



## **Estudos integrados em ecossistema. Estação Ecológica de Jataí**

**Organizado por:**

José Eduardo dos Santos, José Salatiel Rodrigues Pires, Luiz Eduardo Moschini.

São Carlos : EdUFSCar, 2006. 4 volume.

**ISBN:** 85-7600-083-0

**Palavras Chave:** 1. Ecossistema. 2. Estação Ecológica de Jataí (SP). I. Título.

# Consumo de oxigênio e estequiometria da decomposição aeróbia de *Utricularia breviscapa* Wright ex Griseb e *Salvinia auriculata* Aubl.

Cunha-Santino, M. B.<sup>1</sup> & Bianchini Jr., I.<sup>2</sup>

**Abstract – Oxygen uptake and stoichiometry from aerobic decomposition of *Utricularia breviscapa* Wright ex Griseb and *Salvinia auriculata* Aubl.** – This study estimated the oxygen consumption and the stoichiometric relation resulting from mineralization of two species of aquatic macrophytes: *Utricularia breviscapa* and *Salvinia auriculata*. The aquatic plants and water samples were obtained in the Óleo Lake (21°36'S and 47°49'W). Mineralization chambers were prepared for each plant species; each flask contained a mixture of plant fragments and water sample. It was also prepared two control chambers with lake water. The chambers were aerated and incubated in the darkness. Periodically, until verified the stabilization of the consumption, the concentrations of dissolved oxygen were measured. In the sampling days, it was also measured the pH values and the electric conductivity of the water. The results were fitted to first order kinetic model. It was possible to verify that, in 60 days of experiment, the accumulated oxygen consumptions were 214.8 mg g<sup>-1</sup> (*S. auriculata*) and 403,1 mg g<sup>-1</sup> (*U. breviscapa*). In the comparison between the deoxygenation coefficients, it was verified that, for *S. auriculata* (0.051 day<sup>-1</sup>), the process was 20% faster than *U. breviscapa*. For the two species the values of electric conductivity of the water increased in elapsing the mineralization, reaching maximum values in the end of the experiment: 7.18 μS cm<sup>-1</sup> for *S. auriculata* and of 6.11 μS cm<sup>-1</sup> for *U. breviscapa*. It was proposed a kinetic model, that considers the heterogeneity of the substrate, for the decomposition of these two macrophytes; this way, in the mineralization of *S. auriculata*, the oxygen consumption occurred from two routes: 1) oxidation of DOC<sub>i</sub>; 2) from 35.10% of POC<sub>R</sub>. In the mineralização of the *U. breviscapa*, this process was developed from three pathways: 1) oxidation of POC<sub>i</sub>; 2) oxidation of the dissolved fraction (DOC<sub>i</sub>); and 3) from 26.06% of POC<sub>R</sub>. Based on the oxygen consumption and in the carbon mineralization, it was estimated the stoichiometric coefficients relative to the decomposition of these two species. The stoichiometric relations varied temporally, being more elevated in the first stages of decomposition, tending to decrease later soon.

1 Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. e-mail: <pmbc@iris.ufscar.br>.

2 Departamento de Hidrobiologia e Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. e-mail: <irineu@power.ufscar.br>.

**Keywords:** *mineralization; oxygen uptake; aquatic macrophytes; stoichiometric coefficients; Óleo Lake.*

**Resumo** – Este estudo teve por objetivo estimar o consumo de oxigênio e as relações estequiométricas resultantes da mineralização de duas espécies de macrófitas aquáticas: *Utricularia breviscapa* e *Salvinia auriculata*. As plantas aquáticas e as amostras de água foram obtidas na Lagoa do Óleo (21°36'S e 47°49'W). Foram preparadas duas câmaras de mineralização para cada espécie de planta; cada frasco conteve uma mistura de fragmentos de planta e amostra de água da lagoa. Também foram montadas duas câmaras controle que continham somente amostra de água da lagoa. As câmaras foram aeradas, fechadas e incubadas no escuro. Periodicamente, até constatada a estabilização do consumo, as concentrações de oxigênio dissolvido foram estimadas. Nos dias de amostragem também foram determinados os valores de pH e de condutividade elétrica da água. Os resultados foram ajustados a um modelo cinético de primeira ordem, sendo possível verificar que em 60 dias de experimento os consumos acumulados de oxigênio foram 214,8 mg g<sup>-1</sup> (*S. auriculata*) e 403,1 mg g<sup>-1</sup> (*U. breviscapa*). Comparando os coeficientes de desoxigenação, verificou-se que, para *S. auriculata* (0,051 dia<sup>-1</sup>), o processo foi cerca de 20% mais rápido do que o de *U. breviscapa*. Para as duas espécies de macrófitas aquáticas, os valores de condutividade elétrica da água incrementaram-se no decorrer da mineralização, alcançando valores máximos no final do experimento de 7,18 μS cm<sup>-1</sup>, para a *S. auriculata*, e de 6,11 μS cm<sup>-1</sup>, para a *U. breviscapa*. Propôs-se, também, um modelo cinético que considerou a heterogeneidade do substrato na decomposição dessas duas macrófitas aquáticas; assim, na mineralização da *S. auriculata*, o consumo de oxigênio ocorreu a partir de duas rotas: 1) oxidação do COD<sub>i</sub>; e 2) 35,10% do COP<sub>R</sub>. Na mineralização da *U. breviscapa*, esse processo se desenvolveu a partir de três rotas: 1) oxidação do COP<sub>i</sub>; 2) oxidação da fração dissolvida (COD<sub>i</sub>); e 3) 26,06% do COP<sub>R</sub>. Com base no consumo de oxigênio e na mineralização do carbono, estimaram-se os coeficientes estequiométricos relativos à decomposição dessas duas espécies. As relações estequiométricas variaram temporalmente, sendo mais elevadas nas primeiras etapas da decomposição, tendendo, em seguida, ao decréscimo.

**Palavras-chave:** *mineralização; consumo de oxigênio; macrófitas aquáticas; coeficientes estequiométricos; Lagoa do Óleo.*

## Introdução

As macrófitas aquáticas são essenciais para o desenvolvimento e a manutenção das cadeias tróficas dos ambientes lóticos e lênticos. Com frequência, essas plantas se constituem como os principais produtores primários das zonas litorâneas, gerando elevadas quantidades de biomassa e liberando oxigênio. As macrófitas aquáticas também se constituem como elementos estruturais dos corpos d'água; suas superfícies e os espaços entre as raízes, caules e folhas são colonizados por uma grande variedade de seres vivos, como bactérias, algas sésseis, fitoplâncton, zooplâncton, animais invertebrados, anfíbios, répteis, aves e mamíferos (JANAUER, 2001). Dependendo da magnitude, os processos de produção primária referentes às plantas das regiões litorâneas podem influenciar a dinâmica e o metabolismo dos sistemas aquáticos, uma vez que os detritos gerados nesses locais são exportados para as regiões bentônicas e pelágicas (HOWARD-WILLIAMS & LENTON, 1975).

