



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



Dissertação de Mestrado

**Influência da posição espacial de pequenos tributários e de
confluências sobre a assembleia de insetos aquáticos**

Silvia Vendruscolo Milesi

Porto Alegre, fevereiro de 2012

Influência da posição espacial de pequenos tributários e de confluências
sobre a assembleia de insetos aquáticos

Silvia Vendruscolo Milesi

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências com ênfase em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Adriano Sanches Melo

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz (UEM)

Prof. Dr. David da Motta Marques (UFRGS)

Prof. Dr. Fernando Gertum Becker (UFRGS)

Porto Alegre, fevereiro de 2012

Agradecimentos

Agradeço aos amigos de Erechim, que suportaram e reclamaram a minha ausência e mesmo assim sempre me apoiaram.

Ao meu orientador Professor Adriano que topou o desafio de uma orientação à distância. Agradeço pela paciência, compreensão e principalmente pela confiança em mim depositada. Pela oportunidade de aprendizagem e crescimento inigualáveis que me proporcionou. Mesmo longe se fez presente nos momentos que precisei. Muito obrigado!

Agradeço aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFRGS, que foram essenciais para a minha formação nestes dois anos.

Agradeço com carinho aos meus queridos amigos Cristiane Biasi, Larissa Biasotto e Tobias Biazi pelo apoio nas coletas frias em São José dos Ausentes. Obrigada pela ajuda, pela disposição, pelas risadas e pelos ótimos momentos que passamos juntos.

Aos meus colegas de Mestrado, pela amizade, incentivo e bons momentos durante as aulas e curso de campo. E a nossa disciplina “mestrado é no bar” que rendeu muitas risadas e desabafos e com certeza vai deixar saudades.

Aos colegas e amigos Fabiana Schneck e Márlon de Castro Vasconcelos, que me receberam muito bem em Porto Alegre. Fabi agradeço não só as contribuições e auxílio no desenvolvimento desse trabalho, mas também a amizade e o convívio. Márlon, obrigado pela parceria e pelas valiosas discussões que tivemos sobre os ‘nossos’ invertebrados bentônicos.

Ao CNPq pelo auxílio financeiro nas coletas e pela bolsa concedida.

A minha irmã Simone, com quem morei nestes dois anos de mestrado e que enfrentou de perto todas as disciplinas, os insetos aquáticos, as triagens, as coletas. E que mesmo não acreditando que invertebrados aquáticos existem sempre agüentou minhas mini-palestras. Si, sua companhia e cumplicidade foram fundamentais!

Ao Luiz Ubiratan Hepp, companheiro compreensivo e insubstituível. O seu carinho, incentivo e paciência foram imprescindíveis nestes dois anos. Obrigado pela ajuda no campo, pelas conversas sobre o trabalho e por compreender a minha ausência. Com você ao meu lado tudo ficou mais fácil.

Aos meus pais, que me apoiaram incondicionalmente de todas as maneiras possíveis. Foi com o carinho, o amor e principalmente a educação que me deram que pude sonhar alto e alcançar meus objetivos.

Sumário

Agradecimentos.....	ii
Lista de Figuras.....	vi
Lista de Tabelas.....	vii
Resumo.....	viii
Abstract.....	ix
Introdução	1
Materiais e métodos	4
<u>Área de estudo</u>	4
<u>Desenho amostral</u>	6
<u>Insetos aquáticos e variáveis ambientais</u>	7
<u>Análise dos dados</u>	9
Resultados	12
<u>Efeito da posição de pequenos tributários na microbacia</u>	13
<u>Efeito da posição de trechos em relação a confluências: Áreas Altas</u>	15
<u>Efeito da posição de trechos em relação a confluências: Áreas Baixas</u>	18
Discussão	21
<u>Efeito da posição de pequenos tributários na microbacia</u>	22
<u>Efeito da posição de trechos em relação a confluências: Áreas Altas</u>	25
<u>Efeito da posição de trechos em relação a confluências: Áreas Baixas</u>	26
Conclusão	27
Referências	29
Apêndice	36

Lista de Figuras

- Figura 1. Mapa com as bacias hidrográficas e locais amostrados nos municípios de São José dos Ausentes e Bom Jesus – RS. Em cada local foram obtidas amostras em 3 sítios (antes e após a confluência e no riacho tributário da confluência)..... 6
- Figura 2. Esquema do desenho amostral com duas zonas de confluências, na região alta e baixa da microbacia hidrográfica. Círculos indicam os sítios de amostragem. O esquema de coleta foi repetido em nove microbacias..... 7
- Figura 3. Comparação entre tributários (riachos pequenos) que deságuam em rios pequenos (PP) e em rios grandes (PG) A= Abundância (log); B= Riqueza e C= Riqueza rarefeita. Para todas as métricas os tributário que deságuam no rio principal tiveram valores maiores do que riachos semelhantes mas que deságuam em riacho pequeno..... 13
- Figura 4. Valores de aninhamento (NODF) observados e seus respectivos valores esperados, tributários localizados em diferentes regiões da bacia hidrográfica (região alta e baixa), segundo dois modelos nulos, comprados usando teste *t* pareado unicaudal. A = SIM1 e B = SIM3..... 14
- Figura 5. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da assembleia de insetos aquáticos em tributários localizados em diferentes regiões da bacia hidrográfica. ● = áreas altas. ○ = áreas baixas. A = Dados de composição usando índice de Sørensen. B = Dados de abundância (log [x +1]) usando índice de Bray-Curtis. Os números indicam a microbacia hidrográfica..... 15
- Figura 6. Comparação entre trechos antes e após a confluência localizada nas áreas altas das microbacias hidrográficas, usando testes *t* pareados. A = Abundância (log[x+1]) B = Riqueza. C = Riqueza rarefeita. Para todas as métricas, os valores para os trechos a jusante não foram maiores do que os trechos a montante..... 16
- Figura 7. Valores de aninhamento observado e esperado dos trechos antes e após a confluência nas regiões altas da bacia hidrográfica, comparados com teste *t* pareado unicaudal, usando dois modelos nulos. A = SIM1 e B =SIM3..... 17
- Figura 8. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da assembleias de insetos aquáticos em trechos antes (○) e após (●) confluências em regiões altas das microbacias hidrográficas. A = Composição, usando índice de Sørensen com dados de presença-ausência; B = Estrutura, usando índice de Bray-Curtis com dados quantitativos (abundância, log [x +1]). Os números indicam a bacia hidrográfica (bloco)..... 18

Figura 9. Comparação entre trechos antes e após a confluência, localizada nas áreas baixas da bacia hidrográfica, usando testes *t* pareados. A = Abundância (log). B = Riqueza. C = Riqueza rarefeita. Para todas as métricas, os valores após a confluência não foram maiores do que aqueles observados antes ($p > 0,05$)..... 19

Figura 10. Valores de aninhamento observado e esperado dos trechos antes e após a confluência nas regiões altas da bacia hidrográfica, comparados com teste *t* pareado, usando dois modelos nulos. A = SIM1 e B = SIM3..... 20

Figura 11. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da assembleia de insetos aquáticos avaliando trechos antes (○) e após (●) a confluência, nas áreas baixas da bacia hidrográfica. A = Composição, usando índice de Sørensen com dados de presença-ausência. B = Estrutura, usando índice de Bray-Curtis com dados quantitativos (abundância, $\log [x + 1]$). Os números indicam a bacia hidrográfica (bloco)..... 21

Lista de Tabelas

	Tabela 1. Média das variáveis ambientais mensuradas nas microbacias hidrográficas. Análise de variância multivariada (db-MANOVA) foi utilizada para verificar diferenças entre os riachos menores e entre os sítios antes e após confluência no rio principal (microbacias = blocos). Confl.= Confluência.....	9
Apêndice	Tabela 1. Composição (presença/ausência) da assembleia de insetos aquáticos coletados em riachos tributários e no rio principal, em nove bacias hidrográficas nos municípios de São José dos Ausentes e Bom Jesus/RS.Trib.=Tributário.....	34

Resumo

Influência da posição espacial de pequenos tributários e de confluências sobre a assembleia de insetos aquáticos. Os ecossistemas de rios apresentam uma estrutura distinta, onde riachos menores deságuam em rios maiores formando uma rede fluvial dendrítica. Porém, poucos trabalhos realizados em ecossistemas lóticos consideram a estrutura dendrítica das bacias hidrográficas. A natureza dessas redes de riachos, com tributários e confluências, influencia a ocupação e a dispersão dos organismos aquáticos. Neste trabalho, estudei os efeitos da posição do tributário dentro da bacia hidrográfica e de confluências sobre a assembleia de insetos aquáticos. Quanto ao efeito da posição do tributário, testei a hipótese de que: i) a assembleia de insetos aquáticos em pequenos tributários que fluem para outro pequeno tributário ($P \rightarrow P$) diferem dos pequenos tributários que deságuam em grandes rios ($P \rightarrow G$) e ii) que a fauna de $P \rightarrow P$ é um subconjunto aninhado da fauna do $P \rightarrow G$ da mesma bacia hidrográfica. Em relação às confluências, independentemente da sua posição na bacia, hipotetizei que trechos antes da confluência terão fauna iii) distinta e iv) aninhada em relação aos trechos após a confluência. O trabalho foi realizado em nove microbacias em São José dos Ausentes (RS). Em cada uma foram obtidas amostras em dois tipos de riachos pequenos: aqueles que deságuam em rio de porte semelhante e aqueles que deságuam em rio maior e nas confluências em trechos antes e após. Indivíduos de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Elmidae (Coleoptera) foram coletados com amostrador Surber e identificados até o menor nível taxonômico possível. A riqueza de espécies rarefeita foi calculada e comparada a partir de teste t pareado unicaudal, onde cada microbacia constituiu um par. Análise de Variância Multivariada baseada em distância foi feita para avaliar se a composição e estrutura da fauna de insetos aquáticos diferem entre os tipos de riachos. Foram realizadas Análises de Coordenadas Principais para avaliar a

distribuição das assembleias nos trechos coletados e Análise de Aninhamento usando a métrica NODF(*Nestedness metric based on Overlapping and Decreasing Fill*). Foram identificados 13.441 organismos, distribuídos em 65 gêneros e 121 morfoespécies. Os tributários que deságuam no rio maior apresentaram maior riqueza e composição distinta dos riachos que deságuam em rios de ordem menor. Além disto, riachos tributários nas regiões altas apresentaram uma fauna aninhada dentro dos tributários das regiões baixas. Quanto às confluências, apenas aquelas localizadas nas áreas altas das bacias hidrográficas tiveram efeito sobre a composição e estrutura da assembleia. Concluimos que a localização de tributários de pequena ordem na bacia hidrográfica é de fundamental importância para a determinação da riqueza e estrutura da fauna de insetos aquáticos. As assembleias de organismos aquáticos são moldadas pelas características dendríticas da rede de drenagem das bacias hidrográficas, onde a posição dos tributários e as confluências são elementos fundamentais para o entendimento de como funciona a organização e a distribuição das assembleias na paisagem.

Palavras-chave: redes dendríticas de riachos, aninhamento, invertebrados bentônicos.

Abstract

Spatial position influence of small tributaries and confluences on aquatic insect assemblage.

