



Padrões de Riqueza Taxonômica de múltiplos táxons no Rio Paraná, um grupo pode ser usado como substituto do outro?

Nayara Karla Zampiva

**Dourados
2010**

Nayara Karla Zampiva

Padrões de Riqueza Taxonômica de múltiplos táxons no Rio Paraná, um grupo pode ser usado como substituto do outro?

Monografia apresentada à Universidade Federal da Grande Dourados como requisito à obtenção do título de bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Fabio de Oliveira Roque.

Co-orientador: Paulino Barroso Medina Junior.

Dourados
2010

Universidade Federal da Grande Dourados
FCBA- Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais

Nayara Karla Zampiva

Padrões de Riqueza Taxonômica de múltiplos táxons no Rio Paraná, um grupo
pode ser usado como substituto do outro?

Monografia aprovada em ____/____/____ para obtenção do título de Bacharel
em Ciências Biológicas. Monografia segue em forma de artigo científico
padronizado nas normas da Revista Acta Limnologica Brasiliensia.

Banca Examinadora:

Fabio de Oliveira Roque
orientador

Marcia Regina Russo
Convidada

Paulino Medina Barroso Junior
Convidado

Índice

Introdução	5
Matérias e Métodos	7
Área de Estudo.....	8
Coleta dos Grupos	9
• Fitoplâncton	9
• Zooplâncton	10
• Macroinvertebrados	10
• Peixes	12
Análises Estatísticas	12
Resultados	13
Discussão	14
Agradecimentos	17
Referências	18
Figuras	
Figura 1.....	9
Tabelas	
Tabela I	12
Tabela II	14
Anexos	
Tabelas Complementares	22

Padrões de Riqueza Taxonômica de múltiplos táxons no Rio Paraná, um grupo pode ser usado como substituto do outro?

Patterns species richness of multiple taxa in the Paraná river, a group can be used as surrogate of the other?

Nayara Karla Zampiva¹, Fabio de Oliveira Roque²

¹ Acadêmica de Ciências Biológicas
FCBA - Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD
Rodovia Dourados/ Itahum, km 12, Dourados, MS, Brasil
e-mail: nayarazampiva@gmail.com / nayara_kz_itaquirai@hotmail.com

² FCBA - Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais, Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD
Rodovia Dourados/ Itahum, km 12, Dourados, MS, Brasil
e-mail: roque.eco@gmail.com

Resumo: Padrões de Riqueza Taxonômica de múltiplos táxons no Rio Paraná, um grupo pode ser usado como substituto do outro?

Neste estudo nós avaliamos o grau de congruência em riqueza de taxa de fitoplâncton, zooplâncton, macroinvertebrados e peixes amostrados em diferentes pontos no Rio Paraná, durante um programa de monitoramento. Usamos banco de dados que compreende em dois anos de amostragem que inclui dados de 357 táxons sendo: 77 de peixes, 83 de zooplâncton, 103 de fitoplâncton, 94 de fauna associada à macrofitas e vegetação marginal e 86 de macroinvertebrados bentônicos. Para avaliar o grau de associação entre os grupos aplicamos análise de correlação Linear. Este estudo demonstrou que a riquezas entre os grupos não demonstraram correlações lineares fortes. No âmbito de monitoramento ambiental, nossos resultados indicam que o uso de grupos substitutos não é adequado para avaliação da riqueza dos taxa considerados.

Palavras-chave: Sistemas aquáticos, bioindicadores, biodiversidade, biomonitoramento.

1-INTRODUÇÃO

Nos últimos trinta anos, houve significativos avanços no conhecimento sobre os mecanismos de funcionamento dos ecossistemas aquáticos continentais (Buss e Baptista, 2008), devido à grande preocupação com efeitos advindos das atividades antrópicas nos corpos d' água e sua comunidade associada.

Sistemas de monitoramento são essenciais para eficácia da gestão ambiental. Durante o processo de construção de sistemas de monitoramento, um passo importante é a seleção de indicadores biológicos que quantifiquem as condições do ecossistema ou metas pré-estabelecidas.

