

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ  
CENTRO DE ENGENHARIAS E CIÊNCIAS EXATAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E  
ENGENHARIA DE PESCA**

**MARCELA CRISTIANE FRANKE**

**A influência do reflorestamento da mata ciliar sobre a estrutura da  
comunidade de macroinvertebrados bentônicos em rios de baixa ordem**

Toledo  
2012

**MARCELA CRISTIANE FRANKE**

**A influência do reflorestamento da mata ciliar sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em rios de baixa ordem**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Nível de Mestrado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Área de concentração: Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Orientador: Prof. Dr. Pitágoras Augusto Piana

Co-orientador: Dr. Daniel Forsin Buss

Toledo

2012

## FOLHA DE APROVAÇÃO

MARCELA CRISTIANE FRANKE

### **A influência do reflorestamento da mata ciliar sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em rios de baixa ordem**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Nível de Mestrado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

#### COMISSÃO JULGADORA

---

Prof. Dr. Pitágoras Augusto Piana  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Presidente)

---

Prof. Dr. Gilmar Baumgartner  
Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* Toledo

---

Dra. Yara Moretto Bagatini  
Universidade Federal do Paraná, *campus* Palotina

Aprovada em: 17 de agosto de 2012

Local de defesa: Auditório GERPEL - UNIOESTE/*Campus* de Toledo.

“Foi o tempo que dedicastes à tua  
rosa, que fez tua rosa tão  
importante”

(Antoine de Saint-Exupéry)

A todas as pessoas importantes na minha vida

## AGRADECIMENTO

Esse momento é muito especial e importante e mesmo complicado, pois são tantas pessoas que o medo de esquecer alguém é grande.

Início assim, agradecendo ao meu orientador Dr. Pitágoras Augusto Piana, por ter aceitado a “missão” de me orientar, muito obrigada pela dedicação, ensinamentos e amizade.

Ao meu co-orientador Dr. Daniel Forsin Buss com o qual iniciei nesse mundo “bentônico”.

Aos professores do curso, muito obrigada pela dedicação.

Meus colegas de mestrado, obrigada.

Meus colegas e amigos queridos do coração Michelli, Marcos, Cybelli, Fernandinha, Liege, Lucas, Tiago (Birds), Pedro Fogaça pela ajuda, amizade, incentivo, carinho, muitas risadas e às vezes algum puxão de orelha.

Ao GERPEL pelo espaço concedido para a triagem.

Ao PTI pela concessão da bolsa de estudo.

Ao PNI, setor de pesquisa e coordenação, pela autorização de pesquisa e apoio logístico nas coletas em especial ao biólogo Pedro Fogaça.

A minha pequena grande família, meu “namorado” Ricardo pelo apoio incondicional (inclusive nas coletas), pelo carinho, compreensão (pelos momentos de “stress”) e desculpe pelas ausências. Ao meu presente mais lindo, a pessoinha mais importante da minha vida, meu filhote Matheus Felipe, que deixa meus dias mais lindos e perfeitos, que com seu sorrisinho me faz esquecer de todo o cansaço e “pressão” destes dias. Amor incondicional e infinito meu filho, te amo.

A duas pessoas que não estão mais junto comigo fisicamente, mas me acompanham espiritualmente com toda certeza, meu pai Bruno e minha mãe Erna. A quem tudo devo e agradeço pelos ensinamentos e carinho que sempre me dedicaram. Saudades eternas.

# **A influência do reflorestamento da mata ciliar sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em rios de baixa ordem**

## **RESUMO**

Matas ciliares protegem fluxos aquáticos e possibilitam a alocação de alimentos e habitat para macroinvertebrados. Com o impacto da ausência das matas ciliares, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos são alteradas e, mesmo após o reflorestamento destas, essa comunidade leva certo tempo para se reestruturar. Desta forma, neste estudo foi estimado o tempo necessário de reflorestamento da mata ciliar para que a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, em rios de baixa ordem, apresente estrutura similar a de ambientes não alterados. Além disto, sobre essa comunidade também foram avaliadas as influências das características físicas e químicas da água, do tipo de substrato, da integridade ambiental do corpo da água e da cobertura dossel, com o uso de técnicas de análises multivariadas. Foram amostrados dezesseis rios de baixa ordem no período seco, com um coletor do tipo “kick-sampling”, abrangendo os substratos disponíveis para a fauna bentônica. Dos atributos de comunidade, a riqueza de famílias aumentou o tempo de reflorestamento. A idade do reflorestamento e a integridade ambiental do corpo da água se apresentaram correlacionados e, entre os componentes avaliados, tiveram a maior influência sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Tais resultados indicaram que a comunidade de macroinvertebrados bentônicos requer pelo menos 40 anos de reflorestamento da mata ciliar para apresentar uma estrutura similar à aquela presente em ambientes inalterados.

**Palavras-chave:** Tempo de reflorestamento, integridade ambiental, restauração de habitat.

## **Age of riparian reforestation determine the structure of macroinvertebrate community in low order rivers**

### *ABSTRACT*

Riparian forests protect water flows and allow the allocation of food and habitat for macroinvertebrates. With the impact of the absence of riparian forests, the benthic macroinvertebrate communities are changed and even after these reforestation, this community takes time to restructure. Thus, in this study we estimated the time needed reforestation of riparian vegetation for the community of benthic macroinvertebrates in streams of low order, similar to the present structure of environments not changed. Moreover, on this community were also assessed the influence of physical and chemical characteristics of water, type of substrate, the environmental integrity of the water body and canopy cover, using multivariate analysis techniques. We sampled low-order sixteen rivers in the dry season, with a collector-type "hand-net" covering the substrates available for benthic fauna. Attributes of community, the wealth of households increased time reforestation. The age of reforestation and environmental integrity of the body of water is presented and correlated between the components assessed, had the greatest influence on the benthic macroinvertebrate community. These results indicated that the benthic macroinvertebrate community requires at least 40 years of reforestation of riparian vegetation to present a structure similar to that present in unaltered environments.

Keywords: Time reforestation, environmental integrity, restoration of habitat.

Dissertação de mestrado elaborado e formatada  
conforme as normas da publicação científica *Acta  
Scientiarum*. Disponível em:  
<[http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBio  
Isci/issue/view/633](http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBioIsci/issue/view/633)>.



## Sumário

INTRODUÇÃO .....	10
MATERIAL E MÉTODOS.....	12
Área de estudo.....	12
Amostragem .....	13
Análise dos dados.....	15
RESULTADOS .....	16
DISCUSSÃO.....	18
CONCLUSÃO .....	21
AGRADECIMENTOS .....	21
REFERÊNCIAS .....	21

## INTRODUÇÃO

A vegetação ciliar margeia e protege os corpos de água e suas comunidades da poluição difusa oriunda da bacia hidrográfica (RODRIGUES, 2000), melhorando a hidrologia do córrego, qualidade da água e reduzindo a sedimentação em bacias perturbadas (SCHLOSSER; KARR, 1981; PETERJOHN; CORRELL, 1984). Funciona como um amortecedor entre o córrego e a área de drenagem e é a principal fonte de matéria orgânica para muitos riachos em biomas florestais (CUMMINS, 1974; WALLACE et al., 1997). Além disso, tem influência sobre o fluxo hidrológico, nas características do substrato, temperatura e variáveis químicas da água, que por sua vez, afetam todos os níveis tróficos do ambiente aquático (HARDING et al., 1998).

