

CONSUMO DE OXIGÊNIO NA MINERALIZAÇÃO DE FOLHAS, GALHOS, CASCAS E SERAPILHEIRA.

ANTONIO¹, R.M., BITAR¹, A.L. & BIANCHINI, Jr.^{1,2}, I.

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais; ²Departamento de Hidrobiologia. Universidade Federal de São Carlos - Via Washington Luiz, km 235 São Carlos (SP). CEP: 13565-905. e-mail: irineu@power.ufscar.br

RESUMO: Consumo de oxigênio na mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira. Este estudo visa discutir aspectos do consumo de oxigênio, relativos a mineralização de folhas, galhos, cascas e serapilheira. Faz parte do Plano de Controle Ambiental da Usina Hidrelétrica Tijuco Alto. Os recursos utilizados foram colctados na área a ser afetada na formação do reservatório. Coletou-se, no rio Ribeira de Iguape (24° 39' S e 49° 02' W; município de Ribeira, SP), 20L de água. Para cada tipo de recurso foram preparadas garrafas com MOP (amostra composta) e água do rio. Os frascos foram aerados e permaneceram em temperatura ambiente. Durante 56 dias determinaram-se as concentrações de oxigênio dissolvido, a temperatura e a condutividade elétrica (CE). Observaram-se incrementos nos valores de CE e nos de consumos de oxigênio. Os maiores consumos ocorreram nas garrafas com folhas e serapilheira. Os maiores coeficientes de desoxigenação ocorreram nas garrafas com galhos (0,53 dia⁻¹) e cascas (0,36 dia⁻¹). Os coeficientes de oxidação das folhas e da serapilheira foram, respectivamente, 0,11 e 0,12 dia⁻¹. Em termos de alteração da qualidade da água, as folhas e a serapilheira se constituíram nos recursos mais críticos, cabendo aos galhos e cascas efeitos menos expressivos. Em 56 dias estimou-se que foram mineralizados: 12,5% de carbono das folhas, 2,8% de carbono dos galhos, 3,6% de carbono das cascas e 9,8% do presente na serapilheira.

Palavras-chave: consumo de oxigênio, ambiente aquático, decomposição, mineralização, folhas, galhos, cascas, serapilheira, MOP, MOD, detritos.

ABSTRACT: Oxygen uptake from the mineralization of leaves, branches and litter. This study is a part of the Environmental Control Plan of Tijuco Alto Hydroelectric Power Plant, and it aims to discuss aspects related to the oxygen uptake of vegetables structures usually drowned during the formation of the man-made reservoirs. The resources (leaves, branches, barks and litter) were collected from the area that will be affected by the future man-

made reservoir. The water sample was taken from the Ribeira de Iguape river. At the lab., for each resource 2 bottles were assembled; at each sample time the dissolved oxygen, the temperature and the electric conductivity (EC) were measured. From this procedure it was possible to notice the temporal increase of the EC and oxygen. The highest uptake were registered in the bottles with leaves and litter. The highest deoxygenating rates were found in the sample bottles with branches (0.53 day^{-1}) and barks (0.53 day^{-1}). For the leaves and litter mineralization the deoxygenating rates were 0.11 and 0.12 day^{-1} , respectively. In carbon basis, the mineralization yield in 56 days were: 12.5, 2.8, 3.6 and 9.8% for the leaves, branches, barks and litter, respectively.

Key-words: oxygen uptake, aquatic environment, decomposition, mineralization, leaves, branches, barks, litter, POM, DOM, detritus.

INTRODUÇÃO

Em virtude do afogamento da cobertura vegetal e conseqüente degradação destes recursos, durante a formação dos reservatórios é freqüente ocorrer alterações na qualidade da água, tais como o desenvolvimento da eutrofização e de anaerobiose. Em geral, as alterações comprometem a instalação e/ou a sobrevivência de várias espécies e limitam o potencial de utilização das águas. Basicamente, tais alterações decorrem dos processos envolvidos com a decomposição: a lixiviação, a fragmentação e o catabolismo. Através da lixiviação ocorre a remoção dos compostos solúveis dos detritos. Na fragmentação realiza-se a redução do tamanho original do recurso. Em geral, relaciona-se com as atividades de alimentação dos decompositores. Quando independe da atividade de digestão, a diminuição dos tamanhos das partículas se processa sem mudanças na composição química (Swift et al. 1979), nesse caso, decorre de fatores tais como a turbulência e intempéries climáticas (Lush & Hynes, 1973). Por meio de uma reação específica ou uma cadeia de reações, no catabolismo são realizadas as transformações de compostos orgânicos complexos a moléculas pequenas e simples (Swift et al. 1979). Os produtos formados podem ser orgânicos ou inorgânicos, alguns são resintetizados e incorporados às estruturas dos decompositores. Outros são incorporados e/ou convertidos na classe dos compostos orgânicos não celulares, tais como as substâncias húmicas (Wetzel, 1983; 1990; Thurman, 1985; Moran & Hodson, 1994).

Diante da importância dos processos de mineralização para o entendimento do balanço de oxigênio dissolvido (OD) e dos ciclos biogeoquímicos dos ecossistemas aquáticos, vários métodos têm sido propostos para descrever a dinâmica desse processo. Dentre os vários procedimentos, o método de acompanhamento do consumo de OD é um dos mais difundidos, pois os testes de DBO utilizam-se desse princípio. Em busca da simplificação e da comparação das respostas, padronizaram-se, nestes testes, as condições de preparo das amostras, a temperatura e o tempo, de modo que os resultados expressem, da forma mais objetiva possível, a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica facilmente degradável de uma determinada amostra. Por outro lado, as taxas de utilização de oxigênio podem refletir, também, o efeito de vários fatores condicionantes do processo de mineralização. Experimen-

tos elaborados à semelhança dos testes de DBO têm sido propostos no sentido de descrever o efeito de vários fatores bióticos e abióticos envolvidos nos processos de ciclagem de matéria orgânica dos sistemas aquáticos (Jewell, 1971; Antonio, 1996; Bianchini Jr. et al., 1997; Lemos & Bianchini Jr., 1998).