Riverine ecosystems exhibit a distinct structure, where small streams flowing in to larger mainstem channel create a dendritic fluvial network. However, few studies have considered the dendritic structure of river basins. Regarding the nature of these streams networks, the spatial position of tributaries within catchments and the presence of confluences may influence occupation and dispersal of aquatic organisms. I studied the effect of tributary position at stream confluences on aquatic insect assemblage. Regarding the effect of tributary position in the catchment, we tested the hypotheses that i) aquatic insect assemblage at small tributaries that flow into another small tributary (hereafter S→S) differ from small tributaries flowing into large mainstem river (hereafter S→L) and ii) that fauna at S→S is a nested subset of the fauna in S→L of the same catchment. Regarding confluences, irrespective of its position in the catchment, we hypothesize that reaches upstream of confluences have a iii) distinct and iv) nested fauna in relation to downstream reaches. The study was conducted in nine watersheds in São José dos Ausentes e Bom Jesus (RS). In each watershed, samples were obtained in small streams that flow into a river of similar size and those that flow into mainstem river. Also I sampled reaches upstream and downstream confluences at lowlands and highlands. Individuals of Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera and Elmidae (Coleoptera) were obtained with Surber sampler and identified to lowest possible taxonomic level. Rarefied species richness was calculated and compared using one-tailed paired *t* test, where each pair was a watershed. Multivariate Analysis of Variance based on distance was performed to assess if the composition and structure of the aquatic insect fauna differed between the streams types. I performed a Principal Coordinate Analysis to assess the distribution of the

assemblages in the reaches. Finally, I evaluated nestedness of assemblages using the metric NODF (*Nestedness metric based on Overlapping and Decreasing Fill*). I identified 13,441 organisms distributed in 65 genera and 121 morphospecies. Tributaries that flow into the mainstem river supported greater richness and abundance than streams that flow into small streams. In addition, *taxa* from highland tributaries were a nested subset of the assemblage belonging to mainstem tributaries. About the confluences, only those located in highland areas affected reaches downstream in terms of assemblage composition and structure. I conclude that the location of small-order tributaries in the watershed is crucial for determining the structure and richness of the aquatic insect fauna. The assemblages of aquatic organisms are shaped by the characteristics of stream dendritic network, where the tributaries position and confluences are key to understanding how the assemblages organized and distributed in the landscape.

Keywords: Stream dendritic network, nestedness, benthic invertebrate.

Introdução

A complexidade da paisagem de bacias hidrográficas torna difícil a previsão de padrões de organização das comunidades aquáticas. Estes ambientes possuem uma estrutura distinta, onde pequenos riachos fluem para rios maiores formando redes dendríticas (Benda et al. 2004). Neste sentido, Fausch et al. (2002) sugerem que redes dendríticas de riachos não podem ser avaliadas em partes separadas, mas devem ser consideradas sob um contexto onde toda a arquitetura de conectividade dentro da rede seja englobada. Campbell-Grant et al. (2007) enfatizam a influência desta estrutura dendrítica sobre a dinâmica das comunidades aquáticas, destacando a importância do deslocamento de organismos entre rios tributários e a heterogeneidade de habitats associada a nós ou confluências.

Particularidades de história de vida das espécies e fatores locais influenciam a ocupação das redes de riachos (Benda et al. 2004, Campbell-Grant 2011). A paisagem aquática apresenta uma grande variedade de micro-habitats (musgos, galhos, rochas), formando locais com ampla heterogeneidade (Malmquist 2002). Organismos aquáticos, tais como macroinvertebrados bentônicos, respondem a essas mudanças nas características morfológicas ao longo do gradiente dos rios (Vannote et al. 1980, Rice et al. 2001). Insetos aquáticos apresentam capacidades diferentes de movimentação, assim como características diferentes para seleção de habitat, ou seja, respondem de forma distinta a estrutura heterogênea da paisagem dos riachos (Wiens 2002). Hauer et al. (2000) afirmam que velocidade de correnteza, substrato, qualidade e quantidade de recursos alimentares provavelmente são os principais fatores locais que controlam padrões de distribuição de macroinvertebrados em riachos. Segundo Vannote et al. (1980) em rios de maior ordem, a riqueza de invertebrados é elevada em virtude da maior disponibilidade de tipos de habitat e alimento, tendo como representantes

organismos coletores, filtradores e raspadores. Em riachos de pequena ordem a fauna deve ser mais pobre e diferente, sendo composta por organismos retalhadores e geralmente especialistas (Silveira et al. 2006, Clarke et al. 2008, Finn et al. 2011). Porém, esta relação positiva entre riqueza e ordem de riacho pode não ser evidente, pois a posição dos tributários dentro da bacia hidrográfica pode interferir nestes padrões (Bruns et al. 1984, Finn et al. 2011). Riachos de pequena ordem que deságuam em rios de ordem maior provavelmente apresentarão espécies características de ambos os ambientes, possuindo uma fauna mais diversificada quando comparados com a fauna de rios menores que deságuam em rios de pequena ordem.

Identificar como estas características das bacias hidrográficas moldam as assembleias de organismos aquáticos é um desafio para os ecólogos (Fagan 2002, Winemiller et al. 2010). Existem muitos mecanismos espaciais que afetam a estrutura de uma comunidade local dentro de uma paisagem maior, como a de bacias hidrográficas (Holt 1993). Por exemplo, a fauna aquática pode ser moldada pelo efeito de massa (Shmida e Wilson 1985), onde populações persistem (dreno) por que existem emigrações de outras populações (fonte) (Chisholm et al. 2011). As habilidades de dispersão contribuem para esta dinâmica de fonte-dreno, principalmente em ambientes heterogêneos como as redes de riachos (Holt 1993). Caso o mecanismo do efeito de massa esteja agindo sobre as comunidades, padrões de aninhamento nas assembleias podem ser detectados (Brown et al. 2011). Por exemplo, pequenos riachos podem ter um subconjunto de espécies que ocorrem no rio maior, se houver uma tendência de maior fluxo de migrantes do rio maior para o menor. Outra possibilidade é o surgimento de aninhamento devido ao aninhamento de habitats. Neste caso, habitats de riachos pequenos seriam um subconjunto daqueles habitats encontrados em grandes rios, resultando em um padrão aninhado de invertebrados aquáticos (Heino et al. 2009).

A posição dos riachos tributários na bacia hidrográfica pode afetar suas assembleias. Por exemplo, Thornbrugh e Gido (2010) concluíram que a riqueza de espécies de peixes foi significativamente maior nos riachos conectados diretamente ao rio principal. Assim, pode-se esperar que pequenos riachos localizados nas áreas altas da bacia hidrográfica, próximos a vários riachos de tamanho semelhante, devem abrigar um conjunto reduzido de espécies. Em contrapartida, pequenos riachos próximos a foz de rios maiores estariam aptos a receber migrantes de riachos de porte semelhante assim como de rios maiores. Isto faria com que eles tenham uma fauna diversificada que inclui espécies características de pequenos riachos e também espécies encontradas mais frequentemente em rios de grande porte.

Assembleias em tributários podem afetar e serem afetadas por assembleias presentes no rio em que estão desaguando. A proximidade de um tributário com um rio maior pode proporcionar habitats únicos e aumentar as oportunidades de colonização para ambos os rios (Campbell-Grant 2007, Thornbrugh e Gido 2010). Além disso, zonas de confluência permitem mobilidade dos organismos entre os tributários e rio principal em busca de recursos e refúgios (Faush et al. 2002). As diferentes manchas de habitat e a disponibilidade de alimentos permitem que grandes populações sejam suportadas nestes locais, isto porque confluências são locais com elevada diversidade de habitats (Thornbrugh e Gido 2010). Com isso, zonas de confluência tornam-se 'hotspots' de diversidade de peixes (Fernandes et al. 2004, Kiffney et al. 2006) e de macroinvertebrados bentônicos (Rice et al. 2001, Knispel e Castella 2003). Assim, pode-se prever que trechos logo após as confluências, independentemente da posição da confluência na bacia, serão mais ricos do que seu respectivo trecho antes da confluência. Esse aumento de espécies após a confluência resultaria da deriva (*drift*) de imigrantes trazidos pelo tributário. Neste caso a demografia de comunidades locais pode

ser influenciada por dinâmicas espaciais, tal como o fluxo de indivíduos que criam o efeito de massa e sua respectiva dinâmica “fonte-dreno” (Chisholm et al. 2011, Brown et al. 2011, Winemiller et al. 2010). Neste sentido, a estrutura e a composição das assembleias também devem ser diferentes antes e após a confluência.

Estudei o efeito da posição do tributário dentro da bacia hidrográfica e também em relação a confluências sobre a assembleia de insetos aquáticos. Quanto ao efeito da posição do tributário na bacia hidrográfica, testei as hipóteses de que: i) a assembleia de insetos aquáticos em pequenos tributários que fluem para outro pequeno tributário (P → P) apresenta estrutura e composição diferente dos pequenos tributários que deságuam em grandes rios (P → G) e ii) que a fauna de P → P é um subconjunto aninhado da fauna do P → G da mesma bacia hidrográfica. Em relação às confluências, independentemente da sua posição na bacia, hipotetizei que trechos antes da confluência terão fauna c) distinta e d) aninhada em relação aos trechos após a confluência.

Materiais e métodos

Área de estudo

Os riachos que estudei estão localizados nos municípios de São José dos Ausentes e Bom Jesus, nordeste do estado do Rio Grande do Sul, Brasil (1200 m de altitude, 28° 40' S, 50° 15' O). O clima é caracterizado como mesotermal e úmido, com temperatura média anual de 12-18 °C e chuvas distribuídas ao longo do ano (1700-1800 mm) (Nimer 1989, Buckup et al. 2007). A vegetação é composta predominantemente por uma matriz de campos e pastagem e manchas de Floresta com Araucária em alguns vales e faces de montanhas. O campo, além de gramíneas e ciperáceas, inclui muitos arbustos e espécies herbáceas, especialmente da família Asteraceae (*Baccharis gaudichaudiana*, *B. uncinella*) (Overbeck et al. 2009).

Todas as microbacias hidrográficas do estudo pertencem à bacia do rio Pelotas (Fig. 1). Os riachos são caracterizados por águas frias, presença de corredeiras, fundo pedregoso e margens com vegetação ciliar com predominância de campos nativos. Impactos antropogênicos nas microbacias hidrográficas eram escassos e, quando presentes, derivavam da pecuária extensiva. Recentemente, a região tem recebido plantações de *Pinus elliottii* e *P. taeda* (Buckup et al. 2007), embora não foram verificadas plantações nas microbacias estudadas.



Figura 1. Mapa com as bacias hidrográficas e locais amostrados nos municípios de São José dos Ausentes e Bom Jesus – RS. Em cada local foram obtidas amostras em 3 sítios (antes e após a confluência e no riacho tributário da confluência).

Desenho amostral

Realizei o estudo em nove microbacias hidrográficas e em cada uma selecionei duas zonas de confluência, localizadas nas áreas altas e baixas, totalizando 18 confluências (Fig. 2). Defini três sítios de amostragem em cada confluência. Na confluência localizada na área alta de cada bacia hidrográfica, dois sítios de coleta estavam localizados nos dois riachos tributários que formam a confluência e o terceiro sítio logo após a confluência. Para a confluência na região baixa da bacia, um sítio de coleta foi obtido no tributário que deságua no rio principal e outros dois sítios no rio principal, antes e após a confluência (Fig. 2). Os tributários escolhidos foram de primeira (7) e segunda (2) ordem e os rios maiores de quarta (8 confluências) e quinta ordem (1). Todos os sítios de amostragem ficaram cerca de 20-50 m da confluência. A distância entre as confluências (área alta e baixa) variou entre as bacias hidrográficas, mínimo de 5,1km e máximo de 29,9 km.

