



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. Ecosistema. 2. Estação Ecológica de Jataí (SP). I. Título.

Formação e mineralização de lixiviados de duas macrófitas aquáticas da Lagoa do Óleo (Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP, Brasil)

Cunha-Santino, M. B.¹ & Bianchini Jr., I.^{1,2}

Abstract – Leachate formation and mineralization from two aquatic macrophytes of the Óleo Lake (Jataí Ecological Station, SP, Brazil) – This study aimed to determine the dissolution and the mineralization coefficients of leachates from two species of aquatic macrophytes (*Salvinia auriculata* and *Utricularia breviscapa*) that are found in the Óleo Lake (21°36'S and 47°49'W, Luiz Antônio, SP). For obtaining the leachate, plants fragments (previously dried and grounded) were added in aliquots of deionized water; for dissolved organic carbon (DOC) determinations, samples of leachate were collected during 24 hours. The results were fitted to first order kinetic model and they showed that, when entering in contact with water, the dissolutions were intense; the DOC values increased from 4 (*S. auriculata*) to 6 hours (*U. breviscapa*) and stabilized. The maximum amount of leached carbon was 30.7% for *U. breviscapa* and 7.1% for *S. auriculata* (in carbon bases). The leachate coefficient from *U. breviscapa* detritus (2.82 h^{-1}) was 2.15 times higher than *S. auriculata* detritus (1.32 h^{-1}). After leachating, the DOC was submitted to mineralization (aerobic and anaerobic) during 180 days. The mineralization of leachate followed basically 3 pathways: 1) the chemical/biochemical oxidation of labile fraction of DOC (1st mineralization route: IN_1); 2) the formation of DOC_R (refractory DOC) and its oxidation (2nd route: IN_2); in this case, it was considered that DOC_R was basically constituted by humic compounds; and 3) POC formation (particulate organic matter $\approx$ microorganisms) and its oxidation (3rd route: IN_3). Compared the results, we inferred that, for the Óleo Lake, the *U. breviscapa* detritus are the most important sources of DOC than *S. auriculata*, because they contribute with more amount of organic matter (6.5 times) and present fast leachate potential. This also allowed to concluded that, independent of the dissolved oxygen concentration within Óleo Lake, these compounds are mineralized quickly (on average: 4 days) and the leachate support both the formation of refractory compound (genesis of humic substances) and the secondary production (microorganisms biomass) in this system.

Keywords: *Utricularia breviscapa*; *Salvinia auriculata*; mineralization; leachate potential; Óleo Lake.

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>.

Resumo – Neste estudo, determinaram-se os coeficientes de dissolução e mineralização de lixiviados de duas espécies de macrófitas aquáticas (*Salvinia auriculata* e *Utricularia breviscapa*) que vivem na Lagoa do Óleo (21°36'S e 47°49'W, Luiz Antônio, SP). Para obter os lixiviados, foram adicionados fragmentos de plantas (previamente secas e moídas) em alíquotas de água deionizada; para determinar o carbono orgânico dissolvido (COD), alíquotas dos lixiviados foram coletadas durante 24 horas. Os resultados foram ajustados a um modelo cinético de primeira ordem e mostraram que, ao entrar em contato com a água, as dissoluções foram intensas; os valores de COD incrementaram-se por 4 (*S. auriculata*) a 6 horas (*U. breviscapa*) e estabilizaram-se. A quantidade máxima de lixiviado correspondeu a 30,7% dos detritos de *U. breviscapa* e 7,1% dos detritos de *S. auriculata* (em base de carbono). O coeficiente de lixiviação dos fragmentos de *U. breviscapa* ($2,82 \text{ h}^{-1}$) foi 2,15 vezes mais elevado que o de *S. auriculata* ($1,32 \text{ h}^{-1}$). Após a lixiviação, o COD foi submetido à mineralização (aeróbia e anaeróbia) por 180 dias. As mineralizações dos lixiviados seguiram basicamente três rotas: 1) a oxidação química/bioquímica das frações lábeis do COD (primeira rota: IN_1); 2) a formação de COD_R (COD refratário) e sua oxidação (segunda rota: IN_2); nesse caso considerou-se que o COD_R era basicamente constituído por compostos húmicos; e 3) a formação de COP (carbono orgânico particulado $\approx$ microrganismos) e sua oxidação (terceira rota: IN_3). Comparando os resultados, inferiu-se que, para a Lagoa do Óleo, os detritos de *U. breviscapa* são fontes de COD mais importantes que os detritos de *S. auriculata*, pois contribuem com mais matéria orgânica (6,5 vezes) e apresentam lixiviação mais rápida. Independentemente da disponibilidade de oxigênio dissolvido da Lagoa do Óleo, os resultados indicaram que esses compostos são mineralizados rapidamente (em média quatro dias) e que os lixiviados subsidiam tanto a formação de compostos refratários (gênese das substâncias húmicas) quanto a produção secundária (biomassa de microorganismos) desse sistema.

Palavras-chave: *Utricularia breviscapa*; *Salvinia auriculata*; mineralização; coeficiente de lixiviação; Lagoa do Óleo.

Introdução

Nos ecossistemas aquáticos, os estoques de matéria orgânica encontram-se distribuídos nas biomassas dos organismos e detritos. Define-se detrito como o produto da perda não predatória de carbono orgânico, proveniente de qualquer nível trófico (incluindo ejeção, excreção e secreção), ou como o carbono orgânico aduzido de fontes externas (WETZEL, 1990). Os resíduos são encontrados em duas formas: 1) matéria orgânica particulada (MOP); e 2) matéria orgânica dissolvida (MOD). Com frequência, nos ecossistemas lacustres, os detritos orgânicos constituem-se como uma das principais fontes de energia (ZIEGLER & FOGEL, 2003), e, com relação à procedência, usualmente registram-se cinco origens: 1. compostos orgânicos autóctones (KOPÁCEC et al., 2003); 2. resíduos da decomposição dos organismos aquáticos (ASAEDA et al., 2000); 3. metabólitos extracelulares ou fotossintetizados excretados pelo fitoplâncton (PACOBAYHA, 2002; ANTONIO, 2004); 4. metabólitos extracelulares ou fotossintetizados excretados pelas macrófitas aquáticas (WETZEL & MANNY, 1972); e 5. excreção da fauna (COVICH et al., 1999; SIMON et al., 2002).

No que se refere à decomposição, as transformações da MOD e da MOP de origem vegetal que ocorrem por meio do metabolismo microbiano são fundamentais para a dinâmica dos ciclos de carbono, de nutrientes e para o fluxo de energia dos ecossistemas aquáticos (WETZEL, 1995). Os metabolismos associados com a MOP e com a MOD fornecem a energia necessária para a operação e a estabilidade metabólica de todo o ecossistema (WETZEL, 1990). Após a senectude das plantas, com as perdas das integridades dos tecidos, grandes quantidades de componentes celulares dissolvem-se rapidamente (CUNHA & BIANCHINI JR., 1998; MUN et al., 2001). Dessa forma, quantidades apreciáveis de MOD são produzidas durante os primeiros estádios da decomposição, e as conversões de partes dos tecidos vasculares das plantas aquáticas em MOD são de extrema importância, uma vez que as macrófitas aquáticas medeiam a transferência de carbono para os microrganismos da coluna d'água e para os aderidos nos detritos particulados (SALA & GÜDE, 1999). A MOD geralmente representa a maior fonte de carbono para os organismos heterotróficos dos ambientes aquáticos.