Nos sistemas lóticos, a turbulência é um dos principais processos responsáveis pela adução de oxigênio (ALLAN, 1995); nos sistemas lênticos as aduções de oxigênio ocorrem pela fotossíntese e pelas contribuições dos afluentes. Nos ambientes lênticos, a propagação do oxigênio ocorre, basicamente, pela difusão turbulenta, que, por sua vez, depende da ação do vento e da ocorrência de estratificação térmica (JØRGENSEN, 1994; CHAPRA, 1997). A decomposição dos detritos vegetais se processa sob diferentes níveis de oxigênio, e a presença ou ausência do oxigênio promove diferenças nas velocidades de ciclagem dos detritos e nos produtos gerados (DAVIS & CORNWELL, 1991; BIANCHINI JR., 1999). Quando disponível, o oxigênio é o principalceptor de elétrons, e os produtos finais do metabolismo aeróbio são, principalmente: gás carbônico, água e material celular. Durante a mineralização aeróbia ocorrem pressões sobre a disponibilidade de oxigênio dissolvido, em decorrência do processo de respiração, afetando, dessa forma, o balanço de oxigênio nesses ambientes. As concentrações de oxigênio dissolvido têm sido freqüentemente utilizadas para avaliar o metabolismo heterotrófico em ecossistemas aquáticos (BERMAN et al., 2001; STRAUSS & LAMBERTI, 2002).

Em estudos cinéticos, admite-se, usualmente, que os desaparecimentos dos reagentes (por exemplo,  $O_2$ ) são proporcionais às formações dos produtos (por exemplo,  $CO_2$ ). Por esse princípio, para o processo de mineralização aeróbia, supõe-se que as formações de produtos como o  $CO_2$  sejam proporcionais ao consumo de oxigênio. A relação entre as quantidades de oxigênio consumido por carbono mineralizado é chamada relação estequiométrica e ela determina a extensão das transformações bioquímicas e fornece informação quantitativa sobre o consumo dos reagentes e a formação dos produtos (BREZONIK, 1993). Nesses estudos, estão implícitas as relações quantitativas entre o consumo de oxigênio, a produção do  $CO_2$  e a de biomassa de microrganismos. Em base molar, a concentração de  $CO_2$  produzido é aproximadamente igual à de oxigênio consumido (KARL, 1986).

Considerando a importância do processo de mineralização de macrófitas aquáticas para o balanço de oxigênio e para os fluxos de matéria e energia dos ecossistemas aquáticos, este estudo visou registrar os consumos de oxigênio e os coeficientes de desoxigenação decorrentes dos processos de mineralização de duas espécies de macrófitas aquáticas: *Salvinia auriculata* Aubl. e *Utricularia breviscapa* Wright ex Griseb, bem como desenvolver modelos matemáticos relativos às cinéticas de mineralização dessas duas espécies de macrófitas aquáticas, além de avaliar a evolução temporal das relações estequiométricas (O/C) durante a decomposição.

## Materiais e Métodos

### Descrição das espécies utilizadas nos experimentos de decomposição

#### *Salvinia* Séguier, 1754.

Pertence à ordem Salviniaceae e à família Salviniaceae, cujas características são: filicíneas leptosporangíadas heterosporadas, aquáticas flutuantes e que formam os esporângios dentro de estruturas especiais, os esporocarpos. Estes contêm um único soro, e a parede externa é constituída pelo próprio indúcio. No gênero *Salvinia*, os esporófitos adultos são sempre plantas flutuantes livres, sendo constituídos de três lobos, dois aéreos e um submerso (JOLY, 1977). Caule

flutuante, irregularmente ramificado, sem raiz. Apresenta folhas de orbiculares até oblongadas, alternadamente inseridas no rizoma e espalmadas sobre a água, ocultando sob si os órgãos reprodutores e as radículas. A maior de todas as espécies parece ser a *Salvinia auriculata* Aubl., que não espalma as folhas, mas as tem muito juntas e eretas como pavilhões de orelhas um tanto torcidas e fortemente áspero-hirsutas (HOEHNE, 1979). As folhas são dispostas em verticilos ternários, sendo duas flutuantes e uma submersa, além de serem flutuantes fotossintetizadoras, inteiras com pêlos impermeáveis à água na superfície abaxial. São ainda submersas, não fotossintetizantes, finamente divididas em dois seguimentos lineares semelhantes a raízes. Os dois folículos aéreos são lobados e dispõem-se de um lado e de outro do rizoma, constituindo o aparelho de flutuação da planta. O lobo submerso é dividido em porções filiformes que também se assemelham a raízes. O rizoma, que apresenta crescimento indefinido, facilmente se fragmenta, constituindo um eficiente meio de propagação vegetativa (NOTARE, 1992). Em laboratório, Saia & Bianchini Jr. (1998) estimaram um coeficiente de crescimento para *S. auriculata* da ordem de 9,7% ao dia, que corresponde a um tempo de duplicação da biomassa de 7,5 dias. O rendimento da cultura foi de 1.991 indivíduos por m<sup>2</sup>; essa densidade correspondeu a 43% de ocupação da área disponível.

### ***Utricularia* L., 1753.**

*Utricularia breviscapa* Wright ex Griseb pertence à família Lentibulariaceae. Sua distribuição geográfica abrange todas as regiões tropicais e subtropicais do globo. São plantas herbáceas, aquáticas submersas ou de terrenos brejosos ou bastante úmidos, uma vez que dependem da água para o funcionamento de seus utrículos (JOLY, 1977; HOEHNE, 1979). Possuem entre 25 e 30 espécies aquáticas, encontradas submergidas ou flutuando em águas paradas ou lênticas ou mesmo fixadas a pedras em águas de fluxo rápido (NOTARE, 1992). São perenes, sem raiz, flutuantes ou fixadas por meio de apêndices radiculares, algumas vezes formando túberos ou turhões. Possuem folhas emergentes inteiras, peltadas, reniformes a lineares e talóides, em geral com armadilhas na base; suas folhas são submersas capilares e geralmente muito ramificadas, às vezes muito reduzidas, contendo armadilhas vesiculiformes ovóides ou globulosas (NOTARE, 1992). Essas folhas modificadas transportam numerosos utrículos adaptados à captura de pequenos animais aquáticos. O utrículo é uma pequena armadilha que forma um pequeno turbilhão para o interior do qual o animal é arrastado, de onde não pode mais sair, sendo finalmente digerido. As flores são vistosas, grandes em geral, amarelas ou roxas, fortemente zigomorfas, pentâmeras, diclamídeas, com corola bilabiada; possuem o androceu formado por dois estames, localizados na base da corola, cada qual com uma só teca. Os estaminódios às vezes são desenvolvidos. Apresentam ovário súpero, bicarpelar, unilocular, com muitos óvulos. Seu fruto é capsular, com uma ou mais sementes, as quais são muito variáveis quanto à forma e ao tamanho, algumas vezes com gloquídio (JOLY, 1977).

