

Acta Limnol. Brasil.	Vol. III	633-652	1990
----------------------	----------	---------	------

**LIBERAÇÃO DE NUTRIENTES INORGÂNICOS DURANTE O PROCESSO DE DECOMPOSIÇÃO DE *Ludwigia natans* (Ell.) (DICOTYLEDONEAE; ONAGRACEAE) E DE *Salvinia auriculata* (Aubl.) (PTERIDOPHYTA; SALVINIACEAE)**

GADIELHA, C.L.M.\*; WATANABE, T.\*; PASSERAT-DE-SILANS, A.M.\*\*

**RESUMO**

A liberação de compostos inorgânicos através da decomposição de *Ludwigia natans* (Ell.) e *Salvinia auriculata* (Aubl.) foi acompanhada, durante 93 dias, em laboratório, sob condições aerada e não aerada. A temperatura da água variou entre 26,5 e 30,5°C no período estudado, não constituindo um fator decisivo para explicar as diferenças observadas nas concentrações de nutrientes liberados pelas duas plantas. Entretanto, estes valores, relativamente elevados, podem ter contribuído para as altas taxas de decomposição verificadas durante os experimentos. A liberação de ortofosfatos, nitratos, nitritos, amônia e sulfatos para a coluna d'água foi intensa, tendo sido detectado até 2.813,87  $\mu\text{gPO}_4^{3-}\text{-P/l}$ , 6.362,18  $\mu\text{gNO}_3^- \text{-N/l}$ , 813,76  $\mu\text{gNO}_2^- \text{-N/l}$ , 6.595,74  $\mu\text{gNH}_4^+ \text{-N/l}$  e 45,98  $\text{mgSO}_4^{2-} \text{/l}$ , para *L. natans* e 61,07  $\mu\text{gPO}_4^{3-}\text{-P/l}$ , 1.140,64  $\mu\text{gNO}_2^- \text{-N/l}$ , 3.297,87  $\mu\text{gNH}_4^+ \text{-N/l}$  e 8,54  $\text{mgSO}_4^{2-} \text{/l}$ , para *S. auriculata*. O processo de aeração influenciou, de maneira significativa ( $P \leq$

\* Universidade Federal da Paraíba - CCEN, PB

\*\* Universidade Federal da Paraíba - CT, PB

0,01), a decomposição de *L. natans*. A contribuição de *L. natans* para a ciclagem de nutrientes e eutrofização dos açudes é cerca de 20 a 60 vezes superior àquela de *S. auriculata*, se forem consideradas as concentrações de ortofosfatos liberados, e de 2 a 6 vezes, se for considerada a liberação de sulfatos.

**ABSTRACT - INORGANIC NUTRIENT RELEASE DURING THE DECOMPOSITION PROCESS OF *Ludwigia natans* (DICOTYLEDONEAE: ONAGRACEAE) AND *Salvinia auriculata* (PTERIDOPHYTA: SALVINIACEAE)**

Release of inorganic compounds during decomposition of *Ludwigia natans* (Ell.) and *Salvinia auriculata* (Aubl.) was observed in the laboratory under different conditions of aeration, during a 93-day period. Water temperature varied from 26.5 to 30.5°C, not enough to be considered an important factor for the observed differences of nutrient release in the two aquatic macrophytes. However, this high water temperature probably contributed to the high decomposition rates obtained. The release of orthophosphates, nitrates, nitrites, ammonia and sulphates to the water column was intensive, up to 2813.87  $\mu\text{gPO}_4^{3-}\text{-P/l}$ , 6362.18  $\mu\text{gNO}_3^{-}\text{-N/l}$ , 813.76  $\mu\text{gNO}_2^{-}\text{-N/l}$ , 6595.74  $\mu\text{gNH}_4^{+}\text{-N/l}$  and 45.98  $\text{mgSO}_4^{2-}\text{/l}$  for *L. natans* and 61.07  $\mu\text{gPO}_4^{3-}\text{-P/l}$ , 1140.64  $\mu\text{gNO}_2^{-}\text{-N/l}$ , 3297.87  $\mu\text{gNH}_4^{+}\text{-N/l}$ , and 8.54  $\text{mgSO}_4^{2-}\text{/l}$  for *S. auriculata*. The aeration process highly influenced ( $P \leq 0.01$ ) the decomposition of *L. natans*. The total contribution of *L. natans* of to nutrient cycling and eutrophication in the reservoir is about 20 to 60 times that of *S. auriculata* for orthophosphates, and 2 to 6 times for sulphates.

## INTRODUÇÃO

A presença de plantas aquáticas em lagos e represas apresenta dois aspectos principais que devem ser considerados. O primeiro diz respeito ao importante papel que essas plantas desempenham no metabolismo de todo ecossistema, na medida em que acumulam nutrientes em sua biomassa, por suas elevadas taxas de produtividade primária e conseqüentemente por seu papel fundamental na ciclagem de matéria e fluxo de energia (BASTARDO, 1979; CAMARGO et alii, 1983; ESTEVES & BARBIERI, 1983; HELBING et alii, 1986; TUNDISI et alii, 1986). Além disso, as plantas aquáticas são importantes na formação de detritos orgânicos, constituindo a maior fonte de energia para os animais detritívoros. Podem ser ainda responsáveis por cerca de 60% da fixação de carbono do lago, e as maiores contribuidoras desse elemento para a camada superficial do sedimento (GAZARINI, 1984). A liberação de nutrientes orgânicos para o meio aumenta a produtividade das comunidades epifíticas e pode influenciar significativamente na taxa de produção secundária na zona pelágica (WETZEL & MANNY, 1970 e 1971, apud GAZARINI, 1984).