As taxas de degradação da MOD lixiviada dos detritos dependem tanto da capacidade enzimática dos microrganismos quanto das condições ambientais (CHRÓST & RAI, 1993). A intensidade da decomposição depende do tamanho (BIANCHINI JR. & ANTONIO, 2003), da estrutura morfológica e da composição química dos detritos (BIANCHINI JR., 2003). Fatores externos como: temperatura (CUNHA, 1999; ANTONIO & BIANCHINI JR., 2002), disponibilidade de oxigênio e atividade microbiológica também atuam na intensidade da decomposição (CUNHA-SANTINO, 2003; BASTVIKEN et al., 2004). A degradação de um recurso orgânico ocorre em meio aeróbio ou anaeróbio; os principais produtos da decomposição aeróbia são dióxido de carbono, água, células e compostos húmicos.

Normalmente, os estudos cinéticos da decomposição admitem que exista relação direta entre o desaparecimento do substrato e a formação dos produtos. No caso dos processos aeróbios, admite-se, por extensão, que a proporcionalidade seja válida, também, entre o consumo de oxigênio e a formação de produtos, tais como o dióxido de carbono (THOMANN & MUELLER, 1987; JØRGENSEN, 1994). Na ausência de oxigênio, o carbono orgânico é parcialmente metabolizado, acumulando-se na forma de substâncias intermediárias (por exemplo, acetato, etanol). Nessa condição, em geral, são produzidas grandes quantidades de metano e pequenas quantidades de hidrogênio (HORN et al., 2003); são comuns, ainda, as formações de nitrogênio molecular, gás sulfídrico e mercaptanos (HOLMER & STORKHOLM, 2001). Assim, a decomposição resulta na conversão de produtos orgânicos em produtos inorgânicos (mineralização), geralmente por oxidações.

Nos ecossistemas aquáticos, os microrganismos heterotróficos são considerados os principais agentes consumidores e modificadores dos detritos. Eles não são apenas responsáveis pela ciclagem dos nutrientes, mas constituem-se como uma ligação trófica excepcional (pelo elo microbiano) entre os detritos e a cadeia alimentar. Com isso, energia, nutrientes e carbono são eficientemente transferidos de um nível inferior da cadeia trófica para um nível mais alto (BIDDANDA, 1985; POMEROY & WIEBE, 1988). Experimentos têm demonstrado que, nas degradações de vários compostos orgânicos simples (por exemplo, glicose, glicerol, ácido láctico, citoplasmas de algas e de plantas aquáticas, polissacarídeos extracelulares de espécies fitoplanctônicas), o rendimento para a formação de biomassa de microrganismos oscila por volta de 48%, embora possa ser verificada grande variabilidade (amplitude: 26% a 88%), dependendo do recurso (RAMANATHAN & GAUDY, 1972; CUNHA, 1999; PACOBAHYBA, 2002;

CUNHA-SANTINO, 2003; PANHOTA & BIANCHINI JR., 2003). As transformações bioquímicas dos detritos (dissolvidos e particulados) que ocorrem pelo metabolismo microbiano são fundamentais para a dinâmica dos ciclos de nutrientes e do fluxo de energia dos ecossistemas aquáticos (GIORGIO & COLE, 1998).

Considerando o processo de lixiviação das plantas aquáticas como uma das principais fontes autóctones de matéria orgânica dissolvida, este estudo visou determinar os coeficientes de lixiviação e as quantidades máximas de carbono orgânico lixiviado de duas espécies (*Salvinia auriculata* e *Utricularia breviscapa*) que vivem numa lagoa marginal da planície do Rio Mogi-Guaçu (Lagoa do Óleo). Visou, também, estimar os coeficientes cinéticos relativos às reações de mineralização da MOD provenientes da lixiviação dessas duas espécies de macrófitas aquáticas.

Materiais e Métodos

Caracterização do local de coleta

De acordo com o levantamento que tratou da distribuição de metais (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Cd e Pb) nos sedimentos de lagoas da planície de inundação do Rio Mogi-Guaçu, no trecho contido na Estação Ecológica de Jataí (LIMA, 1990), constatou-se que os sedimentos da Lagoa do Óleo não apresentaram contaminação por metais. Um estudo realizado por Strixino et al. (1997) mostrou que a densidade média de macroinvertebrados bentônicos na lagoa é muito baixa, tanto numericamente ($355,5 \text{ ind m}^{-2}$) como na composição faunística (n. de taxa = 6, com predomínio dos gêneros *Chironomus* e *Sayomyia*); nesse ambiente, Strixino et al. (1997) registraram os seguintes gêneros de macrófitas aquáticas: *Cabomba*, *Utricularia*, *Scirpus*, *Ceratophyllum*, *Ludwigia* e *Eichhornia*.

Em uma caracterização estrutural e funcional das populações de macroinvertebrados que habitam as macrófitas aquáticas da Lagoa do Óleo, verificou-se que, aparentemente, tais populações reúnem-se na mesma guilda de alimentação, com participação predominante de coletores e com ausência virtual de retalhadores (TRIVINHO-STRIXINO et al., 1998). Güntzel et al. (2000) realizaram um estudo que enfocou a diversidade do zooplâncton (com ênfase em Rotífera) em seis lagoas marginais do Rio Mogi-Guaçu; neste, foi observado para a Lagoa do Óleo um índice de diversidade (Índice de Shannon-Wiener) de 3,8 e riqueza de 22 espécies de Rotífera. Os autores atribuem a alta diversidade do zooplâncton desse ambiente à grande heterogeneidade de *habitats* e ao baixo grau de degradação. Levantamento específico que abordou a riqueza de espécies de Cladocera mostrou que a família Moinidae representou 75% do total desse grupo (WISNIEWSKI et al., 2000). Variáveis físicas e químicas da água da Lagoa do Óleo foram inventariadas por Rocha et al. (2000) e Wisniewski et al. (2000); os resultados obtidos permitiram caracterizá-la como oligotrófica e inferir que esse ambiente não está sob interferência antrópica intensa. Em estudo que tratou da diversidade de zooplâncton (ROCHA et al., 2000), foi verificado que a Lagoa do Óleo apresentou as maiores densidades desses organismos em relação às demais lagoas marginais da planície do Rio Mogi-Guaçu, no trecho compreendido pela Estação Ecológica de Jataí.

Para a Lagoa do Óleo, no período de janeiro de 2000 a junho de 2002, os valores médios de pH, temperatura, condutividade elétrica, profundidade do disco de Secchi e as concentrações médias de oxigênio dissolvido (OD), carbono orgânico e inorgânico dissolvidos são

apresentados na Tabela 1 (CUNHA-SANTINO, 2003). Os valores de pH da coluna d'água foram normalmente baixos, variaram de 4,23 a 6,20; nos estratos mais profundos, os valores de pH foram menores (média = 4,88) e aumentaram em direção à superfície (média = 5,49). Em geral, as lagoas de infiltração apresentam valores baixos de pH e capacidade de tamponamento reduzida (WETZEL, 1983). Em relação ao sistema carbonato, os valores de pH indicaram que as formas "livres" de carbono inorgânico (CO_2 e H_2CO_3) foram predominantes. Assim, as baixas concentrações dos íons carbonatos e bicarbonatos devem limitar a capacidade de tamponamento desse ambiente. Os baixos valores de pH da água da Lagoa do Óleo relacionam-se, também, à drenagem dos solos ácidos característicos dessa região (SANTOS & MOZETO, 1992). Pode-se, ainda, atribuir a acidez predominante nesse ambiente à degradação da biomassa vegetal da zona litorânea e ao acúmulo de ácidos orgânicos, especialmente as substâncias húmicas que podem manter o pH de sistemas naturais entre 4 e 5 (ALLAN, 1996). De acordo com López-Archilla et al. (2001), nesse ambiente, as elevadas concentrações de íons H^+ podem atuar como fator fisiológico sobre a comunidade microbiana (hidrólise dos constituintes da parede celular e desnaturação de proteínas) ou na especiação química de muitas moléculas (por exemplo, dissociação e solubilidade).