A influência das matas ciliares sobre os componentes físicos, químicos e biológicos dos corpos de água é altamente dependente da ordem do rio (conceito de continuidade em rios – RCC, VANNOTE et al., 1980). Este conceito defende a transição das comunidades heterotróficas nas cabeceiras dos ambientes lóticos, que apresentam um aporte maior de material alóctone, para comunidades autotróficas, situadas nas regiões próximas à foz. Sendo assim, a maior diversidade de substratos disponíveis está presente nas regiões de cabeceira dos rios (FARIA; ALMEIDA, 2007).

Esta entrada de material alóctone no curso hídrico é a principal fonte de energia dos macroinvertebrados bentônicos em córregos de primeira ordem (HYNES 1970; CUMMINS, 1974). Com isso, a remoção ou substituição da vegetação ripária tem um efeito negativo direto sobre a comunidade de macroinvertebrados (PAULA et al., 2010). Diversas ações antrópicas resultaram na retirada da vegetação, causando mudanças no habitat físico, hidrologia, qualidade da água e perda de diversidade biológica (NESSIMIAN et al., 2008). Com a remoção das matas ciliares ocorre aumento da sedimentação do leito do rio (MACDONALD et al., 2003), diminuição na disponibilidade de detritos (PRICE et al., 2003), alterações no microclima, como temperatura e incidência solar (MURCIA, 1995), surtindo efeitos na estrutura e composição da comunidade dos macroinvertebrados bentônicos (PRICE et al., 2003; HERNANDES et al., 2005; YOSHIMURA, 2007). Pesquisas com esses organismos já demonstraram que eles são sensíveis às variações ambientais como: tipo de substrato (KIKUCHI; UIEDA, 1998), temperatura da água (KIKUCHI; UIEDA, 1998; BUENO et al., 2003), pH (SANDIN; JOHNSON, 2004), condutividade elétrica (BUSS et al., 2002) e vegetação ripária (VANNOTE et al., 1980), entre outros.

Pela exposição prolongada a todas as variações ambientais, a comunidade de macroinvertebrados fornece uma resposta integrada da qualidade da água (PETERSEN JR., 1989). Por ser composta por um grupo relativamente sedentário e amplamente distribuído no sedimento, em associação com macrófitas, aglomerados de folhas, troncos ou entre rochas, interagindo com as condições ambientais (SILVEIRA et al., 2006; WÜRDIG et al., 2007), com a superfície geológica, a vegetação da bacia de drenagem, o seu uso e ocupação e mudanças ocorridas no ecossistema (REICE; WOHLBERG, 1993), esses organismos são utilizados como bioindicadores no monitoramento de rios (BARGOS et al., 1990; EATON; LENAT, 1991; GROWNS et al., 1995; LEITUCH et al., 2002; LAZARIDOU-DIMITRIADOU, 2002; COSTA et al., 2006; STRIEDER et al., 2006; ARIMORO et al., 2007; HEPP; RESTELLO, 2007).

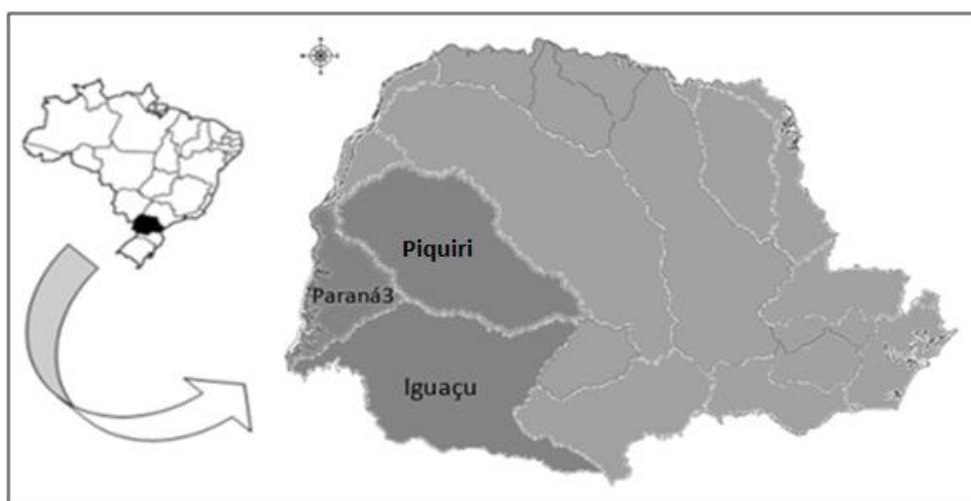
Por estarem intimamente relacionados a estas variações do ambiente, na literatura há um debate que 40 anos de reflorestamento nas margens de rios auxiliam na manutenção do equilíbrio ecológico, embora sem recuperar completamente a fauna aquática (HARDING et al., 1996). Como esta comunidade ocupa parte intermediária da cadeia trófica (são consumidores primários e presas preferenciais de peixes insetívoros), a restauração da fauna bentônica é um forte indicador de que o ecossistema pode estar em processo de recuperação (ALLAN et al., 1997). Parte-se do pressuposto de que com a melhoria gradativa da qualidade da água, da fauna de macroinvertebrados e conseqüentemente da cadeia trófica.

Sendo assim, este trabalho objetivou avaliar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em rios de baixa ordem, que tiveram as regiões litorâneas recuperadas com mata ciliar, em diferentes anos de reflorestamento. Especificamente pretende-se verificar: i) quanto tempo leva para que a comunidade de macroinvertebrados bentônicos apresente uma estrutura similar àquela de ambientes não alterados e ii) verificar qual componente possui maior influência na comunidade de macroinvertebrados bentônicos, variáveis físicas e químicas da água, tipo de substrato, integridade ambiental do entorno, cobertura dossel ou idade de reflorestamento.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

Os rios estudados pertencem as bacias hidrográficas do Paraná 3, do Baixo Iguaçu e do Piquiri, todas situadas inteiramente no estado do Paraná (Figura 1), na mesma ecorregião. Ecorregião é definida como área com as mesmas características fisiográficas (clima, geologia, solos e características de cobertura do solo, vegetação e altitude) que determinam o conjunto de comunidades que se adaptam a cada tipologia regional (OMERNIK, 1987). Conforme classificação de Köppen (1928), a região é de clima temperado, mesotérmico brando e superúmido sem seca. A temperatura média anual varia entre 18 e 20 °C, sendo a máxima absoluta de 34 a 36 °C e mínima absoluta de 8 a 4 °C. A média pluviométrica anual varia entre 1.500 e 1.750 mm. A cobertura florestal é composta de floresta estacional semidecidual, floresta ombrófila mista e formações pioneiras (IBAMA, 2004).