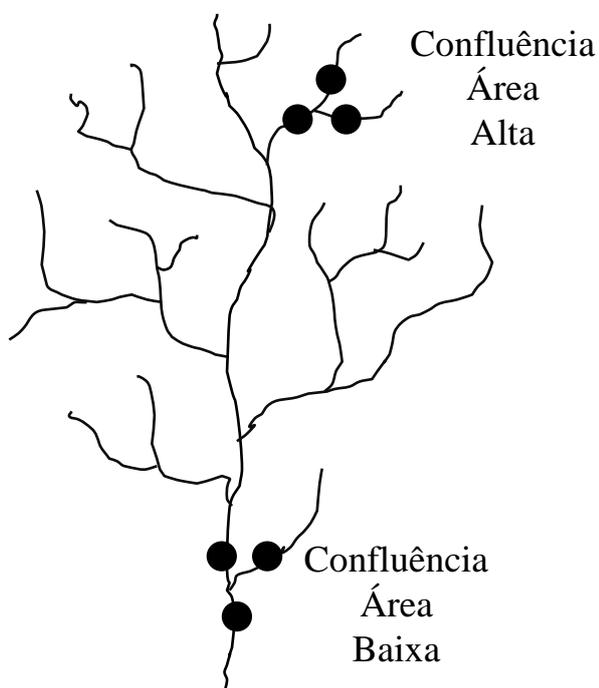


Figura 2. Esquema do desenho amostral com duas zonas de confluências, na região alta e baixa da microbacia hidrográfica. Círculos indicam os sítios de amostragem. O esquema de coleta foi repetido em nove microbacias.

Em dezembro de 2010 coletei três unidades de amostrador Surber (0,09 m², malha 250 mm) em cada local de amostragem, somente em substrato pedregoso de áreas de corredeira. Assim, ao todo foram obtidas 162 unidades Surber de amostragem (= 9 microbacias * 2 confluências * 3 sítios de coleta * 3 unidades amostrais). Preservei os insetos em etanol 80% e, no laboratório, identifiquei indivíduos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) e da família Elmidae (Coleoptera) até nível de gênero utilizando chaves de identificação de Merritt e Cummins (1996), Fernandez e Domingues (2001) e Costa et al. (2006). Posteriormente, separei os indivíduos por morfoespécie, com auxílio de fotografias digitais. Identifiquei somente EPT e Elmidae para o estudo, pois estão entre os grupos mais ricos e abundantes dentro das comunidades de macroinvertebrados bentônicos na Região Neotropical (Melo 2005, Segura et al. 2007).

Selecionei locais de amostragem semelhantes em relação a algumas variáveis limnológicas, exceto quanto à largura dos riachos. No entanto, a fim de assegurar que os locais de mesmo tamanho eram semelhantes em termos de condições ambientais, medi em cada local de coleta a largura, profundidade, velocidade de correnteza da água, temperatura da água, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido (Tabela 1). As variáveis estavam em escalas distintas e por isso os valores foram padronizados pelo seu máximo para testar diferenças entre os locais de amostragens pertencentes à mesma classe de tamanho dentro de cada bacia hidrográfica (ou seja, entre os quatro sítios em pequenos tributários por bacia hidrográfica e entre os dois sítios no rio maior). Usei análise de variância multivariada baseada em distâncias (db-MANOVA ou MANOVA permutacional; Anderson 2001, Warton e Hudson 2004), com aleatorizações de pontos amostrais restritos à mesma bacia hidrográfica. Não detectei diferença entre os pequenos tributários ($F_{3,32} = 0,57$; $p = 0,25$). Da mesma forma, locais antes e após a

confluência no rio principal não diferiram quanto as variáveis mensuradas ($F_{1,16} = 0,35$; $p = 0,79$). Assim, no caso de haver diferenças entre as assembleias de insetos aquáticos que habitam riachos de tamanhos similares, estas devem ser atribuídas à posição dos tributários na bacia hidrográfica ou posição do sítio amostral em relação a sua confluência.

Tabela 1. Média e desvio padrão das variáveis ambientais mensuradas nas microbacias hidrográficas. (microbacias = blocos). Confl.= Confluência.

Região	Sítios (n=9)	Largura (m)	Profun. (cm)	<u>Variáveis ambientais</u>				
				Correnteza (m/s)	Temp. água (C°)	pH	Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Cond. Elétrica (μ S/cm)
	Tributário	1,6 (1,1)	20,2 (12,2)	0,3 (0,1)	18,1 (3,6)	7,6 (1,0)	8,5 (0,9)	15,3 (4,4)
Alta	Tributário	1 (0,4)	13,2 (6,0)	0,2 (0,1)	18,6 (3,3)	7,7 (1,1)	8,2 (0,9)	14,1 (3,1)
	Após Confl.	1,9 (1,1)	18,6(11,2)	0,3 (0,1)	18,1 (3,2)	7,8 (1,1)	8,6 (0,7)	14,6 (3,3)
	Antes Confl.	11,2 (9,6)	22,7 (14,6)	1,2 (>0,0)	19,4(2,5)	7,9 (0,9)	8,4 (0,5)	14,2 (2,6)
Baixa	Tributário	1,9 (0,6)	18,6 (18,6)	0,2 (0,1)	18,1 (3,1)	7,8 (1,1)	8,6 (0,6)	14,6 (5,1)
	Após Confl.	14,6(13,0)	25,9 (16,4)	1,4 (>0,0)	18,5 (2,8)	8 (0,9)	8,6 (0,3)	14,7 (2,1)

Análise dos dados

Apesar de obter o mesmo número de unidades amostrais em cada local de coleta e, portanto, a mesma área de amostragem, a riqueza de espécies observada depende da densidade das espécies da assembleia (Gotelli e Colwell 2001). Assim, utilizei o método de rarefação para obter a riqueza de espécies esperada para um tamanho de amostra padronizada (Gotelli e Colwell 2001). Bacias hidrográficas constituíram blocos no sistema de amostragem e, portanto, o tamanho da amostra padronizado foi o número de indivíduos no sítio amostral incluindo a menor abundância dentro de cada microbacia hidrográfica. Portanto, a rarefação foi feita para cada um dos seis sítios da microbacia.

Para avaliar o efeito da posição do tributário dentro da bacia sobre a assembleia de insetos aquáticos usei testes t pareados unicaudais, usando abundância ($\log [x + 1]$),

riqueza de espécies observada e riqueza de espécies rarefeita como variáveis respostas. O par foi formado por um riacho tributário que deságua em um rio pequeno (P →P) e um tributário que deságua no rio maior (P →G), na mesma bacia hidrográfica. As mesmas variáveis dependentes foram usadas para testar o efeito de tributários sobre a fauna de insetos após confluências. Neste caso, o teste *t* pareado unicaudal foi utilizado para comparar trechos antes e após cada confluência. Espero que locais a jusante da confluência sejam mais ricos e abundantes do que locais a montante.

Para caracterizar diferentes tendências na estrutura das assembleias de insetos aquáticos em relação a posição dos tributários na bacia (áreas altas e baixas) e trechos em relação à confluência (antes e após), utilizei Análise de Coordenadas Principais (PCoA) (Legendre e Legendre 1998).. As PCoAs foram obtidas utilizando duas matrizes de dissimilaridade da assembleia com os índices de Bray-Curtis (abundância, $\log [x + 1]$) e Sørensen (presença-ausência). No caso das confluências, uma PCoA foi feita para confluências localizadas nas áreas altas da bacia hidrográfica e outra para a confluências nas áreas baixas, possibilitando comparações de trechos antes e depois.

Utilizei db-MANOVAs para testar diferenças na composição e estrutura da assembleia de insetos aquáticos em relação a posição dos tributários na bacia hidrográfica (áreas altas e baixas) e a influência da confluência (antes e após). Os testes foram realizados com as mesmas matrizes de dissimilaridade utilizadas nas análises PCoAs e com 9999 permutações estratificadas dentro de blocos (nove microbacias hidrográficas).

Minha hipótese é que tributários em áreas altas seriam um subconjunto aninhado de tributários em áreas baixas da bacia hidrográfica e, também, que trechos antes das confluências seriam subconjuntos aninhados de trechos após a confluência. Medi o grau em que assembleias supostamente mais pobres (tributários nas áreas altas da bacia,

trechos antes da confluência) seriam subconjuntos aninhados de espécies em conjuntos mais ricos (respectivamente, tributários nas áreas baixas da bacia, trechos após a confluência) com a métrica NODF (*Nestedness metric based on Overlapping and Decreasing Fill*) proposta por Almeida-Neto et al. (2008). A métrica produz valores no intervalo 0-100, onde 100 indica um conjunto perfeitamente aninhado. Como meu objetivo é testar a ocorrência de um padrão aninhado entre os locais de amostragem, a NODF foi calculada para uma única dimensão (linhas da matriz) (Ulrich et al. 2009). Na matriz utilizada, o sitio supostamente mais pobre ficou abaixo do sitio rico. Foram utilizados dois modelos nulos para gerar expectativas no caso de não haver aninhamento (Gotelli 2000). No primeiro modelo nulo (SIM1 segundo a nomenclatura de Gotelli 2000), as frequências de espécies (colunas) e pontos de coleta (linhas) foram equiprováveis (nem as frequências totais de pontos, nem as de espécies foram preservadas). O modelo SIM1 é liberal e produz matrizes simuladas em que todos os rearranjos são igualmente prováveis. O segundo modelo nulo (SIM3) mantém fixa a frequência das espécies (colunas), mas as frequências dos pontos são equiprováveis. O modelo nulo SIM3 é mais restritivo e, portanto, mais conservador em relação ao SIM1. Por apresentar as frequências de espécies fixas, o SIM3 é mais indicado pois nossa hipótese está relacionada as espécies e não aos pontos de coleta. Simulamos 100 matrizes aleatórias para cada modelo nulo para a obtenção da média (esperada) NODF, que por sua vez, foi usada para comparar com o valor observado (veja exemplo de abordagem de análise semelhante em Schneck et al. 2011). Assim, obtiveram-se dois pares de NODF observado e esperado (um par para cada modelo nulo) para testar os efeitos da posição dos tributários (tributário na área alta é um subconjunto aninhado do tributário na área baixa) e da confluência (assembleias antes da confluência são um subconjunto aninhado de assembleias após a confluência). O teste para as confluências

foi feito tanto para aquelas localizadas na área alta quanto para as localizadas na área baixa da bacia hidrográfica. Usamos cada par de valores NODF (observado e esperado) em um teste *t* pareado unicaudal para avaliar se o aninhamento observado foi maior do que o esperado pelo acaso.

Todas as análises foram realizadas no ambiente estatístico R (R Development Core Team, 2010) usando os pacotes *base* e *vegan* (Oksanen et al. 2010) para os testes *t* (função *lm()*), obtenção de dissimilaridades (*vegdist()*), ordenação (*capscale()*), rarefação (*rarefy()*) e análise de variância multivariada (*adonis()*).

Resultados

Encontrei um total de 13.441 insetos aquáticos nas amostras coletadas. Estas incluíram 65 gêneros e 121 morfoespécies de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Elmidae (Coleoptera) (Apêndice). A ordem Ephemeroptera contribuiu com mais de 75% da abundância total dos organismos coletados. Os gêneros mais abundantes foram *Americabaetis* e *Cloeodes* (28% e 16%, respectivamente) ambos da família Baetidae (Ephemeroptera).

Nos tributários registrei um total de 2778 insetos aquáticos, distribuídos em 109 morfoespécies. Os gêneros *Hexanchorus* (Elmidae), *Hexacylloepus* (Elmidae), *Promoresia* (Elmidae), *Leptohyphes* (Leptohyphidae), *Miroculis* (Leptophlebiidae), *Nedhamella* (Leptophlebiidae) e *Tupiara* (Baetidae) foram exclusivos dos tributários que deságuam em rios maiores, nas áreas baixas das bacias hidrográficas. Os gêneros *Campylocia* (Ephemeroptera) e *Ceratotrichia* (Trichoptera) foram encontrados apenas nos trechos próximos às confluências nas áreas altas das bacias hidrográficas. Os gêneros *Promoresia* (Elmidae), *Leptohyphes* (Leptohyphidae), *Homothraulius* (Leptophlebiidae), *Nedhamella* (Leptophlebiidae), *Mortoniella* (Glossosomatidae),

Triplectides (Leptoceridae) foram encontrados somente nas regiões baixas das bacias hidrográficas, sendo que destes, *Homothraulius* e *Mortoniella* foram registrados apenas no rio maior.

