

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE
CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL
DIRETORIA DE ENGENHARIA, TECNOLOGIA E QUALIDADE AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE ANÁLISES AMBIENTAIS
DIVISÃO DE ANÁLISES HIDROBIOLÓGICAS
SETOR DE COMUNIDADES AQUÁTICAS

MACROFAUNA BENTÔNICA DE
ÁGUA DOCE: AVANÇOS
METODOLÓGICOS – III

JULHO/2003

DOCUMENTO

<i>Tipo</i>	<i>Data</i>	<i>Origem</i>	<i>N.º Página / V</i>	<i>N.º Mapas</i>
Relatório Técnico	29/07/03	EAHC	74p	

TÍTULO DO DOCUMENTO

MACROFAUNA BENTÔNICA DE ÁGUA DOCE: AVANÇOS METODOLÓGICOS III.

AUTOR RESPONSÁVEL

Assinatura / Carimbo / Data

AUTORES / ENTIDADES OU UNIDADES A QUE PERTENCEM

Mônica Luisa Kuhlmann - EAHC
Hélio Rubens Victorino Imbimbo - SABESP
Helena Mitiko Watanabe - EAHC

DOCUMENTO AUTORIZADO POR

Assinatura / Carimbo / Data

DOCUMENTO REVISADO

Assinatura / Carimbo / Data

CLASSIFICAÇÃO DE SEGURANÇA

- Externa Interna
 Reservada

PALAVRAS CHAVES

bentos, substrato artificial, biomonitoramento

CÓDIGO E TÍTULO DO PROJETO

42.35.10.00 - Atualização e aperfeiçoamento de metodologias analíticas para apoio às ações de controle de poluição e preservação do meio ambiente desenvolvidas pelo Governo do Estado de São Paulo.

DISTRIBUIÇÃO INTERNA

Áreas / N.º de Cópias

EAHC/1, EAH/1, BIBLIOTECA/2

USO DA BIBLIOTECA

Classificação de Assunto

N.º Documento

Visto / Carimbo / Data

TÍTULO DO DOCUMENTO

MACROFAUNA BENTÔNICA DE ÁGUA DOCE: AVANÇOS METODOLÓGICOS III.

RESUMO

O presente relatório encerra a avaliação do uso de substratos artificiais em programas de biomonitoramento, que a CETESB vem desenvolvendo com o intuito de agilizar o processo de análise de bentos sem comprometimento da qualidade do resultado final.

Inclui um protocolo para confecção e uso do substrato artificial desenvolvido e conclui:

O tempo ideal de exposição do substrato para a colonização da macrofauna bentônica foi de 28 dias, quando houve estabilidade na maioria dos índices descritores da estrutura da comunidade e comumente utilizados em diagnóstico ambiental. Mas, no caso de adoção do índice multimétrico, esse período pode ser menor, possibilitando a coleta a 7 (verão) e 14 (inverno) dias após instalação.

As comunidades bentônicas obtidas com substratos artificiais mostraram-se eficientes na distinção entre localidades fortemente poluídas daquelas moderadamente poluídas, sendo seu uso apropriado em programas de biomonitoramento.

As comunidades coletadas com substratos artificiais e pegadores de fundo diferiram qualitativa e quantitativamente. Os substratos artificiais coletam maior abundância e variedade de macroinvertebrados bentônicos que os pegadores de fundo. Conseqüentemente, critérios de qualidade estabelecidos para amostragens do substrato natural devem ser revistos no caso da adoção de substratos artificiais como instrumento de coleta do macrozoobentos em programas de biomonitoramento.

Os substratos artificiais confeccionados pela CETESB tem custo elevado que, somado à alta probabilidade de perdas por vandalismo e baixa possibilidade de reutilização, não os tornam atraentes para uso em ampla escala, como em rede de biomonitoramento. Entretanto, sua eficiência na coleta da macrofauna bentônica, sensibilidade na descrição da qualidade ambiental e a rapidez de colonização torna-os ferramenta interessante em programas de educação ambiental e no biomonitoramento em pequena escala, por exemplo, dentro de áreas industriais limitadas e de acesso controlado.

OBSERVAÇÕES

Essa ficha contém os dados para a citação correta desse relatório, em sua versão em original em papel, disponível na biblioteca CETESB. A versão em *.pdf teve a numeração de páginas modificada em função da inserção de cabeçalho/rodapé.

ÍNDICE

	Pág.
APRESENTAÇÃO	2
1. TEMPO DE COLONIZAÇÃO	4
INTRODUÇÃO	4
MATERIAL & MÉTODOS	4
RESULTADOS	8
DISCUSSÃO	16
CONCLUSÕES	19
2. SENSIBILIDADE AO GRADIENTE DE QUALIDADE AMBIENTAL	20
INTRODUÇÃO	20
MATERIAL E MÉTODOS	20
RESULTADOS	26
DISCUSSÃO	31
CONCLUSÃO	33
3. COMPARAÇÃO ENTRE SUBSTRATO ARTIFICIAL E NATURAL.	34
INTRODUÇÃO	34
MATERIAL & MÉTODOS	34
RESULTADOS	36
DISCUSSÃO	48
CONCLUSÕES	51
4. AVALIAÇÃO CUSTO-BENEFÍCIO.	53
INTRODUÇÃO	53
RESULTADOS & DISCUSSÃO	53
CONCLUSÕES	57
5. PROTOCOLO - CONFECCÃO E USO DO SUBSTRATO ARTIFICIAL DO TIPO CESTO COM PEDRA DE BRITA, PARA COLETA DA MACROFAUNA BENTÔNICA.	58
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.	64
7. EQUIPE TÉCNICA	70

APRESENTAÇÃO

O biomonitoramento pode ser a forma mais adequada de avaliar os efeitos da poluição ou qualquer outra forma de impacto sobre a biota aquática. Os elementos da comunidade residente em determinado corpo d'água são os monitores naturais da qualidade ambiental, e podem revelar as conseqüências de ocorrências pontuais, acumulativas ou sinergismos (Barbour *et al.*, 1996; Wiederholm, 1980). Dentre as comunidades aquáticas, a bentônica é a que tem sido mais freqüentemente utilizada em programas de monitoramento, principalmente em ecossistemas lóticos (Rosenberg & Resh, 1993; Resh *et al.*, 1995; Davis *et al.*, 1996). A coleta dos organismos bentônicos pode ser feita pelos métodos tradicionais, com a utilização de pegadores de fundo ou redes, ou por substratos artificiais (Coutermanch *et al.*, 1989).

Desde 1979, a CETESB vem desenvolvendo, adaptando e aplicando metodologias alternativas de coleta de organismos bentônicos, visando ampliar a eficiência na análise desta variável através de redução no tempo gasto no processamento da amostra, sem comprometimento da qualidade do dado.

A utilização de substratos artificiais é uma dessas alternativas que apresenta como vantagens, a possibilidade de se coletar em locais onde os métodos convencionais não podem ser aplicados, além de não interferirem no meio de forma destrutiva, como o fazem os pegadores de fundo. O material obtido de uma amostragem onde utilizou-se substrato artificial possui menos sedimento e matéria orgânica, que geralmente dificultam o processo de triagem, portanto este método possibilita que sejam obtidos resultados mais rapidamente. Como os substratos artificiais são em geral uniformes, as variações decorrentes de macro e microhabitats são minimizadas, pois o substrato colonizado será o mesmo, independente do local onde este for depositado (Rosemberg & Resh, 1982). No entanto, alguns tipos de substratos artificiais são seletivos (De Pauw *et al.*, 1986) e, portanto, a comunidade resultante pode não corresponder à comunidade do local amostrado (Cairns, 1982 *apud* De Pauw *et al.*, 1986).

Dentro desta linha tem sido avaliado o uso de substratos artificiais em ecossistemas lóticos de água doce, no caso cestos preenchidos com pedras do tipo brita, na coleta do bentos. Esta metodologia não só padroniza o programa de amostragem, como também origina amostras mais rapidamente processáveis.

Em uma primeira etapa (Henrique-Marcelino *et al.*, 1992) foi escolhido o tipo mais adequado de substrato a ser adotado, após um estudo comparativo entre os dois modelos que vem sendo recomendados pelo "Standard Methods" (Apha, 1998). Entre o substrato de placas múltiplas e cesto preenchido com pedras, o segundo exibiu menor seletividade e capturou organismos de maior tamanho, tendo sido preferido ao primeiro. A seguir, foram executadas modificações julgadas necessárias e, por um teste de resistência, foram gerados dados preliminares à definição do melhor tamanho de cesto a ser empregado (Kuhlmann *et al.*, 1993).

Este relatório conclui o estudo de avaliação do uso de substratos artificiais na coleta da macrofauna bentônica, ao apresentar os resultados das últimas etapas de levantamento de dados e conclusões desta atividade, parte integrante do projeto de **O.S. 42.35.10.00** "Atualização e aperfeiçoamento de metodologias analíticas para apoio às ações de controle de poluição e preservação do meio ambiente desenvolvidas pelo Governo do Estado de São Paulo."

Na primeira parte deste relatório avaliou-se o tempo ideal de exposição dos cestos à colonização pela macrofauna bentônica, através de estudo realizado no Alto Tietê, no verão e inverno de 1993. Na segunda etapa testou-se, entre setembro e outubro de 1995, a sensibilidade das comunidades coletadas com o cesto a um gradiente de qualidade ambiental no rio Tietê. Com os dados gerados nas duas etapas, comparou-se, em séries temporal e espacial, o uso das comunidades obtidas na amostragem do substrato artificial com a do natural para o diagnóstico ambiental. Foi também realizada uma análise custo-benefício do emprego deste substrato artificial em biomonitoramento. Finalmente, foi gerado um protocolo para confecção e uso desta ferramenta de coleta de bentos.

1. TEMPO DE COLONIZAÇÃO

INTRODUÇÃO

Um problema que tem merecido atenção de vários pesquisadores e que efetivamente pode comprometer o programa de amostragem com substrato artificial, relaciona-se à determinação do tempo ideal de exposição do equipamento à colonização da comunidade alvo, ou seja, das populações de macroinvertebrados bentônicos (Dickson & Cairns, 1972; Rosenberg & Resh, 1982). Uma vez implantado no corpo de água, o substrato estará sujeito a modificações do meio, à medida que houver deposição de partículas orgânicas e minerais e colonização por perifíton, fungos, bactérias e protozoários. Paralelamente, a comunidade bentônica colonizadora estará sofrendo alterações, até que, após um determinado tempo a partir do momento da instalação do substrato, seja alcançada uma situação hipotética de equilíbrio (Meier *et al.*, 1979; Deutsch, 1980; Rosenberg & Resh, 1982; Dejoux *et al.*, 1983; Boothroyd & Dickie, 1989).

Os manuais práticos de coleta de invertebrados bentônicos para monitoramento biológico, em geral, aconselham que os substratos permaneçam no ambiente por um período de exposição de 6 a 8 semanas (Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993; APHA, 1998), que tem sido considerado inadequado por alguns autores (Meier *et al.*, 1979). Segundo Rosenberg & Resh (1982) e Mackay (1992), o tempo ideal de colonização variará de acordo com o desenho amostral, a estação do ano, a localização geográfica e a medida de equilíbrio considerada. É preciso levar em conta, entretanto, que períodos muito longos de exposição aumentam a probabilidade de perda por vandalismo e/ou inundações (Clements *et al.*, 1989).

Visando uma aplicação criteriosa de substratos artificiais em programas de monitoramento da qualidade da água, neste ítem pretendeu-se determinar o tempo de exposição mais curto e adequado à colonização de substratos artificiais, a partir dos dados de alguns índices biológicos comumente aplicados no diagnóstico da qualidade de ambientes aquáticos.

MATERIAL & MÉTODOS

O experimento de colonização foi executado em dois períodos, um no verão (13/02/93 a 17/04/93) e outro no inverno (10/07/93 a 11/09/93), tendo sido utilizado o

substrato artificial desenvolvido na CETESB (Kuhlmann *et al.*, 1993), do tipo cesto, de formato retangular, confeccionados em tela plástica resistente, com abertura de malha de 1 a 2 cm, com dimensões de: 18 x 10 x 25 cm e preenchidos com pedra de brita de diâmetro aproximado de 4 (vide figura 1 do **ANEXO**).

Trinta e cinco cestos foram simultaneamente colocados, nos primeiros dias de experimento de cada período de estudo, em trecho do rio Tietê, na altura da cidade de Biritiba Mirim (vide figura 3 do **ANEXO**). Foram retiradas 4 réplicas (escolhidas por sorteio) nos seguintes intervalos de tempo: 7, 14, 21, 28, 35, 42, 56 e 70 dias a partir da instalação. De modo a prevenir perdas dos substratos, por enxurrada ou vandalismo, foram utilizados 3 cestos excedentes em cada período de estudo.

Os procedimentos de coleta e preparo das amostras seguiram **PROTOCOLO** apresentado no item 5 desse relatório.

Na identificação dos organismos foram utilizadas as chaves de Pennak (1989), Thorp & Covich (1991), Lopretto & Tell (1995, tomos II e III) e Merritt & Cummins (1996).

As densidades populacionais foram computadas em termos de número de indivíduos/cesto. Para a definição do tempo ideal de exposição dos substratos à colonização em cada período, foram calculados índices, comumente utilizados em biomonitoramento, para cada cesto, tendo sido posteriormente obtidos os valores médios para cada data de coleta. Foram considerados os seguintes índices:

1. **Riqueza (S)**, como sendo a soma das categorias taxonômicas encontradas na amostra.
2. **Dominância (DOM)**, como sendo o maior valor de abundância relativa na amostra.
3. **Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H')**, ou seja,

$$H' = - \sum p_i \log_2 p_i, \text{ onde:}$$

$$p_i = n_i/N \text{ e } n_i = \text{densidade do taxa } i; N = \text{densidade total.}$$

4. **Índice de Comparação Sequencial (ICS)**(Cairns & Dickson, 1971), em cujo cálculo foi empregado software desenvolvido pelo prof. Dr. Aristotelino Monteiro Ferreira para a CETESB (Henrique-Marcelino *et al.*, 1992). Por limitação do programa, amostras com densidades totais superiores a 5000 ind./cestos não puderam ter seus valores de ICS determinados.

5. **Razão Oligochaeta/Chironomidae** (Wiederholm, 1980), ou seja,

$$O/C = n_{\text{OLIGOCHAETA}} / (n_{\text{OLIGOCHAETA}} + n_{\text{CHIRONOMIDAE}} - n_{\text{TANYPODINAE}}), \text{ onde:}$$

$$n_{\text{OLIGOCHAETA}} = \text{densidade de OLIGOCHAETA};$$

$$n_{\text{CHIRONOMIDAE}} = \text{densidade de CHIRONOMIDAE};$$

$n_{TANYPODINAE}$ = densidade de TANYPODINAE.

6. Razão Tanytarsini/Chironomidae (Ohio EPA, 1987), ou seja,

$Tt/Chi = n_{TANYTARSINI}/n_{CHIRONOMIDAE}$, onde:

$n_{TANYTARSINI}$ = densidade de TANYTARSINI;

$n_{CHIRONOMIDAE}$ = densidade de CHIRONOMIDAE.

7. Índice Multimétrico, utilizando os valores de S, DOM e O/C. No cálculo deste índice multimétrico os resultados obtidos para S, DOM e O/C a cada réplica, são substituídos por um valor, segundo as faixas a seguir:

valor	classificação	cor	S	DOM	O/C
5	péssima		azóico		
4	ruim		$S \leq 4$	$D > 0,75$	$O/C > 0,75$
3	regular		$8 \geq S > 4$	$0,50 < D \leq 0,75$	$0,50 < O/C \leq 0,75$
2	boa		$12 \geq S > 8$	$0,25 < D \leq 0,50$	$0,25 < O/C \leq 0,50$
1	ótima		$S > 12$	$D \leq 0,25$	$O/C \leq 0,25$

O valor do índice multimétrico para cada cesto será a média aritmética do ranking dos três índices parciais e, o valor para cada data de coleta, que representará o diagnóstico ou a classificação final da qualidade do habitat, será simplesmente a média aritmética dos índices multimétricos das réplicas.

O teste “U” de Mann-Whitney (Siegel, 1975)($\alpha = 0,05$) foi utilizado para a comparação dos valores dos índices, dentro de cada período de experimento e entre inverno e verão, exceto para o Índice multimétrico.

DIAGNÓSTICO ABIÓTICO DO LOCAL DE ESTUDO

O local de realização do experimento situa-se a jusante da ETA de Biritiba Mirim e próximo ao ponto da rede de monitoramento da CETESB TE1010 (CETESB, 1998a), a montante de grandes indústrias e em região de intensa atividade horti-frutigranjeira e de pastagens naturais.

Segundo CETESB (1994), no ano de execução do trabalho o teor de oxigênio superficial, neste ponto, tendeu a ser muito baixo durante a cheia (3,1 e 1,1 mg/L, em Jan e Mar, respectivamente), tendo sido um importante fator de estresse à fauna bentônica neste período. Estudos posteriores neste mesmo local, inclusive com levantamentos do

bentos da zona de deposição, indicaram semelhante comportamento do oxigênio dissolvido na água superficial e de fundo (CETESB, 1998a e b). O período de maior volume d'água foi também aquele em que os valores de P_{total} , $N_{amoniacal}$, coliformes fecais e DBO na água superficial chegaram a ultrapassar os limites estabelecidos pela legislação CONAMA para águas da classe 2 (CETESB, 1994). Essa piora da qualidade do habitat, no verão, pode estar associada ao carreamento superficial de fertilizantes, já que trata-se de uma região horti-fruti-granjeira, à lavagem de fossas sépticas, que prevalecem na zona rural e/ou à descarga de água de fundo, por vezes anaeróbica nesse período, do reservatório de Ponte Nova, localizado cerca de 4 Km a montante.

As concentrações químicas nos sedimentos, obtidas de amostras retiradas na última data de coleta, mostraram-se baixas (Tab. I), nunca tendo superado os valores limites de início de efeito deletério sobre a biota, segundo os critérios mais restritivos existentes na literatura (Smith *et al.*, 1996).

Tabela I. Dados químicos dos sedimentos do rio Tietê (Biritiba Mirim), obtidos em 11/09/93.

	RESULTADO	INÍCIO DE EFEITO*
Alumínio ($\mu\text{g/g}$)	17700	-
Cádmio ($\mu\text{g/g}$)	<0,5	0,58
Chumbo ($\mu\text{g/g}$)	<10	31
Cobre ($\mu\text{g/g}$)	<1	16
Cromo ($\mu\text{g/g}$)	6,65	26
Ferro ($\mu\text{g/g}$)	5460	-
Fosfato total ($\mu\text{g/g}$)	160	-
Manganês ($\mu\text{g/g}$)	180	-
Mercúrio ($\mu\text{g/g}$)	<0,05	0,15
Níquel ($\mu\text{g/g}$)	7	16
Nitrogênio amoniacal ($\mu\text{g/g}$)	130	-
Nitrogênio Kjeldahl ($\mu\text{g/g}$)	1200	-
Nitrogênio nitrato ($\mu\text{g/g}$)	0,08	-
Nitrogênio nitrito ($\mu\text{g/g}$)	<0,005	-
Nitrogênio orgânico ($\mu\text{g/g}$)	1070	-
Zinco ($\mu\text{g/g}$)	32	98

* Valores mais restritivos de critérios compilados em Smith *et al.*, 1996.

