São Paulo, Brazil. *Aquat. Bot.*, 16:285-295.

Farjalla, V. F., Marinho, C. C., Estevez, F. A. 1999. Uptake of oxygen in the initial stages of decomposition of an aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. *Acta Limnol. Brasil.*, 11 (2):185-193.

Fischer, H. & Pusch, M. 2001. Comparison of bacterial production in sediments, epiphyton and the pelagic zone of a lowland river. *Freshwater Biol.*, 46:1335-1348.

Fogg, K. 1988. The effect of nitrogen on the rate of decomposition of organic matter. *Biol. Rev.*, 63:433-462.

Godshalk, G. L. & Wetzel, R. G. 1978. Decomposition in the littoral zone of lakes. In: *Freshwater Wetlands: Ecological Processes and Management Potential*. Academic Press, New York. p. 131-143.

- Goldstein, I. S. 1981. Organic Chemical from Biomass. C. R. .C. Press, Boca Raton.
- Hamilton, W. A. 1984. Energy sources for microbial growth: an overview. In: Codd, G. A. (Ed.) Aspects of microbial metabolism and ecology. Academic Press, Orlando p. 35-57.
- Henry-Silva, G. G., Pezzato, M. M., Benassi, R. E., Camargo, A. E. M. 2001. Chemical composition of five species of aquatic macrophytes from lotic ecosystems of the southern coast of the state of São Paulo (Brazil). Acta Limnol. Brasil., 13:11-17.
- Infojardim. 2000. Fichas – Acuáticas. Disponível em: <http://www.infojardin.com/fichas/acuaticas/salvinia-auriculata-oreja-de-agua-helecho-mariposa.htm> acessado em 24 agosto 2006.
- Kirk, K. & Cullen, D. 1998. Enzymology and molecular genetics of wood degradation by white rot fungi. In: Young, R. A. & Akhtar, M. (Ed.) Environmental friendly technologies for pulp and paper industry. Wiley, New York, p 273-307.
- Kirk, T. K. & Farrel, R. L. 1987. Enzymatic “Combustion”: The Microbial Degradation of Lignin. Annu. Rev. Microbiol. 41:465–505.
- Komínková, D., Kuehn, K. A., Büsing, N., Steiner, D., Gessner, M. O. 2000. 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., 22: 271-282.

- Kulkarni, N., Shendye, A., Rao, M. 1999. Molecular and biotechnological aspect of xylanases. *FEMS Microbiol. Rev.* 23: 411-456.
- Lynch, J. M. & Hobbie, J. E. 1988. *Micoorganisms in action: concepts and applications in microbial ecology*. Blackwell Scientific Publishers, Oxford. 363p.
- Lehninger, A. L. 1993. *Princípios de Bioquímica..* Sarvier, São Paulo.725p.
- Maccubbin, A. E. & Hodson, R. E. 1980. Mineralization of detrital lignocellulose by salt marsh sediment microflora. *Appl. Environ. Microbiol*, 40: 735-740.
- Mackereth, F. J. H., Heron, J., Talling, J. F. 1978. *Water chemistry: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, Sci. Po., 36. 121p.
- Mitsch, W. J. & Gosselink, J. G. 1993. *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold, New York. 722p.
- Moore J. C., Berlow E. L. & Coleman D. C. 2004. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecol. Letters*, 7:584–600.
- NC State University. 2000. Research. Disponível em: [www4.ncsu.edu](http://www4.ncsu.edu) acessado em 13 setembro 2006.
- Nowlin, W. H., Evarts, J. L., Vanni, M. J. 2005. Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir. *Freshwater Biol.*, 50:301-322.

Nunes, M. F. Mineralização aeróbia de carbono e de nitrogênio de lixiviados de *Myriophyllum aquaticum*. (Monografia) UNESP, 2006. 17p.

Oracle ThinkQuest. 2002. Library – Science and Technology. Disponível em: <http://library.thinkquest.org> acessado em 13 setembro 2006.

Oslo University. 2000. Biologisk institutt. Disponível em: [www.biologi.uio.no](http://www.biologi.uio.no) acessado em 13 setembro 2006.

Osono, T. & Takeda, H. 2001. Effects of organic chemical quality and mineral nitrogen addition on lignin and holocellulose decomposition of beech leaf litter by *Xylaria* sp. Eur. J. Biol., 37:17-23.

Otsuki, A. & Wetzel, R. G. 1974. Release of dissolved organic matter by autolysis of a submerged macrophyte, *Scirpus subterminalis*. Limnol. Oceanogr., 19:842-845.

Pacobahyba, L. D., Bianchini Jr., I., Vieira, A. H. H., Cunha-Santino, M. B. 2004. The mineralization kinetics of *Staurastrum iversenii* Nygaard var. *americanum*. Acta Limnol. Brasil., 14:391-400.