Efeito da posição de pequenos tributários na microbacia

A abundância de invertebrados foi superior nos tributários que deságuam no rio principal (teste *t* pareado: $F_{1,8} = 8,02$; $p = 0,011$; Fig. 3A). As análises mostraram que a riqueza ($F_{1,8} = 46,92$; $p < 0,001$; Fig. 3B) e a riqueza rarefeita ($F_{1,8} = 39,12$; $p < 0,001$; Fig. 3C) foram maiores em todos os tributários localizados próximo ao rio principal. Para as três métricas e em todas as bacias hidrográficas (blocos=9), os riachos tributários que deságuam nos rios maiores apresentaram valores maiores do que aqueles observados em tributários que deságuam em rios pequenos (Fig. 3).

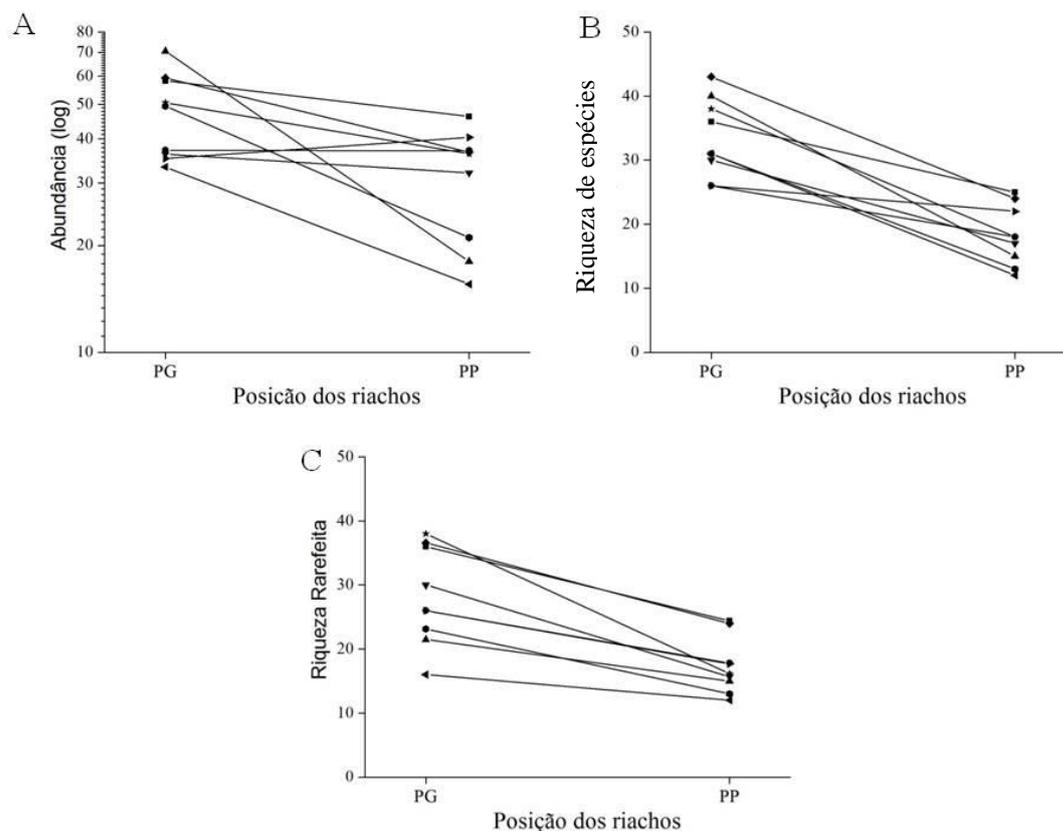


Figura 3. Comparação entre tributários (riachos pequenos) que deságuam em rios pequenos (PP) e em rios grandes (PG) A= Abundância (log); B= Riqueza e C= Riqueza rarefeita. Para todas as métricas os tributários que deságuam no rio principal tiveram valores maiores do que riachos semelhantes, mas que deságuam em riacho pequeno.

A assembleia de invertebrados bentônicos mostrou um padrão aninhado de distribuição das espécies. A fauna de tributários em regiões altas da bacia hidrográfica foi um subconjunto aninhado da assembleia dos tributários que deságuam no rio principal na região baixa, tanto para o modelo SIM1 ($F_{1,8} = 43,67$; $p < 0,001$; Fig. 4A) quanto SIM 3 ($F_{1,8} = 100,06$; $p < 0,001$; Fig. 4B).

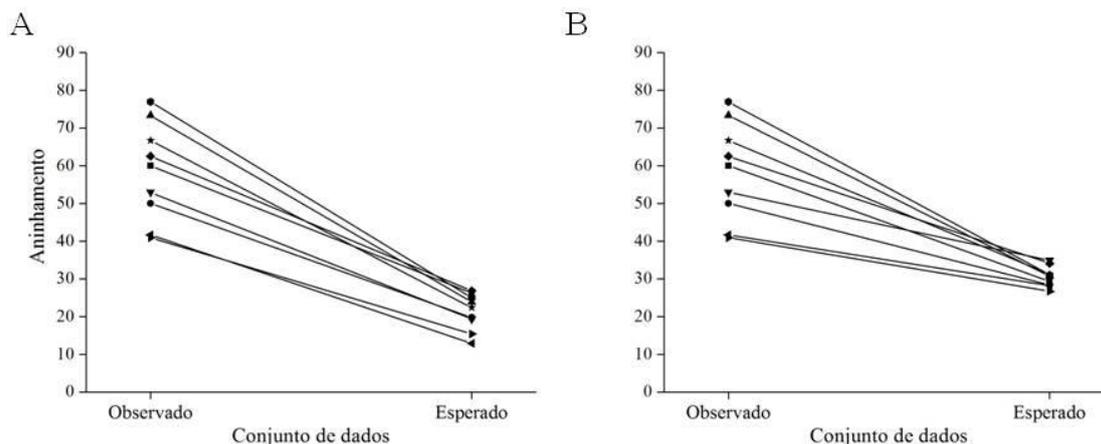


Figura 4. Valores de aninhamento (NODF) observados e seus respectivos valores esperados, tributários localizados em diferentes regiões da bacia hidrográfica (região alta e baixa), segundo dois modelos nulos, comprados usando teste t pareado unicaudal. A = SIM1 e B = SIM3.

Tributários que deságuam em rios maiores são diferentes na composição e estrutura da assembleia de insetos aquáticos quando comparados a tributários que deságuam em rios menores. Na PCoA usando composição, os eixos 1 e 2 explicaram 33% da variância total (Fig. 5A). Utilizando dados de abundância de organismos, os eixos 1 e 2 da PCoA responderam por 31,1% da variância no conjunto de dados (Figura 5B). Os tributários na parte alta (círculo aberto), que deságuam em riachos menores, foram posicionados acima do seu respectivo par (tributário parte baixa) na mesma microbacia hidrográfica. Estas ordenações mostraram que as assembleias bentônicas nos tributários que fluem para o rio maior são diferentes daquelas que deságuam em riachos menores. De fato, as assembleias foram significativamente diferentes em relação à

posição dos tributários, tanto usando dados de presença-ausência (db-MANOVA: $F_{1,16} = 2,04$; $p = 0,001$) quanto quantitativos ($F_{1,16} = 1,60$; $p = 0,009$).

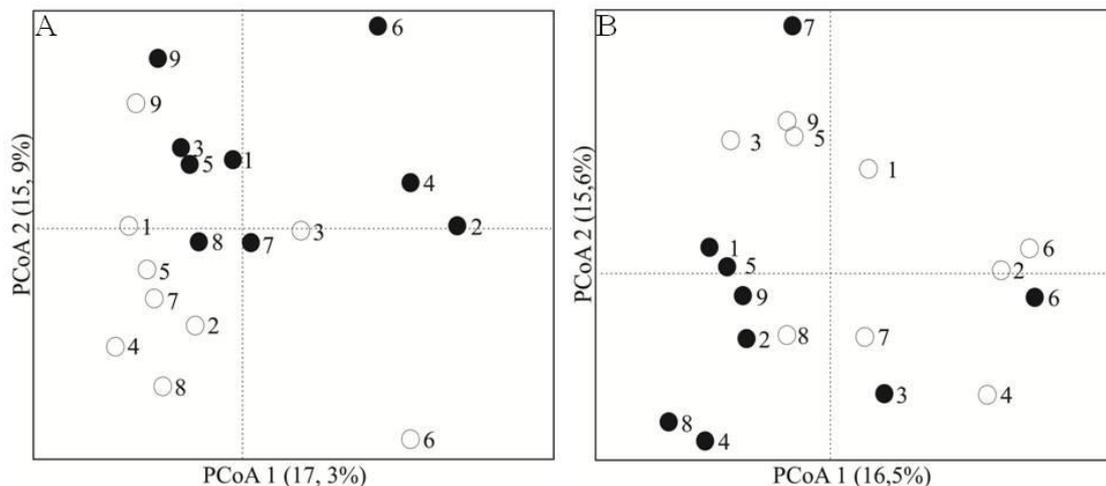


Figura 5. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da assembleia de insetos aquáticos em tributários localizados em diferentes regiões da bacia hidrográfica. ● = áreas altas. ○ = áreas baixas. A = Dados de composição usando índice de Sørensen. B = Dados de abundância ($\log [x + 1]$) usando índice de Bray-Curtis. Os números indicam a microbacia hidrográfica.

Efeito da posição de trechos em relação a confluências: Áreas Altas

A abundância de insetos aquáticos foi semelhante entre os trechos antes e após as confluências nas regiões altas, sendo que em 4 das 9 bacias as maiores abundâncias foram registradas nos trechos antes da confluência (teste t pareado unicaudal: $F_{1,8} = 2,58$; $p=0,073$; Fig. 6A). A riqueza e a riqueza rarefeita no trecho após a confluência não foram maiores em relação às observadas antes do deságue do tributário (teste t pareado unicaudal: $F_{1,8} = 0,38$; $p=0,277$; $F_{1,8} = 0,004$; $p=0,493$; Figs 6B e 6C; respectivamente).

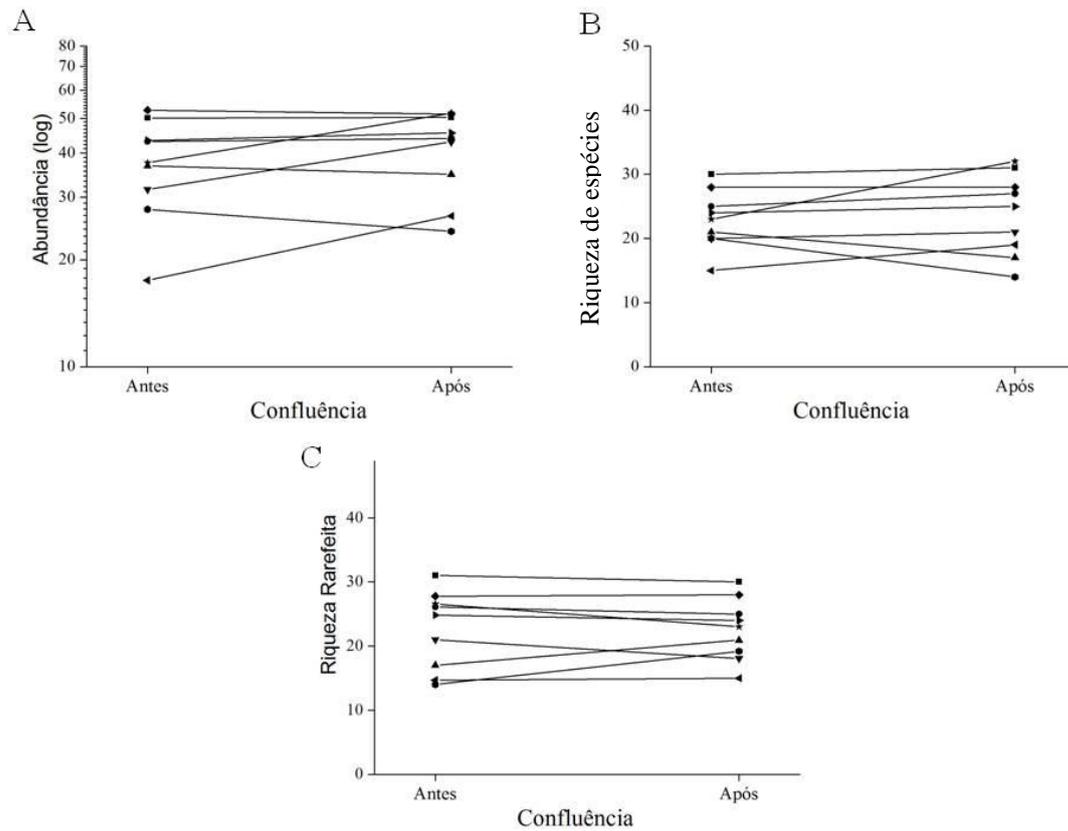


Figura 6. Comparação entre trechos antes e após a confluência localizada nas áreas altas das microbacias hidrográficas, usando testes *t* pareados. A = Abundância ($\log[x+1]$); B = Riqueza; C = Riqueza rarefeita. Para todas as métricas, os valores para os trechos a jusante não foram maiores do que os trechos a montante.

