UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

FFCLRP - DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

Avaliando os efeitos do tamanho do riacho, do tipo de mesohabitat e da estação do ano sobre a fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

Gabriel de Paula Paciencia

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Ciências, Área: Entomologia

RIBEIRÃO PRETO -SP

2012

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

FFCLRP - DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

Avaliando os efeitos do tamanho do riacho, do tipo de mesohabitat e da estação do ano sobre a fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

Orientador: Dr. Pitágoras C. Bispo

Gabriel de Paula Paciencia

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Ciências, Área: Entomologia

RIBEIRÃO PRETO -SP

2012

FICHA CATALOGRÁFICA

PACIENCIA, Gabriel de Paula

Avaliando os efeitos do tamanho do riacho, do tipo de mesohabitat e da estação do ano sobre a fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera.

ix+113pp.

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto/USP. Área de concentração: Entomologia.

Orientador: Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo

1. EPT. 2. Insetos aquáticos. 3. Ambientes lóticos. 4. Tamanho do corpo. 5. Diversidade. 6. Macroecologia.

Dedico esse trabalho ao meu irmão, Rafael Guilherme Emed, vulgo Said (*in memorian*) por todos os momentos que passamos juntos e pela minha imensa vontade de que estivesse presente nesse momento.

“Enquanto houver amanhã haverá esperança, pois todo o dia é um dia para recomeçar”

Agradecimentos

Gostaria de agradecer infinitamente minha família, em especial ao meu pai (Manoel Paciencia Neto), minha mãe (Célia de Paula Paciencia) e minha irmã (Manuela de Paula Paciencia) pelo apoio incondicional em todas as horas, saiba que sem vocês nada do que já construí seria possível.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Pitágoras C. Bispo, pelos ensinamentos profissionais e pessoais, e principalmente, por sempre acreditar em minha capacidade, isto tudo foi essencial para a minha formação.

Agradeço a minha namorada, Flavia do Amaral Bertho, pelo apoio nessa fase tão difícil e importante da minha vida, seu apoio e compreensão foram fundamentais para que tudo pudesse dar certo.

Agradeço aos meus amigos, que são inúmeros, por isso não vou citar todos os nomes, mas saibam que nossas conversas (desabafos) e principalmente as palavras de conforto, foram essenciais para evitar meu surto durante a construção da tese.

Quero agradecer a todos os meus colegas de LABIA (Laboratório de Biologia Aquática) pelo imenso apoio e compreensão. Ao Prof. Dr. Claudio G. Froehlich e a Prof^{a}. Dra. Marlene Sofia Arcifa por propiciarem o uso dos seus laboratórios no período de minha estada em Ribeirão Preto. Aos colegas de trabalho Lucas Costa e Marcos Carneiro pelo auxílio na identificação de Ephemeroptera e Trichoptera, respectivamente. Ao grande amigo e colega de trabalho, Lucas S. Lecci, pelo auxílio na identificação de Plecoptera e pelo suporte e ajuda de diversas formas durante todo o meu Doutorado.

Agradeço à USP de Ribeirão Preto e ao Departamento de Ciências Biológicas da UNESP de Assis por disponibilizar a infraestrutura necessária ao desenvolvimento do trabalho. Também agradeço a CAPES pela bolsa de doutorado concedida. Agradeço à FAPESP pelo apoio financeiro referente ao projeto "Diversidade, densidade, biomassa, composição faunística e relações tróficas de insetos aquáticos de riachos em diferentes substratos e mesohabitats" (proc. 09/53233-7) no qual este trabalho está inserido.

Um agradecimento em especial a todos os proprietários de sítios em Pirenópolis-GO que permitiram gentilmente que eu fizesse coletas em suas propriedades, dentre eles estão: Adair Teodoro de Amorim, Geni de Oliveira Jayme, Uira Ayer, Evandro Engel Ayer, Waltencir Curado, Adelina Moreira Farinha e Elcio Inácio Gomes. Aos alunos que ajudaram nas coletas entre eles Inajara Ramos Fiusa, Tadeu Fracaroli, Carolina Baldin e Elisa Yokoyama.

Agradeço também a secretária da pós-graduação, Renata Andrade Cavallari, pela sua ajuda e enorme eficiência em todos os momentos.

Sumário

Resumo.....1

Abstract.....3

Introdução geral.....5

Referências bibliográficas.....10

Capítulo I - O tamanho do riacho, o tipo de mesohabitat e a estação do ano afetam a fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em riachos de montanha......16

Resumo.....17

Introdução.....19

Materiais e Métodos.....22

Área de estudo.....22

Coletas e identificação taxonômica.....23

Fatores abióticos.....24

Análise de dados.....24

Resultados.....25

A fauna de EPT.....25

Efeitos do tamanho do riacho, mesohabitat e sazonalidade sobre a fauna de EPT.....28

Discussão.....32

Abundância.....32

Riqueza.....35

Composição faunística.....37

Referências bibliográficas.....40

Anexo I.....52

Anexo II.....53

Anexo III.....54

Anexo IV.....57

Capítulo II - Relação tamanho-peso seco para Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de riachos de montanha.....60

Resumo.....61

Introdução.....62

Materiais e Métodos.....64

Resultados e Discussão.....64

Referências bibliográficas.....69

Anexo I.....73

Anexo II.....76

Anexo III.....78

Capítulo III - Relação tamanho corpóreo e abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de riachos de montanha em uma região com alta sazonalidade das chuvas.....80

Resumo.....81

Introdução.....83

Materiais e Métodos.....86

Área de estudo.....87

Coleta e identificação taxonômica.....87

Análise de dados.....88

Resultados.....89

Discussão.....95

Distribuição de frequência do tamanho corpóreo.....95

Relação tamanho corpóreo x abundância.....98

Referências bibliográficas.....102

Anexo I.....112

Conclusões.....113

Avaliando os efeitos do tamanho do riacho, do tipo de mesohabitat e da estação do ano sobre a fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

Resumo

Na presente tese investigamos o papel de alguns dos fatores mais importantes na estruturação da fauna de EPT em riachos. No primeiro capítulo, abordamos os efeitos do tamanho do riacho, do tipo de mesohabitat (corredeira e remanso) e da estação do ano (seca e chuva) sobre a abundância, riqueza e composição de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT). Segundo os nossos resultados, a abundância respondeu de forma significativa às interações entre o tipo de mesohabitat e o tamanho do riacho; e entre estação do ano e o tamanho do riacho. A riqueza foi influenciada significativamente pelo tamanho do riacho. Adicionalmente, tanto o tipo de mesohabitat quanto o tamanho do riacho afetaram significativamente a composição faunística (DCA I). O tipo de mesohabitat pode ser considerado um bom preditor da fauna de EPT, mesmo em um sistema altamente sazonal como é o caso dos riachos aqui estudados. No segundo capítulo, apresentamos equações representativas da relação tamanho corpóreo (comprimento do corpo e largura da cápsula cefálica) para táxons de EPT. Considerando os dados obtidos, recomendamos, sempre que possível, a utilização do comprimento do corpo e apenas as equações com o R^2 acima de 0,65, as quais podem ser úteis em trabalhos onde informações gerais sobre a biomassa de EPT são necessárias. Este capítulo serviu de base para o capítulo III. No terceiro capítulo, abordamos os padrões de distribuição de frequência do tamanho corpóreo e a relação entre tamanho corpóreo e abundância de EPT. Os nossos resultados mostraram que

independente do riacho, do tipo de mesohabitat e da estação do ano, no geral, as distribuições se encaixaram em uma distribuição normal. Considerando as relações entre o tamanho corpóreo e abundância, os dados de 50% das assembleias de EPT analisadas individualmente se encaixaram numa forma piramidal. Em nenhum dos casos, observamos relações lineares negativas, portanto, os nossos dados discordam da Regra de Equivalência Energética. Nossos resultados sugerem que um único fator (e.g. balanço energético) é insuficiente para explicar a relação tamanho-abundância de EPT em ambientes altamente variáveis como os riachos aqui estudados.

Palavras chaves: EPT, insetos aquáticos, ambientes lóticos, tamanho do corpo, diversidade, macroecologia.

Assessing the effects of stream size, type of mesohabitat and season on the fauna of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera

Abstract

In this thesis we investigate the role of some of the most important factors in structuring EPT fauna in streams. In the first chapter, we discuss the effects of stream size, type of mesohabitat (riffles and pools) and season (rainy and dry) on the abundance, richness and composition of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT). According to our results, the abundance responded significantly to the interactions between mesohabitat type and size of the stream, and between season and size of the stream. Richness was significantly influenced by the size of the stream. Additionally, both the mesohabitat type and size of the stream significantly affected the faunal composition (DCA I). The type of mesohabitat can be considered a good predictor of EPT fauna, even in a highly seasonal system like the streams studied here. In the second chapter, we present equations representing the relative body size (body length and width of head capsule) for EPT taxa. Considering the data obtained, it is recommended, where possible, using the length of the body and only equations with R^2 above 0.65, which may be useful when general information on the EPT biomass is necessary. This chapter supported the Chapter III. In third chapter we discuss the patterns of frequency distribution of body size and the relationship between body size and abundance of EPT. Our results show that regardless of the stream, the type of mesohabitat and the season, in general, the data on body size fit the normal distribution.

Considering the relations between body size and abundance, the data of 50% of EPT assemblages analyzed individually fit the pyramidal shape. In any case, we observed negative linear relationship, therefore, our data disagree with the Energy Equivalence Rule. Our results suggest that a single factor (e.g. energy balance) is insufficient to explain the relationship between size and abundance of EPT in highly variable environments such as streams studied here.

Key words: EPT, aquatic insects, lotic environments, body size, diversity, macroecology.

Introdução geral

Os ambientes lóticos ou de águas correntes são ecossistemas abertos e dinâmicos e podem ser classificados em diferentes ordens. A classificação em ordens é feita da seguinte forma: ambientes lóticos formados diretamente pelas nascentes sem receber nenhum tributário são considerados de 1ª ordem, quando dois de 1ª ordem se encontram formam um de 2ª ordem, quando dois de 2ª se unem formam um de 3ª e assim por diante. Dessa forma, dois ambientes lóticos de ordem "n" se unem e dão lugar a um ambiente lótico de ordem "n+1" (Strahler, 1957). No presente estudo, focamos em ambientes lóticos de 1ª a 4ª ordens, os quais foram genericamente denominados de riachos.

Os riachos possuem uma alta variabilidade ambiental tanto espacial (longitudinal, lateral e vertical) quanto temporal (diária, sazonal, aleatória). Neste sentido, Ward (1989) enfatiza a importância da dimensão temporal em conjunto com as dimensões espaciais como elemento importante para entender a ecologia de ecossistemas lóticos. Com relação às dimensões espaciais, a variação longitudinal tem sido uma das mais estudadas, provavelmente como o reflexo da influência do conceito do *Continuum* Fluvial, proposto por Vannote et al. (1980). Este conceito foi elaborado a partir da síntese de um grande número de trabalhos publicados principalmente na década de 1970 em ambientes lóticos de regiões temperadas. Este conceito prediz que os ambientes lóticos de ordem intermediária (3ª e 4ª ordens) são os que possuem a maior riqueza, isso principalmente devido a maior variabilidade dos fatores ambientais (e.g. variação diária da temperatura) nestes trechos. Apesar das críticas recebidas (Witherbourn et al., 1981; Statzner & Higler, 1985; Heino, 2009), o conceito do *Continuum* Fluvial faz predições claras, as quais tem sido testadas empiricamente para ambientes lóticos de diferentes partes do mundo, como por exemplo, da região Paleártica (Céreghino & Lodge, 2003;

Arscott et al., 2005), Neártica (Minshall et al., 1985; Grubaugh et al., 1996) e Neotropical (Baptista et al., 1998; Tomanova et al., 2007).

Aliado a variação longitudinal, há uma importante variabilidade ambiental dentro de cada trecho de um riacho. Esta variabilidade é representada principalmente pelos diferentes mesohabitats e microhabitats (Frissel et al., 1986). Segundo Pardo & Amirtage (1997), um mesohabitat pode ser representado por múltiplos mosaicos de habitats, os quais são fisicamente similares entre si, mas distintos de outros. A discretização em diferentes mesohabitats é uma característica marcante de riachos e é um importante fator determinante da distribuição de macroinvertebrados aquáticos (Fenoglio et al., 2004; Hose et al., 2005 e Crisci-Bispo et al., 2007). Entre os diferentes mesohabitats de um riacho, estão os remansos e as corredeiras, os quais possuem distintas combinações de condições e recursos. Por isso, a biota destes dois mesohabitats pode ser bastante distinta (Crisci-Bispo et al., 2007).

Em riachos, a variabilidade temporal também não pode ser negligenciada, uma vez que, estes ecossistemas estão sujeitos às perturbações provocadas pelos aumentos de vazão em dias chuvosos, o que cria uma importante dinâmica espacial e temporal representadas por processos de redistribuição e colonização de manchas (Lake, 2000). Dados da literatura têm indicado uma menor abundância na estação chuvosa em riachos erosivos, principalmente aqueles localizados em regiões com alta sazonalidade das chuvas (Flecker & Feifarek, 1994; Bispo et al., 2006; Leung & Dudgeon, 2011). O bioma Cerrado, no qual está inserido os riachos aqui amostrados, é classificado por Nimer (1989) como tropical semiúmido, sendo a estação chuvosa no verão (Dezembro a Fevereiro) e seca no inverno (Maio a Setembro), ou seja, possui alta sazonalidade. Esta sazonalidade do Cerrado tem fortes efeitos sobre a fauna de macroinvertebrados

aquáticos, como tem sido demonstrado por diversos trabalhos desenvolvidos em riachos de Cerrado (Bispo & Oliveira, 1998; Bispo et al., 2001; 2006).

A dinâmica ecológica dos ambientes lóticos pode levar a mudanças contínuas (gerando mudanças graduais) ou gerar descontinuidades em diferentes escalas de habitat (Lake, 2000). Estas descontinuidades aumentam a variabilidade espacial ou temporal nas diferentes escalas, o que pode explicar a grande biodiversidade observada em riachos, entre as quais aquela observada para os macroinvertebrados aquáticos. Os macroinvertebrados aquáticos são definidos como organismos com tamanho superior a 0.5 mm de comprimento (Roldán-Pérez, 1998) dos quais, em riachos, os insetos compreendem a maior parte. Entre insetos aquáticos, as ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera são usualmente conhecidas como EPT e compreendem um segmento bastante representativo da fauna em riachos (Bispo & Oliveira, 2007). São organismos sensíveis às perturbações ambientais e ocorrem principalmente em águas limpas e bem oxigenadas. Segundo Marchante et al. (1995), a fauna de EPT representa os mesmos padrões obtidos pela fauna de macroinvertebrados como um todo, dessa forma, os estudos poderiam se restringir a esta fauna, sendo esta constatação apoiada por diversos trabalhos (Hewlett, 2000; Melo, 2005). Dentre os principais estudos sobre a fauna de EPT do Brasil podemos citar Bispo et al. (2006), Bispo & Oliveira (2007), Crisci-Bispo et al. (2007) e Paciencia et al. (2012).

Os riachos devido a sua grande variabilidade espacial e temporal são ecossistemas altamente dinâmicos, por isso podem fornecer informações valiosas sobre os padrões macroecológicos (Schmid et al., 2000) e como estes se comportam em um ecossistema com grande complexidade. A macroecologia tem como principal objetivo a busca por padrões emergentes entre os organismos através da análise de variáveis ecológicas tais como o tamanho do corpo, a densidade populacional e a área de distribuição em

diferentes escalas espaciais e temporais (Sant'Ana & Diniz-Filho, 1999; Gaston & Blackburn, 2000; Krüger & McGavin, 2000). O principal foco da macroecologia tem sido a busca por padrões em escalas mais amplas (globais ou continentais) (Gaston & Blackburn, 2000; Kozlowski & Gawelczyk, 2002), no entanto, a análise em escala local também tem fornecido informações relevantes, as quais, tem permitido testar a generalidade dos diferentes padrões macroecológicos (Krüger & McGavin, 2000; Schmid et al., 2000; Siqueira et al., 2008).

Neste sentido, o presente estudo foi estruturado em três capítulos que são:

Capítulo 1. O tamanho do riacho, o tipo de mesohabitat e a estação do ano afetam a fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em riachos de montanha.

Coleta: Serra dos Pireneus, Pirenópolis, Estado de Goiás.

Objetivos: responder as seguintes perguntas: 1) o tamanho do riacho (vazão), o tipo de mesohabitat (corredeira e remanso), a estação do ano (seca e chuvosa) ou a interação entre estes fatores afetam a abundância, a riqueza e a composição de EPT? e 2) O tipo de mesohabitat pode ser um bom preditor da fauna de EPT mesmo em uma região altamente sazonal como o Cerrado?

Capítulo 2. Relação tamanho-peso seco para Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de riachos de montanha.

Coleta: Parque Estadual Intervales, Estado de São Paulo.

Objetivo: apresentar equações representativas da relação tamanho corpóreo (comprimento do corpo e largura da cápsula cefálica) e peso seco para táxons de

Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de riachos. Obs: este capítulo serve de apoio ao capítulo 3.

Capítulo 3. Relação tamanho corpóreo e abundância Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de riachos de montanha em uma região com alta sazonalidade das chuvas.

Coleta: Serra dos Pireneus, Pirenópolis, Estado de Goiás.

Objetivos: responder as seguintes perguntas: 1) a distribuição de frequência do tamanho corpóreo possui distribuição normal e simetria?; 2) Os resultados encontrados para o padrão da distribuição do tamanho corpóreo mudam entre os riachos, mesohabitats e estação do ano?; 3) A relação entre tamanho corpóreo e abundância muda entre os riachos, mesohabitats e estação do ano? e 4) Nossos dados se encaixam na EER independente do riacho, mesohabitat e estação do ano em que foram coletados?

Referências bibliográficas

ARSCOTT, D. B.; TOCKNER, K. & WARD, J. V. 2003. Spatio-temporal patterns of benthic invertebrates along the continuum of a braided Alpine river. **Archiv für Hydrobiologie - Fundamental and Applied Limnology 158 (4):** 431–460.

BAPTISTA, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; BUSS, D. F. & NESSIMIAN, J. L. 1998. Distribuição de comunidade de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial no sudeste brasileiro, pp. 191-207. *In*: Nessimian, J. L. & Carvalho, A. L. (eds.), **Ecologia de insetos aquáticos**. Series Oecologia Brasiliensis, Vol. V. PPGEUFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.

BISPO, P. C. & OLIVEIRA, L. G. 2007. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia 24 (2):** 283–293.

BISPO, P. C. & OLIVEIRA, L. G. 1998. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás, p. 175-189. *In:* Nessimian, J. L. & Carvalho, A. C. (Eds). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro, Série Oecologia Brasiliensis, PPGE-UFRJ, vol. 5, XVII+309p.

BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; CRISCI, V. L. & SILVA, M. M. 2001. A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia 13 (2):** 1-9.

BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; BINI, L. M. & SOUSA, K. G. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera form riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology 66 (2B):** 611-622.

CÉREGHINO, R. & LODGE, D. M. 2003. The species richness of aquatic insects in streams using a limited number of environmental variables. **Journal of the North American Benthological Society 22**: 442-456.

COSTA, S. S. & MELO, A. S. 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiologia 598:** 131–138.

CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P. C. & FROEHLICH, C. G. 2007. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in litter in a mountain stream of the Atlantic rainforest from southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia 24 (3):** 545-551.

FENOGLIO, S. BO; T. & CUCCO, M. 2004. Small-scale macroinvertebrate distribution in a riffle of a Neotropical rainforest stream (rio bartola, nicarágua). Caribean Journal of science. Vol. 40 nº 2, 253-257

FLECKER, A. S. & FEIFAREK. B. 1994. Disturbance and temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. **Freshwater Biology 31:** 131-142.

FRISSELL, C. A.; LISS, W. J.; WARREN, C. E. & HURLEY, M. D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. **Environmental Management 10 (2):** 199-214.

FRISSELL, C. A.; LISS, W. J.; WARREN, C. E. & HURLEY, M. D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. **Environmental Management 10 (2):** 199-214.

GASTON, K. J. & BLACKBURN, T. M. 2000. **Pattern and process in macroecology.** Oxford: Blackwell Science.

GRUBAUGH, J. W.; WALLACE, J. B. & HOUSTON, E. S. 1996. Longitudinal changes of macroinvertebrate communities along an Appalachian stream *continuum*. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53:** 896-909.

HEINO, J. 2009. Biodiversity of aquatic insects: spatial gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. **Freshwater Reviews 2(1):**1-29.

HOSE, G. C.; JONES, P. & LIM, R. P. 2005. Hyporheic macroinvertebrates in riffle and pool areas of streams in south eastern Australia. **Hydrobiologia 532:** 81-90.

KOZLOWSKI, J. & GAWELCZYK, A. T. 2002. Why are species' body size distributions usually skewed to the right? **Functional Ecology 16:** 419–432.

KRÜGER, O. & McGAVIN, G. C. 2000. Macroecology of local insect communities. **Acta Oecologica 21(1):** 21-28.

LAKE, P. S. 2000. Disturbance, patchiness and diversity in streams. **Journal of the North American Benthological Society 19 (4):** 573-592.

LEUNG, A. S. L. & DUDGEON, D. 2011. Scales of spatiotemporal variability in macroinvertebrate abundance and diversity in monsoonal streams: detecting environmental change. **Freshwater Biology 56:** 1193–1208.

MARCHANT, R; BARMUTA, L. A. & CHESSMAN, B. C. 1995. Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. **Marine & Freshwater Research 46**: 501-506.

MELO, A. S. 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. **Archiv für Hydrobiologie - Fundamental and Applied Limnology 164 (3):** 309–323.

MINSHALL, G. W.; PETERSEN, R. C. & NIMZ, C. F. 1985. Species richness in streams of different size from the same drainage basin. **American Naturalist 125 (1):** 16-38.

NIMER, E. 1989. **Climatologia do Brasil.** Rio de Janeiro, IBGE, 421p.

PACIENCIA, P. P.; BISPO, P. C. & CORTEZZI, S. S. 2012. Allometric growth of two species of Ephemeroptera from Neotropical mountains streams. **Annales de Limnologie, 48**: 145-150.

PARDO, I. & ARMITAGE, P. D. 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. **Hydrobiologia 344:** 11-128.

ROLDÁN-PÉREZ, G. 1998. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia.** Bogotá, Universidad de Antioquia. p. 217.

SANT'ANA, C. E. R. & DINIZ-FILHO, J. A. F. 1999. Macroecologia de corujas (Aves: Strigiformes) da América do Sul. **Ararajuba 7:** 3-11.

SCHMID, P. E.; TOKESHI, M. & SCHMID-ARAYA, J. M. 2000. Relation between population density and body size in stream communities. **Science 289:** 1557–1560.

SIQUEIRA, T.; ROQUE, F. O. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2008. Species richness, abundance, and body size relationships from a neotropical chironomid assemblage: Looking for patterns. **Basic and Applied Ecology 9:** 606-612.

STATZNER, B. & B. HIGLER. 1985. Questions and comments on the River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42**: 1038-1044.

STRAHLER, H. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions - American Geophysical Union 33:** 913-920.

TOMANOVA, S.; TEDESCO, P. A.; CAMPERO, M.; VAN DAMME, P. A.; MOYA, N. & OBERDORFF, T. 2007. Longitudinal and altitudinal changes of macroinvertebrate functional feeding groups in neotropical streams: a test of the River Continuum Concept. **Fundamental and Applied Limnology 170**: 233-241.

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

WARD, J. V. 1989. The four dimension nature of lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society 8:** 2-8.

WINTERBOURN, M. J.; COWIE, B. & ROUNICK, J. S. 1981. Are New Zeland streams ecosystems really different? **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 18**: 43-52.

YOKOYAMA, E.; PACIENCIA, G. P.; BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G. & BISPO, P. C. 2012. A sazonalidade ambiental afeta a composição faunística de Ephemeroptera e Trichoptera em um riacho de Cerrado do Sudeste do Brasil? **Ambiência 8 (1):** 73 – 84.

Capítulo I

O tamanho do riacho, o tipo de mesohabitat e a estação do ano afetam a fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em riachos de montanha.

O tamanho do riacho, o tipo de mesohabitat e a estação do ano afetam a fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em riachos de montanha.

Resumo

No presente trabalho coletamos a fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em riachos com diferentes tamanhos, em dois mesohabitats (corredeira e remanso) e na estação de seca e chuvosa com o objetivo de responder as seguintes questões: 1) o tamanho do riacho (vazão), o tipo de mesohabitat (corredeira e remanso), a estação do ano (seca e chuvosa) ou a interação entre estes fatores afetam a abundância, a riqueza e a composição de EPT? e 2) O tipo de mesohabitat pode ser um bom preditor da fauna de EPT mesmo em uma região altamente sazonal como o cerrado? As coletas foram realizadas em riachos de 1ª a 4ª ordens da Serra dos Pireneus, Pirenópolis, Estado de Goiás. A abundância respondeu de forma significativa à interação entre o tipo de mesohabitat e o tamanho do riacho. Nós observamos que em riachos menores as maiores abundâncias ocorreram em remanso, já para riachos maiores as abundâncias tornaram similares (estação seca) ou maiores em corredeiras (estação chuvosa). A abundância também respondeu de forma significativa à interação entre a estação do ano e o tamanho do riacho. Nós observamos que a diferença de abundância de EPT entre as duas estações, tanto para corredeiras quanto para remansos, aumentou com o tamanho do riacho, sendo que os maiores valores foram registrados em riachos de maior porte na estação de seca. A riqueza foi influenciada significativamente pela vazão, sendo que os maiores valores tenderam a ser registrados (exceto para corredeira na estação chuvosa)

nos riachos maiores (Figura 3B). Adicionalmente, tanto o tipo de mesohabitat quanto a vazão afetaram significativamente a composição faunística (DCA I). Em resumo, os nossos dados mostraram que o tamanho do riacho, o tipo de mesohabitat, a estação do ano e a interação desses fatores afetaram de forma distinta os diferentes atributos (abundância, riqueza e composição) da fauna de EPT. O tamanho do riacho tem um papel fundamental na estruturação da fauna, uma vez que a afetou os três atributos analisados, tanto separadamente (riqueza padronizada e composição faunística), quanto interagindo com o mesohabitat e estação do ano (abundância). Adicionalmente, o tipo de mesohabitat pode ser considerado um bom preditor da fauna de EPT, mesmo em um sistema altamente sazonal como é o caso dos riachos aqui estudados.