### **Coleta do material**

Exemplares de *U. breviscapa* e de *S. auriculata* foram coletados manualmente (21/3/2001, 7/5/2001, 27/6/2001, 18/9/2001, 31/10/2001 e 28/11/2001), em pontos distintos da região litorânea da Lagoa do Óleo (21°36'S e 47°49'W). Essa lagoa está situada na planície de inundação do Rio Mogi-Guaçu, em trecho contido na Estação Ecológica de Jataí (21°33' a 21°37'S

e 47°45' a 47° a 51'W), Estado de São Paulo. Depois de coletadas, as plantas foram lavadas no local, com água da lagoa, para a remoção do perifiton, de partículas de sedimento e de material aderido (PAGIORO & THOMAZ, 1999). Para a execução dos experimentos, também foram coletadas, com garrafa de Van Dorn, amostras de água da lagoa, em três profundidades: 0,5 m (superfície), 2,0 m (meio) e 4,0 m (fundo); em seguida, as amostras foram integradas (misturadas).

Em laboratório, as plantas foram lavadas em água corrente. Após a lavagem, foram secas em estufa (40°C), trituradas e homogeneizadas. Para cada espécie de planta foram preparadas duas câmaras de mineralização. Cada frasco conteve uma mistura de fragmentos de planta (200,0 mg PS) e uma amostra de água da lagoa (1 L). Foram montadas também duas câmaras controle que continham somente alíquotas de água da lagoa. As câmaras foram aeradas para elevar a concentração de oxigênio dissolvido (OD) ao valor de saturação. Em seguida, foram estimadas as concentrações iniciais de OD; depois, as câmaras foram fechadas e incubadas no escuro (20,9°C ± 0,95).

Periodicamente, até constatadas as estabilizações dos consumos de oxigênios (60 dias), as concentrações de OD foram determinadas com oxímetro (YSI mod. 58; precisão de 0,03 mg L<sup>-1</sup>). Nos dias de amostragem, depois de efetuadas as determinações, os frascos foram novamente fechados para evitar a difusão de oxigênio atmosférico. Os processos anaeróbios de degradação foram evitados, pois, quando as concentrações de OD se aproximaram de 2,0 mg L<sup>-1</sup>, as soluções foram novamente aeradas.

As concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD) foram determinadas no final do experimento, em analisador específico (Shimadzu - TOC 5000A). Os teores iniciais de carbono orgânico particulado (COP) foram obtidos por meio de análise elementar (CE Instruments, modelo EA 1110). Os teores de carbono orgânico consumido (COC) foram calculados pelas diferenças entre os teores iniciais de COP e os finais de COD e COP. Os valores de pH e de condutividade elétrica foram determinados com potenciômetro (Digimed DMPH-2) e condutivímetro (Digimed DM3), respectivamente.

Os coeficientes de desoxigenação e as quantidades máximas de oxigênio consumido foram obtidos dos ajustes dos resultados experimentais ao modelo matemático proposto por Peret & Bianchini Jr. (2004). Equação 1. Os ajustes cinéticos foram efetuados por meio de regressões não-lineares, calculadas usando algoritmo iterativo (Levenberg-Marquardt; PRESS et al., 1993).

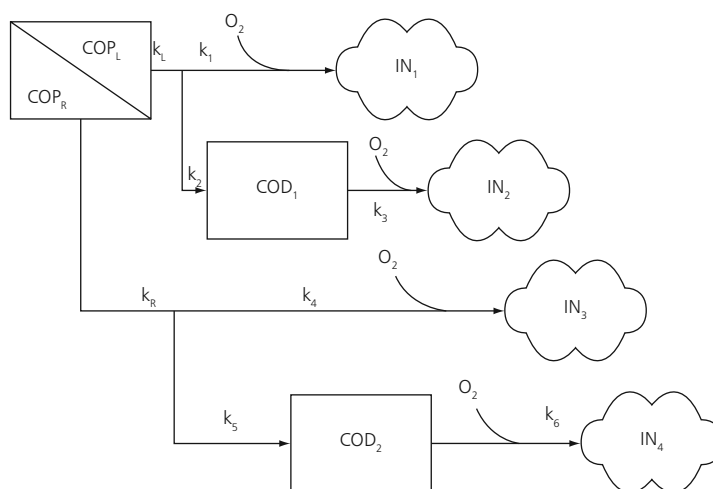
$$OC = OC_{\text{máx}} \times (1 - e^{-k_D t}) \quad (1)$$

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 (dia<sup>-1</sup>); e t = tempo (dia).

As análises de carbono efetuadas a partir do material particulado (COP) e dissolvido (COD), em conjunto com os teores iniciais e finais de detritos, subsidiaram as estimativas do coeficiente de decaimento da MOP<sub>R</sub>. Para compor o modelo cinético da decomposição de *U. breviscapa*, admitiu-se que a proporção entre frações refratárias (COP<sub>R</sub>) e lábeis (COP<sub>L</sub>) dos detritos fosse: COP<sub>L</sub> = 26,03% e COP<sub>R</sub> = 73,97%; para a *S. auriculata* tais parâmetros foram: COP<sub>L</sub> = 5,15% e COP<sub>R</sub> = 94,85% (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2003a).

As estimativas das variações temporais das relações estequiométricas (quantidade de oxigênio consumido pela quantidade de carbono oxidado) foram calculadas pelas razões entre as taxas diárias de oxigênio consumido ( $dOC/dt$ ) e as de carbono orgânico oxidado ( $dCOC/dt$ ).

Considerando que o consumo de oxigênio esteja relacionado com a oxidação dos detritos e que possa ser representado a partir de reações cinéticas de primeira ordem, propôs-se o modelo apresentado na Figura 1. Para o consumo de carbono, admitiu-se que as oxidações ocorreram por meio de reações cinéticas de primeira ordem, a partir de quatro rotas, por causa da heterogeneidade química dos detritos.



