

Avaliação de um modelo experimental para biomanipulação em riachos de fundo arenoso-lodoso.

MOTTA, R. L. & UIEDA, V. S.

Departamento de Zoologia, IB, CP 510, Universidade Estadual Paulista (UNESP), 13618-000
Botucatu, São Paulo, Brasil. vsuieda@ibb.unesp.br

RESUMO: Avaliação de um modelo experimental para biomanipulação em riachos de fundo arenoso-lodoso. Este estudo teve como objetivo desenvolver um modelo de galola telada para trabalhos de manipulação experimental em riachos de fundo arenoso-lodoso. Foram utilizadas plantas de plástico como substrato para a colonização da comunidade perifítica. Este substrato artificial se mostrou adequado por facilitar a instalação e a padronização da área amostrada e, principalmente, por permitir o estabelecimento, em curto período de tempo, de uma comunidade semelhante à do substrato natural. O modelo de galola utilizado mostrou-se adequado para manipulação de riachos de fundo arenoso e/ou lodoso, onde pretende-se incluir e excluir peixes de pequeno porte. Em vista da grande importância da comunidade perifítica na estrutura dos riachos da região tropical e da escassez de trabalhos experimentais nestes ambientes, o modelo desenvolvido constitui uma importante contribuição para trabalhos de manipulação de animais que se alimentam na matriz epifítica, em riachos de fundo arenoso-lodoso.

Palavras-chave: biomanipulação, riachos, perifíton, colonização, substrato artificial

ABSTRACT: Survey of an experimental manipulation model to be used in sandy-muddy bottom streams. The main objective of this study was to develop a cage model to be used in manipulative experiments conducted in streams of sandy-muddy bottom. Plastic plants were used as a substrate to be colonized by the periphytic community. This artificial substrate showed to be adequate because it facilitates the installation and the padronization of the sampled area. Additionally, it provided the establishment of a community similar to that of the natural substrate in a short period of time. The cage developed was useful for enclosure/exclosure experiments conducted in soft-bottom streams with small fishes. In relation to the great importance of the periphytic community in tropical streams structure and to the scarcity of similar experiments in this kind of habitat, this cage model may be considered an important contribution for manipulative experiments conducted in soft bottom streams with epiphytic-feeding animals.

Key-words: biomanipulation, streams, periphyton, colonization, artificial substrate

Introdução

A manipulação experimental de comunidades naturais tornou-se uma técnica comum na avaliação dos efeitos de vários processos (predação, níveis de recursos, fatores abióticos) que estruturam as comunidades em ecossistemas terrestres, marinhos e de água doce (Peckarsky & Penton, 1990). Segundo Cooper et al. (1990), a grande vantagem destas manipulações em relação aos métodos descritivos é o de prover dados de relações causa-efeito entre as variáveis manipuladas.

Nos experimentos de manipulação em riachos, dois métodos experimentais tem sido empregados, a técnica de exclusão por eletricidade e a de galolas teladas. A técnica de exclusão por eletricidade consiste em eletrificar áreas do fundo do rio, com o uso de um gerador, para excluir animais maiores do que 1 cm (Pringle & Blake, 1994). Estas áreas eletrificadas são comparadas a áreas não eletrificadas de mesma dimensão e estrutura (Pringle & Blake, 1994). A técnica de exclusão por ele-

tricidade tem se mostrado apropriada quando o objetivo é excluir organismos, pois apresenta vantagens com relação ao método de gaiolas teladas, não alterando muito as condições ambientais (vazão, deposição de sedimentos) em relação ao ambiente natural (Uieda, 1999). Porém, a técnica de exclusão por eletricidade permite apenas a exclusão de animais alvos e não sua inclusão.

Devido ao fato da técnica de gaiolas teladas ser o único método que permite testar os efeitos da inclusão de animais, muitos estudos tem empregado e avaliado este método (Walde & Davies, 1984; Miller, 1986; Cooper & Dudley, 1988; Cooper et al., 1990; Peckarsky & Penton, 1990), apesar do inconveniente de diminuir a vazão d'água, alterando as condições do ambiente no seu interior (Hulberg & Oliver, 1980; Peckarsky & Penton, 1990; Pringle et al., 1993). Diversos modelos experimentais foram utilizados, com variações nas dimensões das gaiolas, tamanho de malha e ambientes estudados. No geral, estes trabalhos foram realizados em trechos de riachos com fundo de cascalho ou rocha (trechos de corredeira) através de manipulação de organismos que vivem no substrato rochoso. Em trechos de fundo arenoso e/ou lodoso, onde a vegetação marginal é de grande importância para a comunidade, não foram desenvolvidos trabalhos de manipulação. Assim, este estudo teve como objetivos: (1) analisar a eficiência do uso de plantas artificiais como substrato para a colonização de uma comunidade perífita e (2) desenvolver um modelo de gaiola telada para ser utilizado em trabalhos de manipulação experimental em riachos de fundo arenoso e/ou lodoso.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Córrego Potreirinho (23°03' S, 48°38' W), próximo ao município de Itatinga, Estado de São Paulo, Brasil. Este córrego nasce a cerca de 850 m de altitude e desemboca no Ribeirão das Pedras, afluente do Rio Pardo, Bacia do Paranapanema. O local estudado corresponde a um trecho de 2º ordem e caracteriza-se por fundo arenoso (areia média e fina) e pequenos valores de profundidade e largura médias (0,22m e 1,56m, respectivamente). Baixos valores de velocidade da corrente (0,33 m/s) e vazão (0,09 m³/s), elevados valores de oxigênio dissolvido (9,06 mgO₂/l) e porcentagem de saturação (103,8) e águas com pH básico (8,0) foram detectados no local. As margens apresentavam em certos trechos vegetação submersa na água, constituída principalmente de Poacea e, em outros, baranco desnudo.