As metodologias que envolvem a estimativa da mineralização através da cinética de decaimento dos teores de OD, muitas vezes, têm como base uma estequiometria entre o desaparecimento do substrato e a formação dos produtos. No caso dos processos de oxidação dos detritos ocorrerem em condições aeróbias, admite-se, por extensão, que tal proporcionalidade seja válida, também, entre o consumo de oxigênio e a formação de produtos tais como o CO₂ (por ex.: Stumm & Morgan, 1981; Chapra & Reckhow, 1983; Jørgensen, 1986). Experimentos de mineralização de vários tipos de recursos (espécies de macrófitas aquáticas, amostras de galhos de arbusto e de compostos húmicos) têm indicado que as cinéticas de consumo de oxigênio podem refletir efeitos qualitativos dos substratos, assim como sugerem estequiometria diferenciada entre os processos (Bitar & Bianchini Jr., submetido). Em termos quantitativos, ensaios de mineralização efetuados com glicose indicam que o incremento da velocidade de mineralização pode também ser devido ao aumento da concentração inicial de substrato, segundo o modelo proposto por Michaelis-Menten, bem como sugerem que a alteração da concentração de substrato pode interferir no rendimento dos processos de imobilização (Bitar & Bianchini Jr., 1994).

Para avaliação dos impactos associados ao afogamento da vegetação a técnica de realização experimentos de decomposição associada aos estudos de simulação matemática tem sido freqüentemente adotada. Neste contexto, este estudo tem por objetivo descrever e comparar as cinéticas dos consumos de OD devido a mineralização, em meio aquático, de folhas, galhos, cascas e serapilheira. Visa, também, subsidiar simulações das alterações de características limnológicas do futuro reservatório da usina hidrelétrica (UHE) Tijuco Alto, frente a densidade de fitomassa. Integra, portanto, o Plano de Controle Ambiental da UHE Tijuco Alto: Programa de Desmatamento da Bacia de Inundação.

MATERIAIS E MÉTODOS

As coletas das amostras de folhas, galhos, cascas e serapilheira foram realizadas (out./95) nas diferentes tipologias vegetais (matas, capoeiras, culturas anuais, culturas perenes e pastagens) da área da bacia do rio Ribeira de Iguape que será inundada quando da formação do reservatório. No que se refere às amostras de galhos, foram constituídas por estruturas que possuíam diâmetros aproximados de 1 cm. Em laboratório procedeu-se a secagem do material em estufa (40-50 °C); em seguida, as amostras de folhas, galhos, cascas e de serapilheira de cada tipologia foram trituradas e homogeneizadas. Para a execução do experimento, as amostras de cada recurso e tipologia foram compostas (misturadas) e o critério utilizado para a realização da mistura considerou a contribuição relativa de cada tipologia vegetal presente na área, de acordo com os seguintes percentuais: 72% pastagens, 16% capoeira, 8% culturas anuais, 3% mata e 1% culturas perenes.

No rio Ribeira de Iguape, em local próximo ao futuro eixo da barragem (24° 39' S/e 49° 02' W; município de Ribeira, SP), foram coletados cerca de 20 litros de água. Adicionou-se,

nesta amostra, pequena quantidade de sedimento do leito do rio, para enriquecer a diversidade de microrganismos presentes e de supri-los de elementos nutrientes até o início do experimento. Durante o transporte e armazenamento da amostra de água, não foram adicionados elementos conservantes e até que fosse montado o experimento, foi mantida no escuro e sob temperatura ambiente.

Para cada tipo de recurso foram preparadas duas garrafas de mineralização contendo, cada uma, 200,0 mg de matéria orgânica particulada (MOP) e 1,0 litro de água do rio, segundo procedimentos sugeridos por Bitar & Bianchini Jr. (1994) e Bianchini Jr. et al. (não publicado). Após as adições dos fragmentos (24/10/95), os frascos foram aerados durante uma hora, para elevar as concentrações de OD próximas à saturação. Preparou-se, também, dois frascos de referência, nos quais somente foram introduzidas amostras de água do rio. Periodicamente, durante 56 dias, os frascos foram mantidos sob temperatura ambiente e foram determinados os teores de OD, as temperaturas e as concentrações de eletrólitos totais. A cada dia de amostragem, após efetuadas as determinações, os frascos foram novamente tampados para evitar a difusão atmosférica de oxigênio. Os processos degradativos anaeróbios foram evitados através da reoxigenação dos frascos, quando os teores de OD aproximaram-se de 2,0 mg/L. As determinações dos teores de OD e das temperaturas dos frascos de mineralização foram efetuadas através de oxímetro. As concentrações de eletrólitos totais foram estimadas com base no cloreto de sódio; a partir da elaboração de uma curva padrão utilizando-se uma solução deste sal e a condutividade elétrica (CE). A CE foi determinada por potenciometria.

RESULTADOS

Através das Figs. 1, 2 e 3 apresentam-se os resultados das variações temporais da CE e dos consumos de oxigênio ocorridos nas garrafas de mineralização. Para o agrupamento dos resultados por tipo de recurso, utilizou-se a média dos valores obtidos em cada frasco. Assinala-se que os valores registrados de consumo de oxigênio (Fig. 3), tiveram descontados o efeito da mineralização da matéria orgânica dissolvida (MOD) da água do rio. Para todos os frascos, é possível observar que no decorrer do tempo houve incrementos dos valores de CE e de consumo de oxigênio (Figs. 1 e 3). Os processos que envolveram o consumo de oxigênio tenderam ser mais acelerados durante as duas primeiras semanas e em seguida à estabilização. O processo de mineralização das folhas foi o que mais consumiu oxigênio, seguido, em ordem decrescente, pelo da degradação da serapilheira, das cascas, dos galhos e das amostras de água do rio (Fig. 3).