Palavras chaves: EPT, diversidade, comunidades, ambientes lóticos, cerrado, insetos aquáticos

Introdução

A relação entre os fatores ambientais e a estruturação das comunidades de organismos aquáticos em diferentes escalas tem sido um dos temas mais investigados em ecologia aquática (Lima et al., 1998; Bini et al., 1999; Murphy et al., 2003; Rolon & Maltchik, 2006; Baumgartner et al., 2008; Bucker et al., 2008). Os dados obtidos durante estes estudos tem permitido levantar os mais importantes fatores responsáveis pela organização dessas comunidades, ajudando a elucidar os principais processos ecológicos e evolutivos envolvidos em sua estruturação. Adicionalmente, estes trabalhos têm fornecido subsídios para a construção de modelos preditivos, para o monitoramento, conservação e restauração desses sistemas quando ameaçados ou degradados (Rabeni & Wang, 2001; Parsons et al., 2004; Mykra et al., 2008; Leung & Dudgeon, 2011). No caso de ambientes lóticos, o seu tamanho (vazão, ordem), o tipo de mesohabitat e a sazonalidade têm sido considerados alguns dos principais fatores determinantes da abundância, riqueza e composição da biota.

Os diferentes atributos da biota de ambientes lóticos são afetados longitudinalmente com o aumento de seu tamanho (Heino et al., 2005). A variação longitudinal relacionada à variação do tamanho do ambiente lótico é a base do conceito do *Continuum* Fluvial (Vannote *et al*., 1980), o qual foi a primeira tentativa de explicar o funcionamento e a dinâmica desses ecossistemas de forma integrada. A ideia desse conceito é que as variáveis físicas do ambiente lótico apresentam um gradiente contínuo, sendo que as comunidades se ajustam localmente a esse gradiente. O aumento da riqueza até ambientes lóticos de tamanho intermediário, os quais possuem maior variabilidade ambiental, e as mudanças longitudinais da composição funcional e

taxonômica são algumas das predições desse conceito (Vannote et al, 1980; Heino et al., 2005).

Ao longo da história, apesar da maioria dos trabalhos confirmarem as suas predições (Minshall et al., 1985; Graubagh et al., 1996; Arscott et al., 2005; Heino, 2009), resultados contrários também têm sido registrados (Witherbourn et al., 1981; Heino, 2009) e pontos falhos têm sido detectados (Statzner & Higler, 1985). Por exemplo, o conceito foi baseado em dados obtidos na região temperada e não levou em consideração importantes fatores que covariam com o tamanho do riacho (e.g. hidráulica, Statzner & Borchardt, 1994), e importantes elementos como a heterogeneidade de habitat dentro de cada trecho (Pardo & Armitage, 1997) e a organização hierárquica desses sistemas (Frissel et al, 1986; Heino, 2009). Por isso, certamente, a generalidade do conceito do *Continuum* Fluvial (Vannote et al., 1980) é menor do que se imaginava anteriormente. De qualquer maneira, apesar das limitações apontadas, este conceito permanece como uma forma bastante elegante de explicar o funcionamento de riachos, e suas predições permanecem válidas como um ponto de partida para estudos sobre a biodiversidade em ambientes lóticos (Heino et al., 2005).

Além da variação longitudinal, uma característica marcante dos ambientes lóticos, principalmente de riachos, é a grande variabilidade dentro de cada trecho. Em geral, associações particulares de táxons relacionados aos diferentes mesohabitats dentro do riacho têm sido documentadas (Pardo & Armitage, 1997; Crisci-Bispo et al., 2007), em virtude disso, a variabilidade de habitat é fundamental para a manutenção de uma alta diversidade beta nestes ecossistemas (Costa & Melo, 2008). Em riachos, corredeiras e remansos são dois dos principais mesohabitats. Os mesohabitats de corredeiras são caracterizados pela alta velocidade da água, são habitats erosivos com fluxo irregular e possuem o predomínio de substrato rochoso. Por outro lado, os

mesohabitats de remanso apresentam baixa velocidade da água, são habitats deposicionais e possuem substrato formado principalmente por detritos orgânicos, areia e sedimento fino. Pelo fato de corredeiras e remansos representarem condições ambientais tão distintas, em geral, a fauna desses dois mesohabitats são bastante diferentes (Crisci-Bispo et al., 2007).

A variação sazonal da precipitação pluviométrica também pode ter efeitos consideráveis sobre a biota de ambientes lóticos (Flecker & Feifarek, 1994; Bispo & Oliveira, 1998; Diniz-Filho et al., 1998; Bispo et al., 2006; Leung et al., 2012). Em riachos erosivos, como os aqui estudados, o aumento da precipitação na estação chuvosa aumenta a vazão e a velocidade da água, o que em muitos casos provoca o deslocamento do substrato e consequentemente o carreamento dos organismos bentônicos. Assim, nos riachos erosivos localizados em regiões onde a precipitação é altamente sazonal, é esperado que as comunidades estejam em ambientes bastante estáveis na estação seca, por outro lado, estas comunidades estão sujeitas a perturbações intensas e frequentes na estação chuvosa. Neste sentido, temos a expectativa que a abundância, a riqueza e a composição faunística sejam afetadas pela estação do ano (seca e chuvosa) em riachos de cerrado, em virtude de sua alta sazonalidade.

Apesar dos efeitos do tamanho do riacho, do mesohabitat e da estação do ano sobre a fauna de insetos aquáticos terem sido avaliados em diversos trabalhos, poucos trabalhos avaliaram os seus efeitos simultaneamente. Os riachos de montanha são ecossistemas com grande variabilidade ambiental tanto espacial quanto temporal, e a interação entre estas duas dimensões podem nos ajudar a entender os processos ecológicos envolvidos na estruturação da fauna. Para responder as nossas perguntas, focamos o presente estudo na fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), a qual é bastante diversa em riachos de regiões montanhosas, tanto do ponto de vista

funcional quanto no que se refere ao número de táxons. Segundo (Marchant et al., 1995), análises baseadas apenas na fauna de EPT são suficientes para detectar os mesmos padrões encontrados para a fauna de macroinvertebrados aquáticos como um todo, por isso, pode-se restringir o estudo a apenas esse grupo. Esta constatação tem sido apoiada por diversos outros estudos (Hewlett, 2000; Melo, 2005). Nós desenvolvemos o presente estudo em riachos de diferentes tamanhos, com mesohabitats de corredeira e de remanso distintos e em uma região com precipitação pluviométrica altamente sazonal com o objetivo de responder as seguintes perguntas: 1) o tamanho do riacho (vazão), o tipo de mesohabitat (corredeira e remanso), a estação do ano (seca e chuvosa) ou a interação entre estes fatores afetam a abundância, a riqueza e a composição de EPT? 2) O tipo de mesohabitat pode ser um bom preditor da fauna de EPT mesmo em uma região altamente sazonal como o cerrado?

Materiais e métodos

Área de estudo

Nós realizamos o presente trabalho em riachos da Serra dos Pireneus, Pirenópolis, Estado de Goiás. Os riachos amostrados são de 1ª a 4ª ordens (*sensu* Strahler, 1957) e possuem águas rápidas e bem oxigenadas. Estes riachos apresentam fundo predominantemente rochoso nas corredeiras e acúmulo de folhiço e areia em remanso. A Serra dos Pireneus está inserida no bioma de Cerrado, o qual possui clima tropical semiúmido (Nimer, 1989) com duas estações bem definidas, uma chuvosa no verão e uma de seca no inverno (Figura 1).

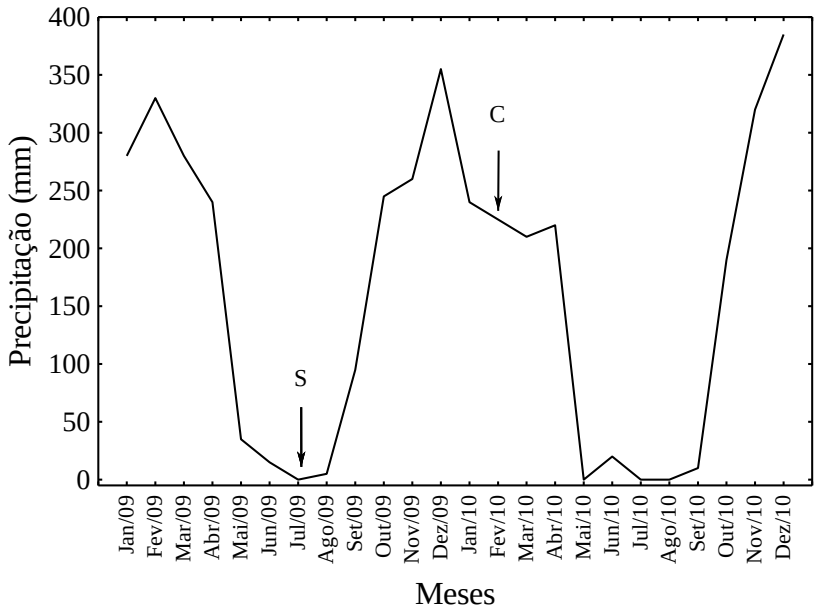


Figura 1. Precipitação mensal obtida para o município de Pirenópolis – GO durante os anos de 2009 e 2010. As coletas foram realizadas na estação de seca (S), Julho/2009 (Jun/09) e na estação chuvosa (C), Fevereiro/2010 (Fev/10). Fonte: INMET (Instituto Nacional de Meteorologia).

Coletas e identificação taxonômica

Nós realizamos duas coletas, sendo que, uma delas ocorreu no mês de Julho de 2009 (estação seca) e a outra em Fevereiro de 2010 (estação chuvosa). Na coleta de seca dez riachos foram amostrados e na chuvosa nove (isso ocorreu devido a alta vazão em um dos riachos, o que impediu a coleta), sendo que em cada um, cinco corredeiras e cinco remansos foram selecionados e o centro de cada um deles foi amostrado com o auxílio de um amostrador de Surber (área 0,1m^2 e malha de 250mm).

Nós identificamos os estágios imaturos de EPT até o nível taxonômico de gênero. Para as identificações, nós utilizamos as seguintes chaves taxonômicas: Dominguez et al. (2001), Da-Silva (2002) e Salles et al. (2004) para Ephemeroptera; Froehlich (1969,

1984), Dorvillé & Froehlich (1999) e Olifiers et al. (2004) para Plecoptera e Wiggins (1998), Angrisano & Korob (2001) e Pes et al. (2005) para Trichoptera.

Fatores abióticos

Para caracterizar os riachos nas duas estações, nós registrados as coordenadas e os seguintes fatores ambientais: a ordem (Strahler, 1957), a temperatura da água (^{o}C), a velocidade da água (m/s), a vazão (m^3/s), o potencial hidrogeniônico (pH), a condutividade elétrica (μS/cm), o oxigênio dissolvido (mg/l), e a cobertura vegetal (escala de 0-3, sendo 0 sem cobertura, 1 pequena, 2 média e 3 grande cobertura vegetal). A velocidade da água foi mensurada pelo uso de um fluxômetro e a vazão calculada através do produto da velocidade média da água por uma área de secção feita no riacho (Lind, 1979). No presente trabalho, consideramos a vazão como indicador do tamanho tridimensional do riacho, uma vez que incorpora as variáveis profundidade, largura e velocidade. A temperatura da água, a condutividade elétrica, o pH e o oxigênio dissolvido foram obtidos através do Analisador Multiparâmetros Horiba. A caracterização dos riachos amostrados é apresentada no Anexo 1.

Análise de dados

Nós avaliamos a fauna do ponto de vista multivariado através de ordenação (DCA - Análise de Correspondência Destendenciada), sendo esta matriz previamente logaritimizada, log(x+1), antes da análise. Nós utilizamos a Análise de Covariância (ANCOVA) considerando a vazão como covariável, e o mesohabitat (corredeira e remanso) e a estação (seca e chuvosa) como variáveis categóricas para testar se estes fatores afetam a abundância, a riqueza e a composição (1º eixo da DCA) (Sokal & Rohlf, 1995; Underwood, 1997; Zar, 1999; Scheiner & Gurevitch, 2001). É importante salientar que a riqueza pode ser impactada pelo número de indivíduos, por isso,

consideramos os resíduos da regressão entre abundância e riqueza como a riqueza padronizada. Neste caso os resíduos representam a parte da riqueza que não pode ser explicada pela abundância. Nós também logaritmizamos (logx) previamente a abundância, riqueza e vazão antes das análises. Nós utilizamos uma análise de táxons indicadores através do método descrito por Dufrêne & Legendre (1997) para estabelecer os táxons indicadores de corredeiras e de remansos.

Resultados

A fauna de EPT

Durante o presente estudo, coletamos 11302 indivíduos, sendo 7527 pertencentes à ordem Ephemeroptera, 507 à Plecoptera e 3268 à ordem Trichoptera. Os 7527 indivíduos da ordem Ephemeroptera coletados foram representados por 6 famílias (Baetidae, Caenidae, Euthyplociidae, Leptohyphidae, Leptophlebiidae e Melanemerellidae) e 24 gêneros. O táxon mais abundante foi *Miroculis* (Leptophlebiidae) com 2344 indivíduos. Os 507 indivíduos pertencentes à ordem Plecoptera foram representados por duas famílias (Gripopterygidae e Perlidae) e seis gêneros, sendo *Anacroneuria* (Perlidae) o táxon mais abundante (344 indivíduos). Os 3268 tricópteros foram representados por 13 famílias (Calamoceratidae, Ecnomidae, Glossosomatidae, Helicopsychidae, Hydrobiosidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae, Leptoceridae, Odontoceridae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Sericostomatidae e Xiphocentronidae) e 29 gêneros. *Phylloicus* foi o gênero de Trichoptera com maior número de indivíduos (850). A lista de táxons e o número de indivíduos coletados são apresentados no Anexo 2.

O primeiro eixo da DCA (Análise de Correspondência Destendenciada) explicou 70,2% e o segundo somente 10,1% da variabilidade. O primeiro eixo separou claramente a fauna de EPT de corredeira daquela de remanso (Figura 2). O segundo eixo não mostrou nenhum gradiente que pudesse ser relacionado com a estação do ano (Figura 2). Como houve uma clara separação da fauna por mesohabitat, foi possível identificar 25 táxons indicadores de um dos dois mesohabitats (Tabela 1). Desses táxons, 11 indicaram o mesohabitat de remanso (*Barypenthus, Caenis, Cernotina, Marilia, Miroculis, Nectopsyche, Oecetis, Phylloicus, Traverhyphes, Triplectides, Ulmeritoides*) e 14 de corredeira (*Alisotrichia, Americabaetis, Anacroneuria, Atopsyche, Baetodes, Camelobaetidius, Chimarra, Cyrnellus, Farrodes, Protoptila, Leptonema, Polyplectropus, Smicridea, Thraulodes*) (Tabela 1).

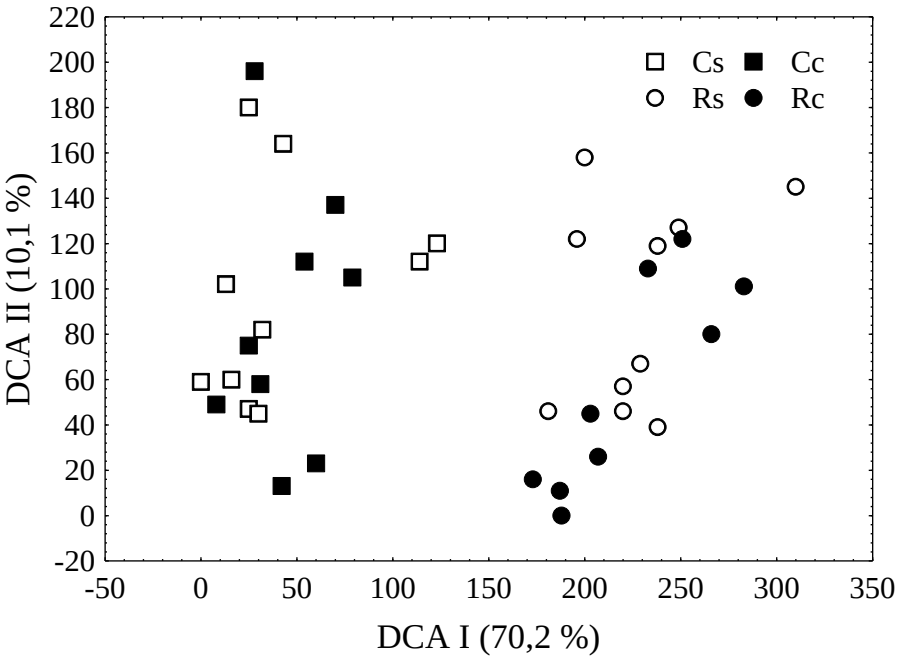


Figura 2. Ordenação segundo a Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) da fauna de EPT amostrada nos mesohabitats de corredeira e de remanso em em Julho de 2009 e Fevereiro de 2010 em riachos da Serra dos Pireneus, Município de Pirenópolis-GO. C (corredeira), R (remanso), s (estação seca) e c (estação chuvosa).

Tabela 1. Lista de táxons, incluindo aqueles indicadores dos mesohabitats de corredeira e de remanso de riachos amostrados em Julho de 2009 e Fevereiro de 2010 na Serra dos Pireneus, Município de Pirenópolis-GO. VI valor indicador (%); p obtido através de permutação de Monte Carlo, 5000 permutações.

Táxons	VI (%)	Mesohabitat	p
Ephemeroptera			
Baetidae			
Americabaetis	48.9	Corredeira	**0,0392**
Apobaetis	15.8	-	0.2242
Baetodes	74.5	Corredeira	**0,0002**
Camelobaetidius	44.3	Corredeira	**0.0040**
Cloeodes	54.5	-	0.0822
Cryptonympha	10.5	-	0.4925
Caenidae			
Caenis	52.6	Remanso	**0,0002**
Euthyplociidae			
Campylocia	17.7	-	0.2190
Leptohyphidae			
Leptohyphes	35.6	-	0.1072
Traverhyphes	49.7	Remanso	**0,0050**
Tricorythodes	21.4	-	0.6113
Tricorythopsis	46.2	-	0.3121
Leptophlebiidae			
Askola	11.7	-	0.4813
Farrodes	69.5	Corredeira	**0,0004**
Hagenulopsis	8.6	-	0.5899
Hylister	3.2	-	1.0000
Leentvaaria	10.5	-	0.4853
Massartella	19.8	-	0.1032
Miroculis	93.0	Remanso	**0,0002**
Needhamella	5.3	-	1.0000
Terpides	31.6	-	0.3251
Thraulodes	31.6	Corredeira	**0,0220**
Ulmeritoides	76.3	Remanso	**0,0002**
Melanemerellidae			
Melanemerella	10.5	-	0.4799
Plecoptera			
Gripopterygidae			
Gripopteryx	15.8	-	0.2230
Paragripopteryx	21.1	-	0.1130
Tupiperla	10.5	-	0.4871
Perlidae			
Anacroneuria	79.3	Corredeira	**0,0002**
Kempnyia	31.3	-	0.1090
Macrogynoplax	10.5	-	0.4835
Trichoptera			
Calamoceratidae			
Phylloicus	81.5	Remanso	**0,0002**
Ecnomidae			
Austrotinodes	10.5	-	0.4951
Glossosomatidae			
Protoptila	63.6	Corredeira	**0,0004**
Helicopsychidae			
Helicopsyche	34.8	-	0.6081

Continuação da tabela na próxima página

Continuação da Tabela 1

Hydrobiosidae			
Atopsyche	60.5	Corredeira	**0,0004**
Hydropsychidae			
Leptonema	84.2	Corredeira	**0,0002**
Macronema	37.3	-	0.0190
Macrostema	3.9	-	1.0000
Smicridea	88.6	Corredeira	**0,0002**
Hydroptilidae			
Alisotrichia	59.3	Corredeira	**0,0032**
Metrichia	15.8	-	0.2268
Neotrichia	30.3	-	0.7680
Oxyethira	12.9	-	0.4831
Leptoceridae			
Grumichella	17.2	-	0.3411
Nectopsyche	62.4	Remanso	**0,0002**
Oecetis	56.0	Remanso	**0,0018**
Triplectides	71.4	Remanso	**0,0002**
Odontoceridae			
Barypenthus	26.3	Remanso	**0,0478**
Marilia	68.4	Remanso	**0,0002**
Philopotamidae			
Chimarra	26.3	Corredeira	**0,0444**
Polycentropodidae			
Cernotina	31.6	Remanso	**0,0168**
Cyrnellus	33.6	Corredeira	**0,0476**
Polycentropus	8.9	-	0.4855
Polyplectropus	43.2	Corredeira	**0,0078**
Sericostomatidae			
Grumicha	22.0	-	0.2913
Xiphocentronidae			
Xiphocentron	10.5	-	0.4761

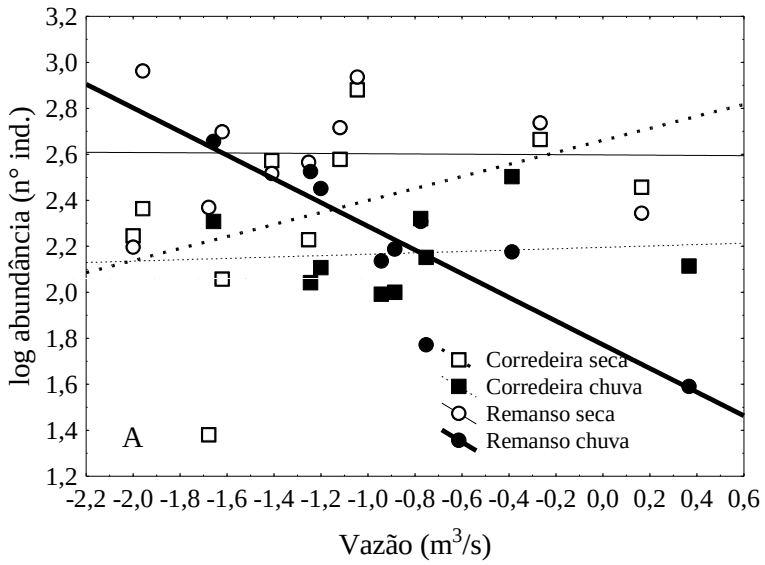
Efeitos do tamanho do riacho, mesohabitat e sazonalidade sobre a fauna de EPT

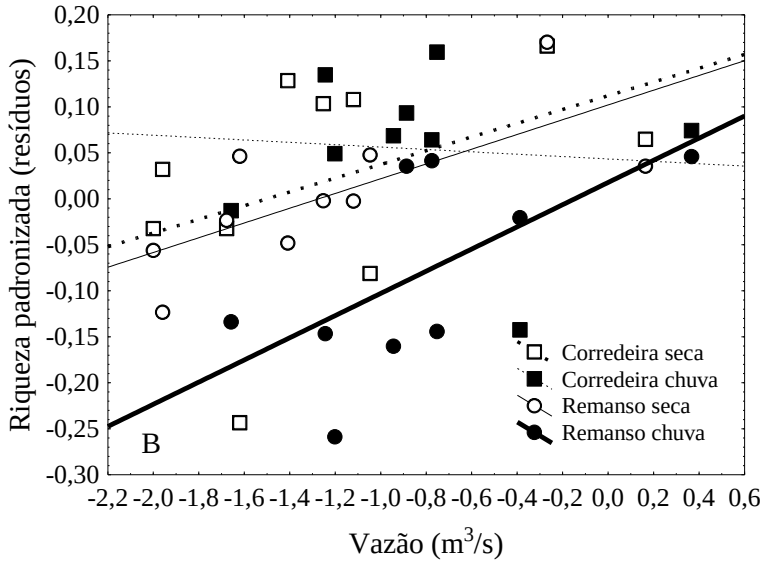
Os nossos resultados referentes aos possíveis efeitos do tamanho do riacho (vazão), do tipo de mesohabitat (corredeira X remanso) e da estação do ano (seca X chuvosa) sobre a abundância, riqueza e composição de EPT são apresentados na Tabela 2. A abundância respondeu de forma significativa à interação entre o tipo de mesohabitat e o tamanho do riacho. Nós observamos que em riachos menores as maiores abundâncias ocorreram em remanso, já para riachos maiores as abundâncias tornaram similares (estação seca) ou maiores em corredeiras (estação chuvosa) (Figura 3A). A abundância também respondeu de forma significativa à interação entre a estação

do ano e o tamanho do riacho (Tabela 2). Nós observamos que a diferença de abundância de EPT entre as duas estações, tanto para corredeiras quanto para remansos, aumentou com o tamanho do riacho, sendo que os maiores valores foram registrados em riachos de maior porte na estação de seca (Figura 3A). Ao analisarmos o que ocorreu nas estações, notamos que a abundância de EPT em remanso na estação seca e em corredeira na estação chuvosa foram relativamente constante entre os riachos de diferentes tamanhos (Figura 3A). A riqueza foi influenciada significativamente pela vazão (Tabela 2), sendo que os maiores valores tenderam a ser registrados (exceto para corredeira na estação chuvosa) nos riachos maiores (Figura 3B). Adicionalmente, tanto o tipo de mesohabitat quanto a vazão afetaram significativamente a composição faunística (Tabela 2; Figura 3C).

Tabela 2. Análise de Covariância (ANCOVA) testando os efeitos do tipo de mesohabitat (corredeira e remanso), da estação do ano (seca e chuvosa), da vazão e das interações entre estes fatores sobre a abundância, a riqueza padronizada e a composição (1º eixo da DCA) da fauna EPT coletada em Julho de 2009 e Fevereiro de 2010 em riachos da Serra dos Pireneus, Município de Pirenópolis-GO.