Panhota, R.S. & Bianchini Jr., I. 2003. Potential cycling of organic matter in a eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). Acta Limnol. Brasil., 15:1-11.

Panhota R. S., Cunha-Santino, M. B. & Bianchini Jr., I. 2006. Consumos de oxigênio das mineralizações de lixiviados de *Salvinia auriculata* e de *Utricularia breviscapa* da lagoa do Óleo. In: Estudos Integrados em Ecossistemas - Estação Ecológica de Jataí.

Panhota, R. S.; Silva, R. H. & Bianchini Jr., I. (no prelo). Mineralizações (aeróbias e anaeróbias) dos lixiviados de *Salvinia molesta* e *Myriophyllum aquaticum* do Reservatório do Monjolinho - S. Carlos, SP, Brasil. In: Ambientes aquáticos e terrestres do Campus da UFSCar.

Papiergeschiedenis. 2001. Grondstoffen voor de pulp. Disponível em: [http://www.papiergeschiedenis.nl/techniek\\_pm\\_grondstoffen.htm](http://www.papiergeschiedenis.nl/techniek_pm_grondstoffen.htm) acessado em 13 setembro 2006.

Parnas, H. 1975. Model for decomposition of organic material by microorganisms. Soil Biol. Biochem., 7: 161-169.

Peret, A. M. & Bianchini Jr., I. 2004. Stoichiometry of aerobic mineralization (O/C) of aquatic macrophytes leachate from a tropical lagoon (São Paulo - Brazil). Hydrobiol., 528: 167-178.

Pérez, J., Muñoz-Dorado, J., de la Rubia, T., Martínez, J. 2002. Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. Int. Microbiol., 5:53-63.



- Petracco, P. 2006. Efeitos das variáveis abióticas na produção primária de *Egeria najas* e *Utricularia breviscapa* na lagoa do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio – SP). São Carlos, UFSCar, 145p. (Tese).
- Pope, R. J., Gordon, A. M., Kaushik, N. K. 1999. Leaf litter colonization by invertebrates in the littoral zone of a small oligotrophic lake. *Hydrobiol.*, 392:99-112.
- Pott, V. J. & Pott, A. 2000. Plantas aquáticas do Pantanal. Brasília: Embrapa. 404 p
- Press, W. H., Teukiolsky, S. A., Vetterling, W. T., Flannery, B. P. 1993. Numerical recipes in C: the art of scientific computing. Cambridge University Press, New York 994 p.
- Rocha, O. Espíndola, E. L. G., Rietzler, A. C., Santos-Wisniewsky, M. J. 2000. Diversidade do zooplâncton nas lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu: III. Copepoda (Crustacea). In: Santos, J. E. & Pires, J. S. R. Estudos integrados em ecossistemas – Estação Ecológica de Jataí. São Carlos: RiMa. p.587-598.
- Rooney, N. & Kalff, J. 2000. Inter-annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. *Aquat. Bot.* 68: 321-335.
- Rublee, P. A. 1992. Community structure and bottom-up regulation of heterotrophic microplankton in arctic LTER lakes. *Hidrobiol.* 240: 133-141.

Santos, J. E. & Mozeto, A. A. 1992. Programa de análise de ecossistemas e monitoramento ambiental: Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio, SP). Ecologia de áreas alagáveis da planície de inundação do rio Mogi-Guaçu. São Carlos: Gráfica da UFSCar, 59p.

Santos, M. G., Cunha-Santino, M. B., Bianchini Jr., I. Methodological test of efficiency of heterothrophic potencial. (submetido).

Santos, M. G., Cunha-santino, M. B., Bianchini Jr, I. 2006. Photodegradation, chemical and biologic oxidations from mineralization of *Utricularia breviscapa* leachate. Acta Limnol. Brasil., 18(4).

Schlickeisen, E. Tietjen, T. E., Arsuffi, T. L., Groeger, A. W. 2003. Detritus processing and microbial dynamics of an aquatic macrophyte and terrestrial leaf in a thermally constant, spring-fed stream. Microb. Ecol., 45:411-418.

Schwarz, W. H. 2001. The cellulosome and cellulose degradation by anaerobic bacteria. Appl. Microbiol. Biotechnol., 56: 634-649.

Sciessere, L.; Cunha-Santino, M. B., Bianchini Jr., I. 2006. no prelo. Demanda de oxigênio de detritos refratários de macrófitas aquáticas. In: Estudos Integrados em Ecossistemas - Estação Ecológica de Jataí. pp. 251-260, cap. 15.

