



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.

Cinéticas das oxidações química e biológica e da fotodegradação de lixiviados de macrófita aquática

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

Abstract – Kinetics of chemical and biological oxidations and photodegradation of leachate from aquatic macrophyte – In this study, it was determined the oxidation coefficients, of chemical and biological oxidations, and photodegradation of DOM of one macrophyte from Óleo Lake (21°36'S and 47°49'W, Luiz Antônio, SP). The leachate was obtained by cold aqueous extraction (4°C; 24 h) and it comprised addition of 10 g DW of grounded plant in a flask containing 1 L of deionized water. Mineralization chambers were prepared and maintained in darkness (n = 8) or in light (n = 8). It contained leachate (initial concentration of COD = 99.85 mg L⁻¹) and lagoon water. Flasks (n = 4) with azide (5.0 ml; 0.5%) and without it (n = 4) were maintained in aerobic and anaerobic conditions. The concentrations of COD were determined during 130 days. The results were fitted to a first order kinetic model. The oxidation coefficient (k_T) was about 1.215 higher in incubations without azide (chemical and biological oxidation) than the treatments with azide. In the flasks maintained under solar radiation with azide (chemical oxidation and photodegradation), the k_T was approximately 0.002 dia⁻¹ ($t_{1/2}$ = 530 days), it corresponds in a mineralization speed of 20 times higher than the values obtained in incubations submitted in the dark with azide (chemical oxidation). The results suggested that, independent of the dissolved oxygen available in Óleo Lake, the plant was mineralized fast ($t_{1/2}$ = 6 days; treatment without azide) and that the leachates of aquatic macrophytes can form refractory compounds and contribute with secondary production (microbial biomass) in this aquatic ecosystem.

Keywords: DOM; chemical and biological oxidations; photodegradation.

Resumo – Neste estudo, foram determinados os coeficientes de oxidação (química e biológica) e fotodegradação da MOD de uma macrófita proveniente da Lagoa do Óleo (21°36'S e 47°49'W, Luiz Antônio, SP). Para obter o lixiviado, foram realizadas extrações aquosas a frio (4°C; 24 h), que consistiram na adição de fragmentos de planta em água deionizada na concentração de 10 g (PS) L⁻¹. Foram preparadas câmaras de mineralização (n = 8) mantidas no escuro ou sob radiação solar (n = 8), contendo lixiviado (concentração inicial de COD: 99,85 mg L⁻¹) e água da lagoa. Incubações (n = 4) com adição (5,0 ml; 0,5%) de azida foram mantidas sob condições aeróbias e anaeróbias, bem como incubações sem azida (n = 4). As concentrações de carbono

1 Departamento de Hidrobiologia/UFSCar. e-mail: <marigonza@walla.com> e <irineu@power.ufscar.br>.

2 PPG-ERN/UFSCar. e-mail: <pmbc@iris.ufscar.br>.

orgânico dissolvido (COD) foram determinadas nas incubações em dias previamente selecionados, durante 130 dias. Os resultados foram ajustados a um modelo cinético de primeira ordem. O coeficiente de oxidação (k_T) foi 1.215 vezes maior nas incubações sem azida (oxidação biológica + oxidação química) em relação aos tratamentos acrescidos de azida. Nas incubações mantidas no claro e acrescidas de azida (oxidação química e fotodegradação), o k_T foi em média $0,002 \text{ dia}^{-1}$ ($t_{1/2} = 530$ dias), o que corresponde a uma velocidade de mineralização equivalente a 20 vezes mais rápida, quando comparada aos valores obtidos nas incubações submetidas ao escuro e com azida (oxidação química). Independentemente da disponibilidade de oxigênio dissolvido da Lagoa do Óleo, os resultados sugeriram que o composto é mineralizado rapidamente ($t_{1/2}$ do processo sem azida = 6 dias) e que os lixiviados de macrófitas aquáticas podem subsidiar tanto a formação de compostos refratários (por exemplo, compostos húmicos) quanto a produção secundária (biomassa microbiana) desse sistema aquático.

Palavras-chave: MOD; oxidação química e biológica; fotodegradação.