**Figura 1** Diagrama cinético do processo aeróbio de degradação de macrófitas aquáticas, em que:  $COP_L$  = carbono orgânico particulado lábil/solúvel;  $COP_R$  = carbono orgânico particulado refratário;  $COD_1$  = carbono orgânico dissolvido proveniente do  $COP_L$ ;  $COD_2$  = carbono orgânico dissolvido proveniente do  $COP_R$ ;  $k_L$  = coeficiente global de decaimento do  $COP_L$  ( $k_1 + k_2$ );  $k_R$  = coeficiente global de decaimento do  $COP_R$  ( $k_4 + k_5$ );  $k_1$  = coeficiente de oxidação do  $COP_L$ ;  $k_2$  = coeficiente de lixiviação do  $COP_L$ ;  $k_3$  = coeficiente de mineralização do  $COD_1$ ;  $k_4$  = coeficiente de oxidação do  $COP_R$ ;  $k_5$  = coeficiente de solubilização do  $COP_R$ ;  $k_6$  = coeficiente de mineralização do  $COD_2$ ;  $IN_1$  = compostos inorgânicos da oxidação do  $COP_L$ ;  $IN_2$  = compostos inorgânicos da mineralização do  $COD_1$ ;  $IN_3$  = compostos inorgânicos da oxidação do  $COP_R$ ;  $IN_4$  = compostos inorgânicos da mineralização do  $COD_2$ .

## Resultados e Discussão

O oxigênio é essencial para a manutenção do metabolismo de vários organismos dos ecossistemas aquáticos (WETZEL, 1983), constituindo um fator limitante nesses ambientes (BRANCO & ROCHA, 1977; SCHÄFER, 1985). A concentração mínima de oxigênio que suporta satisfatoriamente a manutenção da ictiofauna varia em função das espécies. Estudos que trataram dos efeitos da hipóxia sobre organismos aquáticos revelaram que são freqüentes as ocorrências de adaptações morfológicas e/ou fisiológicas que visam à otimização na captação de oxigênio (HOCHACHKA, 1980). O consumo de oxigênio tem sido amplamente utilizado para estimar o processo de decomposição em ambientes lânticos e sedimentos, sendo, então, razoável empregar as taxas de consumo de oxigênio no acompanhamento das reações bioquímicas em

ambientes aeróbios (THOMAZ et al., 2001). Nesse contexto, na Figura 1 está apresentado o diagrama esquemático das prováveis rotas de onde as mineralizações ocorreram. Com base nesse diagrama, admitiu-se que os detritos das macrófitas aquáticas fossem recursos heterogêneos, constituídos por frações resistentes ( $COP_R$ ), substâncias hidrossolúveis ( $COD$ ) e compostos que são prontamente disponíveis nos processos degradativos ( $COP_L$ ). Na degradação, essas frações geram demandas de oxigênio de curto ( $IN_1$ ), médio ( $IN_2$ ) e longo prazo ( $IN_3$  e  $IN_4$ ), dependendo da refratibilidade dos compostos envolvidos.

As cinéticas de consumo de oxigênio, decorrentes das mineralizações aeróbias dos detritos íntegros de *U. breviscapa*, estão apresentadas na Figura 2. Os valores dos consumos neutralizaram os efeitos das mineralizações das amostras de água da Lagoa do Óleo (frascos controle). Pode ser notado que na mineralização de *S. auriculata* o consumo máximo de oxigênio ( $OC_{máx}$ ) foi 215,7 mg g<sup>-1</sup> PS e 406,4 mg g<sup>-1</sup> PS na mineralização de *U. breviscapa*. Cunha-Santino (2003), estudando o efeito da temperatura sobre o consumo de oxigênio na decomposição de *Utricularia breviscapa*, encontrou os seguintes valores de  $OC_{máx}$ : 101,9 (15,3°C), 220,0 (20,8°C), 260,0 (25,7°C) e 337,7 (30,3°C) mg g<sup>-1</sup> PS. Para o gênero *Salvinia*, Bitar & Bianchini Jr. (2002) encontraram o valor de 185,0 mg g<sup>-1</sup> PS. Segundo Bianchini Jr. (2003), as variações nos valores de  $OC_{máx}$  possivelmente referem-se às diferenças nos lotes de detritos (que podem variar em função do estado fenológico da espécie), no tipo de estrutura (flor, folha, caule, raiz) nas concentrações de nutrientes ou mesmo nas comunidades de microrganismos.

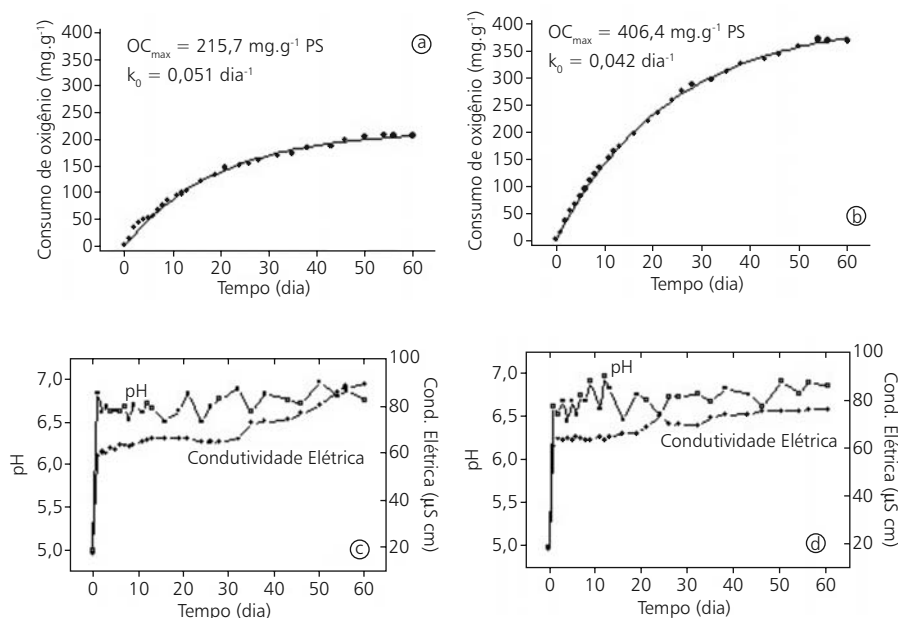
Experimentos similares do consumo de oxigênio durante a decomposição de macrófitas aquáticas registraram os seguintes valores para  $OC_{máx}$ : 339,0 mg g<sup>-1</sup> PS (*Cabomba piauhyensis*; CUNHA & BIANCHINI JR., 1998a); 258,0 e 450,0 mg g<sup>-1</sup> PS (*Nymphaea ampla*; BRUM et al., 1999; FARJALLA et al., 1999); 360,0 e 377,0 mg g<sup>-1</sup> PS (*Potamogeton stenostachys*; BRUM et al., 1999; FARJALLA et al., 1999); 342,0 mg g<sup>-1</sup> PS (*Cabomba* sp; BITAR & BIANCHINI JR., 2002); 573,5 mg g<sup>-1</sup> PS (*Wolffia* sp; BITAR & BIANCHINI JR., 2002); 230,0 mg g<sup>-1</sup> PS (*Lemna* sp; BITAR & BIANCHINI JR., 2002); 235,2 mg g<sup>-1</sup> PS (*Montrichardia arborescens*; CUNHA-SANTINO et al., 2004); 165,3 mg g<sup>-1</sup> PS (*Scirpus cubensis*; CUNHA & BIANCHINI JR., 1998b; LEMOS & BIANCHINI JR., 1998); 140,0 e 165,8 mg g<sup>-1</sup> PS (*Eichhornia azurea*; BITAR & BIANCHINI JR., 2002; BIANCHINI JR. et al., submetido); e 32,5 mg g<sup>-1</sup> PS (*Typha domingensis*; FARJALLA et al., 1999).

