



## Metodologia para avaliação experimental da atividade da fauna bentônica

## **Autoria**

André Luiz dos Santos Furtado<sup>1</sup>

João José Fonseca Leal<sup>2,3</sup>

Marcos Paulo Figueiredo Barros<sup>2</sup>

---

<sup>1</sup>Embrapa Monitoramento por Satélite  
Av. Dr. Júlio Soares de Arruda, 803 - Parque São Quirino  
CEP 13088 300 Campinas, SP - Brasil  
e-mail: andre@cnpm.embrapa.br

<sup>2</sup>Laboratório de Limnologia, Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro - CCS, Ilha do Fundão  
CEP 21941 902, Rio de Janeiro, RJ.

<sup>3</sup>Centro Federal de Educação Tecnológica de Química  
Rua Lúcio Tavares 1045 - Centro  
Nilópolis, RJ



*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
Embrapa Monitoramento por Satélite  
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

*ISSN 0103-78110  
Dezembro, 2007*

# ***Documentos 65***

## **Metodologia para avaliação experimental da atividade da fauna bentônica**

André Luiz dos Santos Furtado  
João José Fonseca Leal  
Marcos Paulo Figueiredo Barros

Campinas, SP  
2007

Exemplares dessa publicação podem ser solicitados à:

**Embrapa Monitoramento por Satélite**

**Área de Comunicação e Negócios**

Av. Dr. Júlio Soares de Arruda, 803 – Parque São Quirino

CEP 13088-300 Campinas, SP – BRASIL

Caixa Postal 491, CEP 13001-970

Telefone: (19) 3256-6030 Fax: (19) 3254-1100

*sac@cnpm.embrapa.br*

*http://www.cnpm.embrapa.br*

**Comitê de Publicações da Unidade**

Presidente: *José Roberto Miranda*

Secretária-Executiva: *Shirley Soares da Silva*

Membros: *Adriana Vieira de Camargo de Moraes, André Luiz dos Santos Furtado, Carlos Alberto de Carvalho, Carlos Fernando Quartaroli, Cristina Aparecida Gonçalves Rodrigues, Graziella Galinari, Gustavo Souza Valladares, Mateus Batistella*

Foto da capa: *João José Fonseca Leal*

1ª edição

Fotos: Arquivo da Unidade

**Todos os direitos reservados.**

A reprodução não autorizada desta publicação, no seu todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

---

Furtado, André Luiz dos Santos

Metodologia para avaliação experimental da atividade da fauna bentônica / André Luiz dos Santos Furtado, João José Fonseca Leal, Marcos Paulo Figueiredo Barros. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2007

17 p.: il. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Documentos, 65).  
ISSN 0103-78110

1. Ecologia 2. Meio Ambiente 3. Liminologia 4. Qualidade da água  
5. Ecossistemas aquáticos 6. Microorganismos bentônicos 7. Ciclagem  
de matéria 8. Biomonitoramento I. Leal, João José Fonseca. II. Barros,  
Marcos Paulo Figueiredo. III. Embrapa. Centro Nacional de Pesquisa de  
Monitoramento por Satélite (Campinas, SP). IV. Título. V. Série.

577.64

## Sumário

INTRODUÇÃO .....	5
MÉTODOS .....	6
Coleta de amostras de sedimento .....	6
Experimentos em microcosmos .....	10
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	13
REFERÊNCIAS .....	14

## Índice de Figuras

<b>Figura 1.</b> Coletores de sedimento: (a) Tipo de Eckman; (b) Tipo de Petitepo e (c) Tipo van veen Grab.....	7
<b>Figura 2.</b> Coletor de sedimento tipo “Kajac” .....	8
<b>Figura 3.</b> Estratificação térmica da coluna d’água resultado da maior absorção da radiação solar pelo epilímnio (A). Desestratificação da coluna d’água resultado da força do vento e da temperatura constante da atmosfera (B).....	9
<b>Figura 4.</b> Mineralização da matéria orgânica e perfil vertical da concentração de oxigênio em sedimento orgânico. ....	10
<b>Figura 5.</b> Aclimatização do sedimento (cores) coletados com coletor tipo “Kajac”. A interface sedimento-água e principalmente a estrutura vertical do sedimento são mantidas intactas. A temperatura e a oxigenação da água podem ser controladas. ....	11
<b>Figura 6.</b> Modelo de fluxo contínuo para homogeneização na coluna d’água em amostras de sedimento coletadas com amostrador tipo “Kajac”...	12

## Resumo

Durante muitos anos, a importância do compartimento bentônico para o funcionamento dos ecossistemas aquáticos lacustres foi negligenciada, pois este era considerado apenas um compartimento de estocagem de nutrientes. Em grande parte, este conceito refletia a falta de metodologias adequadas de coleta, de avaliação da dinâmica metabólica e do grau de conectividade com os demais compartimentos aquáticos. Entretanto, nos últimos 40 anos, consequência da proposição e aplicação de metodologias adequadas de amostragem e de incubação dos sedimentos límnicos, várias pesquisas realizadas *in situ* e em laboratório revelaram a importância dos sedimentos lacustres para o metabolismo pelágico. A intensa atividade dos organismos bentônicos na mineralização e ciclagem de matéria supre com matéria e energia a coluna d'água. Este artigo tem como objetivo descrever de forma detalhada metodologias aplicadas à avaliação do metabolismo da fauna bentônica e sua importância para a ciclagem de nutrientes nos ambientes lacustres continentais.

# INTRODUÇÃO

No final do século XIX, Forbes (1887) publicou seu clássico artigo, “The lake as a microcosm”, a primeira abordagem sistêmica para um ecossistema aquático, com enfoque na interligação e nas conexões entre seus compartimentos (pelágico e bentônico). Posteriormente, a interação entre estes dois compartimentos foi novamente destacada por Lindeman (1942). Pode-se assim considerar os ecossistemas aquáticos como sistemas complexos, formados por subsistemas não isolados, que interagem entre si e com o entorno terrestre e a atmosfera (SCHINDLER, SCHEUERELL 2002).