**Figura 1.** Localização das bacias hidrográficas no estado do Paraná – Brasil.

Os rios de baixa ordem usados como referência estão situados no Parque Nacional do Iguaçu (PNI), na bacia do Baixo Iguaçu. Os demais rios estão situados na região oeste do Paraná, que é considerada uma região agrícola (produção de soja, milho, trigo entre outros cereais) e que está em processo de reflorestamento da vegetação ciliar dos corpos hídricos (IAP, 2010). Esses rios foram escolhidos de modo a representar um gradiente de variação uniforme de tempos de reflorestamento, que vão de mais de quarenta (40) anos, a apenas dois (2) anos de reflorestamento das matas ciliares até o ano de 2010 (Tabela 1), protegidos desde a nascente até seu ponto de coleta, a dois quilômetros desta. Os dados de tempo de reflorestamento foram obtidos junto aos órgãos públicos e moradores locais.

**Tabela 1** – Rios de baixa ordem coletados com suas respectivas bacias, tempo de reflorestamento, coordenadas geográficas e códigos usados ao longo do trabalho.

Rios de baixa ordem	Bacia hidrográfica	Anos de Reflorestamento	Coordenadas
R2	Paraná III	2	S 25° 04' 31.0" /W 53° 51' 13.3"
R3	Paraná III	3	S 24° 47' 55.3" /W 53° 34' 23.2"
R3	Paraná III	3	S 24° 45' 58.6" /W 53° 51' 20.4"
R6	Paraná III	6	S 25° 05' 47.1" /W 53° 49' 22.3"
R6	Paraná III	6	S 25° 03' 10.8" /W 53° 51' 27.3"
R8	Paraná III	8	S 25° 05' 37.3" /W 53° 45' 26.4"
R9	Paraná III	9	S 24° 45' 47.7" /W 53° 35' 01.1"
R10	Paraná III	10	S 24° 56' 50.0" /W 54° 20' 03.9"
R15	Paraná III	15	S 24° 52' 51.5" /W 53° 39' 07.3"
R20	Paraná III	20	S 25° 04' 34.3" /W 53° 53' 05.1"
R26	Piquiri	26	S 24° 45' 36.8" /W 53° 32' 12.5"
R40	Baixo Iguaçu	40	S 25° 35' 47.2" /W 54° 24' 35.9"
R40	Baixo Iguaçu	40	S 25° 36' 45.2" /W 54° 25' 57.4"
R40	Paraná III	40	S 24° 45' 22.3" /W 53° 54' 27.9"
Ref	Baixo Iguaçu	Referência*	S 25° 09' 29.4" /W 53° 50' 09.2"
Ref	Baixo Iguaçu	Referência*	S 25° 09' 47.5" /W 53° 49' 39.1"

\* Rios sem registro de desmatamento da mata ciliar situados no interior do Parque Nacional do Iguaçu.

## Amostragem

Em todos os 16 rios a comunidade bentônica foi amostrada no período seco (setembro e outubro de 2010), com um coletor do tipo “hand-net” (30x30x90 cm, malha de 500 µm) em 20 micro-habitas (sub-amostras), abrangendo os substratos disponíveis para a fauna bentônica, aplicada a metodologia “kick-sampling”, posicionando a rede contra a correnteza, removendo-se o substrato da frente da rede com o auxílio dos pés, despreendendo desta forma os organismos, os quais são carregados para dentro da rede com a correnteza.

As sub-amostras foram agrupadas e acondicionadas em sacos plásticos com álcool a 70%, devidamente identificadas, levadas ao laboratório, onde os organismos foram identificados, com auxílio de estereomicroscópio, em nível de família ou ordem, com o auxílio das chaves de identificação de Bouchard Jr. (1985), Pérez (1996) e Merrit e Cummins (1996). Uma vez identificados os organismos foram devidamente acondicionados e preservados em álcool 70%.

Simultaneamente as coletas de macroinvertebrados, variáveis físicas e químicas da água foram aferidas em campo: pH, oxigênio dissolvido e temperatura da água (por meio de aparelhos digitais portáteis) e medidas de vazão, profundidade e largura do corpo aquático

com a utilização de um ficha de campo de Petersen (1989) adaptada por Buss (2007). Amostras de água foram coletadas e levadas ao laboratório de Limnologia da Universidade Estadual do Oeste do Paraná para mensuração dos valores de amônia, nitrato, nitrito, que obedeceram a técnicas colorimétricas convencionais, assim com também nitrogênio total e fosfato (MACKRETH et al., 1978).

Para a avaliação visual da integridade ambiental foi utilizada uma ficha de avaliação adaptada por Buss (2007) que vem sendo aplicada em trabalhos de monitoramento participativo da qualidade da água na Bacia do Paraná III, que atribui pontuações que variam de 0 a 20 para diversos parâmetros ambientais (tipo de substrato, microhabitats, regime e velocidade do corpo aquático, quantidade de água e alterações no canal, ocorrência de corredeiras, estabilidade as margens do rio, cobertura e extensão da mata ciliar), conforme as condições de integridade constatadas no local de estudo.

Além disso, foram observadas características da área de cobertura vegetal (dossel) realizado com o auxílio de uma máquina fotográfica com um “fish-eye” acoplado para o registro de imagens, adaptado de Frazer et al., (1999). As quais foram analisadas com o auxílio do programa GLA (Gap Light Analyzer) (FRAZER et al., 1999).

A análise do tipo de substrato dos rios foi efetuada de acordo com metodologia adaptada do Protocolo EMAP (environmental monitoring and assessment program) de Peck et al. (2001). Na qual, ao longo do local coletado, foram realizadas 100 passadas, transversalmente. A cada metro foi visualizado o tipo de substrato que se encontrava naquele ponto, o qual foi classificado em classes e nomeadas por referências: 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 9, conforme consta na tabela 2.

**Tabela 2** – Classificação do tipo de substrato dominante nos rios coletados

CLASSE	CATEGORIA	REFERÊNCIA
1	Silte/argila	(=talco)
2	Areia fina	
3	Areia grossa	(=trigo moído a tapioca)
4	Cascalho pequeno	(bola de gude, jabuticaba)
5	Cascalho grande	(>jabutica, a bola de tênis)
6	Seixo	(>bola de tênis, a bola de vôlei)
7	Matacão	(>bola de vôlei)
8	Laje	
9	Folha/matéria orgânica	

## **Análise dos dados**

Sobre os valores de abundância dos macroinvertebrados dos rios de baixa ordem foram obtidos os atributos de comunidade: riqueza de espécies, equitabilidade e diversidade. Os padrões de riqueza e diversidade foram expressos pela riqueza (número) de espécies e pelo índice de diversidade de Shannon (Magurran, 1988), a equitabilidade expressada pelo Índice de Pielou, além de sumarizar as estruturas das comunidades através da técnica de escalonamento multidimensional não-métrico (Non-Metric Multidimensional Scaling - nMDS) (KRUSKAL, 1964; MATHER, 1976). No resultado da nMDS, a medida de distância Euclidiana foi obtida para todos os rios em relação aos rios de referência, sendo posteriormente tais distâncias, e os atributos, correlacionadas (Pearson) com a idade de reflorestamento das margens dos rios de baixa ordem.