O segundo aspecto a considerar, são os inconvenientes dessas plantas para o próprio ecossistema aquático, bem como para a qualidade da água destinada ao consumo humano. A grande quantidade de biomassa produzida pelas plantas aquáticas que termina por depositar-se no fundo do lago, entra em processo de decomposição, promove demanda de oxigênio, originando sub-produtos que causam sabor, odor e cor nas águas de abastecimento. Por outro lado, liberam nutrientes inorgânicos para a coluna d'água, podendo acelerar o processo de eutrofização de ecossistemas lacustres. Como conseqüência pode-se ter um desenvolvimento muito intenso de algas, dificultando a penetração de luz, e conseqüentemente, reduzindo a zona eufótica. O oxigênio que

é produzido, em larga escala, na camada superficial, escapa na sua quase totalidade para a atmosfera, e pode dificultar a respiração de peixes e das próprias algas, especialmente durante a noite, quando as condições podem tornar-se anaeróbias (BRANCO, 1978).

Além do prejuízo ecológico descrito, decorrente da superpopulação, há também prejuízos para a utilização da água em sistemas de abastecimento. Muitas dessas algas são nocivas à qualidade da água, seja por alterações de caráter físico-químico, como pH, sabor, odor e outras qualidades estéticas, seja por prejudicarem o funcionamento das instalações de tratamento, seja por liberarem substâncias tóxicas.

O presente trabalho teve como objetivo verificar a importância da decomposição de *Ludwigia natans* (Ell.) e *Salvinia auriculata* (Aubl.) na liberação de nutrientes inorgânicos para a coluna d'água, pois estas duas espécies de macrófitas aquáticas são bastante comuns nos açudes da região do semi-árido nordestino.

*L. natans*, uma Dicotyledoneae da Família Onagraceae, apresenta-se como flutuante. A espécie apresenta pequenas estruturas infladas de cor branca (raízes) que funcionam como órgãos respiratórios e auxiliam na flutuação da planta (JOLY, 1976).

*S. auriculata*, uma Pteridophyta da Família Salviniaceae é também flutuante, constituída de três lobos, dos quais dois são aéreos, funcionando como aparelhos flutuadores e um submerso que é finamente dividido e se assemelha a raízes (JOLY, 1976).

## MATERIAL E MÉTODOS

Os indivíduos de *L. natans* e *S. auriculata* utilizados nos experimentos, foram submetidos a uma lavagem prévia para retirada do material aderido.

Para o estudo da decomposição de *L. natans*, foram utilizados dois garrafões de vidro de 25 litros de capacidade, contendo, cada um, 500 g de peso úmido da planta, mais 18 litros de água do local de coleta. Em um dos garrafões foi instalado um aerador de aquário para que a decomposição ocorresse em meio aerado. Os frascos foram hermeticamente fechados evitando o contato direto com o ar e envolvidos em papel alumínio para evitar o crescimento de algas.

O mesmo procedimento anterior foi utilizado para o estudo da decomposição de *S. auriculata*, objetivando comparar os resultados.

Periodicamente, durante 93 dias, foi feita uma coleta de 300 ml de água de cada garrafão para determinações de: temperatura, pH, condutividade elétrica, amônia, nitrito, nitrato, ortofosfato e sulfato. As medidas de temperatura foram feitas com um termômetro de mercúrio comum, o pH foi determinado com um pHmetro Digimed, modelo DMPH/P e a condutividade através de um condutivímetro Hidrocean modelo Antar S/0,1. As concentrações de amônia, nitrito, nitrato e ortofosfato foram determinadas segundo as técnicas descritas em MACKERETH et alii (1978) e as de sulfato de acordo com GOLTERMAN et alii (1978), após filtração das amostras, através de filtro de Acetato de Celulose SARTORIUS, de 0,45 µm de abertura de poro.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A temperatura da água contendo *L. natans* e *S. auriculata* em decomposição variou entre 26,5 e 30,5°C. Não foram observadas variações superiores a 1,0°C entre o tratamento com aeração e sem aeração (Fig. 1). De acordo com estes resultados, a temperatura não pode ser considerada um fator importante na diferenciação da velocidade de decomposição, observada entre as duas plantas

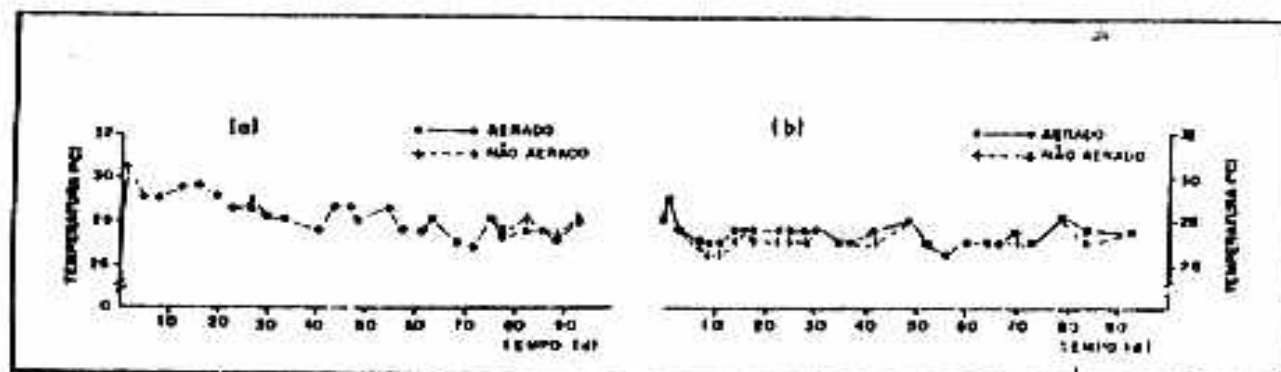


Figura-1: Variação de temperatura da água durante o processo de decomposição de *Ludwigia natans* (a) e *Salvinia auriculata* (b), em meio aerado e não aerado.

estudadas. Entretanto, os valores relativamente elevados obtidos durante os experimentos, podem ter influenciado o processo de decomposição, independente da espécie de planta, ou seja, as elevadas temperaturas podem ter contribuído para as altas taxas de liberação de nutrientes. De acordo com ESTEVES & CAMARGO (1986), a temperatura é um dos fatores principais na determinação da velocidade de decomposição da biomassa. Dentro de uma certa faixa de temperatura, observa-se uma relação direta entre esta variável e a velocidade de decomposição do detrito de plantas aquáticas e, conseqüentemente, a liberação de íons para a coluna d'água.