Conceitualizar o sedimento apenas como um compartimento fonte de matéria e energia para a coluna d’água, representa uma simplificação de sua importância no metabolismo dos ecossistemas aquáticos (VADEBONCOEUR *et al.* 2002). Wang e Yu (2007) demonstraram experimentalmente os efeitos da concentração de nutrientes do sedimento sobre a morfologia, a alocação de biomassa e a distribuição espacial da macrófita aquática *Vallisneria spiralis* L. Este fato demonstra a influência do sedimento sobre a dinâmica das comunidades de macrófitas aquáticas e assume maior relevância nos ecossistemas lacustres tropicais, pois estes possuem uma ampla região litorânea, principal habitat destas espécies vegetais.

Nos ecossistemas aquáticos, a gravidade funciona como um agente de sedimentação, depositando parte da energia e da matéria de origem alóctone ou autóctone no sedimento. Em situações de elevada taxa de sedimentação, uma significativa fração do carbono e de outros nutrientes pelágicos é deslocada para o compartimento bentônico (WETZEL *et al.* 1972).

Independentemente do tamanho da partícula, quando gravidade é a principal força atuante, a velocidade de sedimentação de uma partícula individual é função de seu diâmetro, da viscosidade do líquido e da massa específica da partícula e do líquido, como descrito pela equação de Stokes a seguir:

$$v = \frac{1}{18} \frac{gD^2}{\mu} (\rho_s - \rho_l)$$

onde:

$\rho_l$  = massa específica do líquido.

$\rho_s$  = massa específica do líquido

$D$  = diâmetro da partícula

$\mu$  = viscosidade

$v$  = velocidade

Contudo, a equação descrita é uma simplificação do que ocorre em um ecossistema lacustre, pois esta não considera a interação e a agregação das partículas durante o processo de sedimentação (WU, WANG 2006).

Sedimentadas, as partículas tornam-se nutrientes e energia para os organismos bentônicos, suprindo a cadeia alimentar. Concomitantemente, há um fluxo de gases, matéria e energia da região bentônica para a pelágica. Portanto, é de se admitir que, em um ecossistema aquático, o fluxo vertical de energia e matéria entre o compartimento bentônico e o pelágico tem sua velocidade e magnitude, em parte, regulado pela eficiência de assimilação e pela velocidade de transferência entre os níveis tróficos

bentônicos. Entretanto, processos físicos e químicos também afetam este fluxo. Segundo WOOD (1975) e PETR (1976), o fluxo e a troca de matéria na interface sedimento-água é regulada por uma variedade de mecanismos, dentre os quais os mais importantes são: a difusão natural de equilíbrio mineral; a turbulência promovida pela movimentação das massas d'água; a liberação de gases e solutos via atividade microbiana e a intensidade da atividade de movimentação (migração) da biota bentônica através do sedimento, a bioturbação.

A importância do processo de bioturbação na ciclagem de nutrientes tem sido investigada por diversos autores. Dentre as pesquisas pioneiras, destacam-se as conduzidas por ALSTERBERG (1925) e BERG (1938), enfocando o potencial de bioturbação da macrofauna bêntica em sedimentos lacustres, especificamente algumas espécies de Oligochaeta e Mollusca. Posteriormente, outros estudos desenvolvidas em ambientes lacustres temperados ou tropicais investigaram a influência da macrofauna bentônica na dinâmica dos processos biogeoquímicos, focalizando a avaliação da intensificação dos fluxos na interfase sedimento-água a interferência nos processos metabólicos como nitrificação, desnitrificação e metanogênese, assim como a influência destes organismos em perfis de oxidação-redução do compartimento bentônico (ANDERSEN, KRISTERSEN 1988; ALLER 2001; GRANÉLI 1979 a, b; FUKUHARA, SAKAMOTO 1988; HANSEN, KRISTENSEN 1998; SVENSON 1997; KAJAN, FRENZEL 1999; LEAL *et al.* 2003, 2007; FIGUEIREDO-BARROS *et al.* 2005; CALLIMAN *et al.* 2007).

Diversos métodos foram propostos para investigar a fauna bentônica e sua relação com o ambiente pelágico, dentre os quais destaca-se a utilização de isótopos instáveis (CONLAN *et al.* 2006; CARLIER *et al.* 2007), que permite a avaliação *in situ* do fluxo de matéria e as relações tróficas na cadeia bentônica. Por outro lado, o alto custo envolvido na análise das amostras poder ser considerado uma desvantagem do método.

Outra metodologia utilizada para investigar a ecologia da macrofauna bentônica é o uso de microcosmos. Experimentos deste tipo permitem avaliar e estudar a dinâmica da comunidade bentônica (SIMPSON *et al.* 1998; ÓLAFSSON 1992; WIELTSCHNIG *et al.* 2003), estimar seu papel na ciclagem de nutrientes, (MILLER-WAY *et al.* 1994; GULBERG *et al.* 1997) ou o potencial toxicológico de poluentes sobre estes organismos (SZCZEPANIK-VAN LEEUWEN, PENROSE 1983; CHANDLER *et al.* 1997; SCHAFFNER *et al.* 1997; FOWLKES *et al.* 2003).

O objetivo deste texto é apresentar, de forma sintética e detalhada, a metodologia e o conhecimento necessário para a construção de experimentos usando microcosmos em laboratório, destinados a avaliar a atividade da fauna bentônica de ecossistemas lacustres. Descreve-se e comenta-se, seqüencialmente, sucessivas etapas necessárias para a construção de um microcosmo, buscando-se auxiliar outros autores na adequação de sua metodologia científica.