A nMDS foi realizada sobre os dados de abundância, após transformação em raiz quadrada e obtenção da matriz de dissimilaridade de Sorensen, seguindo o procedimento da nMDS descrito em McCune e Grace (2002). Foram utilizadas 10 configurações iniciais e 100 rodagens com dados randomizados. O critério de estabilidade adotado foi o de desvio padrão do stress menor ou igual a 0,005 após 10 iterações consecutivas. O teste de Monte Carlo (Monte Carlo test) foi aplicado com 100 randomizações para avaliar a significância da configuração final.

Adicionalmente, para os riachos situados fora da área de referência (pelo desconhecimento da idade dos rios de referência, os mesmos não foram inclusos nesta análise) as matrizes de variáveis físicas, químicas e de granulometria do solo, foram sumarizadas separadamente com análises de componentes principais (ACPs) para extrair os eixos de maior variabilidade, segundo critério de broken-stick. A avaliação desses eixos, e das variáveis de cobertura dossel, da idade de reflorestamento e a variável resultante da análise da integridade ambiental, sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados foi realizada com a análise de correlação canônica (ACC). Na ACC foi testada a hipótese de não existir correlação entre as matrizes pelo teste de Monte Carlo com 998 permutações.

Todas as análises encontram-se detalhadas em McCune e Grace (2002), foram avaliadas ao nível de significância de 5%, com auxílio de programas de análises estatísticas, como Pc-Ord 4.0® (MCCUNE; MEFFORD, 1999), R-Guy (i Development Core Team, 2009) e Statistica 7.0® (StatSoft, 2005).

## RESULTADOS

Foram coletados 23.665 organismos bentônicos distribuídos em 12 ordens e 57 famílias. Dentre as famílias apresentou-se com maior abundância a de Chironomidae 7.865 organismos (Tabela 1). Dos atributos de comunidade apenas a riqueza de famílias se apresentou positivamente correlacionada com o tempo de reflorestamento ( $r = 0,79$ ;  $p < 0,0001$ ).

**Tabela 1** - Lista de organismos bentônicos coletados nos 16 riachos de primeira ordem, com códigos para as famílias e número total de indivíduos.

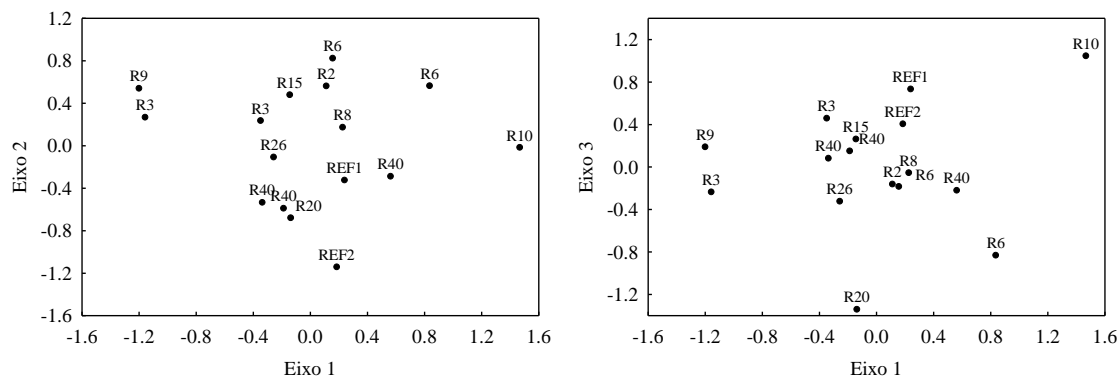
Rate	Codes	Individuals
<b>Crustacea</b>		
Paleomonidae	01	08
<b>Decapoda</b>		
Trichodactylidae	02	02
Aeglidae	03	148
<b>Nematoide</b>		
Nematoide	04	01
<b>Molusca</b>		
Bivalvia	05	86
Gastropoda	06	978
<b>Oligochaeta</b>		
Oligochaeta	07	38
<b>Hirudinea</b>		
Hirudinea	08	19
<b>Prostigmata</b>		
Hydrachnidae	09	05
<b>Ephemeroptera</b>		
Baetidae	10	600
Leptophlebiidae	11	1487
Leptohyphidae	12	367
Caenidae	13	26
<b>Odonata</b>		
Calopterygidae	14	51
Coenagrionidae	15	28
Gomphidae	16	73
Libellulidae	17	30
Megapodagrionidae	18	03
<b>Trichoptera</b>		
Calamoceratidae	19	202
Hydroptilidae	20	52
Hydropsychidae	21	770
Leptoceridae	22	121
Philopotamidae	23	68
Glossosomatidae	24	03
Polycentropoidae	25	10
Helicopsychidae	26	05
Odontoceridae	27	08



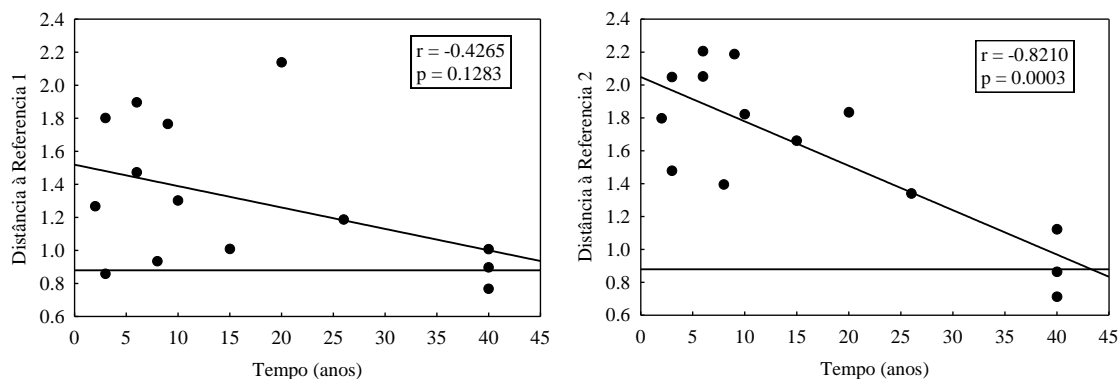
Rate	Codes	Individuals
Hydrobiosidae	28	06
<b>Plecoptera</b>		
Perlidae	29	368
Gripopterygidae	30	300
<b>Hemiptera</b>		
Belostomatidae	31	03
Hebridae	32	07
Corixidae	33	05
Naucoridae	34	13
Pleidae	35	84
Veliidae	36	152
Mesoveliidae	37	01
Gerridae	38	28
Aphididae	39	20
<b>Diptera</b>		
Chironomidae	40	7865
Simuliidae	41	2630
Tipulidae	42	45
Ceratopogonidae	43	279
Empididae	44	403
Tabanidae	45	10
Stratiomyidae	46	02
Dixidae	47	03
<b>Coleoptera</b>		
Elmidae	48	6080
Hydrophilidae	49	16
Psephenidae	50	38
Dytiscidae	51	14
Gyrinidae	52	40
Staphilinidae	53	14
Dryopidae	54	18
Halplidae	55	02
<b>Lepidoptera</b>		
Pyralidae	56	06
<b>Megaloptera</b>		
Corydalidae	57	24