Sciessere, L., Cunha-Santino, M. B., Bianchini Jr., I. (submetido). Detritus age on mineralization of *Salvinia auriculata* Aubl. Acta Limnol. Brasil.

- Shoham, Y., Lamed, R., Bayer, E. A. 1999. The cellulosome concept as an efficient microbial strategy for the degradation of insoluble polysaccharides. *Trends Microbiol*, 7(7): 275-280
- Singhal P. K., Gaur, S., Talegaonkar, I. 1992. Relative contribution of different decay processes to the decomposition of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. *Aquat. Bot.*, 42: 265-272.
- Suberkropp, K., Godshalk, G. L. & Klug, M. J. 1976. Changes in the chemical composition of leaves during processing in a woodland stream. *Ecology*, 57: 720-727.
- Suberkropp, K. P. 2001. Microorganism and organic matter. In: Naiman, R. J. & Rilby, R. E. (Ed.). *River and management: lessons from Pacific Coastal Ecoregion*. Springer-Verlag, New York p. 120-143.
- Swift, M. J., Heal, D. W., Anderson, J. M. 1979. *Studies in ecology. Decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell, Oxford. 371p.
- USGS - U.S. Geological Survey. 2002. The *Salvinia auriculata* complex. Disponível em: [http://salvinia.er.usgs.gov/html/s\\_auriculata\\_complex\\_drawings.html](http://salvinia.er.usgs.gov/html/s_auriculata_complex_drawings.html) acessado em 24 agosto 2006.
- Villar, C. A., de Cabo, L., Vaithyanathan, P. & Bonetto, C. 2001. Litter decomposition of emergent macrophytes in a floodplain marsh of the Lower Paraná River. *Aquat. Bot.*, 70:105-116.

- Vreca, P. 2003. Carbon cycling at the sediment-water interface in a eutrophic mountain lake (Jezero na Planini pri Jezeru, Slovenia). *Organic Geochemistry*, 34: 671-680.
- Webster, J. R. & Benfield, E. F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Rev. Ecol. Syst.*, 17: 567-594.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology*. Philadelphia: Saunders. 767p.
- Wetzel, R. G. & Likens, G. E. 1991. *Limnological Analyses*. Springer-Verlag, New York. 391p.
- Wrubleski, D. A., Murkin, H. R., Van Der Valk, A. G. & Nelson, J.W. 1997. Decomposition of emergent macrophyte roots and rhizomes in a northern prairie marsh. *Aquat. Bot.*, 58:121-134.
- Xie, Y., Yu, D., Ren, B. 2004. Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants. *Aquat. Bot.*, 80:29-37.
- Ziegler, S. & Fogel, M.L. 2003. Seasonal and diel relationships between the isotopic compositions of dissolved and particulate organic matter in freshwater ecosystems. *Biogeochemistry*, 64:25-52.

## Anexos

ANEXO I – Consumo acumulado de oxigênio dissolvido do processo de decomposição aeróbia dos detritos de *Cyperus giganteus*.

