



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

Instituto de Biociências

Programa de Pós-Graduação em Ecologia



Tese de Doutorado

*Classificação de rios e sua relação com a comunidade de  
macroinvertebrados em riachos*

Márlon de Castro Vasconcelos

Porto Alegre, agosto de 2012

*Classificação de rios e sua relação com comunidade de  
macroinvertebrados em riachos*

Márlon de Castro Vasconcelos

Tese de Doutorado 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 Doutor em Ciências com ênfase em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Albano Schwarzbold

Co-orientador: Prof. Dr. Adriano Sanches Melo

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Fernando G. Becker

Profa. Dra. Cristina Stenert

Pesq. Dr. Daniel F. Buss

Porto Alegre, agosto de 2012

## Dedicatória

---

*Aos meus pais, Vicente e Maria Zélia, e meus  
irmãos Marinez, Marilene, Marília, Marilza,  
Meire, Marcos e Marilúcia.*

## **Agradecimentos**

---

Ao Prof. Dr. Albano Schwarzbald, pela oportunidade e orientação. Pelas conversas no laboratório e no campo, que foram verdadeiras aulas sobre limnologia, geografia, história natural e diversos assuntos mais. Acima de tudo, pela importância de um trabalho bem feito e ético.

Ao Prof. Dr. Adriano Sanches Melo, pela coorientação. Por me fazer gostar de estatística, puxões de orelha na fase inicial da caminhada de 2005 a 2007, quando me orientou no mestrado, e que muito ajudaram nesta etapa. Por ser o principal responsável por eu ser um apaixonado pelo mundo dos macroinvertebrados.

Agradeço também ao corpo docente da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, que ao longo de sete anos transmitiu uma pequena parte do vasto conhecimento que adquiriu ao longo de anos de caminhada. Profs. Dr. Valério Pillar, Dr. Fernando Becker, Dra Sandra Hartz, Dra Terezinha Guerra, Dra Sandra Müller, o agora professor Dr. Leandro Duarte, que durante o início da caminhada em 2005 era um aluno de doutorado e outro responsável, junto com os Profs. Valério e Adriano, pela minha imersão no mundo da estatística. Ainda em especial ao laboratório de geoprocessamento da UFRGS, na pessoa do Prof. Henrich Hasenack, pelos dados que caracterizam as bacias hidrográficas utilizadas nesta tese.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e aos funcionários na pessoa da Silvana Barzotto, secretária do PPG – Ecologia, pelo suporte técnico e demais subsídios necessários à realização desta tese.

À CAPES, pela bolsa de estudos que foi de extrema valia nos quatros anos de desenvolvimento desta tese.

Aos amigos Fabiana Schneck, Cátia Viviane, Silvia Milesi, Luiz Hepp, André “calango”, André “Aves”, Jean, Jorge “Sebastião” Silva, Rafael Machado, Fernando Bergamin, Adriano Cavalleri, Carolina Blanco e Fernando Joner, pela convivência na UFRGS, cafés, RU’s, “Chic’s e famosos” e por conversas sobre assuntos diversos. A Larissa Biassoto, pela ajuda na triagem dos organismos amostrados. Aos amigos Fabiana Schnek, Silvia Milesi, Bruno Spacek, Luiz Hepp e Victor Landeiro, e aos Profs Drs Fernando Becker e Sandra Hartz, por sugestões nos artigos que compõem esta tese, e conversas sempre enriquecedoras sobre os assuntos pertinentes à ecologia.

Ao Sr. Gelso Rebelato, que sem ele não teria recuperado meu computador no ônibus de Passo Fundo a Porto Alegre. Desta forma, possibilitou que eu não perdesse grande parte dos dados desta tese.

À Gisele Sana Rebelato, por sua assistência no trabalho de campo. Por seu carinho, por ser importante em um momento delicado da minha vida, por entender minhas ausências e mesmo assim ainda sorrir para mim, por me ajudar a rir quando o que eu mais queria era jogar o computador na parede, por me fazer gostar de gatos. Enfim, por me deixar fazer parte do seu mundo.

## Resumo

---

Nesta tese avaliei a relação entre a classificação de riachos em tipos de rios baseados nas suas características abióticas com a comunidade de macroinvertebrados. Especificamente, avaliei as seguintes questões: 1) Como as escalas de trecho de rio (local) e de bacia hidrográfica (regional) influenciam as comunidades? 2) As classificações de rios baseadas em variáveis abióticas são concordantes com aquelas baseadas em macroinvertebrados? 3) As respostas das comunidades de macroinvertebrados são similares quando diferentes abordagens de classificação são usadas? Por fim, 4) De que forma a resolução taxonômica e o tratamento dos dados influenciam as perguntas 2 e 3? Este estudo foi realizado em 38 riachos, numa área de 282 mil km<sup>2</sup> no Rio Grande do Sul. As distâncias entre os riachos variaram entre 15 a 670 km. As variáveis físicas e químicas dos rios foram obtidas em trechos de 50 metros de extensão. A bacia hidrográfica de cada trecho foi delimitada e o uso da terra, tipo de solo e o relevo foram obtidos por meio de SIG. A tese traz uma “*Apresentação geral*” como Introdução. **O capítulo 1** cobre a revisão da literatura e foi publicado na revista *Ciência e Ambiente*. **O capítulo 2** apresenta a relação das variáveis ambientais e do espaço (distância geográfica) com a comunidade de macroinvertebrados. Como principal resultado, observou-se que o ambiente explica a maior parte da variação da distribuição na comunidade de macroinvertebrados, sendo que o efeito do ambiente é dependente da resolução taxonômica utilizada. **No capítulo 3** avaliei a concordância entre classificações bióticas e abióticas. Avaliamos concomitantemente o efeito da resolução taxonômica, tipo de dado e da escala (trecho de rio x bacia hidrográfica). Tanto o tipo de dado quanto a resolução taxonômica influenciaram os resultados, sendo a classificação baseada nos dados no nível de família o único concordante com a classificação baseada em dados abióticos (duas escalas juntas). Outro importante

resultado obtido foi a observação de que em uso de diferentes escalas, separadamente, verifica-se que a concordância se deu apenas para a escala de bacia hidrográfica, desde que para abundância no nível de gênero e presença/ausência no nível de família. **No capítulo 4** verifiquei a relação da comunidade de macroinvertebrados com cinco sistemas de classificações de rios. As duas primeiras são baseadas em hidrorregiões, a terceira, em ecorregiões aquáticas da FEOW, a quarta deriva das ordens dos rios e a quinta é resultado do agrupamento de variáveis ambientais medidas localmente e regionalmente. Os resultados demonstram que a classificação baseada em variáveis ambientais se apresentou como o melhor sistema de classificação dos rios amostrados. Também avaliamos o tipo de dado e resolução taxonômica. Novamente a resolução taxonômica foi importante para os resultados obtidos e os dados de gênero obtiveram os melhores resultados. Por fim, na última parte da tese são apresentadas as *considerações finais*.

**Palavras-chave:** Macroinvertebrados em riachos, classificação ambiental, resolução taxonômica, resolução numérica, espaço, escala, tipologia de rios.

## Abstract

---

This thesis evaluated the relationships between stream classifications according to their abiotic characteristics and macroinvertebrate stream assemblages. Specifically, I asked the following questions: 1) How the macroinvertebrate communities are related with stream reach and catchment scales ? 2) Are the streams classifications with biotic and abiotic approach congruent? 3) Are there similar responses of macroinvertebrate assemblages when different classification approaches are used? 4) Can the taxonomic resolution and data type (abundance and presence/absence) to influence the results? This study was conducted in 38 streams, with distances among streams ranged from 15 to 670 km at an area of 282.000 km<sup>2</sup> in Rio Grande do Sul state. The chemical and physical variables were obtained at a 50 m reach in each stream. The catchment was delimited and land use, soil coverage and relief were obtained using GIS tools. The thesis includes an “*overview*” as introduction. **Chapter 1** covers the literature review and was published on *Ciência e Ambiente*. The **Chapter 2** shows the relationship of environmental variables and space (distance among streams) with macroinvertebrate assemblages. The main result was that the environment accounted for most of the variation on the distribution of macroinvertebrate assemblages and this effect was dependent of the taxonomic resolution. In **chapter 3** I evaluated the concordance between the abiotic and biotic classifications as well as the effect of the numerical and taxonomic resolution and the scale (stream reach x catchment). The results are dependent of the taxonomic resolution and data type. The most important result was the effect of taxonomic resolution on the concordance between biotic and abiotic classifications. The classification based on macroinvertebrate family data was the only biotic classification concordant with the classification based on abiotic data. Another



important result is that different scales, when used separately, only catchment classification was concordant with biotic one, and this result was dependent of both taxonomic and data type. In **chapter 4** we assessed the relationship of macroinvertebrate assemblages with five stream classifications. The first two is based on catchments grouped in hydrologic units, the third is based in freshwater ecoregions of FEOW, the fourth is based on stream orders and the fifth is result by cluster of environmental variables get on stream reach and catchment scales. That classification based on environmental variables had the higher scores than others classification by *Classification Strength* approach. The taxonomic and numeric resolutions were also evaluated. The taxonomic resolution was important to the results obtained, and genera data show the best scores. In the last part of the thesis are presented the *conclusion remarks*.

**Key-words:** Stream macroinvertebrates, environmental classifications, taxonomic resolution, numeric resolution, space, scale, stream typology.

## Sumário

---

<b>Lista de Figuras</b>	<b>xi</b>
<b>Lista de Tabelas</b>	<b>xiv</b>
<b>Apresentação Geral</b>	<b>1</b>
<b>Capítulo 1 Tipologia ecológica de rios</b>	<b>4</b>
<i>Apresentação</i>	4
<i>Tipologia de rios</i>	4
<i>Criando tipologias</i>	6
<i>Algumas Tipologias</i>	8
<i>Uso de comunidades aquáticas</i>	12
<i>“Tipologia” de Rios no Brasil</i>	13
<i>Exemplo numérico</i>	15
<i>Considerações finais</i>	18
<i>Referências</i>	19
<b>Capítulo 2. Diferentes escalas para explicar a distribuição de macroinvertebrados aquáticos: a importância relativa das variáveis locais e regionais em riachos subtropicais</b>	<b>28</b>
<b>Resumo:</b>	<b>28</b>
<b>Introdução</b>	<b>30</b>
<b>Métodos</b>	<b>32</b>
<b>Resultados</b>	<b>36</b>
<b>Discussão</b>	<b>39</b>
<b>Agradecimentos</b>	<b>45</b>
<b>Referências</b>	<b>45</b>
<b>Capítulo 3.</b>	<b>59</b>
<b>Resumo:</b>	<b>59</b>
<b>Introdução</b>	<b>61</b>
<b>Métodos</b>	<b>64</b>
<b>Resultados</b>	<b>69</b>
<b>Discussão</b>	<b>72</b>
<b>Agradecimentos</b>	<b>78</b>

Referências _____	79
<b>Capítulo 4. Comparando o desempenho de diferentes sistemas de classificação de riachos utilizando-se macroinvertebrados aquáticos. _____</b>	<b>93</b>
Resumo: _____	93
Palavras-Chave: Força de Classificação, MRPP, Hidrorregiões, Ambientes tropicais. _____	94
Introdução _____	95
Métodos _____	97
Resultados _____	102
Discussão _____	103
Agradecimentos: _____	109
Referências _____	109
Considerações finais _____	129
Apêndice 1. Chaves taxonômicas _____	134
Apêndice 3. Mapa com riachos amostrados _____	132
Apêndice 4. Um breve comentário sobre análise temporal _____	121
Apêndice 5. <i>Boxplots</i> para as variáveis ambientais _____	123
Apêndice 6. Mapas com as abundâncias das ordens de macroinvertebrados _____	132
Apêndice 7. Mapas com as riquezas das ordens de macroinvertebrados _____	139
Apêndice 8. Mapas com distribuição relativa das variáveis ambientais _____	145

## Lista de Figuras

---

### Capítulo 1

**Figura 1.** A) Plano de visão dos Tipos de Rio gerados pelo nível 1 da metodologia proposta por Rosgen. B) Tipos de rios nível 1 na paisagem. *Erro! Indicador não definido.*

**Figura 2.** Quadro das informações relevantes para estabelecer a Tipologia de rios proposta por Rosgen. Modificado de Rosgen<sup>8</sup>. *Erro! Indicador não definido.*

**Figura 3.** Exemplo de tipologia de rios baseada no sistema A do WFD. A) Divisão da Bacia do Rio Calão (área delimitada) no mar mediterrâneo em duas regiões ecológicas, a Bacia da esquerda é a do rio Elbro; B) Tipologia segundo critérios de geologia; C) Tipologia que usa a área da rede de drenagem e em D) Tipologia que usa altitude. Modificado de Munné & Prat<sup>2</sup>. *Erro! Indicador não definido.*

**Figura 4.** Mapa do estado do RS com os grupos formados baseados em todas as variáveis utilizadas no exemplo numérico. *Erro! Indicador não definido.*

**Figura 5.** PCoA com base nas oito variáveis utilizadas no exemplo. Não há eixos estáveis com base no teste de aleatorização. *Erro! Indicador não definido.*

### Capítulo 2

**Figura 1** Área de estudo. \_\_\_\_\_56

**Figura 2.** RDA para os dados de comunidade no nível de gênero com as variáveis selecionadas. a) variáveis ambientais selecionadas Alt. = Altitude média na bacia, Decl. = Declividade média na bacia, NT = Nitrogênio total, PT = Fósforo total, %Silte = % de silte e %Fina = % de areia fina, b) Comunidade de macroinvertebrados aquáticos medidos no nível de gênero, apenas aqueles com altos valores para os eixos são mostrados. Para abreviatura dos gêneros veja Apêndice 1. \_\_\_\_\_57

**Figura 3.** RDA para os dados de comunidade no nível de gênero com as variáveis selecionadas. Apenas as famílias mais relacionadas com cada eixo são mostradas. Alt. = Altitude média na bacia, NT = Nitrogênio total, PT = Fósforo total, %Silte = % de silte e %Fina = % de areia fina. b) Comunidade de macroinvertebrados aquáticos medidos no nível de família, apenas aquelas com altos valores para os eixos são mostrados. Para abreviatura dos gêneros veja Apêndice 1. \_\_\_\_\_ 58

### Capítulo 3

**Figura 1.** Localização da área de estudo. Os pontos no mapa indicam os riachos amostrados. \_\_\_\_\_ 91

**Figura 2.** Amostragem de variáveis físicas e da comunidade de macroinvertebrados. Os números indicam a ordem com que os organismos foram amostrados. D = distância entre as corredeiras. Os números indicam as sequências de amostragem nas corredeiras. \_\_\_\_\_ 91

**Figura 3.** Tipos de rios definidos com base nas variáveis ambientais. A) riachos amostrados, B) tipos de rios obtidos com as variáveis na escala de trecho, C) pos de rios obtidos com as variáveis nona escala de bacia hidrográfica, D) tipos de rios obtidos com as variáveis com as duas escalas em conjunto. Os números na legenda indicam os tipos de rios obtidos. \_\_\_\_\_ 92

**Figura 4.** Tipos de rios definidos com base na comunidade de macroinvertebrados aquáticos. A) riachos amostrados, B) tipos de rios obtidos para os dados no nível de gênero baseados em abundância, C)Tipos de rios obtidos para os dados no nível de família baseados em abundância, D) Tipos de rios obtidos para os dados no nível de família baseados em presença/ausência. Os números na legenda indicam os tipos de rios obtidos. \_\_\_\_\_ 92

### Capítulo 4

**Figura 1.** Mapa do Rio Grande do Sul. Os pontos representam os riachos amostrados.

---

116

**Figura 2.** Classificação de rios obtida a partir: a) das variáveis ambientais e b) agrupamento de ordens dos rios em dois grupos.

---

116

**Figura 3.** Classificações de rios para o estado do Rio Grande do Sul. a) hidrorregiões do PNRH, b) hidrorregiões da SEMA e c) ecorregiões aquáticas definidas pelo FEOU.

---

117

**Figura 4.** A figura mostra uma matriz de similaridade utilizada na estatística *CS*. Os quadrados cinza claro representam a variação entre grupos e os triângulos cinza escuros, a variação dentro de grupo. Em 2.1 cada letra representa um grupo diferente, em 2.2  $\bar{W}$  representa similaridade média dentro de grupos e  $\bar{B}$ , a similaridade média entre grupos.

---

117

**Figura 5.** Similaridade média para dados no nível de gênero. Os braços (eixo X) dos dendogramas representam a similaridade média dentro de cada grupo ( $W_i$ ); as linhas verticais representam a média geral entre grupos ( $\bar{B}$ ). URU = Uruguai; ATL = Atlântico; GUAÍ = Guaíba; LIT = Litoral; A. URU = Alto Uruguai; B. URU = Baixo Uruguai; PAT = Lagoa dos Patos; G1 = 1ª à 3ª Ordens e G2 = 4ª e 5ª Ordens.

---

118

**Figura 6.** Similaridade média para dados no nível de família. Os braços (eixo X) dos dendogramas representam a similaridade média dentro de cada grupo ( $W_i$ ); as linhas verticais representam a média geral entre grupos ( $\bar{B}$ ). URU = Uruguai; ATL = Atlântico; GUAÍ = Guaíba; LIT = Litoral; A. URU = Alto Uruguai; B. URU = Baixo Uruguai; PAT = Lagoa dos Patos; G1 = 1ª à 3ª Ordens e G2 = 4ª e 5ª Ordens.

---

119

## Lista de Tabelas

---

### Capítulo 1

**Tabela 1.** Média, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) para as oito variáveis utilizadas no exemplo numérico. Para um  $n = 38$ . \_\_\_\_\_ 24

### Capítulo 2

**Tabela 1.** Média e DP para as variáveis utilizadas nas análises. \_\_\_\_\_ 54

**Tabela 2.** Variáveis ambientais selecionadas pelo critério de Branchet *et al.* (2008) na RDA e pelo BIOENV para os níveis de gênero e família. \_\_\_\_\_ 54

**Tabela 3.** Variáveis selecionadas segundo o critério de Blanchet *et al.* (2008). Valores de  $R_a^2$  estão expressos em percentagem. \_\_\_\_\_ 55

### Capítulo 3

**Tabela 1.** Média, desvio padrão, mínimo e máximo para as variáveis selecionadas no estudo. L - variáveis locais, R – variáveis regionais. \_\_\_\_\_ 88

**Tabela 2.** Média e desvio padrão para as variáveis ambientais em cada tipo de rio definido com as duas escalas em conjunto. Variáveis em negrito indicam diferenças significativas  $\alpha = 0,05$ . Os números indicam a qual tipo de rio a variável se relaciona.  
\_\_\_\_\_ 89

**Tabela 3.** Média e desvio padrão para as variáveis que diferiram entre os tipos de rios para as escalas de trecho. \_\_\_\_\_ 89

**Tabela 4.** Análise de qui-quadrado entre as classificações obtidas com as variáveis ambientais e de macroinvertebrados por resolução taxonômica, numérica e escala. Ab = abundância; PA = presença/ausência. Valores de qui-quadrado em negrito, significativos para  $\alpha = 0,05$ . \_\_\_\_\_ 90

**Tabela 5.** Resultado obtido pela MANOVA-db quanto à diferença na comunidade entre os tipos de rios. Valores de soma de quadrados em negrito significativos para  $\alpha = 0,05$ .  
\_\_\_\_\_ 90

**Tabela 6.** Resultado obtido para a força de classificação - CS. Valores expressos em percentagem. \_\_\_\_\_ 93

#### Capítulo 4

**Tabela 1.** Média, desvio padrão, mínimo e máximo para as variáveis ambientais utilizadas no estudo. \_\_\_\_\_ 114

**Tabela 2.** Resultado do teste de permutação por MRPP para os valores de riqueza (**R**) e abundância de gêneros e famílias entre os sistemas de classificação adotados. \* valores de MRPP significativos para  $\alpha = 0,05$ . \_\_\_\_\_ 114

**Tabela 3.** Resultado da MANOVA-db entre as hidrorregiões e tipos de rios definidos pelos dados ambientais. \* soma de quadrados significativa para  $\alpha = 0,05$ . \_\_\_\_\_ 115

**Tabela 4.** Força de Classificação (CS) para as bases de dados com todos os taxa, gêneros e Família.  $\bar{W}$  similaridade média dentro de grupos (%),  $\bar{B}$  similaridade média entre grupos (%). \* Valores de CS significativos para MRPP para  $\alpha = 0,001$ .  
\_\_\_\_\_ 115



## **Apresentação Geral**

---

O meio ambiente apresenta variação em suas características entre diferentes locais e no tempo. Da mesma forma, as comunidades biológicas variam em relação a estes componentes espaço e tempo. A partição da variação ambiental total em grupos, incluindo locais homogêneos, facilita o entendimento dessa complexidade ambiental e o gerenciamento por parte de políticas públicas. Essa partição da complexidade pode ser realizada a partir de características tais como relevo, tipo de solo, clima etc. O uso de tais características em áreas extensas propicia a criação de ecoregiões, onde os processos ecológicos e evolutivos tendem, assim como as características físicas, a ser mais homogêneos. Seguindo esse raciocínio, as comunidades biológicas podem diferir entre os diferentes ambientes obtidos pela classificação ambiental. Da mesma forma que podemos classificar ambientes com base nas suas características abióticas, podemos utilizar comunidades biológicas para diferenciar os ambientes.

Ambientes aquáticos e todos os seus constituintes, bióticos ou não, variam intensamente, indo de períodos de cheia a seca num intervalo curto de tempo como um ano. Da mesma forma, as comunidades apresentam uma flutuação nas suas abundâncias, bem como em sua ocorrência, de uma estação à outra e de um ano para outro. Em ambientes aquáticos, as características físicas e químicas da água são um reflexo das características da área de entorno e do clima da região. Além disso, características relacionadas com a geologia do leito do rio e da vegetação justaposta às margens modelam os *habitats* observados no leito. Características locais tais como velocidade da corrente, profundidade e granulometria e características relacionadas a uma escala regional, que abrange a rede de drenagem como tipo de solo, relevo, altitude e uso do solo, podem agrupar diferentes rios e dessa forma facilitar o nosso entendimento a respeito deles. Todavia, a simplificação ambiental pode excluir ou encobrir processos ambientais importantes, ainda mais quando áreas extensas que cobrem algumas dezenas de quilômetros quadrados são utilizadas. Desta forma, uma subclassificação, isto é, uma classificação em escala mais fina, se faz necessária para que propriedades mais locais possam ser reconhecidas.

Sob tal perspectiva, avaliei principalmente dois aspectos da relação de classificações ambientais e macroinvertebrados em riachos, a saber:

- 1) Como as escalas de trecho de rio (local) e de bacia hidrográfica (regional) influenciam as comunidades?
- 2) As classificações de rios baseadas em variáveis abióticas são concordantes com aquelas baseadas em macroinvertebrados?
- 3) As respostas das comunidades de macroinvertebrados são similares quando diferentes abordagens de classificação são usadas?
- 4) De que forma a resolução taxonômica e o tratamento dos dados influenciam as perguntas 2 e 3?

Essas perguntas gerais foram divididas em quatro capítulos ao longo da tese, sendo que o **capítulo 1** é uma revisão do assunto e foi publicado como um artigo de divulgação. Neste artigo é apresentado um panorama geral sobre o tema *tipologia de rio*, que é a classificação ambiental de sistemas lóticos. Ainda, apresento algumas propostas tipológicas utilizadas na literatura, bem como estudos que envolvem a classificação de rios no Brasil. Finalizo o artigo com apresentação de um exemplo quantitativo baseado em parte dos dados coletados nesta tese.

No **capítulo 2** relaciono o ambiente e espaço (distância geográfica) com as comunidades de macroinvertebrados em riachos. Desta forma, procurei observar como a comunidade se comporta frente ao ambiente em duas escalas distintas, local e regional, em que as variáveis locais são aquelas comumente amostradas no nível de trecho de rio e as regionais são aquelas relacionadas às características da rede de drenagem. O espaço foi mensurado a partir das coordenadas geográficas de cada trecho amostrado, com uma abordagem de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas – PCNM. Essa abordagem agrupa diferentes processos ecológicos que ocorrem em diferentes escalas. Nosso objetivo em avaliar o espaço é apenas de compreender sua importância junto ao ambiente e a comunidade de macroinvertebrados aquáticos.

No **capítulo 3** busquei avaliar a concordância entre uma classificação baseada em variáveis ambientais amostradas localmente e regionalmente com uma classificação de riachos baseada na comunidade de macroinvertebrados. Levo em consideração os possíveis efeitos das resoluções taxonômica, tipo de dado utilizado (abundância x presença/ausência), bem como da escala (trecho de rio e bacia hidrográfica) sobre uma possível concordância.

No **capítulo 4** testo cinco classificações de rios baseadas em diferentes critérios, sendo duas constituídas por hidrorregiões delimitadas pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil e pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente/RS, a terceira, as ecorregiões aquáticas da FEOW, a quarta, tendo como base a ordem do rios conforme a classificação de Strahler e, por fim, o agrupamento de variáveis ambientais. O objetivo com este capítulo foi verificar qual esquema de classificação melhor reflete a variação na comunidade de macroinvertebrados.

Por fim, na seção de **considerações finais**, integro os principais resultados obtidos nos capítulos de 2 a 4, uma vez que o capítulo 1 é um artigo de divulgação sobre o tema “tipologia de rios”. Cada capítulo apresenta uma formatação distinta, em conformidade com as revistas nas quais serão submetidos ou foram publicados (capítulo 1).

## Capítulo 1.

---

### Tipologia ecológica de rios

#### *Apresentação*

Tipologia de rios é o resultado do agrupamento de unidades resultantes das diferenças entre fatores ambientais estruturantes possíveis de serem replicados em locais semelhantes não amostrados. São utilizadas tanto para políticas públicas quanto para atividades de pesquisas de diferentes áreas do conhecimento da hidrologia, da geografia, da ecologia de rios e outras. Neste artigo abordamos os aspectos gerais sobre tipologia de rios, seu conceito, aspectos gerais e históricos, apresentação de algumas tipologias citadas na literatura, bem como de metodologias para se estabelecer tipologias. Também apresentamos um exemplo numérico tomado de rios do Rio Grande do Sul, que pode auxiliar na compreensão do texto.

#### *Tipologia de rios*

A necessidade de gerir adequadamente os recursos hídricos, seja em nível municipal, estadual, nacional ou internacional, torna indispensável o uso de mecanismos de caracterização dos cursos d'água, a fim de organizar as políticas públicas voltadas características da área foco. Neste contexto, uma ferramenta que vem sendo utilizada é a

---

Vasconcelos, M. C. & Schwarzbald, A. 2011. Tipologia ecológica de rios, *Ciência e Ambiente*, 41, 41-56. Modificado do artigo publicado.

para estes fins<sup>1</sup>. Programas ambientais que visam recuperar sistemas fluviais degradados podem ser mais eficientes, se possuírem áreas de referências com as mesmas classificação de rios em diferentes tipos, de acordo com padrões observados em suas redes de drenagem<sup>2,3,4</sup>.

O clima, a geologia, a geomorfologia, dentre outros, mudam entre os diferentes locais e criam diferentes paisagens<sup>5</sup>. Os cursos d'água também sofrem diferenciações com base nessas condicionantes climáticas, geológicas e morfológicas<sup>6</sup>. Além disso, diferenças em nível local, como presença e extensão de corredeiras e deposição de sedimento, modificam as formas dos rios<sup>6,7</sup>. Estas e outras métricas de paisagem, que variam entre os cursos d'água, podem ser utilizadas para agrupá-los em ecorregiões<sup>1</sup>. As ecorregiões (regiões com relativa homogeneidade ambiental) delimitam grandes áreas em que cada nível local do ecossistema representa mais ou menos uma região com um padrão previsível. Assim, é possível prever o mesmo padrão em locais não observados, desde que possuam condições semelhantes àquelas encontradas nos locais amostrados<sup>1</sup>. Segundo Rosgen<sup>8</sup>, Davis (1899) foi o primeiro a realizar uma classificação de rios. Baseado na idade, ele dividiu rios em três categorias: jovens, maduros e velhos. Classificações adicionais têm sido relatadas seguindo diferentes critérios, desde aqueles relacionados ao transporte de material, estabilidade do canal, tipo de vale e características geológicas<sup>9,8,10</sup>. Schäfer<sup>11</sup>, além de uma tipologia morfológica (rios de regiões montanhosas e de planícies), se utiliza de uma divisão climática e uma hidrológica. Dentro da divisão climática encontram-se rios dirreicos, nascente e foz em zonas úmidas com curso médio em zonas áridas; endorreicos, nascente em zona úmida e foz em zonas áridas; arreicos, nascente e foz em zonas áridas, e eurreicos, nascente e foz em zonas úmidas. A divisão hidrológica observa alguns elementos contidos no balanço hídrico da rede de drenagem, sendo a precipitação fator importante. As condições para o

balanço hídrico dependem da homogeneidade da rede de drenagem em relação ao macroclima, diferenciando-se em: Regime glacial, em que parte da bacia é coberta por geleiras; Regime pluvial, em que a vazão está relacionada à periodicidade das precipitações, sendo divididas em regime oceânico (precipitação dependente das massas vindas do oceano) e tropical (precipitação dependente da distribuição de épocas chuvosas).