Após 80 iterações, o critério de estabilização foi encontrado com um *stress* final de 11,87 (Teste de Monte Carlo  $p < 0,001$ ) para uma solução em 3D. Na ordenação da nMDS os rios de referência foram situados nas regiões central da primeira dimensão, negativa da segunda dimensão e positiva da terceira dimensão (figura 3), sendo que as distâncias euclidianas dos demais rios de baixa ordem em relação aos rios de referência se mostraram estatisticamente significativas para uma referência e não significativas para a outra (figura 4). Apesar da significância estatística, ambos os resultados indicam que as estruturas das

comunidades de macroinvertebrados bentônicos se tornam mais parecidas com aqueles de rios de referência na medida em que a mata ciliar reflorestada vai envelhecendo.

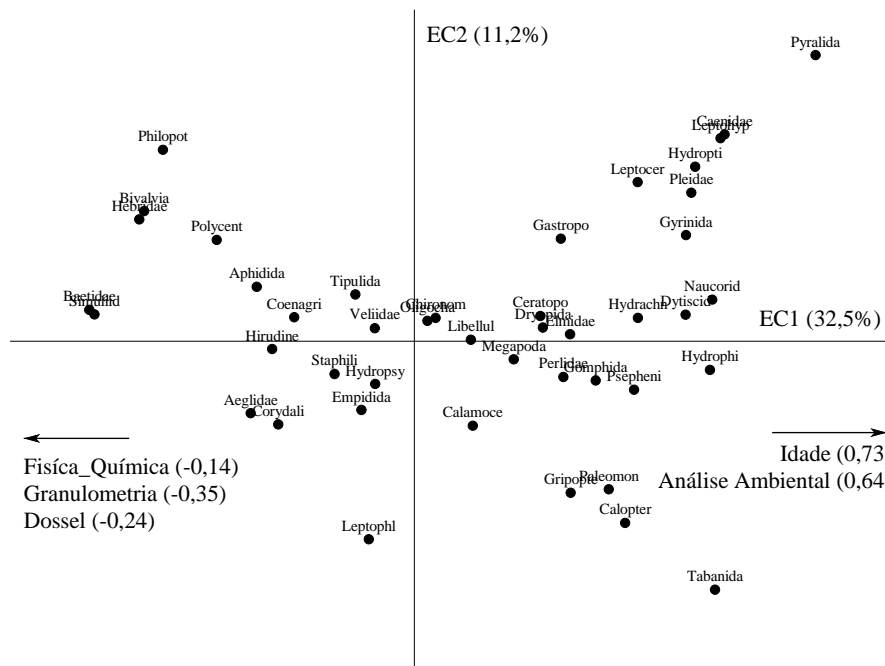


**Figura 03** – Ordenação dos rios de primeira ordem pelas comunidades de macroinvertebrados bentônicos através da nMDS .



**Figura 04** – Correlações lineares entre as distâncias Euclidianas dos rios reflorestados em relação aos rios de referência, obtidas na nMDS que ordenou os rios pelas comunidades. As linhas horizontais representam a distância Euclidiana entre os dois rios de referência.

Na análise de correspondência canônica, os dois primeiros eixos sumarizaram 43,7% de variância, sendo 32,5% referente ao primeiro eixo canônico (Monte Carlo,  $p < 0,05$ ). Este eixo foi positivamente relacionado a idade de reflorestamento e a variável de integridade ambiental, as quais tiveram as maiores influências sobre a comunidade de macroinvertebrados, sendo estes pouco relacionados aos principais componentes das variáveis físicas e químicas e de composição do solo, além do dossel (Figura 5).



**Figura 5** – Ordenação das famílias de macroinvertebrados bentônicos (códigos para famílias na Tabela I) obtida na análise de correspondência canônica. Entre parênteses as correlações das variáveis ao eixo canônico (EC) 1.

## DISCUSSÃO

O aumento da riqueza de famílias com o envelhecimento da mata ciliar corrobora o estudo de Nessimian et al. (2008) que verificaram maiores riquezas em reflorestamentos de 14 anos em relação à florestas mais jovens (2 a 7 anos) em riachos da Amazônia Central, próximo a Manaus. Segundo esses autores, florestas antigas possuem redução da incidência de luz, recuperação de dispositivos de retenção de leitos, e menor perda de sedimentos, contribuindo para o enriquecimento dos habitats e, conseqüentemente, o aumento da riqueza de macroinvertebrados. Isto condiz com o efeito observado da integridade ambiental sobre os macroinvertebrados bentônicos, a qual esteve associada ao tempo de reflorestamento, sendo que os rios de baixa ordem, com menores idades de reflorestamento, demonstraram algum tipo de perturbação, como maior sedimentação do seu leito, processo erosivo, mata ciliar menos densa ou substrato reduzido. Os estudos de Roque e Trivinho-Strixino (2000) e Roque et al. (2003) em riachos florestados e não florestados da Mata Atlântica do Estado de São Paulo, Brasil, também corroboram os resultados de elevação de riqueza com a melhora na integridade ambiental.

A exemplo de outros trabalhos, a análise da integridade ambiental, pelo levantamento realizado da fauna em três riachos no Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, mostrou que uma maior riqueza da comunidade de macroinvertebrados está relacionada

com melhores condições ambientais (GALVES et al., 2007), condições estas que favorecem um aumento de microhabitats e assim reforçam os resultados obtidos no presente trabalho.