HOWARD-WILLIAMS & DAVIES (1979) observaram que durante o processo de decomposição, um aumento de temperatura de  $10,0^{\circ}\text{C}$  causa duplicação da atividade metabólica das bactérias. Isto justifica as altas taxas de decomposição em regiões tropicais, em comparação com as baixas taxas observadas em regiões temperadas (HELBING et alii, 1986). Por outro lado, SOLSKI (1962) não encontrou nenhuma influência de temperatura na faixa de 0 a  $25,0^{\circ}\text{C}$ , no processo de liberação de fósforo e cálcio em *Typha latifolia*.

Os valores de pH medidos durante o experimento com

*L. natans* e *S. auriculata* podem ser observados através da Fig. 2. Uma análise mais detalhada destes resultados evidencia os seguintes aspectos:

a) O processo de aeração durante a decomposição de *L. natans* manteve os valores de pH mais altos, de maneira que a diferença entre os dois tratamentos (aerado e não aerado) permaneceu relativamente constante e da ordem de 1,34. Para *S. auriculata* a aeração das amostras não provocou modificações acentuadas nos valores de pH.

b) A decomposição de *S. auriculata* ocorreu em meio ligeiramente mais ácido (pH médio de 5,93 no sistema aerado e 5,87 no sistema não aerado) do que *L. natans* (pH médio de 7,87 e 6,53, para os sistemas aerado e não aerado, respectivamente).

c) O pH inicial de 7,38 nos garrafrões contendo *L. natans*, diminuiu para 7,04 após 1 dia de experimento com aeração e para 5,61 após 8 dias de experimento, sem aeração. Após essa queda inicial, os valores aumentaram gradativamente até o final do experimento para 8,10 (aerado) e 6,70 (sem aeração). Para *S. auriculata* os valores de pH sofreram variações diárias mais acentuadas, porém sem um padrão muito bem definido durante o período analisado. Os resultados para os dois tratamentos ficaram

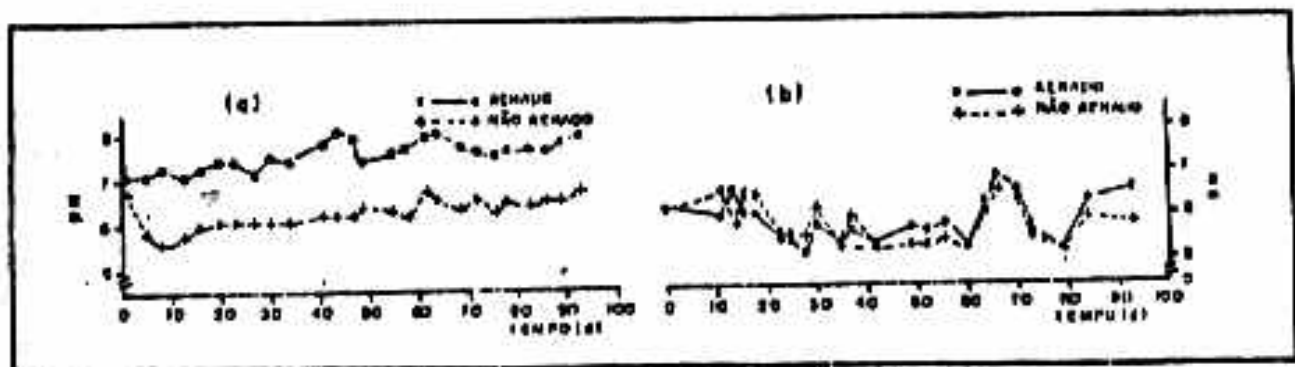


Figura-2: Variação de pH durante o processo de decomposição de *Lyngbyella natans* (a) e *Selvinia auriculata* (b), em meio aerado e não aerado.

compreendidos entre 5,21 e 6,80. HELBING et alii (1986) verificaram que na fase inicial de decomposição de *Nymphoides indica*, o valor de pH inicial de 7,0, diminuiu até 5,5 após 4 dias de experimento, provavelmente devido à liberação de ácidos orgânicos. No período seguinte houve um aumento gradativo dos valores até próximo de 7,0.

CAMARGO et alii (1983) observaram também uma elevação de pH de 5,2 para 7,0 e 6,0 durante a decomposição de *Pontederia cordata* e *Nymphoides indica*, respectivamente, que foi relacionada com a liberação de íons à partir da biomassa das macrófitas aquáticas em decomposição.