Teste de Colonização

A eficiência do uso de plantas de plástico como substrato artificial em estudos de colonização por algas e invertebrados foi analisada através de um teste de colonização, onde a comunidade perífita instalada no substrato artificial foi comparada, quanto à composição e densidade, com a comunidade natural obtida em plantas marginais submersas (Poacea). O teste foi instalado no dia 19 de fevereiro de 1999 em três trechos do córrego. Em cada trecho foram colocadas 7 plantas de plástico com 18 folhas cada, equidistantes 1 m e a cerca de 30 cm da margem, presas a estacas de madeira. O teste foi iniciado com plantas artificiais não colonizadas para padronização das amostras, sendo removida uma planta de cada trecho (Fig. 1), escolhida por sorteio, após 7, 14, 21, 28, 42, 60 e 90 dias de incubação. Este acompanhamento do processo de colonização era necessário pois de início não tínhamos idéia do tempo mínimo para uma completa colonização do substrato. Sem esta avaliação temporal a comparação dos dados com o substrato natural poderia ser prejudicada. Assim, nos mesmos dias eram coletadas amostras da vegetação marginal do riacho, uma em cada trecho. Como não era possível padronizar o tamanho da amostra do substrato natural (número, tamanho e arquitetura das folhas bastante variável, apesar de predominantemente representada por gramíneas), foi feita medida da área de superfície dos dois substratos para a padronização dos dados



Figura 1: Detalhe do substrato artificial (planta de plástico) preso à estaca de madeira, instalado no Córrego Potrelinho.

em m². De cada planta em cada trecho foram utilizadas 3 folhas para análise de pigmentos totais e 3 para peso seco total (APHA, 1992). As 12 folhas restantes foram fixadas em formol 4% para posterior análise qualitativa e quantitativa da comunidade. Procedimento semelhante foi feito para o substrato natural. A comparação dos dois tipos de substratos (natural e artificial) quanto à composição da comunidade foi realizada através do coeficiente de similaridade de Jaccard (Krebs, 1989). Os resultados obtidos ao longo do período total de amostragem dos substratos natural e artificial (21 amostras) foram comparados, quanto ao sedimento (peso seco total e matéria orgânica), algas (pigmentos totais e densidade) e invertebrados (densidade), e apresentados graficamente através de boxplot (Systat, 1997). Para comparação dos dados quantitativos entre substrato artificial e natural foi aplicado o teste "t" de Student (Brower & Zar, 1984).

Modelo experimental

O modelo de gaiolas teladas, comumente utilizado em experimentos de inclusão/exclusão para manipulação de organismos bentônicos, foi modificado e adaptado para manipulação de organismos perifíticos, em ambientes de substrato arenoso-lodoso. Gaiolas foram construídas com estrutura de madeira (50 cm de comprimento x 30 cm de largura x 50 cm de altura) e fechadas com tela de nylon (malha 4 mm de entrelós) por todos os lados, inclusive o lado superior e inferior (Fig. 2). Uma das laterais era removível e apresentava, na região interna, uma madeira para fixação do substrato artificial (plantas de plástico). Esta madeira apresentava 4 perfurações que permitiam ajustar a altura da planta na coluna d'água (cerca de 10 cm submersa), pois a profundidade do córrego diferia nos diferentes trechos estudados (Fig. 2). O lado superior da gaiola podia ser levantado ou abaixado, funcionando como tampa.

A instalação deste modelo foi feita em duas etapas. Primeiramente, a lateral com o substrato artificial foi fixada no fundo do córrego através de barras de ferro, instalada a 10 cm acima do fundo. Após a colonização do substrato, o restante da gaiola foi cuidadosamente encaixado na lateral, fechado com a ajuda de presilhas e fixado através de barras de ferro, encaixadas nos suportes e fixadas com parafuso na altura adequada (Fig. 3). Em seguida, os peixes previamente coletados foram colocados dentro das gaiolas pelo lado superior. No riacho, passarelas de madeira foram utilizadas para movimentação de uma margem a outra sem causar perturbações no ambiente. As gaiolas foram monitoradas a cada dois dias e a limpeza da tela feita externamente com o auxílio de uma escova.