Harding et al. (1998), em estudo de riachos na Carolina do Norte, identificaram que as comunidades de macroinvertebrados bentônicos presentes estavam mais associadas às condições de uso da terra da década de 1950 do que das condições atuais de ocupação da terra e da mata ciliar. Isto indica que, em certas circunstâncias, mesmo após 40 anos de reflorestamento, as comunidades ainda sofrem com as perturbações impostas no passado. Como os rios coletados neste estudo tiveram uma correlação positiva entre idade de reflorestamento e riqueza, bem como entre idade de reflorestamento e estrutura da comunidade, equiparando-se a ambientes inalterados a partir de 40 anos, reforçamos os achados de Harding et al. (1998). Concordando também com a afirmação dos autores de que em grande escala e longo prazo, pela ocorrência de distúrbios agrícolas em um limite de bacias hidrográficas, a recuperação da diversidade pode levar muitas décadas. Desta forma, reforçando o valor de zonas ribeirinhas intactas, os resultados obtidos, corroborados por Harding et al. (1998), mostram que a visão de conservação dos ecossistemas naturais podem exigir a preservação de bacias hidrográficas inteiras e não apenas fragmentos desta.

Embora ambientes mais íntegros tendam a possuir melhores condições de variáveis físicas e químicas, bem como de granulometria do solo, tais fatores não influenciaram de forma marcante na estrutura da comunidade de macroinvertebrados. Estes resultados foram um tanto intrigantes, visto que diversos autores relatam influências desses fatores. Segundo Monteiro et al. (2007), a comunidade de macroinvertebrados bentônicos pode ter sua estrutura fortemente influenciada pela composição do substrato e dos microhabitats presentes no leito dos rios. Continuando nesta perspectiva, alguns estudos desenvolvidos em outros países mostram que cada tipo de substrato pode compor uma comunidade particular de macroinvertebrados, não sendo estes distribuídos ao acaso (MELO; FROELICH, 2001). Portanto, existem diferenças nos substratos dos rios estudados, alguns com mais representatividade de silte, outros com substrato rochoso, e outros por sua vez são principalmente constituídos de areia e detritos, estes últimos também verificados em trabalhos realizados por Zuanon e Sazima (2004) e Mendonça (2005). Entretanto, os resultados também não confirmam o obtido por França et al. (2008), em um trabalho realizado na bacia do rio das Velhas, onde demonstraram que os índices de riqueza taxonômica correlacionam-se positivamente com a composição granulométrica dos sedimentos.

Em relação às famílias, a família Chironomidae, que apresenta distribuição cosmopolita (ASHE, 1987), geralmente é utilizada como indicadora de ambientes impactados (CORREIA, 2004; SILVA, 2007, RUARO et al., 2010), no entanto, esteve presente em grande quantidade em todos os riachos amostrados. A ampla distribuição dos gêneros se dá provavelmente devido a grande plasticidade alimentar deste grupo (MERRIT; CUMINS, 1996). Sua diversidade de indivíduos se dá por se adequar aos mais variados tipos de ambientes, presentes em todos os ambientes estudados, na sua maioria em grande número de organismos, o que pode ter sido reflexo das coletas terem sido realizadas em época de seca com temperaturas elevadas. Pois, algumas espécies são encontradas em ambientes que apresentam extremos de temperatura (CORREIA, 2004; ARMITAGE, 1995), há indicações de que alguns sobrevivam a longos períodos de dessecação em frestas profundas dentro do substrato (KASTER; JACOBI, 1978). Ainda que a presença de um maior número de Chironomídeos em rios de baixa ordem pode ser em virtude de uma alta mistura de sedimentos (STATZNER; HIGLER, 1986) e acúmulo de matéria orgânica (RAE, 1985; BASS, 1986).

A distribuição dos organismos nos pontos coletados demonstrou que algumas famílias não se apresentaram agrupadas. Dixidae (Diptera) e Corixidae (Hemiptera) por outro lado somente ocorreram nos rios de referência. São organismos que não são encontrados em grande quantidade e tão pouco em grande frequência. Organismos usados como bioindicadores, tendo os Dixidae pontuação 4 pelo BMWP' e Corixidae 3, sendo que estes podem viver em águas paradas e são resistentes a poluentes (SILVA et al., 2011).

Já dois rios com áreas reflorestadas a menos de 10 anos não apresentaram nenhum indivíduo da ordem Trichoptera, contribuindo para a distinção dos ambientes de referência. Algumas famílias e gêneros de Trichopteras são sensíveis à perturbação no ambiente (SILVA et al., 2011). Dois outros riachos, de 06 e 20 anos, foram ausentes de indivíduos das famílias Gripterygidae e Perlidae, ambos da ordem Plecoptera, que segundo SILVA et al. (2011) são considerados sensíveis a impactos ambientais.

Estes fatos indicam a importância de fatores locais na estruturação dos macroinvertebrados bentônicos, conduzindo a comunidades diferenciadas entre si e dos ambientes de referência. Porém em nível de comunidade, com o passar do tempo após o reflorestamento da mata ciliar, a riqueza de organismos bentônicos vai sendo recomposta e a estrutura da comunidade tende a se aproximar de ambientes de referência, tornando-se similar a partir de 40 anos.

Embora eventos naturais possam também provocar alterações na estrutura e funcionamento de ecossistemas aquáticos (LUGO, 1978), a exploração econômica de áreas agrícolas tem implicado em importantes impactos sobre fluxos hidrológicos em áreas agricultáveis. Impactos estes que podem ser verificados pela perda da diversidade de organismos presentes nestes ecossistemas. A presença de macroinvertebrados bentônicos, maior riqueza, em cursos de rios onde a área florestada está presente a um tempo maior demonstra a importância da preservação das matas ciliares e de uma exploração econômica mais consciente e voltada para o uso “sustentável” dos recursos naturais.

## CONCLUSÃO

Concluimos que o tempo de reflorestamento foi o fator mais importante para que a estrutura da comunidade se aproxime daquela de ambientes considerados de referência, sendo que com 40 anos de reflorestamento, os ambientes já apresentaram estruturas de comunidade de macroinvertebrados bentônicos equivalentes àquelas de ambientes inalterados.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Parque Tecnológico Itaipu (PTI) pela concessão da bolsa para desenvolvimento do trabalho. Ao GERPEL pelo espaço para a triagem e identificação do material biológico e auxílio nas coletas em campo. Ao laboratório de Limnologia do GERPEL pelas análises das variáveis físicas e químicas das águas coletadas. A FIOCRUZ pelo auxílio nas coletas do material biológico e fornecimento de dados biológicos. Parque Nacional do Iguaçu, ao setor de pesquisas e coordenação pela autorização de pesquisa e apoio logístico nas coletas.

## REFERÊNCIAS

- ALLAN, D.; ERICKSON, D. L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, 37: 149–161, 1997.
- ARIMORO, F. O.; IKOMI R.B. Ikomi and C.M.A. Iwegbue, Ecology and abundance of oligochaetes as indicators of organic pollution in an urban stream in Southern Nigeria. **Pakistan Journal of Biological Sciences.**, 10: p. 446-453, 2007.
- ARMITAGE, P. D.; CRASNTON, P.S.; PINDER, L. C. The Chironomidae: The Biology and Ecology of non-biting midges. **Chapman & Hall**, London, 1995, 572 p.

ASHE, P.; MURRAY, D. A.; REISS, F. The zoogeographical distribution of Chironomidae (Insecta: Dipetra). **Annales de Limnologie / International Journal of Limnology**, v. 23(1), p.27-60, 1987.