<i>Dias</i>	<i>Não decomposto</i>	<i>5</i>	<i>11</i>	<i>15</i>	<i>22</i>	<i>30</i>	<i>42</i>	<i>60</i>
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1	3,60	0,48	0,27	0,42	0,27	0,48	0,29	0,34
2	19,80	2,27	2,54	2,51	2,55	2,60	2,04	2,48
3	33,16	4,16	4,45	4,60	4,24	4,89	3,51	4,30
4	41,59	5,52	5,75	5,87	5,18	6,33	4,61	5,48
5	49,68	6,96	7,05	7,74	6,79	8,10	5,66	7,01
6	54,05	8,45	7,82	8,63	7,84	9,45	6,60	8,24
7	63,40	10,74	9,65	10,52	9,83	12,01	8,42	10,32
8	68,08	12,36	10,74	11,85	11,13	13,62	9,56	11,72
9	75,18	14,06	12,17	13,53	12,60	15,82	10,85	13,31
10	79,04	14,72	12,98	14,86	13,53	17,40	11,73	13,90
11	86,50	16,33	13,88	16,19	14,72	19,22	12,97	15,49
12	90,35	16,92	14,31	17,23	15,73	20,59	13,84	16,33
13	94,83	18,36	15,46	18,98	16,92	22,51	15,00	17,58
14	95,60	19,76	16,22	20,17	17,95	24,09	15,60	18,84
15	97,92	21,10	16,86	21,23	18,95	25,83	16,42	19,89
16	102,53	22,40	17,40	22,46	20,13	27,54	17,60	21,16
17	110,17	23,91	18,99	23,92	21,67	29,56	18,99	22,58
19	116,64	26,03	19,77	25,88	23,79	31,74	21,16	25,11
20	117,63	27,69	20,74	27,32	25,37	34,30	22,53	26,88
21	119,89	28,90	22,05	28,48	26,71	35,89	23,52	28,56
22	122,20	29,31	22,77	27,81	28,18	31,72	23,25	30,38
23	125,25	30,68	24,03	29,64	29,54	38,94	24,62	31,91
24	140,07	32,37	24,83	31,33	31,18	40,75	26,20	33,84
25	142,37	33,81	26,41	32,65	32,24	42,17	27,48	35,42
26	145,39	35,71	26,89	32,88	34,11	44,11	29,43	37,48
27	152,63	37,75	28,58	35,41	36,61	46,87	32,22	39,40
28	158,57	39,68	30,07	37,78	38,29	48,41	32,97	41,61
29	161,25	41,47	31,47	39,52	39,87	49,85	34,59	43,43
30	165,14	43,42	32,51	41,82	41,60	51,53	36,37	45,57
31	166,66	44,80	34,47	43,27	42,95	52,74	37,65	46,99
32	173,11	45,98	34,34	44,35	43,84	53,84	38,70	48,11
33	176,47	47,43	35,78	45,67	45,09	54,96	39,80	49,38
34	177,65	48,62	37,11	47,05	46,23	56,14	40,97	50,62
35	181,80	50,37	37,89	48,74	47,80	57,69	42,53	52,22
36	183,95	51,80	38,94	50,13	48,90	58,97	43,69	53,48
37	186,73	53,35	40,07	51,60	50,17	60,36	44,98	54,80
40	197,93	56,27	42,97	54,86	53,09	63,18	47,69	57,96
42	201,65	58,73	44,34	57,15	55,20	65,71	49,61	60,14
44	206,53	61,07	46,03	59,00	56,36	66,17	51,11	61,23

47	213,46	63,96	48,37	61,86	59,01	68,91	53,48	64,16
49	216,31	65,89	49,78	63,89	60,63	70,54	54,97	66,01
51	219,69	67,62	51,71	65,36	62,51	72,17	56,85	67,69
54	223,68	69,96	53,86	68,81	65,35	74,90	59,54	70,47
56	229,09	72,16	55,59	71,06	67,13	76,83	61,17	72,47
61	241,89	76,25	60,38	74,87	71,25	80,87	65,18	76,10
63	244,13	78,72	62,43	77,12	73,26	83,35	67,15	78,10
65	246,60	80,92	63,61	78,78	74,45	84,91	68,36	79,90
68	254,98	83,28	65,60	80,76	77,16	87,65	70,56	82,21
70	257,66	85,26	66,77	81,88	78,97	89,27	72,00	84,17
72	260,10	86,60	68,39	83,60	80,32	91,15	73,51	85,47
75	258,98	88,43	69,51	85,96	82,26	92,74	75,05	87,17
77	260,73	91,91	70,37	89,78	85,76	96,63	78,42	90,31
79	265,58	93,46	71,23	90,91	87,12	97,81	79,85	91,69
82	282,91	97,82	75,23	95,25	90,90	101,65	83,97	95,70
84	279,05	100,90	77,20	99,01	94,04	103,25	87,27	97,93
86	283,37	102,51	79,00	101,42	95,43	104,64	89,83	100,04
89	287,26	105,01	81,73	103,51	99,82	108,65	92,07	103,11
91	289,41	107,54	83,38	107,08	102,63	111,36	94,97	106,14
93	298,78	110,55	85,29	109,79	104,48	113,26	97,30	107,80
96	301,65	112,16	86,91	113,81	107,61	117,30	99,41	109,17
98	307,67	115,19	89,13	117,02	109,61	119,98	101,35	111,27
100	306,94	117,80	90,02	119,07	111,20	120,47	103,31	113,29
104	311,31	121,49	93,83	123,24	115,59	124,44	106,74	117,88
107	315,59	125,77	95,41	126,49	119,03	126,10	110,80	121,73
111	318,30	130,25	96,84	131,03	123,19	129,39	115,36	125,73
114	328,13	134,01	98,29	135,23	125,71	133,13	119,26	129,31
118	334,55	137,80	101,80	138,49	130,15	137,28	123,84	133,31
121	337,21	140,51	103,46	140,10	133,70	140,78	127,61	136,44
125	341,70	145,00	107,19	144,89	136,51	144,76	132,19	139,35
128	344,02	148,11	108,56	148,94	139,87	148,02	135,67	142,75
132	347,31	149,88	111,99	153,11	143,79	149,19	140,19	145,44
135	349,21	153,82	113,04	157,00	147,02	152,89	143,74	149,04
139	360,18	157,70	116,01	158,82	149,55	155,65	147,49	152,48
142	366,55	160,58	117,54	161,44	152,32	158,65	150,39	155,55
146	362,11	161,42	119,09	163,45	154,10	160,83	152,74	158,06
149	362,86	164,71	120,02	166,69	157,08	164,09	156,12	162,01
153	366,22	166,38	123,47	169,35	159,95	167,27	160,08	166,42

ANEXO II - Consumo acumulado de oxigênio dissolvido do processo de decomposição aeróbia dos detritos de *Salvinia auriculata* na ausência de sedimento (N).