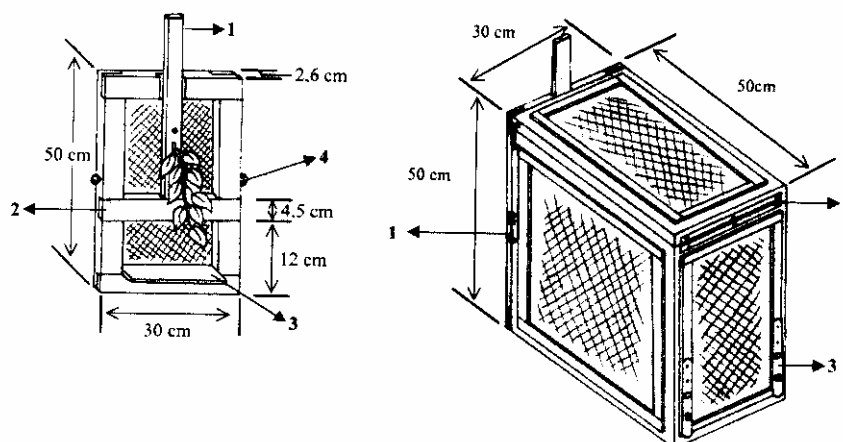


Figura 2: Modelo de gaiola telada testado no Córrego Potreirinho. À esquerda, vista interna da lateral onde é fixado o substrato artificial, sendo 1= madeira para fixação do substrato, 2= suporte para o encaixe da madeira, 3= encaixe para auxiliar na fixação do restante da gaiola, 4= encaixe para as presilhas (Item 1 do esquema à direita). À direita, aspecto geral da gaiola, sendo 1= presilhas, 2= dobradiças e 3= cano de ferro, apresentando um encaixe para parafuso (também presente na parte externa da lateral do esquema à esquerda).

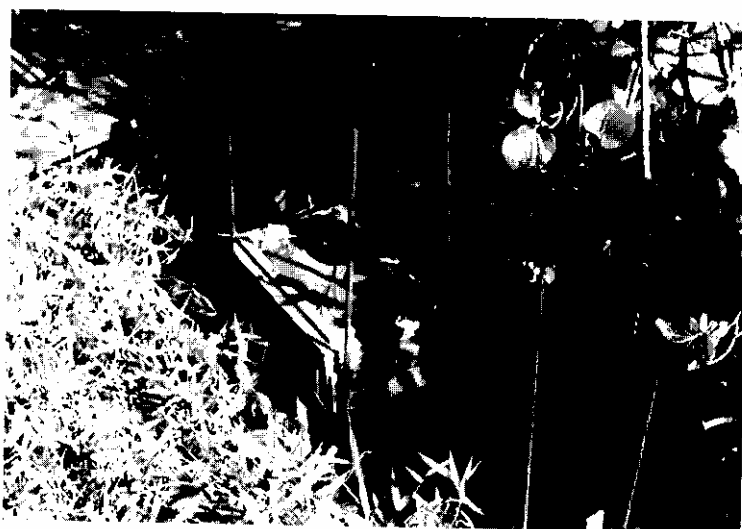


Figura 3: Detalhe da gaiola telada instalada no Córrego Potreirinho, fixada no meio do rio através de barras de ferro.

Resultados e discussão

Uso de substrato artificial em experimentos de manipulação experimental

Em riachos, o substrato é um importante meio físico sobre o qual os invertebrados aquáticos se movem, procuram alimento, encontram ou constroem abrigo (dos predadores, da correnteza ou de alterações ambientais) e depositam ovos (Minshall, 1984). Os substratos orgânicos podem ser folhas, galhos, capim marginal, hidrófitas vasculares; os substratos inorgânicos geralmente são compos-

tos por granitos ou são sedimentares, variando de tamanho desde o microscópico (silte) até os grandes seixos (Minshall, 1984). Devido à importância do substrato para as comunidades de riachos, para uma interpretação segura dos resultados em experimentos de manipulação as condições dentro das inclusões devem ser semelhantes às queias do ambiente natural. Em riachos de regiões temperadas e tropicais a utilização preferencial de substratos rochosos nos experimentos de manipulação, desenvolvidos principalmente em regiões de corredeiras, é freqüente (Tab. 1). Além desse substrato natural, placas de cerâmicas constituem um substrato artificial comumente utilizado, pois se assemelham a um substrato rochoso do leito das

Tabela 1: Tipos de modelo experimental utilizados em trabalhos de manipulação em riachos de regiões tropicais e temperadas.