Introdução

A matéria orgânica dissolvida (MOD) compreende uma mistura heterogênea de compostos orgânicos cuja dinâmica e características exercem forte influência sob processos-chave nos ecossistemas, incluindo a atenuação da radiação solar, o controle da disponibilidade dos nutrientes e a ciclagem de materiais e energia (WILLIAMSON et al., 1999).

A fração lábil da MOD é constituída de açúcares, aminoácidos peptídeos e outros compostos (BEST et al., 1990) e corresponde a mais de 20% do total da MOD. A fração refratária caracteriza-se pela presença de grande quantidade de compostos com alto peso molecular (ácidos fúlvicos e húmicos), sendo considerada menos importante como substrato bacteriano quando comparada à fração lábil (MORAN & HODSON, 1990); no entanto, por sua ubiquidade e predominância, supõe-se que, na prática, constitua-se como o principal recurso de subsídio do bacterioplâncton (AZAM, 1998). Diante desse contexto, alguns componentes refratários podem ser alterados fotoquimicamente, produzindo compostos orgânicos facilmente assimiláveis pela atividade microbiana (MORAN et al., 2000; BERTILSSON & TRANVIK, 2000). A transformação fotoquímica da MOD ocorre a partir da absorção de UV e luz visível por moléculas que contêm grupos cromóforos (por exemplo, estruturas aromáticas e ácidos carboxílicos) e atuam como fotossensibilizadoras (BREZONIK, 1994).

O consumo de MOD ou carbono orgânico dissolvido (COD) pelas bactérias reintroduz o carbono teoricamente inacessível aos organismos heterotróficos (AZAM et al., 1983). Assim, as transformações bioquímicas dos detritos (particulados e dissolvidos) que ocorrem pelo metabolismo microbiano são fundamentais para a dinâmica dos ciclos de nutrientes e do fluxo de energia dos ecossistemas (DEL GIORGIO & COLE, 1998).

Fatores como temperatura (COÛTEAUX et al., 2001) e disponibilidade de oxigênio exercem influência sobre a intensidade da decomposição (MOORE JR. et al., 1992). A degradação bacteriana de um recurso orgânico ocorre em meio anaeróbio ou aeróbio (WETZEL, 1995). Na decomposição aeróbia, os principais produtos são: dióxido de carbono, água e compostos húmicos; no caso dos processos anaeróbios, o carbono orgânico é parcialmente metabolizado, acumulando-se na forma de substâncias intermediárias (por exemplo, acetato, etanol). Também são produzidas grandes quantidades de metano (HORN et al., 2003), sendo comum

a produção de nitrogênio molecular, gás sulfídrico e mercaptanos (HOLMER & STORKHOLM, 2001).

Em geral, a decomposição é mais rápida em condições aeróbias, uma vez que atua sobre um amplo espectro de substratos, gerando compostos estáveis capazes de suportar grande número de células microbianas (DAVIS & CORNWELL, 1991). A redução do oxigênio, biologicamente, está diretamente relacionada à oxidação dos substratos orgânicos pela comunidade microbiana (GOTVAJN & ZAGORC-KONCAN, 1999).

O processo de lixiviação das macrófitas aquáticas constitui-se como uma das principais fontes de MOD autóctone para os sistemas aquáticos. Desse modo, este estudo teve como objetivo verificar os efeitos das oxidações química e biológica e da fotodegradação na mineralização do lixiviado de uma espécie de macrófita aquática.

Materiais e Métodos

Área de estudo e coleta do material

A Lagoa do Óleo (21°36'S e 47°49'W) corresponde a uma das 15 lagoas oficialmente protegidas pela Estação Ecológica de Jataí (21°33' a 21°37'S e 47°51'W; Luiz Antônio, São Paulo, Brasil) e está situada na bacia de drenagem do Rio Mogi-Guaçu. É uma lagoa de infiltração subterrânea formada em decorrência de processos erosivos e de sedimentação que provocaram o isolamento de alguns meandros do Rio Mogi-Guaçu.