Através da Fig. 1 é possível observar que as temperaturas (médias) das garrafas mantiveram-se variando entre 20,8 e 29 °C. Considerando todas determinações, nota-se que o experimento foi desenvolvido sob a temperatura média de $24,8 \pm 1,9$ °C. Os valores de CE das garrafas de referência (água do rio) mantiveram-se, na prática, sempre mais baixos que os registrados para as demais. Os frascos que continham folhas foram os que apresentaram os valores de CE mais altos, seguidos, em ordem decrescente, pelos que continham cascas, serapilheira e galhos. Em todos os casos, verifica-se que os valores de CE tenderam aumentar no período inicial do experimento e após, mantiveram-se oscilando com tendência ao incremento e/ou à estabilização.

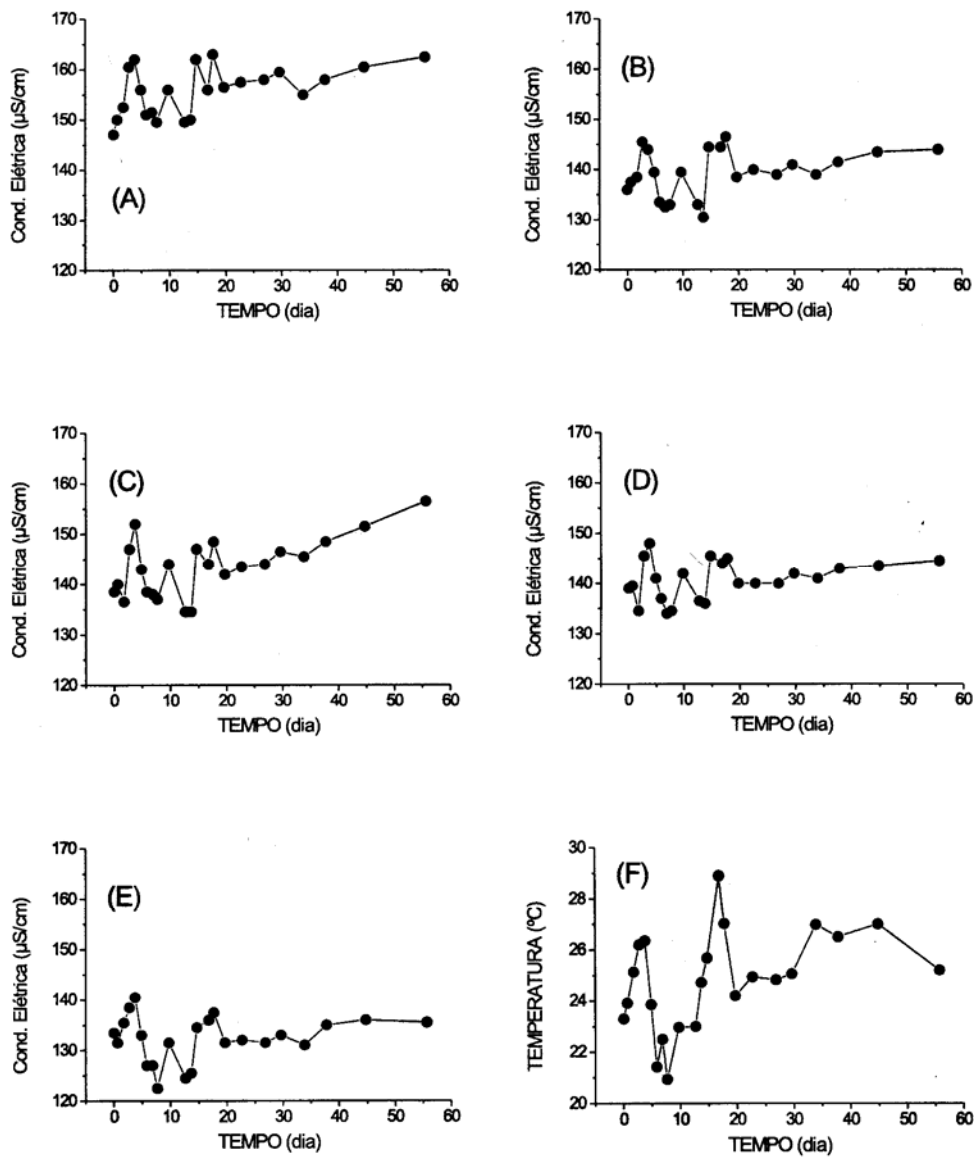


Figura 1. Variações da condutividade elétrica média das câmaras de mineralização contendo folhas (A), galhos (B), cascas (C), serapilheira (D) e somente amostras de água do rio (E); temperatura média das câmaras de mineralização (F).

Com base nos resultados apresentados na Fig. 1, verifica-se que os processos de lixiviação no início do experimento foram acentuados. Após 5 dias do início, os valores de CE, de todos os frascos tenderam decrescer, na seqüência, tenderam novamente ao incremento e em seguida (após aproximadamente 20 dias), à estabilização. De modo geral, as alterações dos valores de CE das garrafas com detritos seguiram as obtidas nas câmaras de referência (Fig. 1E), no entanto, com valores mais elevados. A comparação dos resultados apresentados por meio das Figs. 1E e 1F sugere que a variação da temperatura tenha influenciado a de CE das câmaras de

referência e, conseqüentemente, todas demais. Ao descontar os efeitos da CE devido a mineralização da MOD da amostra de água do rio (por meio da diferença entre os valores registrados nos frascos e nas garrafas de referência), é possível verificar, diretamente, a influência qualitativa dos detritos adicionados sobre os processos de liberação (lixiviação) e perdas (formação de gases, assimilação, precipitação) de elementos inorgânicos (Fig. 2).

