



Acta Scientiarum. Biological Sciences

ISSN: 1679-9283

eduem@uem.br

Universidade Estadual de Maringá

Brasil

Sousa Silva, Deivid; Bianchessi da Cunha-Santino, Marcela; Marques, Elineide Eugenio
Decomposição e dinâmica de liberação de nitrogênio e fósforo de frações vegetais de *Salvinia*
auriculata Aubl. em um reservatório da Amazônia legal
Acta Scientiarum. Biological Sciences, vol. 33, núm. 1, 2011, pp. 21-29
Universidade Estadual de Maringá
.png, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=187118574004>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica
Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

Decomposição e dinâmica de liberação de nitrogênio e fósforo de frações vegetais de *Salvinia auriculata* Aubl. em um reservatório da Amazônia legal

Deivid Sousa Silva^{1*}, Marcela Bianchessi da Cunha-Santino² e Elineide Eugenio Marques³

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecótonos, Universidade Federal do Tocantins, Rua 03, QD 17, 77500-000, Jardins dos Ipês, Porto Nacional, Tocantins, Brasil. ²Departamento Hidrobiologia, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, São Paulo, Brasil. ³Universidade Federal do Tocantins, Porto Nacional, Tocantins, Brasil. *Autor para correspondência: E-mail: dvduft@gmail.com

RESUMO. Este estudo teve como objetivo determinar os coeficientes de decomposição da parte submersa (PS) e aérea (PA) de *Salvinia auriculata* em duas profundidades da coluna de água (superfície e sedimento). Também visou avaliar o rendimento do processo de perda de massa assim como a evolução temporal dos teores de fósforo e nitrogênio. As macrófitas foram separadas em partes; em seguida, foram secas até peso constante. Os materiais vegetais foram depositados em sacos de decomposição e incubados no reservatório da UHE Lajeado, Tocantins. As análises dos resultados de perda de massa revelaram que não houve diferenças significativas entre os PA-sed e PA-sup ($p > 0,05$), entretanto, os PA-sed foram significativamente diferentes dos PS-sed ($p < 0,05$) e dos PS-sup ($p < 0,01$). Os PA-sed apresentaram $k = 0,0102 \text{ dia}^{-1}$ e as incubadas na superfície (PA-sup) um $k = 0,0067 \text{ dia}^{-1}$, os PS-sed apresentaram um $k = 0,0027 \text{ dia}^{-1}$ e os PS-sup um $k = 0,0040 \text{ dia}^{-1}$. Durante os primeiros dias de decomposição foram liberadas grandes concentrações de fósforo e nitrogênio pelo processo de lixiviação; a partir do 14º dia foi observada uma tendência de aumento nas concentrações de nitrogênio, fato provavelmente relacionado com o enriquecimento dos detritos pela biomassa microbiana.

Palavras-chave: macrófitas aquáticas, sacos de decomposição, UHE Lajeado, Estado do Tocantins.

ABSTRACT. Decomposition and release dynamics of nitrogen and phosphorous from vegetal fractions of *Salvinia auriculata* Aubl. in a Legal Amazon reservoir. This study aimed to determine the decomposition coefficients of the submerged (SP) and aerial part (AP) of *S. auriculata* at two different depths within water column (surface and sediment). It also quantified the decomposition yield of *S. auriculata* and the temporal changes of nitrogen and phosphorous content of the remaining biomass. The macrophytes were fractionated in parts and were dried in sequence until attaining constant weight. The litterbags with plant material were incubated in the reservoir of UHE Lajeado. The results of mass loss showed that there were no significant differences among the AP-sed and AP-sur ($p > 0.05$). However, the AP-sed was significantly different from SP-sed ($p < 0.05$) and SP-sur ($p < 0.01$). The AP-sed presented a decay coefficient (k) of 0.0102 day^{-1} and AP-sur a k of 0.0067 day^{-1} . The SP-sed presented a k of 0.0027 day^{-1} and the SP-sur 0.0040 day^{-1} . It was also noticed that during the first days of decomposition great amounts of nitrogen and phosphorous were solubilized. This event was related to the leachate process; from the 14th day of decomposition, an increasing trend was observed in nitrogen concentrations. This fact was probably related to detritus enrichment by microbial colonization.

Key words: aquatic macrophyte, litterbags, UHE Lajeado, Tocantins State.

Introdução

As macrófitas aquáticas são responsáveis pela maior parte da produção de matéria orgânica nos ambientes lacustres (WETZEL, 1990). Apenas uma pequena fração dessa matéria orgânica é consumida por meio da herbívora e a maior parte do carbono e dos nutrientes acumulados nessa biomassa acaba entrando para a cadeia de detritos dos ambientes aquáticos onde são disponibilizados por meio da decomposição (KUEHN

et al., 2000; CHIMNEY; PIETRO, 2006). Durante a decomposição, uma série de interações entre fatores físicos, químicos e biológicos ocorrem e como consequência, complexas moléculas orgânicas são transformadas em compostos inorgânicos (BRINSON et al., 1981; BATTLE; MIHUC, 2000; SARIYILDIZ et al., 2005). A decomposição pode ser dividida em três etapas (WEBSTER; BENFIELD, 1986; BIANCHINI JUNIOR, 2003): (i) lixiviação, isto é, solubilização de

compostos hidrossolúveis, (ii) catabolismo (ação microbiana sobre os detritos) e (iii) fragmentação (ação mecânica sobre os detritos). No estudo da ciclagem da matéria orgânica, a taxa de decomposição apresenta-se como importante parâmetro, visto que essa afeta a taxa de liberação de nutriente, a taxa de acúmulo de resíduos no sedimento além de ser influenciado pela qualidade do detrito (BIANCHINI JUNIOR et al., 2006).