RESULTADOS

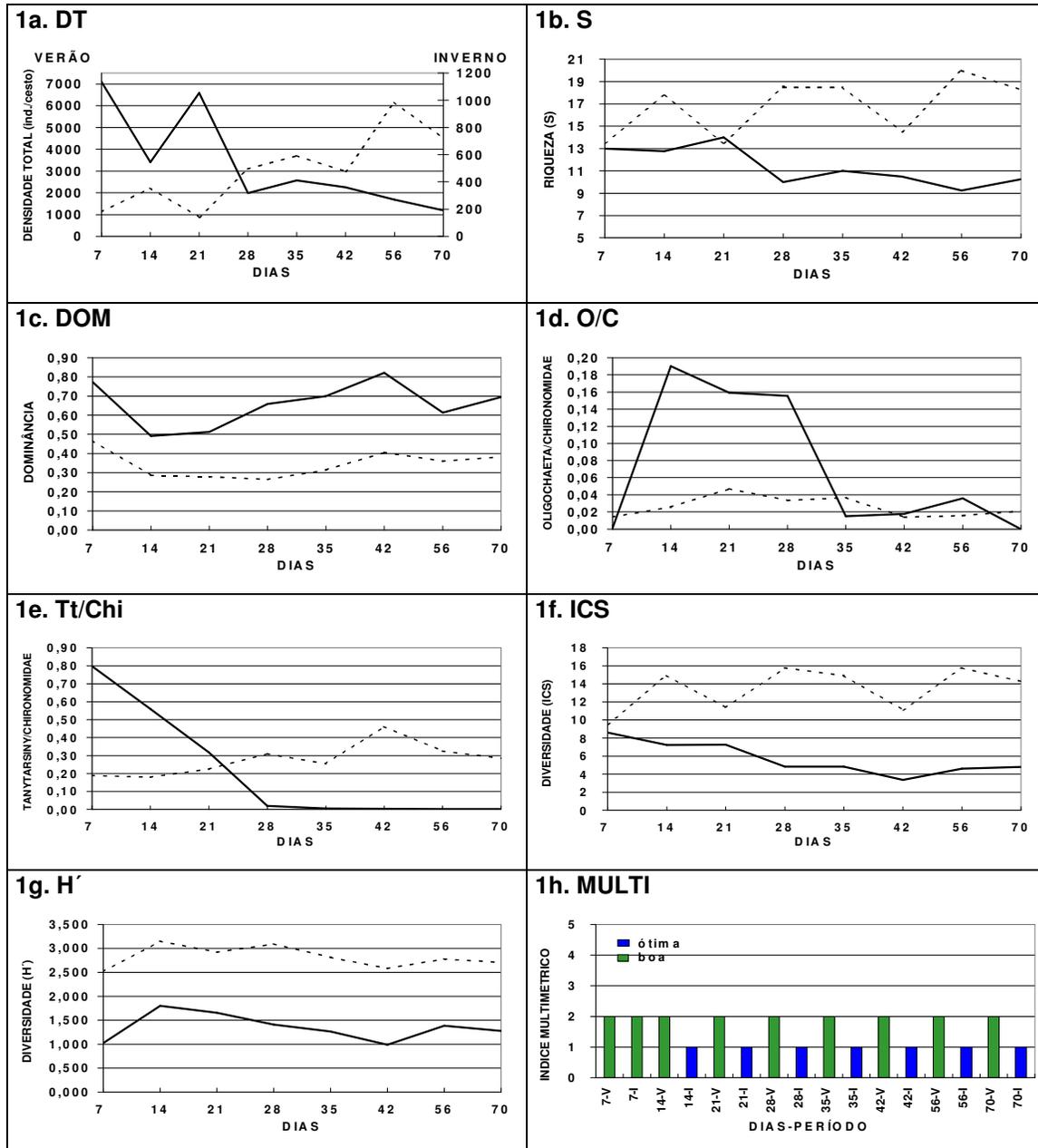


Figura 1. Variações dos índices de estrutura da comunidade ao longo do processo de colonização, no verão (linha cheia) e no inverno (linha pontilhada).

A figura 1a exibe as variações em densidades totais observadas nas comunidades colonizadoras dos cestos no verão e no inverno. Os aspectos mais conspícuos sem dúvida foram as diferenças em densidades observadas nas comunidades dos dois

períodos de estudo, sempre significativamente superiores no verão (Tab. II), e o padrão oposto de comportamento das curvas, decrescente no verão e crescente no inverno.

Tabela II. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às densidades totais (DT) do verão e do inverno.

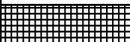
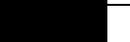
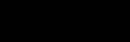
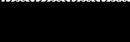
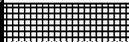
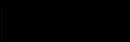
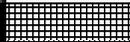
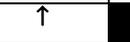
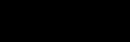
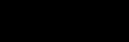
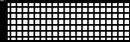
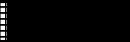
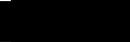
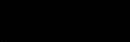
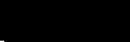
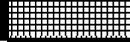
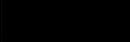
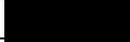
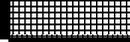
dias	7	14	21	28	35	42	56	70
	V	V	V	V	V	V	V	V

 Ho aceita
 Ho rejeitada

V = DT verão > inverno; I = DT inverno > verão

No verão houve longo período de estabilidade em DT, entre o 14^o e o 42^o dias e, no inverno, do 28^o ao 42^o (Tab. III).

Tabela III. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às densidades totais (DT), no verão (esquerda) e no inverno (direita).

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		↑		↑	↑		↑	↑
14			↓		↑		↑	↑
21				↑	↑	↑	↑	↑
28	↓						↑	
35								
42							↑	
56	↓		↓		↓			
70	↓		↓		↓	↓		

 Ho aceita
 Ho rejeitada

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior
 ↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

Os valores de riqueza apresentaram tendências similares aos observados para a densidade total, diminuindo nas comunidades de verão e aumentando nas de inverno (Fig. 1b). No entanto, no inverno os valores em geral foram significativamente superiores àqueles observados no verão (Tab. IV).

Tabela IV. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às riquezas (S) do verão e do inverno.

Dias	7	14	21	28	35	42	56	70
	Ho aceita							
	Ho rejeitada							

V = S verão > inverno; I = S inverno > verão

Apesar da tendência ao declínio, foi observado um longo e forte período de estabilidade em S do 28º dia até o final do experimento no verão (Tab. V). Por outro lado, no inverno só foi possível definir dois curtos períodos de maior estabilidade (entre 28º e 35º dias e entre 56º e 70º dias).

Tabela V. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às riquezas (S), no verão (esquerda) e inverno (direita).

Dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7		↑		↑	↑		↑	↑
14			↓			↓		
21				↑	↑		↑	↑
28	↓		↓			↓		
35						↓		
42	↓		↓				↑	↑
56	↓		↓					
70	↓		↓					
	Ho aceita							
	Ho rejeitada							

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior
 ↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

Os dados de dominância apresentaram tendências similares para os dois períodos de estudo, com valores inicialmente altos, as curvas exibiram fase de queda, seguida de novo aumento (Fig. 1c). Entretanto, os valores de dominância para as comunidades de verão foram significativamente mais elevados que os de inverno (Tab. VI).

Tabela VI. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às dominâncias (DOM) do verão e do inverno.

Dias	7	14	21	28	35	42	56	70
	V	V	V	V	V	V	V	V
	Ho aceita							
	Ho rejeitada							

V = DOM verão > inverno; I = DOM inverno > verão

Um período mais longo de maior estabilidade em DOM pode ser observado entre o 14^o e o 28^o dias, logo no início do processo de colonização, no verão (Tab. VII). No inverno, dois períodos de estabilidade foram observados, o primeiro, mais longo, ocorreu do início do processo de colonização até o 35^o dia e o segundo, no final, entre o 42^o e 70^o dias.

Tabela VII. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às dominâncias (DOM), no verão (esquerda) e no inverno (direita).

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7	▒	■	■	■	■	■	■	■
14	↓	▒	■	■	■	↑	■	■
21	↓	■	▒	■	■	↑	↑	↑
28	↓	■	■	▒	■	↑	↑	↑
35	■	■	↑	■	▒	↑	■	↑
42	■	↑	↑	↑	↑	▒	■	■
56	■	■	■	■	■	■	▒	■
70	■	↑	↑	■	■	↓	■	▒

Ho aceita
 Ho rejeitada

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior
 ↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

A figura 1d mostra as oscilações da razão O/C, cujos valores foram em geral baixos, tendo sido similares para os dois períodos na maioria do tempo (Tab. VIII).

Tabela VIII. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às razões Oligochaeta/Chironomidae (O/C) do verão e do inverno.

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
	■	■	■	■	■	■	■	I

Ho aceita
 Ho rejeitada

V = O/C verão > inverno; I = O/C inverno > verão

A razão O/C exibiu longos períodos de estabilidade, no verão, entre o 21^o e 48^o dias, e no inverno, do 7^o ao 42^o dias.

Tabela IX. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às razões Oligochaeta/Chironomidae (O/C), no verão (esquerda) e no inverno (direita).

dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7	▒	■	■	■	■	■	▒	▒
14	↑	▒	■	■	■	■	■	■
21	■	■	▒	■	■	■	■	■
28	↑	■	■	▒	■	■	■	■
35	↑	↓	■	■	▒	■	■	■
42	↑	■	■	■	■	▒	■	■
56	■	■	■	■	■	■	▒	■
70	■	↓	↓	↓	↓	↓	↓	▒

Ho aceita
 Ho rejeitada

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

Já com relação à razão Tt/Chi, tendências opostas voltaram a ser observadas entre as comunidades de verão e de inverno dos substratos artificiais, com queda drástica no primeiro período e aumento gradual no segundo (Fig. 1e). Os valores encontrados foram significativamente superiores no verão nas duas primeiras semanas de colonização (7^o e 14^o dias), tornando-se maiores para o inverno a partir do 28^o dia (Tab. X).

Tabela X. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às razões Tanytarsini/Chironomidae (Tt/Chi) do verão e do inverno.

Dias	7	14	21	28	35	42	56	70
	V	V	■					

Ho aceita
 Ho rejeitada

V = Tt/Chi verão > inverno; | = Tt/Chi inverno > verão

Uma fase de forte estabilidade da razão Tt/Chi, mas com valores muito baixos, foi observada a partir do 35^o dia, no verão (Tab. XI), enquanto que, no inverno, o período de maior estabilidade ocorreu ente o 7^o e 21^o dias.

Tabela XI. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às razões Tanytarsini/Chironomidae (Tt/Chi), no verão (esquerda) e no inverno (direita).

Dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7	▒	■	■	■	■	↑	↑	■
14	↓	▒	■	↑	■	↑	↑	↑
21	↓	↓	▒	↑	■	↑	■	■
28	↓	↓	↓	▒	↓	■	■	■
35	↓	↓	↓	↓	▒	↑	■	■
42	↓	↓	↓	↓	■	▒	■	↓
56	↓	↓	↓	↓	■	■	▒	■
70	↓	↓	↓	↓	■	■	■	▒

■ Ho aceita

□ Ho rejeitada

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior

↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

A figura 1f exibe as variações do índice de diversidade (ICS) nos dois períodos de estudo, cujos valores foram quase sempre significativamente superiores para as comunidades do inverno (Tab. XII).

Tabela XII. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado aos índices de diversidade (ICS) do verão e do inverno.

Dias	7	14	21	28	35	42	56	70
	■		■					

■ Ho aceita

□ Ho rejeitada

V = ICS verão > inverno; I = ICS inverno > verão

Apesar da curva de ICS aparentemente decrescer de forma gradativa no verão, essa alteração não foi significativa (Tab. XIII), sendo que esse índice praticamente não sofreu variações significativas ao longo de todo tempo de colonização. Mesmo assim, um período mais longo de estabilidade pode ser definido a partir do 21º dia até o final. Já para as comunidades do inverno, o ICS oscilou muito, ora aumentando, ora diminuindo, tendo definido dois curtos períodos de estabilidade (do 28º ao 35º dias e do 56º e 70º dias).

Tabela XIII. Probabilidades (p) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às diversidades (ICS), no verão (esquerda) e no inverno (direita).

Dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7	▒	↑	■	↑	↑	■	↑	↑
14	■	▒	↓	■	■	↓	■	■
21	-	■	▒	↑	↑	■	↑	↑
28	■	■	■	▒	■	↓	■	■
35	■	■	■	■	▒	↓	■	■
42	■	↓	■	■	■	▒	↑	↑
56	■	■	■	■	■	■	▒	■
70	■	■	■	■	■	■	■	▒

■ Ho aceita
 □ Ho rejeitada

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior
 ↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

O índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') oscilou pouco e similarmente nos dois períodos de estudo (Fig. 1g), mas seus valores foram significativamente mais elevados no inverno (Tab. XIV).

Tabela XIV. Probabilidades (p) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado aos índices de diversidade (H') do verão e do inverno.

Dias	7	14	21	28	35	42	56	70

□ Ho rejeitada
 V = H' verão > inverno
 I = H' inverno > verão

No verão ocorreram dois períodos de forte estabilidade, entre o 14^o e 28^o dias e entre o 35^o e 70^o dias (Tab.XV). No inverno também foram observados dois períodos de forte estabilidade, tendo sido o primeiro entre o 7^o e 28^o dias e o segundo entre o 35^o e 70^o dias.

Tabela XV. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado às diversidades (H'), no verão (esquerda) e no inverno (direita).

Dias	7	14	21	28	35	42	56	70
7	Ho aceita							
14	↑	Ho aceita	Ho aceita	Ho aceita	↓	↓	↓	↓
21	↑	Ho aceita	Ho aceita	Ho aceita	↓	↓	Ho aceita	Ho aceita
28	↑	Ho aceita	Ho aceita	Ho aceita	↓	↓	↓	↓
35	Ho aceita	↓	↓	Ho aceita				
42	Ho aceita	↓	↓	↓	Ho aceita	Ho aceita	Ho aceita	Ho aceita
56	Ho aceita							
70	Ho aceita	↓	↓	Ho aceita				

Ho aceita
 Ho rejeitada

↓ = valor obtido com cesto mais novo foi superior
 ↑ = valor obtido com cesto mais velho foi superior

A figura 1h mostra as variações nos diagnósticos de qualidade do ambiente obtidos pela aplicação do índice multimétrico. Com exceção da primeira semana, cujos diagnósticos foram similares (qualidade boa) para ambos os períodos de estudo, nas demais datas de coleta os diagnósticos de verão foram sempre inferiores (qualidade boa) que do inverno (qualidade ótima). No verão o resultado desse índice não variou ao longo do tempo de estudo, enquanto que no inverno, a partir do 14º dia não houve mais variação.

A figura 2 resume os principais períodos de estabilidade das medidas usadas, para os dois períodos de estudo.

VERÃO	7	14	21	28	35	42	56	70
DT								
S								
DOM								
O/C								
Tt/Chi								
ICS								
H'								
MULTI								
INVERNO	7	14	21	28	35	42	56	70
DT								
S								
DOM								
O/C								
Tt/Chi								
ICS								
H'								
MULTI								

Figura 2. Períodos de estabilidade nos valores de medidas comumente usadas em diagnóstico ambiental, ao longo do processo de colonização dos dois períodos estudados. Os 2 padrões distinguem períodos diferentes de estabilidade.

DISCUSSÃO

Estudos sobre o processo de colonização, em que se possa determinar o tempo ideal de exposição dos cestos à colonização têm sido considerados essenciais, antes da adoção dessa técnica em trabalhos de rotina (Rosenberg & Resh, 1982).

Um dos fatores que freqüentemente influencia a colonização é a sazonalidade (Shaw & Minshall, 1980; Benzie, 1984; Benson & Pearson, 1987), que tem dificultado o estabelecimento de padrões em estudos sobre essa dinâmica (Rosenberg & Resh, 1982; Benzie, 1984). Neste trabalho, todos os índices sofreram influência sazonal, ou seja, exibiram tendências (exceto DOM e H') e/ou valores diferentes nos dois períodos de

estudo. DT e DOM obtiveram valores mais elevados no verão, enquanto S, ICS, H' e o multimétrico foram superiores no inverno. Por outro lado, parte das razões O/C e Tt/Chi foram maiores no verão e parte no inverno. Para Hilsenhoff (1969), variações nos ciclos de vida das populações colonizadoras seriam responsáveis pela sazonalidade observada, mas outros fatores, como diferenças nas espécies que compõem os grupos e no volume e frequência da precipitação atmosférica, que determinam uma série de alterações em parâmetros importantes para as populações bentônicas, como velocidade de corrente, quantidade de material em suspensão, transparência, teor de oxigênio dissolvido e disponibilidade de nutrientes, também devem ser considerados.

No verão, DT e S decresceram, enquanto que no inverno aumentaram com o tempo de colonização. É possível que DT e S tenham decrescido continuamente no verão em função das comunidades dos cestos terem sofrido a interferência de predação por organismos de maior porte (bagres, caranguejos e pitus), presentes nos cestos, mas precipitações atmosféricas mais frequentes e intensas ao longo desse período podem também ter afetado essas duas medidas, ao inibir o desenvolvimento do perifíton (Boothroyd & Dickie, 1989) e promover a lavagem dos substratos (Benzie, 1984; Benson & Pearson, 1987). No inverno-seco, o fluxo menos intenso pode ter permitido o acúmulo de partículas finas que, segundo Casey & Kendall (1996) tendem a aumentar DT, especialmente em termos de densidades de larvas de Chironomidae.

DOM exibiu tendências mais brandas daquelas observadas para DT e S, com ligeiros aumentos tanto no verão quanto no inverno. Os valores de DOM do verão foram sempre superiores, em decorrência da alta dominância exibida primeiramente por *Rheotanytarsus*, depois substituído por *Chironomus*. A tendência a baixos teores de oxigênio dissolvido nesse período, observados nos resultados da rede de monitoramento da CETESB e de outros projetos realizados no mesmo local (CETESB, 1994 e 1998b) pode ter favorecido a explosão em densidade de *Chironomus*, gênero reconhecidamente tolerante à depleção de oxigênio dissolvido (Heliövaara & Väisänen, 1993).

O aumento inicialmente acentuado da razão O/C no verão, que estabilizou-se em pico por 3 semanas, pode ter sido conseqüência de efeito de facilitação (Nilsen & Larimore, 1973; Meier *et al.*, 1979; Deutsch, 1980; Mackay, 1992; Rutherford, 1995), promovido por exemplo pelas altas densidades de tubos de *Rheotanytarsus* e *Chironomus*, que serviriam de substrato à instalação em massa dos pequenos Oligochaeta (na sua maioria Naididae) observados nesse período. O resto do verão e

todo o inverno mostraram razões muito baixas, refletindo a não adequação do substrato à coleta deste grupo.

As curvas da razão Tt/Chi, tanto de verão (decrecente) quanto de inverno (crescente) refletem as densidades e comportamentos de colonização de Tanytarsini nesses dois períodos.

As duas medidas de diversidade (ICS e H') foram superiores no inverno. Como já discutido para S, nesse período o menor fluxo pode ter favorecido a deposição de detritos e partículas finas e, possivelmente, promovido maior desenvolvimento de perifíton, mesmo porque nesse período a transparência foi favorecida pela menor precipitação. Além disso, o baixo teor de oxigênio dissolvido observado no verão pode ter inibido a instalação de um maior número de populações nesse período. Entretanto suas curvas comportaram-se distintamente, tendo o ICS permanecido estável no verão e oscilado no inverno e H' exibido declínios suaves nos dois períodos. Para Stauffer *et al.* (1974 *apud* Boothroyd & Dickie, 1989), a tendência à queda em diversidade ao longo do tempo de colonização, observada nos substratos, deve-se à baixa variedade de habitats oferecida.

O índice multimétrico não variou muito em função do processo de colonização, tendo apenas no inverno decrescido um ponto na classificação a partir da segunda semana. Entretanto, as classificações finais diferiram nos dois períodos de estudo, tendo sido a qualidade do habitat considerada melhor no inverno, mostrando que, como os outros índices, foi sensível a fatores sazonais.

Considerando a semana em que a maioria dos índices exibiram equilíbrio, o tempo ideal de exposição para os dois períodos estudados foi de 28 dias, quando foram observadas estabilidades para DT, S, DOM, O/C, ICS, H' e no índice multimétrico.

Na literatura, quando apenas S foi usado como critério para medir equilíbrio e definir o tempo ideal de colonização, esse período pode ser rápido (4 a 6 dias) (Townsend & Hildrew, 1976; Lake & Doeg, 1985 ambos *apud* Mackay, 1992) mas, mais freqüentemente, varia entre 4 a 28 dias (Wise & Moles, 1979; Rosenberg & Resh, 1982; Mackay, 1992). Para DT, o período seria mais longo, entre 9 a 35 dias (Rosenberg & Resh, 1982; Mackay, 1992).

Estabilidade em H', S e Equitatividade em 28 dias também foi observada por Boothroyd & Dickie (1989). Shaw & Minshall (1980) encontraram estabilidade em DT após 32 dias de instalação dos substratos. Já para Meier *et al.* (1979), S não se estabilizou em 60 dias de experimento, enquanto DT exibiu comportamento unimodal, com aumento até

o 39º dia, decrescendo a seguir em decorrência da emergência de insetos adultos e a equitatividade nivelou-se após 24 dias de colonização. Dickson & Cairns (1972) também não encontraram estabilidade em S, DT e H' e apontam a falta de diversidade de habitats, que impediria que interações conduzissem à uma comunidade relativamente estável.

Ao contrário do que acreditavam Meier *et al.* (1979), que consideraram possivelmente insuficientes as 6 semanas (42 dias) recomendadas, como tempo de exposição, pelos manuais práticos de uso de macroinvertebrados bentônicos em diagnóstico da qualidade da água, pelo presente trabalho o tempo ideal seria de 28 dias, podendo um período menor ou maior prejudicar o resultado dos índices considerados mais importantes.

Se o índice multimétrico fosse adotado como ferramenta de diagnóstico, como o Índice Biótico Belga na Bélgica, a retirada dos cestos poderia ser realizada mais cedo, após 7 (verão) e 14 (inverno) dias de sua instalação, já que foram os momentos de estabilidade para ambos os períodos.