### ***Criando tipologias***

Gerritsen e Barbour<sup>12</sup> mencionam três passos analíticos na criação de ferramenta para avaliação biológica de áreas: 1) determinar classes naturais de sistemas não impactados, 2) desenvolver e testar mensurações biológicas que separem essas áreas e 3) estabelecer critérios de decisões que separam os locais avaliados. Em suma, o que os autores sugerem é um “passo a passo” para se estabelecer áreas de referência, que podem ser utilizadas para estabelecer tipologias. De forma geral, essas classificações podem ser obtidas a partir de duas abordagens: uma *top-down* e outra *bottom-up*<sup>13</sup>.

Abordagens *top-down* utilizam informações de conhecimento prévio valendo-se de informações georreferenciadas (SIG). Mapas temáticos são uma forma de estabelecer tipologias com base em variáveis como topologia, geologia, clima, temperatura, precipitação, altitude e outras<sup>2,14</sup>. Diferentes escalas de mapas podem ser utilizadas dependendo da proposta do trabalho, por exemplo, a escala de 1:1.000.000 gera uma quantidade de tipos de rios menor que uma escala de 1:250.000, tendo diferentes variáveis gerando essas tipologias. A primeira escala é interessante se desejamos comparar rios em diferentes tipos de climas, Rio Grande do Sul e Bahia, por exemplo. A segunda escala seria mais apropriada para uma condição mais “local”, como rios dentro do estado do Rio Grande do Sul<sup>2</sup>. A limitação no uso de SIG é a disponibilidade

de mapas digitalizados para escalas maiores, como 1:50000, principalmente quando se tem uma grande área de estudo como um Estado. O Serviço Geográfico do Exército Brasileiro dispõe de um acervo de mapas na escala de 1:50000 e até maiores; contudo, algumas métricas de paisagem, como conectividade entre rios e habitats, por exemplo, são mais rápidos de serem obtidos em mapas digitalizados. Na falta destes, um esforço de digitalização por pessoal especializado é extremamente necessário e parcerias entre laboratórios e instituições de ensino são uma medida para compartilhar conhecimento e baratear custos.

Estudos *bottom-up* usam dados coletados em campo que são utilizados para os agrupamentos dos cursos d'água. Os dados podem ser de características de habitats, da água, informações geográficas, além de dados de comunidades aquáticas. Esses dados são compilados e tratados estatisticamente para gerarem as tipologias. Ainda, a utilização de diferentes bases de dados para um mesmo local gera tipos de rios diferentes, por isso é importante avaliar quais medidas melhor representam as variações encontradas para a região e a escala de medida do estudo a ser avaliado<sup>1,2,4</sup>.

Dados com diferentes ordens de grandeza e diferentes bases são ditos multivariados e precisam de análises que reflitam sua natureza. Para tal, as mais usadas são análises de agrupamento e métricas de ordenação. Análises de agrupamento são úteis para agrupar as amostras de acordo com suas similaridades, sendo seu resultado dentro desse contínuo espacial chamado de tipologia, pois cria tipos/grupos diferentes entre si. A proposta do agrupamento em dados ecológicos é justamente identificar esses possíveis grupos<sup>15</sup>. As métricas de ordenação consistem em ordenar e reduzir a informação ecológica de modo a “simplificar” o padrão ou padrões encontrados na natureza<sup>15</sup>. As duas análises são independentes entre si, contudo, podem ser utilizadas em conjunto para melhor compreensão dos padrões observados. O agrupamento apenas

nos mostra os diferentes grupos formados a partir dos dados utilizados, enquanto na ordenação é possível observar as relações de espécies ou locais amostrados com as variáveis ambientais utilizadas. Com os grupos definidos e com as unidades amostrais dispostas no gráfico de ordenação, é possível associar os grupos às variáveis amostradas<sup>16,2,13</sup>. O exemplo numérico abaixo é uma representação simplificada de como estudos *bottom-up* são construídos e para detalhes sobre métodos multivariados veja em Legendre e Legendre<sup>15</sup>.

### *Algumas Tipologias*

Rosgen<sup>7</sup> chama a atenção para os riscos que um esquema de classificação de rios oferece, pois pode simplificar um sistema complexo, uma vez que se tenta prever o comportamento de um rio pela sua aparência. Contudo, ressalva que, mesmo diante desse dilema, a classificação ainda é vantajosa, pois se justifica no fato de poder desenvolver uma relação entre a hidrologia e o sedimento para um dado estado ou tipo de rio, provê um mecanismo para extrapolar dados de um determinado rio para aqueles similares a ele e, além disso, provê uma comunicação dos trabalhos de sistemas de rios entre diferentes disciplinas.

A proposta de Rosgen possui dois níveis: Nível 1, Caracterização Geomorfológica, e Nível 2, Descrição Morfológica. O nível 1 busca delinear uma caracterização geral integrando a paisagem, características fluviais e morfologia do vale, dentre outros. Considera ainda a influência do clima, história de deposição, regionalização (deserto, alpinos, etc) e morfologia do canal (Figura 1).

Na figura 1.A podemos identificar a inclinação dominante do rio, a morfologia da secção lateral, vista “plano de visão” e, por último, os tipos gerados. Por exemplo, o Tipo Aa+ possui uma inclinação > 10%, tende a ser encaixado, com alto índice de



transporte de detritos, presença de cachoeiras etc. O perfil longitudinal pode ser inferido a partir de mapas topográficos e reflete a inclinação do canal. A morfologia da secção lateral indica como o rio está inserido no vale, ou seja, o quanto ou quão encaixado. O “plano de visão” indica a sinuosidade do rio, indo desde rios retilíneos (Tipo A) a rios sinuosos (Tipo E). Podem-se encontrar também diferentes configurações entre estes extremos, além de canais múltiplos, que refletem diferentes padrões. Assim, a combinação destas características determina a tipologia inicial do rio em foco.

O nível 2 complementa as informações obtidas no nível 1 e cria médias que geram os padrões que serão utilizados no estabelecimento da tipologia final do rio foco. Um destes complementos é o tamanho médio da partícula na calha do rio e varia de rios com maior quantidade de rochas (Tipo 1) até rios com maior proporção de silte/argila (Tipo 6). A figura 2 mostra como essas informações são sistematizadas para gerar a tipologia final.

Outra tipologia foi proposta pela União Européia em 2000, por meio do Water Framework Directive – WFD<sup>17</sup>, que estabeleceu uma série de normativas e guias para definir regiões ecológicas. Esse documento estabelece classificações dos corpos hídricos com base no “estado ecológico” desses sistemas. Essas avaliações do estado ecológico consistem em observar a qualidade das águas superficiais e são estabelecidas de “desvios ecológicos” a partir de uma amostra de referência de um corpo d’água semelhante. Assim, é possível estabelecer tipos do corpo d’água a se avaliar<sup>17</sup>.

Após o estabelecimento da condição ecológica de referência, os tipos de corpos d’água são diferenciados de acordo com dois sistemas estabelecidos A e B. Estes sistemas ficam a critério do “pesquisador”. No entanto, o sistema B deve ser usado quando estabelece um grau de diferenciação no mínimo igual ao sistema A. Ambos incluem critérios obrigatórios: altitude, dimensão da área de drenagem e geologia.

Sistema A: altitude (alto: > 800 m; médio: 200 a 800 m; baixo: < 200 m), área de drenagem (pequena: 10 a 100 km<sup>2</sup>; média: > 100 a 1000 km<sup>2</sup>; grande: > 1000 a 10.000 km<sup>2</sup>; muito grande: > 10.000 km<sup>2</sup>), geologia (Calcária; Sílica; Orgânica). O sistema B, além dos obrigatórios presentes no sistema A, possui ainda como obrigatórios a latitude e longitude; possui ainda fatores facultativos, tais como: distância da nascente, energia do escoamento, largura média, profundidade média, declive médio, configuração do leito do rio principal. Outras variáveis podem ser incorporadas, dependendo da escala avaliada ou de acordo com o bom senso do responsável pelo estudo ou intuito do gerenciamento da área focada. Diversos trabalhos têm sido publicados com utilização da metodologia proposta pela WFD, sendo Munné & Prat<sup>2</sup>, Skoulikidis *et al.*<sup>3</sup>, e Moreno *et al.*<sup>4</sup> alguns exemplos.

Usando o sistema proposto pelo WFD, Munné & Prat<sup>2</sup> estabeleceram uma tipologia para um conjunto de bacias hidrográficas situadas próximas ao mar Mediterrâneo. Com base no sistema A, estabeleceram 26 tipos de rios e com base no sistema B, por meio de uma Análise de Componentes Principais (PCA), os autores observaram cinco tipos em um escala de 1:1.000.000, sendo a descarga anual, temperatura do ar e o coeficiente de enxurrada os principais descritores, e uma escala 1:250.000 resultou em 10 tipos de rios, sendo nesta escala a geologia da rede de drenagem e o fluxo os principais descritores. Os autores ressaltam a importância da escala no estabelecimento de descritores para gerar a tipologia a ser adotada (Figura 3). Moreno *et al.*<sup>4</sup> observaram quatro diferentes tipos de rios: rios de cabeceira com base em calcário, rios com base em sílica, rios de planície e grandes rios. Além disso, a classificação física e química resultou também em diferentes tipos de rios.

Outras formas de se classificar rios têm sido descritas na literatura e são baseados de um modo geral nas características dos habitats observados em ambientes

lóticos. Balestrini *et al.*<sup>18</sup> utilizaram diferentes índices para obter a tipologia dos rios na Itália, por meio de aplicação de uma avaliação de habitats de rios (RHS: River Habitat Survey: Raven *et al.*<sup>19</sup>, apud Balestrini *et al.*<sup>18</sup>), em que é possível avaliar o estado físico do rio por meio de diferentes índices. O HMS (Habitat Modification Score: Escore de Modificação de Habitat) é determinado em função da extensão e severidade do dano observado, sendo possível definir cinco tipos de rios (não-impactado; predominantemente não-impactado; modificação óbvia; modificação significativa e modificação severa). O segundo é o HQA (Habitat Quality Assessment: Acesso a Qualidade do Habitat), em que características como presença de corredeiras, tipo de substrato e margem sem modificações são avaliadas para compor o índice e definem 4 tipos de rios (Excelente; bom; regular e pobre), sendo necessárias algumas centenas de sítios para se ter bons dados. O terceiro é o IFF (*Index of Fluvial Functioning*: Índice de Funcionalidade Fluvial). Este índice basicamente expressa a capacidade do rio de reciclar a matéria orgânica e avalia a vegetação das margens, estrutura física, estrutura do canal e condições biológicas. A partir dessas características, é possível definir cinco tipos e quatro intra-tipos (I alto; I-II alto-bom; II Bom; II-III bom-medíocre; III medíocre; III-IV medíocre-pobre; IV pobre; IV-V pobre-ruim e V ruim). Por fim, o outro índice utilizado por Balestrini *et al.*<sup>18</sup> é o BSI (*Buffer Strip Index*: Índice de Suavidade) e o WSI (*Wild State Index*: Índice de Estado Natural). O BSI avalia a capacidade do rio de retirar dos sistemas os poluentes e nutrientes que podem atingir áreas próximas, e o WSI é índice que reflete a capacidade do rio de suportar uma alta diversidade e sua integridade natural. Para estes dois últimos índices são atribuídos valores  $> 0$ ,  $0$  e  $< 0$ , e a partir destes escores são estabelecidos os resultados dos índices. O BSI e o WSI resultam em cinco tipos (Bom; médio; intermediário; moderado e

pobre). Para se chegar à classificação final, os escores de cada índice foram dispostos em uma PCA para verificar as relações entre eles.

### *Uso de comunidades aquáticas*

As relações dos organismos aquáticos, com a estrutura física do ambiente - condições ambientais – se dão pelo ajustamento destes organismos em seu meio físico, interação com outras espécies, dentre outros<sup>20,21,22</sup>. Para mais detalhes sobre os fatores que estruturam comunidades aquáticas, veja o artigo de Schneck e Hepp (2011). De certa forma, as propostas de classificação para sistemas lóticos utilizam fatores que ajudam a explicar a ocorrência de espécies em um dado local. A ligação entre tipologia de rios e a distribuição de espécies pode ser estabelecida relacionando-se a comunidade com as características de cada região previamente determinadas por um sistema de classificação<sup>23,24,25,26</sup>. A resposta de organismos bentônicos ao gradiente longitudinal e regional torna-os aptos para avaliar o uso das classificações de rios<sup>27</sup>. Karaouzas & Gritzalis<sup>25</sup> encontram para uma comunidade de heterópteros semi-aquáticos uma relação positiva com a região (cobertura/uso da terra), vegetação ripária e aquática, tamanho do rio, além de características químicas nos locais avaliados. Verdonshot<sup>26</sup> observou que a distribuição de macroinvertebrados em relação à tipologia sugerida pelo WFD foi relacionada ao clima (temperatura), inclinação (velocidade do fluxo) e tamanho do riacho, mas que o padrão observado na Europa foi causado também pelos fatores ambientais locais e pelo esforço de amostragem. Por outro lado, diferentes grupos taxonômicos podem produzir diferentes resultados quanto à tipologia estabelecida<sup>26</sup>. Estes autores observaram que a comunidade de peixes respondeu melhor à profundidade, tamanho do substrato e concentração de oxigênio, briófitas responderam melhor à cor da água, concentração de nutrientes e variabilidade dos habitats dentro do

rio e, por fim, macroinvertebrados foram os melhores descritores avaliando-se o tamanho do rio e o pH. Palmer *et al.*<sup>23</sup> avaliaram a distribuição e disponibilidade de manchas de habitat; por meio da observação de macroinvertebrados aquáticos distinguiram o tipo e a estrutura das manchas em áreas de areia e folhas e concluíram que a distribuição das manchas foi muito mais importante para a comunidade avaliada. Além disso, o uso de sítios preservados e perturbados diminuiu as diferenças naturais entre as comunidades; assim, o ideal é que as tipologias devem ser baseadas em condições de referência. O uso de macroinvertebrados no auxílio de tipologias é grande, principalmente aquelas centradas em variações regionais como geologia, morfologia e descritores físicos<sup>23,24,25,26</sup>.

### ***“Tipologia” de Rios no Brasil***

No Brasil, estudos têm mostrado propostas de classificação para algumas bacias hidrográficas, como para o Rio Doce e São Francisco<sup>28,29,30</sup>. Barbosa *et al.*<sup>28</sup> estabeleceram para rios da Serra do Cipó três tipologias e utilizaram macroinvertebrados como descritores principais. Os autores dividiram os rios em não-impactado, mediamente impactado e impactado, e o critério para a classificação era a diversidade de macroinvertebrados, medida pelo índice de diversidade de Shannon. Galdean *et al.*<sup>29</sup> estabeleceram para a região da Serra da Canastra, nascente do Rio São Francisco, uma tipologia também baseada em macroinvertebrados e que separa os rios nesta região em impactados e não-impactados. Ainda que as águas em geral apresentem boas condições, os autores argumentam que os impactos são resultantes da entrada de fósforo e nitrogênio resultantes de queimadas em áreas próximas aos cursos d'água. Callisto *et al.*<sup>31</sup> criaram um protocolo de avaliação de habitat, que pode auxiliar de forma rápida na tipologia de rios. Os autores listaram uma série de características que

são facilmente observáveis como, por exemplo: tipo de ocupação nas margens, erosão próxima à margem, alterações antrópicas, extensão de corredeiras, presença de mata ciliar, dentre outras. No entanto, essas características são mais aplicáveis em uma escala de menor abrangência, contudo, as informações do protocolo podem ser usadas em diversos afluentes de uma bacia hidrográfica e as informações, cruzadas para gerarem uma tipologia em uma escala de maior abrangência.

Com uma proposta de tipologia com base na integridade ecológica, Gatts *et al.*<sup>32</sup> estabeleceram uma tipologia para o rio Paraíba do Sul (SP) e observaram sete diferentes tipos de rios. Porém, os resultados refletem basicamente a sazonalidade, período de cheias (tipos 1 - 4) e período de seca (tipos 5 - 7), como principal fator para o rio Paraíba do Sul, mas tendo a matéria orgânica particulada e dissolvida, fósforo e nitrogênio como descritores dos sete tipos encontrados. O trabalho de Gatts *et al.*<sup>32</sup> aborda de forma interessante a seleção e análise das variáveis utilizadas no processo de geração dos diferentes tipos de rios.

Observando as diferentes regiões do Brasil, podemos encontrar, por exemplo, a classificação para os rios amazônicos proposta por Sioli<sup>33</sup>, que divide estes rios em três tipos: águas brancas, pretas e claras. As águas brancas são caracterizadas por um elevado valor de turbidez e baixo teor de matéria orgânica, sendo estes rios provenientes da Cordilheira dos Andes. As águas pretas recebem este nome devido à sua coloração resultante de uma grande concentração de ácidos húmicos e fúlvicos, resultado da decomposição da matéria orgânica, além de possuírem baixas concentrações de sedimento em suspensão. Isso se deve ao fato de os rios pertencentes a esta tipologia serem oriundos de solos podzólicos. Por fim, as águas claras são transparentes devido à menor concentração de matéria orgânica e sedimentos em suspensão e têm como origem solos argilosos que tendem a reter partículas de teor orgânico. Esta classificação, no

entanto, só pode ser aplicada em estudos que abranjam grandes escalas, porque a bacia amazônica apresenta diferentes características como vegetação, tipo de solo e outros<sup>34</sup>. Ainda, Toivonen *et al.*<sup>35</sup> dividem os rios da região ocidental da Amazônia de acordo com a largura (extensos > 1000 m, largos 500 – 1000 m, médios 200 – 500 m e estreitos < 200 m) e morfologia do canal (anastomados, trançados, e meandros).

Devido ao grande território brasileiro, diferentes fatores climáticos, geológicos e morfológicos agem sobre as grandes bacias hidrográficas. Assim sendo, dentro de uma mesma rede de drenagem, pode apresentar diferentes características em seus afluentes, o que resultaria em outra tipologia em uma escala de menor abrangência. Manné & Pratts<sup>2</sup> e Omernik & Bailey<sup>1</sup> chamam a atenção para essas “peculiaridades” entre as escalas a serem estudadas.

### ***Exemplo numérico***

Para ilustrar como tipologias de rios podem ser criadas, utilizamos uma matriz de dados de 38 riachos de terceira a quarta ordens amostrados no estado do Rio Grande do Sul durante num período de um ano com amostragens únicas, ou seja, sem repetições temporais. Selecionamos variáveis físicas, químicas e geomorfológicas num trecho de 50 metros em cada riacho. Contudo, para este exemplo utilizamos apenas oito variáveis amostradas, separadas em submatrizes, sendo a primeira com pH, fósforo total, alcalinidade e oxigênio dissolvido; a segunda, altitude, qualidade do habitat, largura do rio e temperatura da água; e a terceira são as duas reunidas numa única matriz. Vale ressaltar que a qualidade do habitat foi obtido com base no protocolo sugerido por Callisto et al<sup>31</sup>, sendo utilizada como variável categórica rios impactados, alterados e naturais. A largura do rio foi obtida como sendo a maior largura observada dentro dos 50 metros delimitados.

As análises estatísticas foram feitas no software MULTIV, versão beta 2010. Os dados foram analisados de três formas, para que o leitor possa identificar que o conjunto de variáveis influencia a formação da tipologia. A primeira, com o conjunto de variáveis limnológicas, a segunda, com as variáveis físicas, e uma terceira, com os dois conjuntos em uma mesma matriz. Desta forma, podemos observar que diferentes grupos são criados, dependendo do conjunto de variáveis utilizadas. Os dados foram centralizados e normalizados, pois possuem escalas de medidas diferentes, seguidas por uma distância euclidiana. Realizamos o agrupamento pelo método de Ward, que utiliza a soma de quadrados para agrupar os locais amostrados e uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA). Ambos foram submetidos a testes de aleatorização para avaliar a significância dos grupos formados e a estabilidade dos eixos<sup>37</sup>. Para fins didáticos, apenas a PCoA com as oito variáveis será mostrada.

Os valores da média e desvio padrão para as oito variáveis encontram-se na tabela 1. Com os dois conjuntos de variáveis identificamos três grupos (tipologias) nos 38 riachos amostrados para cada uma delas. Contudo, ao utilizarmos os dados conjuntos de forma conjunta na mesma matriz, houve a formação de um grupo nítido, porém, utilizamos três grupos apenas de forma ilustrativa. Vale ressaltar que, de um modo geral, dos componentes dos grupos formados nas três bases de dados, apenas os locais amostrados na Serra Geral se mantiveram iguais nas bases utilizadas.

O primeiro conjunto, variáveis limnológicas, separou os riachos em: Grupo 1, com riachos com uma maior concentração de fósforo, baixo oxigênio, menor pH e baixa alcalinidade. Grupo 2, com riachos com maior concentração de oxigênio, maior pH, menor alcalinidade e menor concentração de fósforo. Grupo 3, em riachos com maiores valores de alcalinidade e valores intermediários para as outras variáveis amostradas. O segundo conjunto, variáveis físicas, separou os riachos em: Grupo 1 riachos em maiores



altitudes, melhor qualidade de habitat, mais largos e baixa temperatura. Grupo 2, riachos em baixa altitude, boa qualidade de habitat, baixa largura e menor temperatura. Grupo 3, riachos de baixa altitude, menor qualidade de habitat, menor largura e maior temperatura.

Os dois conjuntos juntos obtiveram os seguintes grupos: Grupo 1, riachos em áreas mais altas, com melhor qualidade de habitat, mais largos, valores intermediários para fósforo, pH, oxigênio, e baixos valores para alcalinidade e temperatura da água. Grupo 2, formados por rios de médias altitudes, menores e com menor qualidade de habitats, valores intermediários para oxigênio e fósforo total, baixos valores de pH e com alcalinidade e temperatura maiores. Grupo 3, riachos com altitudes e larguras intermediárias, menores valores de fósforo, alcalinidade, temperatura e qualidade de habitat e maiores valores para pH e oxigênio (figuras 4 e 5). De certa forma, condizente com os grupos obtidos com os conjuntos em separados.

Os resultados mostram como a base de dados é extremamente importante para se estabelecer as tipologias de rios. Os dados utilizados mostram uma tendência de variáveis como altitude e largura do rio influenciarem a formação dos grupos. Variáveis como fósforo total e alcalinidade sofrem influência de atividades antrópicas como agricultura e mineração, portanto, podem não representar variações naturais do ambiente. As variáveis físicas e químicas tiveram correlações altas com os eixos da PCoA, com uma explicação total de 58%, enquanto as relacionadas a informações morfológicas obtiveram 73,6% de explicação. Ao juntarmos as bases de dados, a explicação total foi de apenas 47,5%, mas com uma maior participação (correlação) das variáveis morfológicas, que tiveram correlação maior que 0,6, ao passo que, entre as variáveis físicas e químicas, apenas pH obteve uma correlação maior que 0,6.

### *Considerações finais*

Um problema na geração de tipologias de rios, principalmente na abordagem top-down, é a falta de informações sobre determinadas variáveis, como mapas litológicos. O estado do Rio Grande do Sul possui uma base cartográfica em 1:50000 digitalizada, o que permite, por exemplo, cálculo do tamanho da rede de drenagem dos cursos d'água amostrados. Dificuldades na utilização da metodologia bottom-up é o fato de se deparar com áreas de difícil amostragem e o tempo necessário para os levantamentos de campo. O uso de organismos aquáticos está condicionado ao conhecimento taxonômico do grupo foco, sejam macrófitas, macroinvertebrados aquáticos ou peixes.

Uma aplicação para tipologias de rios, além da utilização em políticas públicas, é a sua utilização em estudos de variações geográficas em populações de organismos aquáticos. Mais especificamente, em estudos envolvendo macroinvertebrados aquáticos, podemos avaliar diferenças nas populações entre diferentes tipos de rios quanto aos atributos morfológicos ou funcionais nestas populações. Uma ressalva, no entanto, deve ser feita: o estágio de desenvolvimento, principalmente em larvas de insetos, deve ser considerado, seja como uma variável (atributo) ou padronizando-se os indivíduos amostrados por estágio de desenvolvimento. Por exemplo, utilizar apenas indivíduos no terceiro estágio de maturação, pois dessa forma as respostas obtidas serão reflexo do ambiente e não se confundirão com as diferenças providas do desenvolvimento. Estudos envolvendo comunidades, dependendo das informações disponíveis, podem incluir filogenia e indicar como o ambiente e a filogenia determinam os padrões que observamos, de acordo com as variações geográficas determinadas pelas ecorregiões/tipologias.

O assunto no Brasil está longe de se esgotar, pelo contrário, há muito que se fazer principalmente na parte inicial do processo, que é justamente elaborar as tipologias nos estados e integrar essas informações em um banco de dados que possa ser acessado por diferentes grupos de pesquisas. Isto contribuiria muito para o avanço de pesquisas mais voltadas para o desenvolvimento teórico acerca do assunto.

### ***Referências***

- 1Omernik, J. M. & Bailey, R. G. 1997. Distinguishing between watersheds and ecoregions. *Journal of the American Water Resources Association (formerly Water Resources Bulletin)*, 33 (5), 935-949.
- 2Munné, A. & Prat, N. 2004. Defining river types in a Mediterranean area: A methodology for the implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental Management*, 34 (5), 711-729.
- 3Skoulikidis, N. Th., Amaxidis, Y., Bertahas, I., Laschou, S., & Gritzalis, K. 2006. Analysis of factors driving stream water composition and synthesis of management tools – A case study on small/medium Greek catchment. *Science of the Total Environment*, 362, 205-241.
- 4Moreno, J. L., Navarro, C., & De las Heras, J. 2006. Abiotic ecotypes in south-central Spanish rivers: Reference conditions and pollutions. *Environmental Pollution*, 143, 388-396.
- 5Rickefs, R. E. 2003. *Economia da Natureza*. 4ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 542 pp.
- 6Allan, J. D. & Castillo, M. M. 1995. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*, Londres, Reino Unido, Chapman & Hall, 388pp.

- 7Carvalho, N. O. 1994. *Hidrossedimentologia Prática*, Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, Rio de Janeiro, 372 pp.
- 8Rosgen, D. L. 1994. A classification of natural rivers. *Catena*, 22, 169-199.
- 9Thornbury, W. D. 1969. *Principles of Geomorphology*. 2ed. Wiley, New York, 594 pp.
- 10Schunn, S. A. 1977. *The fluvial System*. Wiley-Interscience, New York, 338 pp.
- 11Schäfer, A. 1985. *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. Ed da Universidade UFRGS, Porto Alegre, 532 pp.
- 12Gerristen, J & Barbour, M. T. 2000. Apples, oranges, and ecoregions: on determining pattern in aquatic assemblages. *Journal of North American Benthological Society*, 19(3), 487-496.
- 13Ferréol, M., Dohet, A., Cauchie, H & Hoffmann, L. 2005. A top-down approach for the development of a stream typology based on abiotic variables. *Hydrobiologia*, 551, 193-208.
- 14Finn, D. S. & Poff, N. L. 2005. Variability and convergence in benthic communities along the longitudinal gradients of four physically similar rocky mountain streams. *Freshwater Biology*, 50, 243-261.
- 15Legendre, P & Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology: Developments in Environmental Modeling* 20. 2ed English ed. Elsevier, Amsterdam, 853 pp.
- 16Janneret, Ph., Schüpbach, B., Pfiffner, L. & Walter, Th. 2003. Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 18, 253-263.
- 17Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council: Establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*. 72 pp.

- 18Balestrini, R., Cazzola, M., & Buffagni, A. 2004. Characterizing Hydromorphological features of selected Italian rivers: a comparative application of environmental indices. *Hydrobiologia*, 516, 365-279.
- 19Raven, P. J., P. J. A. Fox, M. Everard, N. T. H. Holmes & F. D. Dawson, 1997. River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. Apud Boon, P. J. & D. L. Howell (eds), *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* The Stationery Office, Edinburgh: 215–234. in: Balestrini, R., Cazzola, M., & Buffagni, A. 2004. Characterizing Hydromorphological features of selected Italian rivers: a comparative application of environmental indices. *Hydrobiologia*, 516, 365-279.
- 20Hutchinson, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals. *American Naturalist*, 93, 145-159.
- 21Beauger, A., Lair, N., Reynes-Marchant, P., & Peiry, J. L. 2006. The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the river Allier (France), in relation to riverbed characteristic. *Hydrobiologia*, 571, 63-76.
- 22Godoy, B. S. 2007. Estrutura da Assembléia de Gerromorpha (Heteroptera) em Igarapés dos Municípios de Rio Preto das Eva e Manaus, Amazônia. Universidade Federal do Amazonas – UFAM, Instituto de Pesquisas da Amazônia – INPA. Dissertação de Mestrado, 73 pp.
- 23Palmer, M. A., Swan, C. M., Nelson, K., Silver, P. & Alvestad, R. 2000. Streambed landscape: Evidence that stream invertebrates respond to the type and spatial arrangement of patches. *Landscape Ecology*, 15, 563-576.
- 24Paavola, R., Muotka, T., Virtanen, R., Heino, J. & Kreivi, P. 2003. Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups?. *Freshwater Biology*, 48, 1912-1923.