	Graus liberdade	MS	F	p
Abundância				
Estação do ano	**1**	**1,032**	**13,48**	**0,000**
Mesohabitat	1	0,146	1,917	0,176
Vazão	1	0,043	0,567	0,457
Mesohabitat* Vazão	**1**	**0,545**	**7,130**	**0,012**
Estação do ano*Mesohabitat	1	0,080	1,050	0,313
Estação do ano *Vazão	**1**	**0,455**	**5,946**	**0,020**
Estação do ano *Mesohabitat *Vazão	1	0,064	0,840	0,366
Riqueza padronizada (resíduos)				
Estação do ano	1	0,014	1,680	0,204
Mesohabitat	1	0,000	0,091	0,764
Vazão	**1**	**0,057**	**6,618**	**0,015**
Mesohabitat* Vazão	1	0,016	1,857	0,183
Estação do ano*Mesohabitat	1	0,000	0,017	0,895
Estação do ano *Vazão	1	0,001	0,213	0,647
Estação do ano *Mesohabitat *Vazão	1	0,013	1,572	0,219
Composição (1° eixo da DCA)				
Estação do ano	1	819,2	0,935	0,341
Mesohabitat	**1**	**7821**	**89,26**	**0,000**
Vazão	**1**	**1517**	**17,31**	**0,000**
Mesohabitat* Vazão	1	75,46	0,086	0,771
Estação do ano*Mesohabitat	1	186,2	0,212	0,648
Estação do ano *Vazão	1	177,9	0,203	0,655
Estação do ano *Mesohabitat *Vazão	1	83,65	0,095	0,759


log abundância (n° ind.)
Vazão (m3/s)
Corredeira seca
Corredeira chuva
Remanso seca
Remanso chuva
A


Riqueza padronizada (resíduos)
Vazão (m3/s)
Corredeira seca
Corredeira chuva
Remanso seca
Remanso chuva
B

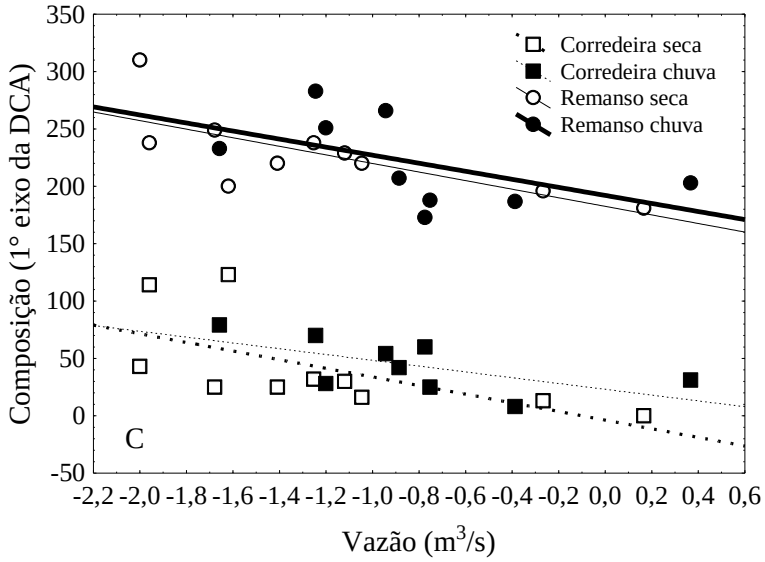

Composição (1° eixo da DCA)
Vazão (m3/s)
Corredeira seca
Corredeira chuva
Remanso seca
Remanso chuva
C

Figura 3. Relação dos atributos da fauna de EPT (A. abundância, B. riqueza padronizada e C. composição-C) com o tipo de mesohabitat, estação do ano e vazão registrados em Julho de 2009 e Fevereiro de 2010 em riachos da Serra dos Pireneus, Município de Pirenópolis-GO.

Discussão

Abundância

Os atributos da biota de ambientes lóticos são afetados pelos fatores ambientais em diversas escalas, tanto temporais (diária, sazonal, aleatória), quanto espaciais (longitudinal, lateral e vertical) (Ward, 1989). A variação do tamanho do ambiente lótico tem sido considerada um dos principais fatores que influenciam a biota desses ecossistemas. Diversos fatores covariam com o tamanho do ambiente lótico, entre os quais, o substrato dominante, a relação CPOM/FPOM, a cobertura vegetal, a incidência luminosa, as características hidráulicas e a dinâmica sazonal, as quais em conjunto podem tanto criar descontinuidades, quanto um gradiente longitudinal dos atributos da biota em uma bacia hidrográfica (Vannote et al., 1980; Minshall et al., 1985; Statzner & Higler, 1985; Statzner et al., 1988). Os nossos dados revelaram que as interações do tamanho do riacho tanto com o tipo de mesohabitat, quanto com a estação do ano afetaram a abundância de EPT.

Em relação ao efeito do mesohabitat, a maior parte dos trabalhos têm registrado a maior abundância de macroinvertebrados em corredeira com relação ao remanso (Kobayashi & Kagaya, 2002; Buss et al., 2004; Hose et al., 2005; Silveira et al., 2006; Crisci-Bispo et al., 2007). Por outro lado, Costa & Melo (2008), estudando a fauna de macroinvertebrados em diferentes substratos naturais observaram maior abundância naqueles localizados em remanso. Adicionalmente, Baptista et al. (2001) verificaram

em seu estudo que, no geral, os riachos de 1ª a 4ª ordens, a abundância foi maior em corredeira do que em remanso, no entanto, este padrão foi inverso no ambiente lótico de 5ª ordem. Grubaugh et al. (1996), estudando riachos dos Apalaches (EUA), verificaram que a abundância da fauna de macroinvertebrados em substratos rochosos aumentou ao longo da bacia, no entanto, em mesohabitats deposicionais ela diminuiu. No nosso caso, houve uma tendência das maiores abundâncias ocorrerem nos remansos em riachos menores e em corredeiras nos riachos maiores. Estes dados estão de acordo com os resultados de Grubaugh et al. (1996) e de Baptista et al. (2001), os quais revelaram que o efeito do mesohabitat sobre a abundância foi dependente do tamanho do riacho.

A sazonalidade ambiental também pode ter um importante efeito sobre diferentes atributos da fauna de macroinvertebrados aquáticos de riachos (Bispo et al., 2006; Leung & Dudgeon, 2011; Yokoyama et al., 2012), principalmente sobre a abundância (Flecker & Feifarek, 1994; Bispo et al., 2006). Neste sentido, Leung & Dudgeon (2011), estudando macroinvertebrados bentônicos do sudeste asiático, verificaram uma redução na abundância total em todos os riachos na estação chuvosa, fato esse relacionado a grande influência das chuvas de monções. No caso de riachos de cerrado, os quais são altamente sazonais este padrão também tem sido constantemente documentado (Bispo & Oliveira, 1998; Bispo et al., 2001; Bispo et al., 2006). Portanto, os dados da literatura têm indicado uma menor abundância na estação chuvosa em riachos erosivos, principalmente aqueles localizados em regiões com alta sazonalidade das chuvas (Flecker & Feifarek, 1994; Bispo et al., 2006; Leung & Dudgeon, 2011). A menor abundância na estação chuvosa tem sido explicada pelas perturbações geradas através das movimentações do substrato, as quais são provocadas pelos aumentos repentinos da vazão (Flecker & Feifarek, 1994; Bispo et al., 2006).

Os riachos de maior porte (maior vazão, maior ordem) recebem um maior número de tributários, por isso, os aumentos de vazão, com a consequente movimentação do substrato na estação chuvosa, devem ser mais intensos e frequentes do que em riachos menores (ver Bispo et al., 2006). Assim, é esperado que a abundância seja menor na estação chuvosa em relação a de seca, e que a diferença entre as duas estações seja amplificada com o tamanho do riacho. Os nossos dados estão de acordo com essas expectativas e mostram que a diferença da abundância de EPT para as duas estações, quando considerado cada mesohabitat separadamente, foi amplificada com o tamanho do riacho, com a tendência de uma maior abundância na estação de seca. Portanto, o efeito da estação do ano sobre a abundância de EPT também foi dependente do tamanho do riacho.

O nosso estudo mostrou também que a abundância de EPT em corredeira aumentou com o tamanho do riacho na estação seca. Este resultado pode estar relacionado ao aumento da disponibilidade de recursos alimentares (aumento da disponibilidade de matéria orgânica fina e de perifiton) com o aumento do riacho até 4ª ordem (Vannote et al., 1980), o que poderia sustentar um maior número de indivíduos. Esse padrão foi distinto daquele observado para a abundância de EPT em remanso na estação seca, a qual não foi alterada pelo tamanho do riacho. Devido a diminuição da vazão, os remansos na estação seca são habitats relativamente isolados, com maior capacidade de retenção de matéria orgânica e com maior estabilidade do que na estação chuvosa. Assim, na estação de seca, os remansos são similares entre si e aparentemente a disponibilidade de alimento não altera com tamanho do riacho, o que poderia explicar o nosso resultado. Por outro lado, na estação chuvosa, a abundância de EPT em remanso caiu com o tamanho do riacho, fato esse aparentemente relacionado com a baixa estabilidade deste mesohabitat nesta estação, principalmente em riachos maiores onde

as perturbações do substrato são mais intensas e frequentes (ver Bispo et al., 2006). Na corredeira, onde substrato rochoso é dominante, portanto, mais estável, a abundância de EPT na estação chuvosa permaneceu constante com o tamanho do riacho.

Riqueza

A maior riqueza em ambientes lóticos com tamanho intermediário é uma das principais predições da teoria do *Continuum* Fluvial (Vannote et al., 1980), e pode ser explicada pela maior variabilidade ambiental observada nesses riachos (Vannote et al., 1980; Minshall et al., 1985). Apesar dos pontos falhos desta teoria (e.g. Statzner & Higler, 1985), ela tem sido bastante utilizada para explicar os padrões longitudinais da diversidade de macroinvertebrados aquáticos em ambientes lóticos, e suas predições são confirmadas em riachos de diferentes regiões biogeográficas, como por exemplo, na região Paleártica (Céreghino & Lodge, 2003; Arscott et al., 2005), Neártica (e.g. Minshall et al., 1985; Grubaugh et al., 1996) e Neotropical (Baptista et al., 1998; Tomanova et al., 2007). Apesar disso, resultados contrários as predições da teoria do *Continuum* Fluvial também têm sido encontrados (e.g. Winterbourn et al., 1981; Heino, 2009). O nosso trabalho foi focado na fauna de EPT em ambientes lóticos de 1ª a 4ª ordens, por isso, a nossa expectativa era que a riqueza aumentasse com o tamanho do riacho (Heino, 2009). Os nossos resultados mostraram que a riqueza padronizada de EPT aumentou com o tamanho do riacho, exceto para a corredeira na estação chuvosa, na qual se manteve constante, portanto, os nossos dados corroboram em parte as predições da teoria do *Continuum* Fluvial (Vannote et al., 1980).

Grande parte das informações na literatura indicam que a riqueza é maior em corredeiras, sendo este resultado comumente documentado para comunidades de macroinvertebrados aquáticos de diferentes regiões geográficas, entre as quais a fauna

hiporréica em riachos temporários na Austrália (Hose et al., 2005) e a fauna de EPT em riachos da América do Norte (Ferro & Sites, 2007). Especificamente no Brasil, os trabalhos de Buss et al. (2004) para a fauna de macroinvertebrados aquáticos de Mata Atlântica e de Fidelis et al. (2008) desenvolvido na Floresta Amazônica Central também corroboram este padrão. Por outro lado, analisando os dados de Baptista et al. (2001), os quais estudaram a fauna de macroinvertebrados em riachos de Mata Atlântica, é possível observar que maiores riquezas alternam entre corredeiras e remansos, tanto espacialmente, quanto temporalmente.

Apesar da maior riqueza em corredeiras ser um padrão bastante consistente, grande parte dos trabalhos, como os citados acima, não padronizaram o número de táxons pelo número de indivíduos, portanto, as conclusões obtidas podem ter sido muito dependentes da abundância (ver McCabe & Gotelli, 2000). Neste sentido, Crisci-Bispo et al. (2007) estudando a fauna de EPT em folhiço de corredeira e de remanso em um riacho de Mata Atlântica, verificaram uma maior riqueza em corredeira, por outro lado, esta variável se tornou similar após a padronização para o mesmo número de indivíduos. Costa e Melo (2008), também estudando riachos de Mata Atlântica, verificaram que as diferenças de riqueza entre os mesohabitats diminuíram após o uso da rarefação. Os nossos resultados, os quais foram padronizados, mostraram que o tipo de mesohabitat não tem efeito significativo sobre a riqueza de EPT.

No que se refere ao efeito da estação do ano, Leung & Dudgeon (2011) verificaram uma tendência da diminuição da riqueza na estação chuvosa, seguindo a mesma tendência da abundância. Por outro lado, os autores não padronizaram a riqueza, portanto, suas conclusões podem estar altamente impactadas pela abundância. Neste sentido, Bispo & Oliveira (2007) verificaram que a riqueza de táxons da fauna EPT não diferiu entre as estações de seca e chuvosa após padronização por rarefação. Os nossos

resultados mostraram que a estação do ano (seca e chuvosa) não afetou a riqueza padronizada da fauna de EPT, concordando com o trabalho de Bispo & Oliveira (2007).

Nossos dados reforçam o papel do tamanho do riacho sobre a riqueza da fauna de macroinvertebrados aquáticos. Adicionalmente, chamamos a atenção para a necessidade de padronizar a riqueza em estudos dessa natureza. Grande parte dos trabalhos comparando a riqueza em ambientes lóticos não a padronizam, por isso, não sabemos se os fatores ambientais estão afetando a riqueza ou apenas a abundância da fauna. A riqueza e a abundância podem ser afetadas por processos ecológicos distintos, por isso, é importante analisá-las separadamente. Apenas padronizando a riqueza (separando a parte de sua variação que é independente da abundância) podemos ter uma visão mais clara dos fatores que a influenciam. Neste sentido, sugerimos que essa seja a estratégia adotada em trabalhos sobre esse tema.

Composição faunística

A importância do tamanho do riacho como um dos principais fatores relacionados a estruturação das comunidades de macroinvertebrados aquáticos tem sido um resultado frequentemente documentado (Winber-Larsen et al., 2000; Heino et al., 2005; Bispo et al., 2006). Por exemplo, Mykra et al. (2007) estudando os componentes espaciais e ambientais da fauna de macroinvertebrados aquáticos em diferentes escalas de riachos da Finlândia, verificaram que o tamanho do riacho foi o principal fator explicativo da composição faunística tanto em escala regional quanto local. Os nossos dados revelaram um gradiente de mudança da composição da fauna de EPT com aumento do tamanho do riacho, confirmando nossas expectativas iniciais.

As condições e recursos podem diferir muito entre os diferentes mesohabitats de um riacho e a biota normalmente responde a essa diferenciação. Neste sentido, o presente estudo e grande parte dos trabalhos publicados têm indicado que o tipo de mesohabitat pode ser um bom preditor da fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos (Pardo & Armitage, 1997; Costa & Melo, 2008). Esta constatação tem sido confirmada para riachos de diferentes biomas e regiões geográficas, entre as quais Europa (Pardo & Armitage, 1997; Pace et al., 2011), Asia (Kobayashi & Kagaya, 2002), Oceania (Hose et al., 2005), América do Norte (Wood & Site, 2002), Central (Principe, 2008) e do Sul (Buss et al., 2004; Crisci-Bispo et al., 2007; Costa & Melo, 2008; Fidelis et al., 2008). Portanto, este nos parece um resultado bastante universal e sugere que a integridade estrutural e consequentemente, a sua discretização natural em diferentes mesohabitats, é fundamental para a manutenção da biodiversidade de riachos, uma vez que a homogeneização causada pelas atividades antrópicas certamente reduz a beta diversidade da biota (ver Costa & Melo, 2008).

O efeito do tipo de mesohabitat permitiu identificar táxons indicadores de corredeiras e de remansos. Trabalhos desenvolvidos em Mata Atlântica do Sudeste do Brasil revelaram que os gêneros *Miroculis*, *Nectopsyche*, *Phylloicus* e *Triplectides* são indicadores de remanso e *Anacroneuria*, *Atopsyche*, *Leptonema*, *Smicridea*, *Chimarra* e *Thraulodes* de corredeira (Buss et al., 2004; Crisci-Bispo et al., 2007). Os nossos dados confirmaram a capacidade indicadora desses táxons e, além destes, identificaram outros táxons como bons indicadores desses mesohabitats (ver Tabela 1).

Em relação a estação do ano, alguns estudos têm mostrado apenas um leve efeito sobre a composição faunística (Leung et al., 2012; Yokoyma et al., 2012). Neste sentido, Leung et al. (2012) verificaram por meio de ordenação que, no geral, ocorre um maior agrupamento da fauna na estação seca e um maior espalhamento na estação

chuvosa, estes resultados sugerem uma maior variabilidade da composição faunística na estação chuvosa. Os nossos dados não revelaram um efeito significativo da estação do ano sobre a composição faunística de EPT, além disso, não foi possível observar na ordenação um maior espalhamento dos escores da fauna coletada em nenhuma das duas estações do ano.

Em resumo, os nossos dados mostraram que o tamanho do riacho, o tipo de mesohabitat, a estação do ano e a interação desses fatores afetaram de forma distinta os diferentes atributos (abundância, riqueza e composição) da fauna de EPT. O tamanho do riacho tem um papel fundamental na estruturação da fauna, uma vez que a afetou os três atributos analisados, tanto separadamente (riqueza padronizada e composição faunística), quanto interagindo com o mesohabitat e estação do ano (abundância). Adicionalmente, o tipo de mesohabitat pode ser considerado um bom preditor da fauna de EPT, mesmo em um sistema altamente sazonal como é o caso dos riachos aqui estudados.

Referências bibliográficas

ANGRISANO, E. B. & KOROB, P. G. 2001. Trichoptera, p. 55-92. *In*: Fernández, H. R. & Domínguez, E. (Eds.). **Guía para la determinacíon de los Artrópodos bentónicos Sudamericanos**. Tucumán, Universidad Nacional de Tucumán, 282 p.

ARSCOTT, D. B.; TOCKNER, K. & WARD, J. V. 2003. Spatio-temporal patterns of benthic invertebrates along the continuum of a braided Alpine river. **Archiv für Hydrobiologie - Fundamental and Applied Limnology 158 (4):** 431–460.

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M. & NESSIMIAN, J. L. 2001. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia 61 (2):** 249-258.

BAPTISTA, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M.; BUSS, D. F. & NESSIMIAN, J. L. 1998. Distribuição de comunidade de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial no sudeste brasileiro, pp. 191-207. *In*: Nessimian, J. L. & Carvalho, A. L. (eds.), **Ecologia de insetos aquáticos**. Series Oecologia Brasiliensis, Vol. V. PPGEUFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.

BAUMGARTNER, G.; NAKATANI, K; GOMES, L. C.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P. V. & MAKRAKIS, M. C. 2008. Fish larvae from the upper Paraná River: Do abiotic factors affect larval density? **Neotropical Ichthyology 6 (4):** 551-558.

BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; MURPHY, K. J. & CAMARGO, A. F. M. 1999. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. **Hydrobiologia 415:** 147–154.

BISPO, P. C. & OLIVEIRA, L. G. 1998. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás, p. 175-189. *In:* Nessimian, J. L. & Carvalho, A. C. (Eds). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro, Série Oecologia Brasiliensis, PPGE-UFRJ, vol. 5, XVII+309p.

BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; CRISCI, V. L. & SILVA, M. M. 2001. A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia 13 (2):** 1-9.

BISPO, P. C. & OLIVEIRA, L. G. 2007. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia 24 (2):** 283–293.

BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; BINI, L. M. & SOUSA, K. G. 2004. Environmental factors influencing distribution and abundance of trichopterans in Central Brazilian mountain streams. **Studies on Neotropical Fauna and Environment. 39 (3):** 233-237.

BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; BINI, L. M. & SOUSA, K. G. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera form riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology 66 (2B):** 611-622.

BUCKER, F.; GONÇALVES, R.; BOND-BUCKUP, G. & MELO, A. S. 2008. Effect of environmental variables on the distribution of two freshwater crabs (Anomura: Aeglidae). **Journal of Crustacean Biology 28(2):** 248–251.

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. & EGLER, M. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. **Hydrobiologia 518:** 179–188.

CÉREGHINO, R. & LODGE, D. M. 2003. The species richness of aquatic insects in streams using a limited number of environmental variables. **Journal of the North American Benthological Society 22**: 442-456.

COSTA, S. S. & MELO, A. S. 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiologia 598:** 131–138.

CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P. C. & FROEHLICH, C. G. 2007. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in litter in a mountain stream of the Atlantic rainforest from southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia 24 (3):** 545-551.

DA-SILVA, E. R. 2002. Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) ocorrentes no estado do Rio de Janeiro: Taxonomia e caracterização biológica das ninfas. **Tese de doutorado**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p. 134.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; OLIVEIRA, L. G. & SILVA, M. M. 1998. Explaining the beta diversity of aquatic insects in “cerrado” streams from Central Brazil using multiple Mantel Test. **Revista Brasileira de Biologia 58 (2):** 223-231.

DOMÍNGUEZ, E.; HUBBARD, M. D.; PESCADOR, M. L. & MOLINERI, C. 2001. Ephemeroptera. p. 17-53. *In:* Fernandez, H. R. & Domínguez, E. (eds.). **Guia para la Determinación de los Artrópodos Bentónicos Sudamericanos.** Editorial Universitaria de Tucumán, 282p.

DORVILLÉ, L. F. M. & FROEHLICH, C. G. 1999. Additional characters to distinguish the nymphs of the perlid genera from Southeastern Brazil (Insecta, Plecoptera). **Aquatic Insects 21 (4):** 281-284.

DUFRÊNE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible assymetrical aproach. **Ecological Monographs 67**: 345-366.

FERRO, M. L. & SITES, R. W. 2007. The Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera of Missouri State Parks, with notes on biomonitoring, mesohabitat associations, and distribution. **Journal of the Kansas Entomological Society 80(2):**105-129.

FIDELIS, L.; NESSIMIAN, J. L. & HAMADA, N. 2008. Distribuição espacial de insetos aquáticos em igarapés de pequena ordem na Amazônia Central. **Acta Amazonica 38 (1):** 127 – 134.

FLECKER, A. S. & FEIFAREK. B. 1994. Disturbance and temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. **Freshwater Biology 31:** 131-142.

FRISSELL, C. A.; LISS, W. J.; WARREN, C. E. & HURLEY, M. D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. **Environmental Management 10 (2):** 199-214.

FROEHLICH, C. G. 1969. Studies on Brazilian Plecoptera 1. Some *Gripopterygidae* from the Biological Station at Paranapiacaba, State of São Paulo. **Beiträge Zur Neotropischen Fauna 6 (1):** 17-39.

FROEHLICH, C. G. 1984. Brazilian Plecoptera 4. Nymphs of perlid genera from southeastern Brazil. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology 20 (1-2)**: 43-48.

GRUBAUGH, J. W.; WALLACE, J. B. & HOUSTON, E. S. 1996. Longitudinal changes of macroinvertebrate communities along an Appalachian stream *continuum*. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 53:** 896-909.

HEINO, J. 2009. Biodiversity of aquatic insects: spatial gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. **Freshwater Reviews 2(1):**1-29.

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

HEWLETT, R. 2000. Implications of taxonomic resolution and sample habitat for stream classification at a broad geographic scale. **Journal of the North American Benthological Society: 19 (2):** 352-361.

HOSE, G. C.; JONES, P. & LIM, R. P. 2005. Hyporheic macroinvertebrates in riffle and pool areas of streams in south eastern Australia. **Hydrobiologia 532:** 81-90.

HEWLETT, R. 2000. Implications of taxonomic resolution and sample habitat for stream classification at a broad geographic scale. **Journal of the North American Benthological Society: 19 (2):** 352-361.

KOBAYASHI, S. & KAGAYA, T. 2002. Differences in litter characteristics and macroinvertebrate assemblages between litter patches in pools and riffles in a headwater stream. **Limnology 3 (1):** 37-42.

LEUNG, A. S. L. & DUDGEON, D. 2011. Scales of spatiotemporal variability in macroinvertebrate abundance and diversity in monsoonal streams: detecting environmental change. **Freshwater Biology 56:** 1193–1208.

LEUNG, A. S. L.; LI, A. O. Y. & DUDGEON, D. 2012. Scales of spatiotemporal variation in macroinvertebrate assemblage structure in monsoonal streams: the importance of season. **Freshwater Biology 57:** 218–231.

LIMA, A. F., LIMA, F. A. L.; VELHO, L. F. M. & BINI, L. M. 1998. Environmental influence on planktonic cladocerans and copepods in the floodplain of the upper River Paraná, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment 33 (2):** 188-196.

LIND, O. T. 1979. **Handbook of Common Methods in Limnology**. London, Cambridge C. V. The Mosby Company. 199p.

MARCHANT, R; BARMUTA, L. A. & CHESSMAN, B. C. 1995. Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. **Marine & Freshwater Research 46**: 501-506.

McCABE, D. J. & GOTELLI, N. G. 2000. Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. **Oecologia 124:** 270-279.

MELO, A. S. 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. **Archiv für Hydrobiologie - Fundamental and Applied Limnology 164 (3):** 309–323.

MINSHALL, G. W.; PETERSEN, R. C. & NIMZ, C. F. 1985. Species richness in streams of different size from the same drainage basin. **American Naturalist 125 (1):** 16-38.

MURPHY, K. J.; DICKINSON, G.; THOMAZC, S. M.; BINI, L. M.; DICK, K.; GREAVES; K. A; KENNEDY, M. P.; LIVINGSTONE S.; MCFERRAN, H.; MILNE, J. M.; OLDROYD, J. & WINGFIELD, R. A. 2003. Aquatic plant communities and predictors of diversity in a sub-tropical river floodplain: the upper Rio Paraná, Brazil. **Aquatic Botany 77:** 257–276.

MYKRA, H.; HEINO, J. & MUOTKA, T. 2008. Concordance of stream macroinvertebrate assemblage classifications: how general are patterns from single-year surveys? **Biological Conservation 141:** 1218–1223.

MYKRA, H.; HEINO, J. & MUOTKA, T. 2007. Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. **Global Ecology and Biogeography 16:** 149–159.

NIMER, E. 1989. **Climatologia do Brasil.** Rio de Janeiro, IBGE, 421p.

OLIFIERS, M. H.; DORVILLÉ, L. F. M.; NESSIMIAN, J. L. & HAMADA, N. 2004. A key to brazilian genera of Plecoptera (Insecta) based on nymphs. **Zootaxa 652:** 1-15.