Tendo em vista a importância do processo de decomposição das macrófitas para o ambiente aquático, este estudo teve como objetivo, determinar os coeficientes de decomposição da parte submersa (*i.e.* radicelas) e aérea (*i.e.* folhas) de *S. auriculata* Aubl. em duas profundidades distintas da coluna de água (superfície e sedimento) para verificar os efeitos de condicionantes físicas e biológicas no processo de perda de massa da *S. auriculata* em ambiente tropical. Teve também, como objetivo, avaliar a evolução temporal dos teores de fósforo e nitrogênio da biomassa remanescente dos detritos e suas influências na dinâmica de nutrientes do reservatório da UHE Lajeado, Estado do Tocantins.

Material e métodos

Exemplares não-senescentes de *S. auriculata* foram coletados no Ribeirão Taquarussú (Figura 1), área de influência do reservatório da Usina Hidrelétrica Luís Eduardo Magalhães, Lajeado, (Palmas, Estado do Tocantins; 22 L 792.077 UTM 8.861.516), visto que nesse local havia um banco mais homogêneo de *S. auriculata*.

O material foi colocado em sacos plásticos e levado para o laboratório da Universidade Federal do Tocantins (Neamb), onde foi lavado em água corrente e, posteriormente, separada em parte aérea (folhas) e parte submersa (radicelas); em seguida, o material foi seco em estufa (ca. 50°C) até peso constante. Foram separadas frações de 10,0 g em peso seco e essas foram dispostas em sacos de decomposição (*litterbags*), com dimensões de 20 x 30 cm com 2 mm de abertura de malha e identificados com plaquetas de alumínio. Em seguida, os sacos foram fechados e incubados *in situ* no reservatório da UHE Lajeado (Figura 1) (Porto Nacional – 22 L 782.961 UTM 8.812.367) em duas profundidades (Z) diferentes: na superfície (Z = 10 cm) e no sedimento (Z = 1,5 m). Esse local foi selecionado pela ausência de atividades antrópicas, o que possibilitou a integridade do experimento durante o período de estudo. O desenho amostral foi composto das seguintes variações: (i) parte aérea incubada na superfície (PA-sup); (ii) parte aérea incubada no sedimento (PA-sed); (iii) parte

submersa incubada na superfície (PS-sup) e (iv) parte submersa incubada no sedimento (PS-sed). As variáveis limnológicas (n = 48) medidas na região do reservatório da UHE Lajeado, onde foi realizado o presente estudo, foram: oxigênio dissolvido = $6,5 \pm 1,9 \text{ mg L}^{-1}$ (DP); pH = $7,51 \pm 0,47$ (DP) e temperatura = $28,72 \pm 2,33^\circ\text{C}$ (DP).

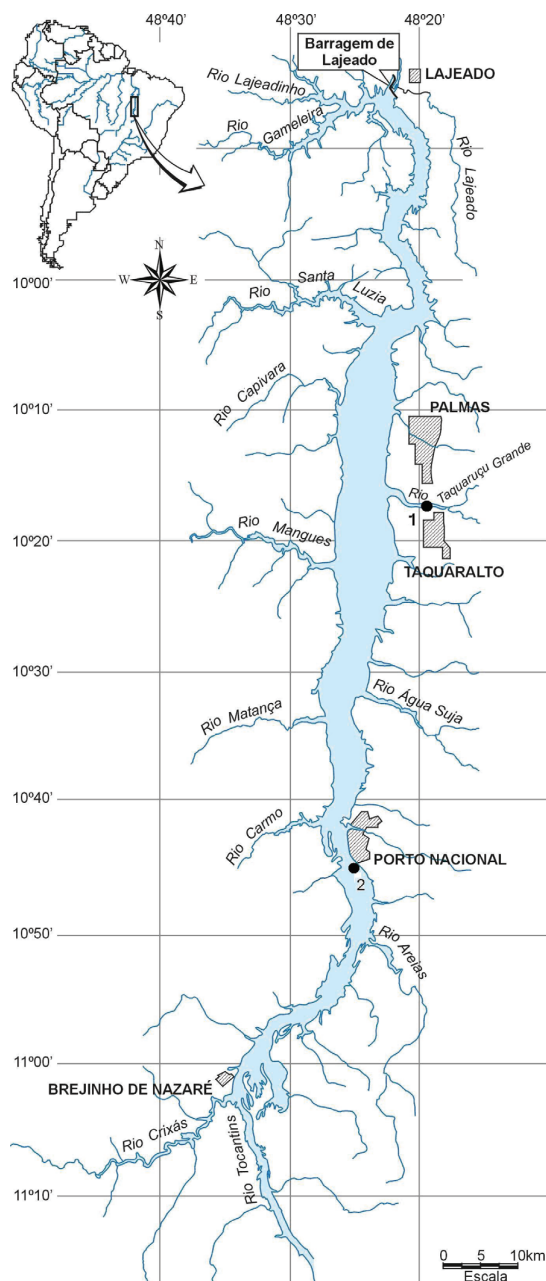


Figura 1. Mapa com a localização da área de estudo. 1 = Local de coleta da biomassa; 2 = Local de incubação dos *litterbags*.

O material vegetal seco foi incubado a uma distância de 10 m da margem. Os *litterbags* (n = 3)

foram retirados após 2, 7, 14, 28 e 78 dias de incubação (24/8, 29/8, 5/9, 19/9 e 8/11 de 2005, respectivamente). O material foi coletado e transportado para o laboratório onde foi lavado com água deionizada para remoção da fauna associada e do detrito aderido. A armazenagem do material, para posterior determinação dos teores de nitrogênio e fósforo, foi feita em frascos plásticos (previamente lavados com HCl 10% e água deionizada). Na sequência, os frascos que continham o material biológico foram colocados na estufa até o peso constante para a determinação da massa seca.