<b>Dias</b>	<b>0 N</b>	<b>10<sup>(+)</sup>N</b>	<b>10<sup>(-)</sup>N</b>	<b>40<sup>(+)</sup>N</b>	<b>40<sup>(-)</sup>N</b>	<b>90<sup>(+)</sup>N</b>	<b>90<sup>(-)</sup>N</b>	<b>180<sup>(+)</sup>N</b>	<b>180<sup>(-)</sup>N</b>
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1	4,90	3,07	3,26	2,78	3,24	2,22	1,06	1,39	1,65
2	11,47	5,68	5,23	4,83	6,45	4,58	2,63	3,04	4,61
3	16,49	8,76	8,27	8,25	9,28	7,09	6,67	5,87	7,39
4	23,23	13,74	13,42	12,91	15,18	11,18	11,20	10,04	11,85
5	27,99	17,56	17,74	16,61	18,41	14,19	15,02	12,33	15,18
6	30,50	20,47	21,80	20,04	22,26	15,99	18,00	13,51	16,47
7	37,49	25,13	26,46	24,82	27,18	20,89	22,81	17,86	20,23
8	39,36	29,03	28,87	28,20	30,64	21,28	26,39	20,08	22,05
9	42,99	31,45	32,97	29,68	33,49	24,18	28,84	21,38	23,43
10	45,21	33,97	36,54	31,12	36,20	26,38	30,89	22,53	24,61
11	48,34	37,14	39,77	33,98	37,71	28,20	33,11	24,25	26,15
12	50,78	39,41	42,59	35,92	39,60	29,22	34,87	25,22	27,35
13	61,77	46,16	50,42	41,67	45,90	35,20	39,89	31,25	31,65
14	54,98	44,61	48,57	38,75	42,75	32,38	38,31	27,72	28,99
15	56,86	46,50	51,40	40,49	44,16	33,93	40,88	28,61	29,74
17	60,37	50,75	58,33	43,88	46,88	37,49	44,74	30,47	31,62
18	63,15	52,03	60,98	45,78	48,55	38,19	45,25	31,85	32,84
19	64,73	55,50	64,13	45,87	49,74	39,57	48,40	32,64	32,64
20	67,20	58,43	68,22	48,68	50,60	40,69	51,05	33,88	34,22
21	69,59	60,51	71,34	50,17	52,18	42,66	52,52	34,93	35,41
22	74,47	61,57	74,63	51,75	53,97	43,43	55,16	35,86	35,54
23	78,76	64,12	77,54	52,12	55,37	44,67	56,81	35,51	37,96
24	80,47	64,79	80,49	54,50	57,81	44,69	58,39	35,72	38,96
25	83,59	67,09	83,56	57,09	59,78	46,54	60,69	37,17	41,02
26	83,94	68,50	85,97	58,13	62,97	47,57	62,19	38,00	41,91
27	90,85	71,74	90,56	60,67	66,88	49,77	65,19	40,42	44,51
28	88,71	72,31	91,07	60,01	66,90	50,45	64,83	40,84	43,93
29	90,13	74,47	93,20	61,58	66,80	51,86	65,88	41,65	44,53
31	94,46	79,36	96,84	63,30	71,43	56,04	68,49	44,94	46,41
32	94,09	77,52	99,75	67,24	71,49	55,66	68,52	44,82	46,57
33	96,47	77,76	101,96	69,05	72,30	56,52	69,18	45,45	47,49
34	97,67	76,26	103,69	70,70	73,32	57,52	70,22	46,18	51,65
35	98,39	74,17	105,98	71,20	74,22	57,15	71,92	46,34	49,40
39	101,42	76,71	112,84	75,34	77,97	60,21	71,01	48,32	51,59
41	105,63	78,71	113,46	77,64	80,60	62,44	73,18	50,40	53,69
43	108,03	80,71	117,14	80,17	82,59	64,56	74,84	52,09	55,13
45	109,72	83,41	119,35	82,15	84,70	65,61	75,32	52,42	55,79
47	111,34	84,86	122,23	85,33	86,63	67,58	76,21	53,15	56,38
49	111,96	85,75	125,57	86,85	87,66	68,94	77,08	53,26	56,40
52	115,36	90,71	131,37	91,48	90,77	71,42	80,60	55,78	58,95
54	117,25	90,68	133,53	93,20	92,99	72,65	81,71	57,22	59,75
56	119,13	92,56	135,53	94,80	94,70	72,09	82,58	58,54	60,92
61	129,19	99,84	142,69	102,40	101,06	77,50	87,09	63,22	64,90