PACE, G.; ANDREANI, P.; BARILE, M.; BUFFAGNI, A.; ERBA, S.; MANCINI, L. & BELFIORE, C. 2011. Macroinvertebrate assemblages at mesohabitat scale in small sized volcanic siliceous streams of Central Italy (Mediterranean Ecoregion). **Ecological Indicators 11(2):** 688-696.

PARDO, I. & ARMITAGE, P. D. 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. **Hydrobiologia 344:** 11-128.

PARSONS M.; THOMS M. C. & NORRIS R. H. 2004. Using hierarchy to select scales of measurement in multiscale studies of stream macroinvertebrate assemblages. **Journal of the North American Benthological Society 23:** 157–170.

PES, A. M. O; NEUSA, H. & NESSIMIAN, J. L. 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia 49 (2):** 181-204

PRINCIPE, R. E. 2008. Taxonomic and size structures of aquatic macroinvertebrate assemblages in different habitats of tropical streams, Costa Rica. **Zoological Studies 47 (5):** 525-534.

RABENI, C. F. & WANG, N. 2001. Bioassessment of streams using macroinvertebrates: Are the Chironomidae necessary? **Environmental Monitoring and Assessment 71:**177–185.

ROLON, A. S. & MALTCHIK, L. 2006. Environmental factors as predictors of aquatic macrophyte richness and composition in wetlands of southern Brazil. **Hydrobiologia 556:** 221–231.

SALLES, F. F.; DA-SILVA, E. R.; SERRÃO, J. E.; HUBBARD, M. D. & FRANCISCHETTI, C. N. 2004. As espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil. **Biota Neotropica 4(2)**.

SCHEINER, S. M. & GUREVITCH, J. 2001. **Design and Analysis of Ecological Experiments**. 2nd , 432p.

SILVEIRA, M. P.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. & BAPTISTA, D. F. 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a southeastern Brazilian river. **Brazilian Journal of Biology 66 (2B):** 623-632.

SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1995. **Biometry.** 3rd Edition. W. H. New York, Freeman and Company. XVII + 887p.

STATZNER, B. & B. HIGLER. 1985. Questions and comments on the River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42**: 1038-1044.

STATZNER, B. & BORCHARDT, D. 1994. Longitudinal patterns and processes along streams: modelling ecological responses to physical gradients. 113-140p. *In:* Giller, P. S., Hildrew, A. G. & Raffaelli, D. G. (Eds): **Aquatic ecology: scale, pattern and process**. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

STATZNER, B.; GORE, J. A. & RESH, V. H. 1988. Hydraulic Stream Ecology: Observed Patterns and Potential Applications. **Journal of the North American Benthological Society 7 (4):** 307-360.

STRAHLER, H. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions - American Geophysical Union 33:** 913-920.

TOMANOVA, S.; TEDESCO, P. A.; CAMPERO, M.; VAN DAMME, P. A.; MOYA, N. & OBERDORFF, T. 2007. Longitudinal and altitudinal changes of macroinvertebrate functional feeding groups in neotropical streams: a test of the River Continuum Concept. **Fundamental and Applied Limnology 170**: 233-241.

UNDERWOOD, A. J. 1997. **Experiments in Ecology: Their Logical and Interpretation Using Analysis of Variance**. Cambridge, Cambridge University Press. XVIII+504p.

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

WARD, J. V. 1989. The four dimension nature of lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society 8:** 2-8.

WIBERG-LARSEN, P.; BRODERSEN, K. P.; BIRKHOLM, S.; GRØN, P. N. & SKRIVER, J. 2000. Species richness and assemblage structure of Trichopera in Danish streams. **Freshwater Biology 43**: 633-647.

WIGGINS, G. B. 1998. **Larvae of the North America Caddisfly Genera (Trichoptera).** 2nd edition. Toronto, University of Toronto Press. IX + 457p.

WINTERBOURN, M. J.; COWIE, B. & ROUNICK, J. S. 1981. Are New Zeland streams ecosystems really different? **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 18**: 43-52.

WOOD, D. L. & SITES, R. W. 2002. Submerged rootmats: a mesohabitat harboring a distinct insect community in Ozark stream. **Journal of Freshwater Ecology 17:** 431–440.

YOKOYAMA, E.; PACIENCIA, G. P.; BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G. & BISPO, P. C. 2012. A sazonalidade ambiental afeta a composição faunística de Ephemeroptera e Trichoptera em um riacho de Cerrado do Sudeste do Brasil? **Ambiência 8 (1):** 73 – 84.

ZAR, J. H. 1999. **Biostatiscal Analysis.** 4th Edition. Upper Saddle River, Prentice Hall. XII+ 123p.

Anexos

Capítulo I

Anexo I. Variáveis mensuradas para caracterização dos riachos amostrados e do seu entorno nas duas coletas ocorridas em Julho de 2009 e Fevereiro de 2010, em riachos nos arredores do Parque Estadual dos Pireneus, Município de Pirenópolis-GO. Coordenadas geográficas (latitude e longitude), CB (grau de cobertura vegetal: 0 = sem cobertura, 1 = pouca cobertura, 2 = média cobertura e 3 = muita cobertura), altitude, ordem do riacho, TA (temperatura da água), VEL (velocidade), VZ (vazão), pH (potencial hidrogeniônico), CON (condutividade elétrica) e Ox. (oxigênio dissolvido). (***** Devido à alta vazão do riacho na estação chuvosa, não foi possível realizar a coleta nesse ponto*).*

	P1	**P2**	**P3**	**P4**	**P5**	**P6**	**P7**	**P8**	**P9**	**P10**
Latitude	15º48’42.7”	15º49’07.2”	15º48’42.7”	15º51’09.3”	15º51’11.6”	15º50’43.3”	15º49’28.7”	15º47’35.4”	15º48’43.6”	15º49’15.0”
Longitude	48º55’07.8”	48º53’31.3”	48º55’07.8”	48º53’31.6”	48º53’24.8”	48º55’35.4”	48º59’42.7”	48º50’52.3”	48º51’23.6”	48º56’26.5”
CB	1	3	2	3	3	1	2	3	2	2
Altitude	910	1110	910	852	852	775	793	1180	1219	817
Ordem	2ª	1ª	1ª	3ª	2ª	4ª	1ª	1ª	1ª	2ª
Seca										
TA(C^o)	19.6	19.5	20	18.9	18.8	21.2	19.5	17.5	19.5	19.9
VEL(m/s)	0.560	0.217	0.356	0.277	0.491	0.779	0.321	0.526	0.39	0.264
VZ (m^3/s)	0.541	0.021	0,024	0.055	0.090	1.462	0.039	0.01	0.011	0.076
pH	6	5.6	5.5	6.15	6.83	5.6	5.95	5.78	5.12	6.24
CON(µS/m)	8	10	10	26	61	20	19	10	1	19
Ox. (mg/l)	9.57	8.83	9.45	8.30	8.60	10.99	10.43	8.95	10.03	9.43
Chuva										
TA(C^o)	*	22,9	23,3	22,6	22,3	23,7	24,2	21,1	21,8	22,6
VEL(m/s)	*	0,62	0,998	0,898	0,651	0,665	0,252	0,656	0,438	0,482
VZ (m^3/S)	*	0,063	0,114	0,406	0,13	2,33	0,115	0,057	0,022	0,177
pH	*	5,8	4,9	5,4	6,08	5,4	5,9	5,13	4,2	5,6
CON(µS/m)	*	10	1	17	46	14	13	8	1	12
Ox. (mg/l)	*	8	8,9	6,9	7,07	7,8	8,1	6,65	7,64	7,1

Anexo II. Total de táxons e abundância da fauna de EPT coletados nas duas estações (Julho de 2009 e Fevereiro 2010) em riachos da Serra dos Pireneus, Pirenópolis-GO.

Táxons	Total	Táxons	Total	Táxons	Total
Ephemeroptera		**Plecoptera**		*Neotrichia*	72
Baetidae		**Gripopterygidae**		*Oxyethira*	84
Americabaetis	426	*Gripopteryx*	12	**Leptoceridae**	
Apobaetis	163	*Paragripopteryx*	14	*Grumichella*	45
Baetodes	575	*Tupiperla*	6	*Nectopsyche*	132
Camelobaetidius	295	**Perlidae**		*Oecetis*	86
Cloeodes	1231	*Anacroneuria*	344	*Triplectides*	77
Cryptonympha	9	*Kempnyia*	127	**Odontoceridae**	
Caenidae		*Macrogynoplax*	4	*Barypenthus*	16
Caenis	38	**Total Plecoptera**	507	*Marilia*	111
Euthyplociidae				**Philopotamidae**	
Campylocia	24	**Trichoptera**		*Chimarra*	7
Leptohyphidae		**Calamoceratidae**		**Polycentropodidae**	
Leptohyphes	235	*Phylloicus*	850	*Cernotina*	33
Traverhyphes	157	**Ecnomidae**		*Cyrnellus*	164
Tricorythodes	70	*Austrotinodes*	2	*Polycentropus*	12
Tricorythopsis	813	**Glossosomatidae**		*Polyplectropus*	55
Leptophlebiidae		*Protoptila*	589	**Sericostomatidae**	
Askola	8	**Helicopsychidae**		*Grumicha*	40
Farrodes	336	*Helicopsyche*	232	**Xiphocentronidae**	
Hagenulopsis	14	**Hydrobiosidae**		*Xiphocentron*	2
Hylister	3	*Atopsyche*	38	**Total Trichoptera**	3268
Leentvaaria	27	**Hydropsychidae**		**Total Geral**	11302
Massartella	61	Hydropsychidae gen. 1	2		
Miroculis	2344	*Leptonema*	60		
Needhamella	1	*Macronema*	33		
Terpides	219	*Macrostema*	8		
Thraulodes	108	*Smicridea*	379		
Ulmeritoides	368	**Hydroptilidae**			
Melanemerellidae		*Alisotrichia*	129		
Melanemerella	4	Hydroptilidae gen. 1	4		
Total Ephemeroptera	7527	*Metrichia*	6		

Anexo III. Táxons e abundância da fauna de EPT coletada na estação de seca (Julho de 2009) em riachos da Serra dos Pireneus, Pirenópolis-GO.

Táxons/Pontos	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Ephemeroptera										
Baetidae										
Americabaetis	129	28	4	1	35	22	2	1	0	5
Apobaetis	1	0	135	27	0	0	0	0	0	0
Baetodes	15	0	3	9	106	74	49	0	0	64
Camelobaetidius	133	0	0	0	0	42	4	0	0	18
Cloeodes	2	16	76	30	207	23	69	6	250	215
Cryptonympha	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenidae										
Caenis	1	0	1	9	8	1	4	11	0	0
Euthyplociidae										
Campylocia	0	2	0	0	0	0	0	13	3	3
Leptohyphidae										
Leptohyphes	19	0	0	3	123	14	31	0	0	19
Traverhyphes	1	0	0	55	43	8	5	0	0	6
Tricorythodes	0	0	0	11	1	7	2	0	0	3
Tricorythopsis	260	0	186	13	11	36	71	3	43	52
Leptophlebiidae										
Askola	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Farrodes	12	0	6	1	19	5	13	16	59	34
Hagenulopsis	9	1	3	1	0	0	0	0	0	0
Hylister	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leentvaaria	8	0	0	0	0	19	0	0	0	0
Massartella	17	0	0	0	9	0	0	26	0	0
Miroculis	47	18	47	28	14	15	108	39	566	560
Needhamella	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Terpides	0	0	0	0	36	17	31	0	0	3
Thraulodes	3	0	2	98	68	36	79	0	7	4
Ulmeritoides	4	0	2	98	68	36	79	0	7	4
Melanemerellidae										
Melanemerella	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Total Ephemeroptera	673	65	464	297	680	339	505	115	928	1000
Plecoptera										
Gripopterygidae										
Gripopteryx	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Paragripopteryx	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
Tupiperla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Perlidae										
Anacroneuria	7	5	15	6	11	28	37	49	33	33
Kempnyia	0	41	4	1	2	0	0	16	33	10
Macrogynoplax	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Total Plecoptera	7	48	19	7	13	28	37	70	66	43
Trichoptera										
Calamoceratidae										
Phylloicus	14	49	5	72	355	33	4	25	86	33
Ecnomidae										
Austrotinodes	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Glossosomatidae										
Protoptila	105	0	0	0	320	47	25	1	0	16
Helicopsychidae										
Helicopsyche	0	0	3	61	221	3	13	0	6	5
Hydrobiosidae										
Atopsyche	2	0	0	2	7	2	6	0	2	6
Hydropsychidae										
Hydropsychidae gen. 1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptonema	3	9	0	3	3	1	10	13	2	6
Macronema	2	1	5	0	0	0	1	4	12	6
Macrostema	0	0	0	0	7	1	0	0	0	0
Smicridea	25	3	0	9	64	15	61	66	11	57
Hydroptilidae										
Alisotrichia	3	0	31	0	1	5	8	11	2	2
Hydroptilidae gen. 1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Metrichia	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Neotrichia	0	8	0	4	0	1	1	2	6	4
Oxyethira	24	0	58	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae										
Grumichella	40	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Nectopsyche	44	39	2	0	5	23	2	1	0	0
Oecetis	11	4	11	13	8	3	3	2	1	21
Triplectides	7	25	2	1	2	0	0	13	3	7
Odontoceridae										

Barypenthus	0	3	0	0	0	0	0	6	3	0
Marilia	38	2	9	3	27	4	3	1	4	10
Philopotamidae										
Chimarra	1	0	0	2	0	0	0	0	2	0
Polycentropodidae										
Cernotina	1	0	2	12	10	0	0	0	4	4
Cyrnellus	0	0	1	50	97	1	10	3	1	1
Polycentropus	0	0	1	0	0	0	0	0	4	0
Polyplectropus	0	0	0	0	0	1	9	0	5	19
Sericostomatidae										
Grumicha	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
Xiphocentronidae										
Xiphocentron	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total Trichoptera	325	145	130	233	928	140	159	148	154	201
Total Geral	1005	258	613	537	1621	507	701	333	1148	1244

Anexo IV. Táxons e abundância da fauna de EPT coletada na estação chuvosa (Fevereiro 2010) em riachos da Serra dos Pireneus, Pirenópolis-GO.

Táxons/Pontos	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10
Ephemeroptera									
Baetidae									
Americabaetis	0	0	59	26	18	6	5	61	24
Apobaetis	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetodes	19	8	133	14	12	43	2	0	24
Camelobaetidius	0	0	12	1	45	15	0	0	25
Cloeodes	56	28	0	16	20	21	54	138	4
Cryptonympha	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenidae									
Caenis	0	0	1	0	0	0	2	0	0
Euthyplociidae									
Campylocia	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Leptohyphidae									
Leptohyphes	0	0	7	3	0	5	2	4	5
Traverhyphes	0	0	3	22	1	6	0	0	7
Tricorythodes	0	0	7	6	2	26	0	0	5
Tricorythopsis	1	11	9	0	5	14	11	61	24
Leptophlebiidae									
Askola	5	2	0	0	0	0	0	0	0
Farrodes	13	22	22	7	7	25	15	49	11
Hagenulopsis	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hylister	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leentvaaria	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Massartella	0	0	0	0	0	0	9	0	0
Miroculis	174	100	38	21	7	66	242	238	16
Needhamella	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Terpides									
Thraulodes	0	0	0	0	0	0	0	0	24
Ulmeritoides	0	3	21	16	4	20	4	0	2
Melanemerellidae									
Melanemerella	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Total	269	177	325	162	126	312	347	554	189
Ephemeroptera									
Plecoptera									

Gripopterygidae									
Gripopteryx	9	0	0	0	0	0	2	0	0
Paragripopteryx	1	0	0	0	0	0	3	5	0
Tupiperla	3	0	0	0	0	0	3	0	0
Perlidae									
Anacroneuria	15	15	13	9	9	19	16	14	10
Kempnyia	17	0	0	0	0	0	2	1	0
Macrogynoplax	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Total Plecoptera	45	15	13	9	9	19	26	23	10
Trichoptera									
Calamoceratidae									
Phylloicus	29	20	14	17	0	0	29	65	0
Ecnomidae									
Austrotinodes	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Glossosomatidae									
Protoptila	1	1	41	22	7	0	2	0	1
Helicopsychidae									
Helicopsyche	0	2	47	17	5	28	0	20	1
Hydrobiosidae									
Atopsyche	0	3	2	2	1	0	0	3	0
Hydropsychidae									
Hydropsychidae gen. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptonema	0	1	1	0	1	2	2	1	2
Macronema	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Macrostema	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Smicridea	8	2	17	4	5	6	19	2	5
Hydroptilidae									
Alisotrichia	51	1	0	1	3	2	2	2	4
Hydroptilidae gen. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Metrichia	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Neotrichia	0	2	1	0	1	5	7	27	3
Oxyethira	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Leptoceridae									
Grumichella	0	0	1	0	0	0	0	0	2

Nectopsyche	0	2	3	3	4	3	0	1	0
Oecetis	0	0	0	1	0	3	1	3	1
Triplectides	2	2	0	3	3	1	6	0	0
Odontoceridae									
Barypenthus	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Marilia	2	4	0	1	1	0	0	2	0
Philopotamidae									
Chimarra	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Polycentropodidae									
Cernotina	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyrnellus	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polycentropus	0	0	0	0	0	0	0	7	0
Polyplectropus	0	1	3	1	2	29	0	0	1
Sericostomatidae									
Grumicha	1	1	3	1	2	29	0	0	0
Xiphocentronidae									
Xiphocentron	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Total Trichoptera	96	43	130	83	34	81	72	140	26
Total Geral	410	235	468	254	169	412	445	717	225

Capítulo II

Relação tamanho-peso seco para Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de riachos de montanha.

Relação tamanho-peso seco para Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de riachos de montanha.

Resumo

O presente trabalho tem como objetivo apresentar equações representativas da relação tamanho corpóreo (comprimento do corpo e largura da cápsula cefálica) para táxons de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de riachos. Nós analisamos espécimes de EPT coletados em riachos de 1ª a 4ª ordens do Parque Estadual Intervales, Serra de Paranapiacaba, Estado de São Paulo. Para cada indivíduo, nós obtivemos a largura da cápsula cefálica, o comprimento do corpo e peso seco (biomassa). Nós calculamos equações relacionando as medidas corpóreas com o peso seco para três ordens estudadas, além das famílias e gêneros mais abundantes (acima de 50 indivíduos coletados). As medidas corpóreas e o peso seco foram relacionadas através de uma equação potencial e de uma equação linear, neste caso, as variáveis foram logaritmizadas. Os nossos dados reforçam que o comprimento do corpo é o melhor estimador da biomassa. Considerando, a relação entre o comprimento do corpo e o peso seco, das 21 relações analisadas, 10 apresentaram um R^2 acima de 0,8; oito entre 0,8 e 0,65 e apenas duas entre 0,65 e 0,5 (Tabela 1). O pior ajuste foi observado para o comprimento do corpo de *Farrodes*, R^2 = 0,198. Diante disso, considerando os dados obtidos no presente trabalho, recomendamos, sempre que possível, a utilização do comprimento do corpo e apenas as equações com o R^2 acima de 0,65, as quais podem ser úteis em trabalhos onde informações gerais sobre a biomassa de EPT são necessárias.

Palavras chaves: biomassa, medidas corpóreas, insetos aquáticos

Introdução

A biomassa é uma das variáveis mais informativas em ecologia, uma vez que é um reflexo de diferentes processos ecológicos e evolutivos. Por isso é uma variável bastante útil para responder questões ecológicas em diferentes níveis, deste de indivíduos (e.g. crescimento, seleção natural), passando pela população (e.g. histórias de vida, competição intraespecífica), comunidades (e.g. interações populacionais), até ecossistemas (e.g. fluxo de energia e produtividade) (Gonzáles et al., 2001; Miserendino, 2001; Genkai-Kato & Miyasaka, 2007; Saint-Germain et al, 2007; Becker et al., 2009).

A forma mais intuitiva de calcular a biomassa é a partir da pesagem direta dos indivíduos. No entanto, esta estratégia tem um grande custo de tempo e, quando baseada no peso seco, danifica os indivíduos analisados (Becker et al., 1999, Cressa, 1999). Outra possibilidade é a utilização de medidas indiretas, como por exemplo, o biovolume e o tamanho corpóreo. Neste sentido, a pesagem direta dos organismos (recém-coletados, congelados ou preservados), o biovolume e a conversão tamanho–peso seco são considerados os três princípios básicos para a determinação da biomassa em invertebrados (Benke et al., 1999). Destes métodos, devido a facilidade e precisão, as estimativas da biomassa a partir de medidas corpóreas (e.g. comprimento do corpo e largura da cápsula cefálica) é considerada a estratégia com melhor custo benefício (Baumgartner & Rothhaupt, 2003; Benke et al., 1999; Becker et al., 2009).

Em Benke et al. (1999), são apresentados alguns pontos indicando as vantagens de estimar a biomassa a partir de medidas corpóreas, entre as quais: 1) elas são úteis para estimar a biomassa em laboratório onde taxas de crescimento e variáveis são mensuradas; 2) elas permitem estimar a biomassa da presa a partir de fragmentos

corpóreos do conteúdo estomacal de predadores; 3) elas permitem estimar a biomassa populacional ou da comunidade a partir de dados de frequência de tamanho corpóreo; 4) elas são úteis no estabelecimento da massa específica para cada tamanho na maior parte dos métodos de produção secundária; 5) elas permitem comparações mais abrangentes de populações de invertebrados dentro e entre habitats e ecossistemas e 6) elas fornecem variáveis repostas baseadas na energia em perguntas sobre relações interespecíficas. Portanto, são muitas as vantagens de utilização da conversão tamanho-peso seco em estudos em que as estimativas de biomassa são necessárias.

Neste contexto, equações relacionando diferentes partes corpóreas (e.g. largura da capsula cefálica e comprimento do corpo) e o peso seco têm sido propostas para diferentes grupos de invertebrados, entre os quais invertebrados terrestres (Collins, 1992; Ganihar, 1997; Saint-Germain et al, 2007) e aquáticos (Smock, 1980; Meyer, 1999; Towers et al. 1994, Kawabata & Urabe 1998, Benke et al. 1999, Johnson & Cunjak 1999 Gonzáles et al. 2002, Gonzáles *et al.* 2001; Baumgartner & Rothhaupt 2003, Castilho-Noll & Arcifa 2007;Genkai-Kato & Miyasaka 2007; Becker *et al* 2009). No caso de macroinvertebrados aquáticos, grande parte dos trabalhos se referem a fauna de ambientes temperados (Smock, 1980; Meyer, 1999; Benke et al. 1999, Johnson & Cunjak 1999, Baumgartner & Rothhaupt 2003), como exemplos de trabalhos considerando a fauna tropical temos (Cressa, 1999; Becker et al., 2009). Como grande parte das equações disponíveis são baseadas em táxons oriundos de regiões temperadas, os quais diferem muitos dos táxons neotropicais, faz se necessária a proposição de equações para a nossa fauna. Diante disto, no presente trabalho apresentamos equações representativas da relação tamanho corpóreo (comprimento do corpo e largura da cápsula cefálica) para táxons de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de riachos.

Materiais e métodos

Nós analisamos espécimes de EPT coletados em riachos de 1ª a 4ª ordens do Parque Estadual Intervales (24°12'- 24°25' S; 48°03'- 48°30' O), Serra de Paranapiacaba, Estado de São Paulo. Para cada indivíduo, nós obtivemos a largura da cápsula cefálica, o comprimento do corpo e peso seco (biomassa). As medidas corpóreas foram registradas através em uma lupa com o auxílio de ocular milimetrada (Towers et al., 1994; Johnston & Cunjak, 1999). O peso seco foi obtido colocando o material em uma estufa por 24 h a 60ºC (Kawabata & Urabe 1998; Johnston & Cunjak, 1999; Genkai-Kato & Miyasaka 2007), posteriormente resfriando em um dessecador por 1 h e pesando em uma balança com precisão de 0,1µg. Nós calculamos equações relacionando as medidas corpóreas com o peso seco para três ordens estudadas, além das famílias e gêneros mais abundantes (acima de 50 indivíduos coletados). As medidas corpóreas e o peso seco foram relacionadas através de uma equação potencial (Peso Seco= aX^b) e de uma equação linear a partir das variáveis foram logaritmizadas (ln Peso Seco = lna + b lnX).

Resultados e Discussão

As relações entre as medidas corpóreas e o peso seco para Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera foram melhor ajustadas por um equação potencial (Figura, 1), concordando com outros trabalhos (Johnston & Cunjak, 1999. Após logaritmizados, analisamos os dados utilizando equações lineares. Neste sentido, na Tabela 1 apresentamos a lista de táxons analisados e os parâmetros da regressão linear dos dados logaritmizados das medidas corpóreas (largura da cápsula cefálica e comprimento do

tamanho do corpo) e do peso seco. Equações individuais não foram apresentadas para os gêneros representados por menos que 50 indivíduos (Tabela 1), no entanto, as informações referentes a esses gêneros foram incluídas nas análises feitas para as ordens e para as famílias.

No geral, os nossos dados mostram que o comprimento do corpo é um melhor estimador da biomassa do que a largura da cápsula cefálica, concordando com outros trabalhos (Smock, 1980; Becker et al., 1999; Johnston & Cunjak, 1999). Como exceção, a esse padrão temos Plecoptera e o gênero *Farrodes* (Ephemeroptera), nos quais a cápsula cefálica foi um melhor estimador do peso seco (Tabela 1). As inclinações da reta (b) considerando o comprimento do corpo foram 2,759 para Ephemeroptera, 3,036 para Plecoptera e 2,178 para Trichoptera, valores compatíveis com aqueles obtidos em outros trabalhos (Smock, 1980; Benke et al., 1999; Miserendino, 2001).

Considerando diferentes táxons dentro das três ordens, Miserendino (2001) registrou valores de R^2 entre 0,54 e 0,99 para a relação entre o comprimento do corpo e o peso seco da fauna de EPT de bacias da Patagonia, Argentina. A variação dos nossos valores está de acordo com aqueles observados por Miserendino (2001), uma vez que para a relação considerando o comprimento do corpo os valores de R^2 variaram entre 0,52 e 0,90, exceto para *Farrodes* para o qual o ajuste foi muito ruim (R^2 = 0,198).