A variação da temperatura da água da Lagoa do Óleo apresentou um padrão sazonal bem definido; aumentou nos meses mais quentes (máxima: $30,1^\circ\text{C}$ na estação chuvosa) e diminuiu no inverno (máxima: $17,4^\circ\text{C}$ na estação seca). As temperaturas mais baixas foram registradas nos estratos mais profundos (2 e 3 m); em média, foram 2°C menores que as da superfície. Assim como para a temperatura, as concentrações de OD da água da lagoa apresentaram variação sazonal bem definida, aumentando no inverno (máxima média: $5,74 \pm 0,91 \text{ mg L}^{-1}$) e diminuindo no verão (máxima média: $0,70 \pm 1,20 \text{ mg L}^{-1}$). As baixas concentrações de OD verificadas nos meses mais quentes podem ser atribuídas aos seguintes fatores: 1. às concentrações de saturação, que diminuem com o aumento da temperatura; 2. aos processos metabólicos da decomposição, que são favorecidos nas épocas mais quentes; e 3. à adução de matéria orgânica alóctone (por inundação e enxurradas), uma vez que nessa época (verão) ocorrem normalmente precipitações elevadas nessa região. Em média, as concentrações de OD foram relativamente baixas (Tabela 1), variando de $1,10 \text{ mg L}^{-1}$ (fundo) a $3,57 \text{ mg L}^{-1}$ (superfície).

Os valores de condutividade elétrica podem ser considerados baixos; oscilaram entre 11 (período seco) e $35 \mu\text{S cm}^{-1}$ (período chuvoso). Em geral, os maiores valores foram atribuídos à lixiviação de espécies químicas ionizadas de origem alóctone, decorrentes das inundações, das enxurradas e das infiltrações (CUNHA-SANTINO, 2003).

A maior profundidade de desaparecimento do disco de Secchi foi 3,7 m (estação seca), e a menor ocorreu na estação chuvosa ($Z_{\text{DS}} = 0,5 \text{ m}$). Os resultados de transparência da água apresentaram um padrão estacional definido; os valores mais elevados foram registrados nas épocas de seca, e os menores, nas estações chuvosas. Além dos efeitos das chuvas e dos ventos, as variações da Z_{DS} provavelmente relacionaram-se, nos meses mais quentes, com as maiores taxas de degradação da biomassa vegetal autóctone e com a adução de compostos coloridos (por exemplo, ácidos fúlvicos) das áreas adjacentes à lagoa. Em geral, no verão ocorre o aumento de precipitação e de enxurradas superficiais e, conseqüentemente, estabelece-se a conexão da lagoa com o Rio Mogi-Guaçu. Dessa forma, aumentos nos teores de material particulado em suspensão são freqüentemente observados (diminuindo a Z_{DS}); no inverno,

predominam os processos biológicos de assimilação (isto é, produção primária), e os teores de material particulado tendem também a diminuir pela sedimentação (aumentando a Z_{DS}).

Tabela 1 Variáveis físicas e químicas da Lagoa do Óleo; período de janeiro de 2000 a junho de 2002 (CUNHA-SANTINO, 2003).

Variáveis físicas e químicas	Faixa de variação	Média $\pm$ DP
pH		
Superfície	4,23 - 6,20	5,49 $\pm$ 0,65
1,0 m	5,15 - 5,92	5,58 $\pm$ 1,66
2,0 m	5,05 - 5,70	5,42 $\pm$ 1,27
3,0 m	4,78 - 5,80	4,88 $\pm$ 1,40
Temperatura (°C)		
Superfície	18,0 - 30,1	25,3 $\pm$ 3,70
1,0 m	17,9 - 29,1	24,2 $\pm$ 7,64
2,0 m	17,6 - 28,7	23,5 $\pm$ 6,21
3,0 m	17,4 - 27,5	21,3 $\pm$ 6,30
Oxigênio dissolvido (mg L⁻¹)		
Superfície	0,14 - 5,74	3,57 $\pm$ 2,18
1,0 m	0,11 - 5,01	2,86 $\pm$ 2,16
2,0 m	0,03 - 4,53	1,99 $\pm$ 1,68
3,0 m	0,00 - 4,18	1,10 $\pm$ 1,35
Condutividade elétrica (μS cm⁻¹)		
Superfície	11 - 25	16 $\pm$ 4
1,0 m	11 - 20	15 $\pm$ 6
2,0 m	11 - 35	18 $\pm$ 8
3,0 m	12 - 27	16 $\pm$ 5
CID (mg L ⁻¹)	1,473 - 4,219	3,05 - 0,98
COD (mg L ⁻¹)	1,123 - 5,386	3,03 - 1,12
Z_{DS} (m)	0,50 - 3,70	1,74 - 0,92

Os locais de amostragem selecionados da Lagoa do Óleo apresentaram profundidades relativamente baixas; os valores variaram entre 3,0 e 4,5 m. Na região litorânea, as profundidades não ultrapassaram 1,5 m.

Em relação às concentrações médias de carbono inorgânico (CID) e orgânico (COD) totais registradas (Tabela 1), observou-se que os valores foram relativamente similares

(CID: 3,05 mg L⁻¹ e COD: 3,03 mg L⁻¹) aos registrados para a Lagoa do Infernã (dados não publicados).

Coleta e preparação do material

Exemplares adultos (indivíduos inteiros) de *U. breviscapa* e de *S. auriculata* foram coletados em pontos distintos da região litorânea da Lagoa do Óleo (21°36' S e 47°49' W). Depois de coletadas, as plantas foram lavadas no local, com água da lagoa. Em seguida, já no laboratório, as plantas foram novamente lavadas com água corrente. Posteriormente, foram desidratadas em estufa (50°C). Depois de secas, foram trituradas e armazenadas em sacos de polietileno. Para a execução dos experimentos de mineralização, amostras de água da Lagoa do Óleo foram coletadas (com garrafa de Van Dorn) na superfície, no meio e no fundo da coluna d'água e depois foram misturadas. Antes de serem utilizadas, as amostras de água foram submetidas a uma pré-filtração em rede de náilon (ϕ da trama = 400 μ m).

Experimento de potencial de lixiviação

Fragmentos de *S. auriculata* e de *U. breviscapa* e alíquotas de água deionizada foram esterilizados. As esterilizações das plantas (previamente secas, trituradas e embaladas em papel alumínio) e das amostras de água deionizada foram realizadas em autoclave durante 15 minutos, 1 atm e 121°C (WARD & JOHNSON, 1996). Para a avaliação do potencial de lixiviação de cada espécie, utilizaram-se cinco frascos; em cada um foi adicionado 1,0 g de fragmento de planta e 100 ml de água deionizada, mantendo as misturas em temperatura ambiente ($\approx$ 20°C), estéreis e sob agitação. Antes da elaboração do experimento, quantificaram-se os teores de carbono das amostras de planta (CHN analyser - EA modelo 1110); *U. breviscapa* C (%) = $33,36 \pm 1,98$ (n = 4) e *S. auriculata* C (%) = $32,82 \pm 4,91$ (n = 6). O experimento teve duração de 24 horas (MØLLER et al., 1999), com amostragens em 0,5, 1, 2, 4, 6, 8, 11, 15, 19 e 24 horas; nesse intervalo, alíquotas do lixiviado foram retiradas (em condições assépticas), e determinações de carbono orgânico dissolvido (COD) foram realizadas em analisador específico (Shimadzu TOC-5000A). As variações temporais das concentrações de COD foram ajustadas ao modelo cinético de primeira ordem (CUNHA & BIANCHINI JR., 1998). Para os ajustes foram utilizadas regressões não-lineares, calculadas pelo algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt (PRESS et al., 1993).