CONCLUSÕES

1. Todos os índices sofreram influência sazonal.
2. O tempo ideal de exposição para os dois períodos estudados foi de 28 dias, mas, se o índice multimétrico fosse adotado como ferramenta de diagnóstico, a retirada dos cestos poderia ser realizada após 7 (verão) a 14 (inverno) dias de sua instalação.

As coletas foram realizadas no rio Tietê, em cinco pontos, entre os municípios de Salesópolis e São Paulo, assim distribuídos (fig. 1):

- 1 Município de Salesópolis, a montante do Reservatório Ponte Nova;
- 2 Município de Biritiba-Mirim, próximo a captação de água para abastecimento;
- 3 Município de Mogi das Cruzes, próximo à captação do SEMAE
- 4 Município de Suzano, próximo à captação de água da Companhia Hoescht do Brasil;
- 5 Município de São Paulo, em São Miguel Paulista, próximo à captação de água da Companhia Nitroquímica.

Ao todo foram realizadas cinco campanhas semanais de amostragem de água e uma (na segunda campanha) de sedimento (exceto no ponto 1, onde não foi feita coleta de sedimento devido a pequena dimensão do curso d'água), com o objetivo da caracterização e acompanhamento físico-químico do Rio Tietê. O período de amostragem estendeu-se de 18 de setembro a 19 de outubro de 1995.

Os substratos artificiais do tipo cesto (vide fig.1 do **ANEXO**) foram distribuídos nos cinco pontos de amostragem, sendo que em cada ponto foram instalados quatro cestos amarrados dois a dois, próximos à margem e tocando o fundo do rio. Para evitar perdas por atos de vandalismo, procurou-se colocar os cestos em locais protegidos. O tempo de permanência dos cestos no rio foi de três semanas (21 dias), sendo colocados no dia correspondente à primeira campanha para cada ponto, e retirados na quarta campanha.

Os cuidados na coleta e preparo das amostras seguiram os procedimentos descritos no **PROTOCOLO** (item 5).

A triagem foi feita sob estereomicroscópio, e os organismos foram identificados, quando possível, até o nível taxonômico de família, utilizando-se chaves de identificação presentes em Merritt & Cummins (1984), Epler (1995), Trivinho-Strixino & Strixino (1995), Thorp & Covich (1991) e Pennak (1989).

As densidades populacionais foram representadas em indivíduos/cesto, a partir da média obtida para as unidades amostrais resgatadas. Para o estudo das comunidades, além dos mesmos índices apresentados no **ÍTEM 1** deste relatório, foram também adotados:

↳ S_{EPT} , correspondente ao número total de *taxa* distintos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera.

↳ **Porcentagem de Similaridade (PS)** (WASHINGTON, 1984), que corresponde à soma das abundância relativas mínimas comuns a duas amostras, ou seja:

$$PS = \Sigma(\text{mín } i_A; i_B),$$

onde i_A = abundância relativa da espécie i na amostra A;
 i_B = abundância relativa da espécie i na amostra B.

↳ **Similaridade de Jaccard** (WASHINGTON, 1984), ou seja:

$$Jc = C / (A+B-C), \text{ onde: } A = n^\circ \text{ de taxa da amostra A;}$$
$$B = n^\circ \text{ de taxa da amostra B;}$$

Os índices foram calculados a partir da média obtida para as unidades amostrais resgatadas em cada localidade, com exceção do ICS, que não permite a utilização de valores decimais. O cálculo do ICS foi feito para cada unidade amostral e em seguida foi calculada a média dos valores obtidos.

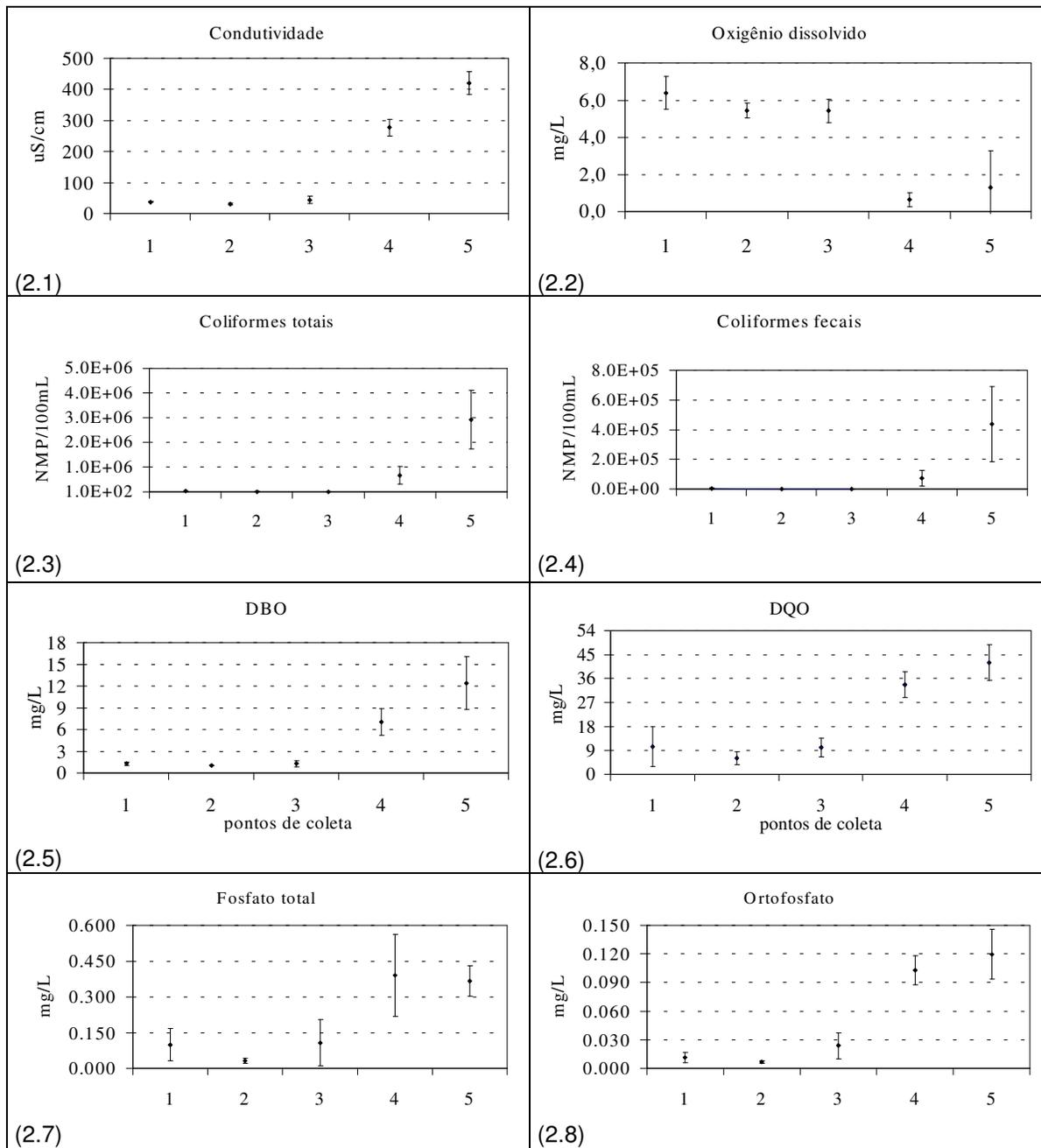
DIAGNÓSTICO ABIÓTICO DO LOCAL DE ESTUDO

Como o trabalho pretende avaliar a resposta dos substratos artificiais a um gradiente ambiental, foram efetuadas cinco campanhas de amostragem de água, abrangendo o período em que os substratos permaneceram submersos: 18/7/95, 25/7/95, 2/10/95, 8/10/95 e 16/10/95.

Os parâmetros selecionados para definir o gradiente de poluição foram: oxigênio dissolvido (O.D.), nitrogênio amoniacal, nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrato, nitrito, ortofosfato, fosfato total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), condutividade, coliformes totais e fecais, e ensaio de toxicidade com o Cladocera *Ceriodaphnia dubia*. Foram efetuadas amostragens de água superficial (aproximadamente 15 cm de profundidade) e também amostras do sedimento (exceto no ponto 1), para determinação de metais (Cd, Zn, Cu, Pb, Cr e Hg) e toxicidade, utilizando-se o Amphipoda aquático *Hyalella meinerti* (ARAÚJO, 1998).

O rio Tietê, a medida em que avança em direção à região metropolitana de São Paulo, recebe efluentes de diferentes origens, que comprometem a qualidade de suas águas. Esta situação pode ser verificada nos resultados obtidos para as análises

efetuadas que estão apresentados na Figura 2, na forma de médias das 5 campanhas por ponto, com respectivos intervalos de confiança.



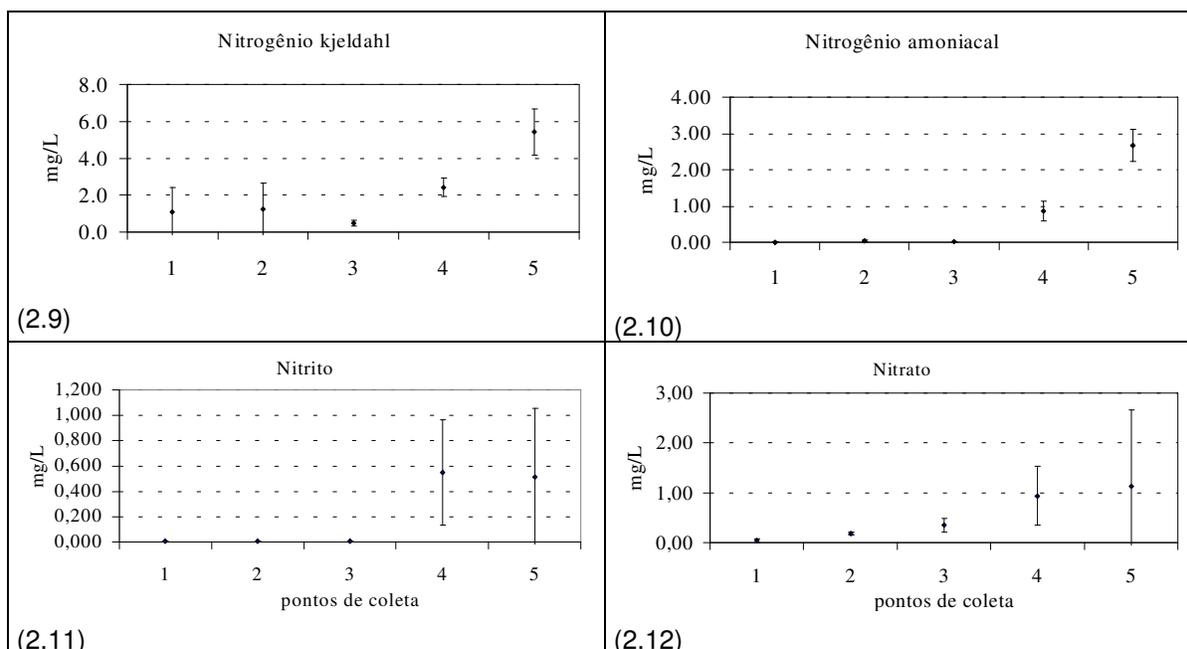


Figura 2 – Valores médios e intervalos de confiança para condutividade (2.1) ($\mu\text{S}/\text{cm}$); oxigênio dissolvido (2.2) (mg/L); coliformes totais (2.3) e fecais (2.4) (NMP/100mL); DBO (2.5) (mg/L) e DQO (2.6) (mg/L); fosfato total (2.7) (mg/L), ortofosfato (2.8) (mg/L), nitrogênio Kjeldahl (2.9) (mg/L), amoniacal (2.10) (mg/L), nitrito (2.11) (mg/L) e nitrato (2.12) (mg/L), por ponto de amostragem.

Os parâmetros que refletem carga orgânica, DBO (fig. 2.5) e DQO (fig. 2.6), mostraram aumento significativo de sua concentração nos pontos 4 e 5. A principal fonte de carga orgânica nestas localidades são efluentes industriais e esgotos domésticos, lançados no rio às vezes sem tratamento adequado. Juntamente com o aumento da carga orgânica, observou-se aumento da condutividade e diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido. Uma forte evidência de que a principal fonte de poluição são os esgotos domésticos foi o acentuado aumento da concentração de coliformes totais e fecais. Também observou-se o aumento de compostos nitrogenados e de formas de fósforo (figs. 2.7 a 2.12), que indicam o enriquecimento do meio, devido ao recebimento dos efluentes.

A Tabela I mostra os resultados obtidos para os testes de toxicidade realizados com o Cladocera *Ceriodaphnia dubia*.

Toxicidade crônica foi observada no ponto 1, primeira e segunda campanhas e no ponto 2, primeira e quinta campanhas. A toxicidade crônica corresponde a alterações em uma ou mais funções biológicas do organismo testado, como crescimento, reprodução, desenvolvimento de ovos, etc. (CETESB,1990). No ponto 5 observou-se, em todas as campanhas, a ocorrência de toxicidade aguda, que é definida como uma "resposta severa

e rápida dos organismos aquáticos a um estímulo, que se manifesta, em geral, num intervalo de 0 a 96 horas." (CETESB, 1990). A resposta, geralmente é a morte dos organismos, mas pode manifestar-se como imobilidade, por exemplo. A toxicidade pode estar associada à presença de metais pesados, produtos químicos de origem industrial, como por exemplo solventes, lubrificantes, efluentes industriais, defensivos agrícolas, etc.

Tabela I - Resultados obtidos para os testes de toxicidade com *Ceriodaphnia dubia*, para o rio Tietê, durante as campanhas de amostragem.

PONTO	campanha 1	campanha 2	campanha 3	campanha 4	campanha 5
1	crônico	crônico	NT	NT	NT
2	crônico	NT	NT	NT	crônico
3	NT	NT	NT	NT	NT
4	NT	NT	NT	NT	NT
5	agudo	agudo	agudo	agudo	agudo

NT= a amostra não apresentou efeito tóxico aos organismos-teste.

Os resultados obtidos para os metais do sedimento (Tab. II) foram comparados com os limites mais restritivos para efeitos limiar e severo sobre a biota aquática citados em SMITH *et al.* (1996) (Tab. III).

Tabela II - Concentração de metais no sedimento ($\mu\text{g/g}$), no trecho estudado do rio Tietê, SP.

METAIS - SEDIMENTO				
	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
Cd	0,25	0,25	3,00	2,00
Pb	30,0	20,0	65,0	54,0
Cu	9,0	35,0	53,0	109,0
Cr	<5,0	75,4	31,9	31,9
Hg	0,16	0,07	0,28	0,34
Zn	38,0	70,0	334,0	313,0

Os resultados obtidos para o ponto 2, em Biritiba-Mirim, ultrapassaram o limite estabelecido para efeito limiar, apenas para o mercúrio, e para o ponto 3, localizado em Mogi das Cruzes, para cobre e cromo. Em Suzano e São Miguel Paulista (pontos 4 e 5), esses limites foram ultrapassados para todos os metais analisados, sendo que em Suzano atingiram efeito severo cádmio e zinco e em São Miguel Paulista o mesmo ocorreu para zinco e cobre.

Tabela III – Limites mais restritivos para efeito limiar e severo sobre a comunidade aquática, para as concentrações de alguns contaminantes do sedimento (SMITH *et al.*, 1996).

Contaminante	efeito limiar	efeito severo
Cádmio (µg/g)	0,58	3,00
Chumbo (µg/g)	31,0	82,0
Cobre (µg/g)	16,0	86,0
Cromo (µg/g)	26,0	90,0
Mercúrio (µg/g)	0,150	0,486
Zinco (µg/g)	98,0	270,0

De fato, os ensaios de toxicidade para o sedimento, usando o anfípodo de água doce *Hyalella meinerti* (Tab. IV) (ARAÚJO, 1998), revelaram toxicidade aguda do sedimento aos organismos em Suzano e São Miguel Paulista, muito provavelmente em virtude desta forte contaminação por metais nessas localidades.

Tabela IV – Resultados dos testes de toxicidade com *Hyalella meinerti* (ARAÚJO, 1998).

	<i>Ponto 2</i>	<i>Ponto 3</i>	<i>Ponto 4</i>	<i>Ponto 5</i>
toxicidade	NT	NT	T	T

Portanto, podemos dizer que existem duas áreas distintas, em termos de poluição, a primeira formada pelos pontos 1, 2 e 3 (Salesópolis, Biritiba-Mirim e Mogi das Cruzes respectivamente), que encontram-se menos poluídas, e outra formada pelos pontos 4 e 5 (Suzano e São Miguel Paulista), onde as cargas orgânicas afluentes são consideravelmente superiores, diminuindo drasticamente a qualidade da água neste trecho do rio. Apenas o teste com *Ceriodaphnia* indicou efeito crônico nos pontos 1 e 2, mas nenhuma causa pode ser detectada pelas variáveis analisadas.

RESULTADOS

As densidades médias dos organismos, obtidas a partir das unidades amostrais coletadas em cada localidade podem ser vistas na Tabela V.

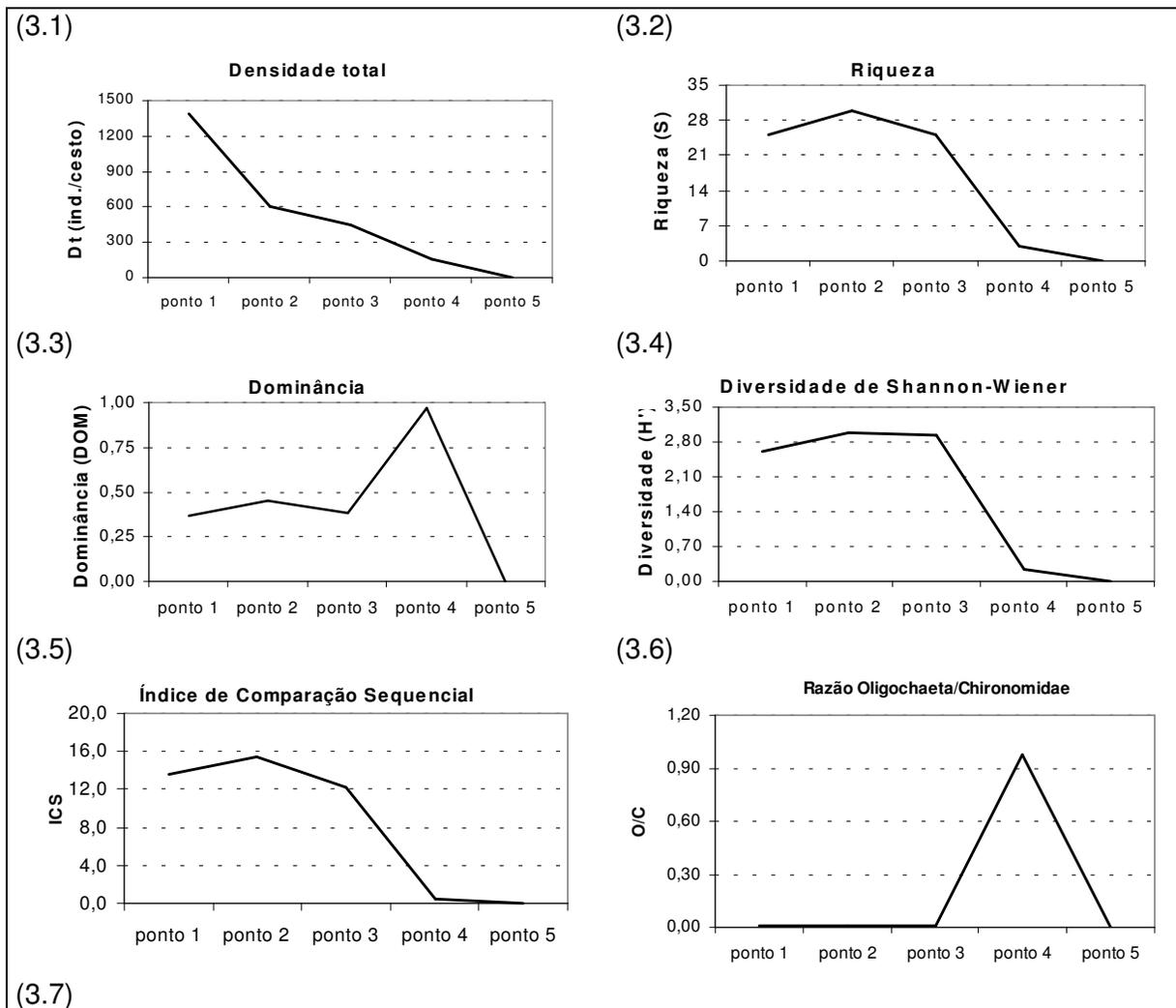
Em Salesópolis, ponto 1, foi obtida a maior densidade média de organismos por cesto (1388 ind./cesto; fig. 3.1). Foram identificados representantes de 25 taxa (S=25),

dos quais Orthocladinae (Chironomidae) foi o *taxon* que atingiu maior densidade, tendo apresentado abundância relativa de 37%, valor correspondente ao índice de Dominância deste local (DOM = 0,37) (figs. 3.2 e 3.3). Os dois índices de diversidade apresentaram valores relativamente elevados ($H' = 2,60$; ICS = 13,6) (figs. 3.4 e 3.5). A razão Oligochaeta/Chironomidae foi baixa ($O/C = 0,007$) enquanto a relação Tanytarsini/Chironomidae foi 0,25 (figs. 3.6 e 3.7). A família Chironomidae foi a mais abundante entre os taxa, correspondendo a 54,5% dos organismos coletados.