Os dados obtidos para Ephemeroptera mostram que das nove relações analisadas, cinco apresentaram valores de R^2 acima de 0,65 no caso da largura da cápsula cefálica e sete no caso do comprimento do corpo. Neste contexto, o comprimento do corpo explicou acima de 65% do peso seco nos seguintes táxons de Ephemeroptera: Ephemeroptera, Baetidae, *Americabaetis*; *Cloeodes*, Leptophlebiidae e *Miroculis* (Tabela 1).

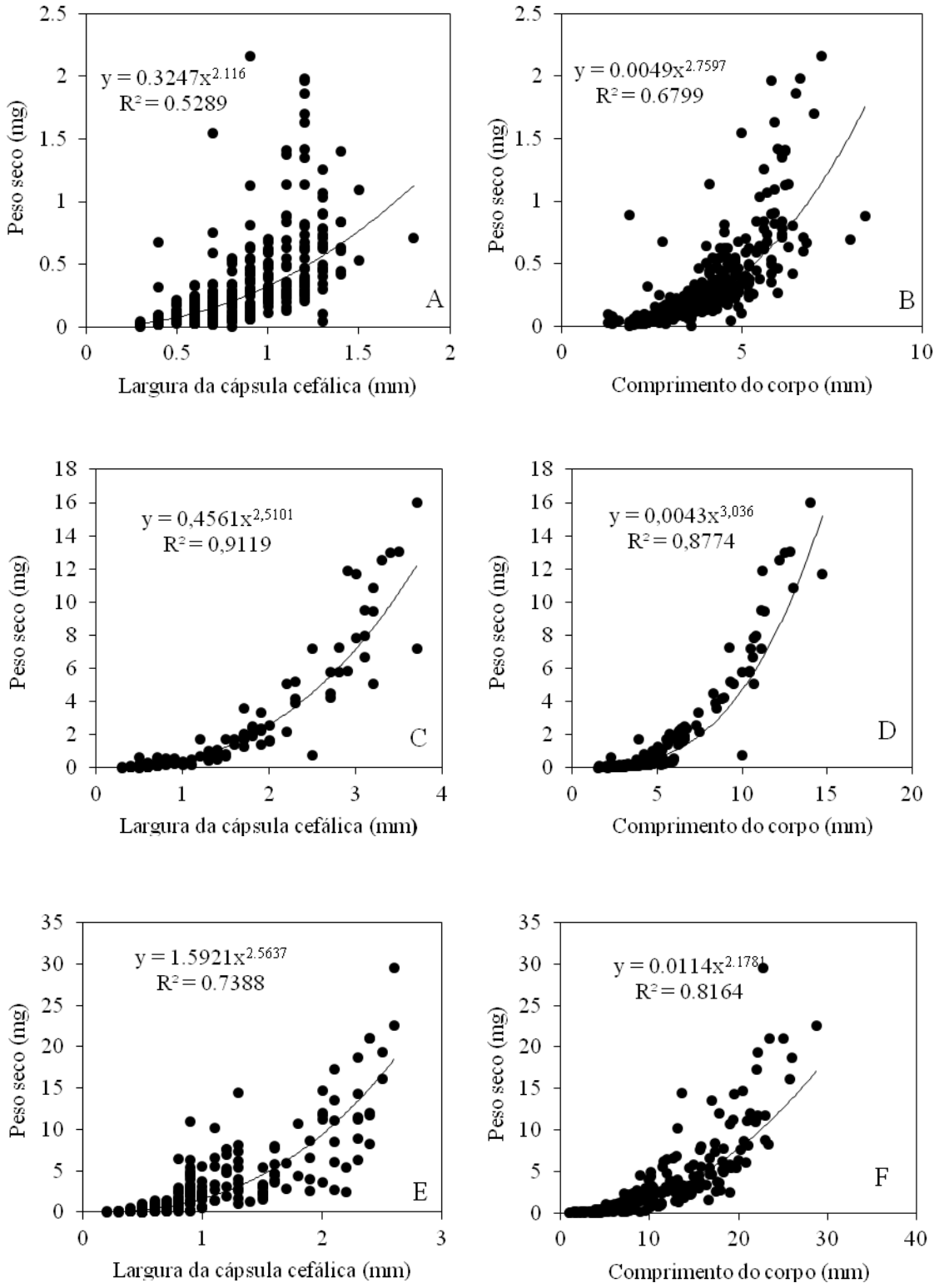


Figura 1. Equações de peso seco utilizando medidas corpóreas para as ordens Ephemeroptera (A,B), Plecoptera (C,D) e Trichoptera (E,F) coletados em riachos do Parque Estadual Intervales, Estado de São Paulo.

Os dados obtidos para Plecoptera mostram que das seis relações analisadas, 4 apresentaram valores de R^2 acima de 0,65 no caso da largura da cápsula cefálica e cinco no caso do comprimento do corpo. O comprimento do corpo explicou acima de 65% do peso seco nos seguintes táxons de Plecoptera: Plecoptera, Gripopterygidae, *Tupiperla*, Perlidae e *Anacroneuria* (Tabela 1).

Quanto à Trichoptera, das seis relações analisadas, quatro apresentaram valores de R^2 acima de 0,65 no caso da largura da cápsula cefálica e todas as seis no caso do comprimento do corpo. O comprimento do corpo explicou acima de 65% do peso seco nos seguintes táxons de Trichoptera: Trichoptera, Calamoceratidae (*Phylloicus*), Hydropsychidae, Leptonema, Leptoceridae e *Triplectides* (Tabela 1). Vale ressaltar que entre as três ordens estudadas, os maiores valores de R^2 quando considerado o comprimento do corpo, foram observados para Trichoptera, todos acima de 0,75 (Tabela 1).

Os nossos dados reforçam que o comprimento do corpo é o melhor estimador da biomassa. Considerando, a relação entre o comprimento do corpo e o peso seco, das 21 relações analisadas, dez apresentaram um R^2 acima de 0,8, oito entre 0,8 e 0,65, dois entre 0,65 e 0,5, e apenas um abaixo de 0,5 (Tabela 1). O pior ajuste foi observado para o comprimento do corpo de *Farrodes*, $R^2 = 0,198$. Diante disso, considerando os dados obtidos no presente trabalho, recomendamos, sempre que possível, a utilização do comprimento do corpo e apenas as equações com o R^2 acima de 0,65, as quais podem ser úteis em trabalhos onde informações gerais sobre a biomassa de EPT são necessárias.

Tabela 1. Valores das constantes *a* e *b* da equação linear logaritimizada utilizando a largura da cápsula cefálica e o comprimento do corpo, para os táxons de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera mais abundantes (acima 50 indivíduos) coletados no Parque Estadual Intervales, Estado de São Paulo. Os táxons com menos de 50 foram incluídos para construir as equações de Ordem e/ou Família ao qual pertencem. O *n* representa o número de indivíduos coletados.

	largura da cápsula cefálica			comprimento do corpo			
Táxons	ln a	b	R^2	ln a	b	R^2	n
Ephemeroptera	-0,488	2,116	0,528	-2,307	2,759	0,679	365
Baetidae	-0,114	3,098	0,659	-2,266	2,507	0,668	132
Americabaetis	-2,552	2,918	0,747	-0,133	3,117	0,897	54
Baetodes	-	-	-	-	-	-	12
Cloeodes	-0,134	3,004	0,595	-2,496	2,938	0,668	60
Cryptonympha	-	-	-	-	-	-	6
Caenidae (*Caenis*)	-	-	-	-	-	-	13
Euthyplociidae (*Campylocia*)	-	-	-	-	-	-	2
Leptohyphidae	-0,273	3,796	0,551	-2,293	2,940	0,605	96
Leptohyphes	-0,210	3,510	0,802	-2,130	2,753	0,839	58
Leptohyphodes	-	-	-	-	-	-	1
Traverhyphes	-	-	-	-	-	-	37
Leptophlebiidae	-0,703	3,523	0,681	-2,172	2,546	0,688	122
Farrodes	-0,598	2,374	0,309	-1,229	1,193	0,198	58
Hermanella	-	-	-	-	-	-	1
Hylister	-	-	-	-	-	-	3
Miroculis	-0,725	3,772	0,735	-2,492	3,019	0,873	60
Plecoptera	-0,340	2,510	0,911	-2,362	3,036	0,877	181
Gripopterygidae	-0,211	2,986	0,687	-2,065	2,278	0,738	117
Gripopteryx	-	-	-	-	-	-	3
Paragripopteryx	-0,324	2,838	0,466	-2,030	2,141	0,522	54
Tupiperla	-0,266	2,328	0,625	-1,839	1,899	0,734	60
Perlidae	-0,457	2,781	0,898	-1,780	2,543	0,909	64
Anacroneuria	-0,461	2,817	0,899	-1,789	2,555	0,908	60
Macrogynoplax	-	-	-	-	-	-	4
Trichoptera	0,202	2,563	0,738	-1,943	2,178	0,816	238
Calamoceratidae (*Phylloicus*)	0,380	2,994	0,740	-1,844	2,075	0,806	60
Ecnomidae (*Austrotinodes*)	-	-	-	-	-	-	9
Hydrobiosidae (*Atopsyche*)	-	-	-	-	-	-	20
Hydropsychidae	0,002	2,811	0,892	-1,843	2,102	0,900	84
Leptonema	-0,087	3,201	0,690	-3,209	3,190	0,806	60
Smicridea	-	-	-	-	-	-	24
Leptoceridae	0,487	2,281	0,627	-1,730	2,126	0,819	55
Nectopsyche	-	-	-	-	-	-	5
Triplectides	0,497	2,571	0,591	-1,712	2,109	0,797	50
Polycentropodidae	-	-	-	-	-	-	10
Cernotina	-	-	-	-	-	-	2
Cyrnellus	-	-	-	-	-	-	3
Polycentropus	-	-	-	-	-	-	5

Referências bibliográficas

BAUMGARTNER, D. & ROTHHAUPT, K-O. 2003. Predictive Length–Dry Mass Regressions for Freshwater Invertebrates in a Pre-Alpine Lake Littoral. **Archiv für Hydrobiologie - Fundamental and Applied Limnology 88:** (5) 453–463.

BECKER, B; MORETTI, M. S. & CALLISTO, M. 2009. Length–dry mass relationships for a typical shredder in Brazilian streams (Trichoptera: Calamoceratidae). **Aquatic Insects 31(3):** 227–234.

BENKE, A. 1996. Secondary production of macroinvertebrates. *In*: Hauer, F. R. & Lamberti, G. A. (eds). **Methods in stream ecology**: Academic, New York. 557-578 p.

BENKE, A. C.; HURYN, A. D.; SMOCK, L. A. & WALLACE, J. B. 1999. Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. **Journal of the North American Benthological Society 18 (3)**: 308-343.

BURGHERR, P. & MEYER, E. 1997. Regression analysis of linear body dimensions vs. dry mass in stream macroinvertebrates. **Archiv für Hydrobiologie - Fundamental and Applied Limnology 139**: 101-102.

CASTILHO-NOLL, M. S. M. & ARCIFA, M. S. 2007. Length-weight relationships for zooplanktonic species of a tropical Brazilian lake: Lake Monte Alegre. **Acta Limnologica Brasiliensia 19 (1):** 93-100.

COLLINS, P. T. 1992 Length-Biomass Relationships for Terrestrial Gastropoda and Oligochaeta. **American Midland Naturalist 128 (2):** 404-406.

CRESSA, C. 1999. Dry mass estimates of some tropical aquatic insects. **Revista de Biología Tropical 47 (1-2)**: 133-141.

GANIHAR, S. R. 1997. Biomass estimates of terrestrial arthropods based on body length. **Journal of Biosciences 22 (2):** 219–224.

GENKAI-KATO, M. & MIYASAKA, H. 2007. Length–weight relationships of four predatory stonefl y species in Japan. **Limnology 8:** 171–174.

GONZÁLES, J. M.; BASAGUREN, A. & POZO, J. 2002. Size-mass relationships of stream invertebrates in a northern Spain stream. **Hydrobiologia 489:** 131–137.

GONZÁLES, J. M.; BASAGUREN, A. & POZO, J. 2001 Life history and production of *Caenis luctuosa* (Burmeister) (Ephemeroptera, Caenidae) in two nearby reaches along a small stream. **Hydrobiologia 452**: 209–215.

JOHNSON, T. A. & CUNJAK, R. A. 1999. Dry mass-length relationships for benthic insects: a review with new data from Catamaran Brook, New Brunswick, Canada. **Freshwater Biology 41:** 653-674.

KAWABATA, K. & URABE, J. 1998. Length–weight relationships of eight freshwater planktonic crustacean species in Japan. **Freshwater Biology 39**:199–205.

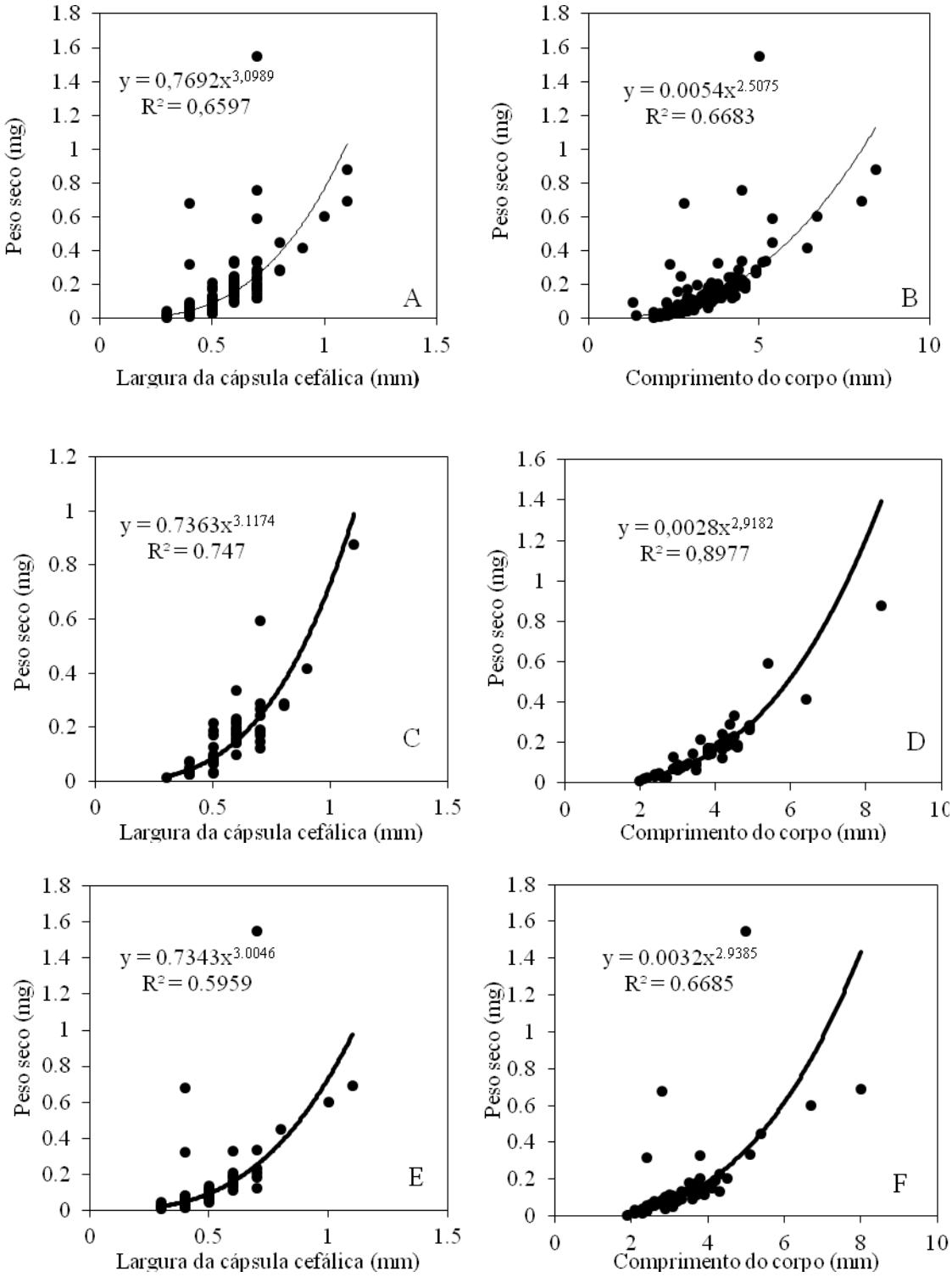
MISERENDINO, M. L. 2001. Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams. **Hydrobiologia 444:** 147–158.

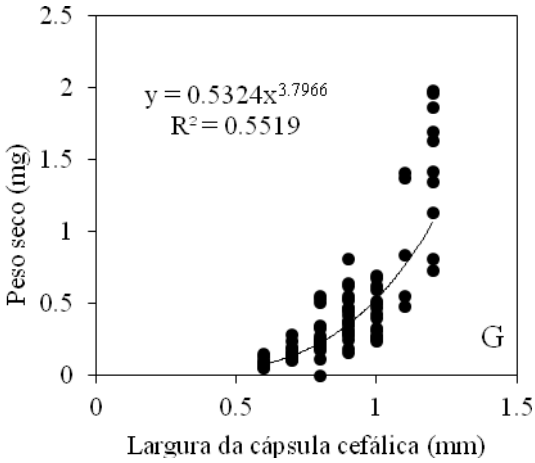
SMOCK, L. A. 1980. Relationships between body size and biomass of aquatic insects. **Freshwater Biology 10**: 357-385.

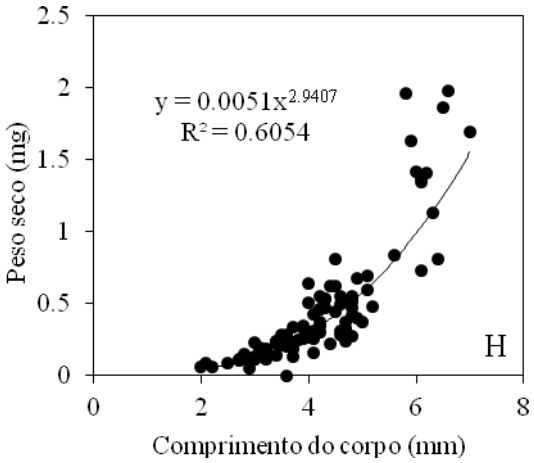
TOWERS, D. J.; HENDERSON, I. M. & VELTMAN, C. J. 1994 Predicting dry weight of New Zealand aquatic macroinvertebrates from linear dimensions. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 28:** 159-166.

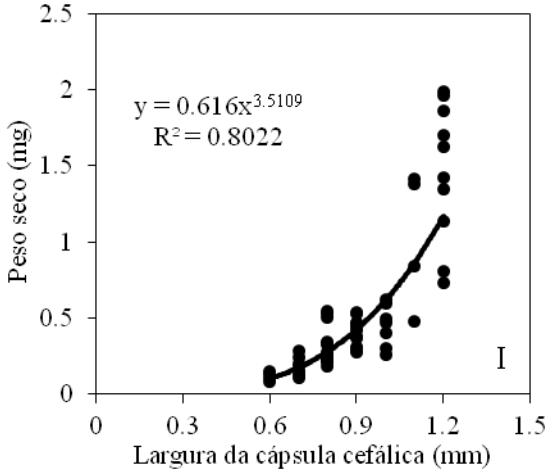
Anexos

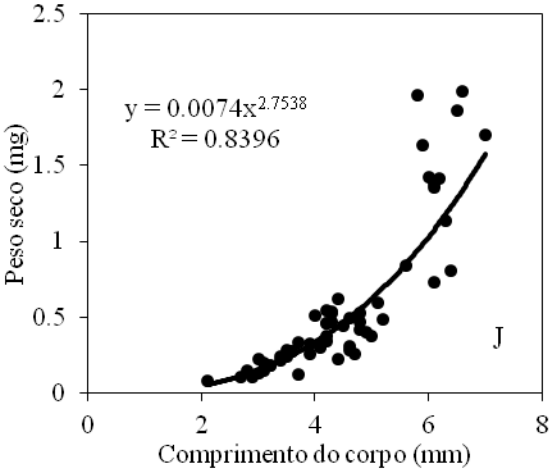
Capítulo II

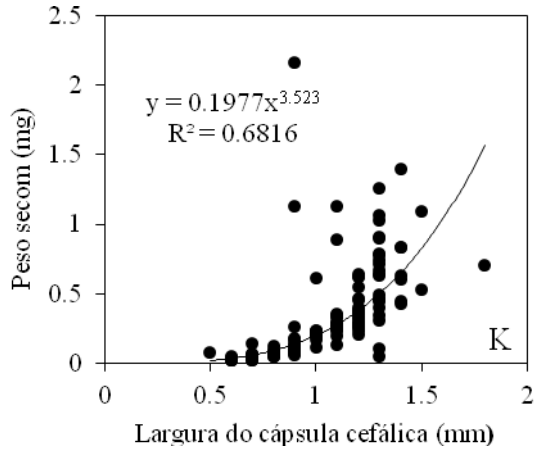

y = 0,7692x^3,0989
R² = 0,6597
A
Peso seco (mg)
Largura da cápsula cefálica (mm)
y = 0.0054x^2.5075
R² = 0.6683
B
Peso seco (mg)
Comprimento do corpo (mm)
y = 0.7363x^3.1174
R² = 0.747
C
Peso seco (mg)
Largura da cápsula cefálica (mm)
y = 0,0028x^2,9182
R² = 0,8977
D
Peso seco (mg)
Comprimento do corpo (mm)
y = 0.7343x^3.0046
R² = 0.5959
E
Peso seco (mg)
Largura da cápsula cefálica (mm)
y = 0.0032x^2.9385
R² = 0.6685
F
Peso seco (mg)
Comprimento do corpo (mm)

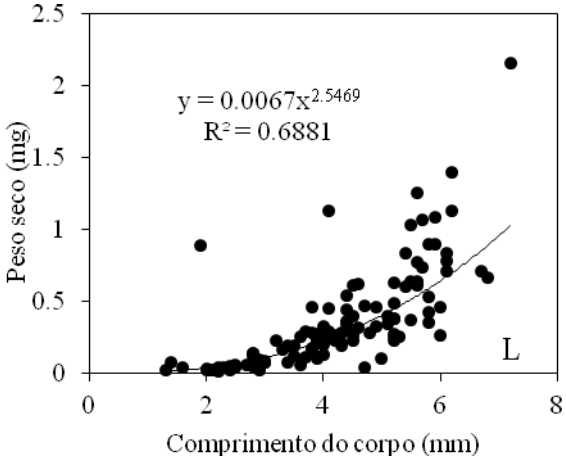

y = 0.5324x^3.7966
R² = 0.5519
G
Peso seco (mg)
Largura da cápsula cefálica (mm)

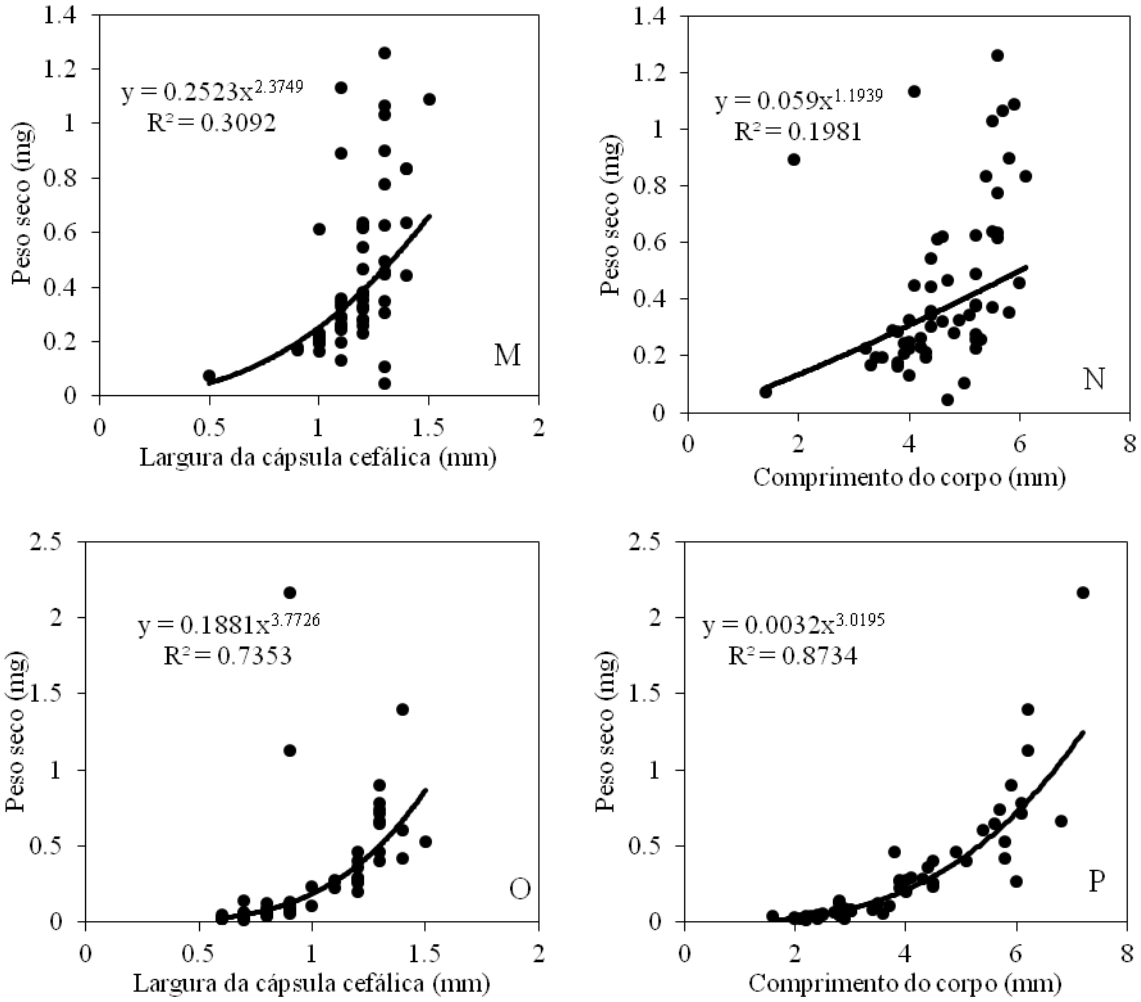

y = 0.0051x^2.9407
R² = 0.6054
H
Peso seco (mg)
Comprimento do corpo (mm)


y = 0.616x^3.5109
R² = 0.8022
I
Peso seco (mg)
Largura da cápsula cefálica (mm)