Experimento de mineralização

Para obter o lixiviado, foram realizadas extrações aquosas a frio (4°C) com duração de 24 horas (MØLLER et al., 1999). A extração constituiu-se na adição de 10 g (PS) de fragmentos de planta íntegra (previamente esterilizados) em 1 L de água (destilada esterilizada). As esterilizações das plantas (previamente secas, trituradas e embaladas em papel alumínio) e das amostras de água destilada foram realizadas em autoclave durante 15 minutos, 1 atm e 121°C (WARD & JOHNSON, 1996). Após as extrações, as frações particuladas (fibras) foram separadas das dissolvidas por centrifugação (1 hora; 2.191 g). Em seguida, as soluções de MOD foram filtradas em membrana de éster de celulose com poro de 0,45 μ m (Millipore), previamente lavadas com 100 ml de água destilada.

Para cada tipo de lixiviado foram preparadas quatro câmaras de mineralização (experimento não destrutivo). O lixiviado foi diluído em amostra de água da lagoa; as concentrações finais

de COD das diluições foram 122 mg C L⁻¹ para o lixiviado de *U. breviscapa* e 80,5 mg C L⁻¹ para o de *S. auriculata*. As incubações foram mantidas em condições aeróbias (por borbulhamento com ar comprimido; duração: 2 h dia⁻¹) e anaeróbias (por borbulhamento com N₂; duração: 20 min), no escuro e sob temperatura controlada (25,7°C ± 1,7°C). A temperatura média das incubações foi próxima à média (24,4°C ± 3,3°C; n = 18) verificada na Lagoa do Óleo (CUNHA-SANTINO, 2003).

Os frascos utilizados para as descrições dos processos anaeróbios foram mantidos fechados e só foram abertos em seus respectivos dias de amostragem. Em dias previamente selecionados (1, 3, 5, 10, 15, 20, 30, 60, 90, 120, 150 e 180 dias), as concentrações de COD (n = 2) foram determinadas com analisador de carbono (Shimadzu - TOC 5000A). Após as quantificações, as amostras foram submetidas à filtração em membrana de éster de celulose (Millipore) com poro de 0,22 µm. Esses processos sucessivos de determinação da concentração de carbono e filtração permitiram estimar, por diferença, a biomassa de microrganismos (em equivalentes de carbono, COP). As variações temporais das concentrações de COD foram ajustadas a um modelo cinético de primeira ordem (PERET & BIANCHINI JR., 2004). Para tanto, utilizaram-se regressões não-lineares, calculadas pelo algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt (PRESS et al., 1993).

Hipóteses cinéticas da mineralização do lixiviado

Para a descrição cinética da mineralização (aeróbia e anaeróbia) do COD, foi desenvolvido um modelo (Equações 1 a 6 e Figura 1), admitindo-se que: 1) o COD, apresenta uma fração lábil (COD_L) e outra refratária (COD_R); e 2) as reações envolvidas com a decomposição (por exemplo, oxidações, formações de microrganismos e humificação) seguem cinéticas de primeira ordem.

$$\frac{d[COD]}{dt} = -k_T[COD] \quad (1)$$

em que: COD = carbono orgânico dissolvido; k_T = coeficiente global (k₁ + k₂ + k₄) de conversão do COD (dia⁻¹); e t = tempo.

$$\frac{d[COD_R]}{dt} = k_T \left(\frac{k_2}{k_T} [COD] \right) - k_3 [COD_R] \quad (2)$$

em que: COD_R = carbono orgânico dissolvido refratário; k₂ = coeficiente de formação do COD_R (dia⁻¹); e k₃ = coeficiente de mineralização do COD_R (dia⁻¹).

$$\frac{d[COP]}{dt} = k_T \left(\frac{k_4}{k_T} [COD] \right) - k_5 [COP] \quad (3)$$

em que: COP = carbono orgânico particulado; e k₄ = coeficiente de formação do COP (dia⁻¹); e k₅ = coeficiente de mineralização do COP (dia⁻¹).

$$IN_1 = k_T \left(\frac{k_1}{k_T} [COD] \right) \quad (4)$$

em que: IN₁ = carbono mineralizado segundo o coeficiente k₁.

$$IN_2 = k_3[COD_R] \quad (5)$$

em que: IN_2 = carbono mineralizado segundo o coeficiente k_3 .

$$IN_3 = k_5[COP] \quad (6)$$

em que: IN_3 = carbono mineralizado segundo o coeficiente k_5 .

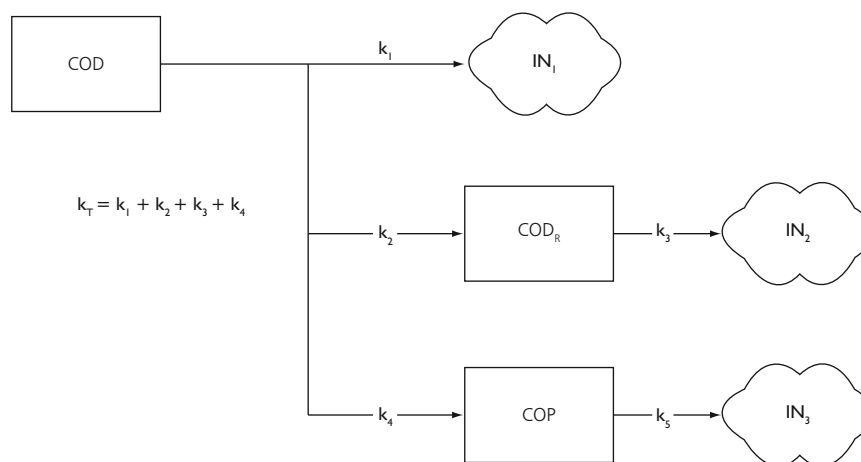


Figura 1 Hipótese cinética da mineralização dos lixiviados de *Utricularia breviscapa* e *Salvinia auriculata*, em que: COD = carbono orgânico dissolvido; COD_R = carbono orgânico dissolvido refratário; COP = carbono orgânico particulado (microrganismos); k_T = coeficiente global ($k_1 + k_2 + k_4$) de conversão do COD (dia^{-1}); k_1 = coeficiente de oxidação (química e/ou biológica) (dia^{-1}); k_2 = coeficiente de formação do COD_R (dia^{-1}); k_3 = coeficiente de mineralização do COD_R (dia^{-1}); k_4 = coeficiente de formação do COP (dia^{-1}); k_5 = coeficiente de mineralização do COP (dia^{-1}); IN_{1-3} = carbono mineralizado, segundo os coeficientes de mineralização (k_1 , k_3 e k_5).

Resultados e Discussão

As variações temporais de COD liberado das lixiviações dos fragmentos de *U. breviscapa* e de *S. auriculata* são apresentadas na Figura 2. No contato com a água, as dissoluções das substâncias de natureza polar dos fragmentos foram intensas; os valores de COD foram incrementados por 4 horas nas câmaras com *S. auriculata* e por 6 horas nas com *U. breviscapa*.

Após esses períodos, as concentrações de COD estabilizaram. Embora sejam diferentes quanto ao grau de solubilidade, os conteúdos protoplasmáticos são, em geral, constituídos por substâncias hidrossolúveis, tais como: carboidratos solúveis, amido, proteínas, lipídeos, ácidos orgânicos, amônia, orto-fosfato, fósforo total, potássio, cálcio e polifenóis (SUBERKROPP et al., 1976; HOWARD-WILLIAMS & JUNK, 1977; BEST et al., 1990; GUPTA et al., 1996; MUN et al., 2001; CUNHA-SANTINO, 2003). Por causa dos elevados teores de nutrientes e da natureza da MOD, os compostos lixiviados da decomposição das macrófitas aquáticas tendem a ser muito reativos, apresentando frações que são prontamente disponibilizadas para o metabolismo do bacterioplâncton e do fitoplâncton (BIANCHINI JR., 1985; FINDLAY et al., 1986; SALA & GÜDE, 1999; FARIA & ESTEVES, 2001).