Por definição bioindicadores são organismos ou grupos de organismos adequados para determinar qualitativamente ou quantitativamente o estado do ambiente (Fränzle, 2006). Os bioindicadores podem refletir fatores abióticos ou bióticos de um ambiente, podendo detectar impactos ambientais que podem ocorrer mudanças alterando as comunidades, habitats ou ecossistemas; ou ainda, servir como um indicador da diversidade de espécies de um certo táxon ou da biodiversidade em geral (McGeoch, 1998). São utilizados tanto para descrever o estado ambiental ou as mudanças nos ecossistemas, quanto para definir objetivos e avaliá – los (Rempel et al, 2004;. Dziock et al, 2006).

Dentre os critérios para a seleção de indicadores (Bonada *et al.*, 2006) destacam-se aqueles relativos a (1) Racionalidade: conceitos teóricos em ecologia dos indicadores, prioridades preditivas e/ou discriminatórias (Causa-efeito). (2) Implementação / custo: baixo custo em amostragem, triagem e taxa de identificação (uso de especialista em taxonomia), facilidade e menor tempo na elaboração da avaliação. (3) Desempenho: aplicabilidade em grande escala

(áreas biogeográficas/ ampla área em que abordam vários ecossistemas e paisagens).

Um dos aspectos mais importantes de um programa de biomonitoramento é a sua implementação, pois envolve métodos rápidos e de baixo custo. O uso de indicadores substitutos se torna peça chave, pois estes poderiam ser usados para prever variações na biodiversidade de outros grupos taxonômicos, desde que tenham alto índice de congruência e respondam a gradientes de forma similar (Heino, 2010).

No caso de congruências taxonômicas significativas, os padrões de classificação ou escolha de amostragem obtida para um determinado grupo taxonômico podem ser extrapolados para os demais grupos analisados (Heino e Mikra, 2006). Assim, a congruência entre os grupos possibilita a escolha de um grupo indicador (substituto) com vantagens relacionadas aos procedimentos de amostragem (Pawar, 2003).

O uso de substitutos ou duplês é controverso, pois trabalhos feitos com diferentes grupos taxonômicos têm demonstrado grande variação nos padrões de congruência. Allen *et al.* (1999) avaliou a concordância entre macroinvertebrados bentônicos, aves, diatomáceas e zooplâncton, verificando a possibilidade da utilização de um grupo taxonômico de maior facilidade na identificação em substituição ao outro. Já outros trabalhos como de Panzer e Schwartz (1998) e Lawton *et al.* (1998), detectaram baixa congruência nos padrões de riqueza de espécies.

A substituição é a relação entre um substituto e um indicador alvo (Sarkar e Margules, 2002). Portanto, a seleção dos possíveis substitutos deve ser cautelosa. De modo geral, não há substitutos universalmente aceitos e

substitutos adequados a uma região que se enquadram totalmente aos gradientes de outras regiões. A escolha de substitutos requer que sejam eficientes nas metas do programa de monitoramento.

Considerando a necessidade de seleção de indicadores para sistemas de monitoramento, particularmente na região Neotropical, onde existe uma rica biodiversidade aquática e pouco conhecida (Allan e Flecker, 1993) e uma grande demanda para implementação de programas de biomonitoramento, neste trabalho, avaliamos o grau de congruência em riqueza de taxa de fitoplâncton, zooplâncton, macroinvertebrados e peixes amostrados em diferentes pontos no Rio Paraná, durante um programa de monitoramento de dois anos. Focamos principalmente na seguinte questão: um grupo pode ser usado como substituto do outro em termos de riqueza taxonômica? Discutimos também as implicações dos resultados no contexto do biomonitoramento da região, particularmente a possibilidade de uso de substituição entre os grupos, uma vez que estas informações podem reduzir o tempo das avaliações e os custos de monitoramento.

2- MATERIAIS E MÉTODOS

Os dados analisados neste trabalho são provenientes do monitoramento trimestral da qualidade da água na área de abrangência de um empreendimento no Rio Paraná. Os dados foram fornecidos pela equipe de monitoramento e por motivos éticos não citaremos os detalhes sobre o empreendimento.

O banco de dados compreendeu dois anos de amostragem com frequência trimestral e incluiu dados de 357 táxons sendo: 77 de peixes, 83 de

zooplâncton, 103 de fitoplâncton, 94 de fauna associada à macrofitas e vegetação marginal e 86 de macroinvertebrados bentônicos (ver Tabelas complementares).

2-1 Área de Estudo

A área analisada compreendeu o trecho superior do rio Paraná inserido na área de influência do Empreendimento em Três Lagoas, região do Bolsão no Mato grosso do Sul.