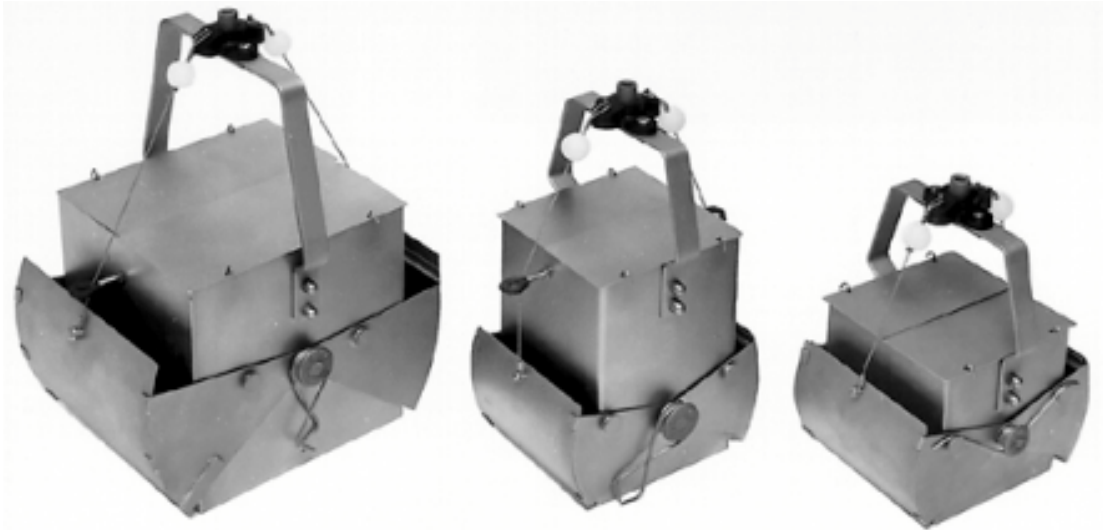
## **MÉTODOS**

### **Coleta de amostras de sedimento**

A amostragem do sedimento envolve a coleta de uma mistura formada por água superficial, água intersticial e sedimento. A escolha do método e do material utilizado na coleta depende do objetivo de cada estudo.



Coletores tipo draga (fig. 1a, b e c) proporcionam maior área de amostragem e devem ser utilizados quando não há a necessidade de preservação do perfil vertical do sedimento. No momento da coleta, esse equipamento causa intenso impacto mecânico sobre a amostra, provocando a mistura do sedimento e, conseqüentemente, a destruição da "overlying water" (fina camada de água de poucos milímetros de espessura sobre o sedimento) e a desestruturação das demais camadas do sedimento. Em geral, este procedimento de amostragem tem sido utilizada para coletar sedimento de ecossistemas continentais (PAMPLIN *et al.* 2005) ou da zona costeira ou oceânica (ANGONESI *et al.* 2006; BURRIDGE *et al.* 2006).



(a)



(b)



(c)

**Figura 1.** Coletores de sedimento: (a) Tipo de Eckman; (b) Tipo de Petitepo e (c) Tipo van veen Grab.

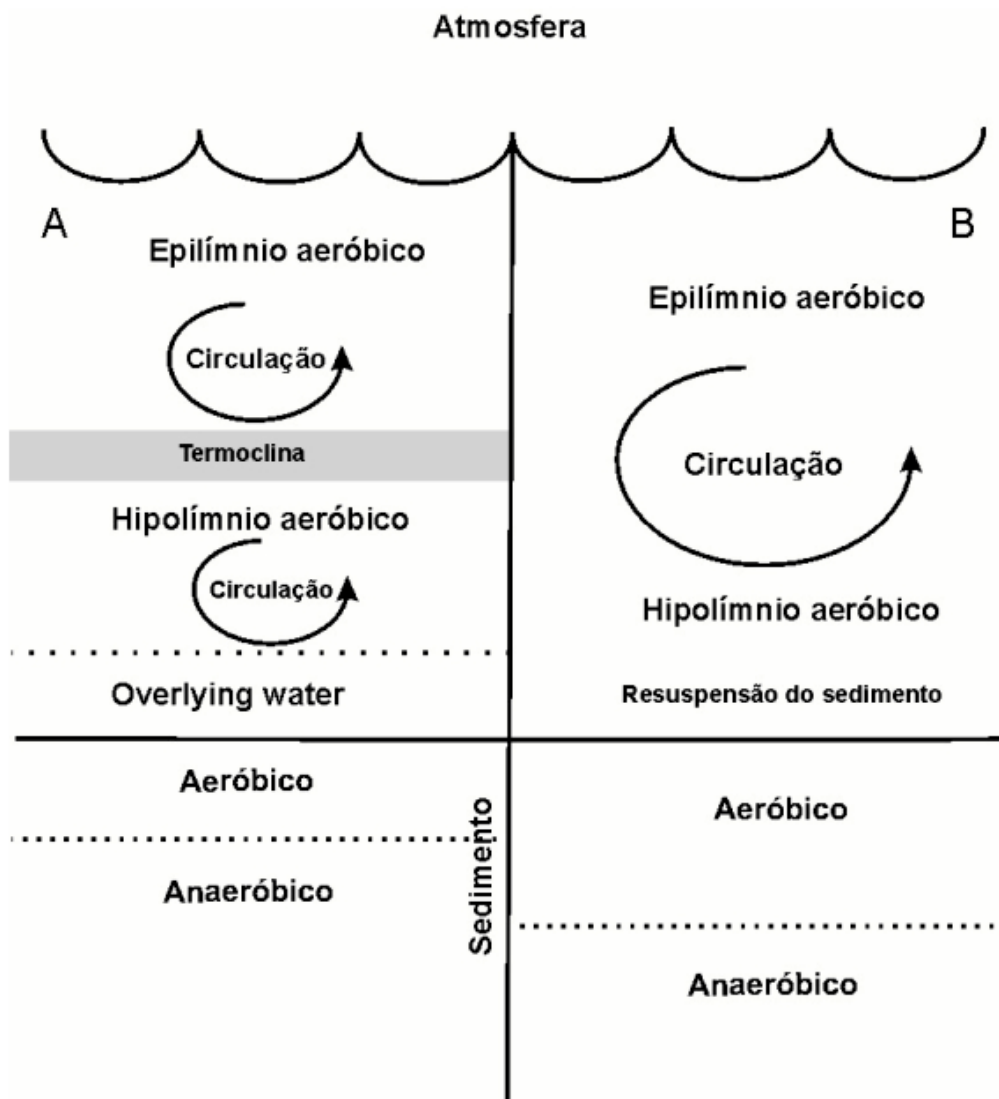
Em muitos estudos é essencial a preservação da “overlying water” e da estrutura vertical do sedimento (BERNARDELLO *et al.* 2006; CASPER *et al.* 2003; MUNIZ, PIRES-VANIN 2005; MUNIZ *et al.* 2006; SILVA, RESENDE 2002). Neste caso, o coletor tipo “Kajac” é o equipamento mais indicado, como proposto por Ambühl & Bührer (1975). Ele usa a força da gravidade na descendente para penetrar no sedimento (fig. 2) e permite a coleta de perfis verticais intactos, conhecidos como “cores” ou “testemunhos”. Entre as vantagens oferecidas por esse tipo de coletor, destacam-se a manutenção do perfil vertical do sedimento, a obtenção de dados em diferentes profundidades através do fracionamento do sedimento e a viabilidade de se coletar amostras da interface água-sedimento.