Exemplares adultos da macrófita aquática *Utricularia breviscapa* foram coletados manualmente em pontos distintos da região litorânea da Lagoa do Óleo. Em laboratório, as plantas foram novamente lavadas em água corrente, desidratadas em estufa (40°C) e trituradas em moinho tipo Willye (Tecnal; modelo TE-650). Para obter o lixiviado, foram realizadas extrações aquosas a frio (4°C) com duração de 24 h (MØLLER et al., 1999). A extração constituiu-se na adição de fragmentos de planta (previamente esterilizados) em água (destilada esterilizada) na proporção de 10 g PS L⁻¹. As esterilizações das plantas e das amostras de água destilada foram realizadas em autoclave vertical (Fabbe; modelo 103) durante 15 minutos, 1 atm e 121°C (WARD & JOHNSON, 1996). Após a formação do lixiviado, as frações particuladas (correspondentes a MOP) foram separadas das dissolvidas por centrifugação; a MOD foi obtida por filtração em membrana de éster de celulose (Millipore; ϕ = 0,45 μ m), previamente lavada com 100 ml de água destilada. Em seguida, a solução foi congelada em frascos plásticos (-20°C), a fim de evitar a contaminação da amostra por microrganismos antes da execução do experimento.

Experimento de perda de massa do carbono orgânico dissolvido

Para a análise do consumo de carbono foram empregados 32 frascos de ca. 400 ml previamente lavados com Extran 20%. As incubações foram preparadas com soluções de lixiviado em água da Lagoa do Óleo previamente filtrada (ϕ = 0,45 μ m). Tais soluções continham 99,85 mg L⁻¹ de COD. Também foram preparados dois frascos para controle (com apenas amostra de água da lagoa; COD = 4,78 mg L⁻¹). Em oito frascos (quatro claros e quatro escuros) foram acrescentados 5,0 ml de solução de azida sódica (0,5%). As incubações foram mantidas sob iluminação; valor

médio: $302,7 \pm 501,0 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^2$; mínimo: $90,07 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^2$; e máximo: $1602,6 \mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^2$ (fotoperíodo médio dos meses de outubro de 2004 a janeiro de 2005 = 13,0 horas). A temperatura média das incubações foi de $25,3 \pm 1,6^\circ\text{C}$ (mínimo: $20,9^\circ\text{C}$; máximo: $28,8^\circ\text{C}$); próxima à média anual ($25,6^\circ\text{C}$) verificada para a Lagoa do Óleo (CUNHA-SANTINO, 2003). As incubações mantidas no escuro foram revestidas individualmente com folha de papel alumínio e plástico escuro.

Para o estudo dos processos anaeróbios, as incubações foram submetidas a borbulhamentos com N_2 (ca. 15 minutos), enquanto as incubações aeróbias foram mantidas por meio de aerações periódicas com ar comprimido filtrado (por aproximadamente 60 minutos).

As quantificações das concentrações de COD foram realizadas em laboratório com analisador de carbono (Shimadzu TOC-5000A), nos dias 0, 1, 3, 5, 10, 12, 18, 32, 40, 49, 73, 81, 97 e 130 de experimento. Os valores médios das concentrações de carbono dos frascos controle foram posteriormente subtraídos dos valores médios das incubações enriquecidas com lixiviados.

Para a descrição cinética da mineralização aeróbia e anaeróbia do COD, foi desenvolvido um modelo (Equações 1 a 4); para tanto, admitiu-se que: 1) o COD contivesse uma fração lábil (COD_L) e outra refratária (COD_R); e 2) as reações envolvidas com a decomposição seguissem cinéticas de primeira ordem.

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

em que: COD = carbono orgânico dissolvido; k_T = coeficiente global ($k_1 + k_2$) de conversão do COD (dia^{-1}); e t = tempo.

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

em que: COD_R = carbono orgânico dissolvido refratário; k_2 = coeficiente de formação do COD_R (dia^{-1}); e k_3 = coeficiente de mineralização do COD_R (dia^{-1}).

$$\text{IN}_1 = k_T \left(\frac{k_1}{k_T} [\text{COD}] \right) \quad (3)$$

em que: IN_1 = carbono mineralizado segundo o coeficiente k_1 .

$$\text{IN}_2 = k_3 [\text{COD}_R] \quad (4)$$

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

Resultados e Discussão

Os ajustes cinéticos e os valores obtidos das parametrizações do modelo são apresentados na Figura 1 e Tabela 1. De acordo com as equações selecionadas, para os lixiviados de *U. breviscapa*, o modelo prevê duas rotas de mineralização: 1) a oxidação (química e/ou bioquímica) das frações lábeis de COD (primeira rota de mineralização: IN_1); 2) a segunda rota de mineralização (IN_2) indica a formação e degradação de COD_R .