Nota-se durante o período inicial de degradação dos detritos, que houve intensa liberação de eletrólitos para a água, contudo, tanto as velocidades de liberação quanto os teores de eletrólitos diferenciaram-se em função do tipo de detrito. Neste contexto, é possível verificar que, em média, as garrafas que continham folhas apresentaram as maiores taxas de liberação de eletrólitos (lixiviação + mineralização) e as maiores concentrações de eletrólitos dissolvidos. Em termos de quantidade de eletrólitos liberados, as demais garrafas apresentaram resultados similares. Os resultados registrados para os frascos que continham fragmentos de folhas, galhos e serapilheira permitem, ainda, observar que após a primeira semana do início do experimento houve tendência de estabilização dos valores de CE (Figs. 2A, B e D). Nos frascos que continham fragmentos de cascas é possível verificar que após o 20º dia, os valores de CE foram incrementados continuamente até o final do experimento.

No que se refere ao oxigênio, através dos resultados obtidos é possível verificar que os maiores consumos ocorreram nas garrafas que continham folhas e serapilheira, respectivamente (Fig. 3). As que continham galhos e cascas apresentaram menores consumos de oxigênio e seus resultados podem ser considerados, de certa forma, similares. Os resultados apresentados através da Fig. 3 permitem, também, observar que a exceção dos frascos que continham galhos, nos quais o desenvolvimento do processo de oxidação mostrou-se contínuo, nos demais os processos de consumo de OD efetuaram-se em duas etapas. Nos casos da mineralização das folhas e da serapilheira, é possível identificar que os processos de consumo estabilizaram-se do 8º ao 10º dia. Após o 13º dia verificaram-se novamente o desenvolvimento dos processos oxidativos, que perduraram até o 20º dia. Para a mineralização das cascas verificou-se que o período de estabilização iniciou-se no 8º dia e perdurou até o 17º, no 18º dia houve um pequeno incremento nos valores de consumo de oxigênio e em seguida, os valores praticamente estabilizaram-se. Após a estabilização de consumo de oxigênio é possível observar, ainda, para todos os frascos, que ocorreram pequenos decréscimos nos valores de consumo.

Com base no ajuste dos resultados médios a um modelo cinético de primeira ordem (Tab. I) verifica-se que os maiores coeficientes de desoxigenação decorreram dos processos oxidativos envolvidos com os galhos ($0,53 \text{ dia}^{-1}$) e com as cascas ($0,36 \text{ dia}^{-1}$). Os coeficientes de oxidação das folhas e da serapilheira apresentaram os valores mais baixos, $0,11$ e $0,12 \text{ dia}^{-1}$, respectivamente. Tais ajustes permitiram, ainda, estimar a quantidade total de oxigênio envolvida nos processos de degradação de curto período, de 1g de cada substrato. Nesse contexto, a mineralização das folhas consumiu 156,6 mg, a dos galhos 35,4 mg, a das cascas 44,2 mg e da serapilheira 118,2 mg. A partir da Fig. 3 é possível verificar, ainda, o relativo baixo consumo de oxigênio decorrente da mineralização das amostras de água do rio ($1,42 \text{ mg/L}$). A exemplo do descrito para CE, para efeito de cálculo e de apresentação dos resultados, tais valores foram descontados dos registrados nas demais garrafas.

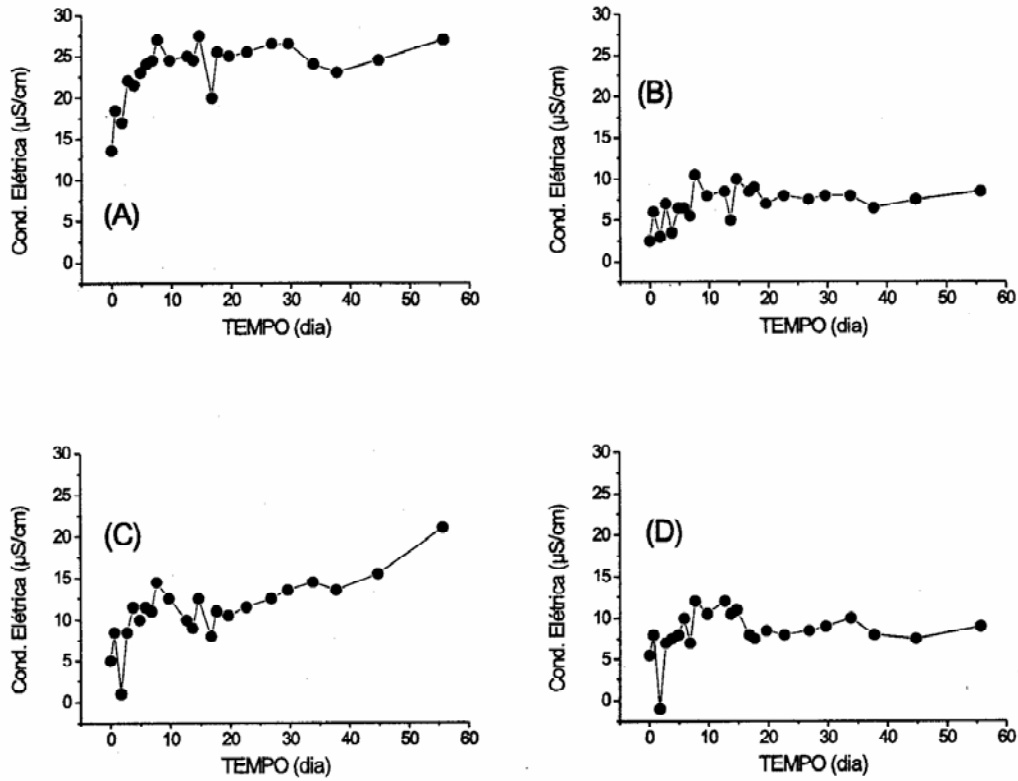


Figura 2. Variações da condutividade elétrica média das câmaras de mineralização com folhas (A), galhos (B), cascas (C) e serapilheira (D) após descontados os valores médios de condutividade elétrica das câmaras de referência (água do rio).