Os teores de cinzas e matéria orgânica total (MOT) das amostras dos detritos particulados remanescentes nas folhas e radículas de *S. auriculata*, incubadas no sedimento e na superfície, foram determinados por gravimetria após a incineração em mufla (marca Edgcon 3P) durante 4h a 450°C (ALLEN et al., 1974).

Para os ajustes cinéticos foram utilizadas as variações temporais das perdas de massa (livres dos teores de cinzas) dos detritos particulados de *S. auriculata*. Para tanto, os ajustes foram realizados por um método de regressão não-linear, o algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt (PRESS et al., 1993). Foi utilizado o modelo exponencial simples (cinética de primeira ordem; Equação 1) que se baseia no pressuposto de que as taxas de decomposição sejam proporcionais à quantidade de matéria orgânica remanescente (OLSON, 1963).

$$M_t = M_0 \times e^{-kt} \quad (1)$$

em que: M_t = massa final livre de cinzas no tempo t (dia); M_0 = massa inicial; k = constante de decaimento (dia^{-1}).

O tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) do processo de decomposição foi calculado de acordo com a Equação 2:

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

A variação temporal da matéria orgânica mineralizada (MOM) foi calculada pela diferença entre a M_0 e a massa remanescente durante as incubações.

A determinação do teor de fósforo total das amostras foi feita pela digestão ácida a uma temperatura de 70°C durante 2h (MACKERETH et al., 1978). A quantificação de nitrogênio das frações vegetais foi feita pela digestão ácida a uma

temperatura de 350°C, seguida de titulação com ácido sulfúrico (ALLEN et al., 1974).

Os valores de perda de massa foram transformados em \ln (linearizados) e os testes de variância unidirecional (ANOVA, um-fator) e de comparação múltipla de Tukey-Kramer foram aplicados para se avaliar as diferenças entre os tratamentos (partes da planta: aérea ou submersa x local de incubação: superfície ou sedimento) a que os detritos de *S. auriculata* foram submetidos, sendo adotado nível de significância alfa de 0,05.

Resultados e discussão

Não houve diferenças significativas nas perdas de massa dos detritos entre os PA-sed e PA-sup ($p > 0,05$), *S. auriculata*, entretanto, os PA-sed foram significativamente diferentes do PS-sed ($p < 0,05$) e do PS-sup ($p < 0,01$) (Figura 2).

Observou-se que as perdas de massa dos detritos PA, independentemente da profundidade, apresentaram valores semelhantes até o 14 dia de incubação (massa remanescente: PA-sed = 90,7% e PA-sup = 88,7%; Figuras 2A e B). Tais perdas contribuíram, em média, com 10,3% da MOT. Os decaimentos da MOT durante os períodos iniciais estiveram relacionados com a ocorrência de dois eventos paralelos: (i) as oxidações (químicas e biológicas; BIANCHINI JUNIOR, 2000); e (ii) as dissoluções dos compostos com natureza polar (*i.e.* lixiviação; MOORHEAD et al., 1996), presentes nas frações protoplasmáticas e dos tecidos estruturais das plantas (WEBSTER; BENFIELD, 1986). A lixiviação ocorre, usualmente, nos primeiros estágios da decomposição; o tempo de duração é variado, podendo concluir-se nas primeiras 24h (FALLON; PFAENDER, 1976; CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JUNIOR, 2000) ou perdurar por vários dias (FRANCE et al., 1997; SCHLICHEISEN et al., 2003).

A partir do 14º dia, notaram-se, nos fragmentos da PA, perdas de massa mais expressivas (em relação aos fragmentos de PS) até o 78 dia de incubação, sendo os teores das massas remanescentes para PA-sed de 40,7% e da PA-sup, de 65,1%. O fato de os fragmentos de PA incubados no sedimento terem apresentado maior perda de massa (Figura 3A) possivelmente esteve associado à colonização dos detritos, pela fauna de macroinvertebrados bentônicos, composta basicamente de gastrópodes, que foi observada nas coletas realizadas nos dias 28 e 78 do experimento.