Tabela V – Valores médios de densidade (ind./cesto), desvios padrões e coeficientes de variação (%) para os locais de coleta, no rio Tietê.

TAXA	Ponto 1			Ponto 2			Ponto 3			Ponto 4			Ponto 5		
	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%	média	d.p.	%
BRYOZOA	0,0	-	-	12,5	3,3	26,5	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
NEMERTINEA	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
TURBELLARIA	0,0	-	-	7,0	6,0	85,7	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
OLIGOCHAETA	5,5	4,4	80,6	1,8	2,2	126,7	3,5	1,3	36,9	152,0	134,4	88,4	2,3	2,6	116,9
HIRUDINEA	0,0	-	-	10,8	10,7	99,4	2,3	3,9	171,7	2,5	2,1	84,9	0,0	-	-
GASTROPODA															
Ancylidae	10,0	5,7	57,2	31,5	13,2	42,0	19,3	11,5	59,6	0,0	-	-	0,0	-	-
Planorbidae	0,0	-	-	1,3	1,0	76,6	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
AMPHIPODA	0,0	-	-	0,0	-	-	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
DECAPODA															
Trichodactylidae	0,0	-	-	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
Palaemonidae	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
HYDRACARINA	49,8	17,3	34,7	60,8	68,1	112,1	26,0	28,4	109,4	0,0	-	-	0,0	-	-
DIPTERA															
Chironomidae															
Chironomini	48,8	39,3	80,7	7,5	5,3	71,0	52,3	31,1	59,4	2,5	2,1	84,9	0,0	-	-
Tanytarsini	187,3	86,0	45,9	21,3	8,5	39,8	172,3	115,5	67,1	0,0	-	-	0,0	-	-
Orthocladinae	516,8	192,5	37,3	268,3	266,3	99,3	84,8	94,1	111,1	0,0	-	-	0,0	-	-
Tanypodinae	6,8	6,2	92,4	12,5	3,1	24,9	21,0	16,5	78,4	0,0	-	-	0,0	-	-
Empididae	25,5	7,8	30,5	21,8	20,3	93,2	13,8	13,1	95,6	0,0	-	-	0,5	0,6	115,5
Simuliidae	145,5	274,4	188,6	73,5	128,4	174,7	1,3	1,5	120,0	0,0	-	-	0,0	-	-
Ceratopogonidae	0,5	0,6	115,5	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0
Dolichopodidae	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Dixidae	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
EPHEMEROPTERA															
Baetidae	1,3	1,9	151,4	12,5	12,8	102,6	5,3	6,4	121,8	0,0	-	-	0,0	-	-
Tricorythidae	1,0	0,8	81,6	16,5	19,7	119,2	19,5	23,9	122,3	0,0	-	-	0,0	-	-
Caenidae	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,5	1,0	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
TRICHOPTERA															
Hydropsychidae	338,3	78,5	23,2	24,8	28,0	113,2	11,0	11,7	106,3	0,0	-	-	0,0	-	-
Hydroptilidae	10,0	5,4	53,5	4,0	4,5	113,7	4,5	4,8	106,6	0,0	-	-	0,0	-	-
Limnephilidae	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Ecnomidae	25,5	15,8	62,0	1,0	0,8	81,6	6,3	7,5	119,3	0,0	-	-	0,0	-	-
Leptoceridae	0,0	-	-	2,3	2,2	98,5	1,3	1,0	76,6	0,0	-	-	0,0	-	-
Polycentropodidae	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0									
COLEOPTERA															
Gyrinidae	0,0	-	-	1,0	0,8	81,6	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Elmidae	3,0	0,8	27,2	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Hidrophilidae	0,3	0,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Curculionidae	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
PLECOPTERA															
Grypoptergidae	6,0	3,6	59,3	5,3	6,7	127,7	1,5	1,9	127,7	0,0	-	-	0,0	-	-
ODONATA															
Coenagrionidae	0,3	0,5	200,0	0,8	1,5	200,0	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-
Calopterygidae	3,3	2,2	68,2	0,8	1,0	127,7	1,0	1,2	115,5	0,0	-	-	0,0	-	-
Lestidae	0,0	-	-	0,3	0,5	200,0	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-
Libellulidae	1,5	1,7	115,5	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-	0,0	-	-

Em Biritiba-Mirim, ponto 2, o valor médio de densidade foi inferior à metade daquele encontrado em Salesópolis (601 ind/cesto; fig. 3.1). Entretanto, apresentou a maior Riqueza ($S = 31$) e os maiores valores para os índices de diversidade ($H' = 3,01$ e $ICS = 15,6$) (figs. 3.2, 3.4 e 3.5) dentre todas as localidades estudadas. O valor de dominância ($DOM = 0,45$) novamente correspondeu à abundância relativa da subfamília Orthocladiinae (figs. 3.3). Para os índices que indicam o estado trófico do meio, o valor da razão Oligochaeta/Chironomidae, foi a mais baixa obtida entre as cinco localidades, porém com valor muito próximo àquele obtido para o ponto 1 (0,006) (fig. 3.6). Já a relação Tanytarsini/Chironomidae apresentou valor muito menor do que o obtido para Salesópolis (0,069) (fig. 3.7).



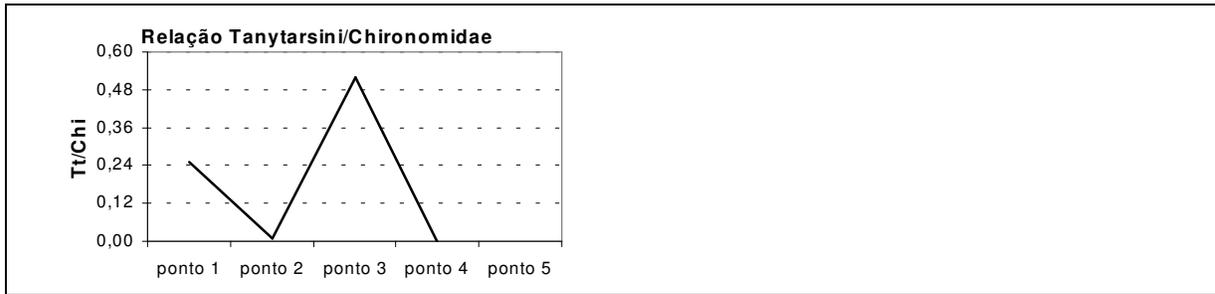


Figura 3 – Variação dos valores médios de Densidade (3.1), Riqueza (S) (3.2); Dominância (3.3); Diversidade de Shannon-Wiener (H') (3.4); Índice de Comparação Sequencial (ICS) (3.5); razão Oligochaeta/Chironomidae (O/C) (3.6) e razão Tanytarsini/Chironomidae (Tt/Ch) (3.7), obtidos no trecho estudado do rio Tietê, SP.

Em Mogi das Cruzes, ponto 3, a densidade média foi de 449 ind/cesto (fig. 3.1), com riqueza numericamente igual ao ponto 1, Salesópolis (S= 25) e dominância de 38,4%, correspondente a Tribo Tanytarsini (Chironomidae) (figs. 3.2 e 3.3). A dominância de Tanytarsini provocou o aumento na relação Tt/Chi, que em Mogi das Cruzes, apresentou o maior valor entre os pontos amostrados (fig. 3.7). O valor obtido para H' foi 2,93 (fig. 3.4), tendo sido inferior a Biritiba-Mirim, ponto 2, porém superior ao obtido para Salesópolis. O ICS para o ponto 3 foi inferior aos valores obtidos nos pontos 1 e 2 (ICS = 12,1) (fig. 3.5), porém a razão O/C foi superior. Contudo o valor obtido ainda é bastante baixo (0,011), como mostra a Figura 3.6.

Em Suzano, ponto 4, dois dos quatro cestos foram removidos do rio, provavelmente devido a ação de curiosos, prejudicando a amostragem. Portanto nesta localidade os valores utilizados para a determinação dos índices correspondeu à média de duas unidades amostrais. Ocorreram apenas três *taxa* (S = 3), Oligochaeta, Hirudinea e Chironomini (Chironomidae). A densidade média obtida foi de apenas 157 ind/cesto, sendo que Oligochaeta correspondeu a aproximadamente 97% dos organismos coletados, tendo conseqüentemente exibido a maior dominância entre as cinco localidades (DOM = 0,97). Esta elevada dominância acarretou baixos valores de diversidade (H' = 0,24 e ICS = 0,40) (figs. 3.1 a 3.5) e elevada razão O/C (0,98), a mais alta obtida entre as localidades amostradas (fig. 3.6). Como não ocorreram representantes da tribo Tanytarsini, o valor da razão Tt/Chi foi zero (fig. 3.7).

Em São Miguel Paulista, ponto 5, mais próximo da região metropolitana de São Paulo, a densidade média foi de 3 ind/cesto, pertencentes a três *taxa* diferentes. Como

foram considerados de ocorrência acidental, provavelmente trazidos por processo de deriva, a diversidade e os demais índices assumiram valor zero.

A Figura 4 mostra a estrutura das comunidades dos locais amostrados. No ponto 1, em Salesópolis, como anteriormente salientado, Orthoclaadiinae foi o *taxon* mais importante, seguido de Hydropsychidae (Trichoptera). Também em Biritiba-Mirim (ponto 2) Orthocladinae se destacou, mas a segunda maior abundância relativa foi obtida para Simuliidae. A comunidade bentônica do ponto 3 exibiu Tanytarsini como principal *taxon*, seguido de Orthoclaadiinae. No ponto 4, Oligochaeta representou quase que a totalidade dos organismos coletados.

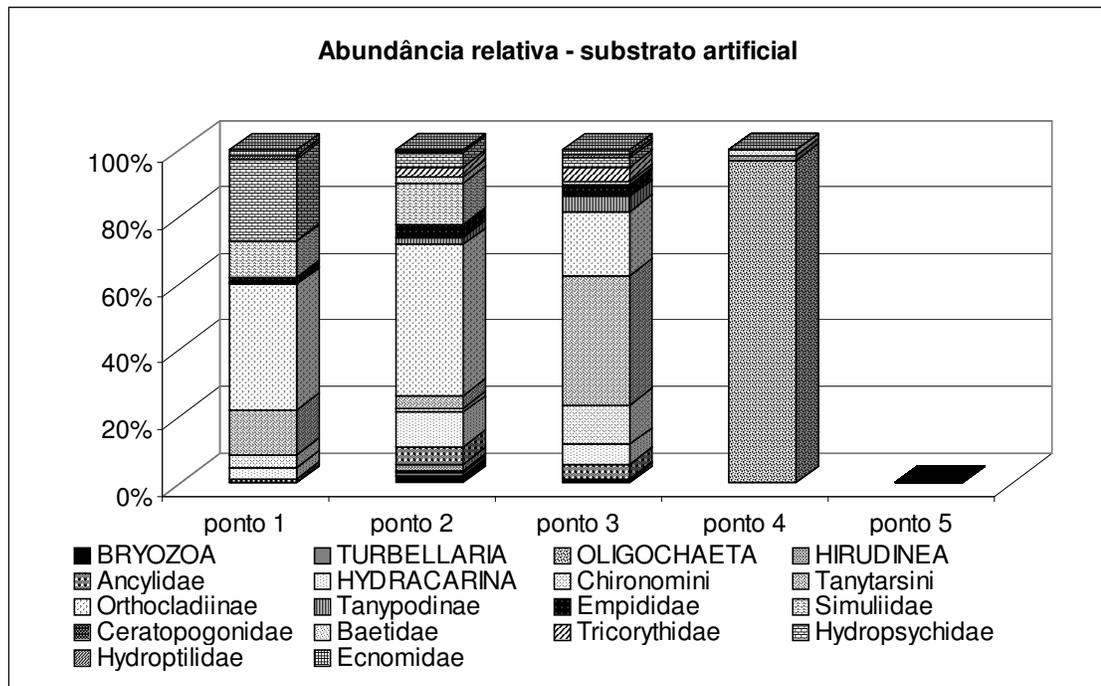


Figura 4 - Estrutura das comunidades encontradas nos pontos de coleta, rio Tietê, SP.

A análise com os índices de similaridade (fig. 5) mostrou alguma similaridade quanto a composição das comunidades entre os pontos 1, 2 e 3 (I. Jaccard), mas apenas as comunidades dos pontos 1 e 2 exibiram similaridade também quanto a distribuição de abundâncias de seus taxa componentes. O ponto 4 exibiu comunidade totalmente dissimilar aos pontos situados à montante, enquanto que o ponto 5 foi azóico.

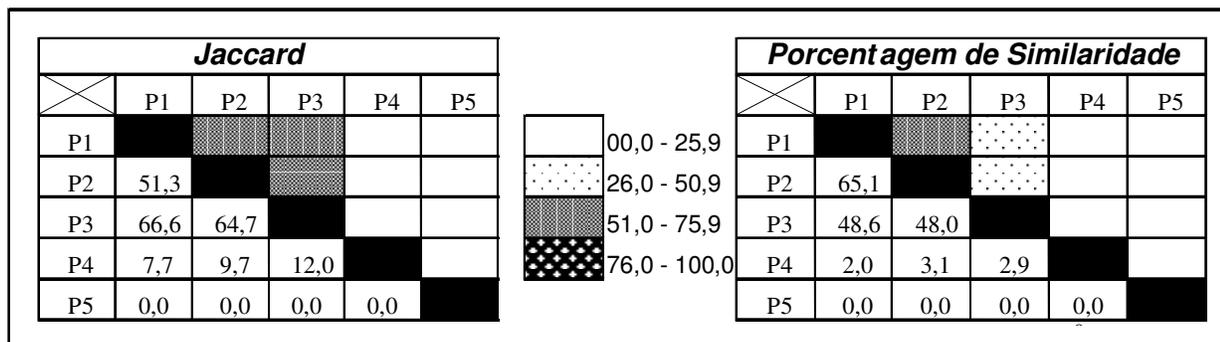


Figura 5 - Resultados obtidos com a aplicação dos índices de similaridade de Jaccard (A) e Porcentagem de Similaridade (B), entre os pontos de amostragem no rio Tietê.

DISCUSSÃO

Dentre as comunidades presentes no meio aquático, a constituída por macroinvertebrados bentônicos apresenta algumas vantagens como indicadora da degradação ambiental, como a ocorrência em todos os ambientes aquáticos, facilidade de amostragem, o fato de constituir-se de elementos relativamente sésseis e de ciclo de vida longo e por possuir representantes de diferentes níveis tróficos e com diferentes sensibilidades a ampla variedade de poluentes (Coutermanch *et al.*, 1989).

Segundo Cummins e Lauff (1969 *apud* Huamantincó & Nessimian, 1999), a comunidade bentônica de ambientes lóticos tem sua distribuição influenciada por quatro categorias de fatores naturais principais: velocidade de corrente, tamanho de partículas, disponibilidade de alimento e características físico-químicas do meio aquático. A poluição, como observada no rio Tietê, altera características naturais como nível de oxigênio dissolvido e turbidez e confere toxicidade ao meio. Mesmo que as outras condições estejam ideais, a ocorrência de determinados grupos bentônicos estará limitada em função da poluição.

A combinação de riqueza, abundância e diversidade permite inferir a respeito do estado em que se encontra a comunidade em estudo. De forma geral, os valores desses atributos da comunidade diminuem à medida que a degradação ambiental é maior (Norris & Georges, 1993; Heliövaara & Väisänen, 1993).

A caracterização físico-química, tanto da água como do sedimento, mostrou dois grupos de localidades distintas, sendo um deles formado pelos pontos 1, 2 e 3 (Salesópolis, Biritiba-Mirim e Mogi das Cruzes, respectivamente), com menor grau de

poluição, e o outro formado pelos pontos 4 e 5 (Suzano e São Miguel Paulista), fortemente poluídos.

O estudo da comunidade de organismos bentônicos apresentou resultado semelhante, pois nos pontos 1, 2 e 3, os valores de Riqueza (S), Dominância (DOM), Diversidade de Shannon-Wiener (H') e ICS foram aproximados (figs. 5.2 a 5.5). Segundo Barbour *et al.* (1996), alta Riqueza geralmente corresponde a ambientes que não sofreram perturbações ou são pouco poluídos, portanto, nos pontos 1, 2 e 3, os maiores valores obtidos para Riqueza são reflexo das melhores condições ambientais.

Thorne & Williams (1997) consideram os índices de Shannon-Wiener e ICS inadequados para estudos em gradientes de poluição, pois não refletem o gradiente. Ainda segundo Thorne & Williams, o fracasso dos índices dever-se-ia aos poucos taxa com abundâncias similares presentes em locais impactados, enquanto a rica fauna presente em locais não impactados poderia ser numericamente dominada por Chironomidae. Embora os resultados reflitam a observação de Thorne & Williams, já que as comunidades dos pontos 1, 2 e 3, de maior riqueza e diversidade, foram dominadas por membros da família Chironomidae (Orthoclaadiinae em Salesópolis e Biritiba-Mirim e Tanytarsini em Mogi das Cruzes), os resultados dos dois índices de diversidade, também utilizados nesse estudo, refletiram o gradiente ambiental, pelo menos distinguindo os extremos de qualidade.

Não apenas os resultados dos índices de diversidade e riqueza assemelharam-se nos pontos 1, 2 e 3, como também suas composições. O ponto 3 só diferiu dos dois pontos a montante em termos de distribuição numérica dos grupos por ter exibido dominância de Tanytarsini no lugar de Orthoclaadiinae. Esse resultado pode estar mais relacionado a diferenças físicas de habitat (velocidade de corrente e relação de dependência ao material alóctone) do que a qualidade da água, já que os pontos localizam-se em trechos de ordens diferentes do rio, mas influenciou significativamente o resultado da razão Tanytarsini/Chironomidae. Essa razão é, em geral, utilizada para avaliar a qualidade do ambiente aquático porque muitos dos gêneros que compõem a Tribo Tanytarsini são associados a ambientes ricos em oxigênio (Beiruth *et al.*, 1993), sendo considerados tolerantes intermediários à poluição, podendo desaparecer ou diminuir em abundância em regiões moderadamente poluídas (Barbour *et al.*, 1996). Assim, valores mais altos de Tt/Chi, estariam associados a melhor qualidade ambiental. Esse comportamento não foi observado no presente trabalho, já que esperar-se-ia que o

maior valor da razão Tanytarsini/Chironomidae fosse observado no ponto de maior diversidade e riqueza (ponto 2, Biritiba Mirim) e não no ponto 3 (Mogi das Cruzes).

Assim como a razão Tt/Chi, podemos estimar a qualidade ambiental por meio da relação Oligochaeta/Chironomidae (O/C). Esta medida reflete a tendência de alguns Oligochaeta tolerantes aumentarem sua abundância em condições de enriquecimento orgânico, ou outro tipo de poluição que suportem (Wiederholm, 1980; Barbour *et al.*, 1996). Embora Salesópolis e Mogi das Cruzes (pontos 1 e 3, respectivamente) tenham sido considerados moderadamente poluídos, apresentaram níveis de oxigênio superiores a 5 mg/L e abundância relativa de Chironomidae bastante alta. Conseqüentemente, a razão O/C foi baixa nas duas localidades, além de Biritiba Mirim (ponto 2), onde já se esperaria tal resultado.

Suzano e São Miguel Paulista (pontos 4 e 5), foram as localidades com maior grau de poluição, e esse fato refletiu-se tanto nos resultados das análises químicas quanto na composição de suas comunidades bentônicas.

Em Suzano, ponto 4, aproximadamente 97% dos organismos coletados pertenceram à classe Oligochaeta, em que estão inseridos os componentes de maior resistência, tanto à depleção de oxigênio dissolvido quanto a presença de metais pesados (Hart & Fuller, 1974; Klerks & Weis, 1987; Roesijadi, 1992; Famme & Knudsen, 1985 *apud* Harper, 1992). Além disso, observou-se uma diminuição drástica na densidade de organismos, assim como nos índices de riqueza e diversidade. Essa diminuição de densidade e riqueza é comum em ambientes fortemente poluídos, devido as condições de anoxia e muitas vezes toxicidade, decorrentes da poluição (Thorne & Williams, 1997). De fato, foi detectada toxicidade aguda no sedimento, como consta no diagnóstico do meio, descrito no início do capítulo.