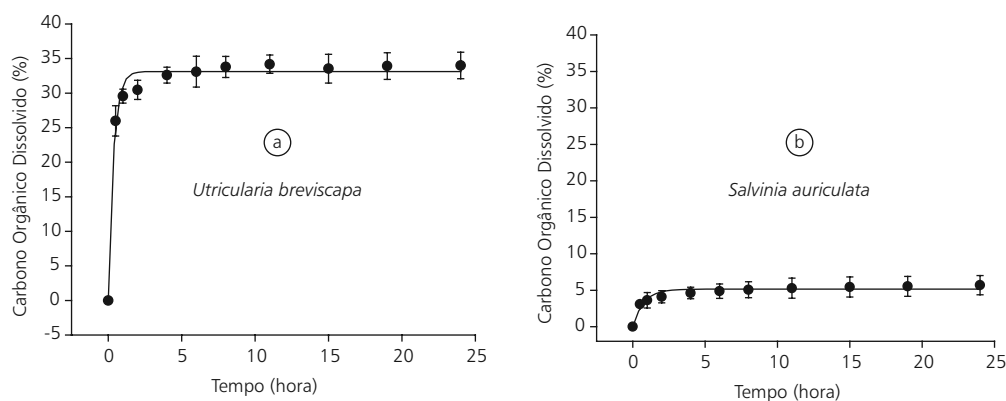


Figura 2 Variações temporais das concentrações de carbono orgânico dissolvido das lixiviações de detritos de: (a) *Utricularia breviscapa*; e (b) *Salvinia auriculata*.

Na Figura 2 também são apresentados os ajustes cinéticos dos processos de lixiviação. Com base nesses ajustes, verificou-se que o coeficiente de lixiviação dos detritos de *U. breviscapa* ($2,82 \text{ h}^{-1} \equiv$ tempo de meia-vida: 15 min) foi 2,1 vezes mais elevado que o de *S. auriculata* ($1,32 \text{ h}^{-1} \equiv$ tempo de meia-vida: 31 min). Observou-se, ainda, que a quantidade máxima de carbono orgânico lixiviado foi 30,7% para a *U. breviscapa* e 7,1% para a *S. auriculata*. Estudos de potencial de lixiviação de *Zizania latifolia* indicaram que o processo de dissolução dos detritos dessa espécie apresentou tempo de meia-vida que variou de 2 a 7 horas e também que os compostos químicos apresentam taxas de lixiviação diferenciadas (PARK & CHO, 2003).

Basicamente, a intensidade da lixiviação relaciona-se com o potencial de solubilização dos tecidos vegetais e concorre com as reações de oxidação (química e biológica) dos compostos lábeis (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2000; BIANCHINI JR et al., 2002). O processo de lixiviação é considerado um processo abiótico (MCCAMMON, 1980; MCARTHUR & RICHARDSON, 2002), e as diferenças nas quantidades de lixiviados relacionam-se com as características intrínsecas de cada espécie; por exemplo, tamanho, estrutura morfológica e composição química dos fragmentos (PARK & CHO, 2003). Fatores como idade e grau de dessecação (conteúdo de água estrutural) do detrito também podem interferir nas taxas de dissolução. Segundo Saunders (1976), fragmentos secos são lixiviados em 24 horas, já os tecidos de plantas frescas continuam perdendo compostos solúveis por um longo período de tempo (GESSNER et al., 1999). Plantas em estádios avançados de senectude possuem menos quantidades de material hidrossolúvel que as que iniciam a senescência (WAREING & PHILLIPS, 1970). As diferenças observadas nas quantidades de carbono lixiviado relacionam-se com as proporções entre os conteúdos celulares e os elementos estruturais (fibras) de cada espécie. Estudo realizado por Barbieri (1984) indicou para o gênero *Utricularia* uma fração de parede celular da ordem de 40,2% (PS), enquanto para a *Salvinia auriculata* essa fração foi avaliada em 57,3% (THOMAZ & ESTEVES, 1984). Uma compilação realizada por Bianchini Jr. (2003) que trata do conteúdo de frações lábeis e refratárias de macrófitas aquáticas indica que, dependendo do hábito da planta aquática, a parte lábil pode variar de 4,4% a 71,6%.

Os compostos lixiviados foram distintos para as duas espécies; os fragmentos de *U. breviscapa* produziram um composto castanho-escuro contendo $1.023 \text{ mg C L}^{-1}$ (partindo de 1.000 mg de planta (PS) em 100 ml de água), enquanto para essa mesma proporção a *S. auri-*

culata liberou um composto amarelo-claro contendo 232 mg C L^{-1} , ou seja, quantitativamente esta MOD apresentou 4,4 vezes menos carbono que a lixiviada de *U. breviscapa*. Na prática, tais liberações indicam que 1 g (PS) de detritos de *U. breviscapa* e de *S. auriculata* liberam a curto prazo 102,3 e 23,2 mg de COD, respectivamente. Essas contribuições podem ser consideradas elevadas, tendo por referência as concentrações médias de carbono orgânico dissolvido da Lagoa do Óleo ($\text{COD: } 3,03 \pm 1,12 \text{ mg L}^{-1}$; Tabela 1). Em experimentos similares, registrou-se que as lixiviações de folhas de espécies decíduas geraram de 60 a 320 mg C L^{-1} (partindo de 2 g PS em 500 ml de água), enquanto as de folhas de coníferas geraram apenas 40 mg C L^{-1} (McARTHUR & RICHARDSON, 2002). Segundo os autores, as espécies decíduas apresentaram maiores teores de compostos fenólicos que as espécies coníferas.

Os ajustes cinéticos das variações temporais do COD e do COP, sob condições aeróbias e anaeróbias, para os dois tipos de lixiviados, são apresentados na Figura 3. Os valores obtidos das parametrizações do modelo cinético (Equações 1 a 6 e Figura 1) são apresentados na Tabela 2. De acordo com as equações selecionadas, para os lixiviados de plantas aquáticas, o modelo prevê três rotas de mineralização/oxidação: 1) a oxidação (química e/ou bioquímica) das frações lábeis do COD (primeira rota de mineralização: IN_1); 2) a oxidação do COD_R , constituindo-se como a segunda rota de mineralização (IN_2); nesse caso considerou-se que os COD_R sejam basicamente constituídos por compostos húmicos, resultantes das reações (químicas e biológicas) a que os lixiviados foram submetidos; 3) a oxidação do COP (terceira rota de mineralização: IN_3); embora a formação de agregados seja recorrente, admitiu-se que os microrganismos envolvidos e formados no processo de decomposição dos lixiviados sejam os principais constituintes das frações particuladas de carbono orgânico.