Do ponto de vista cinético, foi observado que os consumos de oxigênio foram similares aos registrados por Lemos & Bianchini Jr. (1998), Borsuk & Stow (2000) e Bitar & Bianchini Jr. (2002). Observou-se uma tendência de consumo mais acentuada no início dos processos (variando do 20º ao 30º dia). Após esse período, verificaram-se decréscimos graduais nas oxidações, tendendo à estabilização nas fases finais. Considerando que os detritos das macrófitas aquáticas sejam quimicamente heterogêneos, apresentando frações lábeis e refratárias (conforme modelo cinético adotado neste estudo; Figura 1), supõe-se que no início tenham predominado as oxidações das frações lábeis, que, normalmente, geram demandas elevadas de oxigênio. Por outro lado, as reduções nos consumos de oxigênio estiveram provavelmente relacionadas com as mineralizações das frações refratárias, isto é, celulose e lignina (CUNHA & BIANCHINI JR., 1998b) e substâncias húmicas (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2002a).

Os coeficientes de desoxigenação ( $k_D$ ) desses processos foram de 0,051 dia<sup>-1</sup>, para a *S. auriculata*, e de 0,042 dia<sup>-1</sup>, para a *U. breviscapa*. Comparando os coeficientes de desoxigenação, verificou-se que na mineralização de *S. auriculata* o processo foi cerca de 20% mais rápido. As quantidades de oxigênio consumido provavelmente relacionaram-se com as mineraliza-



ções do conteúdo protoplasmático dos detritos. Desse modo, a *U. breviscapa* contém menor quantidade de fração de parede celular em comparação com a *S. auriculata* (BARBIERI, 1984; CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2000).



**Figura 2** Consumos acumulados de oxigênio dissolvido, variações temporais do pH e da condutividade elétrica durante a mineralização aeróbia de *Salvinia auriculata* (a e c) e de *Utricularia breviscapa* (b e d).

Na Figura 2c e d apresentam-se as variações temporais dos valores de pH e condutividade elétrica na mineralização aeróbia de *S. auriculata* e *U. breviscapa*, respectivamente. Independentemente do tipo de planta, os valores do pH das câmaras de decomposição seguiram o mesmo padrão; elevaram-se nas primeiras 24 horas. Após esse período, apresentaram pouca oscilação. Tais estabilizações possivelmente refletem uma equivalência entre a produção de  $\text{CO}_2$  e o consumo (assimilação biológica) dos íons bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ). Outro evento relacionado com a manutenção do pH em condição neutra possivelmente pode estar relacionado com a formação dos compostos húmicos que contribuem para o tamponamento (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2004).

Com base nos resultados apresentados (Figura 2), também foi possível verificar que as câmaras contendo fragmentos de *S. auriculata* foram as que apresentaram os maiores valores de condutividade elétrica. Os valores de condutividade elétrica da água aumentaram com o decorrer das mineralizações das duas espécies de macrófitas aquáticas, alcançando valores máximos no final do experimento de  $89,08 \mu\text{S.cm}^{-1}$ , para a *S. auriculata*, e de  $75,80 \mu\text{S.cm}^{-1}$ , para a *U. breviscapa*. Os incrementos nos valores de condutividade elétrica observados nas fases iniciais foram relacionados com a formação de  $\text{CO}_2$  e com a liberação de compostos minerais decorrentes do processo de lixiviação. Os conteúdos protoplasmáticos dos tecidos de preenchimentos (mesófilos) das plantas provavelmente são os principais responsáveis pelos incrementos de íons (por exemplo, carbonato de cálcio, oxalato de cálcio) verificados nas câmaras de decomposição.

Na Tabela 1 está apresentada a parametrização do modelo matemático proposto (Figura 1) para a descrição dos processos aeróbios de mineralização de *S. auriculata* e de *U. breviscapa*. Ressalta-se que, na parametrização do modelo da mineralização de *S. auriculata*, alguns dos valores utilizados foram adquiridos de experimentos similares: 1) o coeficiente de lixiviação/oxidação ( $k_L$ ) foi adotado com base no estudo realizado por Cunha-Santino & Bianchini Jr. (2000); 2) o rendimento do processo de lixiviação ( $COD_1 = 5,15\%$ ) foi admitido com base em um experimento de lixiviação (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2003b); 3) o coeficiente de mineralização do  $COD_1$  ( $k_3$ ) foi obtido por Cunha-Santino & Bianchini Jr. (em preparação); 4) o coeficiente global de decaimento do  $COP_R$  foi resultante da perda de massa (em base de carbono) dos detritos de *S. auriculata* utilizados no experimento de consumo de oxigênio (Figura 2a); e 5) para o cálculo dos rendimentos do  $COD_2$ , considerou-se que essa fração ( $COD_2$ ) não apresentou decréscimo, e seu rendimento foi calculado com base na concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) do 60º dia de experimento. Para a *U. breviscapa* (Tabela 1), as proporções entre frações lábeis e refratárias e os coeficientes de lixiviação/oxidação ( $k_L$ ) e de mineralização do  $COD_1$  ( $k_3$ ) foram adotados do experimento de cinética de degradação aeróbia apresentada por Cunha-Santino & Bianchini Jr. (2004). O coeficiente global de decaimento do  $COP_R$  e o cálculo dos rendimentos do  $COD_2$  foram obtidos de modo similar ao descrito para a *S. auriculata*.