Local	Dimensões da Galola (comprimento x largura x altura)	Malha	Substrato utilizado	Tempo de colonização	Autor
Big Hill Creek, Canadá	45cm ²	230µm - 1,5mm	cascalho	3 semanas	Walde & Davies (1984)
Camation Creek, Canadá	1,2 x 0,3 x 0,3m	9mm	cascalho, rochas, areia e detritos	21 dias	Culp (1986)
Rio Frijoles, Panamá	1m ²	6,4mm	cascalho	-	Power et al. (1989)
Benthette Brook, USA	10 x 10 x 10cm	0,80mm - 2,0mm	rochas	-	Cooper et. al. (1990)
East River, USA	20 x 30 x 10cm	0,8-2,0-3,0-4,0-10mm	lâminas de vidro rochas	3 semanas	Peckarsky & Penton (1990)
Black Florest Stream, Alemanha	30 x 20 x 10cm	800µm - 2mm	rochas	-	Peckarsky et al. (1990)
Bel River, USA	6m ²	3mm e 1mm	rochas	-	Power (1990)
Rio Las Marias, Venezuela	115 x 42 x 46cm	4mm	rochas	-	Flecker (1992a)
Rio Las Marias, Venezuela	10 x 1m	3,15mm	rochas	-	Flecker (1992b)
Augusta Creek, USA	15 x 15 x 8cm	0,6 cm	cerâmica	2 meses	Hart (1992)
Bel River, USA	3 x 2 x 1,3m	3mm	rochas	-	Power (1992)
Quebrada Toronja, Porto Rico	75 x 25 x 25cm	1mm	cerâmica	2 semanas	Pringle et al. (1993)
Walker Branch, USA	1171cm ²	1mm	cascalho e areia	-	Rosemond et al. (1993)
Shag River, New Zealand	5m comp x 38cm Ø	7mm	cascalho	10 dias	Flecker & Townsend (1994)
Rio Las Marias, Venezuela	2 x 2 x 2m	25mm	rochas	-	Flecker (1996)
Shag River, Nova Zelândia	2m comp. x 35cm Ø	3,5mm - 7mm	cascalho e rochas	12 dias	McIntosh & Tonwsend (1996)
Sycamore Creek, USA	50 x 50 x 40cm	3mm	sedimento	2 semanas	Forrester et al. (1999)
Mill Creek, USA	53 x 38 x 20cm	6mm	cascalho e cerâmica	2 semanas e 6 semanas	Stelzer & Lambertl (1999)
Jacobe e Mayfly Creek, USA	6 x 2 x 1m	6,5 mm	cerâmica	1 semana	Rosenfeld (2000)

corredeiras. No Córrego Potreirinho, o substrato do fundo era arenoso em alguns trechos, arenoso-lodoso em outros, e muito instável, já que em certos trechos era constante a deposição de novas camadas de areia, decorrentes de assoreamentos; enquanto em outros trechos a areia era removida pela correnteza. Provavelmente, devido a esta instabilidade, a comunidade bentônica é muito pobre, estando a maior parte dos organismos associada à vegetação marginal submersa, constituindo a comunidade perifítica (obs. pessoal).

Motta (1996), estudando um riacho da região de Itatinga (SP), observou que no perifíton a razão matéria orgânica/matéria inorgânica é muito maior do que no bentos. A maior riqueza e abundância de táxons no perifíton em relação ao bentos foram atribuídas às características instáveis do fundo do leito do rio e ao menor gasto energético para obtenção do alimento pois, para os organismos bentônicos, este pode estar enterrado ou diluído na areia (Motta, 1996). Esta vegetação serve como substrato para o crescimento de algas, colonização de invertebrados e é constantemente visitada por peixes. Segundo Caramaschi (1986) e Uieda (1995) a vegetação marginal aquática desempenha um importante papel na distribuição das espécies de peixes em riachos, pois é utilizada como local de refúgio, alimentação e predação. Assim, para ambientes como o Córrego Potreirinho, o substrato mais apropriado para ser utilizado em experimentos de manipulação é a vegetação marginal e não o substrato rochoso.

A utilização de substrato natural em experimentos muitas vezes não é viável, principalmente pela dificuldade de sua manipulação. Ainda, os substratos naturais apresentam problemas como a baixa resistência mecânica dos seus tecidos o que dificulta a remoção do perifíton (Schwarzbold, 1990). Neste aspecto, o uso de substratos artificiais é importante pois diminui a heterogeneidade e promove uma melhora substancial na variabilidade das réplicas, com fácil manipulação da amostra (Goldsborough et al., 1986). Além disto, o uso do substrato artificial em experimentos de manipulação é vantajoso em relação ao substrato natural, pois permite o estabelecimento de uma comunidade base em um mesmo nível de sucessão, mais homogênea do que no substrato natural.

Segundo Bicudo (1990) qualquer tipo de substrato artificial pode ser empregado, como madeira, vidro, couro, metal, materiais plásticos, cerâmicas, sendo a seleção do tipo inteiramente ligada à natureza da pesquisa que está sendo realizada. No Córrego Potreirinho, devido à importância da vegetação submersa como substrato para a comunidade perifítica, foram escolhidas plantas de plástico como substrato artificial por facilitar a instalação e a padronização da área amostrada.

A forma, a superfície e o tempo de exposição do substrato artificial podem ser fatores importantes para a composição de espécies de uma comunidade de algas perifíticas (Wetzel, 1983) e, conseqüentemente, para toda a comunidade aquática. Com relação à comunidade estabelecida em substrato artificial quando comparado ao substrato natural, há muita controvérsia na literatura, com alguns autores encontrando padrões de composição e estrutura similares, enquanto outros encontraram comunidades distintas (Schwarzbold, 1990). No Córrego Potreirinho, a similaridade na composição das comunidades dos substratos artificial e natural (Tab. II) foi alta ($S_j=0,71$), sendo que dos 77 táxons obtidos, 55 foram comuns aos dois tipos de substrato, enquanto que 11 ocorreram apenas no substrato natural e 11 somente no artificial. As pequenas diferenças na composição da comunidade entre os dois substratos ocorreram principalmente nos insetos da ordem Diptera (Tab. II), provavelmente por serem o grupo de maior riqueza na comunidade perifítica amostrada.