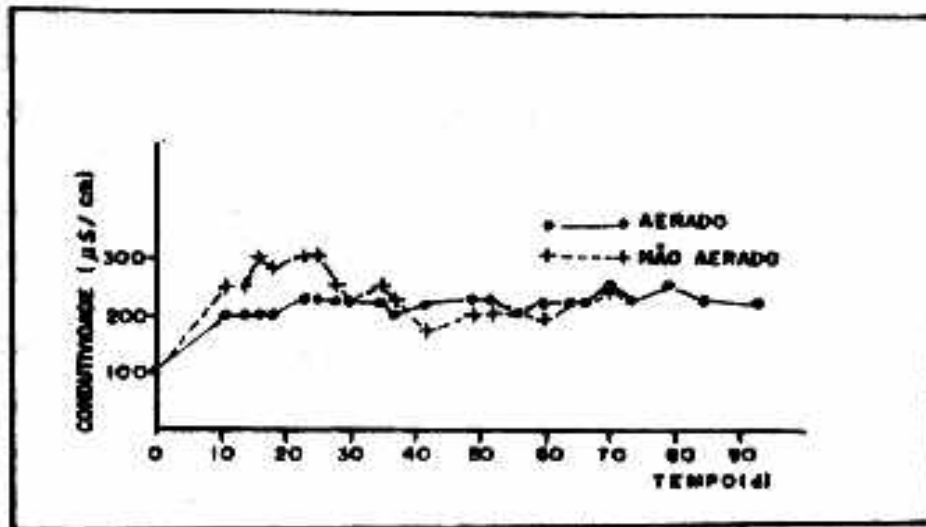
De acordo com ESTEVES (1988) o pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo que uma das mais difíceis de se interpretar. Esta complexidade na interpretação das variações de pH deve-se ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. Os organismos heterotróficos (bactérias e animais aquáticos) interferem sobre o pH do meio, via de regra, abaixando-o. Isto ocorre porque intensos processos de decomposição e respiração têm como consequência a liberação de  $\text{CO}_2$  e consequentemente a formação de ácido carbônico e íons hidrogênio.

Na Fig. 3 estão representados os valores de condutividade elétrica da água contendo *S. auriculata* em decomposição, em meio aerado e não aerado. A condutividade inicial de 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  aumentou nos dois garrafões, atingindo um máximo de 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  no sistema não aerado e 250  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , no sistema aerado.

Durante os primeiros 25 dias do experimento a condutividade elétrica foi superior no sistema não aerado, entretanto, a partir do trigésimo dia, os valores mantiveram-se bastante semelhantes nos dois tratamentos. Neste segundo período, a amplitude máxima de variação entre os tratamentos foi de 50  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , observada no quadragésimo segundo dia do experimento.

Na Tab. 1 estão representados os valores de





**Figura-3:** Valores de condutividade elétrica da água obtidos durante o processo de decomposição de Salvinia auriculata, em meio aerado e não aerado.

condutividade elétrica, obtidos durante os 16 primeiros dias de decomposição de *L. natans*. Semelhante ao observado em *S. auriculata*, os valores de condutividade elétrica, no início, foram superiores no sistema não aerado, quando comparado com o sistema aerado, apesar dos resultados terem sido de 4 a 5 vezes mais elevados.

**Tabela 1 -** Valores de condutividade elétrica da água (µS/cm), contendo *L. natans* em 16 dias de decomposição.

Tratamento	Dias de experimento					
	0	1	5	8	13	16
Aerado	850	625	800	825	825	800
Não Aerado	850	775	1000	1050	1125	1050

HELBING et alii (1986) e CAMARGO et alii (1983) também observaram um considerável aumento de condutividade

durante a decomposição de *Nymphoides indica* e *Pontederia cordata*, respectivamente. Segundo HELBING et alii (1986) o valor inicial de 50  $\mu\text{S/cm}$  aumentou para 218  $\mu\text{S/cm}$  após 2 dias de experimento e CAMARGO et alii (1983) observaram que a condutividade inicial de 11,5  $\mu\text{S/cm}$ , passou para 555  $\mu\text{S/cm}$  após 21 dias de experimento.

Para *L. natans* o valor inicial de 850  $\mu\text{S/cm}$  aumentou para 1.125  $\mu\text{S/cm}$  após 13 dias de experimento, em meio não aerado.

Estes resultados podem ser considerados extremamente elevados, quando comparados com outros ambientes. Entretanto, são compatíveis com o tipo de solo salino onde os açudes são construídos. O aumento da condutividade elétrica da água dos açudes nordestinos está relacionado principalmente com o solo e com a alta taxa de evaporação da água.

Os valores obtidos para as concentrações de amônia e nitritos indicam contribuições bastante elevadas destes íons para a coluna d'água, através do processo de decomposição. Isto explica também o aumento de condutividade elétrica da água durante o experimento. Um máximo de 9.574,47  $\mu\text{gNH}_4^+-\text{N/l}$  no sistema não aerado e 5.425,53  $\mu\text{gNH}_4^+-\text{N/l}$  no sistema aerado foi liberado durante a decomposição de *L. natans*. Para *S. auriculata* o valor máximo foi de 3.297,87  $\mu\text{gNH}_4^+-\text{N/l}$  e 8.138,30  $\mu\text{gNH}_4^+-\text{N/l}$ , nos experimentos não aerado e aerado, respectivamente (Fig. 4).

Com relação aos nitritos, os valores máximos para *L. natans* foram de 813,76  $\mu\text{gNO}_2^--\text{N/l}$  (aerado) e 40,02  $\mu\text{gNO}_2^--\text{N/l}$  (não aerado), enquanto que para *S. auriculata* os valores máximos foram de 1.140,64  $\mu\text{gNO}_2^--\text{N/l}$  (aerado) e 142,58  $\mu\text{gNO}_2^--\text{N/l}$  (não aerado).