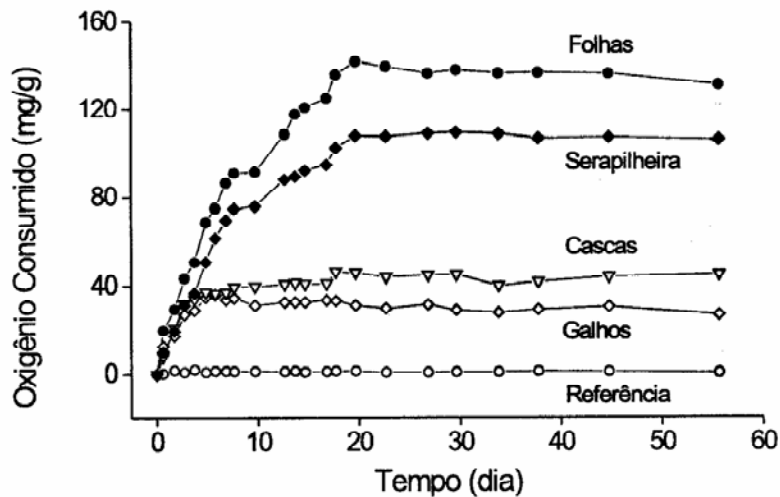


Figura 3. Consumo de oxigênio dissolvido durante a mineralização aeróbia das folhas, dos galhos, das cascas, da serapilheira e da matéria orgânica dissolvida presente na amostra de água de rio Ribeira de Iguaçu (frasco de referência).

Dependendo do recurso em decomposição, os parâmetros originados dos ajustes dos resultados de consumo de oxigênio acusam diferenças relativamente altas entre as garrafas com o mesmo substrato, por exemplo, os consumos de oxigênio ocorridos durante a mineralização dos galhos e das amostras de serapilheira (Tab. I). É possível verificar que o coeficiente de desoxigenação de uma das garrafas com galhos foi cerca de 4,4 vezes maior que seu homólogo. No entanto, no frasco em que o consumo de oxigênio ocorreu de modo mais rápido, a mineralização utilizou menos oxigênio.

Tabela I. Parametrização dos resultados experimentais de consumo de oxigênio.

RECURSO	CONSUMO ACUMULADO (mg/g de detrito)	COEFICIENTE DE DESOXIGENAÇÃO (dia ⁻¹)
Água rio Ribeira de Iguape ₁	2,01(*)	1,1843
Água rio Ribeira de Iguape ₂	0,95(*)	0,5464
ÁGUA (média)	1,42(*)	1,0410
Folhas ₁	260,0	0,0626
Folhas ₂	106,7	0,2157
FOLHAS (média)	156,6	0,1129
Galhos ₁	17,4	1,5810
Galhos ₂	58,6	0,3577
GALHOS (média)	35,4	0,5293
Cascas ₁	39,9	0,7159
Cascas ₂	53,7	0,1743
CASCAS (média)	44,2	0,3639
Serapilheira ₁	164,0	0,0930
Serapilheira ₂	84,7	0,1505
SERAPILHEIRA (média)	118,2	0,1176

(*) mg/L

DISCUSSÃO

Os incrementos dos valores de CE, registrados a partir do primeiro mês da decomposição das folhas e das cascas, provavelmente decorreram do enfraquecimento dos detritos, que por sua vez, teria induzido um novo processo de lixiviação de elementos minerais que se encontravam ligados aos compostos estruturais (Figs. 2A e 2C). Com exceção dos frascos que continham fragmentos de cascas, após o período inicial do experimento (≈ 20 dias) no qual as atividades metabólicas se mostraram mais acentuadas, as variações da CE parecem, relacionar-se inversamente com a temperatura (Figs. 1 e 2). Estes resultados sugerem que, em meios com baixos teores de eletrólitos, o crescimento microbiano (induzido pelo aumento da temperatura) fez com que aumentasse os processos assimilatórios de elementos nutrientes. Comparando-se estes resultados com os obtidos por Bitar et al. (1999) para a mineralização destes detritos sob condição anaeróbia verifica-se que naquele experimento não ocorreu relação inversa entre temperatura e CE, pois os eletrólitos encontravam-se variando em concentrações elevadas (cerca de 1000 vezes), não se constituindo, naquele caso, em fator limitante.

Com relação à variabilidade dos parâmetros relativos aos ajustes dos consumos de oxigênio ao modelo cinético (Tab. I), atribui-se que, basicamente, decorram de 2 fatores, o método utilizado e a natureza das amostras. No caso do método, estudo prévio utilizando glicose como principal fonte de carbono orgânico, aponta que a média dos resultados de duas garrafas pode ser considerada suficiente para representar as possíveis variabilidades (Bianchini, Jr., et al., não publicado). No que se refere à natureza das amostras há que se considerar as diferenças intrínsecas (de estrutura, de espécies, de estado fisiológico e de local de amostragem) dos recursos, visto que utilizaram-se amostras compostas. Contudo, os resultados médios corroboram com o esperado, reforçando as tendências globais dos processos de consumo de OD, devido o afogamento da vegetação. Ou seja, quando da formação do reservatório, as folhas seguidas da serapilheira provavelmente se constituirão nos recursos críticos em termos de alteração da qualidade da água, cabendo aos galhos e as cascas efeitos menos expressivos.

No que se refere às descontinuidades verificadas durante as cinéticas de consumo de OD atribui-se que a primeira etapa represente, principalmente, as oxidações dos compostos de carbono e a segunda, o processo de nitrificação. Neste contexto, devido à transformação dos compostos orgânicos nitrogenados em amônia para, em seguida, esta ser convertida a nitrato, ocorre uma defasagem de utilização do oxigênio, entendida neste experimento como sendo responsável pelo aparecimento da nova demanda de oxigênio (2ª etapa). No caso da ausência de descontinuidade de consumo de oxigênio, verificada durante a mineralização das amostras de galhos, supõe-se que tenha ocorrido devido à inacessibilidade e/ou escassez de compostos nitrogenados destas estruturas (Fig. 3).