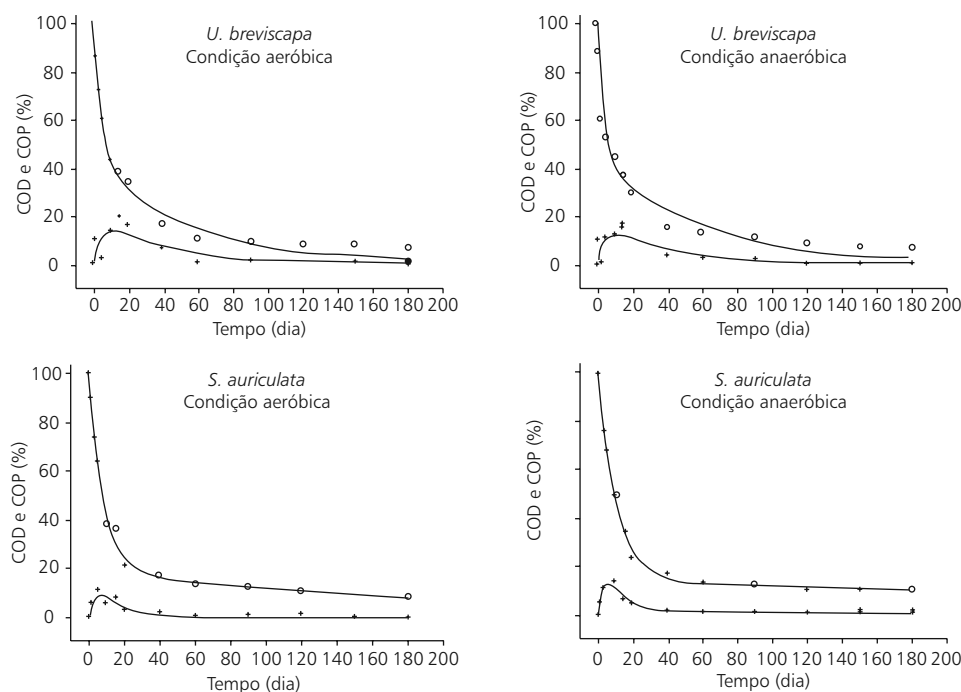


Figura 3 Variações temporais de COD e COP nas mineralizações (aeróbias e anaeróbias) dos lixiviados de *Utricularia breviscapa* e *Salvinia auriculata*.

As intensas perdas de carbono ocorridas nas etapas iniciais dos processos de mineralização estiveram relacionadas com as oxidações (químicas/biológicas) dos compostos mais reativos presentes nos lixiviados das macrófitas. Segundo Strauss & Lamberti (2002), a decomposição de lixiviados seguem um modelo logaritmo e apresenta duas fases; a primeira delas (até aproximadamente 6 dias) caracteriza-se por apresentar decréscimos rápidos de perdas de massa, e a segunda, pelos decréscimos lentos. Um pouco diferente do admitido neste estudo (que prevê as formações e oxidações de intermediários, por exemplo, microrganismos e compostos húmicos), Strauss & Lamberti (2002) atribuem a existência dessas duas fases só à presença de compostos lábeis e refratários. O tamanho da fração molecular dos compostos orgânicos lixiviados exerce grande influência sobre seu processo de mineralização, e, surpreendentemente, as frações de alta massa molecular (> 10 KDa) são mais lábeis e, conseqüentemente, mais acessíveis aos microorganismos (MCARTHUR & RICHARDSON, 2002). Uma explicação para tal fato é que os compostos de baixa massa molecular (< 10 KDa) apresentam maiores quantidades de polifenóis; em contrapartida, as frações de alta massa molecular apresentam maior relação C:N.

Tabela 2 Parâmetros do modelo de mineralização do lixiviado de *U. breviscapa* e *S. auriculata*; os valores entre parênteses referem-se ao erro do parâmetro.

Parâmetro	<i>U. breviscapa</i>		<i>S. auriculata</i>	
Processo aeróbio				
k _T [*] (dia ⁻¹)	0,2028	(0,0393)	0,1229	(0,0099)
k ₃ (dia ⁻¹)	0,0176	(0,0034)	0,0050	(0,0018)
k ₅ (dia ⁻¹)	0,0263	(0,0129)	0,2097	(0,0556)
IN ₁ (%)	42,23	-	47,15	-
IN ₂ (%)	39,50	(5,65)	18,41	(2,87)
IN ₃ (%)	18,27	(4,02)	34,44	(6,94)
r ²	0,99	-	0,99	-
Processo anaeróbio				
k _T [*] (dia ⁻¹)	0,2878	(0,0574)	0,1045	(0,0077)
k ₃ (dia ⁻¹)	0,0162	(0,0033)	0,0053	(0,0018)
k ₅ (dia ⁻¹)	0,0254	(0,0108)	0,2627	(0,0367)
IN ₁ (%)	44,15	-	20,51	-
IN ₂ (%)	40,12	(4,84)	17,65	(2,82)
IN ₃ (%)	15,73	(2,86)	61,84	(6,87)
r ²	0,98	-	0,99	-

(*) $k_T = k_1 + k_2 + k_4$. O parâmetro IN₁ não apresenta erro, pois foi estimado da diferença entre a quantidade inicial de COD e os rendimentos de COD_R ($\equiv$ IN₂) e COP ($\equiv$ IN₃), ou seja, $IN_1(\%) = 100 - (IN_2 + IN_3)$.

As oxidações rápidas (químicas/biológicas) do COD (IN₁; Equação 4) variaram de 20,51 (*S. auriculata*; condição anaeróbia) a 47,15% (*S. auriculata*; condição aeróbia; Tabela 2). Os ren-

dimentos de conversão de COD em COD_R (IN₂) para a *U. breviscapa* foram de 39,50% (condição aeróbia) a 40,12% (condição aeróbia); para a *S. auriculata*, esses valores foram de 18,41% a 17,65%. Em média, as formações de COD_R foram 2,2 vezes superiores para os lixiviados de *U. breviscapa*. Em relação à rota de formação e mineralização do COP (IN₃), os lixiviados de *S. auriculata* (48,14%) apresentaram, em média, maior rendimento que os de *U. breviscapa* (17,0%). Os rendimentos médios de conversão para COP obtido neste estudo foram superiores aos obtidos para substâncias húmicas (ácido húmico = 15,7%; ácido fúlvico = 13,6%) por Cunha-Santino & Bianchini Jr. (2002).

Um estudo sobre o potencial de ciclagem da MOD dissolvida, no caso, a glicose, obteve rendimento de conversão de COP de 43,24% a 50,20% (PANHOTA & BIANCHINI JR., 2003). De modo geral, esses resultados sugerem que os lixiviados de *S. auriculata* foram mineralizados intensamente, servindo basicamente aos processos catabólicos (respiração) dos microrganismos, em detrimento da formação de húmus ou de outras formas refratárias de carbono orgânico (que foi privilegiado no caso da *U. breviscapa*). As frações particuladas de carbono orgânico, geradas dos lixiviados, foram mineralizadas com coeficientes relativamente elevados (variação de k_5 : de 0,0254 a 0,2627 dia⁻¹; Tabela 2); em média, o tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) desse processo correspondeu a 15 dias.

Os coeficientes globais de conversão do COD (k_T) foram: $0,2028 \pm 0,0393 \text{ dia}^{-1} \equiv t_{1/2} = 3,4 \text{ dias}$ (*U. breviscapa*; condição aeróbia); $0,2878 \pm 0,0574 \text{ dia}^{-1} \equiv t_{1/2} = 2,4 \text{ dias}$ (*U. breviscapa*; condição anaeróbia); $0,1229 \pm 0,0099 \text{ dia}^{-1} \equiv t_{1/2} = 5,6 \text{ dias}$ (*S. auriculata*; condição aeróbia); e $0,1045 \pm 0,0077 \text{ dia}^{-1} \equiv t_{1/2} = 6,6 \text{ dias}$ (*S. auriculata*; condição anaeróbia). Para a *U. breviscapa*, o k_T apresentou-se mais elevado na condição anaeróbia; contudo, para a *S. auriculata*, foi observado o inverso; nesse caso, k_T foi 1,17 vez mais rápido para a condição aeróbia. Na decomposição de lixiviados de outras espécies de macrófitas aquáticas (CUNHA & BIANCHINI JR., 1998; BIANCHINI JR. et al., 2002; BITAR, 2003), foram obtidos os seguintes valores para os coeficientes de mineralização do COD: 0,370 (*Scirpus cubensis*; condição aeróbia), 0,196 (*Cabomba piauhyensis*; condição aeróbia), 0,0125 (*Montrichardia arborescens*; condição aeróbia), 0,00403 (*Montrichardia arborescens*; condição anaeróbia), de 0,00254 a 0,01334 (*Egeria najas*; condição anaeróbia) e de 0,0037 a 0,0052 dia⁻¹ (*Eichhornia azurea*; condição anaeróbia). Segundo Cunha & Bianchini Jr. (1998), as diminuições das concentrações do COD devem-se, principalmente, à mineralização (respiração e reações químicas de oxidação) e à assimilação (incorporação em biomassa) dos compostos pelos microrganismos heterotróficos. Em relação à mineralização das frações dissolvidas de macrófitas aquáticas, numa revisão realizada por Bianchini Jr. (2003), estimou-se que, em média, o coeficiente de mineralização da MOD foi $0,187 \pm 0,370 \text{ dia}^{-1}$. Para carboidratos solúveis, o coeficiente médio de consumo foi $0,057 \pm 0,0712 \text{ dia}^{-1}$ ($n = 13$); para polifenóis, o coeficiente médio de consumo foi $0,069 \pm 0,017 \text{ dia}^{-1}$ ($n = 2$), e o do nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) foi $0,101 \pm 0,022 \text{ dia}^{-1}$ ($n = 2$). Ressalta-se que os coeficientes referentes às mineralizações da MOD incluem a degradação de todos os componentes dessa fração, inclusive pelas reações fotoquímicas (GRZYBOWSKI, 2000).