Uma análise mais detalhada destes resultados (Fig. 4 e 5) indica que o processo de decomposição, tanto de *L. natans* quanto de *S. auriculata*, se desenvolve em duas fases distintas. A primeira fase, correspondente aos primeiros 15 dias de experimento, é caracterizada por um processo mais

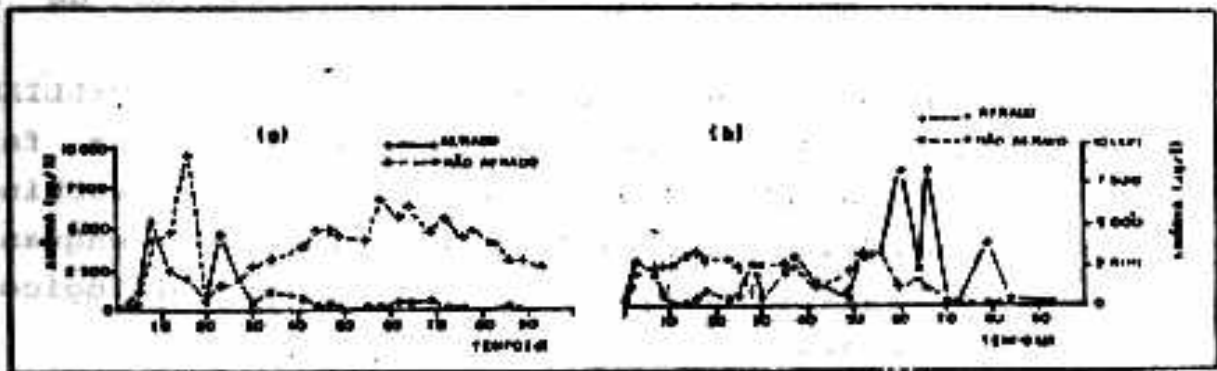


Figura-4: Variação da concentração de amônia durante o processo de de composição de Ludwigia natans (a) e Salvinia auriculata (b) em meio aerado e não aerado.

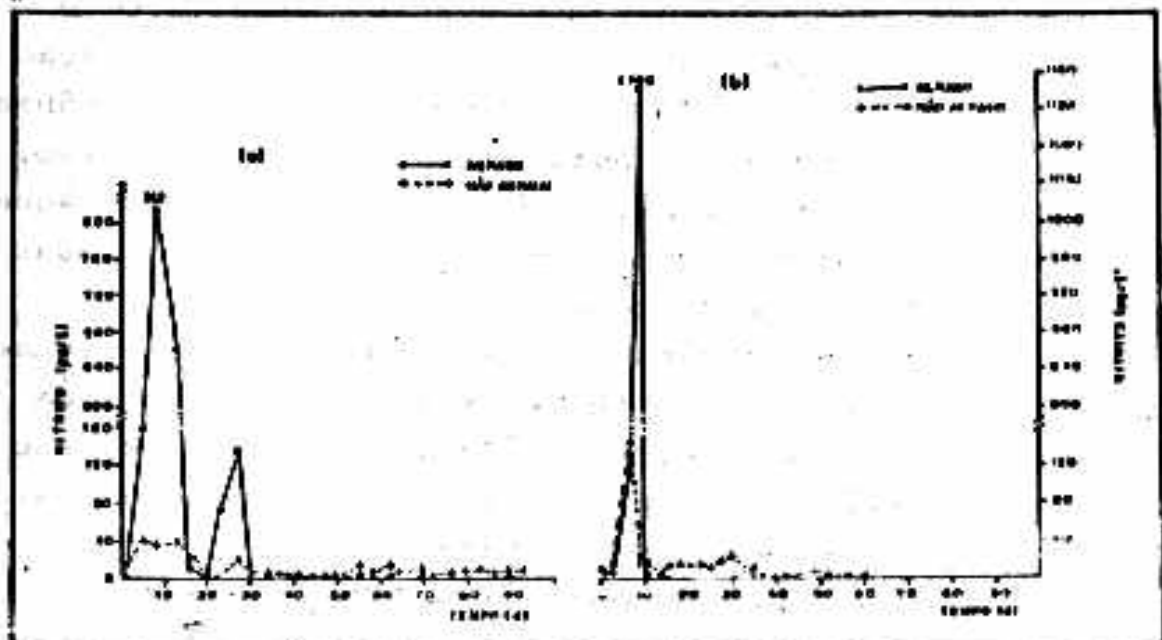


Figura-5: Variação da concentração de nitrito durante o processo de de composição de Ludwigia natans (a) e Salvinia auriculata (b), em meio aerado e não aerado.

rápido de decomposição. Na segunda fase, referente ao período seguinte, a taxa de decomposição é mais lenta. Este padrão geral, no entanto, não foi evidente para as concentrações de amônia, durante a decomposição de *S. auriculata*.

Segundo MANN (1972), OLÁH (1972), HOWARD-WILLIAMS & HOWARD-WILLIAMS (1978) e HELBING et alii (1986), na fase inicial rápida, predominam os processos físicos ("leaching" dos compostos orgânicos e inorgânicos solúveis), enquanto que na segunda fase predominam os processos biológicos, através de microrganismos.

As medidas das concentrações de nitratos só foram efetuadas no experimento com *L. natans*, o que impossibilita uma análise comparativa com *S. auriculata*. Entretanto, os resultados mostram a importância desta espécie como fonte de nitrogênio para a coluna d'água. Um máximo de 6.362,18  $\mu\text{gNO}_3^- \text{-N/l}$  foi liberado durante o processo de decomposição em meio aerado, enquanto que no sistema não aerado este valor atingiu 1.507,44  $\mu\text{gNO}_3^- \text{-N/l}$ . O processo de aeração das amostras favoreceu a oxidação, principalmente de amônia e nitritos, para formação de nitratos. Por este motivo, no sistema aerado, os valores foram sempre superiores àqueles observados no sistema não aerado (Fig. 6), apesar da diminuição exponencial da concentração.

Em geral os açudes nordestinos são relativamente rasos e sofrem ação constante do vento, o que provoca uma homogeneização de toda coluna d'água. Este processo de aeração pelo vento, é de extrema importância para a ciclagem de nutrientes nestes ambientes.