**Figura 2.** Coletor de sedimento tipo “Kajac”.

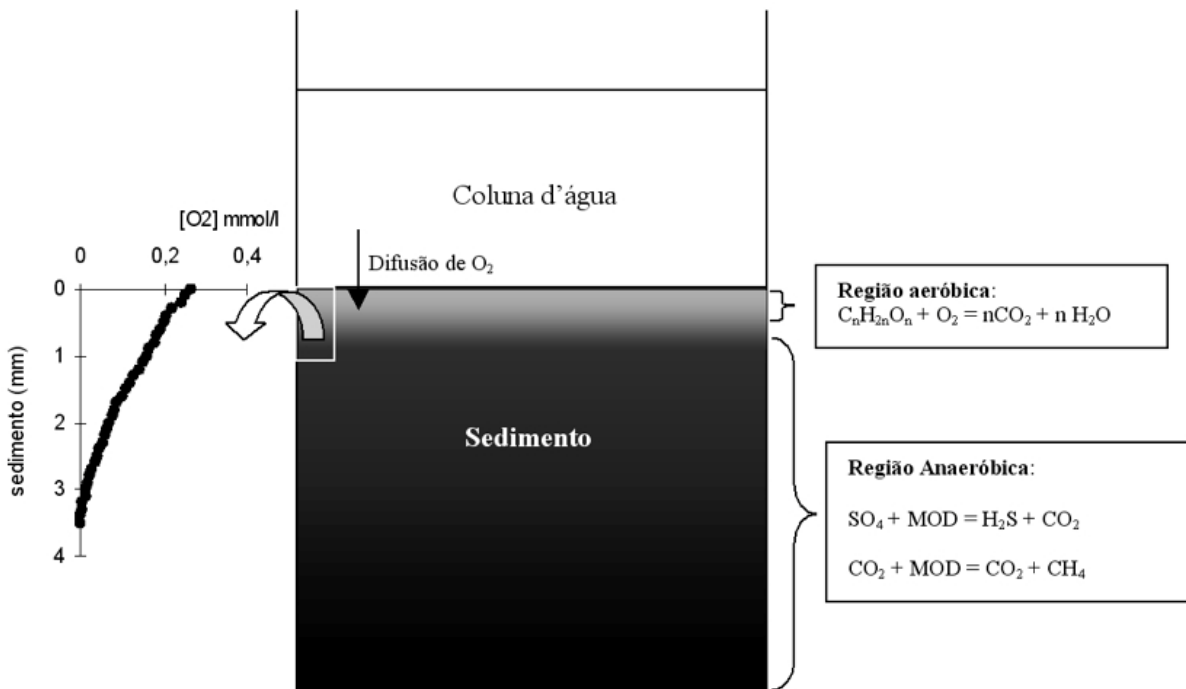
A desestruturação do sedimento acarreta em alterações em sua organização física vertical e modifica a distribuição de nutrientes, a concentração de água intersticial e dos gases e a distribuição de organismos. MONAGHAN e GIBLIN (1994) demonstraram experimentalmente que o fluxo de nutrientes do sedimento para a coluna d’água de amostras não desestruturadas é menor, resultado da interação entre a “overlying water” e o sedimento.

Na figura 3, observa-se duas situações distintas que podem ocorrer em um ecossistema aquático e que influenciam a "overlying water" e a camada superior do sedimento. Nos ecossistemas lacustres profundos sujeitos a alta variação de temperatura ao longo do ano, a alta incidência dos raios solares no verão causa a estratificação térmica da coluna d'água, ocasionando um gradiente de produção, nutrientes e oxigênio (fig. 3A). A camada superior da coluna d'água apresenta-se mais aquecida e com menor densidade (epilímnio). Na camada profunda, o hipolímnio, observa-se menor temperatura e maior densidade. Enquanto a atividade respiratória dos organismos planctônicos do hipolímnio não consome todo o oxigênio disponível, a camada superficial do sedimento (< 3 mm) mantém-se estruturada e oxigenada, devido a reduzida turbulência na coluna d'água (fig. 4). Com o decorrer do verão, o hipolímnio torna-se anaeróbico. A redução da temperatura no outono favorece a circulação da coluna d'água (fig. 3B), e conseqüente a oxigenação do hipolímnio.



**Figura 3.** Estratificação térmica da coluna d'água resultado da maior absorção da radiação solar pelo epilímnio (A). Desestratificação da coluna d'água resultado da força do vento e da temperatura constante da atmosfera (B).

Nos ambientes lânticos tropicais profundos, verifica-se a tendência de estratificação térmica durante todo o ano, pois a amplitude de variação da temperatura ao longo do ano é baixa. Na presença de oxigênio, o hipolímnio e a camada superior do sedimento exibem maiores taxas de mineralização que as camadas anaeróbicas (fig. 4). Em condições de anaerobiose, o carbono refratário é mais lentamente decomposto que o lábil (HARVEY *et al.* 1995), havendo maior produção de  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{CH}_4$ . Contudo, a grande maioria dos ecossistemas aquáticos tropicais é raso e a força do vento é capaz de desestruturar a estratificação térmica da coluna d'água mantendo-a homogênea.