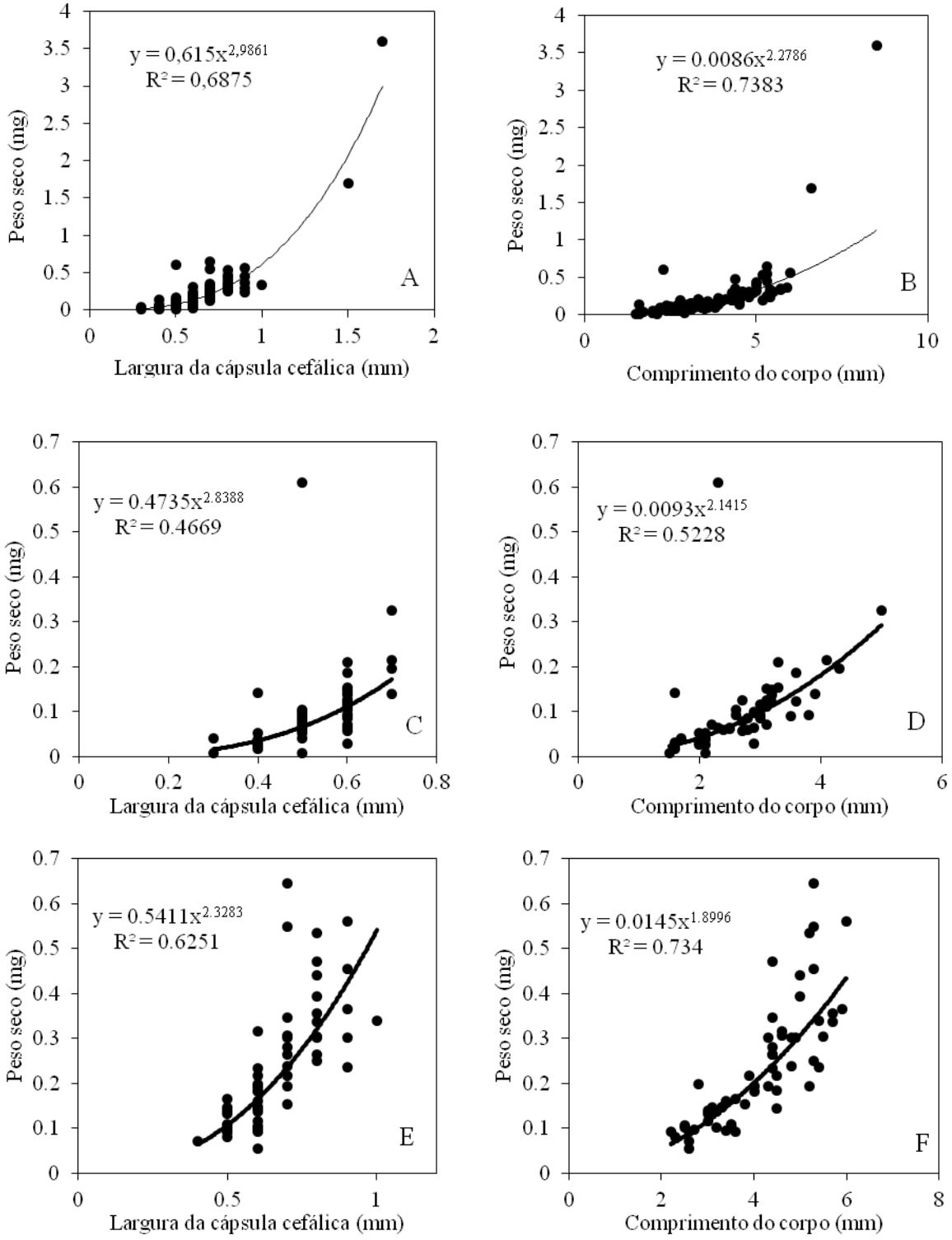

y = 0.0074x^2.7538
R² = 0.8396
J
Peso seco (mg)
Comprimento do corpo (mm)

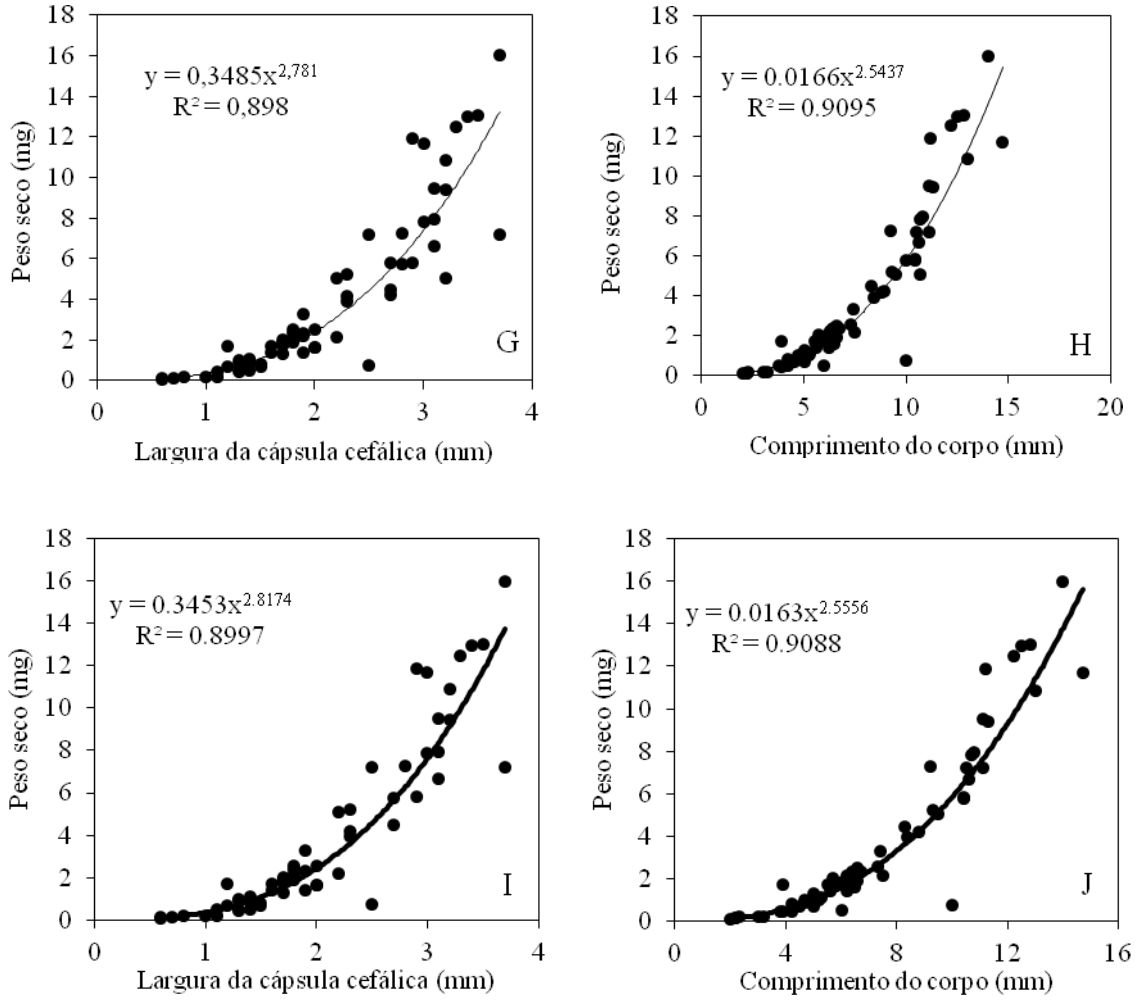

y = 0.1977x^3.523
R² = 0.6816
K
Peso secom (mg)
Largura do cápsula cefálica (mm)


y = 0.0067x^2.5469
R² = 0.6881
L
Peso seco (mg)
Comprimento do corpo (mm)

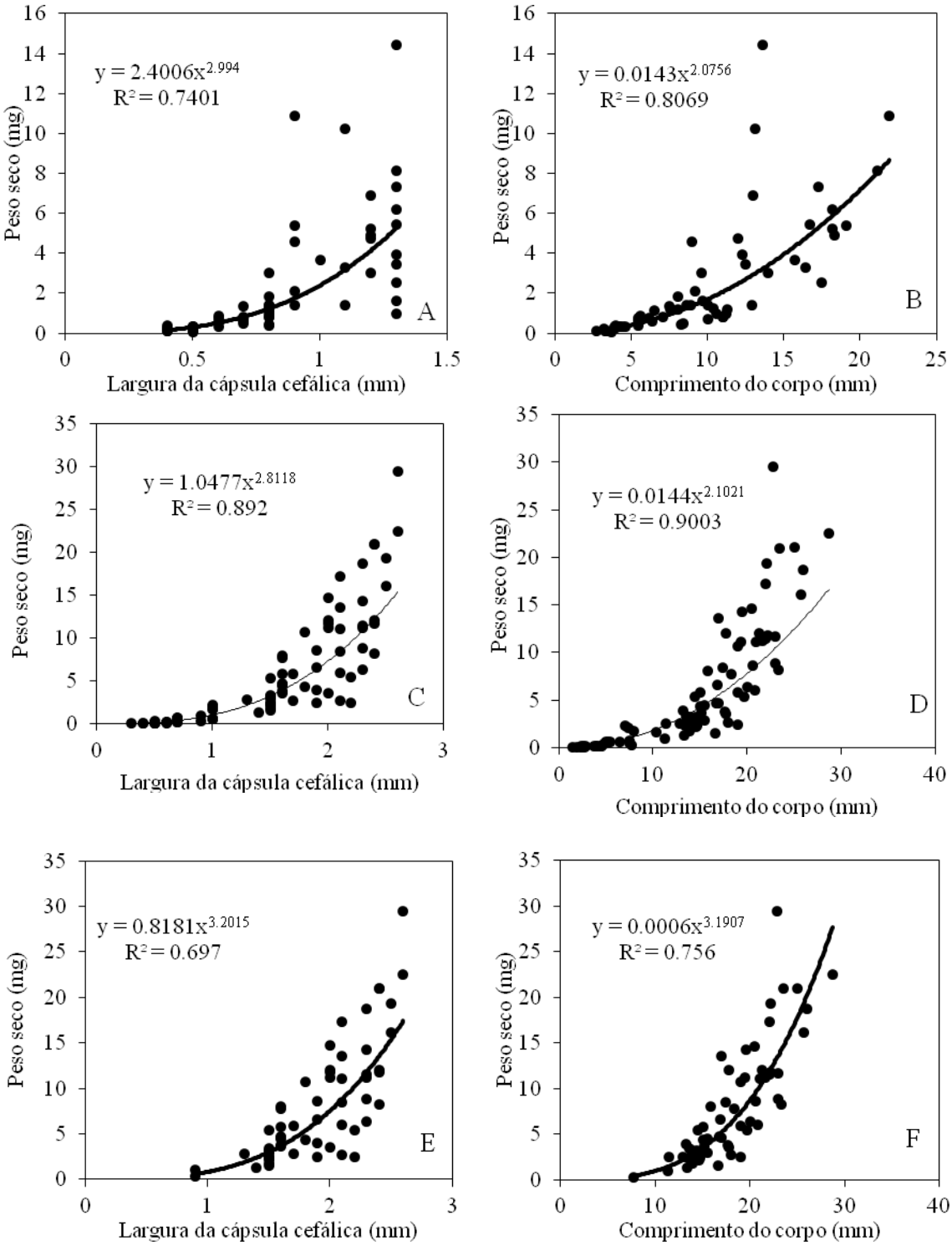


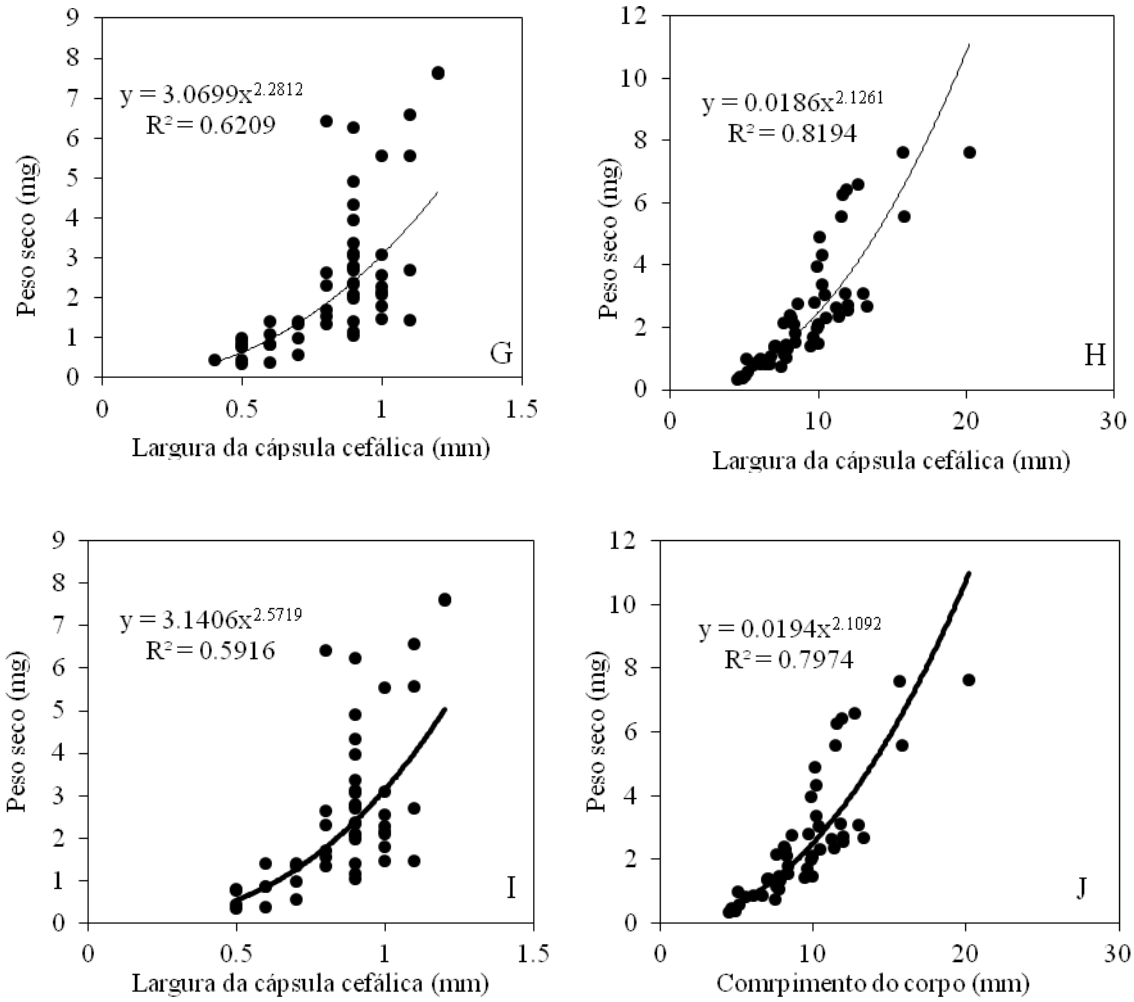
Anexo I. Equações de peso seco utilizando medidas corpóreas para as famílias Baetidae (A,B) e os gêneros pertencentes a ela *Americabaetis* (C,D), *Cloeodes* (E,F); família Leptohyphidae (G,H) e os gêneros pertencentes a ela *Leptohyphes* (I,J) e família Leptophlebiidae (K,L) e os gêneros pertencentes a ela *Farrodes* (M,N), *Miroculis* (O,P) todos pertencentes a ordem Ephemeroptera e coletados em riachos do Parque Estadual Intervales, Estado de São Paulo.


y = 0,615x^2,9861
R² = 0,6875
Peso seco (mg)
Largura da cápsula cefálica (mm)
A
y = 0.0086x^2.2786
R² = 0.7383
Peso seco (mg)
Comprimento do corpo (mm)
B
y = 0.4735x^2.8388
R² = 0.4669
Peso seco (mg)
Largura da cápsula cefálica (mm)
C
y = 0.0093x^2.1415
R² = 0.5228
Peso seco (mg)
Comprimento do corpo (mm)
D
y = 0.5411x^2.3283
R² = 0.6251
Peso seco (mg)
Largura da cápsula cefálica (mm)
E
y = 0.0145x^1.8996
R² = 0.734
Peso seco (mg)
Comprimento do corpo (mm)
F



Anexo II. Equações de peso seco utilizando medidas corpóreas para as famílias Gripopterygidae (A,B) e os gêneros pertencentes a ela *Paragripopteryx* (C,D), *Tupiperla* (E,F) e família Perlidae (G,H) e o gênero pertencente a ela *Anacroneuria* (I,J), todos pertencentes a ordem Plecoptera e coletados em riachos do Parque Estadual Intervales, Estado de São Paulo.


y = 2.4006x^2.994
R² = 0.7401
A
Peso seco (mg)
Largura da cápsula cefálica (mm)
y = 0.0143x^2.0756
R² = 0.8069
B
Peso seco (mg)
Comprimento do corpo (mm)
y = 1.0477x^2.8118
R² = 0.892
C
Peso seco (mg)
Largura da cápsula cefálica (mm)
y = 0.0144x^2.1021
R² = 0.9003
D
Peso seco (mg)
Comprimento do corpo (mm)
y = 0.8181x^3.2015
R² = 0.697
E
Peso seco (mg)
Largura da cápsula cefálica (mm)
y = 0.0006x^3.1907
R² = 0.756
F
Peso seco (mg)
Comprimento do corpo (mm)



Anexo III. Equações de peso seco utilizando medidas corpóreas para as famílias Calamoceratidae (A,B) e o gênero pertencente a ela *Phylloicus*; família Hydropsychidae (C,D) e o gênero pertencente a ela *Leptonema* (E,F) e família Leptoceridae (G,H) e o gênero pertencente a ela *Triplectides* (I,J), todos pertencentes a ordem Trichoptera e coletados em riachos do Parque Estadual Intervales, Estado de São Paulo.

Capítulo III

Relação tamanho corpóreo e abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de riachos de montanha em uma região com alta sazonalidade das chuvas.

Relação tamanho corpóreo e abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera de riachos de montanha em uma região com alta sazonalidade das chuvas.

Resumo

No presente trabalho coletamos a fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em diferentes riachos, em dois mesohabitats (corredeira e remanso) e nas estações de seca e chuvosa com o objetivo de responder as seguintes questões: 1) a distribuição de frequência do tamanho corpóreo possui distribuição normal e simetria?; 2) Os resultados encontrados para o padrão da distribuição do tamanho corpóreo mudam entre os riachos, mesohabitats e estação do ano?; 3) A relação entre tamanho corpóreo e abundância muda entre os riachos, mesohabitats e estação do ano? e 4) Nossos dados se encaixam na Regra de Equivalência Energética (EER) independente do riacho, mesohabitat e estação do ano em que foram coletados? As coletas foram realizadas em riachos de 1ª a 4ª ordens da Serra dos Pireneus, Pirenópolis, Estado de Goiás. Os resultados das distribuições do tamanho corpóreo da fauna de EPT nos mostraram que das 38 assembleias de táxons analisadas individualmente (diferentes mesohabitats, riachos e estações do ano) apenas uma se afastou da distribuição normal. Os resultados das relações entre o tamanho corpóreo e abundâncias das 38 assembleias de EPT analisadas individualmente (diferentes mesohabitats, riachos e estações do ano) mostraram que as formas de dispersão de 19 delas se encaixaram numa forma piramidal. Nenhuma das relações entre o tamanho corpóreo e a abundância foi linear negativa,

portanto, os nossos dados discordam da Regra de Equivalência Energética. Por outro lado, nós observamos relações lineares positivas para quatro assembleias. Nossos resultados sugerem que um único fator (e.g. balanço energético) é insuficiente para explicar a relação tamanho-abundância de EPT em ambientes altamente variáveis como os riachos aqui estudados.

Palavras chaves: macroecologia, insetos aquáticos, ambientes lóticos, diversidade

Introdução

A macroecologia tem como principal objetivo a busca por padrões emergentes entre os organismos através da análise de variáveis ecológicas tais como o tamanho do corpo, a densidade populacional e a área de distribuição em diferentes escalas espaciais e temporais (Sant'Ana & Diniz-Filho, 1999; Gaston & Blackburn, 2000; Krüger & McGavin, 2000). O principal foco da macroecologia tem sido a busca por padrões em escalas mais amplas, no entanto, a análise em escala local (e.g. Krüger & McGavin, 2000; Schimid et al., 2000; Siqueira et al., 2008) também tem fornecido importantes informações sobre a complexidade envolvida nos padrões macroecológicos, ampliando a nossa visão sobre as generalidades desses processos.

O tamanho corpóreo é certamente uma das variáveis mais utilizadas na busca do entendimento dos principais processos macroecológicos. Brown (1995) afirma que o tamanho do corpo é um importante atributo para estudos macroecológicos, uma vez que é uma variável fácil de ser obtida. Adicionalmente, existe uma grande disponibilidade de dados que mostram que o tamanho do corpo está relacionado com diferentes atributos ecológicos, morfológicos, fisiológicos e comportamentais (Kozlowski & Gawelczyk, 2002). Portanto, as relações com outras variáveis nos permitem utilizar o tamanho corpóreo como um dado indireto e representativo de outros atributos, cujos dados são difíceis de serem obtidos, tais como a taxa metabólica, a eficiência de assimilação, o tempo de geração, a taxa reprodutiva, a percepção fractal do habitat, entre outros (Peters, 1986; Gaston & Blackburn, 2000). Por isso o tamanho corpóreo talvez seja uma das variáveis mais utilizadas em ecologia (Gaston & Blackburn, 2000).

A distribuição de frequência do tamanho corpóreo dos diferentes táxons tem sido avaliada para diversos grupos taxonômicos e tem sido amplamente discutida em macroecologia (Gaston & Blackburn, 2000). As características dessa distribuição podem ser dependente da escala espacial considerada, neste sentido, Brown & Nicoletto (1991) demonstraram que a assimetria da distribuição do tamanho corpóreo diminui de escalas mais amplas até escalas locais. Por outro lado, a generalidade das constatações de Brown & Nicoletto (1991) não têm sido confirmadas e resultados divergentes têm sido obtidos (Marquet & Cofré, 1999; Arita & Figueiroa, 1999). De qualquer maneira, a assimetria positiva tem sido um resultado bastante comum, principalmente em escalas mais amplas (Gaston & Blackburn, 2000; Kozlowski & Gawelczyk, 2002). Os mecanismos geradores dos diferentes padrões de distribuição do tamanho corpóreo ainda permanecem em aberto, apesar de importantes contribuições na tentativa de esclarecer possíveis hipóteses explicativas dos diferentes resultados obtidos (e.g. Kozlowski & Gawelczyk, 2002; Allen et al., 2006). De qualquer maneira, essas distribuições podem nos ajudar a entender e esclarecer quais possíveis processos ecológicos e evolutivos determinam a organização dos agrupamentos de táxons em diferentes escalas (Cox et al., 2011).

A relação entre o tamanho corpóreo e abundância é uma das questões mais estudadas em macroecologia e têm sido abordada para diferentes grupos animais, entre os quais mamíferos (Brown & Nicoletto, 1991), aves (Russo et al., 2003), anfíbios (Diniz-Filho et al., 2004), insetos terrestres (Krüger & McGavin, 2000) e insetos aquáticos (Siqueira et al., 2007). Três principais padrões foram sugeridos para esta relação: relação linear negativa, relação poligonal e uma relação mais complexa resultante da combinação das duas anteriores (Blackburn & Gaston, 1997). Por exemplo, parte dos trabalhos mostram que há uma tendência de diminuição da

densidade com o aumento do tamanho corpóreo (Marquet et al., 1990; Schmid et al., 2000) seguindo uma relação linear negativa. Por outro lado, outros trabalhos mostram que indivíduos com tamanhos menores ou intermediários são os apresentam maior abundância (Blamires et al., 2002; Cunha et al., 2003), seguindo uma relação poligonal.

Um assunto recorrente nos estudos que abordam a relação do tamanho corpóreo e abundância é a Regra de Equivalência Energética (EER – Energetic Equivalence Rule). Damuth (1981), estudando a fauna de mamíferos terrestres (consumidores primários) de diferentes regiões geográficas, verificou que a relação entre o tamanho corpóreo e a abundância era linear com inclinação de -0,75. Como este é o mesmo valor em módulo para a inclinação da relação entre o tamanho corpóreo e a taxa metabólica basal (0,75), Damuth (1981) concluiu que a relação encontrada poderia ser explica pelo balanço energético entre as espécies. Neste sentido, Damuth (1981) afirmou que a quantidade de energia que cada espécie utiliza por unidade de área é independente do seu tamanho corpóreo. Desde sua proposição, esta regra tem sido testada e resultados controversos têm sido obtidos (Marquet et al., 1990; Bini et al., 2001).

A maior parte dos padrões macroecológicos foram obtidos baseados em dados de aves e mamíferos (Gaston & Blackburn, 2000). A alta diversidade da fauna de invertebrados, tanto terrestre (e.g. Diniz-Filho et al., 1998; Kruger & McGavin, 2000; Cunha et al., 2003; Lizmeier & Ribeiro-Costa, 2011) quanto aquática (e.g. Bispo et al., 1998; Schmid et al., 2000, 2002; Stead et al., 2005; Siqueira et al., 2008), foi pouco explorada do ponto de vista macroecológico. Neste sentido, Diniz-Filho et al. (2010) chamam a atenção para os insetos, os quais são capazes de responder tanto a fatores em escalas mais amplas quanto em escalas locais, uma vez que, devido ao menor tamanho, devem ser mais afetados por fatores locais do que aves e mamíferos. Portanto, o

aumento de trabalhos com insetos podem nos ajudar a identificar padrões macroecológicos diferentes daqueles encontrados para outros grupos de maior porte.