63	127,96	101,36	144,41	104,12	102,57	78,34	88,01	64,01	65,74
70	137,00	90,50	154,00	111,13	109,59	84,31	93,40	69,44	70,36
72	139,80	89,90	158,42	113,27	111,91	85,74	95,55	70,58	71,75
74	140,74	92,28	161,54	115,02	114,65	86,92	97,06	71,37	72,80
76	142,75	94,49	164,69	117,74	117,39	88,44	98,30	72,62	74,30
79	144,27	97,66	167,56	119,62	119,90	90,95	98,98	73,99	74,86
81	144,22	99,65	164,42	122,69	122,14	92,07	98,67	74,29	67,01
86	152,17	104,70	173,77	128,45	127,92	96,00	101,16	77,56	70,56
88	153,44	105,18	172,45	131,56	129,75	97,75	102,15	79,73	71,85
90	156,79	107,21	175,97	133,37	132,95	99,87	103,28	80,94	72,89
93	160,39	105,14	178,98	137,31	136,37	102,79	104,82	82,57	73,97
95	164,81	109,12	183,92	140,24	138,57	104,34	105,89	84,49	76,04
97	167,01	111,63	186,34	143,08	140,99	105,57	106,98	85,38	78,62
100	170,41	114,33	189,20	146,08	144,07	108,55	107,86	87,02	80,16
103	172,19	116,67	192,01	149,88	147,64	110,55	108,23	88,16	81,43
107	174,03	121,33	197,07	155,79	152,67	114,41	109,70	92,89	83,34
110	179,88	124,72	202,39	160,90	155,68	119,15	110,87	95,39	86,46
114	182,48	129,21	207,22	161,36	161,39	122,45	111,42	98,14	90,16
117	183,55	133,29	211,67	167,31	164,01	125,27	113,15	99,62	91,12
121	187,55	138,83	215,82	175,28	167,61	131,28	115,62	103,30	93,77
124	188,66	141,28	219,39	179,30	171,99	134,05	115,30	106,18	95,59
129	191,81	146,87	225,77	182,76	177,34	139,89	115,89	110,64	99,55
132	195,43	152,06	228,84	187,60	182,13	146,00	119,40	115,43	103,20
136	203,40	156,01	233,46	193,79	185,93	151,94	121,96	120,87	106,43
139	203,01	158,83	237,46	200,23	189,24	156,20	122,54	122,80	107,71
143	206,76	164,39	243,21	205,05	195,24	160,36	124,33	127,39	111,93
146	209,73	165,80	247,15	208,84	198,68	165,98	127,55	134,96	110,38
150	212,16	170,74	251,29	213,23	198,46	171,60	128,81	139,83	112,79
153	212,93	174,64	255,32	219,08	202,32	177,01	129,43	142,20	114,61
157	218,59	178,55	260,37	223,28	207,55	182,33	131,63	146,45	118,81
159	221,76	183,71	262,56	227,32	210,56	186,41	133,70	150,41	121,66
170	225,92	193,82	271,85	237,58	220,20	198,58	136,77	157,61	126,10
177	231,34	204,73	281,29	247,09	229,90	212,72	143,57	168,17	133,98



ANEXO III – Consumo acumulado de oxigênio dissolvido do processo de decomposição aeróbia dos detritos de *Salvinia auriculata* na presença de sedimento (Y).