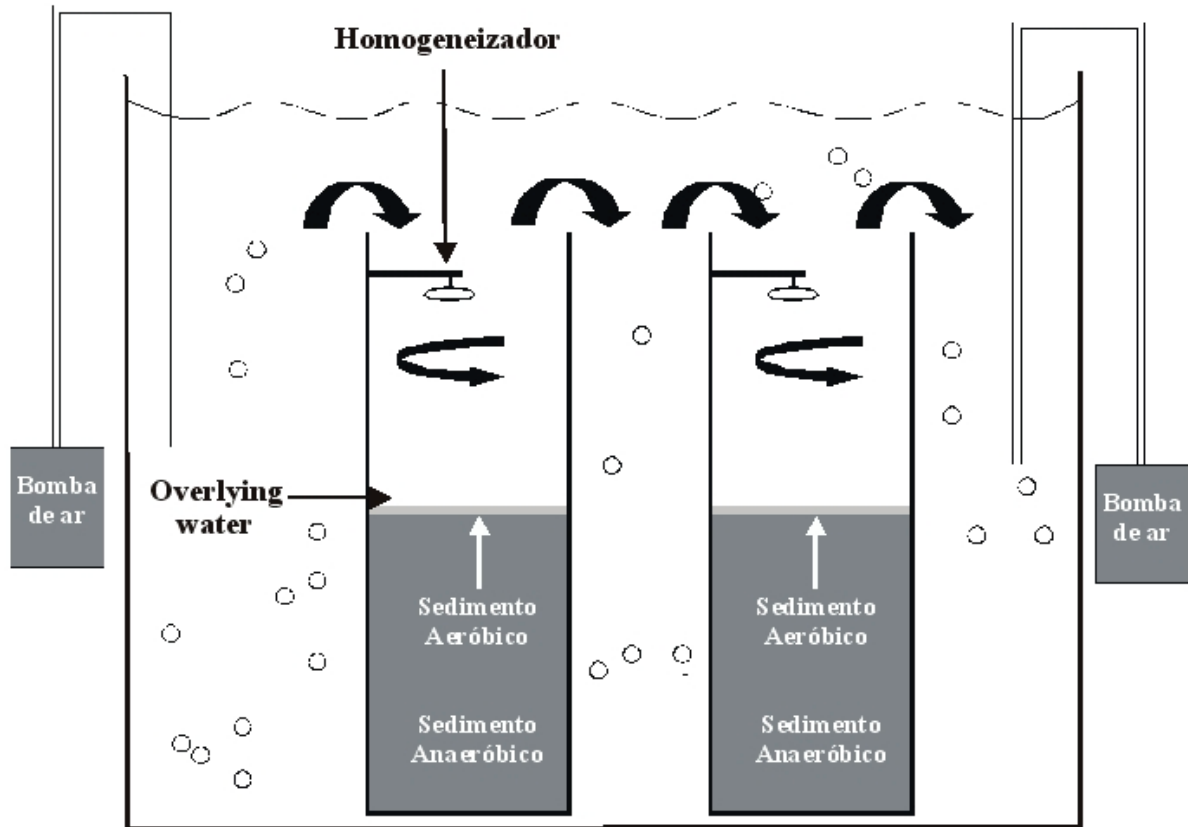


**Figura 4.** Mineralização da matéria orgânica e perfil vertical da concentração de oxigênio em sedimento orgânico.

\*Modificado de Carmouza (1994) e Leal *et al.* (2005).

## Experimentos em microcosmos

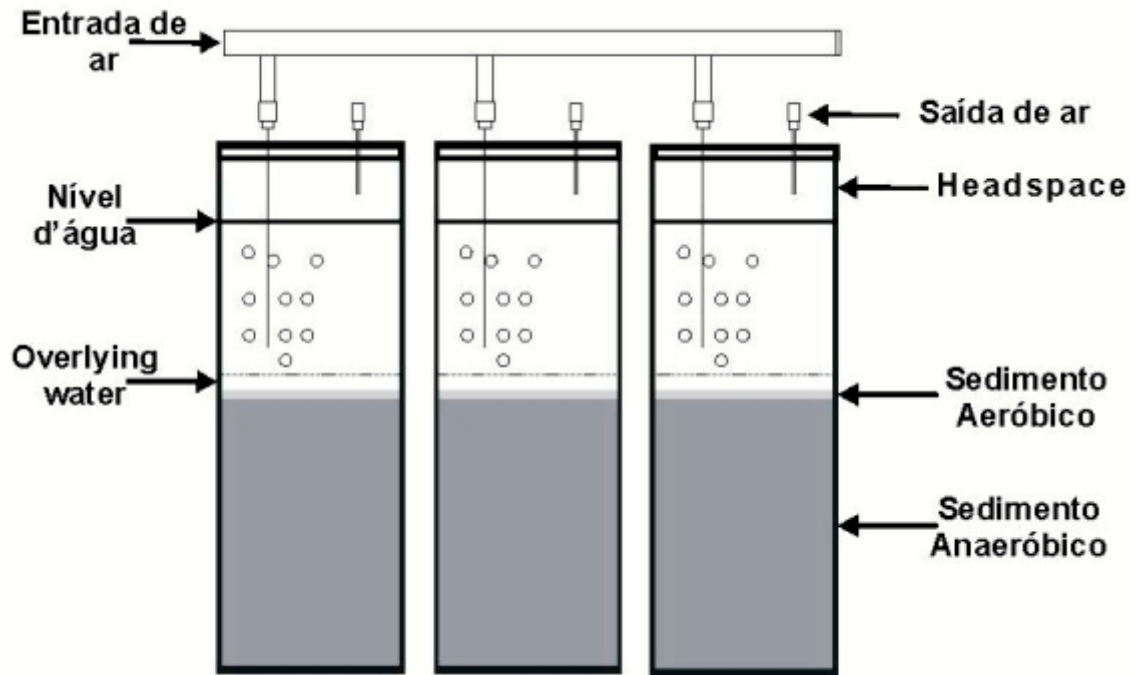
Em função do objetivo do experimento, faz-se necessário efetuar previamente a aclimação das amostras de sedimento. Um modelo de aclimação está representado na figura 5. Este modelo é útil quando se deseja avaliar, por exemplo, o efeito de algum composto, fonte de carbono, interação trófica ou nutriente sobre a atividade da macrofauna ou a influência da bioturbação na ciclagem de nutrientes, variando ou não as condições de luz, temperatura, oxigenação e nutrientes. A aclimação é necessária pois os resultados dos experimentos são obtidos a partir de um gradiente de concentração (concentração final – concentração inicial). Portanto, o microcosmo representa uma estimativa indireta da atividade dos organismos bentônicos.