Os riachos são ecossistemas altamente dinâmicos, com grande variabilidade espacial e temporal. Neste sentido, nós gostaríamos de saber como os padrões macroecológicos se comportam em um ecossistema com grande complexidade como são os riachos de regiões montanhosas? Para responder essa pergunta, nós fizemos coletas em mesohabitas de corredeira e de remanso em riachos diferentes nas estações de seca e de chuva. O nosso estudo foi baseado em Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), os quais representam um importante segmento da fauna de insetos aquáticos de riachos de montanha e engloba táxons com diferentes tamanhos corpóreos, densidades e biologia. A estruturação espaço-temporal da fauna de EPT normalmente é equivalente a estruturação da fauna total (Marchant et al., 1995; Melo, 2005). Assim, consideramos que a fauna de EPT pode ser útil no sentido de obter respostas sobre os padrões macroecológicos em riachos de montanha. Diante do exposto, o presente trabalho tem como objetivo responder as seguintes perguntas: 1) a distribuição de frequência do tamanho corpóreo possui distribuição normal e simetria?; 2) Os resultados encontrados para o padrão da distribuição do tamanho corpóreo mudam entre os riachos, mesohabitats e estação do ano?; 3) A relação entre tamanho corpóreo e abundância muda entre os riachos, mesohabitats e estação do ano? e 4) Nossos dados se encaixam na EER independente do riacho, mesohabitat e estação do ano em que foram coletados?

Materiais e métodos

Área de estudo

Nós realizamos o trabalho em riachos na Serra dos Pireneus, Pirenópolis, Estado de Goiás. Os riachos amostrados são de 1ª a 4ª ordens (*sensu* Strahler, 1957) e possuem águas rápidas e bem oxigenadas. Estes riachos apresentam fundo predominantemente rochoso nas corredeiras e com acúmulo de folhiço e areia em remanso. A Serra dos Pireneus está inserida no bioma de Cerrado, o qual possui clima tropical semiúmido (Nimer, 1989) com duas estações bem definidas, sendo uma chuvosa no verão e uma seca no inverno.

Coletas e identificação taxonômica

Nós fizemos duas coletas, sendo que, uma delas ocorreu no mês de Julho de 2009 (estação seca) e a outra em Fevereiro de 2010 (estação chuvosa). Na coleta de seca dez riachos foram amostrados e na chuvosa nove (isso ocorreu devido a alta vazão em um dos riachos, o que impediu a coleta), sendo que em cada um, cinco corredeiras e cinco remansos foram selecionados e o centro de cada um deles foi amostrado com o auxílio de um amostrador de Surber (área 0,1m^2 e malha de 250mm).

Nós identificamos os estágios imaturos da fauna EPT até o nível taxonômico de gênero. Para Ephemeroptera utilizamos os trabalhos de Domingues et al. (2001), Da-Silva (2002) e Salles et al. (2004). Nós identificamos os indivíduos da ordem Plecoptera utilizando os trabalhos de Froehlich (1969, 1984), Dorvillé & Froehlich (1999) e Olifiers et al. (2004). Para os indivíduos da ordem Trichoptera nós utilizamos os trabalhos de Wiggins (1998), Angrisano & Korob (2001) e Pes et al. (2005).

Análise de dados

Obtivemos a abundância (número de indivíduos) e o tamanho corpóreo para cada táxon. Como estamos trabalhando com imaturos, o tamanho característico para cada táxon foi obtido baseado no comprimento dos cinco maiores indivíduos de cada gênero. Como as formas corpóreas dos diferentes grupos são bastante diversas, utilizamos a biomassa como expressão do tamanho corpóreo. Nós estimamos a biomassa a partir do tamanho utilizando as equações propostas no capítulo 2 desta tese. Em macroecologia o tamanho corpóreo pode ser expresso de várias formas, entre as quais altura, comprimento, envergadura, biovolume, biomassa, entre outros (Gaston & Blackburn, 2000). Por isso, no presente estudo consideramos biomassa e tamanho corpóreo como métricas equivalentes. Neste sentido, para facilitar a comparação com outros trabalhos, apesar de utilizarmos a biomassa, no restante do texto utilizaremos simplesmente o termo tamanho corpóreo.

Para analisarmos se o padrão da distribuição do tamanho corpóreo se encaixa ou não em uma distribuição normal nós fizemos o teste de Shapiro-Wilk para os dados logartmizados (base e). No caso em que os dados não se encaixaram numa distribuição normal, testamos a simetria utilizando um teste t para uma amostra (Sokal & Rohlf, 1995). Nós logaritimizamos o tamanho corpóreo e a abundância características para cada táxon com o intuito de testarmos a forma da relação e se ela se encaixa na EER (beta = -0,75). Para avaliarmos a forma triangular entre o tamanho corpóreo e abundância, nós utilizamos modelos nulos a partir de envelopes de restrição (triângulo esquerdo e piramidal) gerados no software ECOSIM (Gotelli & Entsminger, 2000) considerando 5000 permutações. O envelope triangular esquerdo significa que a abundância máxima tende a ocorrer para os táxons com menores tamanhos e o

piramidal que a abundância máxima tende a ocorrer em táxons com tamanho intermediário.

As variáveis que nós analisamos para a fauna de EPT podem estar autocorrelacionadas filogeneticamente, o que violaria a independência dos nossos dados. Apesar de reconhecermos esta limitação, no presente trabalho nós não controlamos esse fator uma vez que a filogenia para os grupos são insatisfatórias.

Resultados

Durante o presente estudo, nos coletamos 11302 indivíduos, sendo 7527 pertencentes à ordem Ephemeroptera, 507 à Plecoptera e 3268 à ordem Trichoptera. Os dados acima são apresentadas em maiores detalhes no Anexo I.

Os resultados das distribuições do tamanho corpóreo da fauna de EPT nos mostraram que das 38 assembleias de táxons analisadas individualmente (diferentes mesohabitats, riachos e estações do ano), apenas uma se afastou da distribuição normal (Tabela 1), apresentando assimetria positiva (Tabela 1). As distribuições do tamanho corpóreo considerando os totais também se encaixaram em uma distribuição normal (Tabela 1; Figura 1).

Os resultados das relações entre o tamanho corpóreo e abundâncias das 38 assembleias de EPT analisadas individualmente mostraram que nenhuma das formas de dispersão se encaixou em um envelope triangular esquerdo, por outro lado, 19 se encaixaram numa forma piramidal (Tabela 2). As dispersões baseadas nos diferentes totais não se encaixaram em nenhuma das duas formas estabelecidas a *priori* (Tabela 2, Figura 2). Nós observamos relações lineares entre o tamanho corpóreo e a abundância

para quatro assembleias, todas com inclinações positivas (Tabela 2). Nenhuma das relações considerando os dados combinados em diferentes totais se encaixou em um padrão poligonal (triangular esquerdo ou piramidal) ou apresentou relação linear (Tabela 2, Figura, 2).

Tabela 1. Teste Shapiro-Wilk (W, p, Skew e SE) e teste *t* (*t* e p) para os dados de biomassa logaritimizados da fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera coletado em mesohabitats de corredeira (C) e remanso (R) na estação de seca (s)-Julho/2009 e chuvosa (c)-Fevereiro/2010 em riachos da Serra dos Pireneus, município de Pirenópolis-GO. C'= somatória das correntezas; R'= somatória dos remansos; total= somatória das estações e mesohabitats e Total= somatória de todos os riachos, mesohabitats e estações.

Ponto	W	P	Skew	SE	*t*	p
P1 Cs	0,968	0,580	-	-	-	-
P1 Rs	0,992	0,999	-	-	-	-
P2 Cc	0,959	0,657	-	-	-	-
P2 Cs	0,893	0,185	-	-	-	-
P2 Rc	0,929	0,478	-	-	-	-
P2 Rs	0,954	0,589	-	-	-	-
P3 Cc	0,954	0,569	-	-	-	-
P3 Cs	0,936	0,581	-	-	-	-
P3 Rc	0,950	0,668	-	-	-	-
P3 Rs	0,988	0,994	-	-	-	-
P4 Cc	0,859	**0,048**	0,867	0,571	2,977	**0,012**
P4 Cs	0,929	0,169	-	-	-	-
P4 Rc	0,987	0,997	-	-	-	-
P4 Rs	0,968	0,796	-	-	-	-
P5 Cc	0,950	0,469	-	-	-	-
P5 Cs	0,931	0,254	-	-	-	-
P5 Rc	0,980	0,967	-	-	-	-
P5 Rs	0,985	0,980	-	-	-	-
P6 Cc	0,939	0,314	-	-	-	-
P6 Cs	0,963	0,644	-	-	-	-
P6 Rc	0,958	0,734	-	-	-	-
P6 Rs	0,991	0,999	-	-	-	-
P7 Cc	0,957	0,556	-	-	-	-
P7 Cs	0,966	0,595	-	-	-	-
P7 Rc	0,979	0,953	-	-	-	-
P7 Rs	0,932	0,295	-	-	-	-
P8 Cc	0,946	0,342	-	-	-	-
P8 Cs	0,957	0,676	-	-	-	-
P8 Rc	0,932	0,404	-	-	-	-
P8 Rs	0,947	0,556	-	-	-	-
P9 Cc	0,940	0,388	-	-	-	-
P9 Cs	0,970	0,823	-	-	-	-
P9 Rc	0,982	0,988	-	-	-	-
P9 Rs	0,971	0,872	-	-	-	-
P10 Cc	0,952	0,387	-	-	-	-
P10 Cs	0,959	0,477	-	-	-	-
P10 Rc	0,983	0,980	-	-	-	-
P10 Rs	0,964	0,687	-	-	-	-
C' chuva	0,982	0,773	-	-	-	-
C' seca	0,981	0,615	-	-	-	-
R' chuva	0,980	0,813	-	-	-	-
R' seca	0,985	0,865	-	-	-	-
C' total	0,984	0,735	-	-	-	-
R' total	0,988	0,940	-	-	-	-
Total	0,986	0,782	-	-	-	-

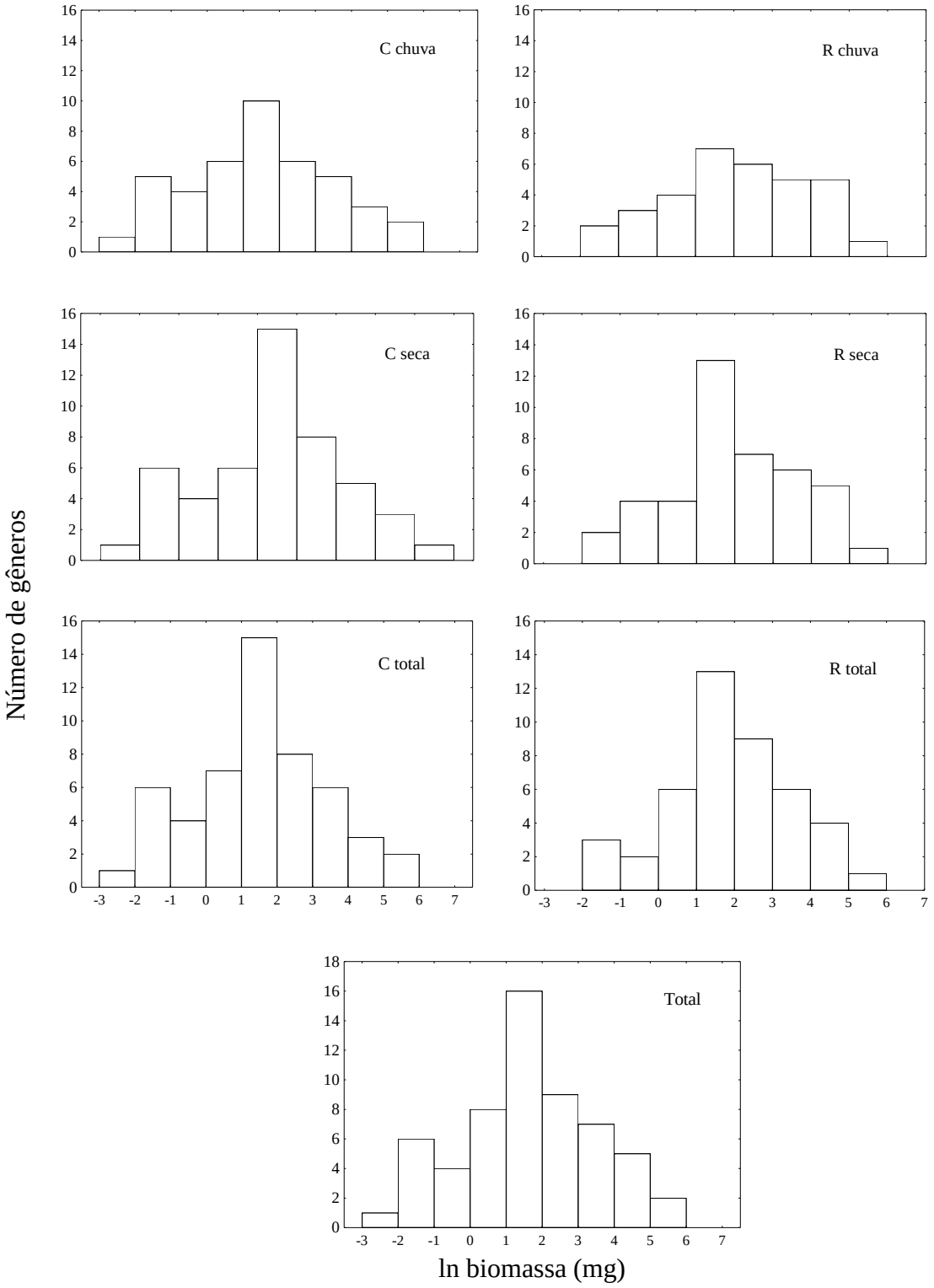


Figura 1. Distribuição de frequência do ln biomassa (mg) para da fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera coletados em mesohabitat de correnteza e de remanso na estação de seca (Julho/2009) e chuvosa (Fevereiro/2010) em riachos da Serra dos Pireneus, município de Pirenópolis-GO. C= somatória das corredeiras; R= somatória dos remansos; total= somatória das estações e mesohabitats e Total= somatória de todos os riachos, mesohabitats e estações.

Tabela 2. Resultados da relação entre o tamanho corpóreo (ln biomassa, mg) e a abundância da fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera coletada em mesohabitat de correnteza (C) e de remanso (R) na estação de seca (s)-Julho/2009 e chuvosa (c)-Fevereiro/2010, na Serra dos Pireneus, município de Pirenópolis-GO. p* obtidos através de 5000 permutações baseadas em dois modelos nulos (triângulo esquerdo e pirâmide); Riq. (riqueza de gêneros), Abu. (abundância, nº de indivíduos. C'= somatória das correntezas; R'= somatória dos remansos; total= somatória das estações e mesohabitats e Total= somatória de todos os riachos, mesohabitats e estações.

Ponto	Triangulo (p*)	Pirâmide(p*)	Riq.	Abu.	*b*	r^2	F	p
P1 Cs	0,789	0,655	26	462	0,276	0,076	1,976	0,173
P1 Rs	0,998	**0,000**	27	545	0,066	0,004	0,108	0,745
P2 Cc	1,000	**0,013**	16	128	-0,112	0,013	0,178	0,679
P2 Cs	0,995	0,998	10	24	0,642	0,413	5,623	**0,045**
P2 Rc	0,999	0,177	9	282	0,552	0,304	3,062	0,124
P2 Rs	0,999	0,999	16	236	-0,021	0,000	0,006	0,940
P3 Cc	0,985	0,272	16	98	0,282	0,079	1,207	0,291
P3 Cs	0,993	**0,000**	37	114	0,094	0,009	0,054	0,825
P3 Rc	0,998	**0,000**	10	137	0,223	0,050	0,420	0,535
P3 Rs	0,998	**0,002**	21	499	-0,412	0,170	3,895	0,063
P4 Cc	1,000	**0,000**	12	318	-0,381	0,145	1,701	0,221
P4 Cs	0,999	**0,030**	19	169	-0,221	0,049	0,872	0,364
P4 Rc	0,989	**0,018**	15	150	0,589	0,347	6,915	**0,021**
P4 Rs	0,993	**0,020**	17	368	0,498	0,248	4,947	**0,042**
P5 Cc	1,000	**0,004**	17	100	-0,054	0,003	0,044	0,836
P5 Cs	1,000	**0,005**	16	759	-0,170	0,029	0,419	0,528
P5 Rc	1,000	1,000	16	154	0,451	0,204	3,583	0,079
P5 Rs	1,000	**0,000**	22	862	0,094	0,009	0,179	0,677
P6 Cc	0,999	**0,001**	17	130	0,100	0,010	0,153	0,701
P6 Cs	1,000	**0,007**	19	286	-0,139	0,019	0,337	0,569
P6 Rc	1,000	0,399	13	39	0,326	0,106	1,309	0,277
P6 Rs	0,999	**0,001**	20	222	0,546	0,298	7,205	**0,016**
P7 Cc	1,000	**0,000**	18	209	0,077	0,006	0,095	0,762
P7 Cs	0,992	0,355	23	373	-0,025	0,001	0,013	0,909
P7 Rc	0,975	0,404	17	203	0,130	0,017	0,256	0,620
P7 Rs	0,996	0,999	15	328	0,186	0,035	0,466	0,507
P8 Cc	0,999	0,799	19	110	0,254	0,064	1,168	0,295
P8 Cs	0,997	**0,000**	14	176	0,044	0,002	0,023	0,881
P8 Rc	1,000	1,000	12	335	0,168	0,028	0,290	0,602
P8 Rs	0,999	0,367	13	157	0,543	0,295	4,605	0,055
P9 Cc	0,994	0,444	15	203	-0,321	0,103	1,150	0,309
P9 Cs	0,741	0,785	17	231	0,217	0,047	0,743	0,402
P9 Rc	1,000	0,103	13	453	-0,023	0,001	0,006	0,941
P9 Rs	1,000	0,119	15	917	0,225	0,050	0,690	0,421
P10 Cc	0,994	0,966	21	142	0,246	0,061	1,227	0,282
P10 Cs	0,998	**0,019**	22	378	0,119	0,014	0,288	0,597
P10 Rc	0,999	1,000	38	59	-0,577	0,333	3,494	0,104
P10 Rs	1,000	**0,000**	18	520	0,428	0,183	3,592	0,076
C' chuva	0,267	0,764	42	1438	-0,114	0,013	0,535	0,468
C' seca	0,719	0,847	49	2972	0,126	0,016	0,764	0,468
R' chuva	0,951	0,210	33	1812	0,191	0,367	1,181	0,285
R' seca	0,807	0,965	42	4651	0,176	0,031	1,289	0,262
C total	0,603	0,539	50	4400	-0,020	0,000	0,020	0,886
R total	0,842	0,975	44	6463	0,028	0,000	0,033	0,854
Total	0,563	0,905	58	10873	0,196	0,038	2,247	0,139

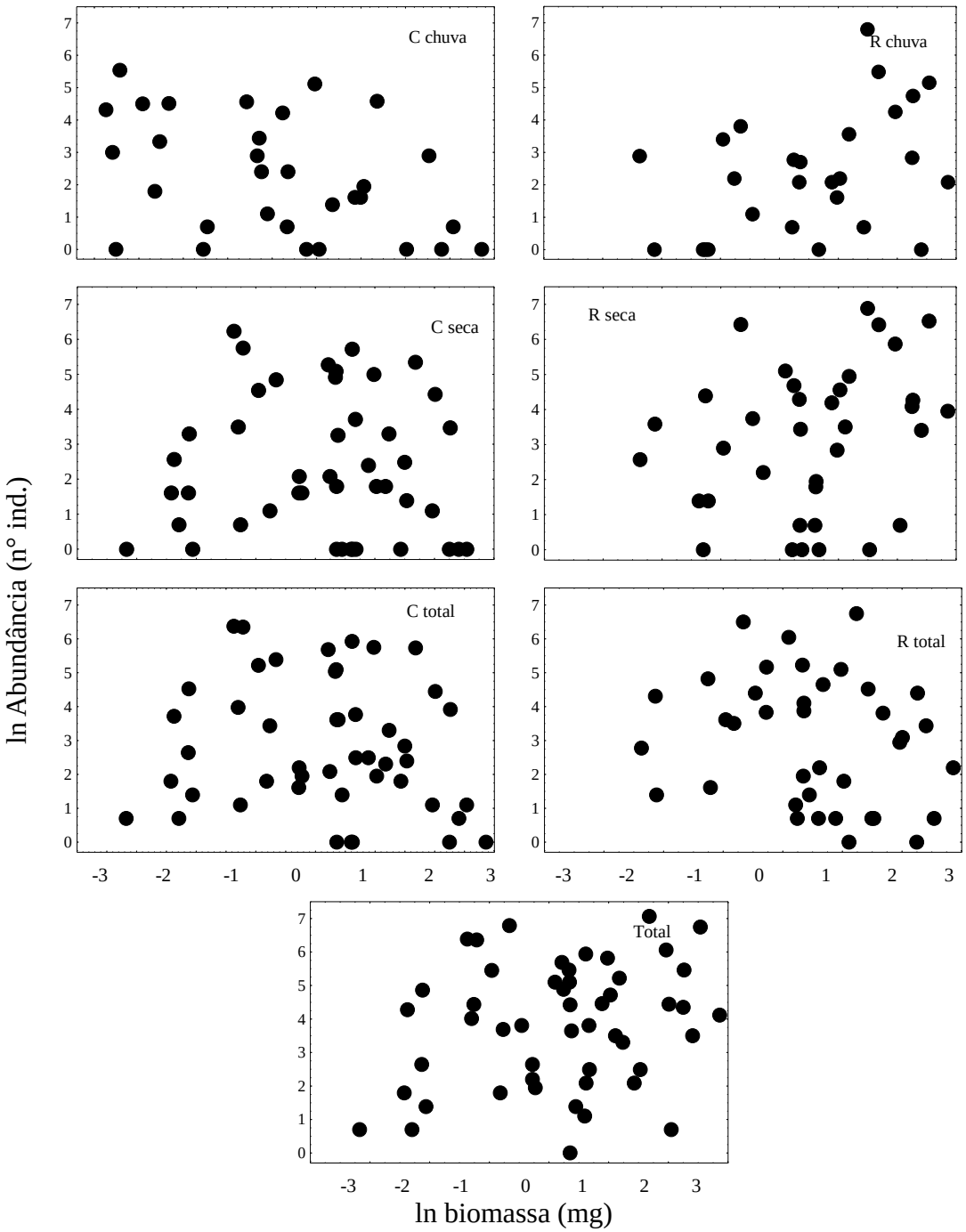


Figura 2. Relação entre o tamanho corpóreo (ln biomassa, mg) e a abundância da fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera coletada em mesohabitat de correnteza (C) e de remanso (R) na estação de seca (Julho/2009) e chuvosa (Fevereiro/2010), na Serra dos Pireneus, município de Pirenópolis-GO. C= somatória das corredeiras; R= somatória dos remansos; total= somatória das estações e mesohabitats e Total= somatória de todos os riachos, mesohabitats e estações.

Discussão

Distribuição de frequência do tamanho corpóreo

A assimetria positiva da distribuição de frequência do tamanho corpóreo é um resultado bastante consistente em escalas continentais e globais e aparentemente não é um reflexo de artefatos estatísticos ou amostrais (Gaston & Blackburn, 2000). Este padrão tem sido documentado para diferentes grupos animais, entre os quais aves (Blackburn & Gaston, 1994), mamíferos (Marquet & Cofré, 1999, Stevens, 2005; Blackburn & Gaston, 1998) e anfíbios (Diniz-Filho et al., 2004), o que demonstra a sua generalidade. Os possíveis mecanismos geradores desse padrão têm sido amplamente discutidos (e.g. Kolzlowski & Gawelczyk, 2002), no entanto, diante do grande número de fatores envolvidos e das possíveis interações entre eles este ainda permanece uma tema em aberto.

Apesar da assimetria positiva ser um resultado bastante frequente quando analisamos dados em escalas maiores, quando avaliamos subgrupos funcionais ou taxonômicos, ou dados locais, os resultados podem ser bastante distintos (Gaston & Blackburn, 2000). Por exemplo, Brown & Nicoletto (1991) analisaram dados de aves da América do Norte e verificaram a ocorrência de assimetria positiva para dados em escala continental, a qual decresceu quando se analisou a escala de bioma e ainda mais quando se avaliou a escala local (manchas de habitat). Adicionalmente, Gaston & Blackburn (1995) verificaram que a distribuição do tamanho corpóreo da fauna global de aves terrestres possui assimetria positiva seguindo o padrão para todas as aves, por outro lado, quando considerado um subgrupo menor (aves aquáticas) a distribuição dos dados logaritmizados se tornou simétrica.

Considerando os resultados obtidos por Brown & Nicoletto (1991) e por Gaston & Blackburn (1995), a nossa expectativa era que a fauna de EPT coletada em cada riacho apresentasse simetria da distribuição de frequência do tamanho corpóreo logaritmizado, uma vez que se trata de dados coletados em escala local e que consideramos apenas um segmento da fauna de macroinvertebrados aquáticos. De fato, os nossos resultados revelaram que a maior parte das distribuições de frequência do tamanho corpóreo dos táxons de EPT se encaixou em uma distribuição normal independentemente do tipo de mesohabitat ou da estação do ano quando foram coletados. Portanto, os nossos dados concordam com os padrões detectados por Brown & Nicoletto (1991) e por Gaston & Blackburn (1995), os quais consideram uma tendência de simetria dos dados logaritmizados quando se avalia um segmento da fauna local.

Apesar dos nossos resultados, os quais se referem a dados locais, estarem de acordo com as predições levantadas por Brown & Nicoletto (1991), grande parte dos trabalhos mostram que esse não é um padrão geral e que outros resultados também podem ser encontrados (Marquet & Cofré, 1999; Knouft, 2004; Agosta & Janzen, 2005). Por exemplo, Duarte (2012), analisando dados de um único riacho, verificou uma forte assimetria positiva independente do tipo de substrato coletado. Agosta & Jansen (2005) estudando duas famílias de mariposas da Costa Rica não encontraram simetria para as comunidades locais analisadas, por isso questionam a influência de um único fator moldando a distribuição do tamanho corpóreo, já que acreditam numa multiplicidade de mecanismos. Neste sentido, consideramos que os distintos padrões observados para as comunidades locais devem ser um reflexo das diferentes combinações locais tanto de fatores bióticos (e.g. competição, interações predador-presa, interações mutualísticas, eventos de colonização e de extinção) quanto abióticos

(e.g. características ambientais, estabilidade e complexidade do habitat, entre outros), as quais devem determinar a composição faunística e consequentemente o grau de simetria da distribuição de frequência do tamanho corpóreo dos táxons de uma comunidade.