O trecho do rio Tietê, em São Miguel Paulista apresentou os maiores valores de carga orgânica, além de apresentar toxicidade aguda na água e no sedimento. Tais condições ambientais mostraram-se tão restritivas que impediram a instalação e permanência de representantes da comunidade bentônica.

CONCLUSÃO

As comunidades bentônicas obtidas com substratos artificiais mostraram-se eficientes na distinção entre localidades fortemente poluídas daquelas moderadamente poluídas, sendo seu uso apropriado em programas de biomonitoramento.

3. COMPARAÇÃO ENTRE SUBSTRATO ARTIFICIAL E NATURAL.

INTRODUÇÃO

Substratos artificiais já há algum tempo vêm sendo recomendados e utilizados como método de coleta de macroinvertebrados bentônicos em programas rotineiros que visam o monitoramento temporal ou espacial da qualidade ecológica do ambiente aquático (Hilsenhoff, 1969; De Pauw *et al.*, 1986; Clements *et al.*, 1989; Boothroyd & Dickie, 1989; Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993; Thorne & Williams, 1997; APHA, 1998; Araújo *et al.*, 1998).

Seu baixo custo, o processamento mais rápido de suas amostras, as possibilidades de diminuir a variabilidade amostral decorrente da heterogeneidade dos substratos, principalmente em ambientes lóticos, e de padronizar o programa de amostragem, têm sido apontadas como principais vantagens em sua adoção em redes de biomonitoramento (Dickson *et al.*, 1971; Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993). No entanto, há quem recomende seu uso apenas quando metodologias tradicionais de amostragem direta do substrato natural não forem possíveis ou quando a redução da variabilidade for realmente necessária (Gibbons *et al.*, 1993; Rosenberg *et al.*, no prelo), já que é um método reconhecidamente seletivo para organismos de maior motilidade ou que estejam presentes na deriva (=drift, do inglês), agregando uma comunidade muitas vezes não representativa da fauna do substrato natural (Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993; APHA, 1998), e por não servir à avaliação da qualidade dos sedimentos locais (Klemm *et al.*, 1990; Gibbons *et al.*, 1993).

Este capítulo compara as comunidades amostradas com substratos artificiais do tipo cesto preenchido com pedra de brita com a do substrato natural, assim como as respostas ambientais à elas associadas, em séries temporal e espacial.

MATERIAL & MÉTODOS

Desenho amostral, local de estudo e metodologia de coleta e análise de amostras de substratos artificiais foram similares aos apresentados nos itens 1 (**TEMPO DE COLONIZAÇÃO**), para a série temporal, e 2 (**GRADIENTE**) para a série espacial, deste relatório.

Nas últimas datas de coleta, em cada período (verão – 17/04/93 e inverno – 11/09/93), para a série temporal e na segunda data de coleta da série espacial (25/09/1993), foram retiradas três réplicas de sedimento com pegador de fundo (Petersen modificado, com área de captura de aproximadamente 1/17 m²), para análise da comunidade natural, em todos os pontos de coleta. Às amostras foi adicionado formol 40% neutralizado, em volume suficiente para se obter uma concentração final de aproximadamente 4%.

As amostras obtidas com pegador também foram lavadas em rede de 0,5mm e todo o material foi conservado em álcool 70°GL e corado com rosa de Bengala.

Na série temporal, as cápsulas cefálicas das larvas de Chironomidae foram montadas em preparações semi-permanentes, utilizando-se o meio CMC-9F.

Na identificação dos organismos foram utilizadas as chaves de Pennak (1989), Thorp & Covich (1991), Lopretto & Tell (1995, tomos II e III) e Merritt & Cummins (1996), e, para as larvas de Chironomidae, as de Epler (1995), Trivinho-Strixino & Strixino (1995) e Coffman & Ferrington (1996).

As densidades em cestos foram expressas como ind./cesto, e em pegador como ind./m². Médias aritméticas para cada data de coleta para os cestos e para as réplicas do substrato natural foram obtidas.

As comunidades bentônicas e as taxocenoses Chironomidae dos substratos artificial e natural foram comparadas através de índices de similaridade. Dois Índices de Similaridade (Washington, 1984) foram calculados, a partir dos valores médios populacionais, para detectar alterações estruturais ao longo do processo de colonização. Um índice qualitativo (Jaccard) foi empregado para avaliar alterações exclusivas da composição dos *taxa*:

$$Jc = c/(A+B+c), \text{ onde:}$$

c = número de *taxa* comuns às duas amostras;

A = número de *taxa* exclusivos da amostra A;

B = número de *taxa* exclusivos da amostra B;

Enquanto que um índice quantitativo (PS), foi usado para melhor refletir alterações estruturais, já que é sensível tanto à composição quanto às abundâncias relativas dos *taxa* comuns:

$$PS = \Sigma (\text{mín}_{i:A;B})$$

iA = abundância relativa da espécie i na amostra A;

iB = abundância relativa da espécie i na amostra B;

A biota dos dois tipos de substrato também foram comparadas em relação às suas respostas à qualidade do habitat, através dos mesmos Índices descritos no item 1. Na série temporal, na comparação desses resultados foi utilizado o teste “U” de Mann-Whitney (Siegel, 1975), exceto para o Índice multimétrico, em que apenas os diagnósticos finais foram confrontados.

RESULTADOS

1) SÉRIE TEMPORAL

A tabela I compara as composições das comunidades obtidas com cestos e com pegador. Os substratos artificiais capturaram, freqüentemente com exclusividade, uma maior variedade de *taxa*, não tendo ocorrido nenhum *taxon* que tivesse sido amostrado apenas pela amostragem direta do substrato natural.

Tabela I. Composição das comunidades de macroinvertebrados do substrato artificial (C) e do natural (P), no verão (v) e no inverno (i).

TAXA	v		i		TAXA	v		i	
	C	P	C	P		C	P	C	P
BRYOZOA					Ceratopogonidae				
NEMERTINEA					Baetidae				
<i>Dugesia</i>					Caenidae				
OLIGOCHAETA					Ephemeridae				
HIRUDINEA					Leptophlebiidae				
Ancylidae					Trichorythidae				
Planorbidae					Hydroptilidae				
GASTROPODA n.i.					Hydropsychidae				
Sphaeriidae					Leptoceridae				
PELECYPODA n.i.					Palingeniidae				
<i>Macrobrachium</i>					Polycentropodidae				
Trichodactylidae					Gyrinidae				
HYDRACARINA					Grypopterigidae				
Chironomini					COLEOPTERA n.i.				
Tanytarsini					Calopterygidae				
Orthoclaidiinae					Coenagrionidae				
Tanypodinae					Protoneuridae				
Empididae					Libellulidae				
Simuliidae					HEMIPTERA				
Chaoboridae									

As figuras 1 e 2 exibem as estruturas das comunidades colonizadoras dos substratos artificiais nas várias datas de coleta ao longo do processo de colonização e

daquela residente no substrato natural, durante o verão e o inverno, respectivamente. Assim como para os cestos, as comunidades bentônicas coletadas com pegador diferiram muito nos dois períodos de experimento. Além disso, os elementos que compuseram as comunidades naturais também ocorreram nos cestos, embora, na maioria das vezes, em diferentes proporções.

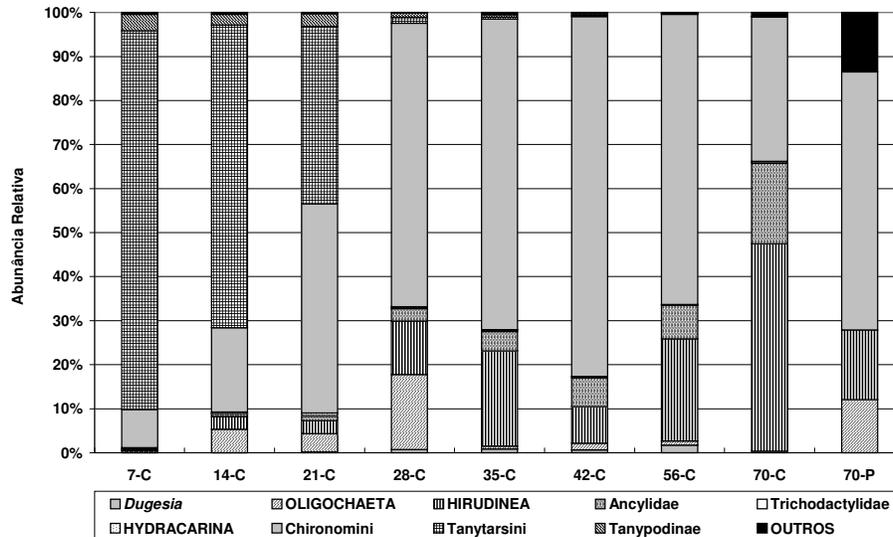


Figura 1. Estruturas das comunidades colonizadoras dos substratos artificial (C) e natural (P), durante o verão.

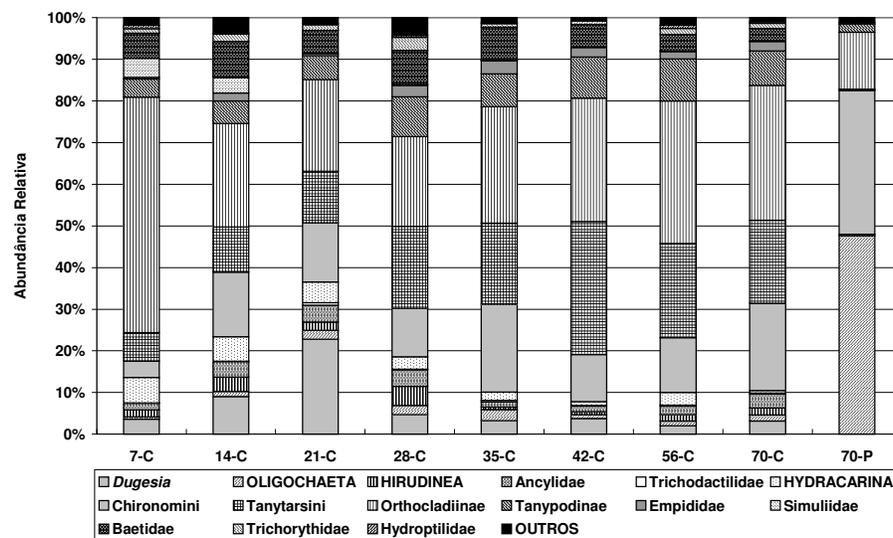


Figura 2. Estruturas das comunidades colonizadoras dos substratos artificial (C) e natural (P), durante o inverno.

Os resultados dos índices de similaridade, empregados na comparação das comunidades de substratos artificial e natural, estão apresentados na tabela II. No verão, apesar de totalmente diferentes em termos de composição, segundo resultado do Índice de Jaccard, ocorreu a maior semelhança entre a comunidade do cesto (28^o dia) e do sedimento (pegador), em termos de abundâncias relativas dos taxa comuns (PS). Além disso, as similaridades decresceram antes e depois do 28^o dia. Já no inverno, as comunidades foram apenas fracamente similares, tanto qualitativa (Jc) quanto quantitativamente (PS).

Tabela II. Resultados da comparação entre as comunidades de substrato artificial e natural efetuada através dos Índices de Similaridade, no verão e no inverno.

dias		7	14	21	28	35	56
VERÃO	PS						
	Jc						
INVERNO	PS						
	Jc						

	0 - 25,9%
	26,0 - 50,9%
	51,0 - 75,9%
	76,0 - 100,0%

Também com relação à composição da taxocenose Chironomidae (Tab. III) foi possível notar uma maior variedade de gêneros e morfotipos nas amostras de substrato artificial. A maioria dos componentes das amostras coletadas com pegador ocorreram também nas de cestos. Foram ocorrências exclusivas das amostras do substrato natural, embora algumas vezes em pequenas proporções, *Fissimentum* e *Stenochironomus*, no verão e *Stenochironomus* e *Djalmabatista*, no inverno.

Tabela III. Composição das taxocenoses Chironomidae do substrato artificial (C) e do natural (P), no verão (v) e no inverno (i). Entre parênteses, as chaves utilizadas na identificação: **E** = Epler (1995); **T-S&S** = Trivinho-Strixino & Strixino (1995) e **C&F** = Coffman & Ferrington (1996).

TAXA	v		i		TAXA	v		i	
	C	P	C	P		C	P	C	P
<i>Asheum</i> (T-S&S, C&F)					<i>Rheotanytarsus</i> (E, T-S&S)				
<i>Axarus</i> (T-S&S, C&F)					<i>Stempellina</i> (E, T-S&S, C&F)				
<i>Beardius</i> (E, T-S&S, C&F)					<i>Stempellinella</i> (E, C&F)				
<i>Chironomus c/br. abd.</i> (E, T-S&S, C&F)					<i>Tanytarsus</i> (T-S&S)				
<i>Chironomus s/br. abd.</i>					Tt gên. A (T-S&S, C&F)				
<i>Cladopelma</i> (E, T-S&S, C&F)					Tt gên. B (T-S&S)				
<i>Cryptochironomus</i> (E, T-S&S, C&F)					Tt gên. D (T-S&S)				
<i>Dicrotendipes</i> (E, T-S&S)					<i>Corynoneura</i> (E, T-S&S)				
<i>Endochironomus</i> (E)					<i>Cricotopus</i> (E, T-S&S)				
<i>Fissimentum</i> (T-S&S)					<i>Lopescladius</i> (T-S&S)				
<i>Goeldichironomus</i> (E, C&F)					<i>Metriocnemus obscuripes</i> (E)				
<i>Harnischia sp 2</i> (T-S&S)					<i>Nanocladius</i> (E, T-S&S, C&F)				
<i>Lauterborniella</i> (T-S&S)					<i>Thienemaniella</i> (E, T-S&S)				
<i>Nilothauma</i> (T-S&S)					<i>T. fusca</i> (T-S&S)				
<i>Parachironomus</i> (E, T-S&S, C&F)					O. gên. A				
<i>Paralauterborniella</i> (T-S&S)					<i>Ablabesmyia</i> (E, T-S&S, C&F)				
<i>Polypedilum</i> (E, T-S&S, C&F)					<i>Brundiniella</i> (T-S&S)				
<i>Saetheria</i> (E, T-S&S, C&F)					<i>Clinotanypus</i> (E, T-S&S, C&F)				
<i>Stenochironomus</i> (E, T-S&S, C&F)					<i>Djalmabatista</i> (E, T-S&S, C&F)				
<i>Tribelos</i> (T-S&S)					<i>Labrundinia</i> (E, T-S&S, C&F)				
Chi. gên. A					<i>Larsia</i> (E, T-S&S, C&F)				
<i>Nimbocera</i> (T-S&S)					<i>Pentaneura</i> (E, T-S&S, C&F)				
<i>N. rhabdomantis</i> (T-S&S)					Tp gên. A				

As taxocenoses Chironomidae, coletadas por meio dos dois tipos de amostragens, no verão e no inverno, estão representadas nas figuras 3 e 4, respectivamente. Como para a comunidade, as taxocenoses, tanto do substrato artificial quanto do natural, diferiram muito entre os períodos de estudo.

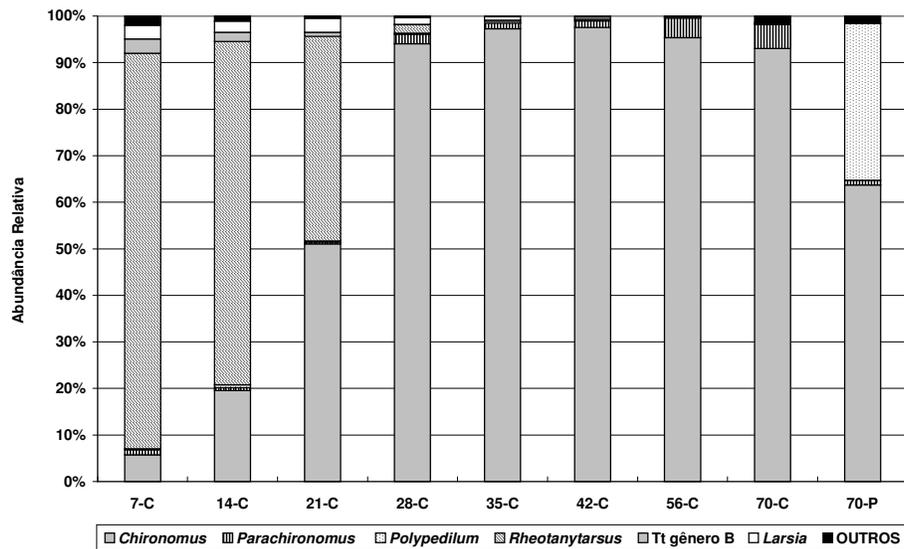


Figura 3. Estruturas das taxocenoses Chironomidae dos substratos artificial (C) e natural (P), durante o verão.

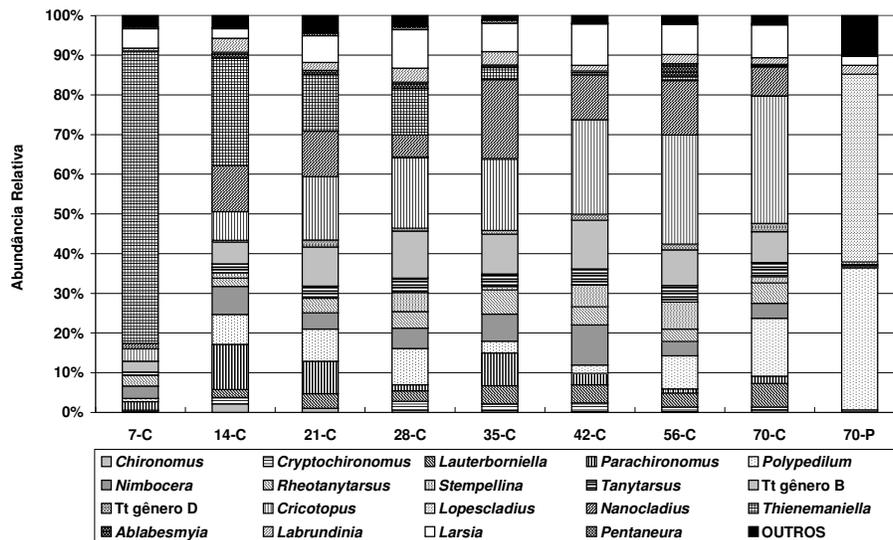


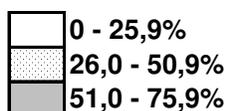
Figura 4. Estruturas das taxocenoses Chironomidae dos substratos artificial (C) e natural (P), durante o inverno.

A tabela IV apresenta os resultados dos Índices de Similaridade usados na comparação das taxocenoses Chironomidae colonizadoras dos substratos artificial e natural. No verão, as taxocenoses chegaram a assemelhar-se medianamente com relação à contribuição relativa de seus taxa comuns (PS), mas foram de fracamente similares a diferentes em termos de composição (Jc). No inverno, as taxocenoses obtidas

com cestos e com pegador foram quantitativamente diferentes (PS) e qualitativamente fracamente similares (Jc).

Tabela IV. Resultados da comparação entre as taxocenoses Chironomidae de substrato artificial e natural efetuada através dos Índices de Similaridade, no verão e no inverno.

dias		7	14	21	28	35	42	56	70
VERÃO	PS								
	Jc								
INVERNO	PS								
	Jc								



Os valores médios, mínimos e máximos dos índices de estrutura da comunidade e da taxocenose Chironomidae do verão podem ser vistos na tabela V. Os valores de densidade (total e de Chironomidae), Riqueza (total e de Chironomidae), do índice de diversidade (ICS) e da razão Tt/Chi foram quase sempre superiores nas comunidades colonizadoras dos cestos. Os valores de dominância e de diversidade de Shannon (H') foram similares, mas a variabilidade dos dados foi menor entre as amostras coletadas com pegador. Para a razão O/C, os valores médios e mínimos foram mais elevados para amostras com pegador, mas o maior resultado observado ocorreu para os cestos. Já o diagnóstico decorrente da aplicação de um índice multimétrico diferiu entre os dois tipos de amostragem, tendo resultado em qualidade de ambiente bom para as comunidades de cestos e regular para as do substrato natural.

Tabela V. Resultados médios (méd.) e valores mínimos (mín.) e máximos (máx.) dos índices de estrutura, calculados ao longo do período de estudo para amostras obtidas com cestos (C) e pegador (P), no verão.