Além da natureza química dos lixiviados, a composição da comunidade e a densidade dos microrganismos podem provavelmente ter influenciado as velocidades de mineralização. Os valores determinados para os coeficientes de mineralização (k_5) do COD_R sugerem que, em relação à condição de oxi-redução, a microbiota decompositora apresentou diferenças nos potenciais de heterotrofia. Os microrganismos envolvidos na mineralização da fração refra-

tária (COD_R) dos lixiviados de *U. breviscapa* foram aparentemente mais eficientes, pois esse processo foi mais rápido (3,31 vezes).

Os ajustes cinéticos dos resultados experimentais geraram coeficientes elevados de determinação (r^2 : 0,98 a 0,99; Tabela 2), o que permitiu inferir que o modelo proposto (Equações 1 a 6) foi adequado para representar as diferentes rotas de mineralização, corroborando as hipóteses cinéticas adotadas em sua proposição.

De acordo com os procedimentos experimentais adotados, registrou-se que as lixiviações dos detritos das macrófitas aquáticas são processos extremamente rápidos. Essa observação permite inferir que na Lagoa do Óleo, em termos absolutos, os detritos de *U. breviscapa* sejam fontes de COD mais importantes que os de *S. auriculata*, pois contribuem com mais matéria orgânica (6,5 vezes) e apresentam lixiviação mais rápida. Também permitiu verificar que, independentemente da concentração de oxigênio dissolvido da Lagoa do Óleo, esses compostos são mineralizados rapidamente (em média quatro dias) e os lixiviados subsidiam tanto a formação de compostos refratários (gênese das substâncias húmicas) quanto a produção secundária (biomassa de microorganismos) desse ambiente. Na Lagoa do Óleo, os lixiviados que subsidiam o metabolismo microbiano (processos respiratórios e a formação/mineralização de COP) provavelmente têm maior impacto sobre o ciclo do carbono a curto prazo que os que privilegiam a formação de COD_R (provavelmente compostos húmicos), pois os compostos refratários, em razão dos baixos coeficientes de mineralização (CUNHA-SANTINO & BIANCHINI JR., 2002), tendem a ser acumulados no sedimento, sendo transferidos para os processos de ciclagem a longo prazo. Segundo Park & Cho (2003), a temperatura é uma função da força que atua intensamente sobre a decomposição dos lixiviados; nesse contexto, simulações realizadas sobre o potencial de heterotrofia da Lagoa do Óleo sugerem que a primavera (outubro–novembro) seja a época de ocorrência das taxas mais elevadas de mineralização dos lixiviados, pois nesse período incide o predomínio das temperaturas elevadas na coluna d'água (CUNHA-SANTINO, 2003). Além do subsídio à formação de compostos orgânicos refratários, os lixiviados dessas espécies de macrófitas aquáticas contribuem efetivamente para a manutenção do elo microbiano (*senso* POMEROY & WIEBE, 1988) da Lagoa do Óleo, em particular o COD proveniente de *U. breviscapa*. Considerando que esses processos são vinculados aos ciclos de vida das plantas aquáticas, em última análise, na Lagoa do Óleo, as intensidades dos efeitos da lixiviação dos detritos das macrófitas aquáticas dependem do ciclo hidrológico (aduições de nutrientes e exportações de biomassa vegetal e de MOD) e da temperatura (fator regulador do crescimento e senectude das plantas e das taxas das reações de ciclagem dos detritos).

Agradecimentos

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, 1996. 388 p.

ANTONIO, R. M. *Potencial de heterotrofia do reservatório de Barra Bonita (SP), com ênfase na decomposição de polissacarídeos extracelulares de espécies fitoplanctônicas*. 2004. 135 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

ANTONIO, R. M.; BIANCHINI JR., I. The effect of temperature on the glucose cycling and oxygen uptake rates in the Infernã lagoon water, state of São Paulo, Brazil. *Acta Sci. Biol. Sci.*, v. 24, n. 2, pp. 291-296, 2002.

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

BARBIERI, R. *Estudo da composição química de algumas espécies de macrófitas aquáticas e suas implicações no metabolismo da represa do Lobo (BROA)*. 1984. 225 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

BASTVIKEN, D.; PERSSON, L.; ODHAM, G.; TRANVIK, L. Degradation of dissolved organic matter under oxic and anoxic water. *Limnol. Oceanogr.*, v. 49, n. 1, pp. 109-116, 2004.

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

BIANCHINI JR., I. *Estudos dos processos de humificação de Nymphoides indica (L.) O. Kuntze*. 1985. 285 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

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

BIANCHINI JR., I.; ANTONIO, R. M. The effect of particles size on the leaching of *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth. *Braz. J. Biol.*, v. 63, n. 2, pp. 195-205, 2003.

BIANCHINI JR., I.; PACOBAHYBA, L. D.; CUNHA-SANTINO, M. B. Aerobic and anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. *Acta Limnol. Brasil*, v. 14, n. 3, pp. 27-34, 2002.

BIDDANDA, B. Microbial synthesis of macroparticulate matter. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 20, pp. 241-251, 1985.

BITAR, A. L. *Mineralização e formação de gases da degradação de Eichhornia azurea Kunth e Egeria najas Planch.* 2003. 119 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

COVICH, A. P.; PALMER, M. A.; CROWL, T. A. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *Bioscience*, v. 49, pp. 119-127, 1999.

CHRÓST, R. J.; RAI, H. Ectoenzyme activity and bacterial secondary products in nutrition impoverished and enriched freshwater microcosms. *Microbial Ecol.*, v. 25, pp. 131-150, 1993.

CUNHA, M. B. *Mineralização de compostos húmicos da Lagoa do Infernã (Luiz Antônio)*. 1999. 141 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

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

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) – Programa de Pós-Graduação 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, 2002.

FARIA, B. M.; ESTEVES, F. A. Dissolved organic carbon in two Brazilian coastal lagoons: sources and utilization for heterotrophic bacteria. *Oecologia Brasil*, v. IX, pp. 57-64, 2001.

FINDLAY, S. E. G.; CARLOUGH, L.; CROCKER, T.; GILL, H. K.; MEYER, J. L.; SMITH, P. J. Bacterial growth on macrophyte leachate and fate of bacterial production. *Limnol. Oceanog.*, v. 31, n. 6, pp. 1335-1341, 1986.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos*, v. 85, pp. 377-384, 1999.

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

GRZYBOWSKI, W. Effect of short-term sunlight irradiation on absorbance spectra of chromophoric organic matter dissolved in coastal and riverine water. *Chemosphere*, v. 40, pp. 1313-1318, 2000.