Na observação dos resultados referentes ao consumo médio de OD é possível notar que a partir de aproximadamente 20 dias do início do experimento, as quantidades de oxigênio consumido estabilizaram-se ou passaram a decrescer lentamente (Fig. 3). Este processo refere-se a reaeração das amostras devido ao procedimento metodológico adotado (Bianchini Jr. & Antonio, submetido). No entanto, no modelo cinético utilizado neutralizou-se esta interferência, por meio da inclusão de um coeficiente de reaeração. Assim, considerando que o consumo de OD devido à decomposição de recursos orgânicos siga uma cinética de primeira ordem (Jørgensen, 1986; Rutherford et al., 1991; Lemos & Bianchini Jr., 1998) sua assimilação pode ser descrita, resumidamente, de acordo com as seguintes equações:

1º) Decaimento do Oxigênio Dissolvido

$$\frac{dC_{OD}}{dt} = -k_1 C_{OD} \dots\dots\dots \text{(Equação 1)}$$

onde:

C_{OD} = variação dos teores de OD por unidade de tempo, mg/L;
 k_1 = coeficiente de desoxigenação (dia⁻¹).

2º) Consumo de Oxigênio Dissolvido

$$\frac{dC_{OC}}{dt} = k_1 C_{OD} - k_2 C_{OC} \dots\dots\dots \text{(Equação 2)}$$

onde:

$$C_{oc} = \text{valores acumulados de OD consumido por unidade de tempo, mg/L;}$$

$$k_2 = \text{coeficiente de reaeração (dia}^{-1}\text{).}$$

Se o processo de reaeração for evitado durante o experimento, tal como ocorre nos ensaios de DBO, admite-se que k_2 seja igual a zero. Neste caso, a integração analítica da Eq. 2 resulta em expressão igual a utilizada nos testes de demanda bioquímica de oxigênio e, portanto, os valores de OC devem ser interpretados como os de DBO. Caso contrário, a integração analítica da Eq. 2 resulta em um modelo similar ao da "DO sag curve", utilizado para descrição das variações de OD em rios (Streeter & Phelps, 1925).

Para efeito de simplificação, admitiu-se que durante a mineralização dos recursos na oxidação de cada átomo de carbono, seriam necessários 2,7 de oxigênio, por analogia a estequiometria de oxidação da glicose. Com base nos resultados apresentados através da Fig. 3 verifica-se que o consumo de oxigênio praticamente estabilizou-se após o período de 20 dias. A partir do ajuste desses resultados a Eq. 2 nota-se, também, que as folhas, galhos, cascas e serapilheira geraram uma demanda total de oxigênio da ordem de 156,6; 35,4; 44,2 e 118,2 mg por grama de substrato, respectivamente (Tab. I). Estes valores médios de consumo de oxigênio foram menores que os encontrados em ensaios similares (CNEC/ELN, 1987; MDK/CENCO/COPEL, 1988); por outro lado, na consideração das cinéticas individuais de consumo de oxigênio em cada garrafa (Tab. I), é possível verificar que os resultados obtidos encontram-se na mesma ordem de grandeza que os apresentados em tais experimentos (folhas: 233,5, galhos: 137,4, cascas: 99,5 e serapilheira: 163 mg de oxigênio/g de substrato). Diante do exposto, para a estimativa da quantidade total de carbono oxidado de cada substrato, dividiu-se os valores acumulados de consumo de oxigênio por 2,7. Desse modo, inferiu-se que até a fase de estabilização total do consumo, na degradação das folhas 58,0 mg de carbono foram oxidados. Na decomposição dos galhos houve a oxidação de 13,1 mg, na das cascas 16,4 mg e na da serapilheira 43,8 mg de carbono.

A análise elementar efetuada por CNEC/ELN (1987) indica que, em termos de carbono, amostras compostas de folhas, galhos, cascas e serapilheiras possuem: 46,5%, 46,9%, 45,6% e 44,6%, respectivamente. Considerando que tais proporções sejam válidas para as amostras deste estudo e que o carbono das amostras se encontrava na forma orgânica, estima-se que foram convertidos em CO_2 : 12,5% do carbono contido nas folhas, 2,8% do carbono dos galhos, 3,6% do disponível das cascas e 9,8% do presente na serapilheira. Em relação a MOP total (1,0 g), estes resultados apontam que os processos de degradação de curto prazo processaram, aproximadamente, as seguintes quantidades de carbono: 124,7 mg das folhas, 27,9 mg dos galhos, 36,0 mg das cascas e 98,2 mg da serapilheira.

A partir de quantificação da MOP efetuada no final do experimento, estimou-se que após 56 dias de mineralização dos 200 mg iniciais restavam: 77,5 mg de folhas, 125,9 mg de galhos, 125,8 mg de cascas e 119,7 mg de serapilheira. Considerando estes resultados e a análise elementar supra citada, estima-se que se oxidaram 284,8 mg de carbono/g folhas, 173,8 mg de carbono/g de galhos, 169,2 mg de carbono/g de cascas e 178,9 mg carbono/g de serapilheira. Tais resultados correspondem aos seguintes percentuais de carbono oxidado: folhas = 61,2; galhos = 37,0; cascas = 37,1 e serapilheira = 40,1%.

Em relação às quantidades de carbono oxidado, as diferenças entre os valores esperados e os obtidos podem ser atribuídas a 2 fatores: 1º) superestimativa dos teores de carbono oxidado pela não inclusão dos teores de MOD no cálculo e 2º) o valor de 2,7 pode ser considerado alto para o cálculo global da conversão do carbono em CO₂. Considerando que os valores de MOD, gerados da degradação destes recursos, variem entre 5 e 10% da biomassa inicial (Bitar et al., 1999) supõe-se que o principal fator responsável por tais diferenças seja o coeficiente estequiométrico (relação entre oxigênio consumido e carbono oxidado). Neste contexto, experimento de mineralização realizado com duas espécies de macrófitas aquáticas (Cunha & Bianchini Jr., 1998) indica que os coeficientes estequiométricos variam em função do tipo de substrato e do tempo. De modo geral, no início do processo podem alcançar valores maiores que 2,7 (tais como 3,45) e no decorrer da mineralização tendem a decair e assumir valores reduzidos (após 60 dias: 1,99).