A área do rio Paraná é caracterizada como bacia do alto Paraná, possui declividade média de 0,18m/km, apresenta a partir de Três Lagoas (MS) uma ampla planície alegável que pode chegar a 20km, estendendo-se por cerca de 480km, especialmente a margem direita. Este trecho representava o único remanescente livre de barragem do rio Paraná em território brasileiro, excluindo-se cerca de 30km a jusante do reservatório de Itaipu (Agostinho & Zalewskiz, 1996).

A malha amostral estabelecida pelo programa é composta por quatro estações de coletas: Estação I, Estação II, Estação III, Estação IV (Figura 1).

As estações foram localizadas com auxílio de mapas, imagem de satélite e de um receptor GPS tipo Garmim Etrex Vista.

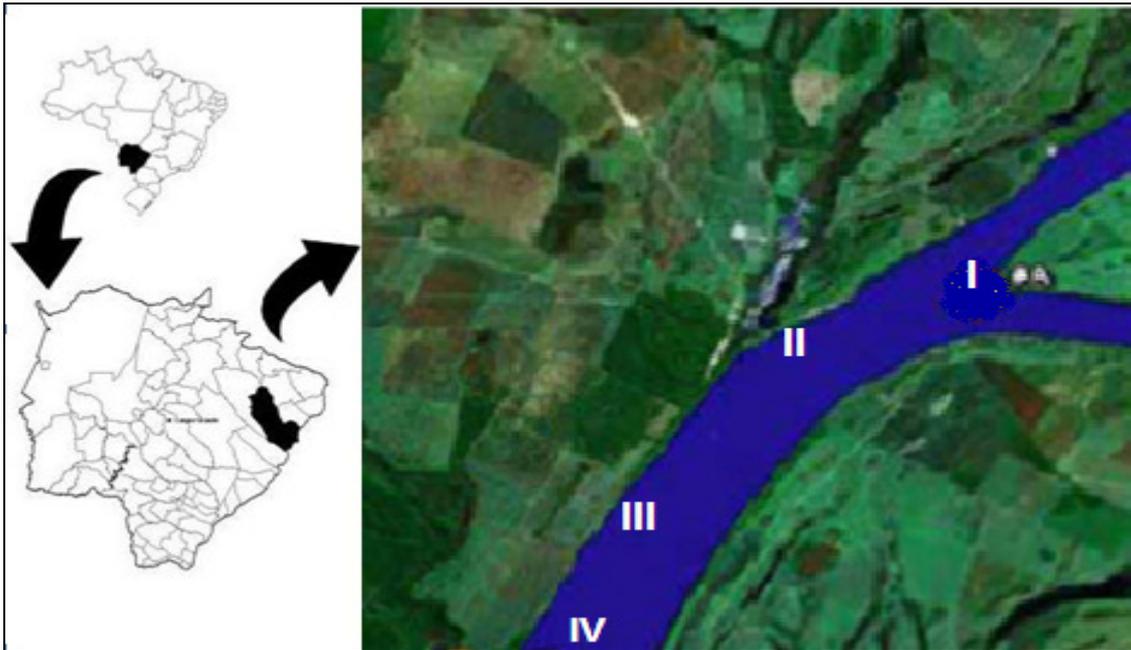


Figura 1. Área de estudo e a malha amostral (pontos de coleta) do monitoramento.

2-2 Coleta dos Grupos

Nosso trabalho é baseado em banco de dados amostrais, então se compreende que as coletas foram feitas por técnicos do programa de monitoramento da área, estas informações foram retiradas do relatório técnico do programa de monitoramento aquático, na região da cidade de Três lagoas.

Fitoplâncton

As amostragens quantitativas do fitoplâncton foram feitas pelo método do “fito-total”, coletando-se cerca de um litro de água diretamente da subsuperfície das estações de coleta empregando-se um frasco de boca larga. Esse procedimento permite que sejam coletados todos os organismos fitoplanctônicos na proporção em que estes naturalmente ocorrem no ambiente aquático amostrado (relatório técnico do programa de monitoramento aquático em Três Lagoas-MS, 2008).

Todas as amostras foram armazenadas no próprio frasco de coleta, os quais foram devidamente identificados, fixados com lugolacético na proporção de 1ml/litro de amostra, protegidos da luz e transportados para identificação e contagem em laboratório.