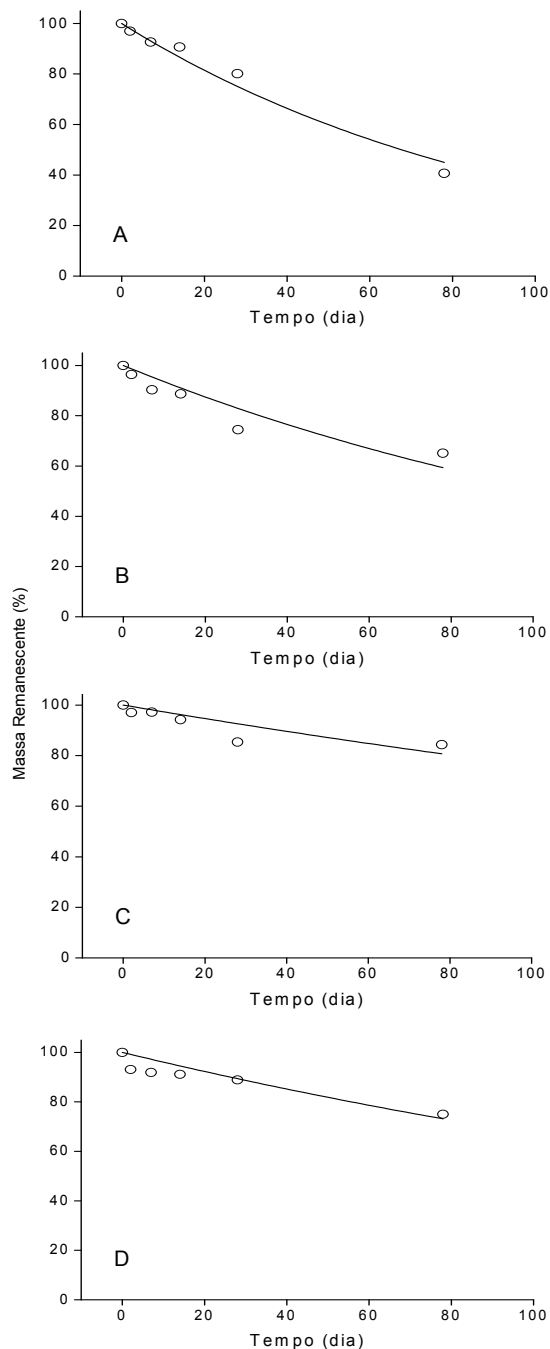


Figura 2. Variação temporal da perda de massa de *Salvinia auriculata*. (A) PA-sed, (B) PA-sup, (C) PS-sed e (D) PS-sup. As linhas referem-se aos ajustes cinéticos ($M_t = M_0 \times e^{-kt}$).

De acordo com Hill (1985), uma intensa colonização de macroinvertebrados, em sacos de decomposição que continham macrófitas aquáticas (*Nelumbo lútea*, *Ludwigia leptocarpa* e *Typha angustifolia*), teve início a partir do 15º dia de incubação. Entre os principais grupos, os retalhadores representavam 3% da

fauna associada, os fragmentadores, 11%, os coletores, 78% e os predadores, cerca de 7%. As diferenças nos rendimentos entre os diferentes estádios da decomposição podem estar relacionadas com os diferentes padrões de colonização por fungos e bactérias. De acordo com Schlickeisen et al. (2003), a colonização de um detrito depende do tipo de recurso para que possam ser utilizados como substratos microbianos e fonte de carbono. Uma vez que, no presente estudo, foi observada a existência de uma fauna associada aos *litterbags* incubados no sedimento, evidenciou-se, pela perda de massa mais expressiva (ca. 60% maior), que a presença de macroinvertebrados, associados aos detritos, atua como fator adicional na perda de massa da fração particulada dos detritos de *S. auriculata*.

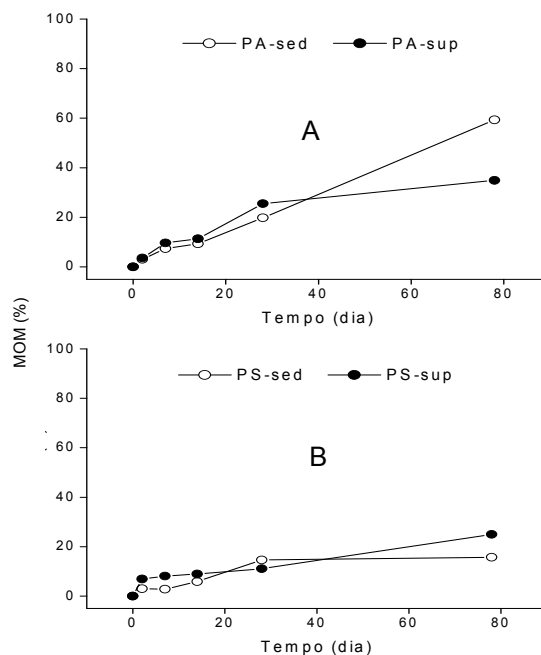


Figura 3. Variação temporal da matéria orgânica mineralizada (MOM) dos detritos de PA (A) e PS (B).

Os detritos PA-sed apresentaram k de $0,0102 \text{ dia}^{-1}$ ($t_{1/2} = 67,8$ dias) e os PA-sup de $0,0067 \text{ dia}^{-1}$ ($t_{1/2} = 103,2$ dias) (Tabela 1); o processo de decomposição no sedimento foi 1,52 vezes mais rápido que na superfície.

A Tabela 2 apresenta uma compilação de experimentos de perda de massa de diversas espécies de macrófitas aquáticas. Em geral, os detritos apresentaram valores de k que variavam entre $0,0012$ e $0,082 \text{ dia}^{-1}$.

Os maiores valores de k foram encontrados para *Potamogeton pectinatus* ($0,082 \text{ dia}^{-1}$; $t_{1/2} = 8$ dias) e *Potamogeton perfoliatus* ($0,0537 \text{ dia}^{-1}$; $t_{1/2} = 13$ dias) e

os menores valores foram observados na perda de massa de *Typha glauca* ($0,0012 \text{ dia}^{-1}$; $t_{1/2} = 577$ dias); *Juncus efusus* ($0,0011 \text{ dia}^{-1}$; $t_{1/2} = 629$ dias) e *Typha angustifolia* ($0,0019 \text{ dia}^{-1}$; $t_{1/2} = 364$ dias). Em média, os valores de k foram $0,0152 \pm 0,0202 \text{ dia}^{-1}$ ($n = 22$).

Tabela 1. Parametrização do modelo cinético na decomposição de partes aéreas e submersas de *Salvinia auriculata*, incubadas na superfície e no sedimento. Em que: k = constante de decaimento, erro = a partir dos ajustes cinéticos e r^2 = coeficiente de determinação.

Substrato	k (dia^{-1})	Erro (dia^{-1})	r^2
PA-sed	0,0102	0,0008	0,98
PA-sup	0,0067	0,0010	0,84
PS-sed	0,0027	0,0006	0,66
PS-sup	0,0040	0,0006	0,76

Tabela 2. Compilação do processo de decomposição de diversas espécies de macrófitas aquáticas (modelo exponencial simples). Em que: k = constante de decaimento e $t_{1/2}$ = tempo de meia-vida.