Para efeito de cálculo (modelagem matemática) do balanço de OD, caso seja escolhido o valor de 2,7 como representativo da estequiometria global da mineralização do carbono deve-se adotar os percentuais de carbono facilmente oxidáveis anteriormente calculados (folhas: 12,5%; galhos: 2,8%; cascas: 3,6% e serapilheira: 9,8%). Na opção do uso dos valores de perda de massa, há que se alterar as relações estequiométricas do modelo. Neste contexto, os resultados deste estudo em conjunto com os de mineralização anaeróbia destes recursos (Bitar et al., 1999) permitem as estimativas das seguintes relações (oxigênio consumido/carbono oxidado): folhas = 0,55; galhos = 0,20; cascas = 0,26 e serapilheira = 1,51. De qualquer modo, os resultados condicionarão as quantidades de oxigênio gastas nas mineralizações de curto prazo e conduzirão as simulações ao mesmo resultado.

Provavelmente, a maior parte do carbono oxidado foi originada das frações protoplasmáticas e dos compostos estruturais hidrolisáveis. Desse modo, supõe-se que com o tempo, os detritos foram transformados em estruturas de difícil degradação e, por conseqüência, reduziram-se as demandas de oxigênio. Assim, a estabilização de curto prazo do consumo de oxigênio pode ser considerada como representativa do processo global de mineralização das frações orgânicas. Dada a ordem de grandeza das taxas de mineralização das estruturas refratárias, é provável que as futuras demandas por oxigênio sejam menores que os coeficientes de reaeração do reservatório. Portanto, nas simulações das alterações da qualidade da água que contemplam os períodos de formação dos reservatórios, é possível desprezar as frações de carbono das estruturas resistentes, isto é, 87,5% do carbono da biomassa de folhas, 97,2% do carbono dos galhos, 96,4% do carbono das cascas e 90,2% do carbono da serapilheira. Por outro lado, devido à variabilidade dos parâmetros (Tab. I), é recomendável que as simulações adotem-se valores menores para os teores de carbono refratário, tais como: folhas 75%; galhos e cascas 90% e serapilheira 80%.

A partir da comparação dos valores teóricos de matéria orgânica consumida da mineralização anaeróbia destes recursos (Bitar et al., 1999) ao modelo utilizado para descrever o consumo de OD (Eq. 2; $k_2 = 0$) é possível confrontar as velocidades e eficiências entre os processos aeróbios e anaeróbios. Estimou-se que na mineralização anaeróbia as folhas, galhos, cascas e serapilheira apresentaram, respectivamente, os seguintes coeficientes globais de decaimento: 0,022, 0,026, 0,017 e 0,021 dia⁻¹. Na ausência de oxigênio 42,4% das folhas, 21,2% dos galhos, 31,3% das cascas e 34,8% das amostras de serapilheira foram mineralizadas. Em

condição aeróbia os processos apresentaram-se mais rápidos (folhas: 5,0, galhos: 20,7, cascas: 21,8 e serapilheira: 5,5 vezes), no entanto, mineralizaram menos (12,5% das folhas, 2,8% dos galhos, 3,6% das cascas e 9,8% da serapilheira). Em termos médios, verifica-se que a degradação anaeróbia mineralizou 32,4% dos substratos com um coeficiente de decaimento de 0,022 dia⁻¹, na presença de oxigênio 7,2% dos substratos foram mineralizados com um coeficiente de decaimento igual a 0,28 dia⁻¹.

Visto que a lixiviação depende, basicamente, da composição química do substrato, para efeito de cálculos, os coeficientes de solubilização sob condições aeróbias e anaeróbias podem considerados iguais. Verifica-se, portanto, que as quantidades de matéria orgânica oxidadas na forma particulada e envolvidas nos processos de lixiviação são dependentes da composição química do substrato, enquanto que a concentração de oxigênio do meio deve exercer, principalmente, efeitos nos coeficientes de decaimento (Bianchini Jr., 1982; 1985; Bianchini Jr. & Toledo, 1996).

Convém ressaltar que os coeficientes de mineralização calculados referem-se a temperatura média na qual os experimentos foram desenvolvidos ($24,8 \pm 1,9$ °C). Suas conversões para a temperatura de referência (20 °C) são possíveis através da utilização de fator de correção (Θ) igual a 1,047 EPA (1985). No entanto, experimentos com amostras de água de uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu (S.P.), indicam a possibilidade deste coeficiente ser válido para ambientes com concentração de OD da ordem de 5,4 mg/L (Antonio, 1996). Sugerem, ainda, os seguintes valores para Θ : 1,117 (proc. anaeróbio) e 1,026 (proc. aeróbio, OD \approx 7,0 mg/L).

CONCLUSÕES

Com base nos procedimentos experimentais adotados, este trabalho permite chegar as seguintes conclusões: 1º) Os resultados obtidos demonstram, inequivocamente, as tendências globais dos processos de consumo de OD, devido o afogamento da vegetação: as folhas seguidas da serapilheira provavelmente se constituirão nos recursos críticos em termos de alteração da qualidade da água, cabendo aos galhos e as cascas efeitos menos expressivos; 2º) Para os processos de curto prazo (cerca de 2 meses), estima-se que foram convertidos em CO₂: 12,5% do carbono contido nas folhas, 2,8% do carbono dos galhos, 3,6% do disponível das cascas e 9,8% do presente na serapilheira. 3º) Os processos aeróbios de mineralização apresentaram-se mais rápidos que os anaeróbios (folhas: 5,0, galhos: 20,7, cascas: 21,8 e serapilheira: 5,5 vezes), no entanto, foram menos eficientes por converteram menos biomassa (12,5% das folhas, 2,8% dos galhos, 3,6% das cascas e 9,8% da serapilheira). Em termos médios, a degradação sob condições anaeróbias mineralizou 32,4% dos substratos e apresentou um coeficiente de decaimento igual a 0,022 dia⁻¹; na presença de oxigênio 7,2% dos substratos foram mineralizados e o coeficiente de decaimento foi igual a 0,28 dia⁻¹.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Companhia Brasileira de Alumínio (CBA-Votorantim) pelo apoio logístico nas atividades de campo e pela cessão dos resultados.