**Tabela 1** Parametrização do modelo cinético da decomposição aeróbia de *S. auriculata* e de *U. breviscapa*.

| Parâmetro                  | <i>Salvinia auriculata</i> | <i>Utricularia breviscapa</i> |
|----------------------------|----------------------------|-------------------------------|
| $COP_L$ (%)                | 5,15                       | 26,03                         |
| $COP_R$ (%)                | 94,85                      | 73,97                         |
| $IN_1$ (%)                 | 0,00                       | 2,72                          |
| $IN_2 = COD_1$ (%)         | 5,15                       | 23,23                         |
| $IN_3$ (%)                 | 35,10                      | 26,06                         |
| $IN_4 = COD_2$ (%)         | 59,75                      | 47,98                         |
| $k_L$ (dia <sup>-1</sup> ) | 2,79                       | 3,07                          |
| $k_3$ (dia <sup>-1</sup> ) | 0,070                      | 0,029                         |
| $k_R$ (dia <sup>-1</sup> ) | 0,013                      | 0,0074                        |
| $k_4$ (dia <sup>-1</sup> ) | 0,0 ( $\infty$ )           | 0,0 ( $\infty$ )              |

Com base no modelo cinético proposto (Figura 1; Tabela 1), admitiu-se que, na mineralização da *S. auriculata*, o consumo de oxigênio ocorreu a partir de duas rotas: 1) oxidação do  $COD_1$ ; e 2) oxidação da  $COP_R$  (35,10%). Na mineralização da *U. breviscapa*, esse processo se desenvolveu a partir de três rotas: 1) oxidação do  $COP_L$  (2,72%); 2) oxidação da fração dissolvida ( $COD_1$ : 23,23%); e 3) 26,06% do  $COP_R$ . Para a mineralização da *S. auriculata*, as principais rotas de consumo de oxigênio decorreram da oxidação das frações refratárias (35,10%). Para a mineralização da *U. breviscapa*, houve equivalência entre as rotas ( $COD_1$  e  $COD_R \approx 25\%$ ).

Os rendimentos (em base de carbono) do carbono orgânico particulado (COP), dissolvido (COD) e consumido (COC) no 60º dia de degradação de *S. auriculata* e *U. breviscapa* estão apresentados na Figura 3a. Os resultados referentes às variações temporais dos teores de carbono orgânico consumido (COC) ocorridas durante a degradação dessas plantas podem

ser observados nas Figuras 3b e c. Esses valores são resultantes do somatório dos rendimentos das rotas de mineralização das duas espécies de macrófitas.

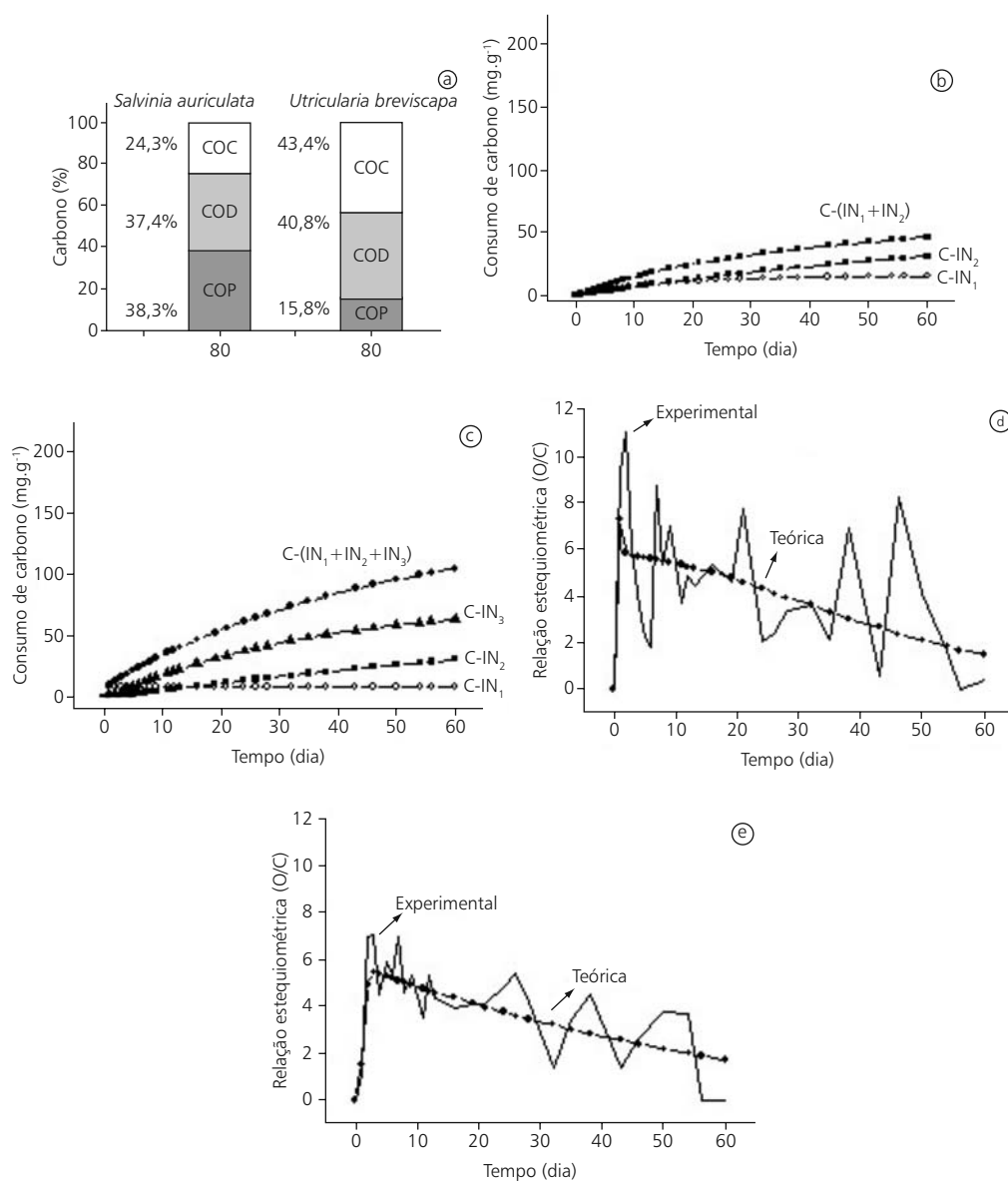
À medida que houve a mineralização dos detritos, os valores de carbono orgânico consumido (COC) foram sendo incrementados. Esses resultados sugerem que os acúmulos iniciais de COC referem-se ao consumo das frações lábeis. Com o decorrer do tempo, ocorreu o predomínio gradual do consumo de formas orgânicas mais resistentes, isto é, das frações refratárias (por exemplo, compostos lignocelulósicos).