Análises periódicas das concentrações de ortofosfatos dissolvidos na água, mostram um padrão de variação temporal bastante distinto entre a decomposição de *L. natans* e *S. auriculata*. De acordo com a Fig. 7 pode-se observar os seguintes aspectos:

a) *L. natans* apresentou, durante os primeiros 20 dias, uma liberação crescente de ortofosfato para a coluna

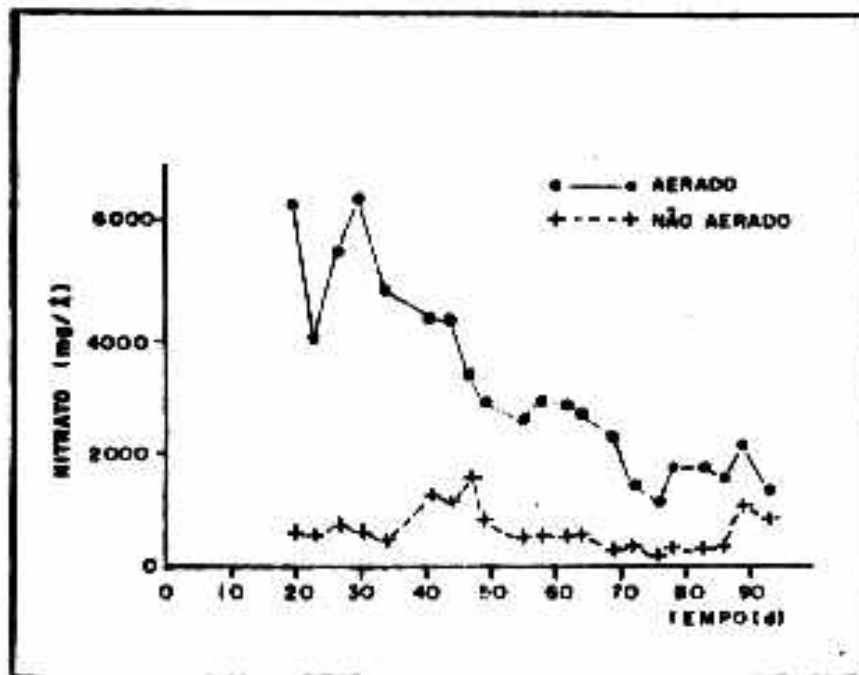


Figura-6: Variação da concentração de nitrato durante a decomposição de Ludwigia natans, em meio aerado e não aerado.

d'água. No período seguinte as concentrações permaneceram altas e relativamente constantes até o final do experimento.

*S. auriculata* apresentou uma curva do tipo sigmóide, com baixas concentrações até aproximadamente o 25º dia, aumentando exponencialmente a partir desse período.

b) Apesar do padrão de variação temporal bastante semelhante entre a decomposição de *L. natans* sob condição aerada e não aerada, os resultados foram significativamente ( $P < 0,01$ ) maiores no sistema não aerado, cujos valores ficaram compreendidos entre 11,73 e 2.813,87  $\mu\text{gPO}_4^{3-}\text{-P/l}$ . No sistema aerado os resultados variaram entre 11,73 e 1.145,60  $\mu\text{gPO}_4^{3-}\text{-P/l}$ . Para *S. auriculata* a diferença entre o sistema aerado e não aerado não foi significativa a nível de 99%. Na decomposição aerada os resultados variaram entre zero e 61,07  $\mu\text{gPO}_4^{3-}\text{-P/l}$  e na decomposição sem aeração, entre zero e 53,00  $\mu\text{gPO}_4^{3-}\text{-P/l}$ .

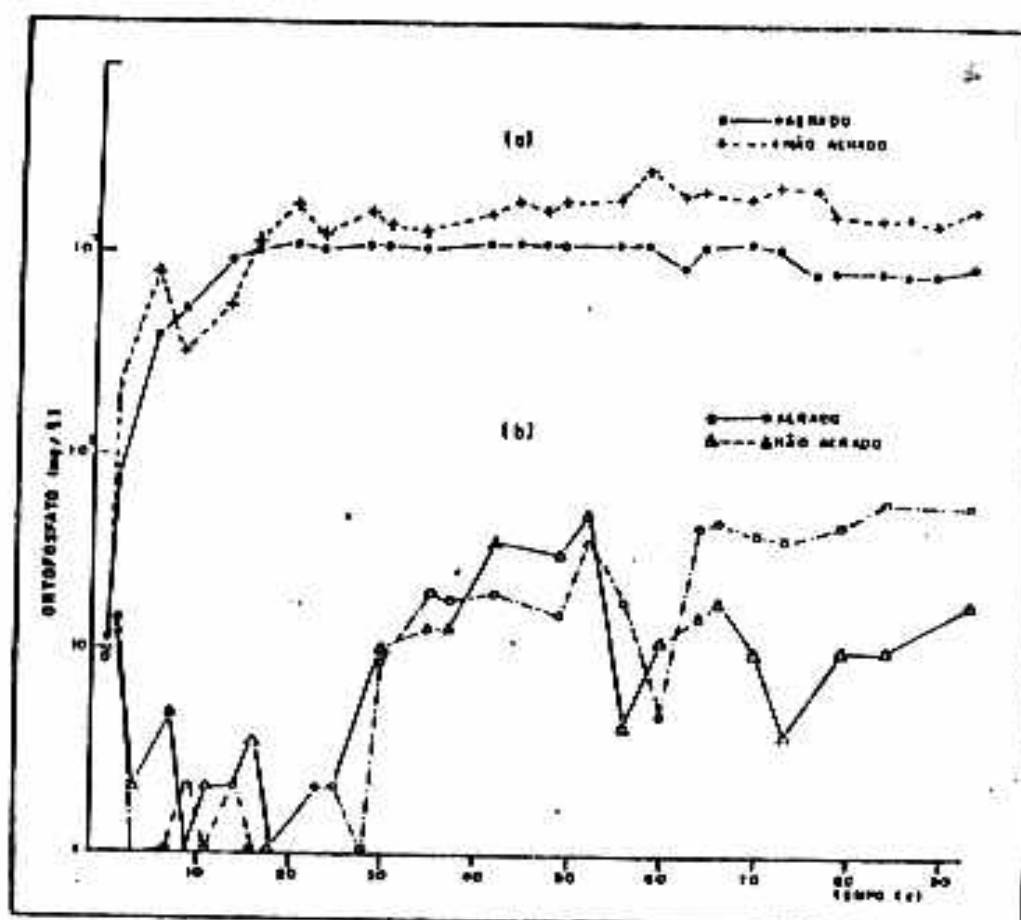


Figura-7: Variação da concentração de ortofosfato durante o processo de decomposição de *Ludwigia natans* (a) e *Salvinia auriculata* (b), em meio aerado e não aerado.