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.

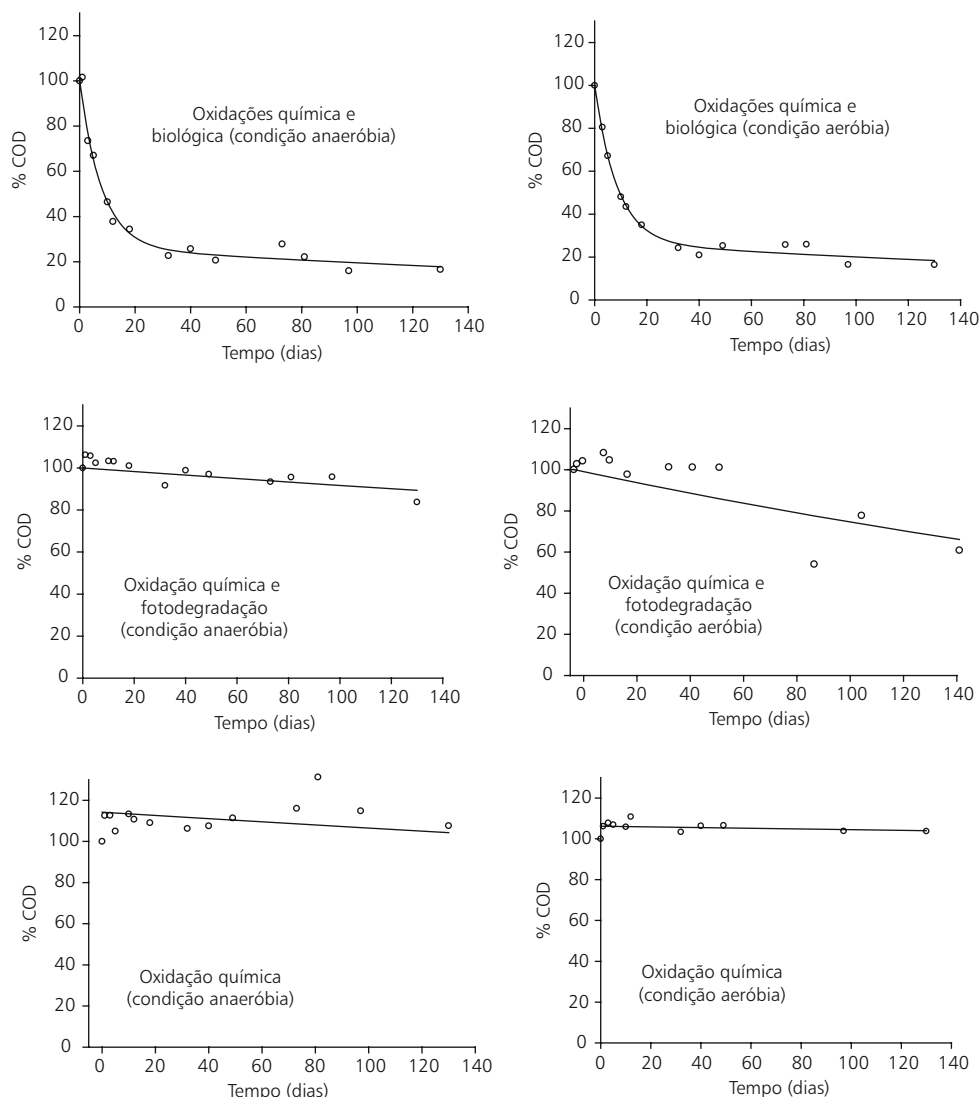


Figura 1 Variações temporais das concentrações de carbono orgânico dissolvido e ajuste cinético dos lixiviados de *Utricularia breviscapa*.