- 25 Karaouzas, I., & Gritzalis, K. C. 2006. Local and regional factors determining aquatic and semi-aquatic bug (Heteroptera) assemblages in rivers and streams of Greece. *Hydrobiologia*, 573, 199-212
- 26 Verdonschot, P. F. M., 2006. Data composition and taxonomic resolution in macroinvertebrate stream typology. *Hydrobiologia* 566: 59–74.
- 27 Verdonschot, P. F. M. & Nijboer, R. C. 2004. Testing the European stream typology of the Water Framework Directive for macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516, 35-54.
- 28 Barbosa, F. A. R., Callisto, M., Galdean, N. 2001. The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicator of water quality and ecosystem health: A case study for Brazil. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 4, 51-59.
- 29 Galdean, N., Callisto, M., & Barbosa, F. A. R. 1999. Benthic macroinvertebrates of the headwaters of river São Francisco (National Park of Serra da Canastra, Brazil). *Trav. Mus. Nat. Grigori Antipa*, 16, 455-464.
- 30 Galdean, N., Callisto, M., & Barbosa, F. A. R. 2000. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrate in Galdean, N., Callisto, M., & Barbosa, F. A. R. 1999. Benthic macroinvertebrates of the headwaters of river São Francisco (National Park of Serra da Canastra, Brazil). *Trav. Mus. Nat. Grigori Antipa*, 16, 455-464.
- 31 Callisto, M., Ferreira, W. R., Moreno, P., Goulart, M., & Petrucio, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14 (1), 91-98.

- 32Gatts, C. N. E., Ovale, A. R. C. & Silva, C. F. 2005. Neutral pattern recognition and multivariate data: water typology of the Paraíba do Sul, Brazil. *Environmental Modelling & Software*, 20, 883-889.
- 33Sioli, H. 1990. *Amazônia: Fundamentos da Ecologia da Maior Região de Florestas Tropicais*. Vozes, Petrópolis, 72 pp.
- 34Nobrega, I. W. 2002. *Análise espectral de sistemas aquáticos da Amazônia para a identificação de componentes opticamente ativos*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 84 pp. Dissertação de Mestrado.
- 35Toivonen, T., Mäki, S. & Kalliola, R. 2007. The river of western Amazonia – a quantitative approach to the fluvial biogeography of the region. *Journal of Biogeography*, 34, 1374-1387.
- 36Pillar, V.D. 2004. *MULTIV: Multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling: User's guide v. 2.3*. Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil. 50 pp.
- 37Pillar, V. D. 1999. The bootstrapped ordination re-examined. *Journal of Vegetation Science*, 10, 895-902.

Tabela 1. Média, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) para as oito variáveis utilizadas no exemplo numérico. Para um n = 38.

	<b>Média</b>	<b>DP</b>	<b>CV%</b>
pH	7,62	0,58	7,59
P total (mg/l)	0,05	0,04	74,96
Alcalinidade (mg/l CaCO <sub>3</sub> )	24,54	15,06	61,34
OD (mg/l)	7,44	1,19	15,98
Altitude (m)	300,11	287,53	95,81
Q. habitat	58,61	12,18	20,78
Largura (m)	8,85	6,57	74,26
Temp. água (C°)	19,07	5,3	27,82

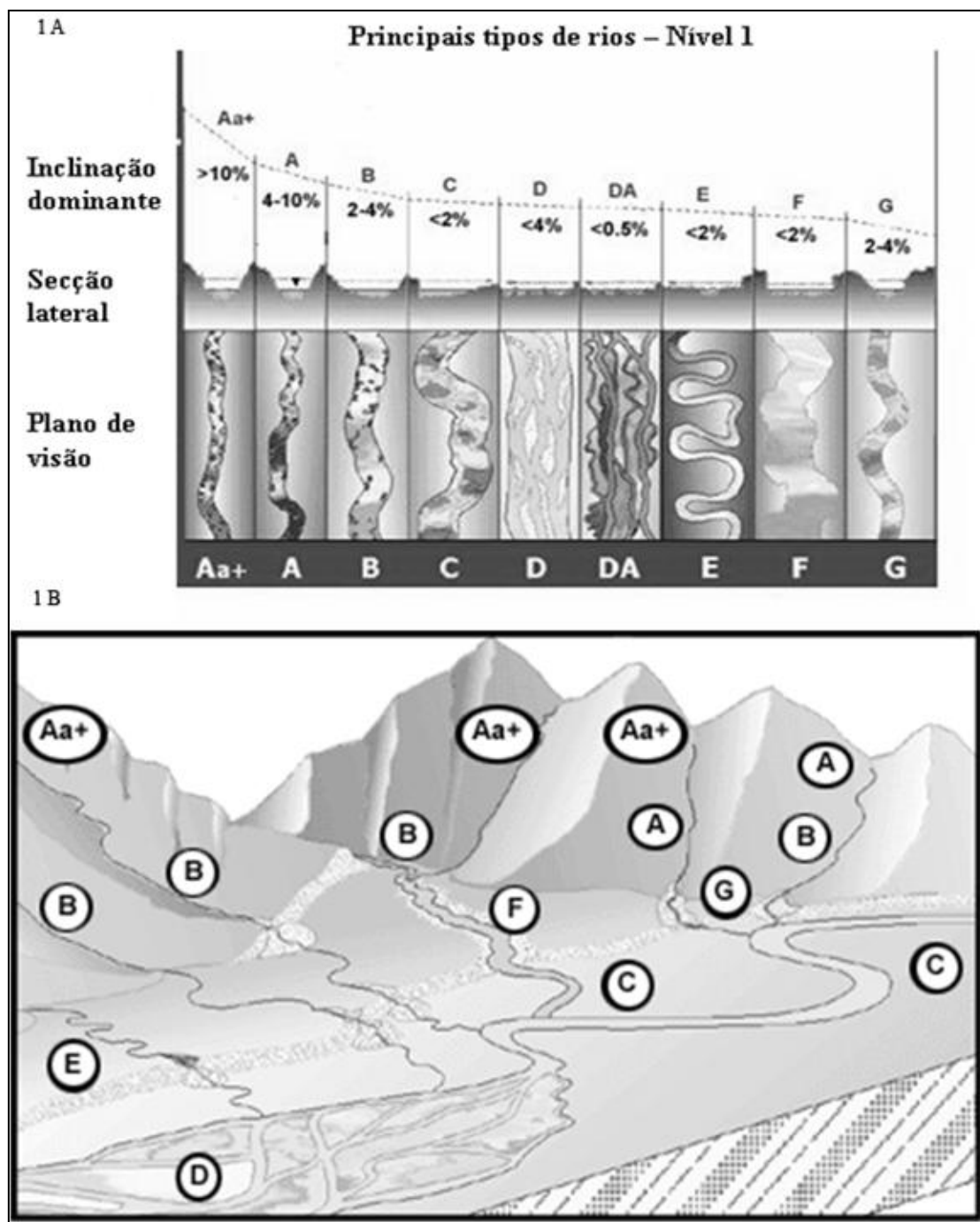


Figura 1. A) Plano de visão dos Tipos de Rio gerados pelo nível 1 da metodologia proposta por Rosgen. B) Tipos de rios nível 1 na paisagem.



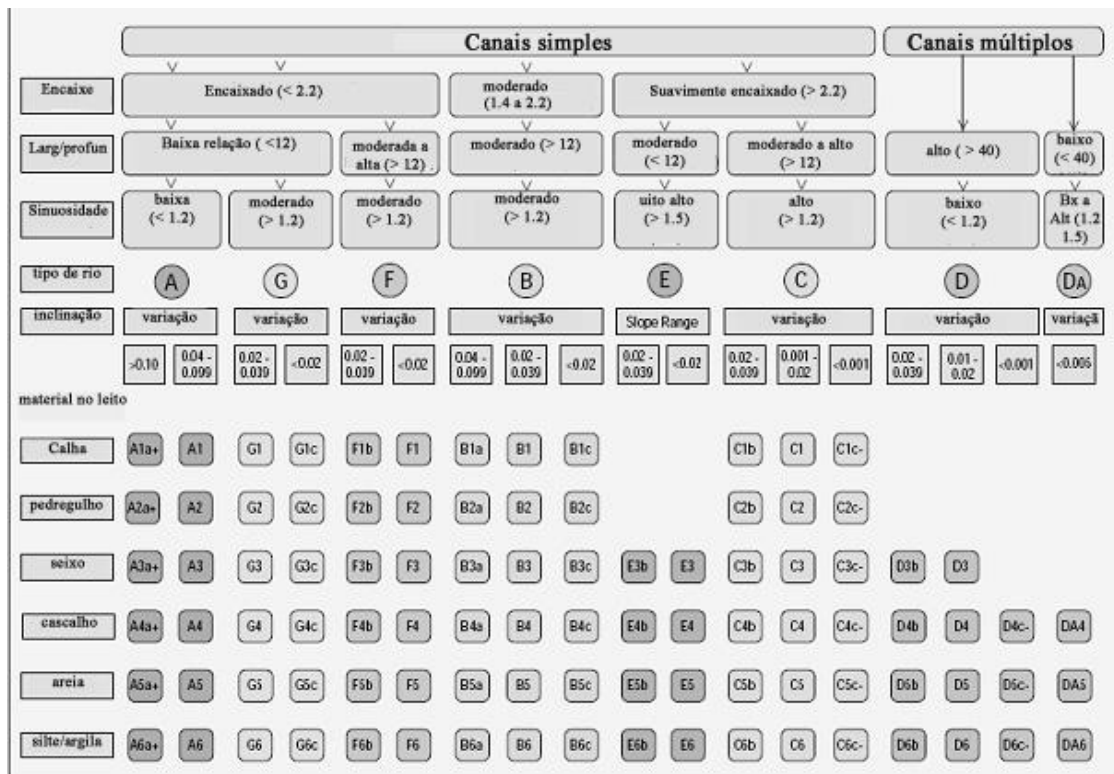


Figura 2. Quadro das informações relevantes para estabelecer a Tipologia de rios proposta por Rosgen. Modificado de Rosgen8.

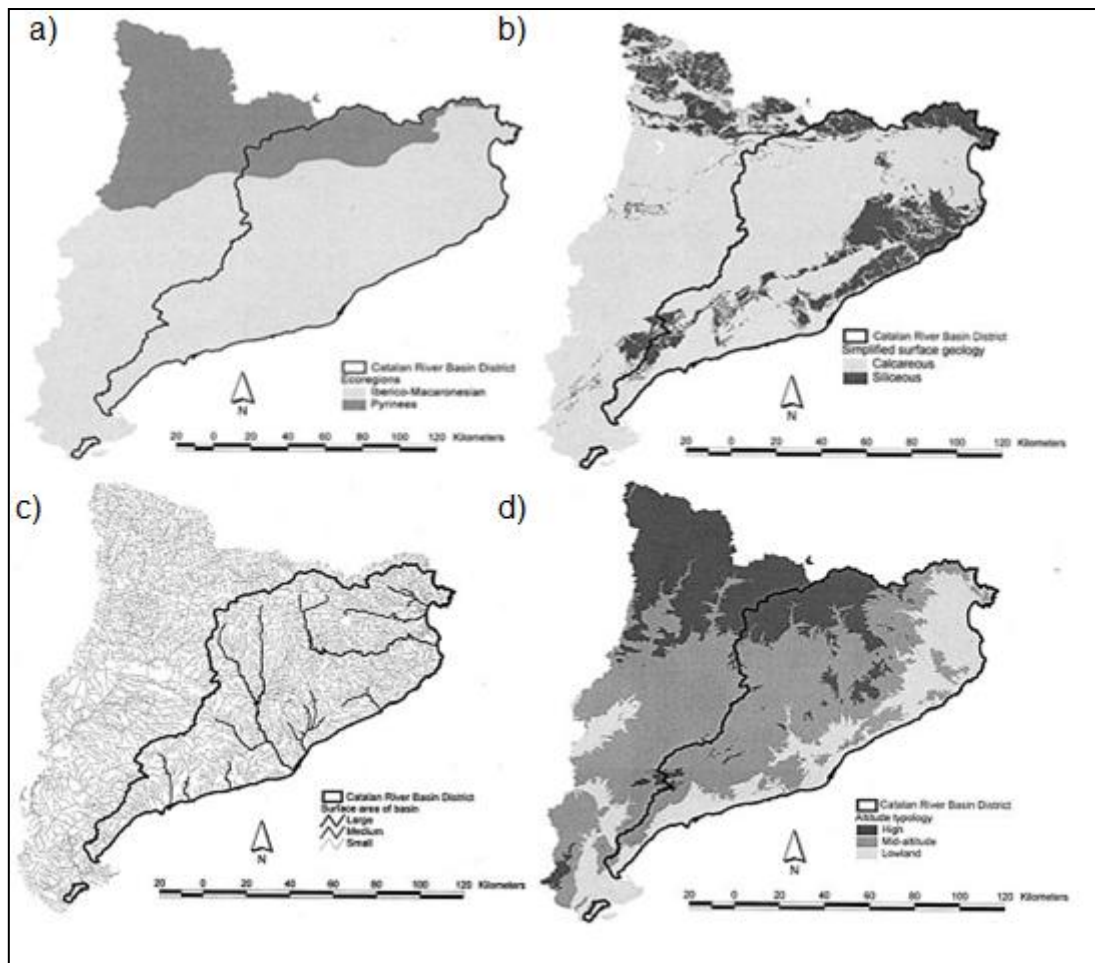


Figura 3. Exemplo de tipologia de rios baseada no sistema A do WFD. A) Divisão da Bacia do Rio Calão (área delimitada) no mar mediterrâneo em duas regiões ecológicas, a Bacia da esquerda é a do rio Elbro; B) Tipologia segundo critérios de geologia; C) Tipologia que usa a área da rede de drenagem e em D) Tipologia que usa altitude. Modificado de Munné & Prat2.

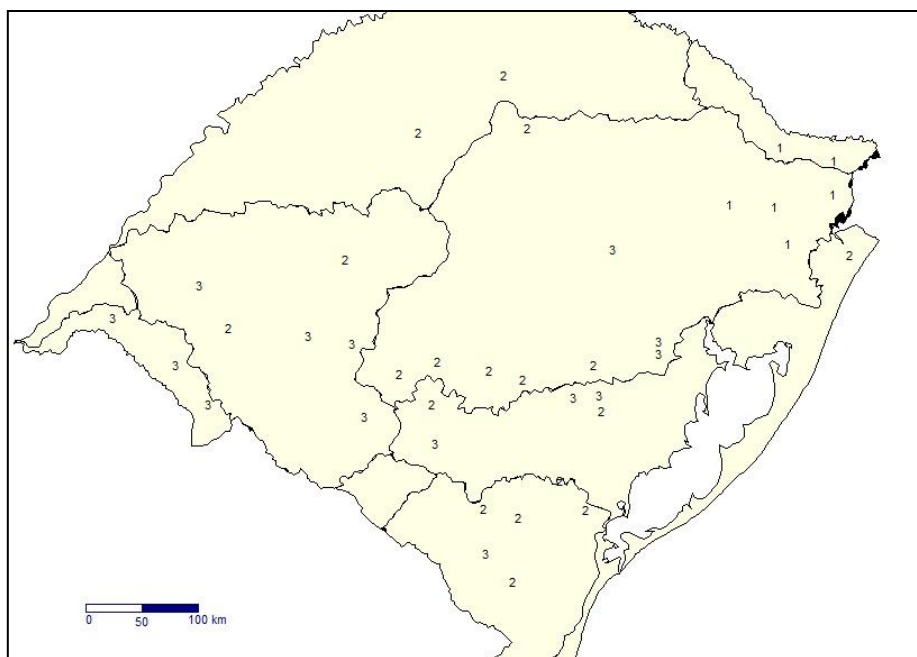


Figura 4. Mapa do estado do RS com os grupos formados, baseados em todas as variáveis utilizadas no exemplo numérico. No mapa podemos identificar as principais bacias hidrográficas do estado do Rio Grande do Sul.

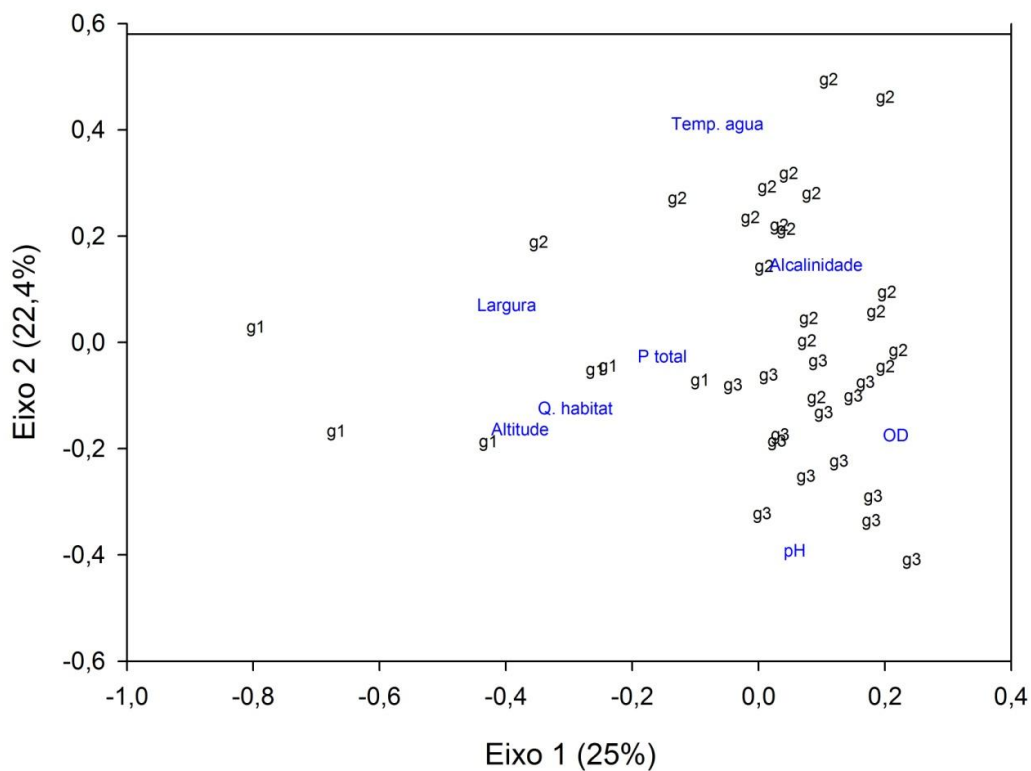


Figura 5. PCoA com base nas oito variáveis utilizadas no exemplo. Não há eixos estáveis com base no teste de aleatorização.

## Capítulo 2.

---

### **Diferentes escalas para explicar a distribuição de macroinvertebrados aquáticos: a importância relativa das variáveis locais e regionais em riachos subtropicais**

#### **Resumo:**

O ambiente e o espaço são dois importantes fatores estruturadores das comunidades e podem atuar em múltiplas escalas de observação. Para comunidades de macroinvertebrados em riachos, as variáveis obtidas em nível local tem se mostrado a principal fonte de explicação na distribuição da comunidade. Entretanto, características medidas regionalmente, como uso do solo, também têm se mostrado parte importante nesta explicação. Objetivamos avaliar o efeito do ambiente em duas escalas (trecho e bacia hidrográfica) e do espaço (distâncias geográficas) na distribuição de macroinvertebrados em riachos, ao longo de uma extensão espacial de 282.000 km<sup>2</sup>; adicionalmente, avaliamos o efeito da resolução taxonômica nos resultados. Utilizamos uma Análise de Redundância (RDA) e BIOENV para atingir nossos objetivos. De uma maneira geral, ambas as análises mostraram que as variáveis ambientais que mais explicam a variação na comunidade de macroinvertebrados aquáticos foram similares, sendo poucas as variáveis diferentes entre as análises e entre os níveis taxonômicos. A variação explicada ( $R^2_a$ ) pela escala local e regional foi próxima, para o nível de gênero 7% e 10% respectivamente, e, para família, praticamente iguais, 10% e 9,5%. A fração compartilhada entre o ambiente e a distância geográfica mostrou que as variáveis ambientais são estruturadas no espaço, sendo sempre maiores que a fração puramente

espacial. Nossos resultados mostram que as variáveis medidas localmente (trecho de rio) e regionalmente (bacia hidrográfica) apresentam explicações parecidas na extensão geográfica analisada. Variáveis medidas regionalmente, principalmente relacionadas ao relevo (altitude e declividade da bacia), demonstram ser importantes, pois contribuem para as características observadas localmente. A distância geográfica se mostrou menos importante do que o ambiente na variação observada para macroinvertebrados aquáticos, embora parte da explicação seja dada de forma compartilhada pelo ambiente e espaço. Isso reflete a importância de fatores ambientais espacialmente estruturados dentro da extensão geográfica do nosso estudo.

**Palavras-chave:** Espaço, Multiescala, PCNM, Partição da variação, Distribuição de macroinvertebrados

---

Márlon de Castro Vasconcelos, Adriano Sanches Melo & Albano Schwarzbald. Artigo a ser submetido à *Hydrobiologia*.

## **Introdução**

Um dos principais objetivos da ecologia é entender como as espécies se distribuem no espaço e no tempo (Legendre & Fortin, 1989; Legendre, 1993; Legendre *et al.*, 2005). A comunidade observada num dado local é resultado em parte do ambiente, que age selecionando indivíduos (Townsend *et al.*, 2003; Heino *et al.*, 2007). Segundo Poff (1997), o ambiente age como um filtro que organismos devem transpassar para que possam colonizar um dado local, sendo que esses filtros agem em múltiplas escalas espaciais (Poff, 1997; Lamouroux *et al.*, 2004). O espaço é outro fator importante na distribuição das comunidades, pois age limitando a dispersão dos organismos. Desta forma, as comunidades observadas na natureza são um resultado da ação em conjunto desses dois fatores (Legendre & Fortin, 1989; Townsend *et al.*, 2003; Heino *et al.*, 2007). Alguns estudos têm avaliado os efeitos combinados do ambiente e do espaço para explicar a distribuição das comunidades na natureza. Comunidades podem ser estruturadas pelo ambiente e espaço. Quando o ambiente é a principal fonte de variação, dizemos que a comunidade é estruturada por fatores de nicho. Por outro lado, metacomunidades fortemente afetadas pelo espaço (limitação de dispersão, por exemplo) indicam que efeitos neutros são preponderantes na sua determinação (Brown *et al.*, 1995; Diniz-Filho *et al.*, 2011). O efeito do espaço é observado em decorrência da autocorrelação espacial (Legendre, 1993), em que locais mais próximos tendem a ter comunidades mais parecidas que locais mais distantes do que o esperado ao acaso, sendo que o mesmo pode ser observado para as variáveis ambientais (Legendre, 1993).

Estudos que têm foco na partição da explicação da distribuição de macroinvertebrados em riachos têm mostrado que o ambiente é o principal componente estruturador dessas comunidades, se comparado com o efeito do espaço, que é a distância entre os locais (Townsend *et al.*, 2003; Heino *et al.*, 2007; Heino & Mykrä,

2008). Townsend *et al.* (2003) mostram que o espaço não foi fator importante para táxons que são bons dispersores, como Trichoptera, pois os adultos conseguem quebrar as barreiras geográficas que limitam a dispersão. No mesmo estudo, Townsend *et al.* (2003) avaliam comunidades de peixes e observam que o espaço detém a maior parte da explicação. Heino *et al.* (2010) mostram que para diatomáceas, em sites amostrados ao longo da Finlândia, o espaço foi a principal fonte de variação, enquanto Heino & Myckrä (2008) mostram que o espaço não foi importante para macroinvertebrados, quando avaliadas diferenças entre riachos dentro da mesma bacia hidrográfica (2173 km<sup>2</sup>).

A visão hierárquica de rios (Malmqvist, 2002) mostra que a diversidade de habitats é agrupada em diferentes escalas espaciais que variam desde diferentes microhabitats (musgo, cascalho), trecho de rio (corredeiras, remansos), segmentos de rios, bacias hidrográficas a ecorregiões. Os fatores locais, tais como tipos de microhabitat (Costa & Melo, 2008), trecho de rio (Johnson *et al.*, 2007) são mais importantes do que fatores como uso da terra, este último obtido no nível de bacia hidrográfica (Matthaei *et al.*, 2006; Skoulikidis *et al.*, 2009). Entretanto, a escala de bacia hidrográfica pode ser mais importante que fatores locais na explicação da distribuição observada na comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Townsend *et al.* (2003) observam que as variáveis mensuradas no nível de bacia hidrográfica representou 48% da variação contra 43% para as variáveis de trecho. O resultado observado por Townsend *et al.* (2003) é atribuído às variáveis de bacias hidrográficas, como uso do solo e atividade humanas pois, quando mensuradas no nível de trecho, assumem grande importância para a comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Muitos dos resultados observados na literatura mostram que tanto o efeito ambiental quanto o efeito do espaço são dependentes da escala de mensuração. Além disso, a

grande maioria dos estudos avalia as diferenças entre riachos de uma mesma bacia hidrográfica ou bacias próximas. Estudos que consideram bacias hidrográficas em grandes escalas geográficas são relativamente recentes na literatura (Lamouroux *et al.*, 2004; Paavola *et al.*, 2006; Heino *et al.*, 2010). Além disso, estudos têm demonstrado que macroinvertebrados em riachos respondem a abordagem hierárquica de rios (Allan *et al.*, 1997; Robson & Chester, 1999; Ligeiro *et al.*, 2010; Gombeer *et al.*, 2011). Desta forma, com este estudo nós pretendemos avaliar: 1) quais são as variáveis mais importantes para a estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos?; 2) qual escala de observação (local ou regional) possui a maior parcela de explicação no padrão observado? e 3) qual a importância do espaço (distâncias geográficas) para comunidade? Nós consideramos no nosso estudo amostras entre bacias hidrográficas ao longo de uma área de aproximadamente 282 mil km<sup>2</sup> no sul do Brasil, bem como a resolução taxonômica.

## **Métodos**

*Área de estudo.* Realizamos amostragens em 38 riachos ao longo do estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil no outono de 2009 até a primavera de 2010 (Figura 1). A menor distância entre os riachos foi de 15 km e a maior, aproximadamente 670 km. Os riachos amostrados possuem leito constituído predominantemente por seixo e cascalho, sem intervenção humana local aparente, a não ser pela presença de pontes. A altitude entre os locais de amostragem variou de 40 a 1100 m acima do nível do mar. As bacias hidrográficas, correspondentes ao trecho amostrado, possuem em média 63% de sua área com vegetação natural, mas variando de 0% a 100%. A vegetação predominante foi a de campo natural, com média de 55%. A atividade econômica mais comum nos trechos amostrados foi a de agropecuária, com média de 30% das redes de drenagem.



Outras atividades econômicas incluem agricultura e reflorestamento por *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. (Cordeiro & Hasenack, 2009).

*Variáveis ambientais.* Em cada riacho, um trecho de 50 m foi delimitado para amostragem de variáveis físicas, químicas e físico-químicas (Tabela 1). Nos trechos, quatro corredeiras, com cerca de cinco metros de distância entre si, foram selecionadas para amostragens de velocidade da corrente e profundidade e a média utilizada nas análises. Consideramos para a largura o maior valor observado no trecho e para as demais variáveis utilizamos apenas uma amostra por trecho. Oxigênio dissolvido, pH e condutividade foram determinadas com o auxílio de oxímetros, pHmetro e condutivímetro no campo. A Alcalinidade foi medida pelo método potenciométrico e sólidos totais foram obtidos pelo método de aquecimento. Utilizamos a porcentagem de saturação de oxigênio nas análises, pois reflete melhor as diferenças entre os locais se comparado ao oxigênio dissolvido. Nitrogênio total foi obtido pelo método Kjeldahl e Fósforo total, pelo método colorimétrico de redução de ácido asbórico. Usamos o protocolo de qualidade de Habitat de Callisto *et al.* (2002) para caracterizar o riacho. O protocolo pontua os riachos com base em características do habitat da área de entorno e no leito, tais como presença de margens erodidas, extensão de mata ripária e cobertura de sedimento no leito. Ao todo são 22 parâmetros avaliados com pontuação que varia de 0 a 5. A pontuação ao final varia de 0 a 100, e, se o trecho recebe pontuação de até 40 pontos, é considerado impactado, de 41 a 60, modificado, e acima de 61, natural. Nas análises, utilizamos a pontuação obtida para cada trecho.

As variáveis tomadas no nível de bacia hidrográfica foram obtidas a partir de geoprocessamento. Cada bacia hidrográfica foi delimitada pelas curvas de nível e pontos cotados no *software* CartaLinx® e representa a área de contribuição até o ponto amostrado. As bacias obtidas foram sobrepostas a mapas temáticos resultantes do

projeto Programa Brasileiro de Conservação de Diversidade - PROBIO (Cordeiro & Hasenack, 2009). Seleccionamos variáveis de uso da terra e tipo de solo em mapas em escala de 1:250,000 e altitude e declividade médias para a bacia hidrográfica em mapas com escala equivalente a 1:100,000. Todas as variáveis foram obtidas no *software* Idrisi® v. Taiga. Optamos por usar a média dos valores modais da textura para horizonte A do solo de maior ocorrência na bacia hidrográfica. Escolhemos o horizonte A por ser a camada de solo mais suscetível ao processo erosivo e conseqüentemente com maior probabilidade de entrar em contato com o meio aquático. Esses valores foram obtidos a partir do projeto RADAMBRASIL v.33 (IBGE, 1986).