A identificação dos organismos foi feita por chave de identificação e literatura adequada para o sistema de classificação deste grupo, por especialista em identificação de Fitoplâncton.

Zooplâncton

As amostras foram coletadas utilizando-se uma rede cilíndrico-cônica de 30 micrômetros de abertura de malha e boca de 30 centímetros através da qual foram filtrados 280 litros de água obtidos da subsuperfície de cada Estação de coleta com o auxílio de um balde graduado. A partir desse procedimento é possível estabelecer uma relação entre a densidade de organismos e o volume de água em cada estação amostrada.

As amostras foram transferidas para frascos de polietileno devidamente identificados, fixados em formalina 4% e transportados ao laboratório para procedimentos de triagem, identificação e contagem. O sistema de identificação e contagem foi efetuada por especialista. Os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível com auxílio de literatura especializada (relatório técnico do programa de monitoramento aquático em Três Lagoas-MS, 2008).

Macroinvertebrados (Fauna Associada e Bento)

Foram utilizadas duas estratégias de coleta visando amostrar a maior variedade de habitats e coletar a maior diversidade de macroinvertebrados

possível (relatório técnico do programa de monitoramento aquático em Três Lagoas-MS, 2008).

- Sedimento: em cada estação de coleta foram retiradas 3 amostras de sedimento com auxílio de um coletor tipo Vanveen. Posteriormente, para as análises, as 3 amostras de cada estação foram integradas. Optou-se por utilizar este coletor considerando sua praticidade e eficiência em locais com profundidades e substratos similares aos encontrados no trecho superior do Rio Paraná. O sedimento coletado foi previamente lavado em rede de 0,37mm para concentração dos organismos.
- Fauna associada a vegetação marginal e macrófitas: foram realizadas varreduras nas macrófitas e vegetação marginal das estações de coleta, com auxílio de uma rede D com malha de 0,37mm e tempo de esforço de aproximadamente 5 minutos.

O material coletado foi fixado em formol a 4%, acondicionado em sacos de plástico e transportado para o laboratório, onde foi lavado em água, sobre peneira com malha de 0,37 mm. Posteriormente foi feita a triagem do material, os organismos triados foram separados sob microscópio estereoscópico, e fixados em álcool a 70%.

Os macroinvertebrados foram identificados e enumerados por especialistas, com o auxílio de literatura especializada e as chaves de identificação publicadas recentemente no site do Projeto Levantamento e Biologia de Insetos aquáticos em Sistema lóticos do Estado de São Paulo – Biota FAPESP (<http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>).

Todas as larvas de Chironomidae foram montadas em lâminas semi-permanentes de acordo com metodologia descrita em Trivinho-Strixino &

Strixino (1995). Foi priorizada a identificação dos Chironomidae (diptera), devido seu potencial de utilização em trabalhos de avaliações e monitoramento ambiental de grandes rios (relatório técnico do programa de monitoramento aquático em Três Lagoas-MS, 2008).

O material está sendo mantido na coleção Entomológica do Laboratório de Entomologia Aquática da Universidade Federal da Grande Dourados, visando elaborar uma coleção de referência da região.

Peixes

Foram utilizadas duas estratégias de coleta visando amostrar a maior variedade de habitats e coletar a maior diversidade de peixes possível. Foram armadas redes de espera durante 12 horas e batidas peneiras (quando viável) durante 2 horas em todas estações e campanhas. O material foi acondicionado e transportado para o Laboratório de Ictiologia da UFMS em Três Lagoas. As espécimes foram identificadas por especialistas usando bibliografia especializada (relatório técnico do programa de monitoramento aquático em Três Lagoas-MS, 2008).

3- ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Foram calculadas as riquezas taxonômicas dos diferentes grupos por coleta (riqueza como a soma do número de táxons) (Tabela I).

Tabela I. Diversidade/riqueza de espécies dos táxons, das amostras coletadas nas estações (I-II-III-IV), decorrente de coletas trimestral durante o período de dois anos.