Os compostos lixiviados da decomposição das macrófitas aquáticas são bastante reativos, apresentando frações prontamente disponíveis para o metabolismo bacteriano e do fitoplâncton (FARIA & ESTEVES, 2001). Os elevados valores estimados para os coeficientes globais de conversão do COD nos tratamentos sem azida e submetidos ao escuro (oxidações biológica e química) confirmam a natureza lábil dos compostos, com k_T de 0,1166 dia⁻¹ na condição aeróbia ($t_{1/2}$ = 6 dias) e de 0,1264 dia⁻¹ na condição anaeróbia ($t_{1/2}$ = 5 dias). As diminuições das

concentrações de COD deveram-se, principalmente, à mineralização (respiração e reações químicas de oxidação) e à assimilação (incorporação em biomassa) dos compostos pelos microrganismos heterotróficos (fungos e bactérias). As intensas perdas de carbono nas primeiras etapas dos processos de decomposição estiveram relacionadas às oxidações (químicas e/ou biológicas) dos compostos mais reativos presentes nos lixiviados das macrófitas. Conforme Strauss & Lamberti (2002), a decomposição de lixiviados seguem um modelo logaritmo e apresenta duas fases: a primeira (até aproximadamente 6 dias) caracteriza-se por apresentar decréscimos rápidos de perdas de massa e a outra apresenta decréscimos lentos.

Tabela 1 Parametrização do modelo cinético das incubações com lixiviado de *U. breviscapa*. Erro: referente aos ajustes cinéticos. $COD_{R_{max}}$: quantidade de COD que foi convertida em COD_R; k_T : coeficiente global ($k_1 + k_2$) de conversão do COD; k_3 : coeficiente de mineralização do COD_R.

	COD_R (%)	Erro	k_T (dia ⁻¹)	Erro	k_3 (dia ⁻¹)	Erro	$t_{1/2}$ (dia)	r^2
Incubação no escuro e aeróbia								
Oxidação química	0	0	0,0002	0,0002	0	0	4332	0,07
Oxidações biológica e química	26,14	3,13	0,1166	0,0114	0,003	0,003	6	0,99
Incubação no escuro e anaeróbia								
Oxidação química	0	0	0,0001	0,0002	0	0	9902	-0,09
Oxidação biológica e química	25,84	4,60	0,1264	0,0185	0,003	0,003	5	0,98
Incubação no claro e aeróbia								
Oxidação química e fotodegradação	0	0	0,0026	0,0006	0	0	265	0,63
Incubação no claro e anaeróbia								
Oxidação química e fotodegradação	0	0	0,0009	0,0002	0	0	797	0,56

Para os lixiviados de *U. breviscapa*, os rendimentos de conversão de COD em COD_R variaram de 25,84, para as câmaras em anaerobiose, a 26,14%, para os tratamentos aeróbios. Esses resultados indicam que, independentemente da condição de oxi-redução do meio, os rendimentos da formação de compostos de natureza refratária (por exemplo, ácidos húmicos e fúlvicos) foram similares. Conforme verificado usualmente em incubações dessa natureza (CUNHA, 1999), ocorreu a formação de substâncias húmicas por rearranjos moleculares (reações de condensação e/ou polimerização). A conformação dessas moléculas é dependente de fatores como: força iônica, pH e interação dessas moléculas com outros componentes, como produtos intermediários do metabolismo das bactérias (STEVENSON, 1982). A mineralização

desses compostos refratários (k_3 , Tabela 1) foi, em média, 40 vezes mais lenta que a das frações lábeis (k_1).

Nas incubações acrescidas de azida (oxidação química), o k_T foi em média $0,0001 \text{ dia}^{-1}$ ($t_{1/2} = 9902$ dias), nas incubações anaeróbias, e $0,0002 \text{ dia}^{-1}$ ($t_{1/2} = 4332$ dias), nas aeróbias, o que sugere a importância da disponibilidade do oxigênio dissolvido como forte agente oxidante, uma vez que o processo sob condições aeróbias foi duas vezes mais rápido que o anaeróbio. Nesse contexto, o processo de oxidação química pode ser exemplificado pela descarboxilação oxidativa de taninos hidrolisáveis, como o ácido gálico e o ácido elágico (QUEIRÓZ et al., 2002). Esses resultados sugerem, ainda, a importância das atividades heterotróficas no consumo de COD (PELLIKAAN, 1984). Assim, o coeficiente de oxidação dos detritos de *U. breviscapa* foi 1.215 vezes maior nas incubações sem azida (oxidações biológica e química) em comparação com os tratamentos acrescidos de azida (oxidação química). Diferentemente das incubações que comportaram as oxidações biológicas e químicas, nos frascos em que a azida foi acrescida não houve formação de COD_R , evidenciando a importância dos microorganismos na formação desses compostos.