c) A contribuição de ortofosfatos para a coluna d'água através da decomposição de *L. natans* foi superior àquela de *S. auriculata*, cerca de 20 a 60 vezes.

d) A liberação de ortofosfatos para a coluna d'água através da decomposição de *L. natans* não sofreu flutuações muito intensas durante o período analisado.

O processo de decomposição de *S. auriculata* foi acompanhado de fortes oscilações nas concentrações de ortofosfatos, tanto no sistema aerado como no sistema não aerado.

Na Fig. 8 estão apresentadas as variações de

sulfatos obtidas para *L. natans* e *S. auriculata* durante o processo de decomposição, com aeração e sem aeração. A liberação de sulfatos para a coluna d'água foi mais intensa através da decomposição de *L. natans* do que de *S. auriculata*. O valor médio obtido para o experimento aerado foi de  $22,59 \text{ mgSO}_4^{2-}/\text{l}$ , para *L. natans* e  $4,48 \text{ mgSO}_4^{2-}/\text{l}$  para *S. auriculata*, enquanto que para o experimento não aerado foi de  $7,64$  e  $5,28 \text{ mgSO}_4^{2-}/\text{l}$ , para as duas espécies, respectivamente.

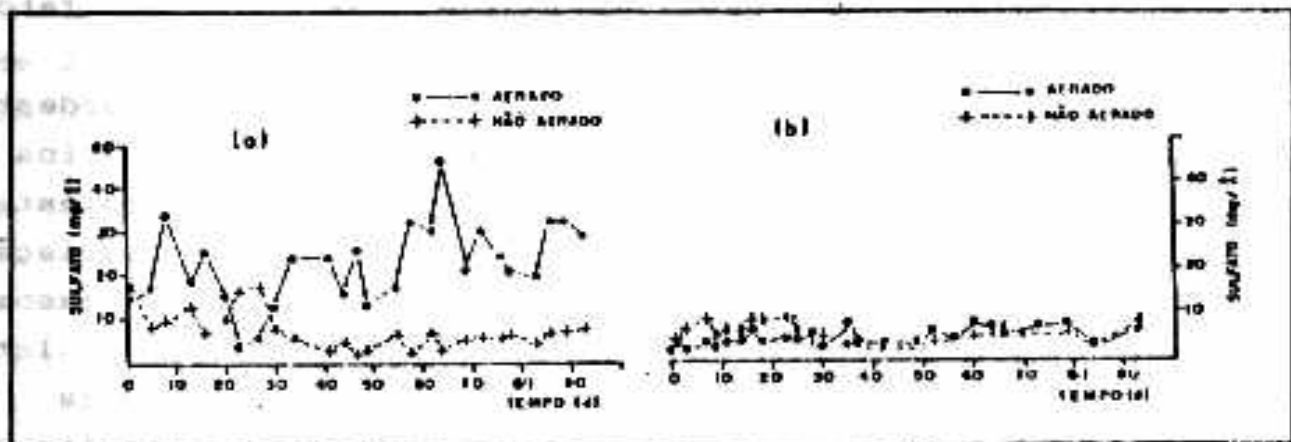


Figura-8: Variação da concentração de sulfato durante o processo de decomposição de *Ludwigia natans* (a) e *Solvinia auriculata* (b), em sistema aerado e não aerado.

De acordo com estes resultados pode-se observar que para *L. natans* o processo de aeração da amostra influencia significativamente ( $P \leq 0,01$ ) na liberação de sulfatos. Este fato, no entanto, não é muito evidente para *S. auriculata*, cujos resultados variaram entre  $1,99$  e  $7,76 \text{ mgSO}_4^{2-}/\text{l}$  no sistema aerado e entre  $1,99$  e  $8,54 \text{ mgSO}_4^{2-}/\text{l}$ , no sistema não aerado. Para *L. natans*, os resultados ficaram compreendidos entre  $3,92$  e  $45,98 \text{ mgSO}_4^{2-}/\text{l}$ , no sistema aerado e entre  $1,98$  e  $16,87 \text{ mgSO}_4^{2-}/\text{l}$  no sistema não aerado. Estes resultados evidenciam, portanto, que a liberação de sulfatos para a coluna d'água é maior através da decomposição de *L. natans* do que de *S. auriculata*.

Segundo ESTEVES (1988) a distribuição de sulfatos

e gás sulfídrico é fortemente influenciada pela concentração de oxigênio no meio. Em condição aeróbia, a forma predominante de enxofre é a oxidada (sulfato), enquanto que em meio anóxico, além dos sulfatos, pode também ocorrer gás sulfídrico.

Valores elevados de sulfatos, semelhantes àqueles obtidos no experimento aerado contendo *L. natans*, também podem ser encontrados em ecossistemas lacustres brasileiros sujeitos à contaminação antropogênica.

A contribuição de nutrientes através da decomposição de macrófitas aquáticas é portanto, um fator muito importante para a dinâmica dos ecossistemas.