*Macroinvertebrados aquáticos.* A comunidade de macroinvertebrados em riachos foi coletada com amostrador do tipo Surber com 0,0625 m<sup>2</sup> de área e malha com 0,5 mm de abertura. As amostragens foram realizadas nas mesmas corredeiras selecionadas para amostragem da velocidade e profundidade e realizadas da jusante para a montante, totalizando 152 amostras. Porém, utilizamos as amostras em conjunto para cada trecho, sendo 38 unidades amostrais. Os indivíduos foram acondicionados em potes plásticos e preservados com álcool 96% no campo. No laboratório, as amostras foram triadas em bandejas e identificadas com auxílio de estereomicroscópio até o nível taxonômico de gênero. Diptera e Lepidoptera foram excluídos das análises, por serem identificados até família.

#### *Análise dos dados.*

Relacionamos a estrutura da comunidade às variáveis ambientais e coordenadas geográficas, para responder a nossas perguntas, divididas em duas resoluções taxonômicas: gênero e família. Todas as análises foram feitas no ambiente estatístico R. As funções utilizadas são encontradas no pacote *vegan*, exceto quando indicado o

contrário. Os dados de abundância foram padronizados pela transformação de Hellinger (Boccard *et al.*, 2011) e as variáveis ambientais foram padronizadas para terem médias iguais a zero e desvio padrão igual a um, de modo que tenham o mesmo peso nas análises. Para ambas usamos a função *decostand*.

Para responder à nossa primeira questão: “quais as variáveis mais importantes para a comunidade de macroinvertebrados aquáticos?”, utilizamos uma Análise de Redundância (RDA). Como variável resposta, usamos os dados de abundância, e como preditores, as variáveis ambientais. No caso de o teste global da RDA ser significativo, procedemos com a seleção de variáveis. Primeiro, realizamos um teste de Fator de Inflação de Variância de Variáveis (VIF) (Borcard *et al.*, 2011), onde valores acima de 20 indicam colinearidade entre variáveis. Borcard *et al.* (2011) argumentam que, somente se houver colinearidade nas variáveis ambientais, a seleção de variáveis é justificada. Caso houvesse valores de VIFs maiores que 20, utilizamos o critério de seleção segundo Blanchet *et al.* (2008). Primeiro, uma RDA global é realizada com todas as variáveis ambientais e seu  $R^2_{ajustado}$  ( $R^2_a$ ) (Peres-Neto *et al.*, 2006) é obtido, bem como a significância do modelo. Caso a RDA global não seja significativa, a seleção não é realizada (Borcard *et al.*, 2011). Segundo, a seleção propriamente dita é realizada utilizando-se dois critérios de corte: o primeiro é o nível de significância  $\alpha = 0,05$ , e o segundo é o  $R^2_a$  do modelo global. A seleção cessa quando um dos critérios é atingido. Com as variáveis selecionadas, realizamos uma segunda RDA para obter o modelo final (Borcard *et al.*, 2011). As variáveis foram selecionadas usando-se a função *forward.sel* do pacote *packfor*. Seguida a RDA, usamos a análise BIOENV para avaliar apenas se as variáveis selecionadas pela RDA são consistentes, utilizando-se métodos diferentes. Obtivemos a significância do teste por MANTEL, baseado em correlação de Spearman com 10.000 permutações.

Para responder à nossa segunda pergunta: “qual escala possui a maior parcela de explicação ao padrão observado (local ou regional)?”, usamos os valores de  $R^2_a$  obtidos para cada variável selecionada na etapa anterior. A soma desses valores indica a variação contida nas escalas local e regional. Desta forma, podemos inferir a contribuição de cada uma à variação final na comunidade de macroinvertebrados aquáticos.

Por fim, para responder à nossa terceira pergunta: “qual a importância do espaço (distância geográfica) para comunidade?”, utilizamos a abordagem de Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas - PCNMs (Bocard & Legendre, 2002). Para obtermos as variáveis (eixos) PCNMs, transformamos as coordenadas geográficas em distâncias lineares em relação a uma origem específica, sendo a origem determinada por um ponto dentro do próprio conjunto de dados. Computamos as variáveis PCNMs com autovetores positivos baseados no  $I$  de Moran a partir da função *PCNM* do pacote *PCNM*, conforme descrito em Borcard *et al.* (2011). Assim como para as variáveis ambientais, utilizamos o critério de Blanchet *et al.* (2008) para selecionar as variáveis PCNMs. Usamos a função *geoXY* do pacote *SoDA* para a transformação das coordenadas em distâncias lineares. Obtivemos a importância das frações ambientais e espacial por meio da função *varpart*. A significância das frações e das RDAs foram testadas com função *anova*.

## **Resultados**

Ao todo, 6.392 indivíduos foram amostrados, sendo distribuídos em 77 gêneros e 30 famílias. Dos gêneros identificados, 39 tiveram menos de 10 indivíduos amostrados, sendo que os cinco gêneros mais abundantes foram *Smicridea*, com 1.337 indivíduos, *Americabaetis*, com 592, *Traverhyphes*, com 571, *Tricorythopsis*, com 464 e

*Camelobaetidius*, com 450 indivíduos amostrados e representam 53% do total. Das famílias identificadas, dez possuem menos de 10 indivíduos e as mais abundantes foram Baetidae, com 1.495 indivíduos, Hydropsychidae, com 1.337, Leptohyphidae, com 1.121, Elmidae, com 487 e Gripopterygidae, com 429 indivíduos amostrados, representando 75% do total.

### *Ambiente*

A percentagem de explicação dos modelos da RDA para o nível de gênero e família foi parecida, sendo 66% e 65,5% respectivamente. Após a seleção de variáveis, o modelo explicou 31% para gênero e 34,5% para família. O ajuste do  $R^2$  resultou numa explicação final de 17% para gênero e 19,5% para família. As variáveis ambientais selecionadas no nível de gênero e família, tanto pela RDA quando pelo BIOENV, foram razoavelmente similares. No nível de gênero, seis variáveis foram selecionadas, enquanto o BIOENVE selecionou 10 como tendo a maior correlação, sendo que cinco foram iguais entre os métodos (Tabela 2). Para o nível de família, cinco variáveis foram selecionadas pela RDA, bem como pelo BIOENV, e três variáveis foram iguais (Tabela 2). A escala de trecho de rio (local) foi menos importante para a estrutura da comunidade mensurada no nível de gênero, apenas 7% ( $R^2_a$ ) da variação é explicada por essa escala espacial. Os outros 10% da variação são obtidos na escala de bacia hidrográfica (regional), sendo esta a mais importante para a explicação da estrutura da comunidade medida no nível taxonômico de gênero. Para família, as duas escalas obtiveram praticamente a mesma percentagem de explicação, sendo 10% para a escala de trecho e 9,5% para bacia hidrográfica (Tabela 3).

Os dois primeiros eixos da RDA para os dados no nível de gênero representam 58% da variação. As variáveis com maior relação com o primeiro eixo foram fósforo

total e Altitude média na bacia e % de areia fina, enquanto % de silte do solo da bacia teve maior relação com o segundo eixo (Figura 2a). As variáveis selecionadas para o modelo final nas RDA's dos dados de gênero e família foram muito similares, inclusive sua dispersão ao longo dos eixos das RDA's. Exceto para % de silte e declividade, fósforo total, altitude, nitrogênio total e % de areia fina tiveram a mesma importância para a comunidade mensurada nos níveis de gênero e família.

Os gêneros que mais se relacionaram com os padrões acima pertencem às ordens Coleoptera (*Heterem.*, *Hydroc.*, *Neolm.*, *Pseph.*), Ephemeroptera (*Ameri.*, *Baeto.*, *Caen.*, *Camelo.*, *Cloeod.*, *Needha.*, *Simothr.*, *Traver.*, *Tricop.*), Odonata (*Hetear.*), Plecoptera (*Anacro.*, *Gripop.*, *Tupip.*) e Trichoptera (*Austrot.*, *Chimar.*, *Morton.*, *Smicr.*) (Figura 2b). Para os dados no nível de família, os dois primeiros eixos da RDA representam 72% da variação dos dados. Fósforo total e altitude média na bacia tiveram igual importância para os eixos, enquanto % de areia fina foi relacionado com o primeiro eixo (Figura 3a). As famílias com maior peso para os dois primeiros eixos pertencem às ordens Coleoptera (*Hydroph.*), Ephemeroptera (*Baet.*, *Caen.*, *Leptoh.*), Odonata (*Gomp.*), Plecoptera (*Gripop.*, *Perli.*) e Trichoptera (*Hydrop.*, *Philop.*, *Glosso.*, *Hydrop.*) (Figura 3b).

#### *Espaço (distância geográfica)*

As variáveis PCNM's selecionadas nas análises para os dados nos níveis de gênero e família foram praticamente idênticas (1, 2 e 3), exceto que para o nível de gênero, onde o eixo 19 também foi selecionado. Os eixos selecionados são mais relacionados à maior distância entre os sites, isto é, escalas de maior extensão. Para o nível de família, o ambiente representou 9,5% e fração compartilhada, 10%. Somando-se as frações do ambiente e a distância geográfica entre os pontos, o resultado obtido foi

de  $R^2_a$  22,3% para gênero e 24,5% para família. Para o nível de gênero, os eixos representam 14%, sendo que o ajuste do  $R^2$  resultou numa variação de 5%. Para o nível de família, o resultado também foi bem semelhante ao observado para o nível de gênero, sendo que 15% da variação é explicada pelos eixos PCNM e o ajuste do  $R^2$  resultou numa explicação final de 5%. A partição da variância entre o ambiente e o espaço mostrou que o ambiente foi mais importante para a comunidade de macroinvertebrados aquáticos independentemente da resolução taxonômica utilizada. Para o nível de gênero, o ambiente e a fração compartilhada representaram 8,5%.

## **Discussão**

Nosso estudo avaliou a importância das variáveis medidas localmente (trecho de rio) e regionalmente (bacia hidrográfica), bem como a importância do espaço na composição da comunidade de macroinvertebrados aquáticos, observando a resolução taxonômica. As escalas ambientais possuíram explicações próximas para o nível de gênero, sendo a escala de bacia hidrográfica com maior participação na explicação para os dados no nível de gênero. Para o nível de família, as duas escalas possuem praticamente a mesma contribuição na variação dos dados. A maioria dos taxa, tanto no nível de gênero quanto família, encontram-se no centro das RDA's, e uns poucos taxa estão mais associados aos gradientes ambientais observados.

### *Escala local (trecho)*

Macroinvertebrados em riachos possuem estreita relação com variáveis físicas e químicas (Armitage, 1958; Vinson & Hawkins, 1998; Palmer *et al.*, 1994; Melo, 2009). As variáveis de escala local que mais se mostraram relacionadas com a comunidade de macroinvertebrados aquáticos pela RDA foram fósforo e nitrogênio total, enquanto pelo BIOENV somam-se a estas duas % de oxigênio dissolvido, pH e velocidade da corrente.

Tivemos mais taxa associados a nitrogênio do que a fósforo, apesar de este último ser mais importante na contribuição dos eixos da RDA do que nitrogênio. Segundo Barbosa *et al.* (2001) valores de fósforo que variam entre 50 a 150  $\mu\text{g/L}$  (0,05 a 0,15  $\text{mg/L}$ ) indicam ambientes modificados. A maioria dos taxa se encontram justamente em locais que apresentam concentrações abaixo desses valores, ou seja, não modificados. Perrin & Richardson (1997) demonstram que nitrogênio é o nutriente mais importante para macroinvertebrados bentônicos, mas o fósforo torna-se limitante quando a concentração de nitrogênio fica abaixo de 10  $\mu\text{g/L}$  (0,01  $\text{mg/L}$ ), apesar de fósforo contribuir mais para os eixos das RDA's em ambas as resoluções taxonômicas utilizadas. Em nenhum local amostrado os valores de nitrogênio estiveram próximos ao valor de referência (10  $\mu\text{g/L}$ ) do estudo de Perrin & Richardson (1997), por isso, uma maior associação dos taxa com nitrogênio.

Das variáveis locais selecionadas pelo BIOENV, o oxigênio disponível na água é outro importante fator limitante para as comunidades. Gêneros de Coleoptera, principalmente da família Elmidae, foram associados com valores altos de saturação de oxigênio (aproximadamente 88%). No estudo de Connolly *et al.* (2004) os autores manipularam a saturação de oxigênio de forma experimental em riachos artificiais e observaram altas densidades de Elmidae em saturação que variou de 20 a 35%. Embora mais baixos que as concentrações observadas no nosso estudo (88,4%  $\pm$  15,5), Connolly *et al.* (2004) acreditam que o resultado é devido a agregação dos indivíduos em corredeiras para compensar tratamentos com baixas concentrações de oxigênio.

Numa revisão feita por Vinsons & Hawkins (1998), o pH se mostrou uma importante variável sobre a riqueza de macroinvertebrados aquáticos, tendo efeito positivo em quatro estudos. Da mesma forma, Townsend *et al.* (1993) observaram efeito positivo sobre a abundância de três taxa e negativo sobre outros cinco. A média do pH



no estudo de Townsend *et al.* (1993) foi de  $5,8 \pm 0,5$  (calculado sobre os valores médios anuais tab. 1, pag. 526). A % de oxigênio dissolvido e o pH estão associados a condicionantes hidrológicas, como vazão e velocidade da corrente (Erman & Erman, 1995 *apud* Vinsons & Hawkins, 1998), sendo esta outra variável selecionada pelo BIOENV, e uma das principais variáveis físicas envolvidas na ocupação dos habitats pelos indivíduos, uma vez que oferece uma resistência direta ao movimento entre locais dentro do riacho (Allan & Castillo, 1995).

#### *Escala Regional (bacia)*

As variáveis regionais, aquelas medidas no nível de bacia hidrográfica, foram relativamente semelhantes entre os níveis de gênero e família quando observamos os resultados obtidos entre as RDA's. Para o BIOENV, os resultados entre os níveis de gênero e família são mais distintos, pois apenas uma variável foi semelhante (% de silte), enquanto para a RDA duas foram semelhantes (% de silte e Altitude média na bacia). Contudo, estão ligados aos processos físicos e ecológicos. Riachos e rios são dependentes do aporte de material externo, como fonte de energia, para manter as comunidades aquáticas, principalmente em riachos de cabeceira ou sombreados (Vannote *et al.*, 1980). A declividade da bacia hidrográfica é um fator importante ligado ao material alóctone. A inclinação na margem dos riachos, bem como na bacia hidrográfica, influenciam processos de erosão e assoreamento (McIntosh & Laffan, 2005). Ainda, Frost *et al.* (2009) observaram que a declividade da bacia foi correlacionada com a relação C:N no séston e que esse resultado é devido às características da bacia hidrográfica que contribuem para o maior aporte de matéria orgânica para o ambiente aquático.

As características de bacia mencionadas por Frost *et al.* (2009) são aquelas como cobertura vegetal, tipo e uso do solo (Silva *et al.*, 2003; Allan & Castillo, 2007), que influenciam as taxas de infiltração e escoamento superficial (El-Hassanin *et al.*, 1993). King *et al.* (2012) observaram que a comunidade de macroinvertebrados foi relacionada com a declividade da bacia hidrográfica. Nossos resultados mostram uma tendência similar a de King *et al.* (2012), porém, com efeito mais marcante da declividade para Ephemeroptera e Plecoptera (Figura 2).

O uso do solo na área da bacia é outro fator importante na ocorrência de macroinvertebrados aquáticos. Atividades de desmatamento e mineração contribuem para maior aporte de sedimento para dentro de rios. A sedimentação, por sua vez, aumenta o estresse nestes ambientes e reduz a diversidade e densidade de macroinvertebrados (Cline *et al.*, 1982; Culp *et al.*, 1986; Quinn *et al.*, 1992; Vasconcelos & Melo, 2008). Nenhuma das variáveis regionais relacionadas ao uso da terra nas bacias hidrográficas foi relacionada com comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Entretanto, algumas variáveis medidas localmente refletem o uso da terra na bacia hidrográfica, como sólidos totais, turbidez e condutividade. Essas variáveis são utilizadas para avaliar as atividades humanas. Determinados usos do solo na rede de drenagem, como agricultura, aumentam a concentração de sólidos, turbidez e condutividade nos sistemas lóticos. Como consequência dessas atividades, ocorre diminuição da diversidade e densidade de macroinvertebrados (Townsend *et al.*, 1998; Hepp & Santos, 2009; Matthaei *et al.*, 2009, Vasconcelos & Melo, 2008).

O tipo de solo de maior ocorrência na bacia foi um importante fator para a comunidade de macroinvertebrados, seja no nível de gênero ou família. Ainda que a % de areia fina e % de silte sejam importantes para a comunidade, nenhuma taxa foi diretamente associado a elas. Muito pelo contrário, os taxa, seja no nível de gênero ou

no de família, ficaram mais afastados, mais próximos ao centro das RDA's. Uma diferença na seleção das variáveis é a substituição de areia fina pela grossa, utilizando-se o BIOENV. Mas, mesmo assim, o mesmo raciocínio de aplica. Isso evidencia a importância do uso da terra na área de drenagem de ecossistemas lóticos.

### *Espaço*

A partição da variação mostra que o ambiente foi mais importante do que o espaço. Heino *et al.* (2007) observaram que as variáveis ambientais mensuradas no nível de trecho e bacia hidrográfica obtiveram as maiores explicações do que o espaço, tanto para a caracterização taxonômica quanto funcional da comunidade, sendo um efeito das restrições das condições locais e dispersão sobre a comunidade. Townsend *et al.* (2003) mostram que a distância geográfica não foi importante para aqueles táxons que são bons voadores, pois estes podem colonizar outros ambientes devido à maior facilidade em transpor barreiras geográficas. Se considerarmos um longo período de tempo, a probabilidade de que diversos taxa consigam se dispersar para locais distantes é mais provável. Por exemplo, no nosso estudo, *Americabaetis* (Ephemeroptera) é encontrado em 34 dos 38 locais amostrados, tendo como maior distância entre esses 34 locais aproximadamente 650 km. Por outro lado, *Cloeodes* (Ephemeroptera) é encontrado em 15 locais, e praticamente na região leste e nordeste da área de estudo, mas com uma ocorrência na região centro sul e uma distribuição um pouco mais restrita. Desta forma, o ambiente passa a ser o componente mais importante, pois o sucesso que um dado táxon tem em se estabelecer num local é devido às características ambientais locais. Assim, por mais que os organismos consigam se dispersar, são as características ambientais locais que determinam o sucesso na colonização (Mykrä *et al.*, 2007). Costa e Melo (2008) observaram que microhabitats foram mais importantes na determinação de comunidades de macroinvertebrados em riachos do que bacias hidrográficas. Karaouzas

& Gritzalis (2006) observaram que ambiente também foi mais importante para a comunidade de Heteroptera na Grécia do que a distância geográfica entre os pontos, tendo o ambiente uma explicação de 68%, e apenas 8,5% para a posição geográfica.

A fração compartilhada em nosso estudo foi maior que as explicações puras do ambiente e do espaço, e esse resultado pode ser devido à variação do ambiente espacialmente estruturada ou por outros fatores não mensurados (Borcard *et al.*, 2011). Num estudo através da Finlândia, Astorga *et al.* (2011) observaram que a partição da variação mostrou que o ambiente obteve maior explicação que o espaço, mas que a fração compartilhada ambiente+espaço foi maior que o observado para as frações puras. Quando Astorga *et al.* (2011) avaliaram o efeito das variáveis ambientais e do espaço entre os riachos amostrados, mas dentro de cada bacia hidrográfica, o espaço não foi significativo em três das sete bacias consideradas no estudo. Assim como o observado para o teste ao longo do território finlandês, a fração compartilhada entre o ambiente e o espaço dentro de cada bacia hidrográfica também foi maior (Astorga *et al.*, 2011). Os autores argumentaram que fatores ambientalmente estruturados, como a temperatura (Vinson & Hawkins, 2003) ou outros ainda não mensurados, podem ser os responsáveis pelos resultados observados.

Nossos resultados mostram que as variáveis medidas localmente (trecho de rio) e regionalmente (bacia hidrográfica) apresentam explicações parecidas na extensão geográfica analisada, ainda que para os dados medidos no nível de gênero, a escala regional tenha se mostrado um pouco mais importante do que a local. Variáveis medidas regionalmente, principalmente relacionadas ao relevo (altitude e declividade da bacia), demonstram ser importantes, pois contribuem para as características observadas localmente. As variáveis que refletem a textura do solo nas bacias se mostraram importantes para a comunidade, principalmente se considerarmos o estresse ambiental

causado por eventos tanto pontuais quanto difusos de impacto ambiental que o meio aquático está sujeito, sendo esses diretamente ligados aos usos do solo. A principal atividade antrópica nas bacias hidrográficas é a agropecuária, onde o principal dano é o de facilitar o aporte de sedimento, por isso a característica da textura do solo da bacia é importante. A distância geográfica se mostrou menos importante do que o ambiente na variação observada para macroinvertebrados aquáticos, embora parte da explicação seja dada de forma compartilhada pelo ambiente e espaço. Isso reflete a importância de fatores ambientais espacialmente estruturados, dentro da extensão geográfica do nosso estudo.

### **Agradecimentos**

Agradecemos ao Prof. Bruno Spacek Godoy por comentários e sugestões ao texto, Prof. Vitor Landeiro por sugestões nas análises estatísticas. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES – pela concessão de bolsa de estudos à Márlon de Castro Vasconcelos durante o período em que esse estudo foi realizado.

### **Referências**

- Allan, J. D. & Castillo, M. M. (1995) *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*, Londres, Reino Unido, Chapman & Hall, 388pp.
- Allan, J. D., Erickson, D. L. & Fay, J. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, 37, 149-161.
- Armitage, K. B. 1958. Ecology of the Riffle Insects of the Firehole River, Wyoming. *Ecology*, 39, 572-580.

- Astorga, A., Heino, J., Luoto, M. & Muotka, T. 2011. Freshwater biodiversity at regional extent determinants of macroinvertebrate taxonomic richness in headwater streams. *Ecography*, 34, 705-713.
- Barbosa, F.A.R., Callisto, M. & Galdean, N. 2001. The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicator of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 4, 51-59.
- Batista, D. F., Dorvillé, L. F. M., Buss, D. F. & Nesasimian, J. L. 2001. Spatial and temporal organization of aquatic insect assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river. *Revista Brasileira de Biologia*, 61, 295-304.
- Beauger, A., Lair, N., Reynes-Marchant, P., & Peiry, J. L. 2006. The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the river Allier (France), in relation to riverbed characteristic. *Hydrobiologia*, 571, 63-76.
- Bocard, D., Gillet, F. & Bocard, D., 2011. *Numerical ecology with R*. Springer, New York, 306pp.
- Bocard, D. & Bocard, D. 2002. All-scale analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbor matrices. *Ecological Modelling*, 153, 51-68.
- Brown, J. H., Mehlman, D. W. & Stevens, G. C. 1995. Spatial variation in abundance. *Ecology*, 76, 2028-2043.
- Buss D. F., Baptista D. F., Silveira M. P., Nessimian, J. L., & Dorvillé, L. F. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macro invertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, 481, 125-136.
- Callisto, M., Ferreira, W. R., Moreno, P., Goulart, M., & Petrucio, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensis*, 14, 91-98.

- Cline, L. D., Short, R. A., & Ward, J. V. 1982. The influence of highway construction on the macroinvertebrates and epilithic algae of high mountain stream. *Hydrobiologia*, 96, 149-159.
- Collie, K. J. 1995. Environmental factors affecting the taxonomic composition of aquatic macroinvertebrate communities in lowland waterways of Northland, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 29, 453-465.
- Connolly, N. M., Crossland, M. R. & Pearson, R. G. 2004. Effect of low dissolved oxygen on survival, emergence, and drift of tropical stream macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 23, 251-270.
- Cordeiro, J. L. P. & Hasenack, H. 2009. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: Pillar, V. D., Müller, S. C., Castilhos, Z. M. S. & Jacques, A. V. A. (eds). Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. 403pp.
- Costa, S., S. & Melo, A., S. 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia*, 598:131-138.
- Culp, J. M., Wrona, F. J., & Davies R. W. 1986. Response of stream benthos and drift to fine sediment deposition versus transport. *Canadian Journal of Zoology*, 64, 1345-1351.
- Diniz-Filho, J. A. F., Siqueira, T., Padial, A. A., Rangel T. F., Landeiro, V. L. & Bini, L. M. 2011. Spatial autocorrelation analysis allows disentangling the balance between neutral and niche processes in metacommunities. *Oikos*, 121, 201-210.
- El-Hassanin, A. S., Labib, T. M. & Gaber, E. I. 1993. Effect of vegetation cover and land slope on runoff and soil losses from the watersheds of Burundi. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 43, 301-308.

- Erman, N. A. & Erman, D. C. 1995. Spring permanence, Trichoptera species richness, and the role of drought. *Journal of Kansas Entomological Society*, 68, 50-64
- apud* Vinson, M. R. & Hawkins, C. P. 1998. Biodiversity of stream insects: Variation at local, basin and regional scales. *Annual Review of Entomology*, 43, 271-293.
- Fend, S. V., Carter, J. L. & Kearns, F. R. 2005. Environmental factors affecting the taxonomic composition of aquatic macroinvertebrate communities in lowland waterways of Northland, New Zealand. *American Fisheries Society Symposium*, 47, 193–212.
- Frost, P. C., Kinsman, L. E., Johnston, C. A. & Larson, J. H. 2009. Watershed discharge modulates relationships between landscape components and nutrient ratios in stream seston. *Ecology*, 90, 1631-1640.
- Gombeer, S. C., Knapen, D. & Bervoets, L. 2011. The influence of different spatial-scale variables on caddisfly assemblages in Flemish lowland streams. *Ecological Entomology*, 36, 355-368.
- Heino, J. & Mykrä, H. 2008. Control of stream insects assemblages: roles of spatial configuration and local environmental variables. *Ecological Entomology*, 33, 614-622.
- Heino, J., Mykrä, H., Kotanen, J. & Muotka, T. 2007. Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? *Ecography*, 30, 217-230.
- Heino, J., Bini, L. M., Karjalainen, S. M., Mykrä, H., Soininen, J., Vieira, L. C. G. & Diniz-Filho, J. A. F. 2010. Geographical patterns of micro-organismal community structure: are diatoms ubiquitously distributed across boreal streams? *Oikos*, 119, 129-137.



- Hepp, L. U., Santos, S. 2009 .Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental Monitorind and Assessmen*, 157, 305-318.
- Hynes, H. B. N. 1970. The ecology of stream insects. *Annual Review of Entomology*, 15, 25-42.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1986. *Levantamento de recursos naturais (folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH.21 Uruguaiiana e Sl.22 Lagoa Mirin)*. V33, Rio de Janeiro, 796pp.
- Johnson, R. K., Furse, M. T. Hering, D. & Sandin L. (2007) Ecological relationships between stream communities and spatial scale: implications for designing catchment-level monitoring programmes. *Freshwater iology*, 52, 939-958.
- Karaouzas, I., & Gritzalis, K. C. 2006. Local and regional factors determining aquatic and semi-aquatic bug (Heteroptera) assemblages in rivers and streams of Greece. *Hydrobiologia*, 573, 199-212.
- King, R. S., Walker, C. M., Whigham, D. F., Baird, S. J. & Back, J. A. 2012. Catchment topography and wetland geomorphology drive macroinvertebrate community structure and juvenile salmonid distributions in south-central Alaska headwater streams. *Freshwater Science*, 31, 341-364.
- Lamouroux, N., Dolédec, S. Gayraud, S. 2004. Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society*. 23, 449-466.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation trouble or new paradigm. *Ecology*, 74, 1659-1673.

- Legendre, P., Bocard, D. & Peres-Neto, P. R. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological monographs*, 75, 435-450.
- Legendre, P. & Fortin, M-J. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetation*, 80, 107-138.
- Ligeiro, R., Melo, A. S. & Callisto, M. 2010. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology*, 55, 424-435.
- McIntosh, P. & Laffan, M. 2005. Soil erodibility and erosion hazard: extending these cornerstone soil conservation concepts to headwater streams in the forestry estate in Tasmania. *Forest Ecology and Management*, 220, 128–139.
- Malmqvist, B. 2002. Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47, 679-964.
- Matthaei, C. D., Weller, F., Kelly D. W. & Townsend, C. R. (2006) Impacts of fine sediment addition to tussock, pasture, dairy and deer farming streams in New Zealand. *Freshwater Biology*, 51, 2154-2172.
- Melo, A. S. 2009. Explaining dissimilarities in macroinvertebrate assemblages among stream sites using environmental variables. *Zoologica*, 26, 79-84.
- Mykrä, H., Aroviita, J., Kotanen, J., Hämäläinen, H. & Muotka, T. 2008. Predicting the stream macroinvertebrate fauna across regional scales: influence of geographical extent on model performance. *Journal of the North American Benthological Society*, 27, 705-716.
- Mykrä, 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.