		DT	S	DOM	O/C	M	Tt/Chi	ICS	H'	D _{chi}	S _{chi}
C	méd.	3346	11	0,66	0,072	2	0,213	5,187	1,348	2823	10
	mín.	427	6	0,36	0,000	1	0,000	1,671	0,611	90	2
	máx.	13611	19	0,90	0,621	3	0,906	9,383	2,234	13246	24
P	méd.	141	4	0,62	0,199	3	0,000	2,384	1,464	83	3
	mín.	60	4	0,56	0,139	2	0,000	1,989	1,264	38	2
	máx.	300	5	0,68	0,232	3	0,000	3,006	1,689	167	4

Os resultados do teste “U” de Mann-Whitney, aplicado para comparar as comunidades coletadas com substrato artificial em cada data de amostragem com aquela obtida com pegador confirmam as avaliações das médias (Tab. VI). Os valores de DT, S, Tt/Chi, ICS, D_{chi} e S_{chi} foram com frequência significativamente superiores para as comunidades de cestos, enquanto que O/C o foi para as comunidades do substrato natural, e os valores de DOM e H’ em geral não foram diferentes para os dois tipos de amostragem.

Tabela VI. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado aos índices calculados para amostras obtidas em cestos e com pegador, no verão.

dias	DT	S	DOM	O/C	Tt/Chi	ICS	H'	D_{chi}	S_{chi}
7	C	C		P	C			C	C
14	C	C			C	C		C	C
21	C	C			C	C		C	C
28	C	C			C	C		C	C
35	C	C		P		C		C	C
42	C	C	C	P	C			C	C
56	C	C		P				C	
70	C	C		P		C			

$\rho > 0,100$

$0,100 \geq \rho > 0,05$

$\rho \leq 0,05$

P = valor obtido com pegador foi superior

C = valor obtido com cesto foi superior

A tabela VII apresenta os valores médios, mínimos e máximos dos índices de estrutura da comunidade e da taxocenose Chironomidae para o inverno. Neste período, apenas os valores médios de DT de cestos e pegador pouco se diferenciaram. Os valores de riqueza (S e S_{chi}), da razão Tt/Chi, das diversidades (ICS e H’) e de densidade de Chironomidae em geral foram mais elevados para a comunidade e taxocenose colonizadora dos substratos artificiais. A razão O/C, como no verão, foi superior na comunidades natural. Também os valores de dominância, no inverno, foram mais elevados nas amostras de pegador. Novamente, o diagnóstico obtido através da aplicação do índice multimétrico diferiu para os dois tipos de amostragem, com amplitude ainda maior de desvio, já que a qualidade do ambiente passou a ser boa com os dados das comunidades de cestos, melhorando em relação ao verão, e permaneceu regular para a comunidade do substrato natural.

Tabela VII. Resultados médios (méd.) e valores mínimos (mín.) e máximos (máx.) dos índices de estrutura, calculados ao longo do período de estudo para amostras obtidas com cestos (C) e pegador (P), no inverno.

		DT	S	DOM	O/C	M	Tt/Chi	ICS	H'	D _{chi}	S _{chi}
C	méd.	493	17	0,34	0,026	1	0,279	13,465	2,819	366	19
	mín.	58	10	0,19	0,000	1	0,027	5,874	1,813	28	8
	máx.	1446	23	0,70	0,122	2	0,687	18,491	3,508	1097	29
P	méd.	366	7	0,70	0,390	3	0,007	3,276	1,268	185	6
	mín.	256	5	0,48	0,069	2	0,004	1,689	0,980	91	5
	máx.	547	10	0,81	0,857	3	0,011	4,776	1,717	276	8

Na tabela VIII encontram-se os resultados do teste “U” de Mann-Whitney para as comparações entre as comunidades dos substratos artificial e natural ao longo do experimento de inverno. Mais uma vez, esses resultados concordaram em grande parte com as observações relativas aos valores médios, mínimos e máximos dos índices. Assim, foi possível notar que os valores de S, Tt/Chi, ICS, H' e S_{chi} foram, de fato, com freqüência, estatisticamente superiores nas comunidades de cestos. O inverso foi observado para DOM e a razão O/C. Já para os dados de densidade (total e de Chironomidae) os resultados variaram, tendo sido similares em pelo menos 50% das comparações, superior para a comunidade natural no 21^a dia e para a de cesto na segunda metade do tempo de colonização.

Tabela VIII. Probabilidades (ρ) associadas aos resultados do teste “U” de Mann-Whitney aplicado aos índices calculados para amostras obtidas em cestos e com pegador, no inverno.

dias	DT	S	DOM	O/C	Tt/Chi	ICS	H'	D _{chi}	S _{chi}
7		C		P	C	C	C		C
14		C	P	P	C	C	C		C
21	P	C	P	P	C	C	C	P	C
28		C	P	P	C	C	C		C
35	C	C	P	P	C	C	C	C	C
42		C	P	P	C	C	C		C
56		C	P	P	C	C	C	C	C
70	C	C	P	P	C	C	C	C	C

 $\rho > 0,100$

 $0,100 \geq \rho > 0,05$

 $\rho \leq 0,05$

P = valor obtido com pegador foi superior

C = valor obtido com cesto foi superior

2) SÉRIE ESPACIAL

A tabela IX mostra a ocorrência dos taxa nas amostras obtidas com os dois métodos. Vários taxa ocorreram exclusivamente nos substratos artificiais (Tabela IX), como Turbellaria, Ancyliidae, Planorbidae, Amphipoda, Trichodactilidae, Palaemonidae, Simulidae, Dixidae, Caenidae, Hydropsychidae, Polycentropodidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Grypopterigidae, Coenagrionidae e Lestidae. Outros só foram capturados com o uso do pegador, como Sphaeriidae, Margaritiferidae, Syrphidae, Psychodidae, Tipulidae e Curculionidae.

Tabela IX. Composição das comunidades de macroinvertebrados do substrato artificial (C) e do natural (P), nas localidades amostradas do rio Tietê.

TAXA	P2		P3		P4		P5	
	C	P	C	P	C	P	C	P
BRYOZOA								
NEMERTINEA								
TURBELLARIA								
OLIGOCHAETA								
HIRUDINEA								
Sphaeriidae								
Margaritiferidae								
Ancylidae								
Planorbidae								
AMPHIPODA								
Trichodactylidae								
Palaemonidae								
HYDRACARINA								
Chironomini								
Tanytarsini								
Orthoclaadiinae								
Tanypodinae								
Empididae								
Simuliidae								
Ceratopogonidae								
Dixidae								
Syrphidae								
Psychodidae								
Tipulidae								
Baetidae								
Trichorythidae								
Caenidae								
Hydropsychidae								
Hydroptilidae								
Leptoceridae								
Polycentropodidae								
Gyrinidae								
Hydrophilidae								
Curculionidae								
Grypopterigidae								
Coenagrionidae								
Calopterygidae								
Lestidae								

A figura 5 exibe as variações dos resultados dos índices de estrutura da comunidade em relação ao gradiente ambiental, com dados obtidos com substrato artificial e pegador. De maneira geral, os resultados gerados com a comunidade colonizadora do substrato distinguiram de forma abrupta os pontos de qualidade relativamente boa (pontos 2 e 3) daqueles ruins (pontos 4 e 5), enquanto que os resultados obtidos com a comunidade local, amostrada com o pegador, alteraram-se de forma mais gradual.

Nos pontos 2, 3 e 5 o substrato artificial ($S = 29, 24$ e 3 , respectivamente) capturou maior variedade de taxa do que o pegador ($S = 18, 9$ e 0 , respectivamente), tendo ocorrido o oposto no ponto 4 ($C = 3; P = 11$)(Tab. IX)(Fig. 5.1). Os resultados de S influenciaram as Diversidade (H' e ICS ; figs 5.3 e 5.4, respectivamente), cujos valores foram maiores para as amostras de substrato artificial nos pontos 2 e 3, mesmo tendo o ponto 2 apresentado Dominância (DOM) ligeiramente superior (Fig. 5.2), e para o pegador, no ponto 4. Já a razão O/C foi melhor estabelecida para as amostras de pegador, em que comportou-se linearmente ao longo de quase todo o gradiente (exceção feita à condição azóica do ponto 5)(Fig. 5.5). Similarmente, a razão Tt/Chi obteve resultado esperado (decrece com a degradação) apenas com os dados da fauna residente no substrato natural (amostragem com pegador)(Fig. 5.6). Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera só ocorreram nos pontos 2 e 3, tendo, a riqueza conjunta destas ordens (S_{EPT}), sido maior nas amostras obtidas com o substrato artificial (Fig. 5.7).

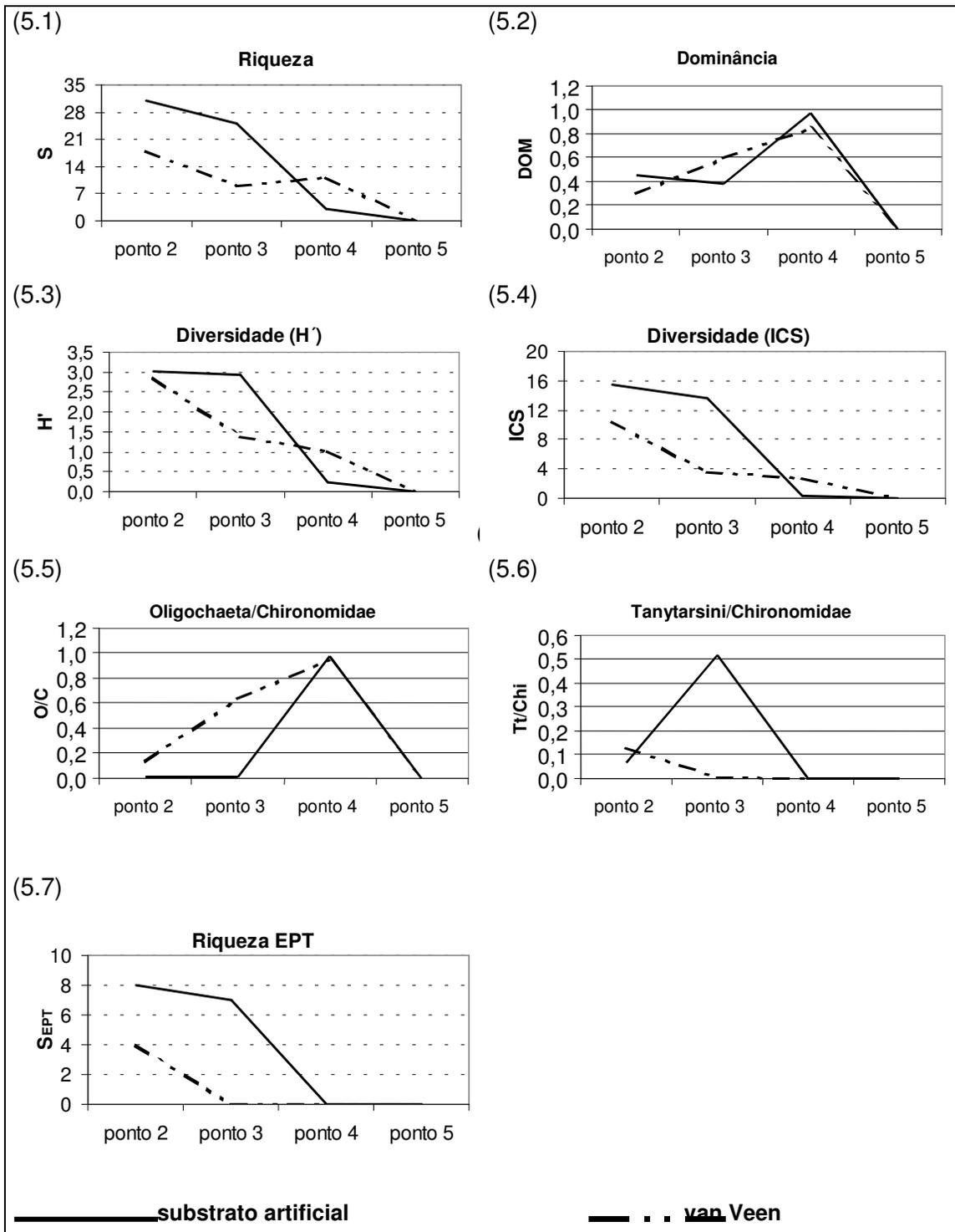


Figura 5. Variação dos valores de Riqueza (S) (5.1); Dominância (DOM)(5.2); Diversidade de Shannon-Wiener (H')(5.3); Índice de Comparação Seqüencial (ICS)(5.4); razão Oligochaeta/Chironomidae (O/C)(5.5); razão Tanytarsini/ Chironomidae (Tt/Chi)(5.6) e

Riqueza de EPT (5.7) para as amostras obtidas com substrato artificial e pegador de fundo do tipo Petersen mod., coletadas no rio Tietê, SP.

A tabela X exhibe os resultados do índice multimétrico para os dois tipos de equipamento. O diagnóstico equivaleu-se nos dois extremos de qualidade, mas foi mais severo na amostra de pegador sob impacto moderado (P3) e na de cesto sob forte impacto (P4).

Tabela X. Resultados do índice multimétrico para as comunidades coletadas com substrato artificial e pegador, para cada ponto de coleta.

	P2	P3	P4	P5
SUBSTRATO ARTIFICIAL	ótima	ótima	ruim	péssima
PEGADOR	ótima	regular	regular	péssima

■ péssima
 ■ ruim
 ■ regular
 ■ boa
 ■ ótima

As amostras obtidas com os substratos artificiais e pegador de fundo foram comparadas utilizando-se o Índice de Similaridade de Jaccard e Porcentagem de Similaridade (Tab. XI). Em geral as comunidades mostraram-se diversas, tanto em termos qualitativos quanto quantitativos, tendo, o maior valor de similaridade, sido obtido no ponto 4, para o índice PS.

Tabela XI. Resultados da comparação entre as comunidades de substrato artificial e natural efetuada através dos Índices de Similaridade, para cada ponto de coleta.

pontos	2	3	4	5
PS	0 - 25,9%	0 - 25,9%	76,0 - 100,0%	0 - 25,9%
Jc	0 - 25,9%	0 - 25,9%	26,0 - 50,9%	0 - 25,9%

■ 0 - 25,9%
 ■ 26,0 - 50,9%
 ■ 51,0 - 75,9%
 ■ 76,0 - 100,0%

DISCUSSÃO

As comunidades e as taxocenoses Chironomidae estudadas foram mais diversas no substrato artificial do que no natural, exceto em um dos pontos de qualidade ambiental

ruim (ponto 4), onde a fauna, muito pobre, foi um pouco mais diversa nas amostras obtidas com o pegador. Esse resultado esteve relacionado à captura, exclusivamente pelo pegador, de famílias de díptera (Syrphidae, Psychodidae e Tipulidae) de respiração aérea e, por isso, consideradas tolerantes à depleção do oxigênio dissolvido na água promovida pelo enriquecimento orgânico (Merritt & Cummins, 1996; Klemm *et al.*, 1990; Bargas *et al.*, 1990; Thorne & Williams, 1997).

Conseqüentemente, os resultados dos índices de riqueza (S e S_{EPT}), diversidade (ICS e H') e da razão Tt/Chi foram geralmente superiores nas amostras coletadas com substrato artificial. Já a razão O/C forneceu maiores valores nas comunidades naturais, capturadas com o pegador. De fato, os cestos exibiram alta seletividade, tendo sido excelentes amostradores de insetos, principalmente larvas de Chironomidae, mas não exibiram igual eficiência na coleta de Oligochaeta. Klemm *et al.* (1990) já haviam mencionado a eficiência dos cestos na coleta de insetos, enquanto que outros autores (por ex.: Deutsch, 1980; Benzie, 1984) desqualificaram os substratos artificiais para a amostragem de Oligochaeta e organismos endobentônicos em geral. Outros trabalhos indicaram densidades totais (Minshall & Minshall, 1977; Clements, 1991 ambos *apud* Casey & Kendall, 1996; Shaw & Minshall, 1980; Ciborowski & Clifford, 1984) e riquezas (Crossman & Cairns, 1974; Ciborowski & Clifford, 1984; De Pauw *et al.*, 1986; Slack *et al.*, 1986; Boothroyd & Dickie, 1989) superiores nos substratos artificiais. Poucos (Casey & Kendall, 1996) relataram densidades totais e riquezas mais elevadas no substrato natural. Em verdade, Dickson e colaboradores (1971) já mencionavam como vantagem dos substratos artificiais do tipo cesto, o fato de coletar uma fauna mais diversa daquela capturada com pegador.

Vários trabalhos (Benzie, 1984; Benson & Pearson, 1987; Bylmarkers & Sobalvarro, 1989; Boothroyd & Dickie, 1989) têm sugerido que alguns *taxa* preferem o habitat dos substratos artificiais, enquanto outras evitariam sua colonização. Neste trabalho, a grande maioria dos *taxa* seguiriam a primeira regra, por isso a maior riqueza das comunidades colonizadoras dos cestos. Por exemplo, em ambos os estudos os *taxa* Turbellaria, Ancyliidae, Planorbidae, Trichodactilidae, Palaemonidae, Simuliidae, Caenidae, Hydropsychidae, Polycentropodidae, Gyrinidae, Grypopterigidae e Coenagrionidae só ocorreram em amostras de substrato artificial. Apenas na série espacial ocorreram famílias (6) exclusivas das amostras de pegador, a maioria associadas a sedimento de granulometria fina e a ambientes com poluição moderada a severa. Entretanto, destas,

Sphaeriidae chegou a ocorrer nas amostras de substrato artificial durante a série temporal. Nessa, apenas mediante uma análise mais detalhada da taxocenose Chironomidae, foi possível identificar gêneros exclusivos do substrato natural (*Fissimentum*, *Stenochironomus* e *Djalmabatista*).

Apesar das preferências observadas na série temporal, os principais taxa coletados com o pegador ocorreram, embora às vezes em diferentes proporções, nos cestos, tendo ocorrido similaridades altas, de até 83%. Já na série espacial as dissimilaridades foram mais freqüentes, indicando que a fauna colonizadora dos substratos artificiais não foi representativa da comunidade local o que, segundo Rosenberg & Resh (1982), deve-se à seletividade dos substratos. Comunidades similares, quanto aos taxa dominantes, tem sido observadas entre amostras de substrato artificial e natural (Benzie, 1984; Bylmakers & Sobalvarro, 1989), assim como dissimilares (Nilsen & Larimore, 1973).

A comparação entre amostras obtidas com métodos indiretos (substrato artificial) e diretos (pegador) envolve, em verdade, habitats diferentes, já que o primeiro nunca é cópia fiel do substrato natural (Hellowell, 1978; Rabeni & Gibbs, 1978, ambos *apud* Rosenberg & Resh, 1982; Khalaf & Tachet, 1980; Shaw & Minshall, 1980).

De fato, o sedimento encontrado em todos os pontos de amostragem foi do tipo instável, de arenoso a lodoso. Este tipo de sedimento é facilmente desestruturado pela correnteza, dificultando portanto a fixação de algas e outros organismos, reduzindo desta forma a diversidade de nichos. Devido à sua característica homogênea, este tipo de sedimento, pode apresentar pequena diversidade específica associada, e são os mais freqüentemente encontrados no fundo de rios (Slack *et al.* 1986 ; Anaya, 1997; Richards *et al.*, 1993).

Por outro lado, o substrato artificial poderia estar oferecendo um maior número de micro-habitats já que, em seu interior, entre as pedras de enchimento, formar-se-iam algumas zonas de remanso, onde seria possível a sedimentação de partículas e acúmulo de material orgânico. Também poderiam existir regiões com maior correnteza, devido à passagem de água por frestas mais estreitas, onde não ocorreria sedimentação de partículas, ficando exposta a rocha (Barmuta, 1990). Sobre a rocha também podem se desenvolver algas epilíticas, protozoários, fungos, etc., que servem de alimento às várias espécies colonizadoras. Segundo Balloch *et al.* (1976) e Teixeira (1993), quanto maior a diversidade estrutural do ambiente, mais diversificada é a comunidade associada.

Para Boothroyd & Dickie (1989), além de características do habitat, também a ocorrência e a abundância de populações bentônicas no “drift”, principal fonte de colonizadores aos substratos artificiais, influenciarão a comparação entre as faunas de substrato artificial e natural. A oferta de alimentos pode também diferir e ser um pouco responsável pelas diferenças observadas nas duas comunidades (Shaw & Minshall, 1980). Nenhum desses fatores foram avaliados no presente trabalho, ficando como questão futura sua influência sobre o resultado.

Outro fator que neste trabalho pode ter auxiliado na obtenção das baixas diversidades e densidades observadas nas comunidades bentônicas obtidas com pegador, foi a pouca exploração que se fez dos microhabitats potencialmente presentes no local, já que a amostragem com pegador limitou-se a três réplicas obtidas na margem do rio oposta àquela onde se fixaram os substratos, de dinâmica mais erosional. Amostragens posteriores no rio Tietê, município de Biritiba Mirim, realizadas com pegador em zonas deposicionais, chegaram a indicar qualidade boa no inverno, pelo índice multimétrico (CETESB, 1998b).