Na análise de aninhamento, os modelos nulos SIM1 e SIM3 não detectaram padrão aninhado entre as assembleias dos trechos antes e após confluências ($F_{1,8} = 2,27$; $p=0,085$; $F_{1,8} = 2,72$; $p = 0,068$; Figs 7A e 7B; respectivamente).

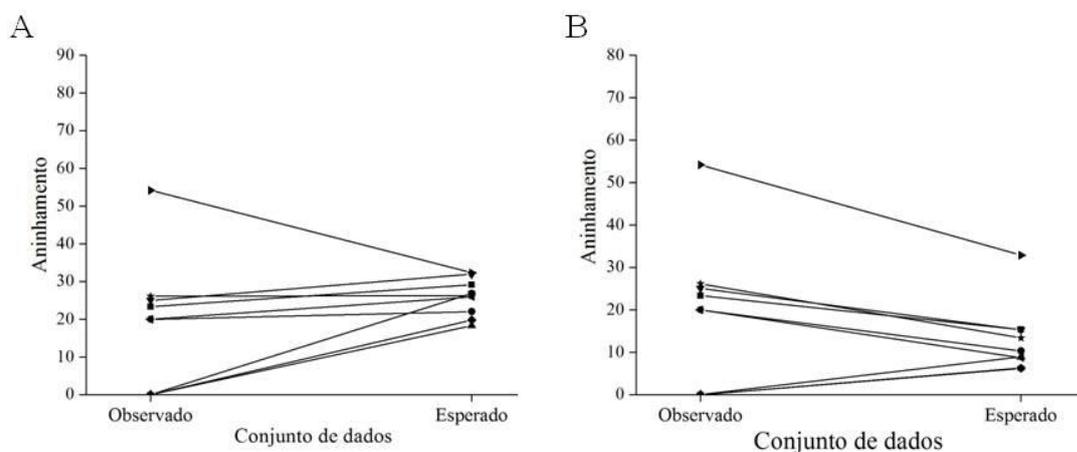


Figura 7. Valores de aninhamento observado e esperado dos trechos antes e após a confluência nas regiões altas da bacia hidrográfica, comparados com teste *t* pareado unicaudal, usando dois modelos nulos. A = SIM1 e B = SIM3.

A composição e a estrutura da assembleia de insetos aquáticos nas confluências são influenciadas pela entrada dos tributários. Os dois primeiros eixos da ordenação usando dados de composição explicaram 52,3% da variação total (Fig. 8A). No primeiro eixo, todos os trechos localizados antes das confluências estão do lado direito de seus respectivos trechos após as confluências. O padrão observado na PCoA usando abundância foi semelhante ao encontrado na ordenação usando os dados de abundância (47,1% da variância total, Fig. 8B). A assembleia de insetos aquáticos foi significativamente diferente entre trechos antes e após as zonas de confluência para dados de composição (db-MANOVA: $F_{1,16} = 6,84$; $p < 0,001$) e abundância ($F_{1,16} = 8,05$; $p < 0,001$).

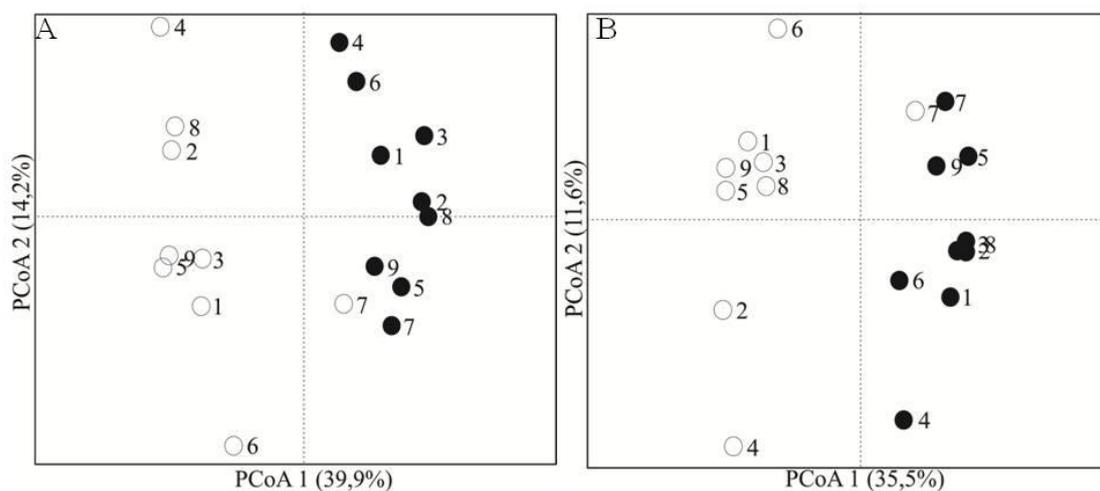


Figura 8. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da assembleias de insetos aquáticos em trechos antes (○) e após (●) confluências em regiões altas das microbacias hidrográficas. A = Composição, usando índice de Sørensen com dados de presença-ausência; B = Estrutura, usando índice de Bray-Curtis com dados quantitativos (abundância, $\log [x + 1]$). Os números indicam a bacia hidrográfica (bloco).

Efeito da posição de trechos em relação a confluências: Áreas Baixas

Os valores de abundância, riqueza e riqueza rarefeita foram semelhantes entre os trechos antes e após as confluências localizadas nas áreas baixas da bacia hidrográfica (teste *t* pareado: $F_{1,8} = 1,17$; $p = 0,155$; $F_{1,8} = 1,32$; $p = 0,142$; $F_{1,8} = 1,24$; $p = 0,149$; Figs 9A, 9B e 9C; respectivamente). Em apenas 5 das 9 bacias hidrográficas registrei as maiores riquezas de *taxa* nos trechos após o deságue dos tributários no rio principal.

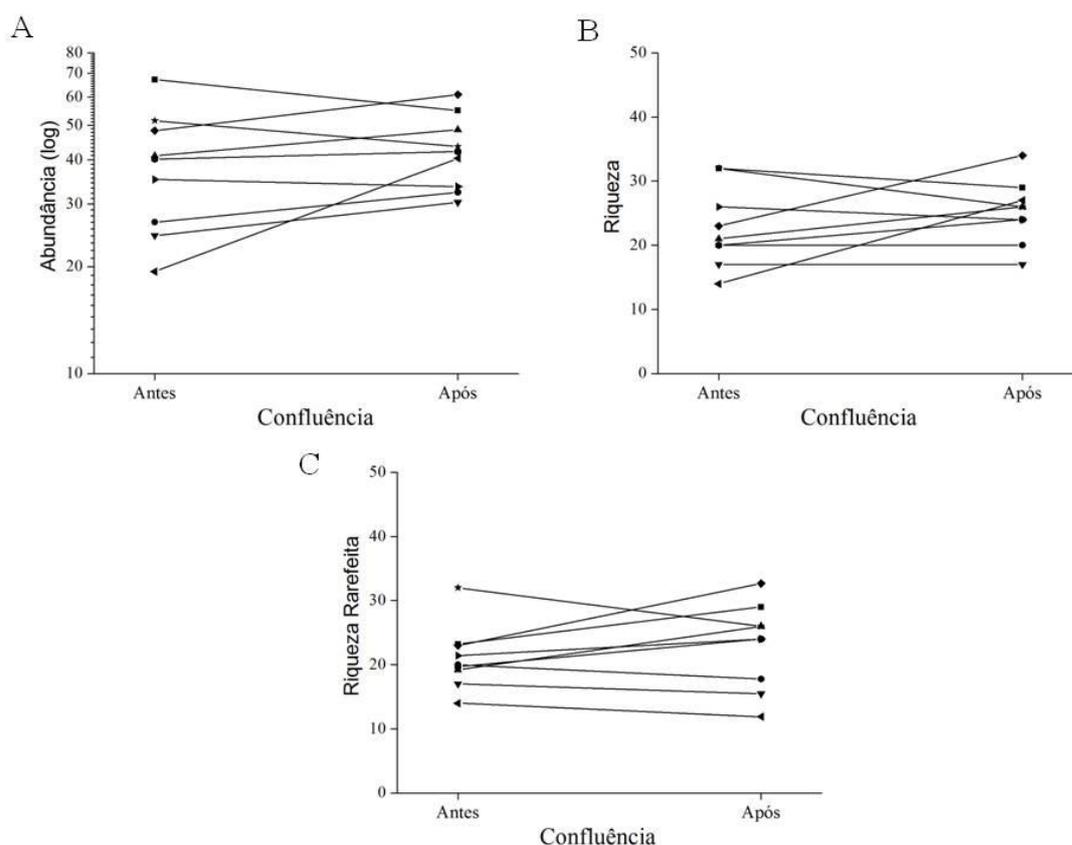


Figura 9. Comparação entre trechos antes e após a confluência localizada nas áreas baixas da bacia hidrográfica, usando testes *t* pareados. A = Abundância (log). B = Riqueza. C = Riqueza rarefeita. Para todas as métricas, os valores após a confluência não foram maiores do que aqueles observados antes.

Usando os modelos nulos SIM1 e SIM3, não foram verificadas diferenças entre os valores de aninhamento observado e esperado. A assembleia de insetos aquáticos no trecho antes da confluência não foi significativamente aninhada dentro do trecho após a confluência ($F_{1,8} = 0,36$; $p = 0,282$; $F_{1,8} = 0,002$; $p = 0,480$; Figs 10A e 10B; respectivamente). Das 9 confluências avaliadas, em cinco o padrão de aninhamento não

foi observado pois os valores de riqueza foram menores nos sítios antes do que após a confluência, contrário ao esperado segundo a hipótese levantada.

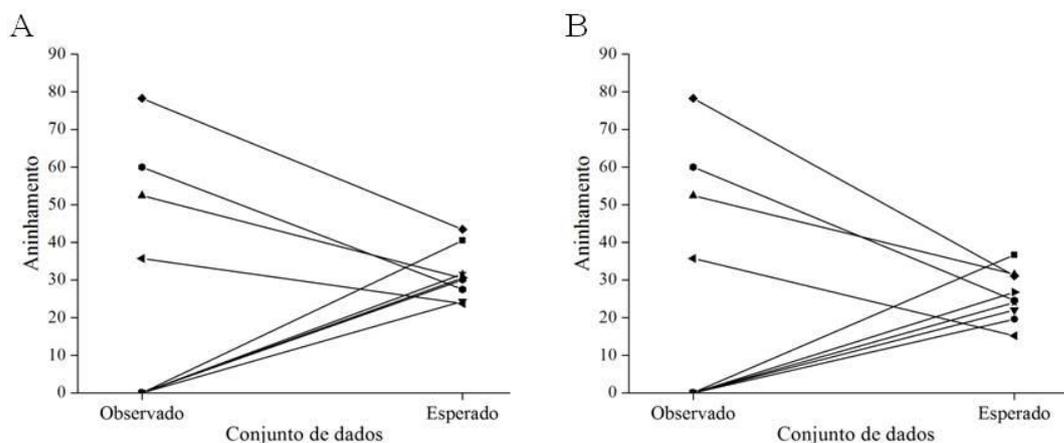


Figura 10. Valores de aninhamento observado e esperado dos trechos antes e após a confluência nas regiões altas da bacia hidrográfica, comparados com teste *t* pareado, usando dois modelos nulos. A = SIM1 e B = SIM3.