Em relação às incubações mantidas no claro e acrescidas de azida (oxidação química e fotodegradação), o k_T foi em média $0,0026 \text{ dia}^{-1}$ ($t_{1/2} = 265$ dias), em condições aeróbias, e $0,0009 \text{ dia}^{-1}$ ($t_{1/2} = 797$ dias), em condições anaeróbias. Nesse caso, as mineralizações foram, respectivamente, 13 e 9 vezes mais rápidas que as verificadas nas incubações mantidas no escuro e com azida (oxidação essencialmente química). Na fotodegradação, os fotossensibilizadores constituem-se de moléculas que, quando excitadas, transferem sua energia de excitação para outras moléculas presentes na matéria orgânica dissolvida, podendo formar espécies muito reativas, como, por exemplo, radical hidroxila, peróxido de hidrogênio, íons superóxidos, entre outras (CAMPOS et al., 2001).

Para os tratamentos mantidos no escuro e sem azida (oxidações química e biológica), os ajustes cinéticos dos resultados geraram coeficientes de determinação elevados ($r^2 = 0,93$ a $0,99$); essa constatação permite inferir que o modelo proposto (Equações 1 a 4) foi adequado para representar as diferentes rotas de mineralização, corroborando as hipóteses cinéticas adotadas na proposição. Ainda com base nos coeficientes de determinação (Tabela 1), para as incubações expostas à radiação solar, esses coeficientes variaram de 0,56 a 0,63; em decorrência das elevadas dispersões temporais das concentrações de COD. Nas incubações com azida, os coeficientes foram negativos ou baixos ($-0,09$ a $0,07$), indicando a imprecisão do procedimento experimental utilizado na quantificação de pequenas variações de carbono orgânico total dissolvido.

Experimentos de lixiviação dos detritos de macrófitas aquáticas registraram que esse processo é extremamente rápido (MANN & WETZEL, 1996). Verificou-se, nesse estudo, que, independentemente da concentração de oxigênio dissolvido da Lagoa do Óleo, os lixiviados são mineralizados num tempo médio de seis dias quando não expostos à radiação solar. Dependendo da quantidade de detritos e do modo como eles são aduzidos, as liberações de MOD durante a degradação da *Utricularia breviscapa* podem ser de extrema importância para a Lagoa do Óleo, uma vez que, por ser uma macrófita aquática submersa, sua biomassa senescente encontra-se em permanente contato com a água, fazendo as substâncias lixiviáveis serem rapidamente incorporadas no reservatório de MOD. Nesse contexto, convém ressaltar que, em geral, a lixiviação é responsável por 23% da perda de massa dos detritos de *U. breviscapa* (CUNHA-SANTINO, 2003; PERET & BIANCHINI JR., 2004). Os lixiviados possuem elevado

potencial de utilização (evidenciado pelos elevados valores de k_p); assim, subsidiam a formação de compostos refratários, a produção secundária e contribuem efetivamente para a manutenção do elo microbiano (POMEROY & WIEBE, 1988) da Lagoa do Óleo. Estando esses processos vinculados aos ciclos de vida das plantas aquáticas, na Lagoa do Óleo, as intensidades dos efeitos da lixiviação dos detritos das macrófitas dependem da temperatura e das aduções de nutrientes e exportações de biomassa vegetal e de MOD. O processo de fotodegradação é de extrema importância para a ciclagem da MOD, principalmente nas camadas mais superficiais da coluna d'água. Esse processo gera compostos de baixo peso molecular, como o ácido carbônico, que pode ser prontamente consumido pelas bactérias (FARJALLA et al., 2001).

Agradecimentos

Agradecimento ao PIBIC-UFSCar (119735/2004-0) e ao CNPq, Processos 300959/2004-4 e 150169/2004-3, pela concessão de bolsas de estudo.