Arthur & Horning (1968) conseguiram equivalência entre as zonas de qualidade definidas com substrato artificial e natural, apesar de terem sido observadas diferenças qualitativas e quantitativas entre os dois conjuntos de dados. Na série temporal, poder-se-ia dizer que o diagnóstico ambiental obtido a partir do uso do substrato artificial, quando comparado com aquele do pegador, superestimou a qualidade do ambiente. Dentro de um gradiente de qualidade, o diagnóstico por ambos amostradores assemelharam-se em ambientes de baixa e severa degradação, mas exibiram pequeno grau de desvio sob condições intermediárias de qualidade. As comunidades obtidas com substratos artificiais distinguiram dois grupos de localidades, um com melhores condições ambientais, formado pelos pontos 1, 2 e 3 e outro com elevado grau de degradação, formado pelos pontos 4 e 5, enquanto que as comunidades capturadas com o pegador de fundo exibiram diferenças mais graduais entre as localidades.

CONCLUSÕES

1. Muitos *taxa* tiveram ocorrências exclusivas no substrato artificial e poucos o foram no pegador. Conseqüentemente, as comunidades e taxocenoses Chironomidae coletadas com substrato artificial foram muito mais diversas que aquelas obtidas através de

amostragem do substrato natural (pegador), influenciando os resultados dos índices de estrutura adotados. Apenas O/C, foi superior para o pegador, refletindo a inadequação do tipo de substrato artificial usado na captura de Oligochaeta.

2. Na série temporal, as comunidades bentônicas e as taxocenoses Chironomidae, coletadas com cestos e pegador, diferiram muito nos 2 períodos de estudo, não tanto em termos de composição, mas principalmente em abundâncias relativas. Na série espacial foram observadas maiores dissimilaridades entre as comunidades obtidas pelos dois métodos.
3. Na série temporal, o diagnóstico decorrente do uso do substrato artificial tendeu a superestimar a qualidade do rio Tietê (Biritiba Mirim), tanto em relação àquele obtido com amostragem convencional quanto aos dados físicos e químicos da água, mostrando a necessidade de se adequar o índice multimétrico quando no emprego dos substratos artificiais na rede de monitoramento. Na série espacial, o diagnóstico desta localidade foi superestimado, com as duas metodologias.
4. As comunidades obtidas com substrato artificial melhor refletiram os dados físicos e químicos da água na série espacial, mas a comunidade natural evidenciou melhor um gradiente de qualidade, sobretudo no que diz respeito a qualidade do sedimento.

4. AVALIAÇÃO CUSTO-BENEFÍCIO.

INTRODUÇÃO

Uma série de publicações têm avaliado as vantagens e desvantagens do uso de substratos artificiais como método de coleta da macrofauna bentônica (Rosenberg & Resh, 1982; Klemm *et al.*, 1990). As vantagens mais importantes apontadas por Rosenberg & Resh (1982) relacionadas ao uso deste método em programas de biomonitoramento da qualidade ambiental relacionam-se ao fato de que: 1) permitem padronização do programa de amostragem, eliminando a subjetividade de escolha e amostragem em uma série de pontos de coleta com substratos naturais diferentes, e reduzindo os efeitos mascaradores dos resultados causados, por exemplo, por diferenças de habitat e período de coleta; 2) reduzem a variabilidade entre réplicas e 3) produzem amostras com menor volume de detritos, de processamento mais rápido.

Entretanto, sua fauna não servirá de medida para avaliar as condições do substrato natural ou de um período de tempo mais longo que aquele do tempo de colonização. Além disso, há um risco real de perda dos amostradores, principalmente por vandalismo e carreamento pelas enchentes, que acarretaria graves lacunas de dados, já que é fundamental, dentro de um programa de biomonitoramento, o registro histórico do diagnóstico da qualidade ambiental em um determinado local, que permeará a tomada de decisões e o controle de uma possível fonte de poluição.

Esse capítulo pretende fazer uma análise custo/benefício do emprego dessa ferramenta de amostragem da macrofauna bentônica, dentro de um programa de biomonitoramento.

RESULTADOS & DISCUSSÃO

A tabela I avalia, por etapa, o custo (em material para a construção dos cestos) do uso de substratos artificiais, enquanto que a tabela II exhibe o custo, também por etapa, em pessoal (horas/homem - H/H).

Para valorar o trabalho em campo foi considerado um local de amostragem distante 200Km do laboratório, de forma que uma viagem de ida/volta, efetuada em 1 dia, consumiria 400Km. Como em cada viagem seriam tomadas 3 réplicas, os custos de quilometragem e H/H foram divididos por 3, para que o levantamento fosse obtido para

cada cesto. E, já que o uso do cesto exige duas viagens a campo (instalação e coleta), o resultado foi então multiplicado por 2.

Tabela I. Custo em material do uso de substrato artificial do tipo cesto preenchido com pedra de brita na coleta da macrofauna bentônica, segundo diferentes etapas, levantados em outubro/2001.

ETAPA 1. CONSTRUÇÃO DO CESTO			
MATERIAL	CUSTO/UNIDADE	QUANTIDADE/CESTO	TOTAL/CESTO
tela plástica resistente (colméia; PSHBG-ouro; Ø = 1cm)①	R\$149,50 / placa de 60 x 120cm	2520cm ² (45 x 56cm)	R\$74,75
fio de nylon (Ø = 0,45mm)②	R\$2,20 / rolo de 100m	1,5m	R\$0,03
corda de nylon (polipropileno-pp; branca; tipo seda; Ø = 1,5mm)③	R\$19,70 / rolo de 680m ou 1Kg	2,0m	R\$0,06
tela de polietileno (Ø de malha = 1mm; malha 17)④	R\$10,00 / m ²	540cm ²	R\$0,54
tubo de PVC (Ø = 1,5cm; 2mm de parede) ①	R\$5,11 / barra de 3m	15cm	R\$0,26
fita adesiva de PVC SCOTCH (larg. 50mm)	R\$2,05 / rolo de 50m	30cm	R\$0,01
TOTAL PARCIAL 1			R\$75,65
ETAPA 2. TRABALHO DE CAMPO			
MATERIAL	CUSTO/UNIDADE	QUANTIDADE/CESTO	TOTAL/CESTO
corda de nylon ¼" (tipo seda; Ø = 6 mm)③	R\$6,00 / rolo de 173m ou 4Kg	5m	R\$0,17
sacos plásticos reforçados 40 X 60 cm X 0,08	R\$4,50 / 1Kg ou ± 23 sacos	2	R\$0,39
formol comercial 40%	R\$2,50 / 1000mL	25mL	R\$0,06
Kilometragem	R\$0,73 / 1Km	133Km X 2 = 200Km	R\$194,18
TOTAL PARCIAL 2			R\$194,80
ETAPA 3. PREPARO DAS AMOSTRAS			
MATERIAL	CUSTO/UNIDADE	QUANTIDADE/CESTO	TOTAL/CESTO
álcool etílico comercial	R\$0,98 / 1000mL	560mL	R\$0,55
HCl 37% - PA - ISSO	R\$7,35 / 1000mL	10mL	R\$0,07
Rosa de Bengala - Fluka Chemika⑤	R\$122,00 / 10mg	0,02mg	R\$0,0002
TOTAL PARCIAL 3			R\$0,62
ETAPA 4. ANÁLISE DAS AMOSTRAS			
MATERIAL	CUSTO/UNIDADE	QUANTIDADE/CESTO	TOTAL/CESTO
álcool 96° GL	R\$0,98 / 1000mL	750 mL	R\$0,74
CUSTO TOTAL DE GASTOS MATERIAIS POR CESTO			R\$271,81

FORNECEDORES: ① PLASTITÉCNICA; ② COMPANHEIRA PESCA COM. ART. PESCA E CAMPING; ③ R & M COM. REP. Ltda; ④ TEGAPE; ⑤ E.M. SUPRIMENTOS ANALÍTICOS.

Vários autores apontam o baixo custo dos substratos artificiais como uma das vantagens do emprego de substratos artificiais em ampla escala (Rosenberg & Resh, 1982). Pela tabela I verificamos que cada substrato artificial custaria R\$75,65. Considerando-se 3 réplicas, para cada ponto de coleta, apenas de confecção dos cestos, haveria um gasto de R\$226,95, a cada amostragem. Um pegador do tipo Petersen-modificado, confeccionado em aço inox, comumente usado para amostragem de rios de médio e grande porte, custa cerca de US\$1,000.00 ou R\$2000,00. Entretanto seu tempo de vida é muito mais longo, podendo perdurar por anos, enquanto que a reutilização do cesto nem sempre é recomendada (Klemm *et al.*, 1990), já que, dependendo do local de amostragem, o substrato pode vir a ser contaminado e sua limpeza não ser 100% eficaz. Assim, o preço de um pegador seria pago com a amostragem de 9 pontos onde, em seu lugar, fossem utilizados os substratos artificiais. Uma rede de biomonitoramento para todo o Estado de São Paulo envolveria bem mais do que 9 pontos de coleta. Conseqüentemente, os substratos artificiais concebidos pela CETESB não são tão baratos a ponto de seu custo poder ser considerado vantajoso em aplicação em grande escala.

Tabela II. Custo em pessoal (H/H) do uso de substrato artificial do tipo cesto preenchido com pedra de brita na coleta da macrofauna bentônica, segundo diferentes etapas.

ETAPA 1. CONSTRUÇÃO DO CESTO			
PROFISSIONAL	HORAS-HOMEM	QUANTIDADE	TOTAL/CESTO
1 Técnico II	R\$37,38	21,6min. / cesto	R\$13,46
ETAPA 2. TRABALHO DE CAMPO			
PROFISSIONAL	HORAS-HOMEM	QUANTIDADE	TOTAL/CESTO
2 Técnicos II	R\$37,38	32h / cesto	R\$398,83
1 Biólogo I	R\$57,23	16h / cesto	R\$305,23
TOTAL			R\$704,06
ETAPA 3. PREPARO DAS AMOSTRAS			
PROFISSIONAL	HORAS-HOMEM	QUANTIDADE	TOTAL/CESTO
1 Técnico I	R\$23,37	42min	R\$16,36
ETAPA 4. ANÁLISE DAS AMOSTRAS			
PROFISSIONAL	HORAS-HOMEM	QUANTIDADE	TOTAL/CESTO
1 Técnico II	R\$37,38	17h	R\$635,46
1 Biólogo II	R\$72,74	5h30	R\$400,07
TOTAL			R\$1035,53
CUSTO TOTAL DE PESSOAL			R\$1769,41

Avaliando-se as duas tabelas, é possível concluir que, na verdade, os maiores custos de um programa de biomonitoramento que se utilizasse de substratos artificiais, deveriam-se à H/H, principalmente nas atividades de coleta e análise das amostras, e à quilometragem.

A tabela III compara os custos dos dois tipos de amostragem da macrofauna bentônica, que melhor se adequam ao monitoramento de ambientes lóticos com profundidade superior a 0,7m.

No levantamento do custo da etapa de campo com pegador foi considerada uma única viagem. Também nesse caso, seriam tomadas 3 réplicas a cada viagem, de forma que os resultados de quilometragem e H/H foram divididos por 3, para a obtenção do dado por pegada. Como material de campo foram computados 2 sacos plásticos 70 x 90 x 0,2cm (R\$1,29) e 60mL de formol comercial 40% (R\$0,15). No custo de preparo da amostra só foi excluído o gasto com HCl, enquanto que na análise foi considerada a mesma quantidade de álcool usada na análise com cestos e as seguintes H/H: 5,5h para técnico I; 0,3h para técnico II e 2,5h para biólogo II.

Tabela III. Custo, por etapas e total, do uso de substrato artificial (cesto) e natural (pegador) na coleta da macrofauna bentônica.

ETAPAS	Substrato artificial	Pegador
CONSTRUÇÃO DO CESTO	R\$89,11	-
TRABALHO DE CAMPO	R\$898,86	R\$450,74
PREPARO DAS AMOSTRAS	R\$16,98	R\$12,24
ANÁLISE DAS AMOSTRAS	R\$1035,53	R\$322,34
TOTAL	R\$1769,41	R\$785,32

Na comparação foi mantido o preço de construção do cesto, já que nem sempre será possível reutilizá-lo. Assim, segundo os dados da tabela III, o custo do uso de substratos artificiais na coleta da macrofauna bentônica seria 125% mais oneroso que o emprego do método convencional de amostragem do substrato natural, com pegador.

Mesmo a clamada vantagem de gerar amostras mais limpas e rapidamente processáveis (Rosenberg & Resh, 1982) não foi totalmente verificada nesse estudo. Em alguns casos, as amostras com os cestos de fato exibiram menor quantidade de detritos

mas, em outros, o desenvolvimento de macroalgas bentônicas dificultou a análise. Além disso, altas densidades de organismos obtidas no verão também retardaram a conclusão da análise. Neste último caso, a utilização de técnicas de sub-amostragem na análise das amostras com cestos, muitas vezes com densidades altas de organismos, poderia reduzir o custo de H/H da análise em cerca de 25%. Assim, o gasto com esta etapa se reduziria para R\$776,65, de forma que o custo final do uso de substrato artificial ainda seria 92% mais caro que o método convencional.

Perdas por vandalismo também foram observadas, tendo ocorrido dentro de empresas em que se esperava inibição desta prática pela existência de pessoal de segurança no local.

CONCLUSÕES

1. preço unitário do cesto concebido pela CETESB não o torna atraente ao uso em ampla escala, como em um programa de biomonitoramento. Mesmo quando somados os custos adicionais com coleta, preparo de amostra e análise, a adoção dos cestos em monitoramento continuou muito mais oneroso que o método convencional de coleta com pegador. Perdas por vandalismo, consideradas dispendiosas e graves, no sentido de abrir lacunas dentro de uma série histórica de dados, também inibem sua adoção no monitoramento. Além disso, a atual preocupação com o diagnóstico da qualidade de sedimentos, compartimento que funciona como receptáculo final e, conseqüentemente, acumulador de contaminantes e nutrientes em ecossistemas aquáticos, também descartaria essa ferramenta de coleta, já que a fauna associada não refletirá a qualidade do sedimento, mas sim apenas da água.
2. Mesmo não se adequando a uma rede ampla de biomonitoramento, os cestos desenvolvidos pela CETESB foram muito eficientes na coleta da macrofauna bentônica, tanto quando avaliada densidade quanto riqueza em tipos de organismos. O seu tempo de colonização foi curto e a fauna de fato refletiu a qualidade do corpo d'água dentro de um gradiente ambiental. Sendo assim, seu uso não deve ser totalmente descartado, podendo ser indicado em programas de educação ambiental, que objetivem ilustrar o papel de indicadores biológicos no diagnóstico ecológico da poluição, e em programas de biomonitoramento em pequena escala, por exemplo, dentro de áreas industriais.

5. PROTOCOLO - CONFEÇÃO E USO DO SUBSTRATO ARTIFICIAL DO TIPO CESTO COM PEDRA DE BRITA, PARA COLETA DA MACROFAUNA BENTÔNICA.

INTRODUÇÃO

Este protocolo visa orientar usuários do substrato artificial do tipo cesto preenchido com pedras de brita, adotado pela CETESB como equipamento de coleta na amostragem qualitativa e semi-quantitativa da macrofauna bentônica.

O substrato artificial é indicado para amostragem em ambientes lóticos (riachos e rios), com profundidade mínima, no período de seca, de 0,1 m.

Seu uso adequa-se a estudos de biomonitoramento da qualidade das águas em trechos restritos e protegidos de ambientes naturais, como por exemplo, em programas internos de monitoramento industrial, em atividades de educação ambiental, como auxiliar no levantamento faunístico e na coleta da macrofauna bentônica em situações em que seja impraticável o uso de outros amostradores, como em rios de fundo pedregoso ou em lago, com profundidade superior a 0,7 m.

Como todo método de coleta, os cestos exibem certa seletividade, tendo sido considerados pouco eficientes na amostragem de organismos associados a substrato mole, principalmente Oligochaeta-Tubificidae, e/ou que não se desloquem através da deriva. Mesmo assim, a biota colonizadora desses substratos, composta principalmente de formas imaturas de insetos, pode ser bastante densa e diversa, servindo perfeitamente ao diagnóstico da qualidade ecológica do ambiente. O número ideal de réplicas, segundo orientação da EPA (Klemm *et al.*, 1990) para os cestos cilíndricos, seria de três por ponto de amostragem.

As principais desvantagens em seu uso referem-se à: ① necessidade de duas viagens a campo (instalação e coleta), ② susceptibilidade ao vandalismo, o que acarreta perda ou má geração de dados importantes, ③ por refletir a qualidade apenas do período de exposição e ④ por refletir a qualidade da água e não do sedimento natural.

DESCRIÇÃO DO SUBSTRATO ARTIFICIAL

Os cestos (Fig. 1), de formato retangular, são confeccionados em tela plástica resistente, com abertura de malha de 1 a 2 cm. Suas dimensões são: 18 x 10 x 25 cm,

que lhe confere volume de 4500 cm³. São preenchidos com pedra de brita de diâmetro aproximado de 4 cm e exibem uma alça superior de cerca de 15 cm de comprimento, feita em tubo fino de PVC, para facilitar a manipulação. Seu peso final é, em média, 7,7 Kg (n=10) (peso_{min.} = 7,0; peso_{máx.} = 8,0).



Figura 1. Substrato artificial do tipo cesto retangular preenchido com pedras do de brita.

MONTAGEM DOS CESTOS

A tela plástica, adquirida em forma de folhas grandes, deve ser cortada segundo o desenho em linha cheia da figura 2.

A seguir deve-se dobrar a placa cortada, segundo uma mesma direção e seguindo-se as linhas pontilhadas no mesmo esquema, de forma a montar uma caixa retangular.

As laterais do cesto devem ser costuradas primeiro, com fio de nylon ($\varnothing = 0,45$ mm). A seguir, inserir em seu interior uma quantidade suficiente de pedras de brita para que essas fiquem firmes, não permitindo grandes deslocamentos. Finalmente, costurar a tampa com o mesmo fio. Para firmar os nós, pode-se derretê-los cuidadosamente em chama fraca.

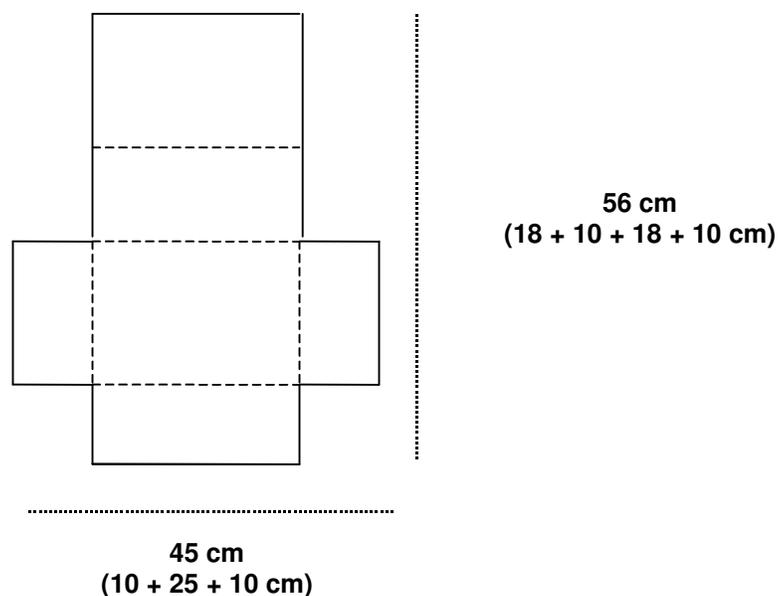


Figura 2. Esquema da montagem do substrato artificial do tipo cesto retangular.

Para reforçar as costuras e, ao mesmo tempo inserir a alça, cortar duas partes de cerca de 1,0 m de corda de nylon (tipo pp; $\varnothing = 1,5$ mm). Cada fio será usado para traçar duas laterais opostas, de forma que os fios se cruzarão no fundo da caixa. Reforçar a costura, dando maior número de voltas e nós, nas partes inferior e superior de cada lateral. Unir as pontas dos fios duas a duas e passar cada dupla, por lados opostos, pelo interior da alça, fazendo-os sair pelo lado contrário pelos quais entraram. Unir os 4 fios com vários nós na parte externa das alças. Proteger os nós cobrindo-os com fita adesiva resistente e larga.