Espécie	k (dia^{-1})	$t_{1/2}$ (dia)	Citação
<i>Eichhornia crassipes</i>	0,0107	65	Howard-Williams e Junk (1976)
<i>Eichhornia crassipes</i>	0,0370	19	Gamage e Asaeda (2005)
<i>Elodea canadensis</i>	0,0260	27	Hill e Webster (1982)
<i>Lemna gibba</i>	0,0021	330	Szabó et al. (2000)
<i>Ludwigia leptocarpa</i>	0,0050	138	Hill (1985)
<i>Nelumbo lutea</i>	0,0108	64	Hill (1985)
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	0,0537	13	Hill e Webster (1982)
<i>Potamogeton pectinatus</i>	0,0820	8	Carpenter (1980)
<i>Salvinia auriculata</i>	0,0277	25	Howard-Williams e Junk (1976)
<i>S. auriculata</i> (PA-sed)	0,0102	68	Este estudo
<i>S. auriculata</i> (PA-sup)	0,0067	103	Este estudo
<i>S. auriculata</i> (PS-sed)	0,0027	256	Este estudo
<i>S. auriculata</i> (PS-sup)	0,0040	173	Este estudo
<i>Salvinia molesta</i>	0,0051	136	Sharma e Goel (1986)
<i>Salvinia cucullata</i>	0,0033	210	Sharma e Goel (1986)
<i>Typha latifolia</i>	0,0039	177	Boyd (1970)
<i>Typha angustifolia</i>	0,0047	147	Hill (1985)
<i>Typha angustifolia</i>	0,0019	364	Manson e Bryant (1975)
<i>Typha latifolia</i>	0,0104	67	Webster e Simmons Jr. (1978)
<i>Typha glauca</i>	0,0012	577	Davis e Van der Valk (1978)
<i>Typha glauca</i>	0,0241	29	Nelson et al. (1990)
<i>Juncus efusus</i>	0,0011	629	Kuehn e Suberkropp (1998)

No presente estudo, o valor médio de k obtido para as frações de PA e PS ($0,0059 \text{ dia}^{-1}$) foi semelhante ao encontrado por Sharma e Goel (1986) durante a mineralização de *Salvinia molesta* ($0,0051 \text{ dia}^{-1}$), inferior ao encontrado por Howard-Williams e Junk (1976) para *S. auriculata* ($0,0277$) e superior ao da *Salvinia cucullata* ($0,0033 \text{ dia}^{-1}$) registrado por Sharma e Goel (1986) (Tabela 2). As diferenças entre os coeficientes de decaimento (k) devem-se a vários fatores intrínsecos e extrínsecos ao detrito, que interferem em experimentos de perda de massa. De modo geral, os fatores podem ser resumidos em: (i) hábito da espécie: macrófitas aquáticas emergentes apresentam maiores conteúdos de frações estruturais como, por exemplo, celulose e lignina (ESTEVES, 1998), apresentando, na decomposição, perdas de massa mais lentas; (ii) composição e número da microbiota decompositora:

a quantidade e a especificidade dos organismos heterotróficos pelo substrato podem ser consideradas funções reguladoras dos processos metabólicos; (iii) estado trófico do local de estudo: ambientes mais eutrofizados apresentam maior disponibilidade de nutrientes e (iv) temperatura de incubação: a taxa metabólica dos organismos decompositores é diretamente proporcional ao aumento da temperatura (BARILLIER; GARNIER, 1993).

As perdas de massa dos fragmentos de PS-sup e PS-sed (Figuras 2C e D) foram menos expressivas que os observados para os PA-sed e PA-sup (Figuras 2A e 2B). Ao final do 14º dia, apenas 5,8% da MOT do PS-sed e 8,9% da PS-sup haviam sido decompostas. Na sequência, observou-se tendência de perda menos acentuada das massas para os PS nas duas profundidades de incubação. Ao final do período amostral, apenas 15,7% dos detritos de PS-sed e 25,0% dos de PS-sup haviam sido degradados.

Os detritos de PS-sed apresentaram um k de $0,0027 \text{ dia}^{-1}$ ($t_{1/2} = 256$ dias) e, nas de PS-sup, o k foi $0,0040 \text{ dia}^{-1}$ ($t_{1/2} = 173$ dias). Nesse caso, os coeficientes de decomposição de PS-sup foram 1,48 vezes maior que os de PS-sed, indicando que nem sempre uma perda de massa acentuada se traduz num incremento da velocidade do processo de decomposição. Em relação aos detritos incubados no sedimento, pode ter ocorrido maior acesso da microbiota decompositora (e.g. fungos e bactérias) a compostos mais refratários, como, por exemplo, a celulose (refletindo maior perda de massa). Como consequência ocorreria o enriquecendo dos detritos em compostos com maior resistência à degradação (e.g. lignina), tornando o processo de perda de massa mais lento.

Os coeficientes de determinação obtidos nos ajustes cinéticos (r^2) variaram de 0,66 a 0,98; os valores dos PS foram mais baixos que os dos PA (Tabela 1). Hill (1985) encontrou valores de r^2 que variavam de 0,49 a 0,73 em experimentos de decaimento de massa, utilizando sacos de decomposição. Na decomposição de *Typha domingensis* o r^2 encontrado por Howard-Williams e Howard-Williams (1978) foi de 0,87. Tem-se verificado na literatura grande dispersão entre os valores de r^2 . Tal fato pode ser explicado pelas diferenças nas malhas dos sacos de decomposição, pela adesão de partículas inorgânicas aos detritos e incorporação de organismos (e.g. crescimento de outros vegetais sobre os detritos e aparecimento de macroinvertebrados). No presente estudo, interferências como crescimento de ciperáceas e algas aderidas aos detritos podem ter influenciado no

processo, aumentando a dispersão da variação temporal de perda de massa de *S. auriculata*.