<i>Dia 0</i>	<i>0 Y</i>	<i>10<sup>(+)</sup>Y</i>	<i>10<sup>(-)</sup>Y</i>	<i>40<sup>(+)</sup>Y</i>	<i>40<sup>(-)</sup>Y</i>	<i>90<sup>(+)</sup>Y</i>	<i>90<sup>(-)</sup>Y</i>	<i>180<sup>(+)</sup>Y</i>	<i>180<sup>(-)</sup>Y</i>
0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
1	5,94	0,36	0,32	1,74	0,78	1,19	0,63	2,13	0,29
2	10,61	2,37	2,94	1,83	2,04	1,55	2,46	2,13	2,77
3	20,08	4,22	4,13	3,35	3,82	4,34	4,49	6,68	4,43
4	26,26	6,42	6,17	5,65	5,26	6,40	6,25	7,81	5,35
5	31,06	7,27	7,77	6,52	5,68	7,46	7,23	8,50	5,56
6	33,42	7,48	7,98	7,07	6,52	7,90	7,66	9,23	5,88
7	36,69	8,57	9,05	7,95	7,43	8,68	8,66	9,97	6,42
8	43,60	11,60	12,03	9,75	9,89	10,40	11,47	10,72	7,21
9	45,64	12,48	12,89	10,01	10,39	10,92	12,22	12,36	7,21
10	47,66	13,45	13,45	10,56	10,77	11,72	13,07	12,76	11,06
11	50,48	14,19	14,64	11,11	11,64	12,84	13,96	13,76	11,54
12	54,01	14,70	15,95	12,38	12,12	13,80	11,90	14,44	12,25
14	47,25	17,02	18,61	13,72	13,17	15,54	13,98	15,80	10,83
15	53,40	19,27	22,22	15,48	15,27	17,32	16,89	17,28	12,02
16	55,63	20,07	24,07	16,21	16,78	18,41	17,88	18,08	11,68
17	61,12	20,30	26,20	17,01	16,57	18,75	18,65	18,12	12,46
18	66,81	21,68	27,99	17,85	17,41	19,87	21,51	18,85	12,93
19	70,96	24,17	30,15	19,44	19,19	22,30	23,56	19,64	13,94
20	75,81	25,01	30,50	19,79	20,23	23,28	24,36	19,81	13,40
21	78,40	25,93	33,07	20,88	21,98	23,65	25,34	20,86	15,02
22	80,96	27,58	35,55	23,10	23,03	25,20	26,71	22,86	15,66
23	84,04	28,02	37,01	24,07	23,06	26,65	28,67	23,53	16,62
24	86,38	28,95	38,74	24,83	24,56	27,43	30,89	24,07	17,75
25	89,45	31,54	41,64	26,70	26,01	29,17	32,95	25,76	18,72
26	92,51	34,24	45,08	29,13	27,57	32,16	34,89	26,97	20,99
28	93,72	36,36	47,50	30,44	27,87	34,47	35,82	27,41	22,20
29	96,11	36,77	47,96	30,42	28,16	34,94	35,87	27,10	22,22
30	96,82	37,10	48,65	29,62	30,39	35,54	36,85	25,77	22,55
31	98,34	37,73	49,92	30,88	31,34	36,48	38,00	27,72	22,97
32	100,15	37,84	51,68	31,01	35,35	37,32	38,60	28,30	23,51
36	109,60	44,03	58,43	34,99	39,28	43,03	43,67	32,30	26,45
38	114,22	47,03	61,66	37,68	41,94	46,57	46,81	35,27	29,06
40	113,66	48,96	65,14	37,75	42,01	48,71	46,63	35,28	28,74
42	114,34	49,65	67,17	39,50	46,01	49,75	49,98	35,88	29,15
44	116,14	50,30	68,91	39,86	48,76	52,28	52,27	35,27	30,14
46	118,06	56,43	71,10	40,13	49,77	53,68	53,60	36,10	30,12
49	115,38	59,66	75,62	42,42	50,46	54,64	58,58	32,32	36,67
51	122,72	61,59	78,01	41,92	53,27	58,19	58,91	37,33	33,67
53	124,37	64,49	79,30	43,61	54,07	60,28	60,23	37,98	33,89
58	132,24	70,49	85,35	48,68	58,98	66,78	67,15	42,02	37,78
60	134,37	71,51	86,15	49,29	59,96	68,21	67,97	41,64	38,21
67	139,23	74,59	90,16	52,74	64,25	73,68	73,89	41,84	41,78
69	142,70	76,60	89,33	55,03	65,23	79,11	73,08	42,71	42,42