BARGOS T.; MESANZA, J. M.; BASAGUREN, A.; ORIVE, E. Assessing river water quality by means of multifactorial methods using macroinvertebrates: a comparative study of main water courses of Biscay. **Water Research**, v.24, n. 1, p.1-10, 1990.

BASS, D. Larval Chironomidae of the big Thicket streams. *Hydrobiologia* 134: p. 29–42, 1986.

BOUCHARD, R. W. Jr. Guide to Aquatic Invertebrates of the Upper Midwest. Identification Manual for Students, Citizen Monitors, and a Aquatic Resourece Professionals. **University of Minnesota**, 1985. p. 207.

BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, **Revista Brasileira de Zoologia**, 20(1): p. 115-125, 2003.

BUSS D. F.; BORGES E .L. Application of Rapid Bioassessment Protocols (RBP) for Benthic macroinvertebrates in Brazil: Comparison between Sampling Techniques and Mesh Sizes. **Neotropical Entomology** 37(3): p. 288-295, 2008.

BUSS, D. F. Utilizando macroinvertebrados no desenvolvimento de um procedimento integrado de avaliação da qualidade da água de rios. **Tese Pós-Graduação em Ecologia da UFRJ**. 2001, 132p.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILLÉ, L. F. M. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrates assemblages in a river basin in south-east Brazil. **Hydrobiologia**, 481(1-3): p. 125-136, 2002.

CORREIA, L. C. S. Contribuição para o conhecimento do gênero *Chironomus* Meigen,1803 na Região Neotropical. **Tese**. Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. São Carlos, 2004, 155p.

COSTA, J. M; ARGOLO, A. M.; FELIX, M. Redescription of *Triatoma melanica* Neiva & Lent, 1941, new status (Hemiptera: *Reduviidae*: *Triatominae*). **Zootaxa** 1385: p. 47-52, 2006.

CUMMINS, K. W. Structure and function of stream ecosystems. **BioScience** 24:631–641, 1974.

CUMMINS, K.W., WILZBACH, M.A., GATES, D.M., PERRY, J. B., TALISFERRO, WB. Shredders and riparian vegetation. **Bio Science** 39: p.24–30, 1989.

EATON, L. E.; LENAT, D. R. Comparison of a rapid bioassessment method with North Carolina's qualitative macroinvertebrate collection method. **Journal of the North American Benthological Society**, v.10, n. 3, p. 335–338, 1991.

FARIA, M. L. de; ALMEIDA, G. W. de. Monitoramento da fauna de macroinvertebrados bentônicos do Ribeirão Ipanema - Ipatinga, MG: uma comunidade bioindicadora da

efetividade de programas de despoluição de cursos d'água II. **Principium online**: Iniciação Científica no Unileste-MG, Coronel Fabriciano, v. 1, n. 2, p.82-92, out. 2007.

FRANÇA, J. S.; MORENO. P. M.; CALLISTO, M. Importância da composição granulométrica para a comunidade bentônica e sua relação com o uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG). **VII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos**, 2008.

FRAZER, G. W.; CANHAM, C. D.; LERTZMAN, K. P. Gap Light Analyzer (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. **Copyright** © 1999: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York, 1999.

GALVES, W.; JEREP, F. C.; SHIBATTA, O. A. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences** 2 (1): 55-65, 2007.

GOMES, D. F.; HAMADA, N.; COUCEIRO, S. R. M. Chironomidae de igarapés impactados por sedimentos antropogênicos na Amazonia Central. **XIX Jornada de Iniciação Científica PIBIC INPA - CNPq/FAPEAM**, Manaus, 2010. 4p.

GROWNS, J. E.; CHESSMAN, B. C.; MCEVOY, P. K.; WRIGHT, I. A. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: case studies in the Nepalean River and Blue Mountains, NSW. **Australian Journal of Ecology**, v. 20, n. 1, p. 130-141, Mar. 1995.

HARDING, J. S.; BENFIELD, E. F.; BOLSTAD P. V.; HELFMAN G. S.; JONES E. B. D. Stream biodiversity: The ghost of land use past. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** v. 95, p. 14843–14847, 1998.

HARDING, J. S.; CLAASSEN, K.; EVERS, N. Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? **Hidrobiologia**. 568: p .391-402, 2006.

HEPP, L. U.; SANTOS, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**. 157(1-4): p. 305-318, 2009.

HERNANDEZ, O.; MERRIT, R. W.; WIPFLI, M. S. Benthic invertebrate community structure is influenced by forest succession after clearcut logging in southeastern Alaska. **Hydrobiologia**. v. 533; p. 45–59, 2005.

HYNES, H. B. N. Biology of Plecoptera. **Annual Reviews Entomology**. 21: p. 135-153, 1976.

IAP. Instituto ambiental do Paraná. Disponível em: < <http://www.iap.pr.gov.br/>>. Acesso em: 17 nov. 2010.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais. Disponível em < <http://www.ibama.gov.br/>>. Acesso em 15 julho de 2004.



KARR, J. R.; SCHLOSSER, I. J.; Riparian vegetation and channel morphology impact on spatial patterns of of Natural water quality in agricultural catchments. **Environmental Resources**, East Lansing, MI. Management, 5, p. 233–243, 1981.

KASTER, J. L.; JACOBI, G. Z. Benthic macroinvertebrates of a fluctuating reservoir. **Freshwater Biology**. 8: p. 283-290. 1978.

KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição da Comunidade de Invertebrados de um Ambiente Lótico Tropical e sua Variação Espacial e Temporal. In: Nessimian, J.L.; Carvalho, A.L. (Eds). Ecologia de insetos aquáticos. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, Série **Oecologia Brasiliensis**, p. 157–173, 1998.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. Klimate der Erde. Gotha: Verlag. **Justus Perthes**. Wall-map 150cmx200cm, 1928.

KRUSKAL, J.B. "Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method." **Psychometrika** 29: p. 115–129, 1964.

LAZARIDOU-DIMITRIADOU, M. Seasonal variation of the water quality of rivers and streams of eastern Mediterranean. **Web Ecology**, 3: p. 20-32, 2002.

LEITUCH, T.; SOSZKA, H.; KUDELSKA, D.; KOWNACKI, A. Macroinvertebrates as indicators of water quality in rivers: a scientific basis for Polish standard method. **Archives of Hydrobiology Supplement**, 3-4: p. 225-239, 2002.

LUGO, A. E. Stress and ecosystems, Zn Energy and environmental stress in aquatic systems. U.S. DOE **Symp.** Ser, p. 62- 10 1, 1978.

MACCUNE, B.; GRACE, J. B. **Analysis of Ecological Communities**. MJM Publishers, 2002.