Em geral, notou-se que a velocidade do processo de perda de massa foi menor nos primeiros dias de experimento, tanto nos detritos de PA como nos de PS; no entanto, os processos de degradação predominantemente biológicos (e.g. colonização pela fauna associada e ação da microbiota decompositora) parecem ter sido mais importantes para as perdas de massa nos estádios mais avançados da decomposição, especialmente na decomposição dos detritos das PA. Os detritos de PA, incubados no sedimento, apresentaram rendimento superior de matéria orgânica mineralizada (MOM) aos incubados na superfície (Figura 3A). No sedimento, houve mineralização progressiva até o último dia de experimento (Figura 3A) dos detritos de PA e de PS e o aumento da MOM foi gradativo até o 28 dia, e, a partir do primeiro mês, a MOM manteve-se praticamente constante até o final do experimento (78 dias de incubação; Figura 3B). Considerando-se a profundidade em que os detritos foram incubados, PA-sed apresentou MOM cerca de 3,79 vezes maior do que PS-sed, e PA-sup foi 1,40 que PS-sup. O fato de os detritos de PS ter apresentado menores valores de massas mineralizadas pode estar ligado à composição química de cada substrato. Henry-Silva e Camargo (2002), trabalhando com *Salvinia molesta*, encontraram diferenças significativas de frações de parede celular entre as diferentes partes da planta: parte aérea = 64,2% (em peso seco) e parte submersa da planta = 74,8% (em peso seco).

A perda de massa *in vitro* de *S. auriculata* em condições aeróbias apresentou perda da ordem de 10% da MOT nas primeiras 24h de experimento (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JUNIOR, 2000). No presente estudo, esse valor só foi alcançado por volta do 10 dia. Essa diferença pode ser atribuída ao fato de estes autores terem trabalhado com os fragmentos triturados e homogeneizados, enquanto que, neste estudo, foram utilizadas partes inteiras da macrófita. Além disso, as taxas de degradação dos detritos dependem de uma série de fatores bióticos e abióticos, como sucessão dos organismos decompositores e variáveis ambientais (CUNHA; BIANCHINI JUNIOR, 1998). O tamanho das partículas desse material interfere nas taxas de decomposição (BIANCHINI JUNIOR; ANTONIO, 2003); nesse sentido, uma partícula menor possui maior superfície de contato, possibilitando, assim, espectro mais amplo de ação para os organismos decompositores. Em condições naturais, os processos de herbívora e a ação de detritívoros contribuem para a redução do tamanho das partículas dos fragmentos

vegetais, favorecendo a degradação mais rápida dos recursos.

Na Figura 4, apresentam-se os valores referentes às variações dos teores remanescentes de fósforo e nitrogênio dos detritos de *S. auriculata*. Nos PA os teores iniciais de fósforo foram de 0,048% da massa seca, e os teores de nitrogênio foram de 1,38%. Para os PS, a quantidade inicial de fósforo foi de 0,030% da massa seca e para o nitrogênio foi de 2,05% (Figuras 4A e B).

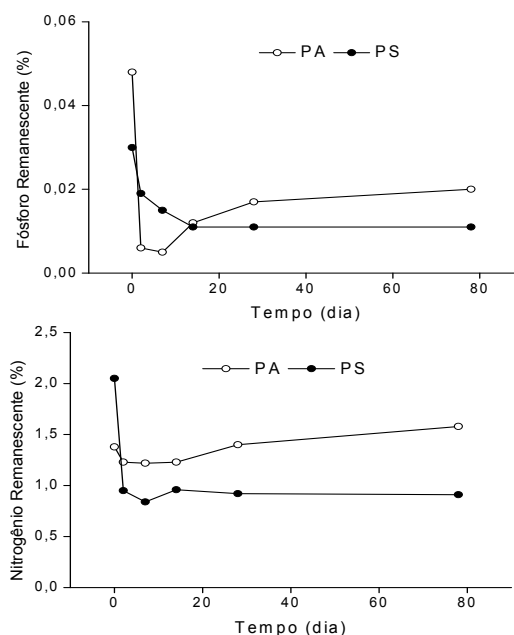


Figura 4. Variação temporal das percentagens de fósforo (A) e de nitrogênio (B), durante a decomposição de *S. auriculata*.

Martins et al. (2003), em um estudo sobre a composição química de algumas espécies de macrófitas, encontraram, para os detritos de *S. auriculata*, concentrações de fósforo de 0,40% e de 2,57% para nitrogênio. Observou-se que houve perdas expressivas desses elementos nos dois primeiros dias de decomposição. A quantidade remanescente de fósforo nos detritos de PA foi de apenas 12,5% e de 63,3% nos PS. Essas diferenças de perda de fósforo entre as diferentes partes (folhas e radículas) de *S. auriculata* podem estar relacionadas com a quantidade de material protoplasmática das estruturas vegetais. Grande parte das perdas de fósforo dos detritos de *S. auriculata* ocorreu pelos processos de lixiviação. Uma intensificação dos processos de solubilização pode ocorrer pelo procedimento de secagem do material vegetal, antes de incubá-lo no ambiente aquático, o que provoca algumas alterações na permeabilidade das membranas celulares, propiciando, ainda mais, a

liberação do fósforo, que, por apresentar um ciclo relativamente mais simples que o do nitrogênio, pode ser prontamente assimilado pelos organismos aquáticos (GESSNER, 1991). A quantidade remanescente de nitrogênio no segundo dia foi de 89,1% nos detritos PA e de 46,3% nos PS. Após o 14º dia, foi constatado aumento nas quantidades de nitrogênio (Figura 4B) nos detritos vegetais de PA, nos de PS esse aumento ocorreu a partir do 7º dia. Segundo Esteves (1998), o aumento nas concentrações de nitrogênio se deve ao alto teor de nitrogênio das bactérias, fungos, diatomáceas perifíticas e da microfauna que coloniza os detritos, embora se considere que, com o processo de secagem, parte dos organismos que colonizam os detritos foi eliminada. Uma tendência de aumento das concentrações de nitrogênio durante a decomposição de *Juncus efusus* também foi observada por Kuehn e Suberkropp (1998). Davis e Van Der Valk (1978) reportaram rápida liberação de nitrogênio e fósforo durante a decomposição de *Scirpus fluvialis* e *Typha glauca*. Essa mesma tendência também foi observada na decomposição de *Phragmites australis* (HIETZ, 1992). Essas liberações de nutrientes (especialmente N e P) estão relacionadas à hidrossolubilização das frações protoplasmáticas dos detritos vegetais.