A comparação entre os substratos natural e artificial, quanto ao peso seco total e peso seco de matéria orgânica, pigmentos totais, densidade de algas e de invertebrados mostrou diferença significativa somente com relação à densidade de algas (Fig. 4), sendo maior no substrato natural. Provavelmente a maior quantidade de matéria inorgânica no substrato artificial (peso seco total menos peso seco de matéria orgânica), possa estar inibindo o crescimento de algas neste substrato. Esta matéria inorgânica se depositaria com mais facilidade nas folhas ovaladas do

Tabela II: Presença (+) e ausência (-) dos táxons identificados nos substratos artificial e natural, amostrados no Córrego Potreirinho (dados obtidos ao longo de 90 dias de colonização do substrato artificial).

Táxons	Artificial	Natural	Táxons	Artificial	Natural
Algas Unicelulares	+	+	Copepoda		
Algas Filamentosas	+	+	<i>Elaphoidella</i>	+	+
Protozoa			<i>Mesochara</i>	-	+
<i>Arcella</i>	+	+	<i>Microcyclops</i>	+	+
<i>Centropyxis</i>	+	+	<i>Paracyclops</i>	+	-
Ciliophora	+	+	Cyclopoida (copepodito)	+	+
<i>Ciphoderia</i>	+	+	Harpacticoida (copepodito)	+	+
<i>Diffugia</i>	+	+	Ostracoda	+	+
<i>Euglypha</i>	+	+	Insecta		
<i>Lousquerousia</i>	+	+	Collembola	+	+
<i>Nebela</i>	+	+	Ephemeroptera		
<i>Quadrulella</i>	+	+	<i>Baetis</i>	+	+
<i>Trinema</i>	+	+	Leptophlebiidae	+	+
<i>Vorticella</i>	+	+	Plecoptera		
Rotífera			<i>Tupiparla</i>	+	+
Bdelloidea	+	+	Odonata		
<i>Cephalodella</i>	+	+	<i>Hetaerina</i>	+	-
<i>Lecane</i>	+	+	Megapodagrionidae	+	+
<i>Lepadella</i>	+	+	Hemiptera		
<i>Polyarthra</i>	+	-	<i>Belostoma</i>	-	+
Nematoda	+	+	Lepidoptera		
Annelida			<i>Petrophila</i>	-	+
Oligochaeta	+	+	Coleoptera		
Hirudinea	+	+	<i>Dryops</i>	+	+
Arthropoda			<i>Heterelmis</i>	+	+
Acarina	+	+	<i>Hydrotassa</i>	+	-
Crustacea			<i>Lixus</i>	+	-
Cladocera			Trichoptera		
<i>Acroporus</i>	+	+	<i>Leptonema</i>	+	+
<i>Alona</i>	+	+	<i>Oxyethira</i>	+	+
<i>Disparalona</i>	+	+			
Diptera			<i>Phaenopsectra</i>	-	+
<i>Ablabesmyia</i>	+	-	<i>Polypedilum</i>	-	+
<i>Beardius</i>	+	-	<i>Polypedilum</i> gr. <i>fallax</i> *	+	+
<i>Chironomus</i>	-	+	<i>Polypedilum</i> (Tripodura)*	+	+
<i>Corynoneura</i>	+	+	<i>Rheotanytarsus</i>	+	+
<i>Cricotopus</i>	+	+	<i>Stenochironomus</i>	+	+
<i>Cryptochironomus</i>	+	-	Tanytarsini gênero D*	+	-
<i>Djalmabatista</i>	+	+	<i>Tanytarsus</i>	-	+
<i>Labrundinia</i>	+	+	<i>Thienomanniella</i>	+	+
<i>Larsia</i>	-	+	<i>Tribelos</i>	+	+
<i>Limnophyes</i>	-	+	<i>Xenochironomus</i>	+	+
<i>Nanocladius</i>	+	+	<i>Xestochironomus</i>	+	+
<i>Nimbecera paulensis</i>	+	-	Ceratopogonidae sp.1	+	+
<i>Parachironomus</i>	+	-	Ceratopogonidae sp.2	-	+
<i>Parametricnemos</i>	-	+	Simuliidae	+	+
<i>Parachironomus</i>	+	-	Ceratopogonidae sp.2	-	+
<i>Parametricnemos</i>	-	+	Simuliidae	+	+
<i>Pontanoura</i>	+	+	<i>Hemerodromia</i>	+	+

* Trivino-Sirixino & Sirixino, 1994.

substrato artificial do que nas folhas lanceoladas do substrato natural. Apesar dos dados aqui apresentados corresponderem ao período total, o de 90 dias de colonização, os resultados analisados por período de amostragens (Motta, 2001) mostraram que 28 dias foram suficientes para o substrato artificial apresentar uma comunidade perifítica semelhante à encontrada no substrato natural. Assim, o substrato artificial (plantas de plástico) mostrou-se adequado para utilização em experimentos de manipulação pois, além da sua eficácia na colonização, possibilitou a padronização da área amostrada e foi de fácil manejo.