Os riachos são ecossistemas que apresentam uma grande variabilidade tanto espacial quanto temporal. A discretização do riacho em diferentes mesohabitats (Pardo & Armitage, 1997) é responsável por uma importante parte da variabilidade espacial, tendo um importante efeito sobre a fauna (Costa & Melo, 2008). Adicionalmente, em ambientes altamente sazonais, como os riachos de cerrado, a combinação de fatores ambientais pode mudar temporalmente afetando a fauna (Bispo et al., 2006). Neste contexto, um importante questionamento é se os padrões macroecológicos são estáveis espacialmente e/ou temporalmente? Siqueira et al. (2008) estudando a fauna da família Chironomidae (Diptera) em 12 meses de coleta verificaram que da biota coletada, sete meses possuiam distribuição do tamanho corpóreo com assimetria positiva e cinco simetria. Por outro lado, Duarte (2012), estudando a fauna de macroinvertebrados aquáticos, verificou a ocorrência de assimetria positiva, independente da granulometria do substrato. No nosso caso, foi possível observar a que, no geral, a simetria foi mantida para fauna de EPT coletada em cada um dos riachos independente do tipo de mesohabitat (corredeira ou remanso) e da estação do ano (seca e chuvosa).

Os nossos resultados estão de acordo com a literatura que prediz que em escala local e considerando apenas um segmento da fauna (no nosso caso EPT) há uma tendência de uma simetria da distribuição de tamanho corpóreo. O nossos dados foram bastante estáveis e ocorreram independente do riacho, do mesohabitat e da estação do ano. Provavelmente, quando se considera grupos restritos, um menor número de táxons é coletado e consequentemente os táxons de maior porte, normalmente os mais raros, deixam de ser coletados, restringindo a amplitude de variação do tamanho corpóreo e

criando condições para simetria. Os dados de Duarte (2012) dão apoio a esta conclusão, uma vez que em seu estudo considerando toda a fauna de macroinvertebrados aquáticos verificou a ocorrência de assimetria positiva independentemente da granulometria do substrato. Assim, os nossos resultados mostraram que quando a análise se restringiu a apenas um segmento da fauna local, há uma tendência de simetria da distribuição de frequência do tamanho corpóreo.

Relação tamanho corpóreo x abundância

A relação entre o tamanho corpóreo e abundância tem sido um tema constantemente debatido, principalmente a partir do trabalho de Damuth (1981), o qual prediz que a inclinação para essa relação é de -0,75 e sugere que independentemente do tamanho corpóreo, as espécies utilizam aproximadamente a mesma quantidade de energia. Gaston & Blackburn (2000) afirmaram que essa é uma conclusão plausível tendo em vista que a energia é um recurso finito, fazendo com que a espécie favoreça o tamanho corpóreo ou a abundância, já que essa relação seria gerada por uma compensação entre esses atributos. No entanto, dados empíricos têm mostrado que essa não é uma relação tão direta e que, além do balanço energético (EER, sigla em inglês), outros fatores devem estar envolvidos (Gaston & Blackburn, 2000).

A EER tem sido testada considerando diferentes grupos animais, entre os quais aves (Blackburn et al., 1990; Russo et al., 2003), mamíferos (Damuth, 1981; Bini et al., 2001), anfíbios (Diniz-Filho et al., 2004) e invertebrados (Blackburn et al., 1990; Blackburn et al., 1993; Kluger & McGain, 2000). No entanto, os resultados sobre está relação divergem consideravelmente, por exemplo, Marquet et al. (1990) estudando comunidades de costões rochosos, encontraram uma inclinação de -0.77, a qual não

diferiu estatisticamente de -0,75. Por outro lado, apesar da maior parte dos trabalhos considerando escalas maiores mostrarem uma relação linear negativa entre o tamanho corpóreo e a abundância, as inclinações podem ser bastante variáveis (Blackburn & Gaston, 1997). Essa variação foi observada entre diferentes grupos taxonômicos (Bini et al., 2001; Cyr et al., 1997), entre a biota de diferentes sistemas (Cyr et al., 1997), entre diferentes guildas (Russo et al., 2003) e em cenários considerando diferentes interações bióticas (Loeulli & Loreau, 2006). Adicionalmente, alguns trabalhos também demonstraram que a relação predita pela EER pode ser dependente do tipo de amostragem (Aneberg & Andersen, 2003; Vargas et al., 2009) e da escala considerada (Blackburn & Gaston, 1997). As inclinações observadas em nossos dados diferiram muito daquelas preditas pela EER. Portanto, os nossos resultados e a imensa variação observada nos diferentes trabalhos sugerem que um grande número de fatores podem influenciar essa relação, demonstrando a pouca generalidade da EER (Bini et al., 2001).

Análises em diferentes escalas tendem a exibir resultados diferentes para a relação entre o tamanho corpóreo e a abundância (Gaston & Blackburn, 2000; White et al., 2007). Estudos em escalas continentais e regionais comumente apresentam um padrão linear negativo, enquanto, aqueles em escalas locais podem nos mostrar resultados bastante variáveis, no entanto, há o predomínio de relações poligonais (Blackburn & Gaston, 1997; Russo et al., 2003). Os nossos dados, os quais se referem a escala local e considera apenas um segmento da fauna (EPT), mostraram uma ausência de relação linear negativa entre o tamanho corpóreo e a abundância independente do riacho, do tipo de mesohabitat e da estação do ano em que os dados foram coletados. Por outro lado, para quatro assembleias observamos relações lineares positivas. Estes resultados diferem de outros trabalhos sobre a fauna de riachos entre os quais os de Schimid et al. (2000, 2002) para invertebrados aquáticos e o de Siqueira et al. (2008)

para a fauna total (somando 12 meses de coleta) de Chironomidae, os quais constataram relações lineares negativas.

Adicionalmente, nós observamos que para 50% das assembleias de EPT analisadas, as formas da dispersão se encaixaram em uma relação piramidal, sugerindo que as espécies com tamanhos corpóreos intermediários apresentam abundâncias variáveis e aquelas de maior e menor porte menores abundâncias. Nós não observamos um padrão de ocorrência dessas relações triangulares que pudessem ser relacionadas a uma estação ou mesohabitats em particular. Adicionalmente, estas relações nos pareceram instáveis, tanto espacialmente (corredeira e remanso) quanto temporalmente (seca e chuvosa), uma vez que de todos os riachos coletados, apenas em um essa relação ocorreu tanto nas duas estações quanto nos dois mesohabitats estudados. Nossos resultados estão parcialmente de acordo com o proposto por Blackburn & Gaston, (1997), os quais consideraram que a ocorrência de relações poligonais em escala local é um resultado bastante comum e com Siqueira et al. (2008), os quais mostraram a instabilidade nas relações entre o tamanho corpóreo e a abundância.

Os nossos resultados revelaram que, tanto para os dados analisados separadamente quanto para aqueles considerando os totais, os valores de R^2 foram muito baixos, indicando que o tamanho corpóreo não é um bom preditor da abundância. A baixa predição da abundância a partir do tamanho corpóreo, quando analisamos uma comunidade local é um resultado bastante frequente (Blackburn et al., 1993; Russo et al., 2003; Siqueira et al., 2008). Adicionalmente, os dados da literatura mostram que os padrões para a relação entre o tamanho corpóreo e abundância divergem tanto quando se considera diferentes escalas espaciais e temporais, quanto quando se considera diferentes grupos taxonômicos e funcionais (Blackburn & Gaston, 1997; Gaston & Blackburn, 2000; White et al., 2007). Os resultados controversos da literatura e os

nossos resultados (os quais mostram que o tamanho corpóreo não é um bom preditor da abundância e incluem inclusive relações positivas entre o tamanho corpóreo e a abundância) sugerem que uma única regra ecológica ou energética é insuficiente para explicar esta relação (Nee et al., 1991; Schmid et al., 2000). Os nossos resultados discordaram muito da EER, por isso, sugerimos que outros fatores, além do balanço energético, influenciaram a relação tamanho-abundância (Schmid et al., 2000, 2002; Stead et al., 2005; Siqueira et al., 2008).

Os riachos aqui estudados são ecossistemas com alta variabilidade, o que pode dificultar a observação de padrões macroecológicos clássicos. Os nossos dados mostram que o riacho, o tipo de mesohabitat e a estação do ano não influenciaram a distribuição de frequência do tamanho corpóreo ou a relação tamanho-abundância. A grande variabilidade e dinâmica tanto espacial (Baptista et al., 2001; Buss et al., 2004; Crisci-Bispo et al., 2007) quanto temporal (Bispo & Oliveira, 1998, 2007; Bispo et al., 2001, 2006; Yokoyama et al., 2012) da fauna de macroinvertebrados aquáticos de riachos podem explicar a baixa estabilidade das relações observadas. Diante disso, nossos resultados sugerem que a combinação de fatores ambientais locais (e.g. velocidade, produtividade, granulometria e tipo do substrato), de fatores estocásticos (e.g. intensidade e frequência de perturbações) e de interações bióticas (e.g. predação e competição) podem afetar os padrões macroecológicos para a fauna local de EPT. Neste sentido, um único fator (e.g. balanço energético) é insuficiente para explicar a relação tamanho-abundância de EPT em ambientes altamente variáveis como os riachos aqui estudados.

Referências bibliográficas

AGOSTA, S. J. & JANZEN, D. H. 2005. Body size distributions of large Costa Rican dry forest moths and the underlying relationship between plant and pollinator morphology. **Oikos 108:** 183–193.

ALLEN, C. R.; GARMESTANI, A. S.; HAVLICEK, T. D.; MARQUET, P. A.; PETERSON, G. D. & RESTREPO, C. 2006. Patterns in body mass distributions: Sifting among alternative hypotheses. **Ecology Letters 9:** 630–643.

ANGRISANO, E. B & KOROB, P. G. 2001. Trichoptera, p. 55-92. *In*: Fernández, H. R. & Domínguez, E. (Eds.). **Guía para la determinacíon de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Tucumán, Universidad Nacional de Tucumán, 282 p.

ARITA, H. T. & FIGUEROA, F. 1999. Geographic patterns of body mass diversity in Mexican mammals. **Oikos 85:** 310-319.

ARNEBERG, P. & ANDERSEN, J. 2003. The energetic equivalence rule rejected because of a potentially common sampling error: evidence from carabid beetles. **Oikos 101:**367–375.

BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; DORVILLÉ, L. F. M. & NESSIMIAN, J. 2001. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia 61 (2):** 249-258.

BINI, L. M.; COELHO, A. S. G. & DINIZ-FILHO, J. A. F. 2001. Is the relationship between population density and body size consistent across independent studies? A meta-analytical approach. **Revista Brasileira de Biologia 61(1):** 1-6.

BISPO, P. C. & OLIVEIRA, L. G. 2007 Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia 24 (2):** 283–293

BISPO, P. C. & OLIVEIRA, L. G.. 1998. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos de cerrado do Parque Ecológico de Goiânia, Estado de Goiás, p. 175-189. *In:* NESSIMIAN, J. L. & CARVALHO, A.C. (Eds). **Ecologia de insetos aquáticos**. Rio de Janeiro, Série Oecologia Brasiliensis, PPGE-UFRJ, vol. 5, XVII+309p.

BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; CRISCI, V. L. & SILVA, M. M. 2001. A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia 13 (2):** 1-9.

BISPO, P.C.; L.G. OLIVEIRA; L.M. BINI & K.G. SOUSA. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera form riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology 66 (2B):** 611-622.

BLACKBURN, T. M. & GASTON, K. J. 1994. Animal body size distribution: Patterns, mechanisms and implications. **Trends in Ecology and Evolution 9:** 471–474.

BLACKBURN, T. M. & GASTON, K. J. 1997. A critical assessment of the form of the interspecific relationship between abundance and body size in animals. **Journal of Animal Ecology 66:** 233–249.

BLACKBURN, T. M. & GASTON, K. J. 1998. The distribution of mammal body masses. **Diversity and Distributions 4 (3):** 121-133.

BLACKBURN, T. M. & GASTON, K. J. 1998. The distribution of mammal body masses. **Diversity and Distributions 4 (3):** 121-133.

BLACKBURN, T. M.; BROWN, V. K.; DOUBE, B. M.; GREENWOOD, J. J. D.; LAWTON, J. H. & STORK, N. E. 1993. The relationship between body size and abundance in natural animal assemblages. **Journal of Animal Ecology 62:** 519–528.

BLACKBURN, T. M.; HARVEY, P. H. & PAGEL, M. D. 1990. Species number, population density and body size in natural communities. **Journal of Animal Ecology 59:** 335–346.

BLAMIRES, D.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; SANT'ANA, C. E. R. & VALGAS, A. B. 2002. Relação entre abundância e tamanho do corpo de uma comunidade de aves no Brasil Central. **Ararajuba 10 (1):** 1-14.

BROWN, J. H. & NICOLETTO, P. F. 1991. Spatial scaling of species composition: body masses of North American land mammals. **American Naturalist 138:** 1478–1512.

BROWN, J. H. 1995. **Macroecology**. University of Chicago Press. 269p

BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. & EGLER, M. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. **Hydrobiologia 518:** 179–188.

COSTA, S. S. & MELO, A. S. 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiologia 598:** 131–138

COX, C. L.; BOBACK, S. M. & GUYER, C. 2011. Spatial dynamics of body size frequency distributions for North American squamates. **Evolutionary Biology 38 (4):** 453-464.

CRISCI-BISPO, V. L.; BISPO, P. C. & FROEHLICH, C. G. 2007. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Rainforest streams, Southeastern Brazil **Revista Brasileira de Zoologia 24 (2):** 312–318.

CUNHA, H. F.; DINIZ-FILHO, J. A. F. & BRANDÃO, D. 2003. Distribuição de abundância e tamanho do corpo de invertebrados do folhiço em uma floresta de terra firme na Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia 47 (1):** 59-62.

CYR, H.; PETERS, R. H. & DOWNING, J. A. 1997. Population density and community size structure: Comparison of aquatic and terrestrial systems. **Oikos 80:** 139 149.

DAMUTH, J. 1981. Population density and body size in mammals. **Nature 290:** 699-700.

DA-SILVA, E. R. 2002. Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) Ocorrentes No Estado Do Rio De Janeiro: Taxonomia e Caracterização Biológica Das Ninfas. **Tese de doutorado**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, p. 134.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M.; BASTOS, R. P.; VIEIRA, C. M.; SOUZA, M. C. & MOTTA, J. A. O. 2004. Anurans from a local assemblage in central Brazil: Linking local processes with macroecological patterns. **Brazilian Journal of Biology 64**: 41–52.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; DE MARCO JR, P. & HAWKINS, B. A. 2010. Defying the curse of ignorance: perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. **Insect Conservation and Diversity 3 (3):** 172-179.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; OLIVEIRA, L. G. & SILVA, M. M. 1998. Explaining the beta diversity of aquatic insects in "cerrado" streams from Central Brazil using multiple Mantel Test. **Revista Brasileira de Biologia 58 (2):** 223-231.

DOMÍNGUEZ, E.; HUBBARD, M. D.; PESCADOR, M. L. & MOLINERI, C. 2001. Ephemeroptera. p. 17-53. *In:* Fernandez, H. R. & Domínguez, E. (eds.). **Guia para la Determinación de los Artrópodos Bentónicos Sudamericanos.** Editorial Universitaria de Tucumán, 282p.

DORVILLÉ, L. F. M. & FROEHLICH, C. G. 1999. Additional characters to distinguish the nymphs of the perlid genera from Southeastern Brazil (Insecta, Plecoptera). **Aquatic Insects 21 (4):** 281-284.

DUARTE, A. S. 2012. Tamanho corpóreo e abundância de uma comunidade de macroinvertabrados aquáticos de um riacho neotropical. **Dissertação de Mestrado.** Universidade de São Paulo, FFCLRP, vii+43p.

FROEHLICH, C. G. 1969. Studies on Brazilian Plecoptera 1. Some *Gripopterygidae* from the Biological Station at Paranapiacaba, State of São Paulo. **Beiträge Zur Neotropischen Fauna 6 (1):** 17-39.

FROEHLICH, C. G. 1984. Brazilian Plecoptera 4. Nymphs of perlid genera from southeastern Brazil. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology 20 (1-2)**: 43-48.

GASTON, K. J. & BLACKBURN, T. M. 1995. The frequency distribution of bird body weights: aquatic and terrestrial species. **Ibis 137:** 237–240.

GASTON, K. J. & BLACKBURN, T. M. 2000. **Pattern and process in macroecology.** Oxford: Blackwell Science.

GOTELLI, N. J. & ENTSMINGER, G. L. 2000. EcoSim: Null models software for ecology. Version 5.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. <http://homepages.together.net/ ~gentsmin/ecosim.htm> Acessado: 2001.

KNOUFT, J. H. 2004. Latitudinal variation in the shape of the species body size distribution: an analysis using freshwater fishes. **Oecologia 139:** 408-417.

KOZLOWSKI, J. & GAWELCZYK, A. T. 2002. Why are species' body size distributions usually skewed to the right? **Functional Ecology 16:** 419–432.

KRÜGER, O. & McGAVIN, G. C. 2000. Macroecology of local insect communities. **Acta Oecologica 21(1):** 21-28.

LINZMEIER, A. M., RIBEIRO-COSTA, C. S. 2011. Body size of Chrysomelidae (Coleoptera, Insecta) in areas with different levels of conservation in South Brazil. *In:* Jolivet, P.; Santiago-Blay, J. & Schmitt, M. (Eds.), Research on Chrysomelidae 3. **ZooKeys 157:** 1–14.

LOEUILLE, N. & LOREAU, M. 2006. Evolution of body size in food webs: does the energetic equivalence rule hold? **Ecology Letters 9:** 171–178.

MARCHANT, R; BARMUTA, L. A. & CHESSMAN, B. C. 1995. Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. **Marine & Freshwater Research 46**: 501-506.

MARQUET, P. A. & COFRÉ, H. 1999. Large temporal and spatial scales in the structure of mammalian assemblages in South America. **Oikos 85:** 299–309.

MARQUET, P. A.; NAVARETTE, S. A. & CASTILLA, J. C. 1990. Scaling population density to body size in rocky intertidal communities. **Science 250:** 1125–1127.

MELO, A. S. 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. **Archiv für Hydrobiologie - Fundamental and Applied Limnology 164 (3):** 309–323.

NEE, S., READ, A. F., GREENWOOD, J. J. D. & HARVEY, P. H. 1991. The relationship between abundance and body size in British birds. **Nature 351:** 312-313.

NIMER, E. 1989. **Climatologia do Brasil.** Rio de Janeiro, IBGE, 421p.

OLIFIERS, M. H.; DORVILLÉ, L. F. M.; NESSIMIAN, J. L. & HAMADA, N. 2004. A key to brazilian genera of Plecoptera (Insecta) based on nymphs. **Zootaxa 652:** 1-15.

PARDO, I. & ARMITAGE, P. D. 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. **Hydrobiologia 344:** 11-128.

PES, A. M. O; NEUSA, H. & NESSIMIAN, J. L. 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia 49 (2):** 181-204.

PETERS, R. H. 1983. **The Ecological Implications of Body Size.** Cambridge University Press, Cambridge.

RUSSO, S. E.; ROBINSON, S. K. & TERBORGH, J. 2003. Size-abundance relationships in an Amazonian bird community: Implications for the energetic equivalence rule. **American Naturalist 161:** 267-283.

SALLES, F. F.; DA-SILVA, E. R.; SERRÃO, J. E.; HUBBARD, M. D. & FRANCISCHETTI, C. N. 2004. As espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil. **Biota Neotropica 4(2)**.

SANT'ANA, C. E. R. & DINIZ-FILHO, J. A. F. 1999. Macroecologia de corujas (Aves: Strigiformes) da América do Sul. **Ararajuba 7:** 3-11.

SCHMID, P. E.; TOKESHI, M. & SCHMID-ARAYA, J. M. 2000. Relation between population density and body size in stream communities. **Science 289:** 1557–1560

SCHMID, P. E.; TOKESHI, M. & SCHMID-ARAYA, J. M. 2002. Scaling in stream communities. **Proceedings of the Royal Society of London 269:** 2587–2594.

SIQUEIRA, T.; ROQUE, F. O. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2008. Species richness, abundance, and body size relationships from a neotropical chironomid assemblage: Looking for patterns. **Basic and Applied Ecology 9:** 606-612.

STEAD, T. K.; SCHMID-ARAYA, J. M.; SCHMID, P. E. & HILDREW, A. G. 2005. The distribution of body size in a stream community: One system, many patterns. **Journal of Animal Ecology 74:** 475–487.

STEVENS, R. D. 2005. Functional morphology meets macroecology: size and shape distributions of New World bats. **Evolutionary Ecology Research 7:** 837–851.

STRAHLER, H. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions - American Geophysical Union 33:** 913-920.

VARGAS, A. B.; QUEIROZ, J. M.; MAYHÉ-NUNES, A. J.; SOUZA, G. O. & RAMOS, E. F. 2009. Teste da regra de equivalência energética para formigas de serapilheira: efeitos de diferentes métodos de estimativa de abundância em floresta Ombrófila Neotropical. **Entomology 38(6):** 867-870.

WHITE, E. P.; ERNEST, S. K. M.; KERKHOFF, A. J. & ENQUIST, B. J. 2007. Relationships between body size and abundance in ecology. **Trends in Ecology and Evolution 22:** 323–330.

WIGGINS, G. B. 1998. **Larvae of the North America Caddisfly Genera (Trichoptera).** 2nd edition. Toronto, University of Toronto Press. IX + 457p.

YOKOYAMA, E.; PACIENCIA, G. P.; BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G. & BISPO, P. C. 2012. A sazonalidade ambiental afeta a composição faunística de Ephemeroptera e Trichoptera em um riacho de Cerrado do Sudeste do Brasil? **Ambiência 8 (1):** 73 – 84.

Anexo

Capítulo III

Anexo I. Total de táxons e abundância da fauna de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera coletada em Julho de 2009 e Fevereiro 2010 em riachos na Serra dos Pireneus, município de Pirenópolis-GO.

Táxons	Total	Táxons	Total	Táxons	Total
Ephemeroptera		**Plecoptera**		*Neotrichia*	72
Baetidae		**Gripopterygidae**		*Oxyethira*	84
Americabaetis	426	*Gripopteryx*	12	**Leptoceridae**	
Apobaetis	163	*Paragripopteryx*	14	*Grumichella*	45
Baetodes	575	*Tupiperla*	6	*Nectopsyche*	132
Camelobaetidius	295	**Perlidae**		*Oecetis*	86
Cloeodes	1231	*Anacroneuria*	344	*Triplectides*	77
Cryptonympha	9	*Kempnyia*	127	**Odontoceridae**	
Caenidae		*Macrogynoplax*	4	*Barypenthus*	16
Caenis	38	**Total Plecoptera**	507	*Marilia*	111
Euthyplociidae				**Philopotamidae**	
Campylocia	24	**Trichoptera**		*Chimarra*	7
Leptohyphidae		**Calamoceratidae**		**Polycentropodidae**	
Leptohyphes	235	*Phylloicus*	850	*Cernotina*	33
Traverhyphes	157	**Ecnomidae**		*Cyrnellus*	164
Tricorythodes	70	*Austrotinodes*	2	*Polycentropus*	12
Tricorythopsis	813	**Glossosomatidae**		*Polyplectropus*	55
Leptophlebiidae		*Protoptila*	589	**Sericostomatidae**	
Askola	8	**Helicopsychidae**		*Grumicha*	40
Farrodes	336	*Helicopsyche*	232	**Xiphocentronidae**	
Hagenulopsis	14	**Hydrobiosidae**		*Xiphocentron*	2
Hylister	3	*Atopsyche*	38	**Total Trichoptera**	3268
Leentvaaria	27	**Hydropsychidae**		**Total Geral**	11302
Massartella	61	Hydropsychidae gen. 1	2		
Miroculis	2344	*Leptonema*	60		
Needhamella	1	*Macronema*	33		
Terpides	219	*Macrostema*	8		
Thraulodes	108	*Smicridea*	379		
Ulmeritoides	368	**Hydroptilidae**			
Melanemerellidae		*Alisotrichia*	129		
Melanemerella	4	Hydroptilidae gen. 1	4		
Total Ephemeroptera	7527	*Metrichia*	6		

Conclusões

Os dados obtidos na presente tese permitiram chegar as seguintes conclusões. A abundância de EPT é afetada pela interação do tamanho do riacho tanto com o tipo de mesohabitat, quanto com a estação do ano. A riqueza de EPT é influenciada significativamente pelo tamanho do riacho. Adicionalmente, tanto o tipo de mesohabitat quanto o tamanho do riacho afetaram significativamente a composição faunística (DCA I). Estes dados mostram que o tamanho do riacho é um importante fator determinante da estrutura da fauna de EPT, tanto isoladamente quanto interagindo com outros fatores. Além disso, o tipo de mesohabitat pode ser considerado um bom preditor da fauna de EPT, mesmo em um sistema altamente sazonal como é o caso dos riachos aqui estudados. Os nossos dados sobre a relação tamanho-peso seco para a fauna de EPT revelaram que o comprimento do corpo é em geral um melhor preditor do peso seco do que a largura da cápsula cefálica. As distribuições de frequência do tamanho corpóreo da fauna de EPT tenderam a uma distribuição normal, seguindo o resultado esperado para a fana local. No que se refere a relação entre o tamanho corpóreo e abundância, 50% das assembleias de EPT analisadas individualmente se encaixaram numa forma piramidal. Em nenhum dos casos, observamos relações lineares negativas, portanto, os nossos dados discordam da Regra de Equivalência Energética. Nossos resultados sugerem que um único fator (e.g. balanço energético) é insuficiente para explicar a relação tamanho-abundância de EPT em ambientes altamente variáveis como os riachos aqui estudados.