Referências Bibliográficas

- AZAM, F. Microbial control of oceanic carbon flux: the plot thickens. *Science*, v. 280, pp. 694-696, 1998.
- AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIELD, J. G.; GRAY, J. S.; MEYER-REIL, L. A.; THINGSTAD, F. The ecologic role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series*, v. 10, pp. 257-263, 1983.
- 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.
- BERTILSSON, S.; TRANVIK, L. J. Photochemical transformation of dissolved organic matter in lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 45, pp. 753-762, 2000.
- BREZONIK, P. L. *Chemical kinetics and process dynamics in aquatic systems*. Lewis: Boca Raton, 2000. 754 p. 1994.
- CAMPOS, M. L. A. M.; MELLO, L. C.; ZANETTE, D. R.; SIERRA, M. S.; BENDO, A. Construction and optimization of a low cost reactor for the photodegradation of organic matter from natural waters and its application for the study of copper speciation by voltammetry. *Química Nova*, v. 24, pp. 257-261, 2001.
- COÛTEAUX, M. M.; BOTTNER, P.; ANDERSON, J. M.; BERG, B.; BOLGE, T.; CASALS, P.; ROMANÍA, J.; THIÉRY, J.; VALLEJO, R. V. Decomposition of ^{12}C -labelled standard plant material in a latitudinal transect of European coniferous forest: differential impact of climate on the decomposition of soil organic matter compartments. *Biogeochemistry*, v. 54, pp. 147-170, 2001.
- CUNHA, M. B. *Estudo da dinâmica de detritos da lagoa do Infernã: mineralização de compostos húmicos*. 1999. 141 p. Tese (Mestrado) – UFSCar, São Carlos.

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) – UFSCar, São Carlos.

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

DEL GIORGIO, P. A.; COLE, J. J. Bacterial growth efficiency in natural aquatic systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 29, pp. 503-541, 1998.

FARIA, B. M.; ESTEVES, F. A. Dissolved organic carbon in two Brazilian coastal lagoons: sources and utilization for heterotrophic bacteria. *Oecologia*, v. 9, pp. 57-64, 2001

FARJALLA, V. F.; ANESIO, A. M.; BERTISSON, S.; GRANIELI, W. Photochemical reactivity of aquatic macrophyte leachates: abiotic transformations and bacterial response. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 24, pp. 187-195, 2001.

GOTVAJN, A. Z.; ZAGORC-KONCAN, J. Biodegradation studies as an important way to estimate the environmental fate of chemicals. *Water Science and Technology*, v. 39, pp. 375-382, 1999.

HOLMER, M.; STORKHOLM, P. Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review. *Freshwater Biology*, 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 methane-emitting acidic peat. *Applied Environmental Microbiology*, v. 69, pp. 33-41, 2003.

MANN, C. J.; WETZEL, R. G. Loading and utilization of dissolved organic carbon from emergent macrophytes. *Aquatic Botany*, v. 53, pp. 61-72, 1996.

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

MORAN, M. A.; HODSON, R. E. Bacterial production on humic and nonhumic components of dissolved organic carbon. *Microbial Ecology*, v. 13, pp. 13-29, 1990.

MORAN, M. A.; SHELDON JR., W. M.; ZEPP, R. G. Carbon loss and optical property changes during long-term photochemical and biological degradation of estuarine dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, v. 45, pp. 1254-1264, 2000.

MOORE JR., P. A.; REDDY, K. R.; GRAETZ, D. A. Nutrient transformations in sediments influenced by oxygen supply. *Journal of Environmental Quality*, v. 21, pp. 387-393, 1992.

PELLIKAAN, G. C. Laboratory experiments on eelgrass (*Zoostera marina* L.) decomposition. *Netherlands Journal of Sea Research*, v. 18, pp. 360-383, 1984.

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. 167-178, 2004.

POMEROY, L. R.; WIEBE, W. J. Energetic of microbial food webs. *Hydrobiologia*, v. 156, pp. 7-18, 1988.

QUEIRÓZ, C. R. A. A.; MORAIS, S. A. L.; NASCIMENTO, E. A. Caracterização dos taninos da aroeira-preta (*Myracrodruon urundeuva*). *Revista Árvore*, v. 26, pp. 485-492, 2002.

STEVENSON, F. J. *Humus Chemistry*. New York: Wiley, 1982. 443 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.

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

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

WILLIAMSON, C. E.; MORRIS, D. P.; PACE, M. L.; OLSON, A. G. Dissolved organic carbon and nutrients as regulators of lake ecosystems: resurrection of a more integrated paradigm. *Limnology and Oceanography*, v. 44, pp. 7, 1999.