- Paavola R., Muotka T., Virtanen R., Heino J., Jackson D. & Mäki-Petäys A. 2006. Spatial scale affects community concordance among fishes, benthic macroinvertebrates, and bryophytes in streams. *Ecological Applications*, 16, 368-37.
- Palmer, C., Palmer, A., O'Keeffe, J. & Palmer, R. 1994. Macroinvertebrate community structure and altitudinal changes in the upper reaches of a warm temperate southern African river. *Freshwater Biology*, 32, 337-347.
- Peres-Neto, P., Legendre, P., Dray, S. & Bocard, D. 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87, 2614-2625.
- Perrin, C. J. & Richardson, J. S. 1997. N and P limitation of benthos abundance in the Nechako River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54, 2574-2583.
- Poff, N. L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*. 16, 391-409.
- Quinn, J. M., Davies-Colley, R. J, Hickey, C. W., Vickers, M. L., & Ryan, P. A. 1992. Effects of clay discharge on streams: Benthic invertebrates. *Hydrobiologia*, 248, 235-247.
- Robson, B. J. & Chester, E. T. 1999. Spatial patterns of invertebrate species richness in a river the relationship between riffles and microhabitats. *Australian Journal of Ecology*, 24, 599-607.
- Silva, A. M., Schulz, H. E., & Camargo, P. B. 2003. *Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas*, RIMA, São Carlos, 140pp.

- Skoulidakis, N. Th., Karaouzas, I. & Gritzalis, K. C. 2009. Identifying key environmental variables structuring benthic fauna for establishing a biotic typology for Greek running waters. *Limnologica*, 39, 56-66.
- Townsend, C. R., Dolédec, S., Norris, R., Peacock, K. & Arbuckle, C. 2003. The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology*, 48, 768-785.
- Townsend, C. R., Hildrew, A. G. & Francis, J. 1993. Community structure in some southern English streams: the influence of physicochemical factors. *Freshwater biology*. 13, 521-544.
- Townsend, C. R., Thompson, R. M., McIntosh, A. R., Kilroy, C., Edwards, E. & Scarsbrook, M. 1998. Disturbance, resource supply, and food-web architecture in stream. *Ecology Letters*, 1, 200-209.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37, 130-137.
- Vasconcelos, M. C. & Melo, A. S. An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiologia*, 610, 321-329.
- Vinson, M. R. & Hawkins, C. P. 1998. Biodiversity of stream insects: Variation at local, basin and regional scales. *Annual Review of Entomology*, 43, 271-293.
- Vinson, M. R. & Hawkins, C. P. 2003. Broad-scale geographical patterns in local stream insect genera richness. *Ecography*, 26, 751-767.

## Tabelas

Tabela 1. Média e DP para as variáveis utilizadas nas análises.

	Variáveis de trecho		Variáveis de bacia	
	$\bar{X}$	DP	$\bar{X}$	DP
% Saturação de oxigênio	88,4	± 15,5	% Areia fina	10,4 ± 4,7
Fósforo total	0,04	± 0,03	% Areia grossa	17,8 ± 13,8
Largura	9,0	± 6,7	% Argila	35 ± 17,3
Nitrogênio total	0,5	± 0,5	% Silte	37,6 ± 18,8
pH	7,6	± 0,6	% Campo nativo	55,4 ± 38,0
Profundidade	17,1	± 9,6	% Floresta	8,6 ± 14,6
Qualidade do habitat	58,7	± 12,5	% Uso antrópico	35,7 ± 34,8
Velocidade da corrente	49,3	± 19,4	Alcalinidade	26,0 ± 16,0
			Altitude média	387,1 ± 282,6
			Área da bacia	85,2 ± 163,5
			Condutividade	62,2 ± 49,2
			Declividade média	5,2 ± 3,4
			Sólidos totais	87,7 ± 49,0

Tabela 2. Variáveis ambientais selecionadas pelo critério de Branchet et al. (2008) na RDA e pelo BIOENV para os níveis de gênero e família.

	Gênero	Família
<b>RDA</b>	Fósforo total	Fósforo total
	Nitrogênio total	Nitrogênio total
	Declividade	% de silte
	Altitude	Altitude
	% de silte	% de areia fina
	% de argila	
<b>BIOENV</b>	% de saturação de oxigênio	Fósforo total
	Fósforo total	Nitrogênio total
	Nitrogênio total	Velocidade da corrente
	pH	% de areia grossa
	Velocidade da corrente	% de silte
	Altitude	
	Declividade	
	% de areia fina	
	% de silte	
	Sólidos totais	

Tabela 3. Variáveis selecionadas segundo o critério de Blanchet *et al* (2008). Valores de  $R^2_a$  estão expressos em percentagem.

	<b>Trecho</b>	<b><math>R^2_a</math></b>	<b>Bacia</b>	<b><math>R^2_a</math></b>
Gênero	Fósforo total	4%	Declividade	3%
	Nitrogênio total	3%	Altitude	3%
			% silte	2%
			% de areia fina	2%
Família	Fósforo total	7%	% silte	4%
	Nitrogênio total	3%	% de areia fina	3%
			Altitude	2%

## Figuras

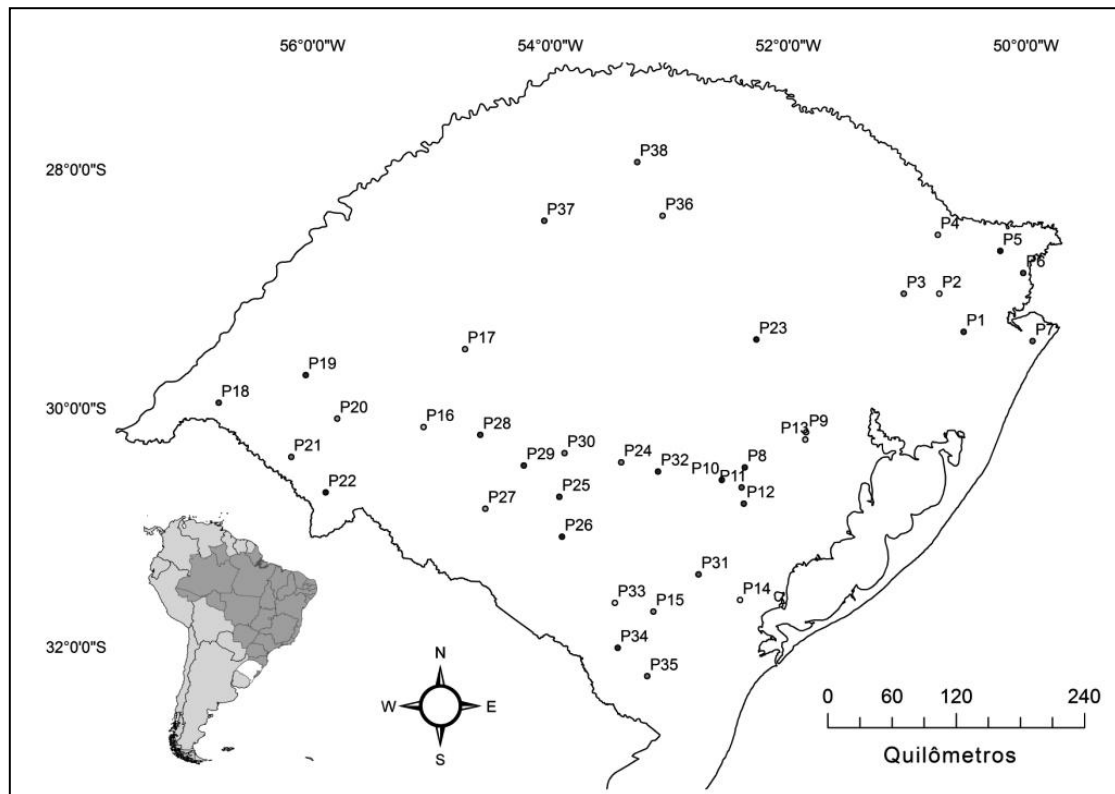


Figura 1 Área de estudo. Os pontos representam os trechos de rios amostrados ao longo do estado do Rio Grande do Sul.

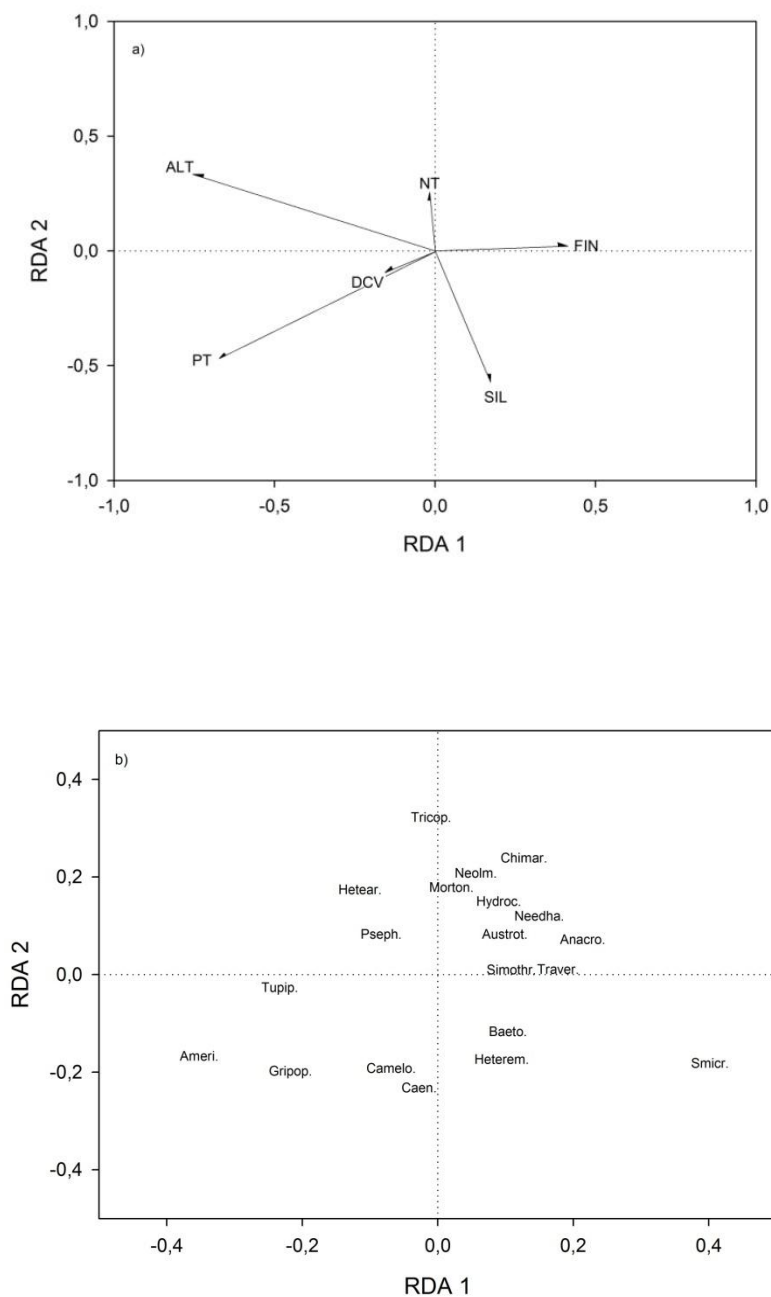


Figura 2. RDA para os dados de comunidade no nível de gênero com as variáveis selecionadas. a) variáveis ambientais selecionadas Alt. = Altitude média na bacia, Decl. = Declividade média na bacia, NT = Nitrogênio total, PT = Fósforo total, %Silte = % de silte e %Fina = % de areia fina, b) Comunidade de macroinvertebrados aquáticos medidos no nível de gênero – apenas aqueles com altos valores para os eixos são mostrados. Para abreviatura dos gêneros, veja Apêndice 1.



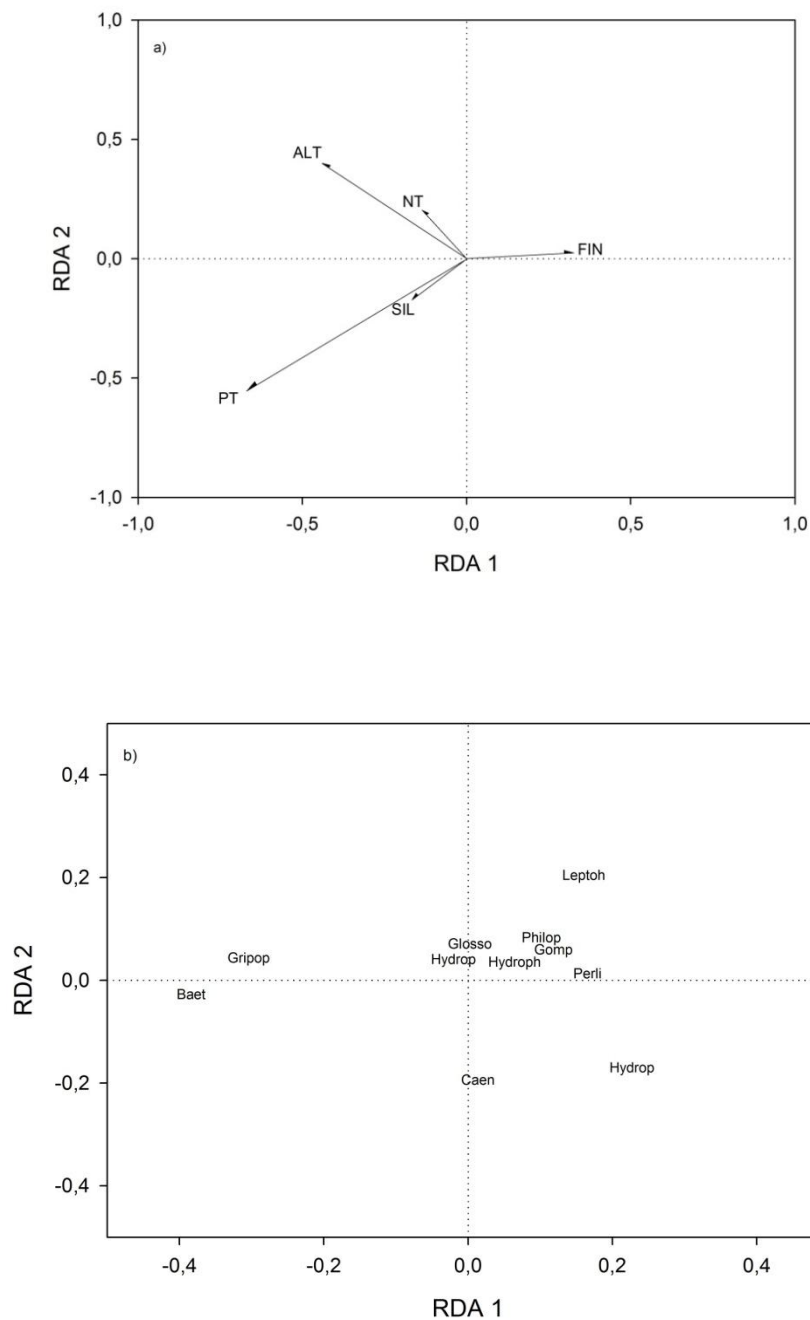


Figura 3. RDA para os dados de comunidade no nível de gênero com as variáveis selecionadas. Apenas as famílias mais relacionadas com cada eixo são mostradas. Alt. = Altitude média na bacia, NT = Nitrogênio total, PT = Fósforo total, %Silte = % de silte e %Fina = % de areia fina. b) Comunidade de macroinvertebrados aquáticos medidos no nível de família – apenas aquelas com altos valores para os eixos são mostrados. Para abreviatura dos gêneros, veja Apêndice 1.

## Apêndice 1. Taxa amostrados mostrados nas RDA's.

<b>Gênero</b>		<b>Família</b>	
<b>Taxon</b>	<b>abreviatura</b>	<b>Taxon</b>	<b>abreviatura</b>
<i>Americabaetis</i>	Ameri.	Baetidae	Baet.
<i>Anacroneuria</i>	Anacro.	Caenidae	Caen.
<i>Austrotinodes</i>	Austrot.	Glossosomatidae	Leptoh.
<i>Baetodes</i>	Baeto.	Gomphidae	Gomp.
<i>Caenis</i>	Caen.	Gripopterygidae	Gripop.
<i>Camelobaetidius</i>	Camelo.	Hydrophilidae	Perli.
<i>Chimarra</i>	Chimar.	Hydropsychidae	Hydrop.
<i>Cloeodes</i>	Cloeod.	Hydroptilidae	Philop.
<i>Gripopteryx</i>	Gripop.	Leptohiphidae	Glosso.
<i>Hetearina</i>	Hetear.	Perlidae	Hydrop.
<i>Heterelmis</i>	Heterem.	Philopotamidae	Hydroph.
<i>Hydrochara</i>	Hydroc.		
<i>Mortoniella</i>	Morton.		
<i>Needhamella</i>	Needha.		
<i>Neolmis</i>	Neolm.		
<i>Psephenus</i>	Pseph.		
<i>Simothraulopsis</i>	Simothr.		
<i>Smicridea</i>	Smicr.		
<i>Traverhyphes</i>	Traver.		
<i>tricorythopsis</i>	Tricop.		
<i>Tupiperla</i>	Tupip.		

## Capítulo 3.

---

### **Efeito da resolução taxonômica, tipo de dado e escala sobre a concordância entre classificações de rios com dados abióticos e macroinvertebrados em riachos subtropicais**

#### **Resumo:**

Macroinvertebrados em riachos constituem um importante grupo utilizado em monitoramento ambiental. Outra importante ferramenta na gestão de recursos hídricos é a classificação ambiental de riachos. Este estudo avaliou a concordância entre classificações de rios baseados em dados abióticos e aquelas com base na comunidade de macroinvertebrados em riachos. Concomitantemente, a importância das resoluções taxonômicas e numérica dos dados, além da escala de amostragem sobre a concordância, foi verificada. Utilizamos variáveis ambientais em escala local e regional, bem como dados de abundância e presença/ausência de macroinvertebrados para classificar 38 riachos distribuídos em uma área de 282.000 km<sup>2</sup>. Os tipos de rios diferiram entre os dados abióticos e bióticos. Para os dados bióticos, houve diferenciação de tipos de rios apenas para os dados de abundância da comunidade medidos no nível de gênero. Para as variáveis ambientais, dois tipos de rios foram obtidos para a escala local e três, para a regional. Quando as duas escalas foram utilizadas em conjunto, obtivemos quatro grupos de rios. Para dados biológicos, independentemente da resolução numérica e taxonômica, dois tipos de rios foram obtidos. A concordância entre as classificações bióticas e abióticas foi dependente da resolução taxonômica e da escala, sendo que os tipos obtidos para a escala de bacia

hidrográfica concordou com os grupos de rios formados por abundância no nível de gênero e presença/ausência no nível de família. Apenas a classificação utilizando dados de família foi concordante com os tipos de rios obtidos, quando as duas escalas foram utilizadas em conjunto. Uma MANOVA-db mostrou que a comunidade difere entre os tipos de rios, mas essas diferenças são dependentes da resolução taxonômica e da escala. Nossos resultados mostram ainda que a força de classificação obtida pelos tipos de rios obtidos pelas duas escalas em conjunto foi maior, seguida pelos tipos obtidos com dados na escala de trecho e, por fim, por bacia hidrográfica. Assim, para a extensão geográfica medida, as classificações entre dados ambientais e de macroinvertebrados são mais dependentes da resolução taxonômica e da escala utilizada do que do tipo de dado.

**Palavras-chave:** Força de classificação, tipos de rios, bacias hidrográficas.

---

Vasconcelos, M. C., Melo, A. S. & Schwarzbald, A. Artigo a ser submetido à  
*Fundamental and Applied Limnology*

## **Introdução**

O ambiente é uma parte decisiva do processo que seleciona espécies em diferentes locais (Grinnell 1924) e muitos estudos mostram as relações entre espécies e gradientes ambientais com a estrutura de habitat (Poff 1997; Beauger et al. 2006). Habitats distintos dentro deste gradiente podem apresentar distintas comunidades com preferências alimentares e processos ecológicos particulares (Vannote et al. 1980; Poole 2002; Costa & Melo 2008). Vannote et al. (1980) mostram a relação das comunidades aquáticas com o gradiente longitudinal em riachos, em que o padrão de abundância e ocorrência dos taxa difere em relação a tamanho do riacho, concentração de matéria orgânica e outras condições físicas. Além disso, muitos dos padrões na distribuição de comunidades e populações, bem como de variáveis ambientais observados em riachos, são dependentes da escala do estudo (Kotliar & Wiens 1990; Downes et al. 1993; Vinson & Hawkins 1998; Cortes et al. 2009).

A classificação dos ambientes naturais é uma maneira de reduzir a complexidade observada nesses ambientes para melhor entendê-los. Desta forma, a variabilidade espacial dos descritores ambientais é usada para agrupar trechos e ou bacias hidrográficas semelhantes (Omernik & Bailey 1997; Munné & Prat 2004). Podemos entender por classificação dos sistemas fluviais a diferenciação de trechos ou regiões em uma bacia hidrográfica ou bacias hidrográficas por meio de descritores físicos, químicos e biológicos (Rosgen 1994; Omernik & Bailey 1997; Munné Prat & 2004; Skoulikidis et al. 2006; Moreno et al. 2006). Duas abordagens são usadas para classificar os ambientes: descendente e ascendente. A abordagem descendente usa descritores abióticos para criar classificações dos rios. A abordagem ascendente usa comunidades aquáticas para esse fim (Ferréol et al. 2005).

Como exemplo de classificação descendente, a classificação proposta por Rosgen (1994) baseia-se nas características geomorfológicas dos rios. Os padrões do vale, índice de entrincheiramento, sinuosidade, material do leito e sua inclinação são usados para determinar os tipos de rio. Outro exemplo de classificação descendente é a Diretiva da União Europeia *Water Framework* (Directiva 60/CE 2000), em que se usam dois sistemas para definir os tipos de rio. Esses sistemas utilizam descritores obrigatórios e opcionais tais como altitude, área de superfície de captação, descarga, coeficiente de escoamento anual, ordem do rio, além de outros que podem ser escolhidos pelo pesquisador. Como exemplo de classificação ascendente, Fieseler & Wolter (2006) utilizaram a abundância e diversidade de peixes de riachos de planícies no nordeste da Alemanha. No entanto, conforme Hawkins & Norris (2000), numa perspectiva de monitoramento dos ecossistemas aquáticos, somente classificações que podem prever comunidades aquáticas são interessantes.

Os descritores ambientais utilizados para classificar os sistemas fluviais podem explicar a ocorrência de espécies em diferentes locais. Ainda, a relação entre a tipologia de rios e distribuição de espécies pode ser estabelecida avaliando-se as comunidades nos tipos de rios obtidos (Palmer et al. 2000; Paavola et al. 2003; Karaouzas & Gritzalis 2006; Verdonschot et al. 2006). Estudos anteriores avaliaram a relação entre as classificações de rios com base em dados abióticos e aquelas obtidas com organismos aquáticos. Estes estudos têm mostrado que as comunidades diferem entre os tipos de rios (Feminella 2000; Rabeni & Doysi 2000; Fieseler & Wolter 2006; Sánchez-Montoya et al. 2007; McElarney & Rippey 2009; Wesener et al. 2011). No entanto, alguns estudos têm demonstrado que a utilização da classificação baseada em descritores de paisagem não contém necessariamente a variação nas comunidades aquáticas, devido em parte à escala espacial inadequada utilizada e por não contabilizarem influência

humana (McCormick et al. 2000; Sandin & Johnson 2000). Paavola et al. (2003) mostram que diferentes grupos taxonômicos, macrófitas, peixes e macroinvertebrados possuem respostas distintas ao meio ambiente e desta forma tendem a não ser concordantes. No entanto, Paavola et al. (2006) mostram que a concordância nas respostas de diferentes grupos taxonômicos ao meio ambiente, e conseqüentemente à tipologia de rios, é dependente da escala espacial. Os resultados obtidos por Paavola et al. (2006) mostram que as respostas dos diferentes grupos biológicos foram similares quando avaliados em uma escala mais ampla e que a alta variabilidade ambiental é um dos fatores envolvidos em seus resultados.

Além da escala em que a classificação ambiental é obtida (e.g., trecho, bacia, ecorregião) e conseqüentemente as variáveis ambientais utilizadas, a resolução taxonômica e a resolução numérica podem influenciar a detecção de padrões em comunidades aquáticas. Segundo Heino (2008), dados de macroinvertebrados em riachos em diferentes resoluções taxonômicas tendem a responder a variáveis ambientais similares independentemente do tratamento desses dados (logarítmica, raiz quarta e presença/ausência). Ainda que possamos detectar o mesmo padrão utilizando dados no nível de gênero ou família, o tipo de dado utilizado qualitativo ou quantitativo podem refletir resultados diferentes, dependendo da escala (Marchant et al. 1995; Melo 2005). Por outro lado, as respostas de famílias e gêneros de um mesmo grupo taxonômico podem ser diferentes, dependendo da classificação ambiental utilizada (Van Sickle & Hughes 2000). Assim, há trabalhos utilizando macroinvertebrados aquáticos, onde a resolução no nível de gênero obteve melhor resultado que famílias (Waite et al. 2000; Hawkins & Vinson 2000), enquanto Feminella (2000) observou o oposto.

Há contradição entre os resultados observados na literatura sobre a concordância das classificações utilizando dados abióticos e macroinvertebrados. Alguns estudos

mostram que classificações das comunidades aquáticas diferem das classificações abióticas (Feminella 2000; Rabeni, & Doysi 2000; Fieseler & Wolter 2006; McElarney & Rippey 2009); outros, em que isso não é evidente (McCormick et al. 2000; Sandin & Johnson 2000) e outros, em que a congruência entre o ambiente e classificações bióticas são fracas (Van Stickle & Hughes 2000; Sánchez-Montoya et al. 2007). Assumindo que o ambiente seleciona espécies e que diferentes ambientes (tipos de rios) apresentam comunidades diferentes (Grinnell 1924; Hutchison 1957; Poff 1997), utilizamos a abordagem de classificações de riachos em tipos de rios para testar: i) São as comunidades de macroinvertebrados aquáticos diferentes entre os tipos de rios obtidos a partir de variáveis ambientais? e ii) São as classificações com dados bióticos e abióticos congruentes? Adicionalmente, avaliamos o efeito da a) escala; b) resolução taxonômica e c) resolução numérica sobre as concordâncias entre as classificações obtidas.

## **Métodos**

### *Área de Estudo*

O estudo foi realizado em 38 riachos no estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil (Fig. 1). O clima da região é subtropical, com temperaturas no inverno em torno de 15° C e no verão em torno de 26° C. A precipitação média é de 1500 mm, mas há períodos de seca em algumas regiões, principalmente no sul do estado. A vegetação do norte é caracterizada por manchas de floresta de araucárias e áreas com pastagens nativas. No sul, a vegetação predominante é de campos (IBGE 1990). As áreas ocupadas por culturas, florestas plantadas e pastagens são cerca de 26.000 km<sup>2</sup> (Cordeiro & Hasenack 2009). O norte tem as altitudes mais elevadas, em torno de 1200 m. A altitude média é de 400 m nas regiões centrais e sul (IBGE 1990).



### *Trabalho de campo*

Selecionamos previamente cerca de cinco riachos para cada região de amostragem ao longo do estado do Rio Grande do Sul, a partir de mapas na escala de 1:50.000. Desta forma, nosso intuito era que os riachos a serem amostrados fossem em torno de 3ª ordem (Fig. 1). Para ser incluído na amostragem, o riacho, no campo, deveria possuir leito composto por seixos e sem intervenção humana aparente. Em cada riacho, um trecho com 50 m foi delimitado para a amostragem de variáveis abióticas (Tab. 1). Em cada trecho, quatro corredeiras com substrato de cascalho foram aleatoriamente selecionadas para amostragem, mas com distância mínima de 5 m entre si (Fig. 2). A velocidade de corrente e profundidade foram medidos em cada corredeira e usamos a média em todas as análises. O valor utilizado para a largura foi o maior valor observado ao longo dos 50 m do trecho. Usamos o Protocolo de Qualidade de Habitat de Callisto *et al.* (2002) para caracterizar o riacho. O protocolo pontua os riachos com base em características do habitat na área de entorno e no leito e inclui aspectos como presença de margens erodidas, extensão de mata ripária e cobertura de sedimento no leito. Ao todo são 22 parâmetros avaliados com pontuação que varia de 0 a 5. A pontuação final varia de 0 a 100. Trechos com até 40 pontos são considerados impactados, de 41 a 60, modificados e acima de 61, naturais. Nas análises, utilizamos a pontuação obtida para cada trecho.

Cada trecho foi georreferenciado e sua bacia hidrográfica delimitada no *software* CartaLinx®. Obtivemos as variáveis da escala de bacia hidrográfica por mapas temáticos. O relevo foi obtido em mapas com escala equivalente de 1:100.000 e o de uso da terra em escala de 1:250.000. Estes mapas derivam do Programa Brasileiro de Conservação de Diversidade (Cordeiro & Hasenack 2009). O mapa de solos utilizado possui escala de 1:250.000 e foi feito para o projeto RADAMBRASIL (IBGE 1986).