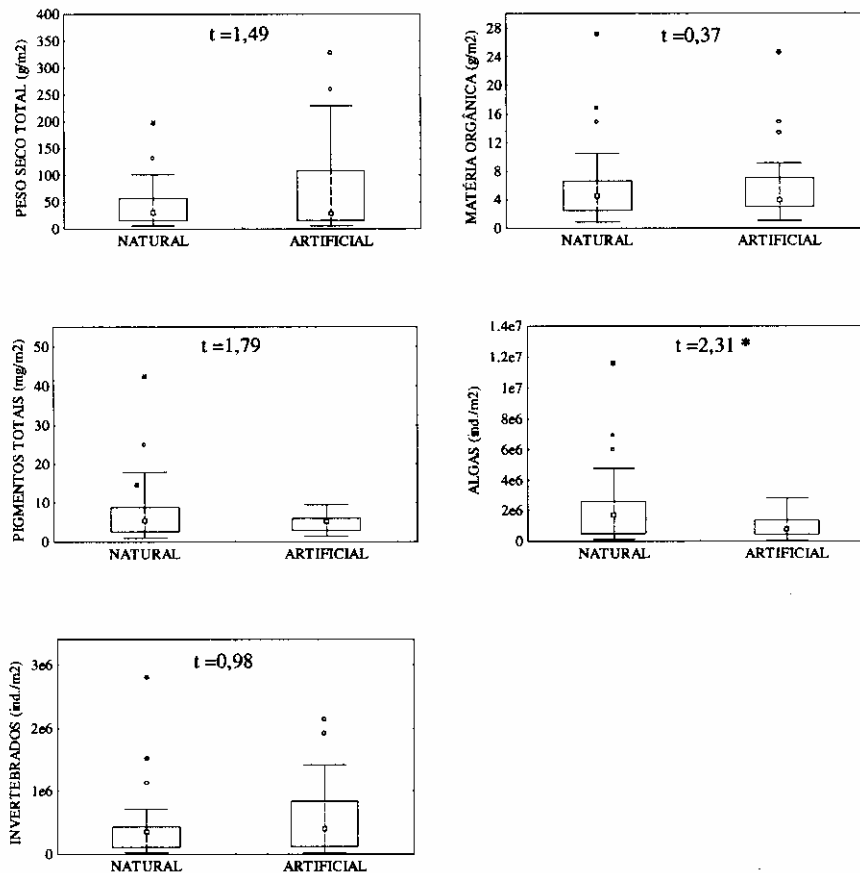


Figura 4: Peso seco total, peso seco de matéria orgânica, pigmentos totais, densidade de algas e invertebrados, em substratos natural e artificial, amostrados no Córrego Potreirinho. t- valores do teste "t" de Student obtidos na comparação das médias dos dois substratos para cada variável analisada (*P< 0,05).

Avaliação da eficiência do modelo de gaiola telada em trabalhos de manipulação experimental em ambientes de fundo arenoso e/ou lodoso

A revisão da literatura sobre a metodologia empregada em trabalhos de manipulação experimental em riachos mostra que as dimensões da gaiola e o tamanho da malha utilizados por diferentes autores são muito variáveis (Tab. 1). Segundo Uieda (1999) o ideal é trabalhar com malha que permita as mesmas taxas de imigração e emigração encontradas na natureza e que possibilitem ao mesmo tempo a retenção e a exclusão de predadores. O tamanho da malha utilizado no presente

trabalho (4 mm) foi escolhido em função do pequeno tamanho dos peixes-teste (31,6 a 44,4 mm). Segundo Flecker (1992b) este tamanho de rede (4 mm) geralmente não impede a passagem dos insetos aquáticos comumente encontrados em riachos. No entanto, no Córrego Potreirinho, este tamanho de rede foi seletivo para alguns macroinvertebrados como grandes hemípteros e coleópteros. Talvez a utilização de uma malha de 10-20 mm tivesse sido mais adequada, porém poderia não ser limitante para os alevinos das espécies teste.

Segundo Uieda (1999), os modelos experimentais em uso apresentam certas limitações, as quais são dependentes das características do ambiente em estudo, das características do organismo-teste e da estrutura da comunidade analisada. Assim, é muito importante o conhecimento biológico da espécie objeto de estudo. No presente estudo, as espécies teste foram o cascudo *Hisonotus* sp. e o bagre *Imparfinis mirini*. Os indivíduos da primeira espécie forrageiam junto à vegetação marginal submersa, utilizando a tática alimentar de raspagem do substrato e se alimentando de perífíton (Uieda et al., 1997). A espécie *I. mirini* alimenta-se de insetos aquáticos (Uieda et al., 1997), ocupando locais de correnteza lenta e apresentando a tática alimentar de especulação do substrato junto à vegetação marginal submersa (Uieda, com. pessoal). Assim, as características biológicas de *Hisonotus* sp. e *I. mirini* descritas acima permitem concluir que o modelo de gaiola fechada no fundo não oferece restrições para a sua manutenção e para realização da manipulação experimental, pois as duas espécies alimentam-se junto à vegetação marginal submersa do riacho, não forrageando no fundo.