Nos detritos PS, constatou-se queda das quantidades remanescentes de fósforo até o 14 dia, daí em diante, os valores mantiveram-se estáveis até o 78 dia de experimento. Essa acentuada perda de fósforo e nitrogênio nos primeiros dias de decomposição demonstra a importância do processo de lixiviação para a disponibilização desses elementos para o ambiente aquático e, de acordo com Esteves e Camargo (1986), reforçam a importância das macrófitas aquáticas na recuperação de nutrientes para o ecossistema por meio do processo de decomposição.

Todavia, incrementos de nitrogênio na coluna de água, relacionados com a liberação desse elemento pela decomposição da matéria orgânica, não acontecem de forma direta pela complexidade do ciclo do nitrogênio, que é mediado por uma série de microrganismos e dependente de vários fatores limnológicos (WETZEL, 1993).

Conclusão

Pelas baixas profundidades da região litorânea do reservatório da UHE - Lajeado (ca. 1,5 m) e as elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, os processos aeróbios prevalecem ao longo do ano. De maneira geral, os detritos incubados no sedimento apresentaram mineralização média superior em

relação aos colocados na superfície. Provavelmente, esse processo esteve relacionado com a microbiota e fauna associada ao sedimento, indicando predomínio dos processos catabólicos e de fragmentação nos detritos. Nos primeiros dias da decomposição, observaram-se perdas expressivas de nitrogênio e fósforo, reforçando-se a importância do processo de lixiviação para a disponibilização desses elementos para o ambiente aquático. Em relação à decomposição das partes de *S. auriculata*, as folhas se decomposaram mais rápido que as radículas, indicando que as composições químicas das diferentes partes da macrófita afetam tanto a velocidade quanto o rendimento da decomposição.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Prof. Dr. Irineu Bianchini Junior da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), por ter cedido o laboratório para as análises químicas e à Bióloga Jurity A. Machado (UFSCar/DHb), pelas análises de nutrientes; ao Núcleo de Estudos Ambientais pelo apoio logístico de campo e laboratório; À Prof. Dra. Solange de Fátima Lolis; ao Prof. Msc. Rafael José de Oliveira, pelas contribuições no momento da montagem do experimento e a Jaime L. Pereira, pela confecção do mapa da área de estudo.

Referências

- ALLEN, S. E.; GRIMSHAW, H. M.; PARKISON, J. A.; QUARMBY, C. **Chemical analysis of ecological materials**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1974.
- BARILLIER, A.; GARNIER, J. Influence of temperature and substrate concentration on bacterial growth yield in Seine River water batch cultures. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 59, n. 5, p. 1678-1682, 1993.
- BATTLE, J. M.; MIHUC, T. B. Decomposition dynamics of aquatic macrophytes in the lower Atchafalaya, a large floodplain river. **Hydrobiologia**, v. 418, n. 1, p. 123-136, 2000.
- BIANCHINI JUNIOR, I. Decomposição de macrófitas aquáticas da lagoa do Infernã: o estado da arte. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed.). **Estudos integrados em ecossistemas**: estação Ecológica de Jataí. São Carlos: Rima, 2000. v. 2, p. 613-629.
- BIANCHINI JUNIOR, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, 2003. p. 85-126.
- BIANCHINI JUNIOR, I.; ANTONIO, R. M. The effect of particle size on the leaching of *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 2, p. 195-205, 2003.