Este projeto teve como objetivos o mapeamento dos tipos de solo e geológicos do Brasil, bem como de características sociais e políticas das regiões brasileiras. As bacias hidrográficas foram sobrepostas aos mapas temáticos no *software* Idrisi ® v. Taiga. Obteve-se a percentagem de uso da terra, solos, altitude e declive para todas as bacias (Tab. 1). As bacias hidrográficas delimitadas para cada trecho apresentaram como principal alteração antrópica a presença de agropecuária (30% em média da área da bacia), atividades de reflorestamento com *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. (cerca de 4%) e agricultura (2%). Duas bacias possuíam áreas urbanas, em uma delas ocupando 0,25% e na outra 2% do uso do solo. As áreas antropizadas, em média, ocupam 36,1% das bacias. Quanto à vegetação, em média 55% das bacias pertencem à formação de campo e cerca de 8% de formações florestais, totalizando 64% de áreas naturais, em média. Optamos por usar a textura do tipo de solo mais comum na bacia em nossas análises, por meio da média do valor modal para o horizonte A (RADAMBRASIL – IBGE 1986), haja vista que essa é a camada de solo mais suscetível à erosão e com alta possibilidade de contacto com sistemas aquáticos.

Os macroinvertebrados foram amostrados nas mesmas corredeiras utilizadas para as medidas de velocidade e profundidade. Com intuito de não perturbar o leito, as medidas de velocidade e profundidade foram feitas após a coleta dos organismos. Usamos um amostrador do tipo Surber com área de 0,25 x 0,25 m e malha de 0,5 mm, sendo quatro Surbers por trecho, um por corredeira. Todos os indivíduos coletados foram armazenados em recipientes de plástico com etanol 96% para transporte. No laboratório, os macroinvertebrados foram triados em bandejas, contados e identificados ao nível taxonômico de gênero, exceto Diptera e Lepidoptera, que foram identificados até o nível de família, junto com a família Curculionidae, que não foi utilizada nas análises. Todas as identificações seguiram as chaves taxonômicas publicadas. Após

esse procedimento, preservamos os espécimes em etanol 70%. O trabalho de campo foi realizado em abril e outubro de 2009, março, abril, e agosto de 2010.

#### *Análise de dados*

As classificações foram obtidas com dados ambientais nas escalas de trecho e bacias hidrográficas juntas e em separado. Desta forma, pudemos avaliar o efeito da escala na formação dos tipos de rios. Para a comunidade de macroinvertebrados aquáticos, utilizamos os dados nos níveis de gênero e família. Assim, esperamos avaliar como a resolução taxonômica influencia a concordância entre classificações abióticas e de comunidades de macroinvertebrados. Adicionalmente, avaliamos o tipo de dado nas concordâncias por meio de dados de abundância e presença/ausência das comunidades.

#### *Classificações.*

**Abordagem descendente:** Foram utilizadas três matrizes: a primeira, com dados medidos no nível de trecho; a segunda, com dados medidos no nível de bacia; e a terceira, com os dados reunidos numa única matriz. Para que as variáveis tivessem a mesma escala de medida, realizamos uma normalização dentro de cada variável no software MULTIV. A classificação foi obtida por agrupamento pelo método de Ward, baseado em distância Euclidiana. Usamos um teste de aleatorização (Pilar & Orloci 1996) para avaliar o grau de separação entre os tipos de rio, usando as variáveis ambientais. O teste utiliza uma matriz de semelhança entre as unidades amostrais e compara os valores obtidos pela soma do quadrado (SS) dentro de grupos contra aqueles obtidos entre os grupos. Testa-se a hipótese nula de que não há diferenças entre os grupos; assim, rejeitamos a hipótese nula quando a distribuição de SS aleatória é menor que a SS observada (Pilar & Orloci 1996).

**Abordagem ascendente:** Usamos dados de abundância transformados por  $\log(x + 1)$  e dados de presença/ausência. As classificações foram obtidas usando o método de Ward, baseado na dissimilaridade Bray-Curtis para os dados de abundância e dissimilaridade de Sørensen para os dados de presença/ausência.

A estabilidade dos grupos obtidos nas classificações foi avaliada por *bootstrap*, conforme Pillar (1999). O método usa uma reamostragem inicial com base nos dados coletados. Os grupos obtidos pela reamostragem *bootstrap* são comparados aos grupos obtidos pela similaridade de unidades amostrais dentro de cada grupo observado e aleatorizado. O método testa a hipótese nula de que os grupos obtidos pela reamostragem são uma amostra aleatória daqueles obtidos nos dados observados. O resultado da análise mostra quão consistentes os grupos observados são em relação àqueles obtidos pelos dados reamostrados. Assim, se o grupo é consistente, ele reaparece nos dados reamostrados. Aceitamos como estáveis grupos cuja probabilidade seja maior que 0,1. Nesta análise, utilizamos 1000 reamostragens bootstrap no *software* MULTIV (Pillar 2006), disponível em <<http://www.ecologia.ufrgs.br/ecoqua>>.

**Efeito da escala, resolução taxonômica e tipos de dados na concordância de classificações.** Observamos como diferentes escalas (trecho e bacia hidrográfica), resolução taxonômica (gênero e família) e tipo de dados ( $\log(x+1)$  e presença/ausência) influenciam a concordância das classificações de macroinvertebrados aquáticos com aquelas obtidas com dados ambientais. A concordância é avaliada relacionando-se as classificações obtidas com cada conjunto de dados biológicos e com cada conjunto ambiental. Utilizamos o teste de chi-quadrado por meio da função *chisq.test* no ambiente estatístico R. Os valores de *P* foram obtidos por teste de Monte Carlo com 10.000 repetições.

Usamos uma análise de variância baseada em distância (MANOVA-db) (Pillar & Orloci 1996) para avaliar se as comunidades de macroinvertebrados aquáticos diferem entre os tipos de rios obtidos com os dados ambientais. Os testes foram empregados nas mesmas matrizes biológicas usadas nas análises de agrupamento pela abordagem ascendente, tendo como fatores as classificações no nível de trecho, bacia hidrográfica e em conjunto. Obtivemos a significância dos resultados por teste de aleatorização com 1000 permutações. As análises foram realizadas no *software* MULTIV.

Utilizamos a metodologia de força de classificação CS (Smith et al. 1990; Van Sickle 1997) apenas para observar qual classificação obtida foi melhor. O método avalia a similaridade média dentro de grupos ( $\bar{W}$ ) menos a similaridade média entre grupos ( $\bar{B}$ ) para obter um valor ( $CS = \bar{W} - \bar{B}$ ). O resultado obtido varia de 0 a 1; assim, valores altos, próximos a 1, indicam classificações fortes. Para esta análise, usamos os dados de presença/ausência medidos pela similaridade de Sørensen.

## **Resultados**

Em torno de 6.400 indivíduos foram amostrados, sendo identificados 77 gêneros distribuídos em 30 famílias. A abundância por riacho amostrado foi em média de  $172 \pm 165$  indivíduos e variou de 11 a 650. A riqueza média de gêneros foi de  $16 \pm 5$ , variando de 6 a 29 taxa por trecho. Para famílias, a riqueza média foi de  $11 \pm 3$ , variando de 5 a 18. Os gêneros mais abundantes foram *Smicridea* (Trichoptera), com 1.337, *Americabaetis* (Ephemeroptera), com 595 e *Traverhyphes* (Ephemeroptera), com 570. As famílias mais abundantes foram Baetidae (Ephemeroptera), com 1.492 indivíduos, seguida por Hidropsychidae (Trichoptera), com 1.337, Leptohyphidae (Ephemeroptera), com 1.120, Elmidae (Coleoptera), com 487 e Gripopterygidae

(Plecoptera), com 427 indivíduos amostrados. Trichoptera foi a ordem mais diversa, com 22 gêneros, seguida por Ephemeroptera, com 21 gêneros, Odonata, com 12 gêneros e Coleóptera, com 11 gêneros identificados. As ordens mais abundantes foram Ephemeroptera, com 3.314, Trichoptera, com 1.773 e Coleoptera, com 638 indivíduos amostrados.

Obtivemos quatro grupos nítidos para dados abióticos utilizando a terceira matriz (duas escalas em conjunto  $P = 0,1$ ) (Fig. 3). Quando testamos as variáveis abióticas contra a classificação com dados abióticos, 14 das 19 variáveis diferiram entre os tipos de rio. Velocidade da corrente, % de saturação de oxigênio, pH e declive se mostraram similares entre os tipos de rio (Tab. 2). O tipo de rio 1 pode ser encontrado no nordeste do estado do Rio Grande do Sul. Este tipo foi caracterizado pelos valores mais altos para a profundidade, fósforo e riachos com maior valor para a largura. Sua bacia hidrográfica tem solos com maior porcentagem de argila e é encontrado em áreas mais elevadas no estado. O tipo 2 é composto por riachos distribuídos ao longo do Estado, mas com concentração no noroeste. Esses riachos apresentam mais nitrogênio e suas bacias hidrográficas possuem solos com valores mais altos para porcentagem de areia grossa e fina. O tipo 3 está localizado no sudeste do Estado. Esses riachos estão em bacias hidrográficas com solos que contêm valores mais altos para porcentagem de silte, bem como riachos com maiores concentração de sólidos totais. Finalmente, o tipo 4 está no sudeste do Estado, na sua porção oeste, e alguns riachos na região sudoeste. Esses riachos apresentam valores mais altos de alcalinidade, condutividade, além de bacias com maior cobertura de vegetação natural.

Os dados de trecho formaram dois grupos nítidos ( $P = 0,13$ ), enquanto para a escala de bacia hidrográfica, três grupos nítidos ( $P = 0,17$ ) (Fig. 3). No entanto, apenas os grupos definidos pelas variáveis medidas na escala de trecho formaram grupos

espacialmente distintos. No nível de trecho, fósforo total, largura do rio, profundidade média e velocidade média diferiram entre os tipos de rios ( $P < 0,05$ ). Os tipos definidos nesta escala são caracterizados pelos maiores valores observados para essas variáveis no grupo 1, exceto para velocidade da corrente, que possui valores maiores no grupo 2 (Tab. 3). Apesar de a escala de bacia hidrográfica possuir 3 tipos de rios, nenhuma variável mostrou diferença significativa entre os tipos.

Os macroinvertebrados aquáticos formaram dois grupos para os dados de abundância, tanto para gênero ( $P = 0,1$ ) quanto para família ( $P = 0,12$ ). Para os dados de presença/ausência, apenas para o nível de família houve formação de grupos nítidos ( $P = 0,13$ ). Os tipos de rios obtidos para família com os dados de abundância e presença/ausência foram similares, exceto pela parte nordeste do estado, que se mostrou diferente (Fig. 4). Ao contrário do observado para as classificações com dados ambientais, principalmente com as duas escalas juntas, não houve uma nítida separação espacial dos tipos de rios obtidos com os dados de macroinvertebrados.

*Concordância entre classificações.* A concordância se mostrou dependente da resolução taxonômica, tipo de dado e escala (Tab. 4). No nível de gênero, houve concordância apenas para os tipos de rios obtidos na escala de bacia hidrográfica, quando foram usados dados de abundância. Para família, houve concordância entre os tipos de rios obtidos para a escala de bacia hidrográfica, quando utilizados dados de presença/ausência. Os tipos de rios obtidos com as duas escalas juntas foram concordantes com os tipos de rios gerados pelos dados no nível de família, independentemente do tipo de dado.

O resultado da MANOVA-db mostrou que as comunidades de macroinvertebrados diferiu entre os tipos de rios obtidos com as variáveis ambientais,

sendo essa diferença dependente da escala de amostragem e resolução taxonômica. Apenas para a resolução taxonômica de família houve diferença entre os tipos de rios obtidos para a escala de trecho de rio; para a escala de bacia, a comunidade foi similar. Para os tipos obtidos quando os dados das duas escalas foram reunidas na mesma matriz, a comunidade foi diferente entre os tipos de rios, independentemente da resolução taxonômica (Tabela 5). O resultado obtido pela força de classificação foi similar para os dados medidos nos níveis de gênero e família. Os maiores valores obtidos foram para os tipos de rios obtidos com as duas escalas juntas, seguidos pelos tipos definidos na escala de trecho e por fim aqueles definidos na escala de bacia hidrográfica (Tab. 6). Os dados de abundância tenderam a possuir uma maior força de classificação do que os dados de presença/ausência, ainda que os valores de abundância sejam ligeiramente maiores.

## **Discussão**

Classificações são usadas para simplificar a complexidade ambiental, por agruparem ecossistemas com características semelhantes. Existem muitos tipos de dados usados para obter estas classificações, incluindo características morfológicas (Rosgen 1994), obtidos a partir de sistema de informação geográfica – SIG (Munné & Prats 2004), característica da paisagem (Hawkins & Norris 2000), organismos aquáticos (Paavola et al. 2003) e a combinação de variáveis geográficas, geológicas e características de habitat (Directiva 2000/60/CE). Estruturas geomorfológicas e climáticas são importantes para determinar características do fluxo via lixiviação e mineralização e são importantes agentes para as características físico-químicas da água (Skouikidis et al. 2006; Allan & Castillo 2007; Schwarzbald 2011). Nossos resultados para a classificação de rios mostram que variáveis importantes para a tipologia obtida refletem a geologia e o relevo do estado do Rio Grande do Sul. Os tipos 1 e 2 estão agrupados



em formações sedimentares de cobertura Cretáceo e Gondwana. Os tipos 3 e 4 tinham principalmente terreno Pré-cambriano (IBGE 1990). O tipo 1, por exemplo, possui riachos em regiões mais altas do Estado; os riachos de tipo 4 encontram-se nas regiões com carbonato de cálcio e por causa da lixiviação nas áreas, estes riachos tinham altos valores de alcalinidade.

O ambiente como força seletiva sobre comunidades não é novidade na ecologia. Diversos trabalhos registram a importância do ambiente em explicar a ocorrência de organismos (Pearson 1920; Hutchinson 1957; Inoue & Nakano 1999) e os efeitos de fatores físicos e químicos nas comunidades aquáticas foram observados por diferentes pesquisadores (Fernández-Alávez et al. 2002; Heino et al. 2003; Costa & Melo 2008; Melo 2009). Heino et al. (2003) avaliaram os determinantes de diversidade de macroinvertebrados em riachos de cabeceira em duas escalas, local (cada riacho amostrado) e regional (mesma rede de drenagem) e observaram que pH, largura do riacho, heterogeneidade espacial e fonte de nutrientes estavam relacionados com a diversidade (riqueza) entre os sítios amostrados. Costa & Melo (2008) mostraram que microhabitats foram mais importantes em agrupar taxa de macroinvertebrados, independentemente do riacho amostrado. No entanto, a maioria dos estudos anteriores avaliam os efeitos dentro de riachos em comunidades aquáticas ou dentro de uma mesma bacia hidrográfica.

*Tipo de dados, resolução taxonômica e efeito da escala.* Diferentes tipos de rios possuem ambientes diferentes (Omernik & Bailey, 1997), logo, possuem comunidades diferentes. Sánchez-Montoya et al. (2007) mostram diferenças entre comunidades de macroinvertebrados entre tipos de rio e atribuem seus resultados a características dos macroinvertebrados, tais como grupo funcional alimentar, pois esses atributos diferiram entre os tipos de rio observados e seus resultados são consistentes com outros estudos

na Europa. Nossos resultados mostram diferenças na estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados entre tipos de rio definidos por variáveis físicas e químicas e de paisagem entre diferentes bacias hidrográficas. Outros estudos observam resultados semelhantes, mas a concordância entre classificações com organismos e variáveis ambientais são fracas ou não são claras (Hawkins & Vison 2000; Rabeni & Doisy 2000; Pyne et al. 2007; Sánchez-Montoya et al. 2007; Matthaei et al. 2006). Padial et al. (2011) observaram em uma planície de inundação neotropical que uma classificação *a priori*, usando dados geográficos, foi pior que a classificação *a posteriori*, usando dados limnológicos. A distribuição de macroinvertebrados diferiu entre os tipos de rio na Europa e os fatores abióticos mais relacionados com as comunidades foram aqueles medidos em nível de bacia hidrográfica, como a geologia e geomorfologia (Verdenshot & Nijboer 2004). Resultados semelhantes também foram observados nos EUA (Hawkins & Vinson 2000). Pyne et al. (2007) avaliaram as diferenças nas comunidades de algas, comunidades de peixes e macroinvertebrados aquáticos e observaram que as classificações baseadas em ecoregiões e geologia foram melhores em prever as características biológicas locais.

Os resultados obtidos com os dados de abundância e presença/ausência se mostraram similares. No entanto, dados de abundância têm se mostrado melhores que dados de presença/ausência. Heino (2008) observou que dados baseados em abundância, transformados por logaritmo e raiz quarta, mostraram melhores correlações com a matriz bruta se comparados com dados de presença/ausência. Da mesma forma, Melo (2005) também observa que dados quantitativos foram melhores em detectar diferenças entre verão e inverno, quando comparados com dados qualitativos (presença/ausência). Nossos resultados mostram que os dados de presença/ausência foram melhores em mostrar as diferenças entre os tipos de rios observados. Isso é muito em função da

escala espacial amostrada em nosso estudo. Por outro lado, Hawkins & Vinson (2000) observaram que em agrupamentos gerados com dados baseados em dissimilaridade de Bray-Curtis e Sorensen, em um estudo na Califórnia por meio de força de classificação (CS) (para detalhes ver Van Sickle 1997), os valores de CS obtidos por dados de abundância foram ligeiramente maiores do que aqueles para dados de presença/ausência. Isso quer dizer que, ainda que ligeiramente, os dados de abundância foram melhores em detectar as diferenças nos tipos de rios. Os valores de CS obtidos em nosso estudo foram baixos, mas estão dentro do observado em outros estudos, entre 4% a 8%. Por outro lado, os valores para macroinvertebrados podem chegar a 20%, dependendo do sistema de classificação usado (Hakins & Vinson 2000).

Independentemente da base do tipo de dado utilizado, tanto gênero quanto família mostraram resultados similares entre os diferentes tipos de rios com dados ambientais. Waite et al. (2004), num estudo em escala regional, mostram que tanto gêneros quanto famílias de macroinvertebrados aquáticos foram aptos em detectar diferenças entre sítios impactados e entre áreas de planalto e vale. Waite et al. (2004) mostraram ainda que tanto gêneros quanto famílias mostraram semelhanças em suas respostas às variáveis ambientais. No entanto, gêneros podem detectar respostas mais finas (Waite et al. 2004). Em um estudo em escala local, Melo (2005) observa que não houve diferenças na resolução taxonômica (morfoespécie ou famílias), na habilidade em agrupar e diferenciar riachos em diferentes sub-bacias e entre estações do ano. No estudo de Melo (2005), as sub-bacias amostradas juntas somam aproximadamente 57 km<sup>2</sup>, numa distância máxima entre os pontos de 7,5 km. No contexto de classificações ambientais, a resolução no nível de família obteve melhores resultados do que gêneros, quando as classificações foram obtidas por análise de agrupamento. Por outro lado, a

classificação de rios baseada em ecoregiões mostra que gêneros respondem de forma melhor (Van Siclke & Hughes 2000).

Dados de comunidade nas resoluções taxonômicas de gênero e família podem responder variáveis ambientais similares, o que faz com que suas respostas aos padrões ambientais observados sejam semelhantes (Marchant 1995; Heino 2008). Desta forma, em estudos que envolvam grandes extensões geográficas, as respostas da resolução taxonômica mais grosseira, como família, é suficiente para relacionar a comunidade de macroinvertebrados aos padrões ecológicos medidos nesta escala (Corbi & Trivinho-Strixino 2006; Heino 2008). Este padrão também é consistente com outros grupos taxonômicos, como vertebrados aquáticos (peixes e anfíbios). Ainda, Buss & Vitorino (2010) avaliaram a capacidade da resolução taxonômica da comunidade de macroinvertebrados aquáticos em detectar gradientes impactados no sudeste do Brasil e observaram que os resultados foram similares entre os níveis de gênero e família.

Por outro lado, a concordância entre as classificações com dados ambientais e de macroinvertebrados foi influenciada tanto pela resolução taxonômica quanto pelo tipo de dado utilizado na formação de tipos de rios. Esse resultado pode ser atribuído à presença de taxa raros. Avaliando os riachos em conjunto, em média 30% dos taxa identificados, seja no nível de gênero ou família, mostraram-se raros, isto é, com menos de 5% de ocorrência. Ainda, cerca de 50% dos táxons coletados são encontrados em aproximadamente 15% dos riachos. Da mesma forma, Heino & Mykra (2006) observaram para macroinvertebrados aquáticos uma fraca sobreposição com tipos de rio definidos pela geomorfologia na Finlândia. O resultado foi atribuído por Heino & Mikra (2006) a fatores como as respostas individuais dos taxa ao gradiente ambiental, muitos lugares com táxons compartilhados, ou devido à raridade e alguns táxons relacionados com um tipo específico de rio. Para nossos resultados, soma-se ainda a ocorrência de

uma amostragem pobre, isto é, baixo número de indivíduos amostrados, o que aumenta a proporção de taxa raras, uma vez que poucos locais dentro do riacho são de fato amostrados pois, neste caso, se privilegiam determinados tipos de habitats, como substrato de seixos em corredeiras.

A comunidade de macroinvertebrados aquáticos diferiu entre os tipos de rios obtidos com as duas escalas juntas e aqueles definidos pelas escalas em separado. Diversos trabalhos mostram o efeito que a escala espacial exerce nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos (Townsend et al. 2003; Lamouroux et al. 2004; Karaouzas & Gritzalis 2006; Johnson et al. 2007). Karaouzas & Gritzalis (2006), por exemplo, encontraram que as variáveis locais, como composição de microhabitat, representaram 48% da variação na comunidade de heterópteros aquáticos na Grécia. As variáveis regionais, uso e cobertura da terra explicaram cerca de 20% (Karaouzas & Gritzalis 2006). Johnson et al. (2007) observam resultados semelhantes aos de Karaouzas & Gritzalis (2006). No estudo de Johnson *et al.* (2007), a escala local representou 22 a 29% da variação para comunidades aquáticas (peixes, macroinvertebrados, macrófitas e diatomáceas) e as variáveis regionais, 11 a 13%. A escala espacial é um importante componente a ser considerado em classificações ambientais. No estudo de Paavola et al. (2006), observamos que a concordância entre diferentes grupos taxonômicos, tais como macroinvertebrados, briófitas e peixes, é dependente da escala. A concordância entre os grupos taxonômicos é fraca na escala de rede de drenagem individual, porém forte através de múltiplas redes de drenagem e ecoregiões (Paavola et al. 2006).

Nossos resultados mostram que as classificações ambientais captam a variação nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos e que as classificações obtidas com dados ambientais e biológicos (macroinvertebrados aquáticos) são congruentes. No

entanto, esses resultados são dependentes de: I) *da resolução taxonômica utilizada*. Os dados no nível de família e gênero responderam de forma diferente às classificações ambientais, sendo que gênero apresentou uma maior concordância do que aquelas obtidas pelos dados no nível de família, ainda que ligeiramente. II) *Tratamento dos dados empregado*. Dados de abundância e presença/ausência produzem classificações ligeiramente diferentes. Dados de abundância foram melhores que os dados de presença/ausência, pois apresentaram um maior número de concordâncias. No entanto, os dados qualitativos resumiram melhor a variação na comunidade frente às classificações ambientais. III) *da escala utilizada*. A escala espacial utilizada influencia não só a concordância, mas a capacidade da classificação em refletir a variação na comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Recomendamos o uso tanto de taxa raras quanto os comuns nos programas de monitoramento que tenham por base a utilização de classificações ambientais, uma vez que estes respondem de forma diferente às escalas de observação (trecho x bacia hidrográfica). Ainda que de um modo geral, os dados de comunidade com utilização da resolução taxonômica no nível de gênero apresentam resultados ligeiramente melhores do que aqueles obtidos no nível de família. Em um monitoramento ambiental na escala geográfica similar a deste estudo, o uso de dados no nível de famílias de macroinvertebrados aquáticos seria melhor, pois a identificação para este nível taxonômico é mais rápido.

### **Agradecimentos**

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES – pela concessão de bolsa de estudos à Márlon de Castro Vasconcelos durante o período em que esse estudo foi realizado.

## Referências

- Allan J. D. & Castillo M. M. 1995: *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*, Londres, Reino Unido, Chapman & Hall, pp. 1-388.
- Beauger A., Lair N., Reynes-Marchant P., & Peiry J. L., 2006: The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the river Allier (France), in relation to riverbed characteristic. - *Hydrobiologia*. **571**: 63-76.
- Brown B. L., 2003: Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. *Ecology Letters*. **6**: 316-325.
- Buss D. F., Baptista D. F., Silveira M. P., Nessimian J. L., & Dorvillé L. F., 2002: Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. - *Hydrobiologia*. **481**: 125-136.
- Buss, D. F. & Vitorino, A. S. 2010. Rapid bioassessment protocols using benthic macroinvertebrates in Brazil evaluation of taxonomic sufficiency. - *Journal of the North American Benthological Society*. **29**: 562-571.
- Callisto M., Moretti M., & Goulard M. D., 2001: Macroinvertebrados Bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde dos rios. - *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. **6**: 71-82.
- Callisto M., Ferreira W. R., Moreno P., Goulart M., & Petrucio M., 2002: Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). - *Acta Limnologica Brasiliensia* . **14**, 91-98.
- Cordeiro J. L. P. & Hasenack H., 2009: Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. - In: Pillar V. D., Müller S. C., Castilhos Z. M. S. & Jacques A. V. A. (ed.). Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. pp. 1-403.

- Costa S. S & Melo A. S., 2008: Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. - *Hydrobiologia*. **598**:131-138.
- Corbi J. J. & Trivinho-Strixino S., 2006: Influence of taxonomic resolution of stream macroinvertebrate communities on the evaluation of different land uses. - *Acta Limnologica Brasiliensia*. **18**: 469-475.
- Cortes R. M. V., Hughes S. J., Varandas S. G. P., Magalhães M. & Ferreira M. T., 2009: Habitat variation at different scales and biotic linkages in lotic systems: consequences for monitorization. - *Aquatic Ecology*. **43**: 1107-1120.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council: Establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities. pp. 1- 72 .
- Downes B. J., Lake P. S & Schreiber E. S. G., 1993: Spatial variation in the distribution of stream invertebrates: implications of patchiness for models of community organization. - *Freshwater Biology*. **30**: 119-132.
- Fernández-Aláez C., Soto J., Fernández-Aláez M. & García-Criado F., 2002: Spatial structure of the caddisfly (Insecta: Trichoptera) communities in a river in NW Spain affected by coal mining. - *Hydrobiologia*. **487**: 193-205.
- Ferréol M., Dohet A., Cauchie H. M., & Hoffman L., 2005: A top-down approach for a stream typology based on abiotic variables. - *Hydrobiologia*. **551**: 193-208.
- Feminella J. W., 2000. Correspondence between stream macroinvertebrate assemblages and 4 ecoregions of the southeastern USA. - *Journal of the North American Benthological Society*. **19**: 442-461.
- Fieseler C. & Wolter C., 2006: A Fish-based typology of small temperate rivers in the northeastern lowlands of Germany. - *Limnologica*. **36**: 2-16.



- Grinnell J., 1924: Geography and evolution. – *Ecology*. **5**: 225-229.
- Hawkins C. P. & Norris R .H., 2000: Performance of different landscape classifications of aquatic bioassessments: introduction to the series. - *Journal of North American Benthological Society*. **19**: 367-369.
- Hawkins C. P. & Vinson M. R., 2000: Weak correspondence between landscape classifications and stream invertebrate assemblages: implications for bioassessments. - *Journal of North American Benthological Society*. **19**: 501-517.
- Heino J., 2008: Influence of taxonomic resolution and data transformation on biotic matrix concordance and assemblage-environment relationships in stream macroinvertebrates. - *Boreal Environment Research*. **13**: 359-369.
- Heino J. Muotka T. & Paavola R., 2003: Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. - *Journal of Animal Ecology*. **72**: 425-434.
- Heino J. & Mykra H., 2006: Assessing physical surrogates for biodiversity: Do tributary and stream type classifications reflect macroinvertebrate assemblage diversity in running waters. - *Biological Conservation*. **129**: 418-426.
- Hope A. C. A., 1968: A simplified Monte Carlo significance test procedure. - *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*. **30**: 582–598.
- Hutchinson G. E., 1957 Concluding remarks. - *Cold Spring Harbor Symposium of Quantitative Biology*. **22**: 415-427.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE., 1986: Levantamento de recursos naturais (folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirin). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. pp. 1-796.

- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE., 1990: Geografia do Brasil: região sul. 2º vol. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. pp. 1-419pp.
- Inoue, M. & Nakano, S. 1999: Habitat structure along channel-unit sequences for juvenile salmon: a subunit-based analysis of in-stream landscapes. - *Freshwater Biology*. **42**: 597-608.
- Johnson, R. K., Furse, M. T. Hering, D. & Sandin, L., 2007: Ecological relationships between stream communities and spatial scale: implications for designing catchment-level monitoring programmes. - *Freshwater Biology*. **52**: 939-958.
- Karaouzas, I., & Gritzalis, K. C., 2006: Local and regional factors determining aquatic and semi-aquatic bug (Heteroptera) assemblages in rivers and streams of Greece. - *Hydrobiologia*. **573**: 199-212.
- Kotliar, N. B. & Wiens, J. A., 1990: Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. - *Oikos*. **59**: 253-260.
- Lamouroux, N., Dolédec, S. & Gayraud, S., 2004: Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. - *Journal of North American Benthological Society*. **23**: 449-466.
- 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 and Freshwater Research*. **46**: 501-506.
- Matthaei, C. D., Weller, F., Kelly, D. W. & Townsend, C. R., 2006: Impacts of fine sediment addition to tussock, pasture, dairy and deer farming streams in New Zealand. - *Freshwater Biology*. **51**: 2154-2172.