**Figura 5.** Acclimatização do sedimento (cores) coletados com coletor tipo “Kajac”. A interface sedimento-água e principalmente a estrutura vertical do sedimento são mantidas intactas. A temperatura e a oxigenação da água podem ser controladas.

Na acclimação, sub-amostras do sedimento coletado (cores) são acondicionadas em recipientes no laboratório e mantidas submersas em água do ambiente. Com o intuito de evitar a influência de outros organismos no resultados obtidos, deve-se filtrar previamente a água coletada em filtros GF/C ou preferencialmente GF/F. A circulação da água presente no interior de cada tubo é garantida por um sistema de homogeneização, o qual deve funcionar à reduzida velocidade (45 a 50 rpm) e ser instalado, no mínimo, a 15 cm acima do sedimento (ver GRANÉLI 1979 a, b; FUKUHARA, SAKAMOTO 1987, 1988; SVENSSON, LEONARDSSON 1996; LEAL *et al.* 2007). A extremidade superior do “core” é mantida aberta (12 horas) para favorecer a troca de água entre o meio interno e externo até o início do período de incubação. Para cada tipo de experimento é estabelecido um protocolo de incubação e a acclimação garante a disponibilidade de oxigênio para a biota presente no sedimento.

Outro procedimento é a indução de fluxos contínuos de ar e ou água pelo interior dos “cores”, por meio de um sistema de mangueiras, possibilitando sua oxigenação constante, assim como uma suave homogeneização na coluna d’água (figura 6). A oxigenação da coluna d’ água é de fundamental importância em experimentos com duração superior a 12 horas, principalmente se as amostras foram oriundas de sedimentos orgânicos e a temperatura de incubação for superior a 20 °C. A concentração de oxigênio no interior das amostras não deve ser inferior a 15% de saturação, equivalente a 1,8mg de O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup> a 20°C. Valores inferiores a esses causam alterações na atividade da fauna bentônica.



**Figura 6.** Modelo de fluxo contínuo para homogeneização na coluna d'água em amostras de sedimento coletadas com amostrador tipo "Kajac".

Este sistema permite não apenas a coleta de amostras da água, mas também do "headspace" e é utilizado quando se deseja estabelecer o fluxo de gases ou de nutrientes entre o sedimento e a coluna d'água ou apenas de gases entre a coluna d'água e o headspace, representando a atmosfera.

Para a determinação do fluxo entre o sedimento e a coluna d'água, são comparados os valores obtidos no início da incubação (pós-fluxo) e os valores obtidos no final da (DALSGAARD *et al.* 2000), usando-se a fórmula:

$$\text{Fluxo} = ([C_f - C_i] \cdot v) / a \cdot t$$

Onde:  $C_f$ -concentração final;  $C_i$ - concentração inicial;  $v$ - volume de água ("overlying water") no tubo (litros);  $a$ - área do tubo ( $m^2$ ) e  $t$ - tempo de incubação (horas).

Os dois procedimentos permitem o estabelecimento de condições mínimas e homogêneas para o desenvolvimento de experimentos, tais como temperatura, concentração de oxigênio dissolvido e de nutrientes. Desta forma, garante-se uma conjuntura experimental inicial similar entre todos os tratamentos e as réplicas, minimizando o efeito de possíveis condições iniciais diferenciadas nas amostras sobre o resultado final. A partir deste ponto, é possível adicionar os organismos da fauna bentônica, seguindo o protocolo desenhado para o experimento.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Invertebrados bentônicos representam um importante componente dos ecossistemas lacustres, resultado de sua atividade propriamente dita e de sua interação com as demais espécies e, em muitos ecossistemas, são o principal estoque de matéria e energia.

Devido ao fato de colonizarem obrigatoriamente o sedimento, esses organismos encontram-se diretamente expostos aos impactos derivados da ação humana, pois o sedimento é um compartimento que reflete, acumula e sintetiza as atividades no entorno e no próprio ecossistema aquático.

É fato que o tamanho de um microcosmo tem influência sobre os resultados obtidos nos experimentos (GASTON, TRAVIS 1992; RUTH *et al.* 1994) e não nos é possível copiar, em escala reduzida, as condições presentes na natureza. Portanto, os resultados obtidos a partir de microcosmos devem ser examinados com cuidado. As reproduções experimentais representam apenas uma simulação dos fenômenos reais. A abordagem experimental em laboratório oferece a oportunidade de examinarmos o efeito de vários parâmetros, individualmente ou em combinação, com alta replicabilidade, uniformidade, rapidez e baixo custo. "*In situ*" a capacidade em determinarmos que fatores são determinantes e que fatores são secundários é limitada, pois todos ocorrem simultaneamente.

## REFERÊNCIAS

ALLER R. C. Transport and reactions in the bioirrigated zone. In: BONDREAU B. P.; JØRGENSEN B. B. **The benthic Boundary Layer**. New York: Oxford University, 2001. 404 p.: p. 269-301.

ALSTERBERG G. Die nährungszirkulation einiger Binnenseetypen. **Arch. Hydrobiol.**, n. 15, p. 291-338, 1925.

AMBÜHL H.; BÜHRER H. Technik der Entnahme ungestörter Grossproben von Seesedimenten: ein verbessertes Bohrlot. **Schweiz. Z. Hydrol.**, n. 37, p. 175-186, 1975.

ANDERSEN, F. Ø.; KRISTENSEN, E. The influence of macrofauna on estuarine benthic community metabolism: a microcosm study. **Mar. Biol.**, n. 99, p. 591- 603, 1988.

ANGONESI L. G.; BEMVENUTI C. E.; GANDRA M. S. Effects of dredged sediment disposal on the coastal marine macrobenthic assemblage in Southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2A, p. 413-420, 2006.