Verifiquei que a fauna de insetos aquáticos do rio principal não sofreu modificações após a entrada do tributário. Não foi possível identificar padrões das assembleias de invertebrados aquáticos nas análises de ordenação (PCoA) (Fig. 11A, dados de presença-ausência e Fig. 11B, dados de abundância, $\log [x + 1]$). A composição e estrutura da assembleia de insetos aquáticos não diferiram entre os trechos antes e após as zonas de confluência localizadas nas áreas baixas das microbacias hidrográficas (db-MANOVA: $F_{1,16} = 0,80$; $p = 0,273$; $F_{1,16} = 0,47$; $p = 0,413$; respectivamente).

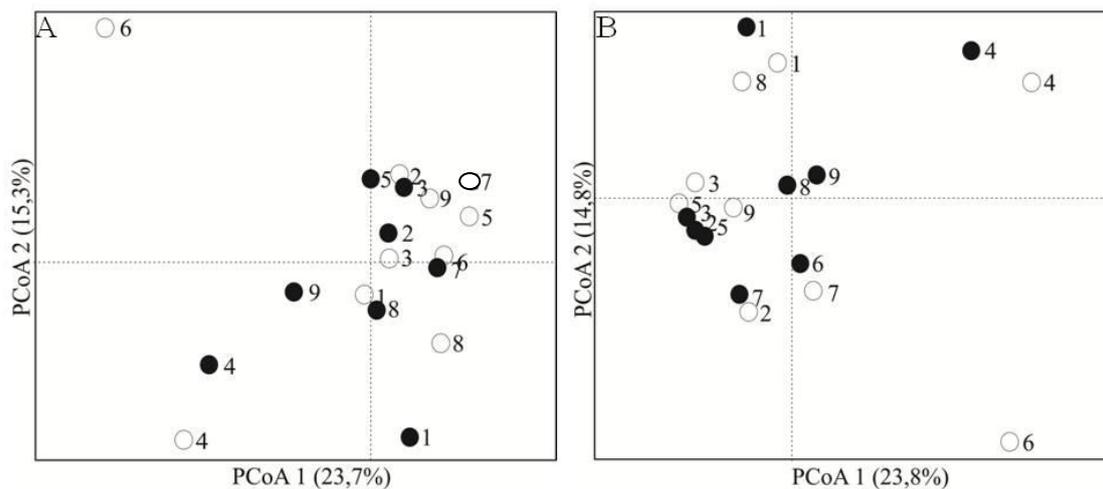


Figura 11. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da assembleia de insetos aquáticos avaliando trechos antes (○) e após (●) a confluência, nas áreas baixas da bacia hidrográfica. A = Composição, usando índice de Sørensen com dados de presença-ausência. B = Estrutura, usando índice de Bray-Curtis com dados quantitativos (abundância, $\log [x + 1]$). Os números indicam a bacia hidrográfica (bloco).

Discussão

Efeito da posição de pequenos tributários na microbacia

Tributários que deságuam em rios maiores apresentaram maior abundância, riqueza e riqueza rarefeita de insetos aquáticos do que tributários que deságuam em rios menores. Além disto, as assembleias destes riachos são diferentes em composição e estrutura. Avaliando o efeito da posição de tributários, estudos realizados com assembleias de peixes concluíram que riachos que deságuam diretamente em rios maiores suportam maior número de espécies do que em riachos de cabeceira (Osborne e Wiley 1992, Smith e Kraft 2005, Hitt e Angermeier 2008). Thornbrugh e Gido (2010) analisando a influência da posição de riachos de pradaria em relação ao rio principal também detectaram uma tendência de que riachos próximos a um rio maior tenham maior riqueza de espécies de peixes em média, do que riachos que deságuam em rios de ordem menor. Entretanto, este padrão parece não se estender para organismos fortemente

associados a riachos pequenos. Por exemplo, Campbell-Grant et al. (2009) em trabalho realizado com 4 espécies de salamandras, verificaram que riachos que deságuam em riachos de 1ª ordem tiveram maior índice de ocupação do que riachos que deságuam em rios maiores.

Os resultados deste trabalho indicam que a posição dos riachos tributários dentro da bacia hidrográfica influencia e modifica a assembleia de invertebrados bentônicos. Devido à mobilidade restrita da maioria dos insetos aquáticos, a sua área de dispersão por voo torna-se limitada (Finn e Poff 2011) e a dispersão por *drift* ocorre da montante para a jusante. Rios maiores acabam sendo mais ricos e diversos, pois apresentam espécies típicas de rios maiores e também espécies de riachos menores que chegam por *drift*. Portanto, o *pool* de espécies de invertebrados fica localizado nas áreas baixas da bacia hidrográfica. Com isso, tributários que deságuam no rio principal, localizados em áreas baixas da bacia hidrográfica, podem ser colonizados por um número maior de espécies (Beckman et al. 2005). O mesmo foi verificado em trabalho realizado com assembleias de peixes por Osbourne e Wiley (1992), os quais afirmam que riachos que deságuam em rios maiores estão próximos a uma fonte diversificada de colonização de espécies. Estes riachos estariam mais próximos ao *pool* de espécies de peixes (Smith e Kraft 2005). No caso deste estudo, possivelmente o *pool* de organismos em rios maiores apresenta insetos que não possuem habilidades de dispersão para atingirem os riachos de cabeceiras, porém em regiões de confluências, devido à proximidade e a facilidade de locomoção dos insetos entre o tributário e o rio maior, estes organismos acabam se deslocando para os tributários (Fagan 2002). Segundo Auerbach e Poff (2011), a falta de habilidades de dispersão para invadir outros locais, como os rios de cabeceira, acaba resultando em uma persistência dos insetos na região por meio da dinâmica de fonte-dreno (“efeito de massa”).

O rio principal com a maior densidade de organismos (fonte) acaba gerando migrantes que se deslocam para riachos tributários próximos (dreno). Nos locais onde o mecanismo do efeito de massa ocorre, as comunidades funcionam como dreno, estratégia usada pelos insetos em rios de cabeceira, e como fonte, em rios maiores mais a jusante da bacia hidrográfica (Auerbach e Poff 2011). Estes organismos típicos de rios maiores não possuem habilidade de dispersão que os permitam chegar às cabeceiras das bacias hidrográficas, fazendo com que estes tributários em áreas altas acabem sendo mais pobres que tributários semelhantes, mas em regiões baixas. Segundo Finn et al. (2011), muitas espécies características de rios de cabeceira são especialistas e as espécies comuns em rios maiores são mais generalistas, tolerando diferentes habitats.

As assembleias dos tributários das regiões altas também apresentaram um padrão aninhado em relação aos tributários que deságuam no rio principal na região baixa. Estudos anteriores mostraram que rios menores possuem uma fauna de insetos aquáticos que é um subconjunto da fauna encontrada em rios maiores. Em particular, este padrão foi encontrado por Malmqvist e Hoffsten (2000) estudando Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Simuliidae em riachos da Suécia. De forma semelhante, Heino (2005) encontrou um padrão aninhado das assembleias de Diptera em riachos de cabeceira em relação a rios maiores na Finlândia. Dois possíveis mecanismos podem justificar o padrão de aninhamento que encontramos neste trabalho: colonização e aninhamento de habitat (Wright et al. 1998, Heino et al. 2009). O padrão aninhado pode surgir devido a diferentes capacidades de dispersão das espécies e também devido a sua localização, pois somente dispersores mais fortes estão aptos a atingirem locais mais isolados, embora locais menos isolados possam ser colonizados por todos os tipos de dispersores. O aninhamento de habitat também pode ser uma explicação para este padrão aninhado, o que está relacionado com o tamanho do rio (área). Neste caso, locais

maiores geralmente englobam uma gama maior de habitat o que possibilita que mais espécies coexistam (Heino 2009).

Efeito da posição de trechos em relação a confluências: Áreas Altas

Em relação à posição das confluências na bacia hidrográfica, apenas nas confluências localizadas nas áreas altas foram detectadas diferenças entre os trechos antes e após. A influência verificada nos trechos antes e após as confluências pode ser um reflexo das características físicas de rios menores que são mais suscetíveis a distúrbios do que rios maiores (Clarke et al. 2008), ou seja, um rio de pequeno porte desaguando em outro rio pequeno é o suficiente para modificar a organização da assembleia de insetos aquáticos (Heino et al. 2009). Segundo Brown e Swan (2010), as assembleias de riachos menores nas áreas altas são estruturadas por fatores locais, enquanto em rios maiores podem ser estruturados por fatores locais e regionais, como por exemplo, dispersão (efeitos de massa).

Além disto, o isolamento também pode ser um fator que contribui para este resultado. Segundo Lake (2000) riachos de ordens menores nas áreas altas estão isolados na rede de rios da bacia hidrográfica e em relação aos rios maiores o que acaba contribuindo para mudanças nas características das assembleias de organismos aquáticos (Benda et al. 2004). Um estudo de populações de plecópteros em um riacho tributário mostrou que populações são muito mais similares geneticamente entre pontos dentro de um rio do que entre rios (Hughes et al. 1999). Os autores sugerem que este resultado pode ser explicado pelo fato de que riachos são isolados por montanhas e elevações pelas quais os adultos alados não conseguem ultrapassar.

O padrão de aninhamento não foi verificado nas áreas altas da bacia hidrográfica. Em trabalho realizado por Heino et al. (2009) o padrão aninhado estava

fortemente relacionado ao tamanho dos rios, gerando um aninhamento da assembleia de invertebrados aquáticos de rios menores dentro de rios maiores. O padrão não aninhado nas áreas antes e após confluência pode ser um resultado da localização dos sítios, pois ambos nos trechos estão situados em um rio de pequena ordem e a proximidade destes sítios com habitats semelhantes.

Efeito da posição de trechos em relação a confluências: Áreas Baixas

Nas confluências com rios maiores o tributário não influenciou a composição e estrutura das assembleias de insetos aquáticos. Diferente do resultado deste estudo, Knispel e Castella (2003) estudaram um riacho glacial nos Alpes suíços e encontraram uma fauna de invertebrados aquática mais rica no rio maior após a confluência. O mesmo foi encontrado por Rice et al. (2001) que avaliaram a influência do deságue de um rio tributário em um rio maior e concluíram que as assembleias de macroinvertebrados em trechos após as confluências são diferentes dos trechos a montante. Em contrapartida Mac Nally et al. (2011) estudando oito confluências em riachos de médio e pequeno porte na Austrália, concluíram que no rio principal não ocorreram diferenças entre a riqueza e densidade da assembleia de invertebrados bentônicos nos trechos antes e após confluências.

Heino et al. (2009) em trabalho realizado nos rios da Finlândia verificaram que a assembleia de invertebrados aquáticos do rio maior não sofreu mudanças com a entrada de um tributário. Para Finn et al. (2011) características importantes como clima, regime de inundação, história biogeográfica e capacidade de dispersão parecem ter sido superados pela influencia de diferentes posições dentro das redes dendríticas das bacias hidrográficas sobre os padrões de diversidade de invertebrados aquáticos. Os mesmos

autores afirmam que rios maiores são menos sensíveis a diferenças locais do ambiente do que nascentes.