- BIANCHINI JUNIOR, I.; PERET, A. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. A mesocosm estudy of aerobic mineralization of seven aquatic mineralization. **Aquatic Botany**, v. 85, n. 2, p. 163-167, 2006.
- BOYD, C. E. Losses of mineral nutrients during decomposition of *Typha latifolia*. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 66, n. 4, p. 511-517, 1970.
- BRINSON, M. M.; LUGO, A. E.; BROWN, S. Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 12, p. 123-161, 1981.
- CARPENTER, S. R. Enrichment of lake wingra, wisconsin by submersed macrophyte decay. **Ecology**, v. 61, n. 5, p. 1145-1155, 1980.
- CHYMNEY, M. J.; PIETRO, K. C. Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in South Florida (USA). **Ecological Engineering**, v. 27, n. 4, p. 301-321, 2006.
- CUNHA, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I. Mineralização aeróbia de *Camboba piauhyensis* e *Scirpus cubensis*. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 10, n. 1, p. 81-91, 1998.
- CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I. Decomposição aeróbia e anaeróbia de *Salvinia auriculata* da lagoa do Infernã. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Ed.). **Estudos integrados em ecossistemas**: Estação Ecológica de Jataí. São Carlos: Rima, 2000. v. 2, p. 631-643.
- DAVIS, C. B.; Van der VALK, A. G. The decomposition of standing and fallen litter of *Typha glauca* and *Scirpus fluviatilis*. **Canadian Journal of Botany**, v. 56, n. 6, p. 662-675, 1978.
- ESTEVES, F. A.; CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 1, n. 1, p. 273-298, 1986.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- FALLON, R. D.; PFAENDER, F. K. Carbon metabolism in model microbial systems from a temperate salt marsh. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 31, n. 6, p. 959-968, 1976.
- FRANCE, R.; CULBERT, H.; FREEBOROUGH, C.; PETERS, R. Leaching and early mass loss of boreal leaves and wood in oligotrophic water. **Hydrobiologia**, v. 345, n. 2-3, p. 209-214, 1997.
- GAMAGE, N. P. D.; ASAEDA, T. Decomposition and mineralization of *Eichhornia crassipes* litter under aerobic conditions with and without bacteria. **Hydrobiologia**, v. 541, n. 1, p. 13-27, 2005.
- GESSNER, M. O. Differences in processing dynamics of fresh and dried leaf litter in a stream ecosystem. **Freshwater Biology**, v. 26, n. 3, p. 387-398, 1991.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquíicultura. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 24, n. 2, p. 519-526, 2002.
- HIETZ, P. Decomposition and nutrient dynamics of reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex steud.) litter in Lake Neusiedl, Austria. **Aquatic Botany**, v. 43, n. 3, p. 211-230, 1992.
- HILL, B. H. The breakdown of macrophytes in a reservoir wetland. **Aquatic Botany**, v. 21, n. 1, p. 23-31, 1985.
- HILL, B. H.; WEBSTER, J. R. Aquatic macrophyte breakdown in an Appalachian river. **Hydrobiologia**, v. 89, n. 1, p. 53-59, 1982.
- HOWARD-WILLIAMS, C.; JUNK, W. J. The decomposition of aquatic macrophytes in the floating meadows of a central Amazonian varzea lake. **Biogeographica**, v. 7, p. 115-123, 1976.
- HOWARD-WILLIAMS, C.; HOWARD-WILLIAMS, W. Nutrient leaching from the swamp vegetation of Lake Chilwa, a shallow African lake. **Aquatic Botany**, v. 4, n. 1, p. 257-267, 1978.
- KUEHN, K. A.; LEMKE, M. J.; SUBERKROPP, K.; WETZ, R. G. Microbial biomass and production associated with decaying leaf litter of the emergent macrophyte *Juncus effusus*. **Limnology and Oceanography**, v. 45, n. 4, p. 862-870, 2000.
- KUEHN, K. A.; SUBERKROPP, K. Diel fluctuations in microbial activity associated with standing-dead litter of the freshwater emergent macrophyte *Juncus effusus* L. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 14, n. 2, p. 171-182, 1998.
- MACKERETH, F. J. H.; HERON, H.; TALLING, J. F. **Water chemistry**: some revised methods for limnologists. London: Freshwater Biological Association 1978. (Scientific Publications, 36).
- MANSON, C. F.; BRYANT, R. J. Production, nutrient content and decomposition of *Phragmites communis* Trin. and *Typha angustifolia* L. **The Journal of Ecology**, v. 63, n. 1, p. 71-95, 1975.
- MARTINS, D.; COSTA, N. V.; TERRA, M. A.; MARCHI, S. R.; VELINI, E. D. Caracterização química das plantas aquáticas coletadas no reservatório de Salto Grande (Americana-SP). **Planta Daninha**, v. 21, Edição especial, p. 21-25, 2003.
- MOORHEAD, D. L.; SINSABAUGH, R. L.; LINKINS, A. E.; REYNOLDS, F. Decomposition processes: modeling approaches and applications. **Science of the Total Environment**, v. 183, n. 1-2, p. 137-149, 1996.
- NELSON, W. J.; KADLEC, J. A.; MURKIN, H. R. Seasonal comparison of weight for two types of *Typha glauca* Godr. leaf litter. **Aquatic Botany**, v. 37, n. 4, p. 299-314, 1990.
- OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. **Ecology**, v. 44, n. 2, p. 322-331, 1963.
- PRESS, W. H.; TELKOLSKY, S. A.; VETERLLING, W. T.; FLANNERY, B. P. **Numerical recipes in C**: the art of scientific computing. New York: Cambridge University Press, 1993.
- SARIYILDIZ, T.; ÜFEKÇIOĞLU, A.; KÜÇÜK, M. Comparison of Decomposition rates of beech (*fagus orientalis* Li PSky) and spruce (*picea orientalis* (L.) link) litter in pure and mixed stands of both species in Artvin,

- Turkey. **Turkish Journal of Agriculture and Forestry**, v. 29, n. 6, p. 429-438, 2005.
- SCHLICHEISEN, E.; TIETJEN, T. E.; ARSUFFI, T. L.; GROEGER, A. W. Detritus processing and microbial dynamics of an aquatic macrophyte and terrestrial leaf in a themally constant, spring-fed stream. **Microbial Ecology**, v. 45, n. 4, p. 411-418, 2003.
- SHARMA, K. P.; GOEL, P. K. Studies on decomposition of two species of *Salvinia*. **Hydrobiologia**, v. 131, n. 1, p. 57-65, 1986.
- SZABÓ, S.; BRAUN, M.; NAGY, P.; BALÁZSY, S.; REISINGER, O. Decomposition of duckweed (*Lemna gibba*) under anoxic and microbial conditions: flux of nutrients between litter water and sediment, the impact of leaching and microbial degradation. **Hydrobiologia**, v. 434, n. 1-3, p. 201-210, 2000.
- WEBSTER, J. R.; BENFIEL D, E. F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 567-594, 1986.
- WEBSTER, J. R.; SIMMONS JR., G. M. Leaf breakdown and invertebrate colonization on a reservoir bottom. **Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 20, p. 1587-1596, 1978.
- WETZEL, R. G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993.
- WETZEL, R. G. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. **Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 24, n. 1, p. 6-24, 1990.
- Received on October 29, 2008.
Accepted on July 1, 2009.
- License information: This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.