BERG K. Studies on the bottom animals of Esrom lake. **K. Dan. Vidensk. Selsk. Skr.**, n. 8, 255 p., 1938.

BERNARDELLO M.; SECCO T.; PELLIZZATO F.; CHINELLATO M.; SFRISO A.; PAVONI B. The changing state of contamination in the Lagoon of Venice. Part 2: Heavy metals. **Chemosphere**, v. 64, n. 8, p. 1334-1345, 2006.

BURRIDGE C. Y.; PITCHER C. R.; HILL B.; WASSENBERG T. J.; POINER I. R. A comparison of demersal communities in an area closed to trawling with those in adjacent areas open to trawling: a study in the Great Barrier Reef Marine Park, Australia. **Fisheries Research**, v. 79, n. 1-2, p. 64-74, 2006.

CALIMAN A.; LEAL J. J. F.; ESTEVES F. A.; CARNEIRO L. S.; BOZELLI R. L.; FARJALLA V. Functional bioturbator diversity enhances benthic-pelagic processes and properties in experimental microcosms. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 26, n. 3, p. 450-459, 2007.

CARLIER A.; RIERA P.; AMOUROUX J.-M.; BODIOU J. Y.; GRÉMARE A. Benthic trophic network in the Bay of Banyuls-sur-Mer (northwest Mediterranean, France): an assessment based on stable carbon and nitrogen isotopes analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 72, n. 1-2, p. 1-15, 2007.

CASPER P.; CHAN O. C.; FURTADO A. L. S.; ADAMS D. D. Methane in an acidic bog lake: the influence of peat in the catchment on the biogeochemistry of methane. **Aquatic Sciences**, v. 65, n. 1, p. 36-46, 2003.

CHANDLER G. T.; COULL B. C.; SCHIZAS N. V.; DONELAN T. L. A culture-based assessment of chlorpyrifos effects on multiple meiobenthic copepods using microcosms of intact estuarine sediments. **Environmental Toxicology and Chemistry**, n. 16, p. 2339-2346, 1997.

CONLAN K. E.; RAU G. H.; KVITEK R. G.  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  shifts in benthic invertebrates exposed to sewage from McMurdo Station, Antarctica. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 12, p. 1695-1707, 2006.

DALSGAARD T. (ed.); NIELSEN L. P.; BROTHAS V.; VIAROLI P.; UNDERWOOD G.; NEDWELL D. B.; SUNDBÄCK K.; RYSGAARD S.; MILES A.; BARTOLI M.; DONG L.; THORNTON D. C. O.; OTTOSEN L. D. M.; CASTALDELLI G.; RISGAARD-PETERSEN N. **Protocol handbook for NICE -**



**Nitrogen Cycling in Estuaries:** a project under the EU research programme: Marine Science and Technology (MAST III). Silkeborg, Denmark.: National Environmental Research Institute, 2000.

FIGUEIREDO-BARROS M. P.; LEAL J. J. F.; ESTEVES F. A.; MINELLO M.; BOZELLI R. L.; FARJALLA V. F.; ENRICH-PRAST A. Bioturbação por macroinvertebrados bentônicos na interface sedimento-água em ambientes lacustres Brasileiros: uma abordagem experimental. In: ROLAND F.; CÉSAR D.; MARINHO M. **Lições de Limnologia**. São Carlos: Rima, 2005. p. 381-400.

FORBES. The lake as a microcosm. **Bulletin of the Scientific Association**, Peoria, IL, p. 77-87, 1987.

FOWLKES M. D.; MICHAEL J. L.; CRISMAN T. L.; PRENGER J. P. Effects of the herbicide imazapyr on benthic macroinvertebrates in a logged pond cypress dome. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 22, n. 4, p. 900-907, 2003.

FUKUHARA, H.; SAKAMOTO, M. Enhancement of inorganic nitrogen and phosphate release from lake sediment by tubificid worms and chironomid larvae. **Oikos**, v. 48, p. 312-320, 1987.

FUKUHARA H.; SAKAMOTO M. Ecological significance of bioturbation of zoobentos community in nitrogen release from bottom sediments in a shallow eutrophic lake. **Arch. Hydrobiol.**, n. 113, p. 425-445, 1988.

GASCON, C.; TRAVIS, J. Does the spatial scale of experimentation matter - a test with tadpoles and dragonflies. **Ecology**, v. 73, n. 6, p. 2237-2243, 1992.

GRANÉLI W. The influence of *Chironomus plumosus* larvae on the oxygen uptake of sediment. **Arch. Hydrobiol.**, n. 87, p. 385-403, 1979a.

GRANÉLI W. The influence of *Chironomus plumosus* larvae on the exchange of dissolved substances between sediment and water. **Hydrobiologia**, n. 66, p. 149-159, 1979b.

GULBERG K. R.; GOEDKOOP W.; JOHNSON R. K. The fate of diatom carbon within a freshwater benthic community-a microcosm study. **Limnology and Oceanography**, v. 42, n. 3, p. 452-460, 1997.

HANSEN K.; KRISTENSEN E. The impact of the polychaete *Nereis diversicolor* and enrichment with macroalgal (*Chaetomorpha linum*) detritus on benthic metabolism and nutrient dynamics in organic-poor and organic-rich sediment. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, n. 231, p. 201-223, 1998.

HARVEY H. R.; TUTTLE J. H.; BELL J. T. Kinetics of phytoplankton decay during simulated sedimentation: changes in biochemical composition and microbial activity under oxic and anoxic conditions. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, n. 59, p. 3367-3377, 1995.

KAJAN R.; FRENZEL P. The effect of chironomid larvae on production, oxidation and fluxes of methane in a flooded rice soil. FEMS Microbiology. **Ecology**, n. 28, p. 121-129, 1999.

LEAL J. J. F.; ESTEVES F. A.; FARJALLA V. F.; ENRICH-PRAST A. Effect of *Campsurus notatus* on NH<sub>4</sub>, DOC fluxes, O<sub>2</sub> uptake and Bacterioplankton production in experimental microcosms with sediment-water interface of an Amazonian lake impacted by bauxite tailings. **Internat. Rev. Hydrobiol.**, v. 88, n. 2, p. 167-178, 2003.