Estações	Peixes	Zooplâncton	Associada	Bentos	Fitoplâncton
1A/07	7	6	8	12	15
2A/07	9	6	11	11	18
5A/07	2	5	11	8	17
6A/07	0	8	16	8	10
1N/07	9	2	19	9	14

2N/07	22	3	27	19	11
5N/07	12	3	17	13	18
6N/07	8	5	1	10	18
1F/08	13	10	15	12	9
2F/08	14	13	23	2	11
5F/08	7	17	10	7	9
6F/08	5	5	14	11	9
1M/08	11	5	7	9	10
2M/08	12	4	14	6	11
5M/08	5	12	4	7	11
6M/08	8	8	5	3	10
1S/08	5	7	6	8	22
2S/08	11	6	6	11	19
5S/08	5	18	9	7	18
6S/08	9	18	9	13	21
1N/08	15	12	9	4	25
2N/08	15	12	3	7	20
5N/08	9	7	9	9	22
6N/08	11	8	14	9	25
1F/09	13	14	6	4	17
2F/09	7	13	14	7	18
5F/09	0	18	9	3	18
6F/09	11	15	4	7	20
1M/09	2	9	3	2	14
2M/09	14	10	6	1	20
5M/09	6	11	1	8	11
6M/09	10	6	6	6	8

Estações de coleta (I-II-III-IV); as letras referem-se aos meses de coletas A (agosto); N (novembro); F (fevereiro); M (maio); S (setembro), referente aos anos de 2007, 2008 e 2009.

Posteriormente, foi avaliada a congruência de respostas dos diferentes grupos através de análises de correlação Linear, com auxílio dos programas PAST e Excel 2003.

4- RESULTADOS

As combinações entre os conjuntos de dados de riqueza taxonômica não exibiram correlações significativas, exceto a combinação Fauna Associada VS Bentos ($r = 0,38$ $p < 0,02$) que demonstrou correlação fraca (Tabela II).

Tabela II. Correlação entre padrões de riquezas das combinações de táxons avaliados.

Combinações dos Grupos	Correlação(r)	P
Peixes VS Zooplâncton	-0,17	0,34
Peixes VS Associada*	0,32	0,06
Peixes VS Bentos**	0,25	0,15
Peixes VS Fitoplâncton	0,1	0,57
Zooplâncton VS Associada*	-0,26	0,13
Zooplâncton VS Bentos**	-0,41	0,01
Zooplâncton VS Fitoplâncton	0,19	0,28
Associada* VS Bentos**	0,38	0,02
Associada* VS Fitoplâncton	-0,21	0,23
Bentos** VS Fitoplâncton	-0,04	0,79

Fauna Associada*, Invertebrados bentônicos**
 Forte correlação (> 0,7) e (p<0,05)

5- DISCUSSÃO

Estudos sobre congruência dos padrões de diversidade entre grupos taxonômicos têm gerado resultados variáveis. De acordo com estudos de Heino *et al.* (2003, 2005, 2009) com diatomáceas, macrófitas, macroinvertebrados e peixes em riachos; e outro trabalho com quatro grupo de insetos (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Chironomidea) em riachos na região boreal (Heino *et al.* 2003), a fauna aquática apresenta baixa congruência nos padrões de riqueza de espécies entre táxons. Por outro lado, estudos envolvendo invertebrados bentônicos e peixes em córregos no Sul de Ontário (Kilgour e Barton, 1999) e peixes e aves aquáticas de lagos no Norte de Alberta (Paszkowski e Tonn, 2000) encontraram elevada congruência de padrões. Sánchez Fernández *et al.* (2006) observaram que besouros aquáticos são bons indicadores de riqueza de espécies de alguns táxons, com correlações fortes para Heteroptera, Plecoptera e Diptera e riqueza total dos grupos taxonômicos.

Nosso trabalho mostrou que os valores de correlações nas combinações taxônomicas não são significativas, em consonância com os estudos citados acima que também indicam baixa congruência entre os diferentes grupos taxômicos.