A assembleia de insetos aquáticos no trecho antes da confluência não foi aninhada dentro do trecho após a confluência. Desconheço trabalhos que analisem o padrão de aninhamento de insetos aquáticos levando em consideração a influência das confluências. Entretanto, trabalhos que avaliaram o padrão de aninhamento de assembleias de invertebrados bentônicos apontaram valores baixos de aninhamento para este grupo taxonômico (Wright et al. 1998).

Conclusão

Neste trabalho concluiu-se que existe um efeito da posição dos tributários sobre as assembleias de insetos aquáticos, sendo que tributários que deságuam em rios maiores possuem assembleias mais ricas e diferentes dos tributários que deságuam em rios menores. Além disto, estes riachos tributários nas regiões altas apresentaram uma fauna aninhada dentro dos tributários das regiões baixas. Quanto às confluências, apenas aquelas localizadas nas áreas altas das bacias hidrográficas mostraram diferenças na composição e estrutura da assembleia, entre os trechos antes e após confluência. Finalizando, é possível afirmar que as assembleias de organismos aquáticos são moldadas por características dendríticas da rede de drenagem das bacias hidrográficas, onde a posição dos tributários e as confluências são elementos fundamentais para o entendimento de como é a organização e distribuição das assembleias de invertebrados bentônicos na paisagem.

Referências

- Auerbach D.A. e LeRoy Poff, N.L. 2011. Spatiotemporal controls of simulated metacommunity dynamics in dendritic networks. **Journal of the North American Benthological Society** 30: 235–251.
- Almeida-Neto, M.P.; Guimarães, P.; Guimarães Jr., P.R.; Loyola, R.D. e Ulrich, W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. **Oikos** 117: 1227–1239.
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology** 26: 32–46.
- Beckmann, M.C.; Schöll, F. e Matthaei, C.D. 2005. Effects of increased flow in the main stem of the River Rhine on the invertebrate communities of its tributaries. **Freshwater Biology** 50: 10–26.
- Benda, L.; Proff, N.L.; Miller, D.; Dunne, T.; Reeves, G.; Pess, G.; Pollock, M. 2004. The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. **Bioscience** 54: 413–427.
- Brown, B.L. e Swan, C.M. 2010. Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. **Journal of Animal Ecology** 79:571–580.
- Brown, B.L.; Swan, C.M.; Auerbach, D.A.; Campbell-Grant, E.H.; Hitt, N.P.; Maloney, K.O. e Patrick, C. 2011. Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society** 30:310–327.

- Bruns, D.; Minshall, G.; Cushing, C.; Cummins, K.; Brock, J. e Vannote, R. 1984. Tributaries as modifiers of the river continuum concept: analysis by polar ordination and regression models. **Archives of Hydrobiology** 99: 208-220.
- Buckup, L.; Bueno, A.A.P.; Bond-Buckup, G.; Casagrande, M. e Majolo, F. 2007. The benthic macroinvertebrate fauna of highland streams in southern Brazil: composition, diversity and structure. **Revista Brasileira de Zoologia** 24: 294-301.
- Campbell-Grant, E.H. 2011. Structural complexity, movement bias, and metapopulation extinction risk in dendritic ecological networks. **Journal of the North American Benthological Society** 30(1): 252-258.
- Campbell-Grant, E.H.; Lowe, W.H. e Fagan, W.F. 2007. Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks. **Ecology Letters** 10(2): 165-175.
- Campbell-Grant, E.H.; Green, L.E.; Lowe W.H. 2009. Salamander occupancy in headwater stream networks. **Freshwater Biology** 54:1370-1378.
- Chisholm, C.; Lindo, Z. e Gonzalez, A. 2011. Metacommunity diversity depends on connectivity and patch arrangement in heterogeneous habitat networks. **Ecography** 34: 415-424.
- Clarke, A.; Mac Nally, R.; Bond, N. e Lake, P.S. 2008. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. **Freshwater Biology** 53:1707–1721.
- Costa, S.; Ide, S. e Simonka, C.E. 2006. Insetos Imaturos. Metamorfose e Identificação. Holos. Ribeirão Preto, Brazil.
- Fagan, W.F. 2002. Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations. **Ecology** 83: 3243–3249.

- Fausch, K.D.; Torgersen, C.E.; Baxter, C.V. e Li, H.W. 2002. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. **Bioscience** 52: 483–498.
- Fernandes, H.R. e Domingues, E. 2001. Guia para determinación de los artrópodos bentônicos Sudamericanos. Tucumán: UNT.
- Fernandes, C.C.; Podos, J. e Lundberg, J.G. 2004. Amazonian Ecology: Tributaries enhance the diversity of electric fishes. **Science** 305: 1960-1962.
- Finn, D.S. e Poff, N.L. 2011. Examining spatial concordance of genetic and species diversity patterns to evaluate the role of dispersal limitation in structuring headwater metacommunities. **Journal of the North American Benthological Society** 30: 273-283.
- Finn, D.S.; Bonada, N.; Múrria, C. e Hughes, J.M. 2011. Small but mighty: headwaters are vital to stream network biodiversity at two levels of organization. **Journal of the North American Benthological Society** 30: 963-980.
- Gotelli, N.J. 2000. Null model analysis of species cooccurrence patterns. **Ecology** 81: 2606-2621.
- Gotelli, N.L. e Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters** 4:379-391.
- Hauer, F.R.; Stanford, J.A.; Giersch, J.J. e Lowe, W.H. 2000. Distribution and abundance patterns of macroinvertebrates in mountain stream: an analysis along multiple environmental gradients. **Verhandlungen des Internationalen Verein Linnologie** 27:1485-1488.
- Heino J. 2005. Metacommunity patterns of highly diverse stream midges: gradients, checkerboards and nestedness, or is there only randomness? **Ecological Entomology** 30: 590-599.

- Heino, J. 2009. Species co-occurrence, nestedness and guild–environment relationships in stream macroinvertebrates. **Freshwater Biology** 54:1947-1959.
- Heino, J.; Mykrä H. e Muotka T. 2009. Temporal variability of nestedness and idiosyncratic species in stream insect assemblages. **Diversity and Distributions** 15: 198-206.
- Hitt, N.P. e Argermeier, P.L. 2008. Evidence for fish dispersal from spatial analysis of stream network topology. **Journal of North American Benthological Society** 27:304-320.
- Holt, R.D. 1993. Ecology at the mesoscale: the influence of regional processes on local communities. Pgs.77-88 in Ricklefs, R. e Schluter, D.(eds.) *Species Diversity in Ecological Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- Hughes, J.M.; Mather, P.B.; Sheldon, A.L. e Allendorf, F.W.1999. Genetic structure of the stonefly, *Yoraperla brevis*, populations: the extent of gene flow among adjacent montane streams. **Freshwater Biology** 41: 63-70.
- Kiffney, P.M.; Greene, C.M.; Hall, J.E. e Davies, J.R. 2006. Tributary streams create spatial discontinuities in habitat, biological productivity, and diversity in mainstem rivers. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 63: 2518-2530.
- Knispel, S. e Castella, E. 2003. Disruption of a longitudinal pattern in environmental factors and benthic fauna by a glacial tributary. **Freshwater Biology** 48: 604-618.
- Lake, P.S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. **Journal of the North American Benthological Society** 19: 573-592.
- Legendre, P. e Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*, 2nd English Edition. Elsevier, Amsterdam. 853 p.

- Mac Nally, M.; Wallis, E. e Lake, P.S. 2011. Geometry of biodiversity patterning: assemblages of benthic macroinvertebrates at tributary confluences. **Aquatic Ecology** 45: 43-54
- Malmqvist, B. 2002. Aquatic invertebrates in riverine landscapes. **Freshwater Biology** 47: 679-694.
- Malmqvist, B. e Hoffsten, P.O. 2000. Macroinvertebrate taxonomic richness, community structure and nestedness in Swedish streams. **Archiv für Hydrobiologie** 150: 29-54.
- Melo, A.S. 2005. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at local scale using stream macroinvertebrates. **Archiv für Hydrobiologie** 164: 309-323.
- Merritt, R.W. e Cummins, K.W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3ªed. Iowa: Kendall/Hunt Publishing Comp. 862p.
- Nimer, E. 1989. **Climatologia do Brasil**. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Oksanen, J.; Kindt, R.; Legendre, P.; O'hara, B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H. e Wagner, H. 2010. vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-1. Disponível em: <http://cran.r-project.org/package=vegan>.
- Osborne, L.L. e Wiley, M.J. 1992. Influence of tributary spatial position on the structure of warm water fish communities. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 49: 671-681.
- Overbeck, A.E.; Müller, S.C.; Fidelis, A.; Pfadenhauer, J.; Pillar, V.P.; Blanco, C.C.; Boldrini, I.I.; Both, R. e Forneck, E.D. 2009. Capítulo 2 – Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado. *In*: Pillar, V.P.; Müller, S.C.; Castilhos, Z.M.S.; Jacques, A.V.V. Campos Sulinos - Conservação e uso sustentável da biodiversidade. 403 p.; Brasília: MMA.

- Reece, P.F. e Richardson, J.S. 2000. Benthic macroinvertebrate assemblages of coastal and continental streams and large rivers of southwestern British Columbia, Canada. **Hydrobiologia** 439: 77-89.
- Rice, S.P.; Greenwood, M.T. e Joyce, C.B. 2001. Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 58: 824-840.
- Segura, M.O.; Fonseca-Gessner, A.A. e Tanaka, M.O. 2007. Composition and distribution of aquatic Coleoptera (Insecta) in low order streams in the state of São Paulo, Brazil: influence of environmental factors. **Acta Limnologica Brasiliensia** 19: 247-256.
- Silveira, M.P.; Buss, D.F.; Nessimian, J.L. e Baptista, D.F. 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in southeastern Brazilian river. **Brazilian Journal of Biology** 66:623-632.
- Schneck, F.; Schwarzbald, A. e Melo, A.S. 2011. Substrate roughness affects stream benthic algal diversity, assemblage composition, and nestedness. **Journal of the North American Benthological Society** 30: 1049-1056.
- Schmida, A. e Wilson, M.V. 1985. Biological determinants of species diversity. **Journal of Biogeography** 12: 1-20.
- Smith, T.A. e Kraft, C.E. 2005. Stream fish assemblages in relation to landscape position and local habitat variables. **Transactions of the American Fisheries Society** 134:430-440.
- The R Development Core Team. 2010 R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Thornbrugh, D.J. e Gido, K.G. 2010. Influence of spatial positioning within stream networks on fish assemblage structure in the Kansas River basin, USA. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 67: 143–156.

- Ulrich, W.; Almeida-Neto, M. e Gotelli, N.J. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. **Oikos** 118: 3-17.
- Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R. e Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 37: 130-137.
- Warton, D. e Hudson, H. 2004. A MANOVA statistics is just as powerful as distance-based statistics, for multivariate abundances. **Ecology** 85: 858-874.
- Wiens, J.A. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. **Freshwater Biology** 47: 501-515.
- Winemiller, K.O.; Flecker, A.S. e Hoeninghaus, D.J. 2010. Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society** 29: 84-99.
- Wright, D.H.; Patterson, B.D.; Mikkelson, G.M.; Cutler, A. e Atmar, W. 1998. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. **Oecologia** 113: 1-20.

Apêndice

Tabela 1. Composição (presença/ausência) da assembleia de insetos aquáticos coletados em riachos tributários e no rio principal, em nove bacias hidrográficas nos municípios de São José dos Ausentes e Bom Jesus/RS. Trib.=Tributário.