71	145,80	80,07	91,62	56,31	66,57	84,57	74,85	43,74	43,37
73	146,97	80,86	93,14	57,57	66,92	88,65	75,73	44,14	43,60
76	148,59	81,87	91,56	58,03	67,90	92,92	82,99	44,29	44,49
78	149,52	84,50	94,79	60,27	70,65	96,28	85,63	45,15	47,01
83	152,80	86,41	95,95	61,09	73,76	100,25	87,96	44,75	49,63
85	155,17	86,92	97,28	62,09	74,58	103,04	89,07	44,71	50,76
87	157,72	89,15	98,27	62,85	75,29	105,15	89,63	45,23	51,69
90	159,76	92,40	102,54	63,62	76,98	107,76	93,01	43,75	53,18
92	161,16	93,94	104,01	66,10	80,49	110,26	94,63	44,80	54,12
94	162,75	94,81	105,58	67,37	82,53	113,49	96,32	44,28	57,29
97	166,56	96,28	112,65	68,04	84,04	114,47	97,40	43,92	57,96
100	167,79	97,80	114,64	70,08	85,39	116,87	99,08	43,90	59,21
104	169,41	99,88	117,69	72,41	86,79	121,02	101,22	43,63	61,43
107	170,69	100,95	124,08	73,79	90,34	124,26	103,08	43,04	62,16
111	172,08	100,40	126,02	71,99	93,09	125,60	104,89	41,05	62,81
114	172,31	102,36	127,96	75,07	94,09	128,89	106,53	41,12	64,01
118	172,59	106,01	130,83	77,59	94,90	131,51	107,75	42,65	65,79
121	173,07	106,86	132,72	78,96	95,37	134,03	108,77	41,71	67,17
126	176,77	108,62	135,12	81,39	98,42	137,33	111,89	39,86	68,82
129	178,88	111,81	140,38	84,18	102,58	141,71	113,65	41,53	70,38
133	179,48	112,81	142,89	87,41	103,58	144,87	116,54	41,90	71,57
136	181,17	113,69	144,80	89,98	104,82	147,39	117,86	41,19	72,75
140	182,48	114,69	147,46	92,34	105,49	149,58	119,37	40,94	73,40
143	186,05	116,53	149,44	92,94	107,40	151,68	122,42	41,16	75,64
147	187,17	118,27	147,21	94,44	110,89	154,36	123,71	39,06	77,06
150	191,07	120,26	151,16	98,59	113,24	158,94	126,58	40,04	78,23
154	193,34	123,12	154,02	101,33	115,14	161,13	128,18	40,60	79,26
157	195,16	124,81	155,69	102,77	116,29	164,65	129,82	41,51	80,47
167	198,57	127,76	162,20	110,11	120,98	171,80	136,12	39,18	83,77
174	199,72	132,98	165,65	114,86	120,15	181,35	138,99	39,84	86,21

ANEXO IV – Relação dos valores de “p” resultante da análise de Kruskal-Wallis.

	0 <sup>(+)N</sup>	10 <sup>(+)N</sup>	40 <sup>(+)N</sup>	90 <sup>(+)N</sup>	180 <sup>(+)N</sup>	0 <sup>(-)N</sup>	10 <sup>(-)N</sup>	40 <sup>(-)N</sup>	90 <sup>(-)N</sup>	180 <sup>(-)N</sup>	0 <sup>(+)Y</sup>	10 <sup>(+)Y</sup>	40 <sup>(+)Y</sup>	90 <sup>(+)Y</sup>	180 <sup>(+)Y</sup>	0 <sup>(-)Y</sup>	10 <sup>(-)Y</sup>	40 <sup>(-)Y</sup>	90 <sup>(-)Y</sup>	180 <sup>(-)Y</sup>
0 <sup>(+)N</sup>		ns	ns	ns	***	***	***	ns	ns	***	*	***	***	*	***	***	ns	***	***	***
10 <sup>(+)N</sup>			ns	ns	***	***	***	ns	ns	***	ns	***	***	***	***	***	*	***	***	***
40 <sup>(+)N</sup>				**	***	*	**	ns	*	***	ns	***	***	***	***	**	***	***	***	***
90 <sup>(+)N</sup>					*	***	***	***	ns	*	***	**	***	ns	***	***	ns	***	*	***
180 <sup>(+)N</sup>						***	***	***	**	ns	***	ns	**	ns	***	***	ns	ns	ns	***
0 <sup>(-)N</sup>							ns	ns	***	***	ns	***	***	***	***	ns	***	***	***	***
10 <sup>(-)N</sup>								ns	***	***	ns	***	***	***	***	ns	***	***	***	***
40 <sup>(-)N</sup>									**	***	ns	***	***	***	***	ns	***	***	***	***
90 <sup>(-)N</sup>										**	***	***	***	ns	***	***	ns	***	**	***
180 <sup>(-)N</sup>											***	ns	**	ns	***	***	ns	ns	ns	***
0 <sup>(+)Y</sup>												***	***	***	***	ns	***	***	***	***
10 <sup>(+)Y</sup>													*	ns	**	***	ns	ns	ns	***
40 <sup>(+)Y</sup>														***	ns	***	***	ns	**	ns
90 <sup>(+)Y</sup>															***	***	ns	***	ns	***
180 <sup>(+)Y</sup>																***	***	ns	***	ns
0 <sup>(-)Y</sup>																	***	***	***	***
10 <sup>(-)Y</sup>																		***	ns	***
40 <sup>(-)Y</sup>																			ns	ns
90 <sup>(-)Y</sup>																				***
180 <sup>(-)Y</sup>																				

(\* ) p< 0,001; (\*\* ) p<0,01; (\*\*\*) p<0,05; (ns = não significante) p>0,05