A partir dos resultados de fraca congruência dos grupos, emerge a seguinte questão: Por que diferentes grupos apresentam baixa congruência em seus padrões de riqueza? Diversas razões são possíveis: (i) os grupos taxômicos respondem diferentemente aos gradientes de variáveis ambientais (Heino, 2010). Por exemplo, macroinvertebrados podem responder mais previsivelmente a estrutura de habitat com condições ao substrato de fundo enquanto zooplâncton as condições da coluna d'água. (ii) organismos de diferentes tamanhos, como os grupos analisados (Fitoplâncton, Zooplâncton, Macroinvertebrados "Fauna Associada/Bentos" e Peixes) percebem o ambiente em escalas distintas, assim a covariação nos padrões de biodiversidade se torna inevitavelmente fraca (Heino *et al.*, 2005; Grenouillet *et al.*, 2008; Infante *et al.*, 2009), exemplo: peixes possui vários tamanhos enquanto comparado com organismo menores como zooplâncton e fitoplâncton, em comparação ao espaço de seu campo de percepção entre estes organismos analisado, estes respondem de forma distintas, devido escala de dimensão espacial de cada organismo. Enquanto peixes também alguns são migratórios, em condições de percepção em variação de graus de temperaturas estes não são tão perceptivos, quanto que organismo menores que estão ligados somente a condição de um habitat. (iii) a resolução taxonômica também pode influenciar os padrões de congruência gerando artefatos e ruídos, pois os grupos foram identificados em níveis de resolução taxonômica diferentes, como em

fitoplâncton a maioria das identificações foi feita em nível de espécie enquanto de macroinvertebrados em nível de família, então há perda de informações quanto a baixa resolução taxonômica, enquanto os grupos foram identificados sem padronização de resolução taxonômica (ver Tabelas Complementares).

Implicações para seleção de indicadores em programas de monitoramento ambiental.

Considerando que o uso de substitutos tem diversas vantagens na implementação de um programa de monitoramento, seria altamente desejável a escolha de indicadores mais baratos e de fácil obtenção de informações. Entretanto, nossos resultados demonstram que, pelo menos em termos de riqueza taxonômica dos grupos aquáticos analisados, não é recomendável o uso de substitutos, pois os grupos não possuem padrões de diversidade semelhantes. Portanto, programas de monitoramento que usam a riqueza de espécies de grupos aquáticos no Rio Paraná, como uma métrica de monitoramento, devem avaliar a diversidade de vários grupos, uma vez que elas trazem informações diferentes sobre a biodiversidade do ambiente monitorado.

6- AGRADECIMENTOS

À Deus, primeiramente, pois acima de tudo e todos foi ele quem me proporcionou, a divindade de estar presente até hoje e me abençoou com tudo que almejei.

Aos meus pais, Lucy Zampiva e Carlos Zampiva, além de me proporcionarem todo esforço para minha educação e profissão, e quanto em momentos de consolo nunca faltaram com amor e compreensão, que sempre foi além da obrigação de pais, pois são meus melhores amigos.

Ao meu orientador, Dr. Fabio de Oliveira Roque, devido ao aprendizado adquirido e compreensão.

Aos meus irmãos, Nádia e Wagner, que me aconselharam a enfrentar os obstáculos e muitas vezes me confortaram, a minha sobrinha, Yasmin, que é o amor da minha vida e tudo que espero alcançar seja por ela.

Ao meu namorado, Marcos Tosatti, obrigada pela compreensão em muitos momentos e o incentivo além de tudo.

Às amigas, Kefany, Morgana, Nineve, Paula, Juliane e Ana Paula, pelo apoio e amizade no decorrer de todos esses anos.

À Sílvia e ao Paulino, pela contribuição no trabalho. Juntamente a Ecofoco pela contribuição com os dados amostrais para finalidade deste trabalho.

7 - REFERÊNCIA

AGOSTINHO, AA. e ZALEWSKI, M. 1996. A planície afagável do alto do rioParaná: importância e preservação = Upper Paraná floodplain river: importance and preservation. Maringá: EDUEM, 100 p.

ALLAN, JD. e FLECKER, AS. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* vol: 43, p: 32–43.

ALLEN, AP., WHITTIER, TR., LARSEN, DP., KAUFMANN, PR., O'CONNOR, RJ., HUGHES, RM., STEMBERGER, RS., DIXIT, SS., BRINKHURST, RO., HERLIHY, AT. e PAULSEN, SG. 1999. Concordance of taxonomic composition patterns across multiple lake assemblages: effects of scale, body size, and land use. *Canadian Journal Aquatic Fisher Science*, vol. 56, p: 2029-2040.

BONADA, N., PRAT, N., RESH, VH. e STATZNER, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, vol. 5, p: 495-523.