Bacia hidrográfica	Região Alta			Região Baixa			
	Tipos de sítios de amostragem (n=9)	Trib. desaguando no rio menor	Rio pequeno antes da confluência	Rio pequeno após confluência	Trib. desaguando no rio maior	Rio maior antes da confluência	Rio maior após confluência
Morfoespécies							
<u>Coleoptera</u>							
Elmidae							
<i>Heterelmis_sp1</i>	1	0	1	1	1	1	1
<i>Hexacylloepus_sp1</i>	0	0	0	1	1	1	1
<i>Hexanchorus_sp1</i>	0	1	0	0	0	0	1
<i>Macrelmis_sp1</i>	1	1	1	1	1	1	1
<i>Macrelmis_sp2</i>	0	1	0	1	0	0	0
<i>Microcyllloepus_sp1</i>	1	1	1	1	0	0	1
<i>Neoelmis_sp1</i>	1	0	1	1	1	1	1
<i>Neoelmis_sp2</i>	1	1	0	1	0	0	0
<i>Phanocerus_sp1</i>	0	0	0	1	0	0	1
<i>Promoresia_sp1</i>	0	0	0	1	0	0	1
<i>Xenelmis_sp1</i>	1	0	1	1	1	1	1
<i>Xenelmis_sp2</i>	1	1	1	1	1	1	1
<i>Xenelmis_sp3</i>	0	1	0	1	0	0	0
<i>Xenelmis_sp4</i>	0	0	0	0	0	0	1
<i>Xenelmis_sp5</i>	0	0	0	0	0	0	0
<u>Ephemeroptera</u>							
Baetidae							
<i>Americabaetis_sp1</i>	1	0	1	1	1	1	1
<i>Americabaetis_sp2</i>	1	1	1	1	1	1	1

Tabela 1. Continuação.

Bacia hidrográfica	Região Alta			Região Baixa			
	Tipos de sítios de amostragem (n=9)	Trib. desaguando no rio menor	Rio pequeno antes da confluência	Rio pequeno após confluência	Trib. desaguando no rio maior	Rio maior antes da confluência	Rio maior após confluência
Morfoespécies							
<u>Ephemeroptera</u>							
Baetidae							
<i>Americabaetis_sp3</i>	0	1	1	1	0	0	
<i>Americabaetis_sp4</i>	0	0	0	1	0	0	
<i>Apobaetis_sp1</i>	0	0	0	1	0	0	
<i>Baetodes_sp1</i>	1	1	1	1	1	1	
<i>Baetodes_sp2</i>	0	1	0	1	1	1	
<i>Baetodes_sp3</i>	1	1	1	1	1	0	
<i>Camelobaetidius_sp1</i>	1	1	1	1	1	1	
<i>Camelobaetidius_sp2</i>	1	1	1	1	1	1	
<i>Camelobaetidius_sp3</i>	1	1	1	1	0	0	
<i>Camelobaetidius_sp4</i>	0	0	0	1	0	0	
<i>Camelobaetidius_sp5</i>	0	0	0	1	0	0	
<i>Cloeodes_sp1</i>	1	1	1	1	1	1	
<i>Cloeodes_sp2</i>	1	1	1	1	1	1	
<i>Cloeodes_sp3</i>	1	1	1	1	1	1	
<i>Tupiara_sp1</i>	0	1	0	1	0	1	
Caenidae							
<i>Caenis_sp1</i>	0	1	0	1	1	1	
<i>Caenis_sp2</i>	0	0	0	0	0	0	
Euthyplociidae							
<i>Campylocia_sp1</i>	0	1	1	0	0	0	
Leptohiphidae							
<i>Leptohiphes_sp1</i>	0	0	0	1	0	1	
<i>Traverhyphes_sp1</i>	1	1	0	1	0	0	

Tabela 1. Continuação.

Bacia hidrográfica	Região Alta			Região Baixa			
	Tipos de sítios de amostragem (n=9)	Trib. desaguando no rio menor	Rio pequeno antes da confluência	Rio pequeno após confluência	Trib. desaguando no rio maior	Rio maior antes da confluência	Rio maior após confluência
Morfoespécies							
<u>Ephemeroptera</u>							
Leptohyphidae							
<i>Traverhyphes_sp2</i>	0	1	1	0	1	1	
<i>Tricorythodes_Ulmer_sp1</i>	1	1	1	1	1	0	
<i>Tricorythodes_Ulmer_sp2</i>	0	1	1	0	1	1	
<i>Tricorythodes_Ulmer_sp3</i>	0	1	0	1	0	0	
<i>Tricorythopsis_sp1</i>	1	0	1	1	1	1	
<i>Tricorythopsis_sp2</i>	1	1	0	1	1	1	
<i>Tricorythopsis_sp3</i>	0	1	0	0	0	0	
Leptophlebiidae							
<i>Askola_sp1</i>	1	0	1	0	0	0	
<i>Askola_sp2</i>	0	1	0	0	0	0	
<i>Farrodes_sp1</i>	1	1	0	1	0	0	
<i>Hagenulopsis_sp1</i>	1	1	1	0	1	1	
<i>Hermanella_sp1</i>	0	1	1	0	0	0	
<i>Homothraulius_sp1</i>	0	0	0	0	1	1	
<i>Massartella_sp1</i>	0	0	0	1	0	0	
<i>Massartella_sp2</i>	0	0	1	0	1	1	
<i>Massartella_sp3</i>	0	1	0	1	0	0	
<i>Miroculis_sp1</i>	0	1	0	0	0	0	
<i>Nedhamella_sp2</i>	0	0	0	0	1	0	
<i>Paramaka_sp1</i>	0	0	1	0	1	0	
<i>Simothraulopsis_sp1</i>	1	0	0	1	1	0	
<i>Simothraulopsis_sp2</i>	1	0	0	1	1	1	
<i>Thraulodes_sp1</i>	1	1	1	1	1	1	

Tabela 1. Continuação.

Bacia hidrográfica	Região Alta			Região Baixa			
	Tipos de sítios de amostragem (n=9)	Trib. desaguando no rio menor	Rio pequeno antes da confluência	Rio pequeno após confluência	Trib. desaguando no rio maior	Rio maior antes da confluência	Rio maior após confluência
Morfoespécies							
<u>Ephemeroptera</u>							
Leptophlebiidae							
	<i>Thraulodes_sp2</i>	0	1	1	0	1	1
	<i>Ulmeritoides_sp1</i>	0	1	1	0	0	1
	<i>Ulmeritoides_sp2</i>	1	1	0	0	0	0
	<i>Ulmeritus_sp1</i>	0	1	1	0	1	1
<u>Plecoptera</u>							
Gripopterygidae							
	<i>Gripopteryx_sp1</i>	1	1	1	1	1	1
	<i>Gripopteryx_sp2</i>	0	1	0	1	0	1
	<i>Gripopteryx_sp3</i>	0	0	1	0	1	1
	<i>Paragripopteryx_sp1</i>	1	1	0	1	0	0
	<i>Paragripopteryx_sp2</i>	1	1	1	1	0	0
	<i>Tupiperla_sp1</i>	1	0	1	1	0	1
	<i>Tupiperla_sp2</i>	0	1	1	0	0	0
Perlidae							
	<i>Anacroneuria_sp1</i>	1	0	0	1	0	0
	<i>Anacroneuria_sp2</i>	0	1	0	1	0	0
	<i>Anacroneuria_sp3</i>	0	0	1	0	1	1
	<i>Kempnyia_sp1</i>	1	1	1	1	1	1
	<i>Kempnyia_sp2</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Kempnyia_sp3</i>	0	0	1	0	1	1
<u>Trichoptera</u>							
Calamoceratidae							
	<i>Phylloicus_sp1</i>	0	1	1	1	1	1

Tabela 1. Continuação.

Bacia hidrográfica	Região Alta			Região Baixa			
	Tipos de sítios de amostragem (n=9)	Trib. desaguando no rio menor	Rio pequeno antes da confluência	Rio pequeno após confluência	Trib. desaguando no rio maior	Rio maior antes da confluência	Rio maior após confluência
Morfoespécies							
<u>Trichoptera</u>							
Calamoceratidae							
	<i>Phylloicus_sp2</i>	0	0	1	1	1	1
Ecnomidae							
	<i>Austrotinodes_sp1</i>	0	1	1	0	1	1
Glossosomatidae							
	<i>Itaura_sp1</i>	1	1	0	1	0	0
	<i>Itaura_sp2</i>	0	1	0	0	1	1
	<i>Mortoniella_sp1</i>	0	0	0	0	0	0
Helicopsychidae							
	<i>Helicopsyche_sp1</i>	1	0	0	1	0	0
	<i>Helicopsyche_sp2</i>	0	0	1	1	1	0
Hydrobiosidae							
	<i>Atopsyche_sp1</i>	1	0	0	1	0	1
	<i>Atopsyche_sp2</i>	0	0	0	0	0	0
Hydropsychidae							
	<i>Leptonema_sp1</i>	1	1	0	1	0	0
	<i>Macronema_sp1</i>	0	0	1	0	1	0
	<i>Macrostemum_sp1</i>	1	1	0	1	0	0
	<i>Macrostemum_sp2</i>	0	0	0	1	1	0
	<i>Smicridea_(Rhyacophylax)_sp1</i>	1	0	1	1	0	0
	<i>Smicridea_(Rhyacophylax)_sp2</i>	1	1	1	1	1	0
	<i>Smicridea_(Rhyacophylax)_sp3</i>	0	0	1	1	1	1
	<i>Smicridea_(Rhyacophylax)_sp4</i>	1	1	0	1	0	1
	<i>Smicridea_(smicridea)_sp1</i>	1	0	0	1	0	0

Tabela 1. Continuação.

Bacia hidrográfica	Região Alta			Região Baixa			
	Tipos de sítios de amostragem (n=9)	Trib. desaguando no rio menor	Rio pequeno antes da confluência	Rio pequeno após confluência	Trib. desaguando no rio maior	Rio maior antes da confluência	Rio maior após confluência
Morfoespécies							
<u>Trichoptera</u>							
Hydropsychidae							
	<i>Smicridea_(smicridea)_sp2</i>	0	0	0	1	1	1
	<i>Smicridea_(smicridea)_sp3</i>	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae							
	<i>Alisotrichia_sp1</i>	0	1	1	0	1	0
	<i>Ceratotrichia_sp1</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Metrichia_sp1</i>	1	0	0	1	0	0
	<i>Metrichia_sp2</i>	1	0	1	1	1	1
	<i>Metrichia_sp3</i>	0	1	1	1	1	1
	<i>Metrichia_sp4</i>	0	1	0	1	0	1
	<i>Neotrichia_sp1</i>	1	0	0	1	1	1
	<i>Neotrichia_sp2</i>	0	1	1	0	1	1
	<i>Oxyethira_sp1</i>	1	0	1	1	1	0
	<i>Oxyethira_sp2</i>	0	1	0	1	0	1
Leptoceridae							
	<i>Nectopsyche_sp1</i>	1	0	1	1	1	1
	<i>Nectopsyche_sp2</i>	0	1	1	1	1	1
	<i>Nectopsyche_sp3</i>	0	1	0	0	0	1
	<i>Nectopsyche_sp4</i>	0	1	1	1	0	1
	<i>Oecetis_sp1</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Triplectides_sp1</i>	0	0	0	1	0	0
Odontoceridae							
	<i>Marilia_sp1</i>	0	0	1	1	0	0
	<i>Marilia_sp2</i>	0	1	0	0	1	1

Tabela 1. Continuação.

Bacia hidrográfica	Região Alta			Região Baixa			
	Tipos de sítios de amostragem (n=9)	Trib. desaguando no rio menor	Rio pequeno antes da confluência	Rio pequeno após confluência	Trib. desaguando no rio maior	Rio maior antes da confluência	Rio maior após confluência
Morfoespécies							
<u>Trichoptera</u>							
Odontoceridae							
	<i>Cynellus_sp1</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Cynellus_sp2</i>	1	0	0	0	0	0
	<i>Polyplectropus_sp1</i>	1	1	0	0	1	0
Sericostomatidae							
	<i>Grumicha_sp1</i>	0	0	0	1	0	0
Xiphocentronidae							
	<i>Machairocentron_sp1</i>	1	1	0	0	0	0