GUNTZEL, A. M.; ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; RIETZLER, A. C. Diversidade do zooplâncton de lagoas marginais do Rio Mogi-Guaçu: I *Rotífera*. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed.). *Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí*. v. 2. São Carlos: Rima, 2000. pp. 537-557.

GUPTA, M. K.; SHRIVASTAVA, P.; SINGHAL, P. K. Decomposition of young water hyacinth leaves in lake water. *Hydrobiologia*, v. 335, pp. 33-41, 1996.

HOLMER, M.; STORKHOLM, P. Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review. *Freshwater Biol.*, v. 46, pp. 431-451, 2001.

HORN, M. A.; MATTHIES, C.; KÜSEL, K.; SCHRAMM, A.; DRAKE, H. L. Hydrogenotrophic Methanogenesis by Moderately Acid-Tolerant Methanogens of a Methane-Emitting Acidic Peat. *Applied Environ. Microbiol.*, v. 69, n. 1, pp. 74-83, 2003.

- HOWARD-WILLIAMS, C.; JUNK, W. J. The chemical composition of central Amazonia aquatic macrophyte with special reference to the role in the ecosystem. *Arch. Hydrobiol.*, v. 79, pp. 446-464, 1977.
- JØRGENSEN, S. E. *Fundamentals of ecological modelling. Developments in Environmental Modelling*, 19. Amsterdam: Elsevier, 1994. 628 p.
- KOPÁČEK, J.; HEJZLAR, J.; KAŇA, J.; PORCAL, P. Photochemical, chemical, and biological transformations of dissolved organic carbon and its effect on alkalinity production in acidified lakes. *Limnol. Oceanogr.*, v. 8, n. 1, pp. 106-117, 2003.
- LIMA, N. R. W. Análises dos níveis de metais pesados no sistema hídrico da Estação Ecológica do Jataí, SP. *Acta Limnol. Brasil*, v. 3, n. 2, pp. 1001-1021, 1990.
- LÓPEZ-ARCHILLA, A. I.; MARIN, I.; AMILS, R. Microbial community composition and ecology of an acidic aquatic environment: the Tinto River, Spain. *Microb. Ecol.*, v. 41, pp. 20-35, 2001.
- MØLLER, J.; MILLER, M.; KJØLLER, A. Fungal-bacterial interaction on beech leaves: influence on decomposition and dissolved organic carbon quality. *Soil Biol. Biochem.*, v. 31, pp. 367-374, 1999.
- MCCARTHUR, M. D.; RICHARDSON, J. S. Microbial utilization of dissolved organic carbon leached from riparian litterfall. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 59, pp. 1668-1676, 2002.
- MCCAMMON, R. G. Leaching and decomposition of mountain beech litter (*Nothofagus solandri*: Fagaceae) in a mountain stream. *New Zealand J. Ecol.*, v. 3, pp. 37-43, 1980.
- MUN, H. T.; NAMGUNG, J.; KIM, J. H. Decay rate and changes of nutrients during decomposition of *Zizania latifolia*. *Korean J. Biol. Sci.*, v. 24, n. 2, pp. 81-85, 2001.
- PACOBAYBYA, L. D. *Decomposição de Staurostrum c.f. iversenii NYGAARD var. americanum*: efeitos da qualidade do recurso, da disponibilidade de oxigênio e da temperatura. 2002. 158 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- PANHOTA, R. S.; BIANCHINI JR., I. Potential cycling of organic matter in a eutrophic reservoir (Barra Bonita - SP - Brazil). *Acta Limnol. Brasil*, v. 15, n. 2, pp. 1-11, 2003.
- PARK, S.; CHO, K. H. Nutrient leaching from leaf litter of emergent macrophyte (*Zizania latifolia*) and the effects of water temperature on the leaching process. *Korean J. Biol. Sci.*, v. 7, n. 4, pp. 289-294, 2003.
- PERET, A. M.; BIANCHINI JR., I. Stoichiometry of aerobic mineralization (O/C) of aquatic macrophytes leachate from a tropical lagoon (São Paulo - Brazil). *Hydrobiologia*, v. 528, pp. 167-168, 2004.
- POMEROY, L. R.; WIEBE, W. J. Energetic of microbial food webs. *Hydrobiologia*, v. 156, pp. 7-18, 1988.
- 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.
- RAMANATHAN, M.; GAUDY JR., A. F. Studies on sludge yield in aerobic systems. *J. Water Pollut. Control Fed.*, v. 44, pp. 441-450, 1972.

ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; RIETZLER, A. C.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J. Diversidade do zooplâncton nas lagoas marginais do Rio Mogi-Guaçu: III. Copepoda (Crustácea). In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed.). *Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí*. v. 2. São Carlos: Rima, 2000. pp. 587-598.

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

SANTOS J. E.; MOZETO, A. A. Programa de análise de ecossistemas e monitoramento ambiental: Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio, SP). 1992. 59 p. (Relatório Técnico.) *Ecologia de áreas alagáveis da planície de inundação do Rio Mogi-Guaçu - Projeto Jataí*. PPG-ERN, UFSCar, São Carlos.

SAUNDERS, G. W. Decomposition in fresh water. In: ANDERSON, J.; MACFADYEN, A. *The role of terrestrial and aquatic organisms in decomposition processes*. London: Blackwell, 1976. pp. 341-373.

SIMON, M.; GROSSART, H. P.; SCHWEITZER, B.; PLOUG, H. Microbial ecology of organic aggregates in aquatic ecosystems. *Aquat. Microb. Ecol.*, v. 28, pp. 175-211, 2002.

STRIXINO, G.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; ALVES, R. G. Macroinvertebrados bentônicos de lagoas marginais da planície de inundação do Rio Mogi-Guaçu (Estação Ecológica de Jataí). In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8. São Carlos. *Anais...* São Carlos: PPG-ERN, UFSCar, 1997. v. 2. pp. 33-42.

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

SUBERKROPP, K.; GODSHALK, G. L.; KLUG, M. J. Changes in the chemical composition of leaves during processing in a woodland stream. *Ecology*, v. 57, pp. 720-727, 1976.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. *Principles of surface water quality modeling and control*. New York: Harper & Row Publishers, 1987. 644 p.

THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. A. Estudo da biomassa de algumas espécies de macrófitas aquáticas tropicais quanto ao seu valor nutritivo. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 4. São Carlos. *Anais...* São Carlos: PPG-ERN, UFSCar, 1984. pp. 439-467.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; GESSNER, F. A.; CORREIA, L. C. S. Macroinvertebrados associados a macrófitas aquáticas das lagoas marginais da Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio - SP). In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8. São Carlos. *Anais...* São Carlos: PPG-ERN, UFSCar, 1998. v. 3. pp. 1189-1198.

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

WAREING, P. F.; PHILLIPS, D. J. *The control of growth and differentiation in plants*. Oxford: Pergamon Press, 1970. 303 p.

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

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

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

WETZEL, R. G.; MANNY, B. A. Decomposition of dissolved organic carbon and nitrogen compounds from leaves in an experimental hard-water stream. *Limnol. Oceanogr.*, v. 17, pp. 927-931, 1972.

WISNIEWSKI, M. J. S.; ROCHA, O.; RIETZLER, A. C.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Diversidade do zooplâncton nas lagoas marginais do Rio Mogi-Guaçu: II Cladocera (Crustacea, Branchiopoda). In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed.). *Estudos integrados em ecossistemas. Estação Ecológica de Jataí*. v. 2. São Carlos: Rima, 2000. pp. 559-586.

ZIEGLER, S.; FOGEL, M. L. Seasonal and diel relationships between the isotopic compositions of dissolved and particulate organic matter in freshwater ecosystems. *Biogeochemistry*, v. 64, pp. 25-52, 2003.