Um dos principais problemas com relação à utilização de gaiolas em manipulações experimentais é gerar uma situação ambiental interna diferente das condições externas (Peckarsky & Penton, 1990). Entre as alterações nas condições naturais pelo uso de gaiolas, a principal é a redução do fluxo d'água interno e consequentemente a modificação do ambiente em seu interior (Hulberg & Oliver, 1980; Peckarsky & Penton, 1990; Pringle et al., 1993). Como consequência destas alterações no fluxo de água, tem sido relatado aumento na deposição interna de detritos e sedimentos (Hulberg & Oliver, 1980; Peckarsky & Penton, 1990; Uieda, 1999). Em corredeiras, as espécies são adaptadas à maior velocidade da corrente e à baixa deposição de sedimentos; consequentemente, a redução na correnteza provocada pela malha das gaiolas pode alterar mais drasticamente a comunidade nestas áreas. Por outro lado, em trechos com menor velocidade da corrente e maior deposição de sedimentos, como é o caso do Córrego Potreirinho, a redução na correnteza pode ser menos drástica para a comunidade mais adaptada a estas condições. Apesar disso, como sugerido por vários autores (Culp, 1986; Hart, 1992; Forrester et al. 1999) a malha das gaiolas foi limpa periodicamente durante o período de experimentação, permitindo a manutenção do fluxo de água no seu interior.

O modelo de gaiola utilizado no Córrego Potreirinho possibilitou a colonização prévia do substrato artificial e o posterior fechamento da gaiola, para inclusão das espécies a serem manipuladas, sem perturbar o substrato já colonizado. Além disso, o fato da gaiola ser fechada por todos os lados aumentou sua resistência às variações no fluxo do córrego, evitando a perda dos peixes manipulados pela face superior (com um aumento da profundidade) ou pela inferior (escavação do substrato arenoso devido a um aumento da corrente). Assim, o modelo de gaiola testado no Córrego Potreirinho mostrou-se adequado para manipulação em riachos de fundo arenoso e/ou lodoso onde pretende-se incluir e excluir peixes de pequeno porte. O desenvolvimento deste modelo para manipulação de organismos que forrageiam na vegetação submersa constitui-se em uma importante contribuição em vista da escassez de trabalhos de natureza semelhante (ver Tab. 1) e devido à grande importância da comunidade perífítica na estrutura dos riachos da região tropical.

Agradecimentos

Agradecemos a Hamilton A. Rodrigues pelo auxílio no trabalho de campo; a Raoul Henry pelas valiosas sugestões na versão prévia; ao CNPq pela bolsa de Doutorado concedida ao primeiro autor (Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Zoologia, UNESP-Botucatu).

Referências citadas

- American Public Health Association (APHA). 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater, 18^o ed. Byrd Prepress, Springfield. 1134p.
- Bicudo, D.C. 1990. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifíton. *Acta. Limnol. Bras.*, 3:459-75.
- Brower, J.E. & Zar, H.J. 1984. *Field & laboratory methods for general ecology*. 2. ed. W. C. Brown Pub., Dubuque. 226p.
- Caramaschi, E.P. 1986. Distribuição da ictiofauna de riachos das bacias do Tietê e do Paranapanema, junto ao divisor de águas (Botucatu, São Paulo). São Carlos, USP, 245p (Dissertação).
- Cooper, S.D. & Dudley, T.L. 1988. The Interpretation of "controlled" vs "natural" experiments in streams. *Oikos*, 52:357-61.
- Cooper, S.D., Walde, S.J. & Peckarsky, B.L. 1990. Prey exchange rates and the impact of predators on prey in streams. *Ecology*, 71:1503-1514.
- Culp, J.M. 1986. Experimental evidence that stream macroinvertebrate community structure is unaffected by different densities of coho salmon fry. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 5:140-149.
- Flecker, A.S. 1992a. Fish trophic guilds and the structure of a tropical stream: weak direct vs. strong indirect effects. *Ecology*, 73:927-940.
- Flecker, A.S. 1992b. Fish predation and the evolution of invertebrate drift periodicity: evidence from neotropical streams. *Ecology*, 73:438-448.
- Flecker, A.S. 1996. Ecosystem engineering by a dominant detritivore in diverse tropical stream. *Ecology*, 77:1845-1854.
- Flecker, A.S. & Townsend, C.R. 1994. Community-wide consequences of trout introduction in new Zealand streams. *Ecol. Appl.*, 4:798-807.
- Forrester, G.E., Dudley, T.L. & Grimm, N.B. 1999. Trophic interactions in open systems: effects of predator and nutrients on stream food chains. *Limnol. Oceanogr.*, 44:1187-1197.
- Goldsborough, L.G., Robinson, G.G.C. & Urney, S.E. 1986. An enclosure substratum system for in situ ecological studies of periphyton. *Arch. Hydrobiol.*, 106:373-393.
- Hart, D.D. 1992. Community organization in streams: the importance of species interactions, physical factors, and chance. *Oecologia*, 91:220-228.
- Hulberg, L.W. & Oliver, J.S. 1980. Caging manipulations in marine soft-bottom communities: importance of animal interactions or sedimentary habitat modifications. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37:1130-1139.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Harper & Row, New York. 652p.
- McIntosh, A.R. & Townsend, C.R. 1996. Interactions between fish, grazing invertebrates and algae in a New Zealand stream: a trophic cascade mediated by fish-induced changes to grazer behaviour? *Oecologia*, 108:174-181.
- Miller, J.C. 1986. Manipulations and interpretations in tests for competition in streams: "controlled" vs "natural" experiments. *Oikos*, 47:120-123.
- Minshall, G.W. 1984. Aquatic insect-substratum relationship. In: Resh, V. H. & Rosenberg, D. M. (eds.) *The ecology of aquatic insects*. Prager, New York. p.355-400.