A maioria dos açudes e represas da região nordeste do Brasil são alimentados por rios perenes ou temporários e mais freqüentemente pela água das chuvas. Estes ambientes aquáticos estão sujeitos dessa maneira, à intensa variação no nível da água, durante o ano, chegando, em vários casos, a secar completamente no período de seca prolongada. Isto faz com que os organismos adquiram resistência à dessecação, ou produzam adaptações para suportar a falta de água, tais como produção de ovos de resistência e produção de sementes ou esporos resistentes às altas temperaturas e falta de umidade.

As macrófitas aquáticas comuns na região litoral dessas represas, são os primeiros organismos a sentirem a diminuição do nível das águas. A morte e decomposição dessa vegetação, libera para o solo grandes concentrações de nutrientes. Com o início do período das chuvas, esses nutrientes são carregados para dentro dos lagos, atuando no metabolismo desses ecossistemas.

Através dos resultados obtidos durante este estudo, fica evidenciada a importância das macrófitas aquáticas na liberação de nutrientes para a água e as seguintes conclusões decorrem desta pesquisa:

a- A temperatura não foi um fator importante na diferenciação das taxas de decomposição de *L. natans* (1,77



g/d - aerado e 1,95 g/d - não aerado) e *S. auriculata* (2,06 g/d - aerado e 1,94 g/d - não aerado).

b- O processo de aeração da amostra influenciou de maneira significativa ( $P \leq 0,01$ ), nos valores de pH e na liberação de ortofosfatos, sulfatos, nitratos, nitritos e amônia, durante a decomposição de *L. natans*.

c- A liberação de ortofosfato para a coluna d'água através da decomposição de *L. natans* é de 20 a 60 vezes mais intensa do que através da decomposição de *S. auriculata*.

d- A liberação de sulfatos para a coluna d'água é de 2 a 6 vezes maior através da decomposição de *L. natans* do que de *S. auriculata*.

e- O processo de decomposição de *L. natans* e *S. auriculata* é uma fonte importante de compostos inorgânicos nitrogenados para a coluna d'água.

f- A contribuição de *L. natans* para a ciclagem de nutrientes e eutrofização das águas é maior do que de *S. auriculata*.

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BASTARDO, H. Laboratory studies on decomposition of littoral plants. Pol. Arch. Hydrobiol., 26: 267-69, 1979.

BRANCO, S.M. Hidrobiologia aplicada a engenharia sanitária. 2. ed. São Paulo, CETESB, 1978. 620 p.

CAMARGO, A.F.M.; ISHII, I.H.; ESTEVES, F.A. Liberação de componentes inorgânicos para a coluna d'água durante o processo de decomposição de duas espécies de macrófitas tropicais. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 3, São Carlos, UFSCar. Anais... São Carlos: 87-99, 1983.

ESTEVES, F.A. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro,

Interciência/FINEP, 1988. 575 p.

ESTEVEES, F.A. & BARBIERI, R. Dry weight and chemical changes during decomposition of tropical macrophytes in Lobo Reservoir São Paulo, Brazil. Aquat. Bot., 16: 285-95, 1983.

ESTEVEES, F.A. & CAMARGO, A.F.M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. Acta Limnol. Bras., 1: 273-98, 1986.

GAZARINI, L.C. Alguns aspectos ecológicos da macrófita aquática *Mayaca fluviatilis* Aublet, 1775, na Represa do Lobo (Brotas-Itirapina, SP). São Carlos, UFSCar, 1984. 303 p. (Dissertação).

GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHMSTAD, M.A.M. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. 2. ed. Oxford, IBP, 1978. 213 p. (Handbook, 8).

HELBING, V.W.; ESTEVES, F.A.; TILZER, M.M.; STABEL, H.H. Influência dos produtos de decomposição da macrófita aquática *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze, na composição química da água da represa do Lobo (Broa). São Paulo, Acta Limnol. Bras., 1: 611-37, 1986.

HOWARD-WILLIAMS, C. & DAVIES, B.R. The rates of dry matter and nutrient loss from decomposing *Potamogeton pectinatus* in a brackish south-temperate coastal lake. Freshwater Biol., 9: 13-21, 1979.

HOWARD-WILLIAMS, C. & HOWARD-WILLIAMS, W. Nutrient leaching from swamp vegetation of lake Chilwa, a shallow African. Aquat. Bot., 4: 257-67, 1978.

JOLY, A.B. Botânica: introdução à taxonomia vegetal. 3. ed.

São Paulo, Nacional, 1976. 777 p.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.F. Water analysis: some revised methods for limnologists. Keudal, Fresh. Biol. Association, 1978. 120 p. (Scientific Publications, 36).

MANN, K.H. Ecological energetics of the sea-weed zone in a marine bay on the Atlantic coast of Canada. II. Productivity of the seaweeds. Mar. Biol., 14: 199-220, 1972.

OLÁH, J. Leaching, colonization and stabilization during detritus formation. Mem. Inst. Ital. Idrobiol., 29: 105-27, 1972.

SOLSKI, A. Mineralization of the aquatic vegetation. I. Liberation of phosphorus and potassium salts by leaching. Arch. Hidrobiol., 10: 167-96, 1962.

TUNDISI, T.M.; HINO, K.; ROCHA, O. Características limnológicas da lagoa de Taquaral (Campinas, SP), um ambiente hipereutrófico. Ci. e Cult., 38(3): 420-25, 1983.

#### AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Sub-unidade de execução do PDCT/NE - Paraíba - SUEP, o apoio para a realização deste trabalho. Esta pesquisa faz parte do PDCT/NE com apoio do BID/CNPq.

**ENDEREÇO DOS AUTORES**

GADELHA, L.M. e TAKAKO, W.  
Universidade Federal da Paraíba  
CCEN - Departamento de Sistemática e Ecologia  
58000 João Pessoa - PB

PASSERAT-DE-SILANS, A.M.  
Universidade Federal da Paraíba  
CT - Departamento de Construção Civil  
58000 João Pessoa - PB