Como medida preventiva à perda de animais por lavagem através do filme superficial, no momento da coleta, pode-se costurar, com fio de nylon, um pedaço de tela de nylon de malha 1,0 mm, de forma a cobrir o fundo do cesto e cerca de 2 cm das laterais, antes de se iniciar a costura com corda de nylon.

Embora não sejam adequados a ambientes cujo substrato de fundo é mole (predominantemente composto de argila e silte), já que, devido a seu peso, tendem a afundar no sedimento, pode-se tentar adaptá-los, fixando, por meio de costura ou cola, uma armação do tipo pés, que os torne mais altos e que permita que assentem sobre a superfície do sedimento. O comprimento dessa armação, de preferência construída em material plástico resistente, dependerá da profundidade do sedimento no local.

INSTALAÇÃO

Estudos com substratos artificiais devem evitar o verão, quando enchentes podem ocorrer, aumentando a probabilidade de perda de cestos e causando distúrbios no processo de colonização.

O local de estudo deve ser cuidadosamente escolhido de forma a se evitar vandalismo. Assim, ambientes muito expostos e/ou frequentados, inclusive nos finais de semana, devem ser evitados.

De três a quatro cestos devem ser instalados em cada ponto de coleta. Cada cesto é preso, pela alça, a uma corda de nylon (1/4”), que deve ser fixada em um ponto da margem, pela outra extremidade. Como ponto de fixação podem ser usadas árvores ou, quando essas não ocorrerem, estacas de madeira. É importante camuflar, por exemplo com barro ou vegetação, tanto as estacas quanto as partes expostas da corda. As réplicas de substrato devem ser colocadas em pontos diferentes, mas próximos à margem. A localização dos cestos deve ser registrada em um croqui do local de coleta para facilitar seus resgates.

COLETA

A coleta dos cestos pode ser realizada após 28 dias da data de instalação, já que terá decorrido tempo suficiente para a estabilidade dos principais índices de estrutura da comunidade usualmente utilizados em diagnóstico ambiental (DT, S, DOM, O/C, ICS, H´e MULTIMÉTRICO). No caso do uso exclusivo do índice multimétrico citado no ítem 1, a coleta pode ser realizada a 7 (verão) e 14 (inverno) dias.

Alguns cuidados no momento de resgate são cruciais para se assegurar que não haja perda de organismos. O momento mais crítico refere-se à passagem do cesto pelo filme superficial de água, que provoca lavagem e conseqüente perda de material. Para evitar esse efeito pode-se, além de inserir uma tela, como descrito no ítem **MONTAGEM DOS CESTOS**, colocar uma rede com malha 0,5 mm sob o cesto, antes de passá-lo pela superfície, tomando-se o cuidado de lavar o material aprisionado na rede no saco plástico

onde o cesto for acondicionado ou acondicionar o cesto no saco plástico ainda quando este estiver sob a superfície da água.

A amostra deve ser fixada com formaldeído neutralizado em volume suficiente para que a concentração final no saco plástico atinja 4 - 10% ainda em campo, evitando-se assim a perda de espécimes por predação.

Os sacos, devidamente identificados, devem ser bem lacrados e transportados individualmente, por exemplo, dentro de baldes de 10L.

PREPARO DAS AMOSTRAS

Em laboratório, cada cesto deve ser colocado em bandeja com um pouco de água de torneira, enquanto que a solução de formol deve ser passada em rede de abertura de malha de 0,5 mm e o material apreendido armazenado em recipiente etiquetado (com local, ponto, data, números de amostra e de réplica) com álcool 70-80° GL.

O cesto deve então ser aberto pela tampa. As pedras devem ser inseridas em baldes de 10L e preenchidas com solução despreendedora de organismos (7L água de torneira + 210 mL álcool 90-100° GL + 10 mL HCl 37%). O cesto deve ser lavado sobre a malha de 0,5 mm e o material apreendido armazenado no mesmo recipiente que já guardava o material da solução de formol. Após cerca de 15-20 min, tirar as pedras do balde, lavando-as sob água de torneira em rede de 0,5 mm. A seguir, passar pela mesma rede a solução despreendedora. Lavar com água de torneira e armazenar o material apreendido na rede no mesmo frasco que contém o material retirado da solução de formol e da lavagem do cesto.

O uso de corante, como Rosa de Bengala, para auxiliar na triagem dos organismos coletados, é opcional, só sendo interessante quando a amostra contiver muita matéria orgânica.

ANÁLISE

A análise de amostras obtidas com cestos têm procedimento similar àquelas capturadas com pegador. A única diferença é que, nas amostras de cestos, maior será a probabilidade de que uma técnica de sub-amostragem seja necessária, já que o número de indivíduos capturados tende a ser muito maior. Uma técnica de sub-amostragem



interessante, aplicada apenas aos taxa com maior abundância populacional, é o quartil, em que a contagem daquele(s) taxa se dá em apenas $\frac{1}{4}$ da amostra, sendo o resultado final obtido por extrapolação (o resultado da sub-amostragem é multiplicado por 4).

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

- ANAYA, M. 1997 **Impacto de um represamento sobre a comunidade de invertebrados bentônicos do rio Moji-Guaçu e de seu tributário, rio do Peixe (SP, Brasil)**. Dissertação de Mestrado, depto de Ecologia Geral do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 140p.
- APHA 1998 **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. APHA/AWWA/WEF New York. P. 10-67 a 10-68.
- ARAÚJO, P.R.P.; FRIEDRICH, G. & CORING, E. 1998 Use of artificial substrates for biological monitoring in the Guandu and Paraíba do Sul Rivers, Rio de Janeiro State, Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 26, p. 1257-9.
- ARAÚJO, R.P.A. 1998 **Avaliação da toxicidade de sedimentos ao anfípodo de água doce *Hyaella meinerti* Stebbing, 1899 (Crustacea, Amphipoda)**. São Paulo, Dissertação de Mestrado, depto de Ecologia Geral do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 184p.
- ARTHUR, J.W. & HORNING, II, W.B. 1968 The use of artificial substrates in pollution surveys. **Am. Midl. Nat.**, v. 82, n. 1, p. 83-89.
- BALLOCH, D.; DAVIES, C.E. & JONES, F.H. 1976 Biological assessment of water quality in three British rivers: the North Esk (Scotland), The Ivel (England) and the Taf (Wales). **Wat. Pollut. Control Fed.**, v. 75, n. 1, p. 92-114.
- BARBOUR, M.T. ; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G.E.; FRYDENBORG, R.; McCARRON, E.; WHITE, J.S. & BASTIAN, M.L. 1996 A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **J North Am. Bent.Soc.** v. 15, n 2, p. 185 – 211.
- BARGOS, T.; JESUS, M.M.; BASAGUREN, A & ORIVE, E. 1990 Assessing river water quality by means of multifactorial methods using macroinvertebrates. A comparative study of main water courses of Biscay. **Water Res.**, v. 24, n. 1, p. 1-10.
- BARMUTA, L.A. 1990 Interaction between the effects of substratum, velocity and location on stream benthos: an experiment. **Aust. J. Mar. Freshwater Res.**, v. 41, p. 557-573.
- BENSON, L.J. & PEARSON, R.G. 1987 The role of drift and effect of season on macroinvertebrate colonization of implanted substrata in a tropical Australian stream. **Freshwat. Biol.**, v. 18, p. 109-116.

- BENZIE, J.A.H. 1984 The colonization mechanisms of stream benthos in a tropical river (Menik Ganga: Sri Lanka). **Hydrobiologia**, v. **111**, p. 171-179.
- BEYRUTH, Z.; CALLEFI, S. & ROCHA, A.A. 1993 Hidrobiologia sanitária e saúde pública em lagos do parque ecológico da zona leste de São Paulo – Macroinvertebrados bentônicos. **Revista DAE** n.172, p.11-14
- BOOTHROYD, I.K.G. & DICKIE, B.N. 1989 Macroinvertebrate colonization of perspex artificial substrates for use in biomonitoring studies. **N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.**, v. **23**, p. 467-478.
- BYJLMAKERS, L. & SOBALVARRO, A.I. 1989 The littoral benthic fauna of lake Manágua, Nicaragua - a study comparing artificial and natural substrata. **Trop. Freshwat. Biol.**, v. **2**, p. 121-129.
- CAIRNS, JR., J. & DICKSON, K.L. 1971 A simple method for biological assesment on the effects of the most discharges on aquatic bottom- dwelling organisms. **J. Water Pollut. Control Fed.**, v. **43**, n. 5, p. 755-762.
- CASEY, R.J. & KENDALL, S.A. 1996 Comparisons among colonization of artificial substratum types and natural substratum by benthic macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, v. **341**, p. 57-64.
- CETESB. 1990 **Água – Avaliação de toxicidade crônica utilizando *Ceriodaphnia dubia* Richard 1894 (Cladocera, Crustacea): método de ensaio**. São Paulo: CETESB. Norma Técnica: L5.022.
- CETESB. 1994 **Relatório de Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1993**. São Paulo, CETESB, Série Relatórios. 225p.
- CETESB. 1995 **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo – 1994**. São Paulo, CETESB, Série Relatórios. 269p.
- CETESB. 1998a **Relatório de Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 1996**. São Paulo, CETESB, Série Relatórios. 267p.
- CETESB. 1998b **Monitoramento integrado das Bacias do Alto e Médio Tietê. Relatório Final**. São Paulo, CETESB, Relatório Técnico (Revisão Zero-R0). 312p.
- CIBOROWSKI, J.J.H. & CLIFFORD, H.F. 1984 Short-term colonization patterns of lotic macroinvertebrates. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. **41**, p. 1626-33.
- CLEMENTS, W.H.; VAN HASSEL, J.H.; CHERRY, D.S. & CAIRNS, Jr, J. 1989 Colonization, variability, and use of substratum filled trays for biomonitoring benthic communities. **Hydrobiologia**, v. **173**, p. 45-53.

- COFFMAN, W.P. & FERRINGTON, Jr, L.C. 1996 Chironomidae. **In: MERRITT, R.W. & CUMMINS, K.W. (eds) An introduction to the aquatic insects of North America.** 3th ed. Dubuque, Kendall/Hunt Publ. Co., p. 635-754.
- COUTERMANCH, D.L.; DAVIES, S.P. & LAVERTY, E.B. 1989 Incorporation of biological information in water quality planning. **Environ. Manag.**, **v.13**, n 1, p. 35-41.
- CROSSMAN, J.S. & CAIRNS Jr., J. 1974 A comparative study between two different artificial substrate samplers and regular sampling techniques. **Hydrobiologia**, **v. 44**, n. 4, p. 517-522.
- DAVIS, W.S.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. & SOUGHTON, C. 1996 **Summary of state biological assessment programs for streams and rivers.** Washington, USEPA. 230-R-93-0007.
- DE PAUW, N.; ROELS, D. & FONTOURA, A.P. 1986 Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by the Belgian Biotic Index. **Hydrobiologia**, **v. 133**, p. 237-58.
- DEJOUX, C.; JESTIN, J.M. & TROUBAT, J.J. 1983 Validet  de l'utilisation d'un substrat artificiel dans le cadre d'une surveillance  cologique des rivi res tropicales trait es aux insecticides. **Rev. Hydrobiol. Trop.**, **v. 16**, n. 2, p. 181-93.
- DEUTSCH, W.G. 1980 Macroinvertebrate colonization of acrylic plates in a large river. **Hydrobiologia**, **v. 75**, n. 1, p. 65-72.
- DICKSON, K.L. & CAIRNS, Jr, J. 1972 The relationship of fresh-water macroinvertebrate communities collected by floating artificial substrates to the MacArthur-Wilson equilibrium model. **Am. Midl. Nat.**, **v. 88**, n. 1, p. 68-75.
- DICKSON, K.L.; CAIRNS, JR, J. & ARNOLD, J.C. 1971 An evaluation of the use of a basket-type artificial substrate for sampling macroinvertebrate organisms. **Trans. Amer. Fish. Soc.**, **v. 100**, n. 3, p. 553-559.
- EPLER, J.H. 1995 **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of Florida.** Tallahassee, Florida Dept. Environ. Protection.
- GIBBONS, W.N.; MUNN, M.D. & PAINE, M.D. 1993 **Guidelines for monitoring benthos in freshwater environments.** Report prepared for Environment Canada, North Vancouver, B.C. by EVS Consultants, North Vancouver, B.C. 81p.
- HARPER, D. 1992 **Eutrophication of Freshwaters – principles, problems and restoration.** 1st. ed. London, Chapman & Hall. 327p.

- HART, Jr, C.W. & FULLER, S.L.H. 1974 (eds) **Pollution ecology of freshwater invertebrates**. New York, Academic Press, Inc. 389p.
- HELIÖVAARA, K. & VÄISÄNEN, R. 1993 **Insects and pollution**. Boca Raton, CRC Press, Inc. 393p.
- HENRIQUE-MARCELINO, R. M.; LOPES, C.F.; MILANELLI, J.C.C.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; MORAES, A.C.; BRUNI, A.C. & CUTRUPI, S. 1992 **Macrofauna bentônica de água doce: avanços metodológicos**. São Paulo, CETESB, Relatório Técnico, 16p + anexos.
- HILSENHOFF, W.L. 1969 An artificial substrate device for sampling benthic stream invertebrates. **Limnol. Oceanogr.**, v. 14, p. 465-471.
- HUAMANTINCO, A.A. & NESSIMIAN, J.L. 1999 Estrutura e distribuição espacial da comunidade de larvas de Trichoptera (Insecta) em um tributário de primeira ordem do rio Paquequer, Teresópolis, RJ. **Acta Limnologica Brasiliensia** v. 11, n. 2. p.1-16.
- KHALAF, G. & TACHET, H. 1980 Colonization of artificial substrata by macroinvertebrates in stream and variations according to stone size. **Freshwat. Biol.**, v. 10, p. 475-482.
- KLEMM, D.J.; LEWIS, P.A.; FULK, F. & LAZORCHAK, J.M. 1990 **Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters**. USEPA/600/4-90/030. Cincinnati, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring Systems Laboratory. 256p.
- KLERKS, P.L. & WEIS, J.S. 1987 Genetic adaptation to heavy metals in aquatic organisms: a review. **Environ. Pollut.**, v. 45, p. 173-205.
- KUHLMANN, M.L.; HENRIQUE-MARCELINO, R.M.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; ARON, M.; TRUZZI, A.C.; LOPES, C.F.; MILANELLI, J.C.C. 1993. **Macrofauna bentônica de água doce: avanços metodológicos II**. São Paulo, CETESB, Relatório Técnico, 18p + anexos.
- LOPRETTO, E.C. & TELL, G. (eds) 1995 **Ecosistemas d águas continentales: metodologias para su estudio**. Tomo II. La Plata, Ed. SUR. 895p.
- LOPRETTO, E.C. & TELL, G. (eds) 1995 **Ecosistemas d águas continentales: metodologias para su estudio**. Tomo III. La Plata, Ed. SUR. 1401p.
- MACKAY, R.J. 1992 Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 49, p. 617-628.

- MEIER, P.G.; PENROSE, D.L. & POLACK, L. 1979 The rate of colonization by macroinvertebrates on artificial substrate samplers. **Freshwat. Biol.**, v. 9, n. 4, p. 381-92.
- MERRITT, R.W. & CUMMINS, K.W. (eds) 1996 **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3rd ed. Dubuque, Kendall/Hunt Publ. Co. 862p.
- NILSEN, H.C. & LARIMORE, R.W. 1973 Establishment of invertebrate communities on log substrates in the Kaskasbia river, Illinois. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 366-374.
- NORRIS, R.H. & GEORGES, A. 1993 Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. **In: ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. (ed.) Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates substrates**. New York, Chapman & Hall, Inc., p. 234-286.
- OHIO - EPA. 1987 **Biological criteria for the protection of aquatic life: Volume II: Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters**. Surface Water Section, Division of Water Quality Monitoring and assessment, Columbus.
- PENNAK, R.W. 1989 **Fresh-water invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca**. 3rd ed. New York, John Wiley & Sons, Inc. 628p.
- RESH, V.H.; NORRIS, R.H. & BARBOUR, M.T. 1995 Design and implementation of rapid bioassessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. **Aust. J. Ecol.**, v. 20, p. 108-21.
- RICHARDS, C.; HOST, G. & ARTHUR, J.W. 1993 Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. **Freshwat. Biol.**, v. 29, p. 285-294.
- ROESIJADI, G. Metallothioneins in metal regulation and toxicity in aquatic animals. **Aquatic Toxicol.**, V. 22, P. 81-114.
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. 1982 The use of artificial substrate in the study of freshwater benthic macroinvertebrates. **In: CAIRNS, JR, J. (ed.) Artificial substrates**. Ann Arbor Science Publ., Inc., p. 175-235.
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. 1993 Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. **In: ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. (eds) Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, Chapman & Hall, p. 1-9.
- ROSENBERG, D.M.; DAVIES, I.J.; COBB, D.G. & WIENS, A.P. (no prelo) **Protocols for measuring biodiversity: benthic macroinvertebrates in freshwaters**. Ecological

- Monitoring and Assessment Network/Environment Canada. Winnipeg.
(www.for.gov.bc.ca/RIC/pubs/aquatic/index.html)
- RUTHERFORD, J.E. 1995 Patterns of dispersion of aquatic insects colonizing artificial substrates in a southern Ontario stream. **Can. J. Zool.**, v. 73, p. 458-68.
- SHAW, D.W. & MINSHALL, G.W. 1980 Colonization of an introduced substrate by stream macroinvertebrates. **Oikos**, v. 34, p. 259-271.
- SIEGEL, S. 1975 **Estatística não-paramétrica para as ciências do comportamento**. São Paulo, McGraw-Hill. 350p.
- SLACK, K.V.; FERREIRA, R.F. & AVERETT, R.C. 1986 Comparison of four artificial substrates and the Ponar grab for benthic invertebrate collection. **Am. Water Res. Bull.**, v. 22, n. 2, p. 237-248.
- SMITH, S.L.; MACDONALD, D.D.; KEENLEYSIDE, K.A.; INGERSOLL, C.G. & FIELD, L.J. 1996 A preliminary evaluation of sediment quality assessment values for freshwater ecosystems. **J. Great Lakes Res.**, v. 22, n. 3, p. 624-38.
- TEIXEIRA, D. 1993 **Caracterização limnológica dos sistemas lóticos e variação temporal e espacial de invertebrados bentônicos na Bacia do Ribeirão do Feijão (São Carlos – SP)**. Dissertação de Mestrado, São Carlos, EESC/USP. 193p.
- THORNE, R. St. J. & WILLIAMS, W.P. 1997 The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. **Freshwat. Biol.**, v. 37, p. 671-86.
- THORP, J.H. & COVICH, A.P. (eds) 1991 **Ecology and classification of North American freshwater invertebrates**. San Diego, Academic Press, Inc. 911p.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G. 1995 **Larvas de Chironomidae do Estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnose dos gêneros**. São Carlos, UFSCar/PPG - Ecologia e Recursos Naturais. 229p.
- WASHINGTON, H.G. 1984 Diversity, biotic and similarity indices - a review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Res.**, v. 18, n. 6, p. 653-94.
- WIEDERHOLM, T. 1980 Use of benthos in lake monitoring. **J. Water Pollut. Control Fed.**, v. 52, n. 3, p. 537-47.
- WISE, D.H. & MOLLES, Jr, M.C. 1979 Colonization of artificial substrates by stream insects: influence of substrate size and diversity. **Hydrobiologia**, v. 65, n. 1, p. 69-74.

7. EQUIPE TÉCNICA

Biól. Mônica Luisa Kuhlmann (CETESB - DAHC)

Biól. Hélio Rubens Victorino Imbimbo (SABESP)

Biól. Helena Mitiko Watanabe (CETESB - DAHC)

Colaboradores

Dra Gisela Yuka Shimizu (I.B. – USP)

Ex-estagiários e biólogos do Setor de Comunidades Aquáticas (DAHC)

Equipe técnica do Setor de Amostragem de Águas (DAAA)

Equipe técnica do Setor de Microbiologia e Parasitologia (DAMP)

Equipe técnica da Divisão de Hidrobiologia (DAH)

Equipe técnica da Divisão de Análises Físico-Químicas (DAA)



ANEXO I



FIGURA 1. Substrato artificial do tipo cesto preenchido com pedra de brita.



FIGURA 2. Rio Tietê, município de Salesópolis, a montante do reservatório de Ponte Nova. (PONTO 1)



FIGURA 3. Rio Tietê, município de Biritiba Mirim, em frente à ETA da SABESP. (PONTO 2)



FIGURA 4. Rio Tietê, município de Mogi das Cruzes, próximo à captação de água da cidade. (PONTO 3)



FIGURA 5. Rio Tietê, município de Suzano, em frente à HOESCHT. (PONTO 4)



FIGURA 6. Rio Tietê, município de São Paulo, Bairro São Miguel Paulista, em frente à NITROQUÍMICA. (PONTO 5)