- Motta, R.L. 1996. Trama alimentar das comunidades animais em um curso de água corrente (Ribeirão do Atalho, Itatinga - SP). Botucatu, UNESP, 154p (Dissertação).
- Motta, R.L. 2001. Efeitos da adição e remoção de um predador de topo e de uma espécie intermediária na estrutura da trama alimentar de um curso de água corrente (Córrego Potreirinho, Itatinga, São Paulo). Botucatu, UNESP, 128p (Tese).
- Peckarsky, B.L., Horn, S.C. & Statzner, B. 1990. Stonefly predation along a hydraulic gradient: a field test of the harsh-benign hypothesis. *Freshwater Biol.*, 24:181-191.
- Peckarsky, B.L. & Penton, M.A. 1990. Effects of enclosures on stream microhabitat and invertebrate community structure. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 9:249-261.
- Power, M.E. 1990. Effects of fish in river food webs. *Science*, 250:811-814.
- Power, M.E. 1992. Habitat heterogeneity and the functional significance of fish in river food webs. *Ecology*, 73:1675-1688.
- Power, M.E., Dudley, T.L. & Cooper, S.D. 1989. Grazing catfish, fishing birds, and attached algae in Panamanian stream. *Environ. Biol. Fish.*, 26:285-294.
- Pringle, C.M. & Blake, G.A. 1994. Quantitative effects of Atyid shrimp (Decapoda: Atyidae) on the depositional environment in a tropical stream: use of electricity for experimental exclusion. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51:1443-1450.
- Pringle, C.M., Blake, G.A., Covich, A.P., Buzby, K.M. & Finley, A. 1993. Effects of omnivorous shrimp in a montane tropical stream: sediment removal, disturbance of sessile invertebrates and enhancement of understory algal biomass. *Oecologia*, 93:1-11.
- Rosemond, A.D., Mulholland, P.J. & Elwood, J.W. 1993. Top-down and bottom-up control of stream periphyton: effects of nutrients and herbivores. *Ecology*, 74:1264-1280.
- Rosenfeld, J.S. 2000. Contrasting effects of fish predation in a fishless and fish-bearing stream. *Arch. Hydrobiol.*, 147:129-142.
- Schwarzbald, A. 1990. Métodos ecológicos aplicados ao estudo do perífíton. *Acta Limnol. Bras.*, 3:545-592.
- Stelzer, R.S. & Lambertl, G.A. 1999. Independent and interactive effects of crayfish and darters on a stream benthic community. *J. North. Am. Benthol. Soc.*, 18:524-532.
- Systat 7.0 for Windows. 1997. Statistics. SPSS, Chicago. 726p.
- Trivinho-Strixino, S. & Strixino, G. 1994. Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo. Guia de identificação e diagnose de gêneros. PPG-ERN/UFSCAR, São Carlos. 229p.
- Uleda, V.S. 1995. Comunidade de peixes de um riacho litorâneo composição, habitat e hábitos. Campinas, UNICAMP, 229p (Tese).
- Uleda, V.S. 1999. Experimentos de manipulação de organismos aquáticos em riachos. In: Pompeo, M.L.M. (ed.) *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. Gráfica e Editora União, São Luis. p169-179.
- Uleda, V.S., Buzzato, P. & Kikuchi, R.M. 1997. Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra do Sudoeste do Brasil. *An. Acad. Bras. Cienc.*, 69:243-252.
- Walde, S.J. & Davies, R.W. 1984. Invertebrate predation and lotic prey communities: evaluation of in situ enclosure/exclosure experiments. *Ecology*, 65:1206-1213.
- Wetzel, R.G. 1983. Recommendations for future research on periphyton. In: Wetzel, R.G. (ed.) *Periphyton of freshwater ecosystems*. Dr. W. Junk Publ., Boston. p.199-205.

Recebido em: 10 / 07 / 01

Aprovado em: 28 / 11 / 01