- McCormik, F. H., Peck, D. V., & Larsen, D. P., 2000: Comparison of geographic classification schemes for Mid-Atlantic stream fish assemblages. - *Journal of the North American Benthological Society*. **19**: 385-404.
- McElarney, Y. R. & Rippey, B., 2009: A comparison of lake classifications based on aquatic macrophytes and physical and chemical water body descriptors. - *Hydrobiologia*. **625**: 195-206.
- 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*. **164**: 309-323.
- Melo, A. S., 2009: Explaining dissimilarities in macroinvertebrate assemblages among stream sites using environmental variables. - *Zoologia*. **26**: 79-84.
- Melis, C., Szafrńska, P. A., Jędrzewska, B. & Bartoń ,K., (2006) Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *Journal of Biogeography*, 33, 803-811.
- Munné, A. & Prat, N., 2004: Defining river types in a Mediterranean area: A methodology for the implementation of the EU Water Framework Directive. - *Environmental Management*. **34**: 711-729.
- Omernik, J. M. & Bailey, R. G., 1997: Distinguishing between watersheds and ecoregions. - *Journal of the American Water Resources Association (formerly Water Resources Bulletin)*. **33**: 935-949.
- Paavola, R., Muotka ,T., Virtanen, R., Heino, J., Jackson, D. & Mäki-Petäys, A., 2006: Spatial scale affects community concordance among fishes, benthic macroinvertebrates, and bryophytes in streams. - *Ecological Applications*. **16**: 368-37.

- Paavola, R., Muotka, T., Virtanen, R., Heino, J. & Kreivi, P., 2003: Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups? - *Freshwater Biology*. **48**: 1912-1923.
- Padial, A. A., Siqueira, T., Heino, J., Vieira, L. C. G., Bonecker, C. C., Lansac-Tôha, F. A., Rodrigues, L. C., Takeda, A. M., Train, S., Velho, L. F. M. & Bini, L. M., 2011: Relationships between multiple biological groups and classification schemes in a Neotropical floodplain. - *Ecological Indicators*. **13**: 55–65.
- Palmer, M. A., Swan, C. M., Nelson, K., Silver, P. & Alvestad, R., 2000: Streambed landscape: Evidence that stream macroinvertebrates respond to the type and spatial arrangement of patches. - *Landscape Ecology*. **15**: 563-576.
- Pearson, G. A., 1920: Factors controlling the distribution of forest types, part 1. - *Ecology*, **1**: 139-159.
- Pillar, V. D., 2006: MULTIV: Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling. [User's Guide v. 2.3.20]. Dep. Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, Brazil.
- Pillar, V. D., 1999: How sharp are classifications? – *Ecology*. **80**: 2508-2516.
- Pillar, V. D. & Orlóci, L., 1996: On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. - *Journal of Vegetation Science*. **7**: 585-592.
- Pyne, M. I., Rader, R. B. & Christensen, W. F., 2007: Predicting local biological characteristics in streams: a comparison of landscape classifications. - *Freshwater biology*. **52**: 1302-1321.
- Poole, G. C., 2002: Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. - *Freshwater Biology*. **47**: 641-660.

- Poff, N. L., 1997: Landscape filters and species traits: Towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. - *Journal of North American Benthological Society*. **16**: 391-409.
- Rabeni, C. F. & Doysi, K. E., 2000: Correspondence of stream benthic invertebrate assemblages to regional classification schemes in Missouri. - *Journal of the North American Benthological Society*. **19**: 419-428.
- Resh, V. H., Norris, R. H. & Barbour, M. T., 1995: Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. - *Australian Journal of Ecology*. **20**: 198-219.
- Richard, C., Johnson, L. B. & Host, G. E., 1996: Landscape-scale influences on stream habitats and biota. - *Canadian Journal of Aquatic Science*. **53**: 295-311.
- Roberts, D. W., 2010: Package "labdsv". pp. 1-52.  
<<http://ecology.msu.montana.edu/labdsv/R>>
- Rosgen, D. L., 1994: A classification of natural rivers. - *Catena*. **22**: 169-199.
- Sánchez-Montoya, M. M., Puntí, T., Suárez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., Rieradevall, M., Poquet, J. M., Zamora-Muñoz, C., Robles, S., Álvarez, M., Alba-Tercedor, J., Toro, M., Pujante, A. M., Munné, A. & Prat, N., 2007: Concordance between ecotypes and macromacroinvertebrates assemblages in Mediterranean streams. - *Freshwater biology*. **52**: 2240-2255.
- Sandin, L. & Johnson, R., 2000: Ecoregions and benthic macromacroinvertebrates assemblages of Swedish stream. - *Journal of the North American Benthological Society*. **19**: 462-474.
- Schwarzbald, A., 2011: Teorias Ecológicas sobre rios. - *Ciência e Ambiente*. **41**: 5-20.

- Smith, P. R., Pontasch, K. W. & Cairns, J., 1990: Community similarity and the analysis of multispecies environmental data: a unified statistical approach. - *Water Research*. **24**: 507-514.
- Skoulidakis, N. Th., Amaxidis, Y., Bertahas, I., Laschou, S., & Gritzalis, K., 2006: Analysis of factors driving stream water composition and synthesis of management tools – A case study on small/medium Greek catchment. - *Science of the Total Environment*. **362**: 205-241.
- Townsend, C. R., Dolédec, S., Norris, R., Peacock, K. & Arbuclé, C., 2003: The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. - *Freshwater Biology*. **48**: 768-785.
- The R Development Core Team., 2007: R: a language and environment for statistical computing. 2.5.0, R foundation for statistical computing. [www.r-project.org](http://www.r-project.org).
- Van Sickle, J. & Hughes, R. M., 2000: Classification strengths of ecoregions, catchments, and geographic clusters for aquatic vertebrates in Oregon. - *Journal of the North American Benthological Society*. **19**: 370-384.
- Van Sickle, J., 1997: Using mean similarity dendrograms to evaluate classifications. - *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics*. **2**: 370-388.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E., 1980: The river continuum concept. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. **37**: 130-137.
- Verdonschot, P. F. M., 2006: Data composition and taxonomic resolution in macroinvertebrate stream typology. - *Hydrobiologia*. **566**: 59–74.

- Verdonschot, P. F. M. & Nijboer, R. C., 2004: Testing the European stream typology of the Water Framework Directive for macroinvertebrates. – *Hydrobiologia*. **516**: 35-54.
- Vinson, M. R & Hawkins, C. P., 1998: Biodiversity of stream insects: Variation at trecho, basin, and regional scales. - *Annual Review of Entomology*. **43**: 271-293.
- Wesener, M. D., Merrit, R. W., Campbell, E. Y., Benbow, M. E., Norner, E. C. & Edwards, R. T., 2011: Hyporheic and benthic macroinvertebrate communities in glacial, clearwater, and brownwater streams in Alaska. - *The Pan-Pacific Entomologist*. **87**: 145–160.
- Whaite, I. R., Herlihy, A. T., Larsen, D. P. & Klemm, D. J., 2000: Comparing strength of geographical and nongeographical classifications on stream benthic macroinvertebrates in the Mid-Atlantic Highlands, USA. - *Journal of the North American Benthological Society*. **19**: 429-441.

## Tabelas

Tabela 1. Média, desvio padrão, mínimo e máximo para as variáveis selecionadas no estudo. L - variáveis locais, R – variáveis regionais.

<b>Variáveis</b>	<b><math>\bar{X}</math></b>	<b>DP</b>	<b>Min.</b>	<b>Max.</b>
L - % sat. Oxigênio	83,30	15,00	54,10	119,60
L - Fósforo total	0,04	0,02	0,01	0,13
L - Qualidade do habitat	58,60	12,50	30,00	92,00
L - Largura do trecho	8,90	6,70	2,00	30,00
L - Nitrogênio total	0,50	0,40	0,10	1,80
L - pH	7,60	0,60	6,10	8,80
L - Profundidade	16,70	9,80	4,50	45,50
L - Velocidade da corrente	49,50	19,40	13,90	103,50
R - Alcalinidade	25,70	15,90	8,00	68,50
R - Altitude	383,20	283,70	72,30	1096,40
R - Área da bacia	94,20	170,50	1,00	688,00
R - Condutividade	61,40	49,20	17,10	250,00
R - Declividade	5,20	3,40	1,20	18,70
R - Sólidos totais	87,80	49,00	24,60	193,60
R - % de vegetação	63,90	35,20	0,00	100,00
R - % de areia grossa	17,60	13,70	2,00	50,00
R - % de areia fina	10,30	4,70	2,00	24,50
R - % de silte	38,10	18,50	14,00	65,30
R - % de argila	34,70	17,30	16,00	74,00



Tabela 2. Média e desvio padrão para as variáveis ambientais em cada tipo de rio definido com as duas escalas em conjunto. Variáveis em negrito indicam diferenças significativas  $\alpha = 0,05$ . Os números indicam a qual tipo de rio a variável se relaciona.

	<b>Tipo 1</b>		<b>Tipo 2</b>		<b>Tipo 3</b>		<b>Tipo 4</b>	
	$\bar{X}$	DP	$\bar{X}$	DP	$\bar{X}$	DP	$\bar{X}$	DP
% sat. Oxigênio	82,6	9,0	84,4	17,7	76,2	9,8	90,4	18
<b>Fósforo total<sup>1</sup></b>	0,07	0,01	0,04	0,02	0,04	0,04	0,03	0,01
Qualidade do Habitat	67,5	17	58,2	13	55,5	10,3	56,7	10,1
<b>Largura<sup>1</sup></b>	16,3	8,4	6,5	3,9	6	3,5	10,6	7,8
<b>Nitrogênio total<sup>2</sup></b>	0,3	0,2	0,9	0,5	0,4	0,4	0,5	0,4
pH	7,4	0,5	7,5	0,7	7,9	0,6	7,5	0,6
<b>Profundidade<sup>1</sup></b>	27,7	10	17,4	11	10	3,8	17,3	6,9
Veloc. da corrente	36,1	10,6	54,6	27,7	45,3	13,4	56,4	13,6
<b>Alcalinidade<sup>4</sup></b>	15,4	4,2	18,5	7,4	21,8	11,7	47,5	13,7
<b>Altitude média<sup>1</sup></b>	955,7	118,6	296,4	178,3	262,7	104,8	255,3	73,1
Área da bacia	61,9	42,8	144,7	213,8	107,7	217,8	35,9	50,3
<b>Condutividade<sup>4</sup></b>	26,3	5,4	41	19,1	48	18	129,2	55,8
Declividade média	4,7	1,7	6,9	5,6	4,9	1,4	4,1	1,9
<b>Sólidos Totais<sup>3</sup></b>	36,7	18,1	52,5	23,1	107,2	32,1	140,6	36,3
<b>% de vegetação<sup>4</sup></b>	53,1	28,9	36,1	32,6	69,6	36,4	90	11,7
<b>% areia grossa<sup>2</sup></b>	4,6	0,8	28	15	8,3	3	26,1	8,9
<b>% areia fina<sup>2</sup></b>	4,3	1,2	13,7	4,8	7,8	1,8	13,2	2,5
<b>% de silte<sup>3</sup></b>	25,7	11,4	23,8	6,5	62,7	3,3	30,9	10,4
<b>% de argila<sup>1</sup></b>	65,5	12,1	34,7	14,9	23,1	3,4	29,8	6,5

Tabela 3. Média e desvio padrão para as variáveis que diferiram entre os tipos de rios para as escalas de trecho.

	<b>Tipo 1</b>		<b>Tipo 2</b>	
	$\bar{X}$	DP	$\bar{X}$	DP
<b>Trecho</b>				
Fósforo total	0,07	0,01	0,04	0,03
Largura	17,33	8,25	6,21	2,97
Profundidade	26,36	12,64	13,75	6,29
Velocidade	38,08	14,01	53,00	19,33

Tabela 4. Análise de qui-quadrado entre as classificações obtidas com as variáveis ambientais e de macroinvertebrados por resolução taxonômica, numérica e escala. Ab = abundância; PA = presença/ausência. Valores de qui-quadrado em negrito, significativos para  $\alpha = 0,05$ .

	<b>Local</b>	<b>Bacia</b>	<b>Juntos</b>
Gênero - Ab	0,259	<b>7,005</b>	6,646
Gênero - PA	Não forma grupos		
Família - Ab	1,142	1,725	<b>8,914</b>
Família - PA	0,753	<b>5,972</b>	<b>9,965</b>

Tabela 5. Resultado obtido pela MANOVA-db quanto à diferença na comunidade entre os tipos de rios. Valores de soma de quadrados em negrito significativos para  $\alpha = 0,05$ .

	<b>Abundância</b>	<b>Presença/ausência</b>
<b>Gênero</b>		
Trecho	0,313	0,737
Bacia	0,362	0,982
Juntas	<b>1,419</b>	<b>2,696</b>
<b>Família</b>		
Trecho	<b>1,381</b>	<b>1,198</b>
Bacia	0,489	0,691
Juntas	<b>1,077</b>	<b>2,455</b>

Tabela 6. Resultado obtido para a força de classificação - CS. Valores expressos em percentagem.

	<b>Abundância</b>	<b>Presença/ausência</b>
<b>Gênero</b>		
Trecho	4,9	3,2
Bacia	1,0	0,1
Juntas	6,2	5,8
<b>Família</b>		
Trecho	0,0	1,6
Bacia	-3,5	-1,4
Juntas	5,5	5,1

## Figuras

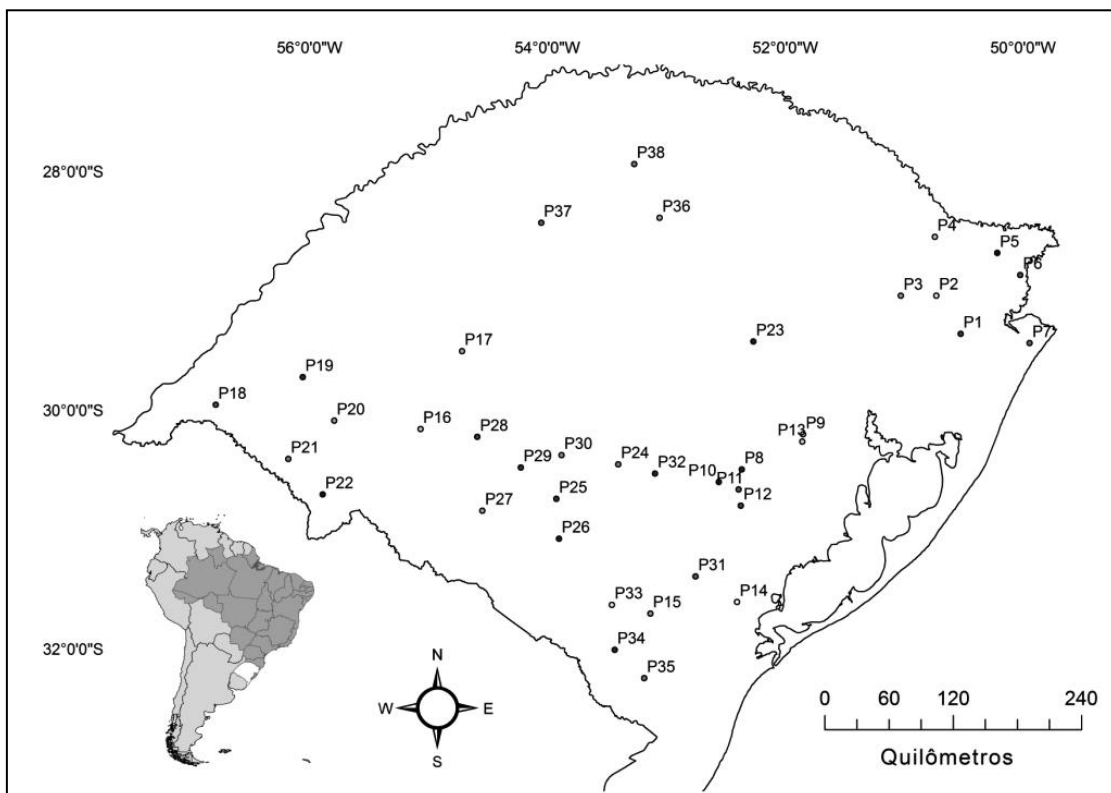


Figura 1. Localização da área de estudo. Os pontos no mapa indicam os riachos amostrados.

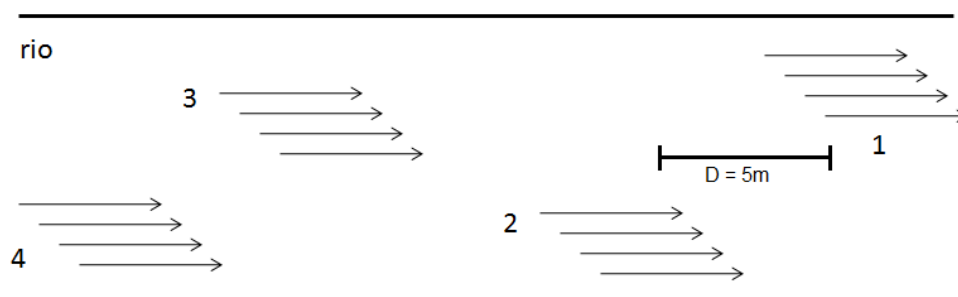


Figura 2. Amostragem de variáveis físicas e da comunidade de macroinvertebrados. Os números indicam a ordem com que os organismos foram amostrados. D = distância entre as corredeiras. Os números indicam as sequencias de amostragem nas corredeiras.

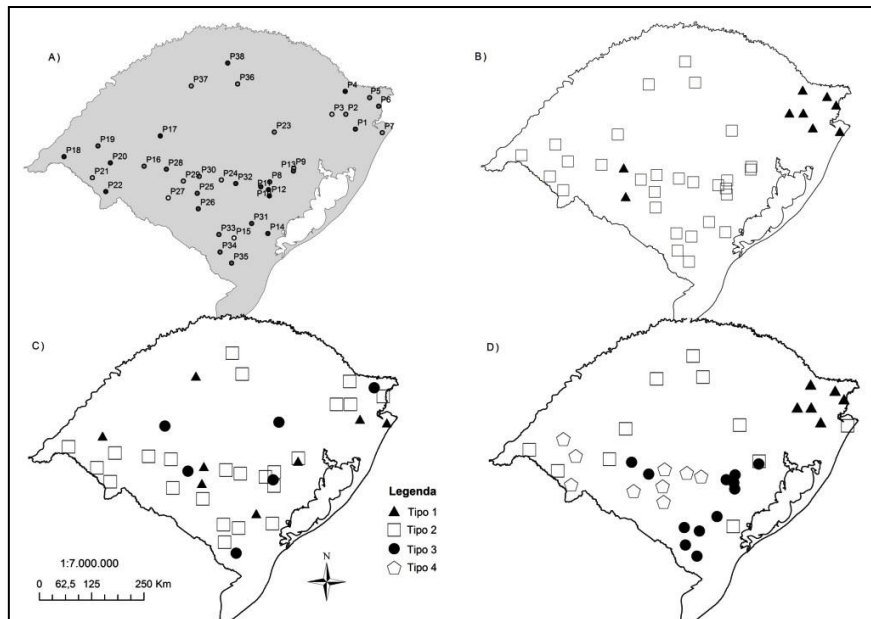


Figura 3. Tipos de rios definidos com base nas variáveis ambientais. A) riachos amostrados, B) tipos de rios obtidos com as variáveis na escala de trecho, C) pos de rios obtidos com as variáveis nona escala de bacia hidrográfica, D) tipos de rios obtidos com as variáveis com as duas escalas em conjunto. Os números na legenda indicam os tipos de rios obtidos.

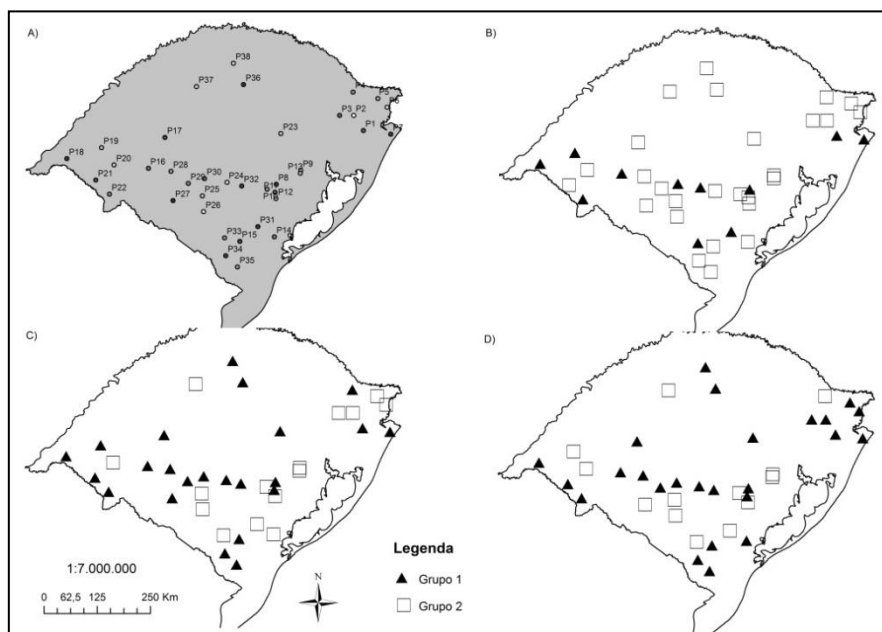


Figura 4. Tipos de rios definidos com base na comunidade de macroinvertebrados aquáticos. A) riachos amostrados, B) tipos de rios obtidos para os dados no nível de gênero baseados em abundância, C) Tipos de rios obtidos para os dados no nível de família baseados em abundância, D) Tipos de rios obtidos para os dados no nível de família baseados em presença/ausência. Os números na legenda indicam os tipos de rios obtidos.

## Capítulo 4.

---

# Comparando o desempenho de diferentes sistemas de classificação de riachos utilizando-se macroinvertebrados aquáticos.

### Resumo:

**Objetivo:** Comparamos cinco sistemas de classificação de riachos baseados em metodologias diferentes, observando: i) diferenças na riqueza, abundância e composição da comunidade de macroinvertebrados em riachos entre as classes das classificações utilizadas e ii) avaliar qual o melhor esquema de classificação entre as adotadas. Concomitantemente, avaliamos os possíveis efeitos da resolução numérica e taxonômica sobre os resultados. **Métodos:** Cinco sistemas de classificação de riachos foram adotados, sendo dois baseados em hidrorregiões, ecorregiões aquáticas, ordem do rio e a partir do agrupamento de variáveis ambientais amostradas em 38 riachos em níveis local e regional no estado do Rio Grande do Sul. Utilizamos um teste de aleatorização para avaliar se a riqueza e abundância diferem entre os grupos dentro de cada sistema de classificação. Usamos uma MANOVA-db para avaliar se as comunidades diferem entre os grupos dentro de cada classificação utilizada e, por fim, usamos a força de classificação (CS) para medir a performance dos sistemas de classificação adotadas. **Resultados:** A riqueza e abundância diferiram conforme o sistema de classificação utilizada para a comunidade, no entanto, houve diferenças em

todas as classificações utilizadas, exceto para a baseada na ordem dos rios no nível de família, onde a comunidade se mostrou similar entre os tipos de rios. O mesmo resultado foi observado para os dados de abundância e presença/ausência. A força de classificação (CS) mostrou que a classificação com variáveis ambientais foi melhor que os demais sistemas de classificação. Novamente, a resolução taxonômica foi um fator importante, pois os dados no nível de gênero foram cerca de 12% maior do que aqueles observados para família. **Conclusão:** Nossos resultados indicam que classificações baseadas em variáveis ambientais são melhores que aquelas baseadas em bacias hidrográficas e recomendamos o uso dos dados de presença/ausência de macroinvertebrados no nível de família como suficientes para detectar as diferenças entre tipos de rios, no contexto espacial do nosso estudo.

**Palavras-Chave:** Força de Classificação, MRPP, Hidrorregiões, Ambientes tropicais.

---

Márlon de Castro Vasconcelos, Adriano Sanches Melo & Albano Schwarzbald. Artigo a ser submetido à *Acta Limnologica Brasiliensia*

## **Introdução**

Classificações ambientais podem ser entendidas como o agrupamento de áreas homogêneas na paisagem (Omernik, 1987; Omernik e Bailey, 1997). Essas classificações são obtidas a partir de características como clima, relevo e fisionomia vegetal e são denominadas ecorregiões; quando ocorre pela aglutinação de redes hidrográficas, são denominadas hidrorregiões (Hawkins e Vinson, 2000; Van Sickle e Hughes, 2000; Munné e Prats, 2004; Moreno *et al.* 2006). Da mesma forma, podemos utilizar as características de rios e riachos para separá-los em sistemas com características semelhantes, formando tipos de rios, de forma a utilizá-los em programas de gerenciamento, pesquisas e recuperação de recursos hídricos (Paavola *et al.*, 2003; Ferréol *et al.*, 2005). O uso de ecorregião ou classificações derivadas de variáveis ambientais pode resumir de forma melhor os processos ecológicos numa dada região, do que classificações baseadas em outros critérios, tais como tamanho da bacia hidrográfica, hidrorregiões ou ordem do rio (Hawkins *et al.*, 2000). Por outro lado, bacias hidrográficas e ou hidrorregiões podem facilitar o gerenciamento de políticas públicas, por serem áreas geograficamente delimitadas (Omernik e Bailey, 1997).

Tanto ecorregiões quanto hidrorregiões apresentam características associadas com padrões ecológicos e evolutivos de diversidade de comunidades de macroinvertebrados aquáticos, como velocidade da corrente, geologia e tamanho da rede de drenagem (Richards *et al.*, 1996; Johnson *et al.*, 2007). Contudo, alguns estudos têm mostrado que os organismos aquáticos têm apresentado uma melhor resposta a ecorregiões do que sistemas de classificações que utilizem outros critérios (Hawkins *et al.*, 2000). Na revisão de Hawkins *et al.* (2000), cinco artigos mostraram que ecorregiões explicaram melhor as comunidades aquáticas do que classificações concorrentes

baseadas por exemplo em hidrorregiões ou ordem do rio. Em outros dois estudos, porém, classificações baseadas nas bacias hidrográficas obtiveram melhores resultados.

Os resultados observados entre esquemas de classificações ambientais podem ser dependentes da resolução taxonômica e da comunidade utilizada. Estudos utilizando a abordagem de força de classificação (CS, Smith, 1990; Van Sickle, 1997) observam que o aumento da resolução taxonômica aumenta a força das classificações utilizadas. Feminella (2000) observa que os valores de CS para hidrorregiões e ecorregiões foram similares, mas que os valores observados no nível de espécie foram maiores do que observados para família. Resultados similares são observados por Hawkins e Vinson (2000). Esses autores observaram que os valores de CS foram mais que o dobro se comparados aos valores observados para gênero em relação à família de macroinvertebrados aquáticos para um mesmo esquema de classificação.

A maioria dos estudos que avaliaram os efeitos das classificações nas comunidades aquáticas foram realizados em ambientes temperados (Waite et al., 2000; Sandin e Johnson, 2000; McCormick et al., 2000, Paavola et al., 2003; Verdenchot e Nijboer, 2004; Verdenchot, 2006; Sanchez-Montoya et al., 2007). Estudos em regiões tropicais que avaliem a relação entre diferentes esquemas de classificações de riachos são mais escassos. Marchant et al. (2000) observaram, em estudo na Austrália, que classificações baseadas em bacias hidrográficas apresentam resultados melhores que ecorregiões. Padial et al. (2012) observaram que classificações *a posteriori*, baseados em organismos aquáticos de diferentes grupos taxonômicos, tiveram valores de CS maiores do que classificações *a priori*, baseadas em período amostral e conectividade de lagos marginais em uma planície de inundação no sul do Brasil. Ainda Pinto et al. (2009) observaram que as ecorregiões do rio Paraíba do sul do Brasil obtiveram melhores valores CS para comunidades de peixes. Desta forma, com este estudo



pretendemos comparar dois sistemas de classificação de riachos. O primeiro baseado em hidrorregiões aquáticas, e o segundo, em variáveis ambientais medidas em duas escalas espaciais quanto a) diferenças na riqueza, abundância e composição da comunidade de macroinvertebrados em riachos entre as classes das classificações utilizadas e ii) avaliar qual o melhor esquema de classificação entre as adotadas. As duas perguntas foram avaliadas observando-se os possíveis efeitos da resolução taxonômica e numérica sobre os resultados obtidos.