LEAL J. J. F.; FURTADO A. L. S.; ESTEVES F. A.; BOZELLI R. L.; FIGUEIREDO-BARROS M. P. The role of *Campsurus notatus* (Ephemeroptera: Polymitarcyidae) bioturbation and sediment quality on potential gas fluxes in a tropical lake. **Hydrobiologia**, n. 586, p. 143-154, 2007.

LINDEMAN R. L. The trophic-dynamic aspect of ecology. **Ecology**, n. 23, p. 399-418, 1942.

MILLER-WAY T.; BOLAND G. S.; ROWE G.T.; TWILLEY R. R. Sediment oxygen consumption and benthic nutrient fluxes on the Louisiana continental shelf: a Methodological Comparison. **Estuaries**, v. 17, n. 4, p. 809-815, 1994.

MONAGHAN E.; GIBLIN A. E. The effects of coupling between the oxic and anoxic layers of sediment on nutrient release to overlying water. **The Biological Bulletin**, n. 187, p. 288-289, 1994.

MUNIZ P.; PIRES-VANIN M. A. S. More about taxonomic sufficiency: a case study using polychaete communities in a subtropical bay moderately affected by urban sewage. **Ocean Science Journal**, v. 40, n. 3, p. 127-143, 2005.

MUNIZ P.; PIRES-VANIN A. M. S.; MARTINS C. C.; MONTONE R. C.; BÍCEGO M. C. Trace metals and organic compounds in the benthic environment of a subtropical embayment (Ubatuba Bay, Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, n. 52, p. 1090-1117, 2006.

ÓLAFSSON E. Small-scale spatial distribution of marine meiobenthos: the effects of decaying macrofauna. **Oecologia**, v. 90, n. 1, p. 37-42, 1992.

PAMPLIN P.; ROCHA O.; MARCHESE M. Riqueza de espécies de Oligochaeta (Annelida, Clitellata) em duas represas do rio Tietê (São Paulo). **Biota Neotropica**, v. 5, n. 1, p. 63-70, 2005.

PETR T. Bioturbation and exchange of chemicals in the mud-water interface. In: GOLTERMAN H. L. (ed), Interactions between sediments and fresh water. PROCEEDINGS OF AN INTERNATIONAL SYMPOSIUM HELD AT AMSTERDAM, Netherlands, 1976. **Proceedings...** Netherlands: Junk Publishers, 1976. p. 216-226.

RUTH B. F.; FLEMER D. A.; BUNDRICK C. M. Recolonization of estuarine sediments by macroinvertebrates: does microcosm size matter? **Estuaries**, v. 17, n. 3, p. 606-613, 1994.

SCHAFFNER L.C.; DICKHUT R.; MITRA S.; LAY P.; BROUWER-RIEL C. Effects of physical chemistry and bioturbation by estuarine macrofauna on the transport of hydrophobic organic contaminants in the benthos. **Environmental Science Technology**, n. 31, p. 3120-3125, 1997.

SCHINDLER D. E.; SCHEUERELL M. D. Habitat coupling in lake ecosystems. **Oikos**, n. 98, p. 177-189, 2002.

SILVA M. A. L.; REZENDE C. E. Behavior of selected micro and trace elements and organic matter in sediments of a freshwater system in south-east Brazil. **The Science of the Total Environment**, n. 292, p. 121-128, 2002.

SIMPSON E.P.; GONZÁLEZ M. R.; HART C. M.; HURLBERT S. H. Salinity and fish effects on Salton Sea microecosystems: benthos. **Hydrobiologia**, v. 381, n. 1-3, p. 153-177, 1998.

SVENSSON J.M.; LEONARDSON L. Effects of bioturbation by tube-dwelling chironomid larvae on oxygen uptake and denitrification in eutrophic lake sediments. **Freshwater Biology**, n. 35, p. 289-300, 1996.

SVENSSON J. M. Influence of *Chironomus plumosus* larvae on ammonium flux and denitrification (measured by acetylene blockage - and isotope pairing -technique) in eutrophic lake sediment. **Hydrobiologia**, n. 346, p. 157-168, 1997.

SZCZEPANIK-VAN LEEUWEN P. A.; PENROSE W. R. Functional properties of a microcosm of the freshwater benthic zone and the effects of 2,4-dichlorophenol. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 12, n. 4, p. 427-437, 1983.

VADEBONCOEUR Y.; ZANDEN M. J. V.; LODGE D. M. Putting the Lake back together: Reintegrating Benthic Pathways into Lake Food Web Models. **Bioscience**, v. 52, n. 1, p. 44-54, 2002.

WANG J.; YU D. Influence of sediment fertility on morphological variability of *Vallesneria spiralis* L. **Aquatic Botany**, n. 87, p. 127-133, 2007.

WETZEL R. G.; RICH P. H.; MILLER C. M.; ALLEN H. L. Metabolism of dissolved and particulate detrital carbon in a temperate hard-water lake. **Mem. Ist. Ital. Idrobiol.**, n. 29, Suppl., p. 185-243, 1972.

WIELTSCHNIG C.; KIRSCHNER A. K. T.; FISCHER U. R.; VELIMIROV B. Top-down control of benthic heterotrophic nanoflagellates by oligochaetes and microcrustaceans in a littoral freshwater habitat. **Freshwater Biology**, n. 48, p. 1840-1849, 2003.

WOOD L. W. Role of oligochaetes in the circulation of water and solutes across the mud-water interface. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, n. 19, p. 1530-1533, 1975.

WU W.; WANG S. S. Y. Formulas for Sediment Porosity and Settling Velocity. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 132, n. 8, p. 858-862, 2006.



---

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária*  
**Embrapa Monitoramento por Satélite**  
*Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*  
*Av. Dr. Júlio Soares de Arruda, 803 - Parque São Quirino*  
*CEP 13088-300, Campinas-SP - Brasil*  
*Fone (19) 3256-6030 Fax (19) 3254-1100*  
*<http://www.cnpm.embrapa.br> [sac@cnpm.embrapa.br](mailto:sac@cnpm.embrapa.br)*