As variações temporais dos coeficientes estequiométricos (O/C) teóricos e experimentais ocorridas durante a degradação aeróbia de *S. auriculata* e *U. breviscapa* também estão apresentadas na Figura 3d, e. Verificou-se, na fase inicial, o predomínio de coeficientes estequiométricos com valores elevados; as amplitudes máximas experimentais foram observadas no 2º dia para a *S. auriculata* (O/C = 11,07) e no 3º para a *U. breviscapa* (O/C = 6,9); para os valores teóricos, as amplitudes máximas ocorreram no 1º dia (O/C = 7,3) de mineralização de *S. auriculata* e no 3º dia para a *U. breviscapa* (O/C = 5,45). Após esse período, os coeficientes decresceram continuamente. Estudos referentes à estequiometria (O/C) durante a decomposição de *Utricularia breviscapa* indicam que a relação O/C variou em função da temperatura e do tempo (CUNHA-SANTINO, 2003). Foi observado, na fase inicial, o incremento dos valores dos coeficientes estequiométricos; os valores máximos de O/C foram observados no 5º dia: 9,5 (15,3°C), 16,2 (20,8°C), 16,0 (25,7°C) e 20,2 (30,3 °C); depois, os coeficientes decresceram continuamente até o final do experimento (180 dias), tendendo a zero.

Experimentos de mineralização aeróbia de cascas, galhos, folhas e serrapilheira apresentaram o mesmo padrão de variação temporal de O/C que os verificados neste estudo. Nesses casos, foram registrados valores máximos a partir do 3º dia, representados pelos respectivos valores: 6,73; 1,05; 2,45 e 3,88 (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2002b). Os autores sugeriram que o valor elevado de O/C máximo, verificado na degradação das cascas, é decorrente da composição química do recurso. Durante a decomposição de macrófitas aquáticas, foram registrados os seguintes valores máximos para os coeficientes estequiométricos O/C: 5,03 (*Montrichardia arborescens*, valor máximo: 17º dia; CUNHA-SANTINO et al., no prelo) e 11,88 (*Eichhornia azurea*, valor máximo: 6º dia; CUNHA-SANTINO et al., no prelo; CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2003b).

As variações dos coeficientes estequiométricos provavelmente estiveram relacionadas, numa primeira etapa, com a oxidação de frações lábeis e com a natureza química do detrito (matriz orgânica original) e, numa segunda etapa, com as oxidações bioquímicas (rotas metabólicas) e com os tipos de microrganismos responsáveis pela atividade heterotrófica.

Dessa forma, as variações dos valores estequiométricos podem ser atribuídas: 1. às oxidações químicas entre os diferentes compostos orgânicos envolvidos no processo de decomposição; 2. às reações mediadas por enzimas (por exemplo, clivagem dos núcleos benzênicos de compostos polifenólicos pelas oxidases, desaminações de compostos nitrogenados pelas desidrogenases e oxidações parciais dos ácidos graxos); 3. às alterações das rotas metabólicas predominantes (por exemplo, via oxidativa das pentoses-fosfato, glicólise ou via de Embden-Meyerhof-Parnas e via de Entner-Doudoroff); 4. às variações das quantidades e das espécies de microrganismos envolvidos; 5. às variações da quantidade e da qualidade (fração lábil ou refratária) dos compostos orgânicos disponíveis; e 6. aos teores de oxigênio dos detritos (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2002b).



**Figura 3** Rendimentos (em base de carbono) do carbono orgânico particulado (COP), dissolvido (COD) e consumido (COC) no 60º dia de degradação. Variação temporal do carbono orgânico consumido (COC) e relações estequiométricas teóricas e experimentais durante a mineralização aeróbia de *Salvinia auriculata* (b, d) e de *Utricularia breviscapa* (c, e).

De modo geral, com base nos procedimentos experimentais adotados, concluiu-se que: i) na mineralização da *S. auriculata*, o consumo de oxigênio ocorreu a partir de duas rotas: 1) oxidação do COD<sub>1</sub>; e 2) de 35,10% do COP<sub>R</sub>. Na mineralização da *U. breviscapa* esse processo se desenvolveu a partir de três rotas: 1, oxidação do COP<sub>L</sub>; 2, oxidação da fração dissolvida (COD<sub>1</sub>); e 3, 26,06% do COP<sub>R</sub>; ii) para a mineralização da *S. auriculata*, a principal rota de consumo de oxigênio ocorreu a partir da oxidação das frações refratárias; para a

mineralização da *U. breviscapa*, houve equivalência entre as rotas; iii) na Lagoa do Óleo, as frações refratárias devem gerar demandas de oxigênio baixas e contínuas; as oxidações das frações lábeis de detrito devem produzir demandas elevadas de oxigênio e de curto prazo; iv) as relações estequiométricas variaram temporalmente, tendendo ao decréscimo; a amplitude de variação dos valores da estequiometria entre O e C foi similar nas mineralizações das espécies de planta; v) os processos de mineralização de *S. auriculata* e *U. breviscapa* geraram aumentos nas concentrações de eletrólitos dissolvidos; e vi) apesar de as oxidações de *S. auriculata* apresentarem coeficiente de desoxigenação 20% mais elevado, elas geraram consumos menores de oxigênio (cerca de duas vezes) do que o verificado para *U. breviscapa*.

## Agradecimentos

Agradecimento à Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento deste estudo (Processo n. 00/09297-6).