REFERÊNCIAS CITADAS

- Antonio, R. M. 1996. Estimativa da capacidade heterotrófica do Lago Infernã, Estação Ecológica de Jataí, SP. São Carlos, UFSCar. 82p. (Dissertação)
- Bianchini Jr., I. 1982. Contribuição ao Estudo da Decomposição de Plantas Aquáticas. São Carlos, UFSCar. 178p. (Dissertação)
- Bianchini Jr., I. 1985. Estudos dos Processos de Humificação de *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze. São Carlos, UFSCar. 285p. (Tese)
- Bianchini Jr., I.; Antonio, R. M. & de Moura, L. F. 1997. On the manometric method for estimating the anaerobic mineralization in aquatic ecosystems: kinetic and methodological aspects. *Rev. Microbiol., São Paulo* 28 (Suppl.): 83-90, 1997.
- Bianchini Jr., I. & Antonio, R. M. The effect of particle size on the leaching of *Scirpus cubensis* Poepp & Kunth. *Rev. Brasil. Biol.* (submetido)
- Bianchini Jr., I. & Toledo, A. P. P. 1996. Estudo da mineralização de *Eleocharis mutata*. *Anais VII Sem. Reg. Ecol. São Carlos, UFSCar.* p. 57-72.
- Bianchini Jr., I.; Bitar, A. L.; Verani, J. R. & Peret, A. C. Ensaio de mineralização para ambientes aquáticos: análise metodológica. (não publicado)
- Bitar, A. L. & Bianchini Jr., I. 1994. Efeito do teor de matéria orgânica dissolvida sobre as taxas de seu processo de mineralização. *An. I Sem.: Qual. de Águas Continentais no MERCOSUL. Porto Alegre: ABRH n° 2.* p. 311-329.
- Bitar, A. L.; Antonio, R. M. & Bianchini Jr., I. 1999. Degradação anaeróbia de folhas, galhos, cascas e serapilheira. *Acta Limnol. Brasil.*, 11 (1).
- Bitar, A. L. & Bianchini Jr., I. Mineralisation essays of some organic resources of aquatic ecosystems. *Rev. Brasil. Biol.* (submetido)
- Chapra, S. C. & Reckhow K. H. 1983. *Engineering Approaches for Lake Management. Vol. 2: Mechanistic Modeling.* Woburn: Butterworth/Ann Arbor. 492p.
- CNEC/ELN. 1987. Estudos de Viabilidade UHE Ji-Paraná: Ensaio de Degradação da Vegetação a ser Submersa (Escala de Laboratório). MAD-16V-7.510-NT. Brasília. (relatório técnico)
- Cunha, M. B. & Bianchini Jr., I. 1998. Mineralização aeróbia de *Cabomba piaubysensis* e *Scirpus cubensis*. *Acta Limnol. Brasil.*, 10 (1): 81-91.
- EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL AGENCY. 1985. *Rates, Constants and Kinetics Formulation in Surface Water Quality Modeling.* Athens: U.S. Government Printing Office.
- Jewell, W. J. 1971. Aquatic weed decay: dissolved oxygen utilization and nitrogen and phosphorus regeneration. *J. Wat. Poll. Contr. Fed.*, 43: 1457-1467.
- Jørgensen, S. E. 1986. *Fundamentals of Ecological Modelling. Developments in Environmental Modelling*, 9. Amsterdam, Elsevier. 389p.

- Lemos, R. M. A. & Bianchini Jr., I. 1998. Estudo sobre a decomposição de *Scirpus cubensis* (CYPERACEAE) da lagoa do Infernã (SP) - I Efeito do teor de nitrogênio e da quantidade de matéria orgânica. An. VIII Sem. Reg. Ecol. São Carlos, UFSCar. vol. 3: 1271-1287.
- Lush, D. L. & Hynes, H. B. N. 1973. The formation of particles in freshwater lecheates of dead leaves. Limnol. Oceanogr., 18: 968-977.
- MDK/CENCO/COPEL. 1988. Estudos Ambientais da UHE Segredo: Programa de Caracterização da Área Diretamente Afetada - Inundação da Vegetação. Curitiba. (relatório técnico)
- Moran, M. A. & Hodson, R. E. 1994. Dissolved humic substances of vascular plant origin in a coastal marine environment. Limnol. Oceanogr., 39: 762-771.
- Rutherford, J. C.; Wilcock, R. J. & Hickey, C. W. 1991. Deoxygenation in mobile-bed river - I. Field studies. Wat. Res. 25: 1487-1497.
- Streeter, H. W. & Phelps, E. B. 1925. A study of the pollution and natural purification of the Ohio river. U.S. Public Health Service Bulletin:146p.
- Stumm, W. & Morgan, J. J. 1981. Aquatic Chemistry. New York, Wiley/Interscience. 780p.
- Swift, M. J.; Heal, D. W. & Anderson, J. M. 1979. Studies in Ecology: Decomposition in Terrestrial Ecosystems. Oxford: Blackwell. 371p.
- Thurman, E. M. 1985. Organic Geochemistry of Natural Waters. Dordrecht, Nijhoff/Junk Po. 497p.
- Wetzel, R. G. 1983. Limnology. Philadelphia: Saunders. 767p.
- Wetzel, R. G. 1990. Detritus, macrophytes and nutrient cycling in lakes. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 47: 233-249.