MACDONALD, J. S.; BEAUDRY, P. G; MACLSAAC, E.A.; HEREUNTER, H. E. The effects of forest harvesting and best management practices on stream flow and suspended sediment concentrations during snowmelt in headwater streams in sub-boreal forests of British Columbia, Canada. **Canadian Journal of Forest Research**, 33:1397–1407, 2003.

MAGURRAN, A. E. Ecological diversity and its measurement. Londres, Chapman and Hall.179 p. In: Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil, **Pan-American Journal of Aquatic Sciences** 2 (1): p. 55-65, 2007.

MATHER, P. M. Computational methods of multivariate analysis in physical geography. **John Wiley and Sons**, New York. 1976, 532 p.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **Multivariate analysis of ecological data, version 4**, MjM Software Design. Gleneden Beach, Oregon, 1999.

MELO, A.S. & FROEHLICH, C.G. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. **Journal National Amazonia Benthics**. 20(1): p.1-16, 2001.

MENDONÇA, F. P.; MAGNUSSON, W. E.; ZUANON, J. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. **Copeia**, 4: p. 750–763, 2005.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the Aquatic Insects of North America**. ed. 3, Kendall, Hunt Publishing Company. 1996, 862p.

MONTEIRO, S. M. M.; CALDASSO, L. Análise institucional da pesca artesanal no município de Rio Grande/RS. Mimeo. Centro de Estudos em Economia e Meio Ambiente (CEEMA). **Universidade Federal do Rio Grande (FURG)**, 2004.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. **Tree**, 10: p. 58-62, 1995.

NESSIMIAN, J. L.; VENTICINQUE, E. M.; ZUANON, J.; MARCO, P. de Jr; GORDO, M.; FIDELIS, L.; BATISTA, J. D.; JUEN, L. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, 614: p. 117–131, 2008.

OMERNIK, J. M., Ecoregions of conterminous united states. **Annals of the association of american geographers**, 77: p. 118-125, 1987.

PAULA, M. C. A; FONSECA-GESSNER, A. A. B. Macroinvertebrates in low-order streams in two fragments of Atlantic Forest in different states of conservation, in the State of São Paulo (Brazil). **Brazilian Journal of Biology**. vol. 70, n. 3, p. 899-909, 2010.

PECK, D. V.; LAZORCHAK J. M., KLEMM, D. J. (editors). Unpublished draft. Environmental Monitoring and Assessment Program - Surface Waters: Western Pilot Study Field Operations Manual for Wadeable Streams. EPA/XXX/X-XX/XXXX. U.S. Environmental Protection Agency, **Washington**, D.C. Abr. 2001.

PÉREZ, G. R. **Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de antioquia**. FEN COLOMBIA, COLCIENCIAS, Universidad de Antioquia, 1996, p. 217.

PETERJOHN, W. T.; CORRELL, D. L. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. **Ecology**, 65, p. 1466-1475, 1984.

PETERSEN Jr., R. C. Microbial and animal processing of detritus in a woodland stream. **Ecological Monographs**, v. 59, n. 1, p. 21-39, 1989.

PRICE, K.; SUSKI, A.; MCGARVIE, J.; BEASLEY, B; RICAHRDSON, J. S. Communities of aquatic insects of old-growth and clearcut coastal headwater streams of varying flow persistence. **Canadian Journal of Forest Research**, 33: p. 1416–1432, 2003.

RAE, J. G. A multivariate study of resource partitioning in soft bottom lotic Chironomidae. **Hydrobiologia** 126: p. 275–285. 1985.

REICE, S.R.; WOHLBERG, M. Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes: measures for assessment of ecosystem health. In: Eds. RESH, V.H.; ROSENBER, G.D.M. (Eds.) Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York: **Chapman & Hall**, p. 287-305, 1993.

RODRIGUES, R. R. Florestas ciliares: uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Eds), Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: **Fapesp**, 2000.

ROQUE, F. O. Chironomidae (Diptera) em córregos de baixa ordem em áreas florestadas do estado de São Paulo, Brasil. **Tese**. Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. São Carlos, 2005, 106 p.

ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Fragmentação de habitats nos córregos do Parque Estadual do Jaraguá (SP): Possíveis impactos na riqueza de macroinvertebrados e considerações para conservação in situ. In: **Anais**. II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Campo Grande: p. 752–760, 2000.

ROQUE, F. O.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G.; AGOSTINHO, R. C.; FOGO, J. C. Benthic macroinvertebrates in streams of Jaragua State Park (Southeast of Brazil) considering multiple spatial scale. **Journal of Insect Conservation**, 7: p. 63–72, 2003.

RUARO, R.; AGUSTINI, M. A. B., FÁBIO ORSSATTO, F. Avaliação da qualidade da água do rio Clarito no município de Cascavel (PR), através do índice BMWP adaptado. **SaBios: Revista de Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 5, n. 1, p. 5-12, 2010.

SANDIN, L.; JOHNSON, R. K. Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrate assemblages in Swedish streams. **Landscape Ecol.**, 19(5): p. 501-514, 2004.

SILVA, N. T. C. Macroinvertebrados bentônicos em áreas com diferentes graus de preservação ambiental na Bacia do Ribeirão Mestre D'Armas, DF. **Dissertação** (Mestrado em Ecologia). Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2007, 133 f.

SILVA, R. C.; MACEDO, S.; CAETANO, D. L. F.; GATZKE, E. G.; VIEIRA, F. E. G.; SILVA, L. C. P. Aplicação do índice BMWP' em uma microbacia hidrográfica tributária do reservatório de Chavantes, município de Ribeirão Claro, Paraná. XI Congresso de Educação do Norte Pioneiro. **Anais**, UENP-CCHE-CLCA-Campus Jacarezinho, 2011.

SILVEIRA, M. P.; BUSS, D.F.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D.F. Spatial and temporal distribution of benthic agricultural land use gradient? **Journal of the North American Benthological Society**., 25(2): p. 330-343, 2006.

STATZNER, R. B.; HIGLER, B. Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. **Freshwater Biology**, v. 16, p. 127-139, 1986.

STRIEDER, M. N.; RONCHI, L. H.; STENERT, C.; SCHERER, R. T.; NEISS, U. G. Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no sul do Brasil. **Acta Biologica Leopoldensia**, 28(1): p. 17-24, 2006.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 37, p.130-137, 1980.

WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L.; MEYER, J. L.; WEBSTER, J. R. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. **Science** 277:102–104, 1997.

WÜRDIG, N. L. C.; ENZANO, C. S. S.; MOTTA, D. M. Macroinvertebrate communities structure in different environments of the Taim. **Hydrological**, 2007.

YOSHIMURA, M. Comparison of stream benthic invertebrate assemblages among forest types in the temperate region of Japan. **Biodiversity and Conservation**, 16: 2137–2148, 2007.

ZUANON, J.; SAZIMA, I. Natural history of *Stauroglanisgouldingi* (Siluriformes: Trichomycteridae), a miniature sand-dwelling candiru from central Amazonia streamlets. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, 15: 201–208, 2004.