## Referências Bibliográficas

- ALLAN, J. D. *Stream Ecology – Structure and function of running waters*. London: Chapman & Hall, 1995. 388 p.
- BARBIERI, R. *Estudo da composição química de algumas espécies de macrófitas aquáticas da Represa do Lobo (Broa), SP*. 1984. 225 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- BERMAN, T.; KAPLAN, B.; CHAVA, S.; VINER, Y.; SHERR, B. F.; SHERR, E. B. Metabolically active bacteria in lake Kinneret. *Aquatic Microbial Ecology*. v. 23, pp. 213-224, 2001.
- BIANCHINI JR., I. A decomposição da vegetação e o consumo de oxigênio nos reservatórios: implicações ecológicas. In: HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FAPESP/FUNDBIO, 1999. pp. 627-650.
- BIANCHINI JR., I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Orgs.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Eduem, 2003. pp. 85-126.
- BIANCHINI JR., I.; CUNHA-SANTINO, M. B.; RIBEIRO, J. U.; PENTEADO, D. G. B. *Decomposição aeróbica e anaeróbica de Eichhornia azurea* (Sw.). Kunth. (submetido).
- BITAR, A. L.; BIANCHINI JR., I. Mineralization assays of some organic resources of aquatic systems. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, pp. 557-564, 2002.
- BORSUK, M. E.; STOW, C. A. Bayesian parameter estimation in a mixed-order model of BOD decay. *Water Research*, v. 34, n. 6, pp. 1830-1836, 2000.
- BRANCO, S. M.; ROCHA, A. A. *Poluição, proteção e usos múltiplos de represas*. São Paulo: CETESB/Edgard Blücher, 1977. 185 p.
- BREZONIK, P. L. *Chemical kinetics and process dynamics in aquatic systems*. Boca Raton: Lewis, 1993. 754 p.

BRUM, P. R.; FARJALLA, V. F.; GONÇALVES JR., J. F.; SANTOS, A. M.; PÔRTO, M. T.; VIEIRA, E. D. R.; FERREIRA, F. M.; BIANCHINI JR., I. Aspects of the uptake of dissolved oxygen in Cabiúnas and Imboassica Lagoons (Macaé, RJ). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 42, n. 4, pp. 433-440, 1999.

CHAPRA, S. C. *Surface water quality modeling*. New York: WCB/McGraw-Hill, 1997. 844 p.

CUNHA, M. B.; BIANCHINI JR., I. Mineralização aeróbia de *Cabomba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 10, n. 1, pp. 81-91, 1998a.

CUNHA, M. B.; BIANCHINI JR., I. Cinéticas de mineralização aeróbia de celulose e lignina durante a degradação de *Cabomba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 10, n. 2, pp. 59-69, 1998b.

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

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Decomposição aeróbia e anaeróbia de *Salvinia auriculata* da lagoa do Infernã. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Orgs.). *Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí*. São Carlos: Rima, 2000. pp. 631-643.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Humic substance mineralisation from a tropical oxbow lake (São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, v. 236, pp. 34-44, 2002a.

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

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Potenciais de lixiviação de duas espécies de macrófitas aquáticas da lagoa do Óleo (SP). In: CONGRESSO DE PÓS-GRADUAÇÃO DA UFSCAR, 2. *Anais.*, 1CD-ROM, São Carlos, SP, 2003a.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. Variação temporal da relação estequiométrica O/C na decomposição aeróbia de *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth. *Livro de resumos do II Workshop de Macrófitas Aquáticas*, Campo Grande, MS, 2003b, p. 49.

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

CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JR., I. *Kinetic aspects of leachate decay from Salvinia auriculata in the oleo lagoon (Ecological Station of Jataí, São Paulo)*. (Em preparação.)

CUNHA-SANTINO, M. B.; PACOBAHYBA, L. D.; BIANCHINI JÚNIOR, I. Oxygen uptake from mineralization of *Montrichardia arborescens*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.16, n. 4, pp. 351-357, 2004.

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

FARJALLA, V. F.; MARINHO, C. C.; ESTEVES, F. A. Uptake of oxygen in the initial stages of decomposition of aquatic macrophytes and detritus from terrestrial vegetation in a tropical coastal lagoon. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 11, n. 2, pp. 185-193, 1999.

HOCHACHKA, P. W. *Living without oxygen. Close and open systems in hypoxia tolerance*. Cambridge: Harvard University Press, 1980. 181 p.

HOEHNE, F. C. *Plantas Aquáticas*. São Paulo: Instituto de Botânica, 1979. 168 p.

HOWARD-WILLIAMS, C.; LENTON, G. M. The role of the littoral zone in the functioning of a shallow tropical lake ecosystem. *Freshwater Biology*, v. 5, pp. 445-459, 1975.

JANAUER, G. A. Is what has been measured of any direct relevance to the success of the macrophyte in its particular environment? *Journal of Limnology*, v. 60, n. 1, pp. 33-38, 2001.

JOLY, A. B. *Botânica: introdução à taxonomia vegetal*. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 1977. 775 p.

JØRGENSEN, S. E. *Fundamentals of ecological modelling. Developments in environmental modelling*, 19. Amsterdam: Elsevier, 1994. 628 p.

KARL, D. M. Determination of the in situ microbial biomass, viability, metabolism, and growth. In: PONDEXTER, J. S.; LEADBETTER, E. R. (Orgs.). *Bacteria in nature – methods and special applications in bacterial ecology*. New York: Plenum Press, 1986. pp. 85-176.

LEMONS, R. M. A.; BIANCHINI JR., I. Decomposição de *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth da lagoa do Infernô (SP): I Efeito do teor de nitrogênio e da quantidade de matéria orgânica. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8. 1997. São Carlos. *Anais...* São Carlos, PPG-ERN, UFSCar, v. 3, pp. 1271-1287, 1998.

NOTARE, M. *Plantas hidrófilas e seu cultivo em aquário*. Rio de Janeiro: Editora Sulamérica, 1992. 238 p.

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M. Decomposition of *Eichhornia azurea* from limnologically different environments of the upper Paraná river floodplain. *Hydrobiologia*, v. 411, pp. 45-51, 1999.

PERET, A. M.; BIANCHINI JR., I. Stoichiometry of aerobic mineralization (O/C) of aquatic macrophytes leachate from a tropical lagoon. *Hydrobiologia*, v. 528, pp. 167-168, 2004.

PRESS, W. H.; TEUKOLSKY, S. A.; VETTERLING, W. T.; FLANNERY, B. P. *Numerical recipes in C: the art of scientific computing*. New York: Cambridge University Press, 1993. 994 p.

SAIA, F. T.; BIANCHINI JR., I. Modelo do crescimento e senescência de *Salvinia auriculata* em condições de laboratório. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8. 1996, São Carlos. *Anais...* São Carlos, PPG-ERN-UFSCar, pp. 1331-1342, 1998.

SCHÄFER, A. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre: Editora da Universidade/GTZ, 1985. 532 p.

STRAUSS, E. A.; LAMBERTI, G. A. Effect on dissolved organic carbon quality on microbial decomposition and nitrification rates in stream sediments. *Freshwater Biology*, v. 47, pp. 65-74, 2002.

THOMAZ, S. M.; PEREIRA, G.; PAGIORO, T. A. Microbial respiration and chemical composition of different sediments fractions in waterbodies of the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 61, n. 2, pp. 277-286, 2001.

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