BUSS, DF., OLIVEIRA, RB. e BAPTISTA, DF. 2008. Monitoramento Biológico de Ecossistemas Aquáticos Continentais. *Revista Oecologia Brasiliensis* vol.12, nº3, p: 339-345.

DZIOCK, F., HENLE, K., FOECKLER, F., FOLLNER, K. e SCHOLZ, M., 2006. Biological indicator systems in floodplains—a review. *International Review of Hydrobiology* vol. 91, p: 271–291.

FRÄNZLE, O., 2006. Complex bioindication and environmental stress assessment. *Ecological Indicators* vol. 6, p:114–136.

GRENOUILLET, G., BROSSE, S., TUDEQUE, L., LEK, S., BARAILLÉ, Y. e LOOT, G. 2008. Concordance among stream assemblages and spatial autocorrelation along a fragmented gradient. *Diversity and Distributions*, vol. 14, p: 592-603.

HEINO, J. 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? *Ecological Indicators*, vol. 10, p: 112-117.

HEINO, J., LLMONEN, J., KOTANEN, J., MYKRÄ, H., PAASIVIRTA, L., SOININEN, J. e VIRTANEN, R., 2009. Surveying biodiversity in protected and managed areas: algae, macrophytes and macroinvertebrates in boreal forest streams. *Ecological Indicators*, vol. 9, p:1179-1187.

HEINO, J. e MIKRA, H. 2006. Assessing physical surrogates for biodiversity: Do tributary and stream type classifications reflect macroinvertebrate assemblage diversity in running waters? *Biological Conservation*, vol. 129, p: 418-426.

HEINO, J., MUOTKA, T., PAAVOLA, R. e PAASIVIRTA, L. 2003. Among-taxon congruence in biodiversity patterns: can stream insect diversity be predicted using single taxonomic group? *Canadian Journal Aquatic Fisher Science*, vol. 60, p: 1039-1049.

HEINO, J., PAAVOLA, R., VIRTANEN, R. e MUOTKA, T. 2005. Searching for biodiversity indicators in running waters: do bryophytes, macroinvertebrates and fish show congruent diversity patterns? *Biodiversity and Conservation*, vol. 14, p: 415-428.

INFANTE, DM., ALLAN, JD., LINKE, S. e NORRIS, RH. 2009. Relationship of fish and macroinvertebrate assemblages to environmental factors: implications for community concordance. *Hydrobiologia*, vol. 623, p:87-103.

KILGOUR, W. e BARTON, DR. 1999. Associations between stream fish and benthos across environmental gradients in southern Ontario, Canadá. *Freshwater Biology*, vol. 41,p: 553- 566.

LAWTON, JH., BIGNELL, DE., BOLTON, B., BLOEMERS, GF., EGGLETON, P., HAMMOND, PM., HODDA, M., HOLT, RD., LARSEN, TB., MAWDSLEY, NA., STORK, NE., SRIVASTAVA, DS. e WATT, AD. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and of habitat modification in tropical forest. *Nature*, vol.391, p: 72-76.

McGEOCH, MA. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, vol. 73, p: 181–202.

PANZER, R. e SCHWARTZ, MW., 1998. Effectiveness of a vegetation based approach to insect conservation. *Conservation Biology*, vol.12, p: 693-702.

PASZOKOWSKI, CA. e TONN, WM. 2000. Community concordance between the fish and aquatic birds of lakes in northern Alberta, Canada: the relative importance of environmental and biotic factors. *Freshwater Biology*, vol.43, p: 421-437.

PAWAR, S. 2003. Taxonomic chauvinism and the methodologically challenged. *BioScience*, vol.53, p: 861-864.

REMPEL, RS., ANDISON, DW. e HANNON, SJ., 2004. Guiding principles for developing an indicator and monitoring framework. *Forestry Chronicle* vol.80, p:82–90.

SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D., ABELLÁN, P., MELLADO, A., VELASCO, J. e MILLÁN, A. 2006. Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic systems? The case of the Segura river basin(spain). *Biodiversity and Conservation*, vol.15, p:4507-4520.

SARKAR, S. e MARGULES, C. 2002. Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of Biosciences*, vol.27, p: 299-308.

TRIVINHO-STRIXINO, S. e STRIXINO, G. 1995. Larvas de Chironomidae do Estado de São Paulo. Guia de identificação e diagnose dos gêneros. São Carlos: PPG-ERN/UFSCAR, 229p.