## **Métodos**

*Área de estudo.* O estudo foi realizado em 38 riachos no estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil (Fig. 1). O clima da região é subtropical, com temperaturas no inverno em torno de 15° C e no verão em torno de 26° C. A precipitação média é de 1500 mm, mas há períodos de seca em algumas regiões, principalmente no sul do estado. A vegetação do norte é caracterizada por manchas de floresta de araucárias e áreas com pastagens nativas. No sul, a vegetação predominante é de campos (IBGE 1990). As áreas ocupadas por culturas, florestas plantadas e pastagens representam cerca de 26.000 km<sup>2</sup> (Cordeiro & Hasenack 2009). O norte tem as altitudes mais elevadas, em torno de 1200 m. A altitude média é de 400 m nas regiões centrais e sul (IBGE 1990).

*Classificação dos rios.* Utilizamos cinco sistemas de classificações de rios para o estado do Rio Grande do Sul (Figura 2 e 3), objetivando observar qual o melhor sistema a partir da comunidade de macroinvertebrados aquáticos. O primeiro sistema de classificação de rios é resultado do agrupamento de variáveis ambientais (Tabela 1) tomadas em duas escalas, trecho e bacia, de 38 riachos amostrados ao longo do estado do Rio Grande do Sul. Em cada riacho, um trecho de 50 m foi delimitado para obtenção das variáveis em escala local. Dentro dos 50 m, quatro corredeiras constituídas de

cascalho e com distâncias mínimas de 5 m entre si foram aleatoriamente selecionadas para amostragens de velocidade da corrente e profundidade. Utilizamos nas análises estatísticas a média para as quatro corredeiras. Evitamos a diversificação de habitats, pois os riachos situados ao sul do estado não apresentam, em sua maioria, uma grande diversidade de habitats. Para cada trecho, pegamos uma amostra para as demais variáveis físicas e químicas (Tabela 1), sendo que utilizamos na classificação % de saturação de oxigênio, por ser essa variável comparável entre locais com diferentes altitudes e temperaturas. Consideramos como a largura do trecho o maior valor observado. A variável qualidade do habitat é derivada do protocolo de avaliação rápida de habitats de Callisto et al. (2002).

Com os pontos referenciados, delimitamos, por meio de programas de Sistema de Informações Geográficas, a rede hidrográfica que contribui efetivamente para o ponto em questão. As variáveis no nível de bacias hidrográficas foram obtidas de mapas temáticos do Programa da Conservação da Biodiversidade Brasileira – PROBIO (Cordeiro e Hasenack, 2009). A principal ocupação econômica nas redes de drenagem delimitadas no estudo é de agropecuária, aproximadamente 30% da área das bacias, seguido por reflorestamento, 4% e agricultura, com 2%. As variáveis foram normalizadas de modo a terem a mesma unidade de medida; após, realizamos uma análise de agrupamento pelo método de Ward, baseado em distância euclidiana e o corte dos grupos determinados conforme Pillar (1999). Quatro grupos nítidos foram identificados A, B, C e D (Figura 2). O grupo A possui 6 riachos, B, 11, C, 12 e o grupo D, 9 riachos.

O segundo deriva do Plano Nacional de Recursos Hídricos - PNRH (nível 2), com base na Política Nacional de Recursos Hídricos. O Plano Nacional divide o território brasileiro em 12 hidrorregiões, que são uma extensão das principais bacias

hidrográficas brasileiras (PNRH, 2006). O estado do Rio Grande do Sul compreende duas das 12 hidrorregiões (Figura 1a). A hidrorregião do Uruguai com 13 riachos e uma área de 174.400 km<sup>2</sup> e a do Atlântico Sul com 24 riachos, e uma área de 142.200 km<sup>2</sup>.

O terceiro sistema de classificação são hidrorregiões aquáticas delimitadas pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente – SEMA, do estado do Rio Grande do Sul. Segundo a SEMA, o estado possui três hidrorregiões para fins de gerenciamento: região hidrográfica do Uruguai, idêntica a do PNRH, região hidrográfica do Guaíba (84.500 km<sup>2</sup>) e região hidrográfica das bacias litorâneas (57.000 km<sup>2</sup>). Estas regiões são junção das bacias hidrográficas que drenam respectivamente para o rio Uruguai, lago Guaíba e oceano Atlântico sul. A região do rio Uruguai possui 11 bacias hidrográficas, a região do Guaíba, nove bacias e região do Litoral, cinco bacias. Dos riachos utilizados no estudo, as regiões do Uruguai e lago Guaíba possuem 13 riachos cada e a do Litoral, 11 riachos.

O quarto sistema são ecorregiões aquáticas do FEOW (*Freshwater Ecoregions of the World* - <http://www.feow.org>). Ao todo, 25 ecorregiões aquáticas são delimitadas para o Brasil, destas, quatro abrangem o estado do Rio Grande do Sul: as ecorregiões aquáticas do alto Uruguai e baixo Uruguai, sendo estas duas uma divisão da hidrorregião do Uruguai, a ecorregião aquática da Laguna dos Patos e a ecorregião do Tamandaí-Mampituba. Esta última foi retirada das análises por possuir um único ponto (Ponto 7). Dos riachos amostrados, a ecorregião do alto Uruguai possui 3 riachos, a do baixo Uruguai, 10 e a da Lagoa dos Patos, 24.

O quinto sistema de classificação é a partir das ordens dos rios definidas segundo Strahler. Os rios de 1<sup>a</sup> a 3<sup>a</sup> ordem formam o primeiro grupo e aqueles de 4<sup>a</sup> e 5<sup>a</sup> ordem, o segundo. Segundo Vannote et al. (1980), as ordens dos rios apresentam processos ecológicos diferentes. Desta forma, pode-se usar a ordem dos rios como um

atalho para a classificação dos sistemas lóticos. Assim, o grupo um, que possui os riachos de menor ordem, possuem 27 riachos e o segundo grupo, riachos de 4<sup>a</sup> e 5<sup>a</sup> ordens, 10.

Utilizamos macroinvertebrados aquáticos para validar as classificações utilizadas. Estes foram coletados em quatro corredeiras, com um amostrador do tipo Surber de 25 x 25 cm de área e malha de 0,5 mm. Assim, temos quatro unidades de Surber por trecho, que foram agrupadas e utilizadas como uma única amostra por trecho. Após a coleta, o material foi acondicionado em potes plásticos, preservado com álcool 96% e levados ao laboratório para identificação até nível taxonômico de gênero; após, foram acondicionados em potes plásticos devidamente identificados e preservados em álcool 70%. Diptera e Lepidoptera foram excluídos das análises por serem identificados até o nível de família.

#### *Análises dos dados*

*Varição na comunidade.* Usamos uma Análise de Variância Multivariada baseada em distância (MANOVA-db), para verificar se a comunidade de macroinvertebrados difere entre as classificações adotadas neste estudo. Utilizamos os dados de abundância padronizados por logaritmo ( $x + 1$ ) e dissimilaridade de Bray-Curtis. Para os dados de presença/ausência, utilizamos a similaridade de Sørensen. Os valores de significância foram obtidos por 10.000 aleatorizações. Também avaliamos se a abundância e riqueza para família e gênero diferem entre os grupos de rios nas classificações adotadas por teste de aleatorização com 10.000 aleatorizações. Avaliamos também se as variáveis ambientais diferem entre as classificações, por meio de uma MANOVA-db baseada em distância euclidiana, exceto para aquela baseada no agrupamento dessas. As variáveis foram normalizadas, de modo a obterem a mesma

escala de medida. A MANOVA-db e o teste de aleatorização foram realizados no software MULTIV, disponível em ([www.ecologia.ufrgs.br/ecoqua](http://www.ecologia.ufrgs.br/ecoqua)).

*Força de Classificação.* Empregamos a metodologia de Força de Classificação (CS) (Simth et al., 1990; Van Sickle, 1997) a fim de verificar qual sistema de classificação reflete melhor a variação na comunidade de macroinvertebrados aquáticos. A força de classificação é obtida segundo a equação  $CS = \bar{W} - \bar{B}$ ; e varia de 0 a 1, onde: ( $\bar{W}$ ) é a similaridade média geral dentro de grupos e ( $\bar{B}$ ) a similaridade média geral entre grupos. O valor de  $\bar{W}$  é obtido pela média das similaridades dentro de cada grupo  $W_i$ , onde  $i$  é um grupo qualquer dentro da classificação (Figura 2). Se os grupos de rios dentro de uma dada classificação são similares, então CS é igual à zero ( $\bar{W} = \bar{B}$ ); se os grupos são diferentes, então  $\bar{W} > \bar{B}$  e o grupo é mais homogêneo. Valores de CS próximo a 1 indicam uma classificação forte (Hawkins et al. 2000).

Utilizamos a abordagem de dendrogramas de similaridade média (Van Sickle, 1997) para representar os valores observados para  $\bar{B}$  e  $W_i$ ; se as classificações são fortes, os braços dos dendrogramas, isto é, os valores de  $W_i$ , são relativamente longos se comparados ao valor de  $\bar{B}$ . A análise de significância das CS's foi realizada utilizando-se a estatística Procedimentos de Permutação de Multirresposta (MRPP) (Mielke et al., 1976). Os valores de dissimilaridade entre e dentro de grupos são comparados e geram um valor  $\delta$ ; então o procedimento é repetido  $n$  vezes, e a distribuição de valores  $\delta_{alt}$  é comparada ao  $\delta_{obs}$ . O teste testa a hipótese nula de  $\delta_{alt} = \delta_{obs}$ . Utilizamos 10.000 permutações sem restrições entre ou dentro dos grupos. A estatística MRPP estima de forma mais confiável os valores de probabilidade para grupos com tamanhos desiguais (Van Sickle, 1997). As estimativas de CS e MRPP foram feitas a partir da dissimilaridade de Bray-Curtis ( $D_{bc}$ ), definidas como similaridade ( $S_{bc} = 1 - D_{bc}$ ) para os dados de abundância, e similaridade de Sørensen para os dados de presença/ausência.

O uso da dissimilaridade de Bray-Curtis como similaridade é para sua comparação com os valores obtidos para a similaridade de Sørensen. Os valores para CS foram obtidos no software MEANSIM v.6 ([www.epa.gov/wed](http://www.epa.gov/wed)) e a estatística MRPP, no software MULTIV. Os dendrogramas médios foram obtidos por meio de um *plot*, com o resultado da função *meandist* do pacote *vegan* no ambiente R. Em todas as análises, o ponto 7 foi excluído, pois, nas ecorregiões aquáticas, era o único ponto na região do Tramandaí-Mabituba.

## **Resultados**

Os valores observados para riqueza de gêneros foi similar para as classificações, exceto para aquela definida pela ordem do rio, sendo maior no grupo 2 (4ª e 5ª ordens) do que no grupo 1 (1ª a 3ª ordens). Para a riqueza de famílias, as diferenças observadas foram entre as hidrorregiões do PNRH e para as ecorregiões, sendo maior na hidrorregião do atlântico e para as ecorregiões; a riqueza é maior na ecorregião da Lagoa dos Patos e similar nas outras duas (Tabela 2). Para abundância, apenas houve diferenças pela classificação obtida pelas ordens do rio, assim como para riqueza de gênero, os valores maiores foram observadas no grupo 2. As comunidades diferem entre as classificações ambientais adotadas neste estudo, independentemente da resolução taxonômica e do tipo de dado utilizado, sendo exceção os dados de abundância de família que se mostraram similares entre os grupos de rios definidos pela ordem do rio (Tabela 3). As variáveis abióticas diferiram entre as classificações adotadas. No entanto, para as hidrorregiões da SEMA, a hidrorregião do Uruguai difere das outras duas. Para as ecorregiões, a região do alto Uruguai foi similar à da Lagoa dos Patos (MANOVA  $P < 0,05$ ).

No geral, os valores de *CS* foram baixos para as classificações de rios adotadas, ainda assim significativos (Tabela 4). A classificação de rios obtida a partir do agrupamento das variáveis ambientais foi melhor, isto é, mais forte do que os outros sistemas utilizados. Quanto à resolução taxonômica, observa-se que o nível de gênero obteve maiores valores do que a resolução no nível de família, ainda que as diferenças sejam pequenas. Para as hidrorregiões definidas pelo PNRH, as diferenças entre as resoluções taxonômicas dependem do tipo de dado utilizado, sendo que, para família o valor de *CS* da abundância foi maior, e, para gênero, presença/ausência possui o maior valor. Para todas as outras classificações utilizadas, os dados de abundância apresentaram valores maiores do que presença/ausência (tabela 4).

Os dendrogramas mostram que para abundância, os braços, isto é, os valores de  $W_i$ , são relativamente mais longos, mostrando grupos mais similares internamente do que aqueles observados para presença/ausência (Figuras 5 e 6). Os braços relativamente curtos observados em algumas classificações, bem como outros “negativos”, isto é, abaixo do valor de similaridade média global  $\bar{B}$  entre os grupos, mostram que esses grupos são mais heterogêneos e desta forma contribuem para os baixos valores de *CS* observados. Quando observamos o efeito da resolução taxonômica, os resultados dos valores de *CS* ficam mais evidentes, uma vez que, no geral, os braços dos dendrogramas para o nível de gênero tendem a ser mais longos do que aqueles observados para as mesmas classificações no nível de família.

## **Discussão**

As classificações utilizadas neste estudo conseguiram “captar” tanto a variação ambiental quanto a da comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Exceto as classificações resultantes do agrupamento das variáveis ambientais e das ordens dos

rios, as demais classificações, ou seja, ambas hidrorregiões e a ecorregião, são diferentes arranjos das bacias hidrográficas que drenam para o rio Uruguai a oeste e para o oceano Atlântico a leste. Desta forma, é natural esperar que no geral obtivessem resultados semelhantes. Nossos resultados mostram ainda que a resolução taxonômica e o tipo de dado foram importantes, quando avaliamos a variação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos e a força das classificações (CS). O nível de gênero obteve em média valores maiores do que o de família. Somado a isso, o tipo de dado mostrou resultado diferente entre os dados de presença/ausência e abundância para força de classificação, quando utilizada a hidrorregião definida pelo PNRH e as ecorregiões.

Valores de CS observados para família, no geral, são menores que os observados para gênero, quando se observa a mesma classificação de rios (Van Sickle e Hughes, 2000; Sandin e Johnson, 2000; Houghton, 2003), e outros estudos mostram que, quando os valores de CS não são próximos entre os níveis taxonômicos, o nível com maior resolução apresenta maior valor (Hawkins et al., 2000). Houghton (2003) mostra que os valores de CS no nível de gênero foram cerca de 20% maiores do que o observado para família (14 e 12%, respectivamente). Os valores registrados no nosso estudo entre os níveis de gênero e família mostram uma redução de aproximadamente 12% nos valores de CS de família para gênero. Houghton (2003) argumenta que é mais provável que dois tipos de rios contenham o mesmo táxon quando utilizamos uma resolução taxonômica menor (família), se comparada ao uso de gêneros e espécies. Além disso, ainda que os valores sejam próximos, temos mais famílias compartilhadas entre as classificações baseadas em bacias hidrográficas que dos taxa identificados no nível de gênero; 39% são exclusivos a um tipo de rio e para família, 30% não são compartilhados. Esses valores mais próximos podem explicar o desempenho mais fraco de hidrorregiões nos dados no nível de família, pois resoluções taxonômicas maiores, como gêneros e



espécies, tendem a ser mais sensíveis a modificações sutis no ambiente (Resh e Unzicker, 1975; Cranston, 1990).

Estudos que avaliaram o efeito de hidrorregiões e classificações baseadas em características ambientais observaram que as hidrorregiões ou outro esquema de classificação geográfica apresentaram valores mais baixos de *CS* do que classificações com variáveis ambientais (Van Sickle e Hughes, 2000; Waite et al., 2000). No estudo de Van Sickle e Hughes (2000), os autores avaliaram o desempenho de classificações ambientais ao classificar as comunidades de peixes e anfíbios. Estes autores observaram que os valores de *CS* para ecorregiões foram maiores do que hidrorregiões, 11 contra 5. Van Sickle e Hughes (2000) observaram ainda que a classificação baseada na ordem do rio obteve valor de *CS* igual ao da hidrorregiões. No estudo de Waite et al. (2000), os autores avaliaram a capacidade de classificações geográficas e não geográficas em explicar a variação na comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Waite et al. (2000) observaram para os dados no nível de família que ecorregiões obtiveram um valor de *CS* de 1,3%, enquanto bacias hidrográficas de 0, ordem do rio 2,8% e a classificação baseada nas variáveis químicas, apenas 0,4%. Para o nível de gênero, ecorregiões obtiveram 1,1%, bacias hidrográficas, 1%, ordem do rio, 3,6% e variáveis químicas, 1,1%. Ou seja, exceto para a ecorregião, os valores no nível de gênero foram maiores do que os observados para o nível de família. Já Houghton (2003) mostra que a *CS* obtida entre as classificações baseadas em bacia hidrográficas e províncias ecológicas foram diferentes, sendo que esta última apresentou valores maiores, quando observada a mesma escala espacial entre as classificações.

As diferenças observadas entre as abordagens de classificações são explicadas primeiramente pelas diferenças ambientais ou a falta delas entre as classes dentro de cada classificação. As variáveis ambientais apresentam valores diferentes entre os

grupos de rios dentro de cada sistema de classificação. No entanto, quando observamos as hidrorregiões definidas pela SEMA, temos que a hidrorregião do Uruguai difere da hidrorregião do litoral, enquanto que, para as ecorregiões, temos que a ecorregião do alto Uruguai é semelhante a da lagoa dos Patos. Quando avaliamos as diferenças na comunidade de macroinvertebrados aquáticos, os resultados obtidos acompanham de certa forma as diferenças observadas nas variáveis ambientais. Assim, as características ambientais entre os grupos/tipos de rios são importantes para determinar a comunidade. Waite et al. (2000) mostram que, quando houve estratificação das ecorregiões pela ordem do rio, os macroinvertebrados responderam primeiramente à inclinação e à ordem do rio e somente depois, às características de paisagem resumidas pela ecorregião. Da mesma forma, Houghton (2003) atribuiu as diferenças observadas entre os valores de *CS* aos gradientes ambientais observados entre as classes de bacia hidrográfica e classificações ecológicas. O autor observou que nas bacias hidrográficas há mais heterogeneidade ambiental dentro das classes do que naquelas das províncias ecológicas (Houghton, 2003). Waite et al. (2000) enfatizam que o uso de classificações baseadas unicamente em bacias hidrográficas (hidrorregiões) e ecorregiões não são suficientes e que características locais, como a química da água, seja adicionadas como critérios de classificação de riachos.

Tanto a heterogeneidade ambiental quanto a raridade podem explicar nossos resultados. A homogeneidade ambiental entre as duas hidrorregiões é suportada pela MANOVA-db dos dados ambientais, uma vez que essa análise mostra diferenças nas variáveis ambientais entre os grupos de rios dentro de cada classificação e similaridade entre outros, como no caso das hidrorregiões da SEMA e ecorregiões. No estudo de Van Sickle e Hughes (2000), os autores atribuem parte dos resultados à distribuição dos taxa entre as classes das classificações utilizadas. Desta forma, táxons podem ser abundantes

em uma classe e raras em outras ou não ocorrer em outras classes dentro da classificação utilizada. A mesma explicação é utilizada por Heino e Mykra (2006), onde observam fraca sobreposição de macroinvertebrados em tipos de rios definidos pela geomorfologia na Finlândia. Respostas individuais dos taxa ao gradiente ambiental, bem como o efeito da raridade, estariam por trás dos resultados observados. Quando avaliamos, *a posteriori*, a ocorrência dos taxa entre as duas hidrorregiões definidas pela PNRH, por exemplo, dos 77 gêneros identificados, 10 são exclusivos da hidrorregião do Uruguai. *Alisotrichia*, *Abtrichia* e *Leucotrichia* (Trichoptera), *Agriogomphus*, *Cacoides* e *Perithemis* (Odonata), *Cryptonynpha*, *Homothraululus* e *Hydrosmilodon* (Ephemeroptera) possuem três taxa cada e *Belostoma* (Heteroptera), o restante. A hidrorregião do Atlântico Sul, por sua vez, possui 19 taxa exclusivos, sendo que Trichoptera possui 11 gêneros exclusivos nessa região. Apesar destas exclusividades, esses taxa ocorrem em, no máximo, 25% dos sítios em ambas hidrorregiões enquanto os demais taxa ocorrem em proporções similares nas duas hidrorregiões. Para os tipos de rios definidos pelas variáveis ambientais, as diferenças são mais marcantes, tanto na ocorrência quanto na abundância, mas principalmente na abundância dos taxa entre os quatro tipos de rios.

Classificações ambientais são comumente defendidas como unidades básicas de gerenciamento de recursos hídricos, especialmente ecoregiões, por considerar fisionomias e características ambientais, tais como relevo, altitude e clima na sua elaboração. Nossos resultados mostram que classificações que utilizam hidrorregiões/bacias hidrográficas, mas apenas neste caso grosseiro, onde as hidrorregiões e ecorregiões são extensões das mesmas bacias, como critério para diferenciação de rios, são piores que abordagens que utilizam variáveis ambientais para criar tipos de rios, e esse achado é consistente com estudos prévios (Van Sickle e

Hughes, 2000; Feminella, 2000; Sandin e Johnson, 2000; Hawkins et al., 2000; Houghton, 2003). As utilizações de hidrorregiões baseadas em bacias hidrográficas podem agrupar a variabilidade ambiental observada entre as bacias hidrográficas de uma forma mais grosseira. Dependendo dos critérios de diferenciação utilizados nas hidrorregiões/ecorregiões, podemos ter grupos/tipo de rios mais ou menos similares e a comunidade de macroinvertebrados aquáticos responderam ou não a essas classificações, dependendo desses critérios. A abordagem de agrupamento de rios com base nas variáveis ambientais é mais consistente com as diferenças ambientais ao longo do estado, e também de uma forma geral quando gerenciamos áreas de grande extensão espacial. Segundo Hawkins et al. (2000), o uso combinado de unidades hidrológicas e ecorregiões podem apresentar melhores resultados do que quando utilizadas individualmente.

O uso de classificações ambientais em monitoramento de recursos hídricos se mostra uma importante ferramenta no processo de gestão, por servir de base para recuperação de áreas degradadas com características similares (Hawkins et al., 2000). Nossos resultados mostram que, ainda que os sistemas de classificação sejam hábeis em conter a variação das comunidades de macroinvertebrados aquáticos, classificações baseadas em bacias hidrográficas são piores que aquelas baseadas em variáveis que refletem as características ambientais no rio, e estas teriam preferência sobre aquelas construídas a partir da aglutinação de bacias hidrográficas. No entanto, o uso das duas abordagens em conjunto deve ser mais bem avaliado. O uso das ecorregiões da FEOW deve ser mais bem avaliado, pois na ecorregião do alto Uruguai apenas três riachos foram amostrados; assim, riachos adicionais devem ser amostrados nessa região. Os dados no nível de família mostraram menor força de classificação do que no nível de gênero. Recomendamos que programas de biomonitoramento em grandes escalas

espaciais e que utilizam classificações de rios utilizem as informações a partir de dados de presença e ausência no nível de família, ainda que com valores de *CS* menores que para gênero, por serem de rápida amostragem, identificação e processamento, o que reduz os custos finais.

### **Agradecimentos:**

Agradecemos ao laboratório de Geoprocessamento do Departamento de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, pelos dados no nível de bacia hidrográfica. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), por conceder bolsa de estudos a Márlon de Castro Vasconcelos.

### **Referências**

- CALLISTO, M., FERREIRA, WR., MORENO, P., GOULART, M. E PETRUCIO, M. 2002, Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 14, no.1, p. 91-98.
- CORDEIRO, JLP. E HASENACK, H., 2009. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, VD., MÜLLER, SC., CASTILHOS, ZMS. E JACQUES, AVA. (org.). *Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*. Brasília: MMA, 403 p.
- CRANSTON, PS. 1990, Biomonitoring and invertebrate taxonomy. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol.14, p. 265–273.

- FERRÉOL, M., DOHET, A., CAUCHIE, HM. E HOFFMAN, L. 2005, A top-down approach for a stream typology based on abiotic variables. *Hydrobiologia*, vol. 551, p. 193-208.
- FEMINELLA, JW. 2000, Correspondence between stream macroinvertebrate assemblages and 4 ecoregions of the southeastern USA. *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 19, no. 3, p. 442-461.
- GGERRITSEN, J., BABOUR, MT. E KING, K. 2000, Apples, oranges, and ecoregions: on determining pattern in aquatic assemblages. *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 19, no. 3, p. 487-496.
- HAWKINS, CP. E NORRIS, RH. 2000, Performance of different landscape classifications of aquatic bioassessments: introduction to the series. *Journal of North American Benthological Society*, vol. 19, no: 3, p. 367-369.
- HAWKINS, CP. E VINSON, MR. 2000, Weak correspondence between landscape classifications and stream invertebrate assemblages: implications for bioassessments. *Journal of North American Benthological Society*, vol. 19, no: 3, p. 501-517.
- HAWKINS, C P., NORRIS, RH., GERRITSEN, J., HUHES, RM., JACKSON, SK., JOHNSON, RK. E STEVENSON R. J. 2000, Evaluation of the use of landscape classification for the prediction of freshwater biota: synthesis and recommendations. *Journal of North American Benthological Society*, vol. 19, no: 3, p. 541-556.
- HEINO, J. E MYKRA, H. 2006, Assessing physical surrogates for biodiversity: Do tributary and stream type classifications reflect macroinvertebrate assemblage diversity in running waters. *Biological Conservation*, vol. 129, p. 418-426.

- HOUGHTON, DC. 2003, Evaluation of Minnesota geographic classification based on caddisfly (Trichoptera) data. *The Great Lakes Entomologist*, vol. 36, p. 76-92.
- INSITITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE., 1986: Levantamento de recursos naturais (folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH.21 Uruguaiana e Sl.22 Lagoa Mirin). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. pp. 1-796.
- JOHNSON, RK., FURSE, MT. HERING, D. E SANDIN L. 2007, Ecological relationships between stream communities and spatial scale: implications for designing catchment-level monitoring programmes. *Freshwater Biology*, vol. 52, p. 939-958.
- MARCHANT, R., WELLS, F. E NEWALL, P. 2000, Assesment of an ecoregion approach for classifying macroinvertebrates assemblages from streams in Victoria, Australia. *Journal of North American Benthological Society*, vol. 19, no. 3, p. 497-500.
- MCCORMIK, FH., PECK, DV. E LARSEN., D.P. 2000, Comparison of geographic classification schemes for Mid-Atlantic stream fish assemblages. *Journal of the North American Benthological Society* vol. 19, no. 3, p. 385-404.
- MORENO, JL., NAVARRO, C. E DE LAS HERAS, J. 2006, Abiotic ecotypes in south-central Spanish rivers: Reference conditions and pollutions. *Environmental Pollution*, vol. 143, p. 388-396.
- MIELKE, PW. JR., BERRY, KJ. E JOHNSON, ES. 1976, Multiresponse Permutation Procedures for A *Priori* Classifications, *Communications in Statistical Theory and Methods*, A5, p. 1409-1424.

- MUNNÉ, A. E PRAT, N. 2004, Defining river types in a Mediterranean area: A methodology for the implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental Management*, vol. 34, no. 5, p. 711-729.
- OMERNIK, JM. 1987, Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers*, vol. 77, p. 118-125.
- OMERNIK, JM. E BAILEY, RG. 1997, Distinguishing between watersheds and ecoregions. *Journal of the American Water Resources Association (formerly Water Resources Bulletin)*, vol. 33, no. 5, p. 935-949.
- PAAVOLA, R., MUOTKA, T., VIRTANEN, R., HEINO, J. E KREIVI, P. 2003, Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups?. *Freshwater Biology*, vol. 48, p. 1912-1923.
- PADIAL, AA., SIQUEIRA, T., HEINO. J., VIEIRA, LCG., BONECKER., CC., LANSAC-TÔHA, FA. RODRIGUES, LC., TAKEDA, AM., TRAIN, S., VELHO, LFM. E BINI, LM. 2011, Relationships between multiple biological groups and classification schemes in a Neotropical floodplain. *Ecological Indicators*, vol. 13, p. 55–65.
- PAN, Y., STEVENSON, RJ. HILL, BH. E HERLINHY, AT. 2000, Ecoregions and benthic diatom assemblages in Mid-Atlantic Highlands streams, USA. *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 19, no. 3, p. 518-540.
- PILLAR, VD. 1999, How sharp are classifications?. *Ecology*, vol. 80, p. 2508-2516.
- RABENI, CF. E DOYSI, KE. 2000, Correspondence of stream benthic invertebrate assemblages to regional classification schemes in Missouri. *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 19, no. 3, p. 419-428.



- RESH, V.H. E UNZICKER, J.D. 1975, Water quality monitoring and aquatic organisms: the importance of species identification. *Journal (Water Pollution Control Federation)*. Vol. 47, p. 9–19.
- RICHARDS, C., JOHNSON, L.B. E HOST, GE. 1996, Landscape scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Aquatic Science*, vol. 53, p. 295–311.
- SÁNCHEZ-MONTOYA, MM., PUNTÍ, T., SUÁREZ, ML., VIDAL-ABARCA, MR., RIERADEVALL, M., POQUET, JM., ZAMORA-MUÑOZ, C., ROBLES, S., ÁLVAREZ, M., ALBA-TERCEDOR, J., TORO, M., PUJANTE, AM., MUNNÉ, A. E PRAT, N. 2007, Concordance between ecotypes and macroinvertebrates assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, vol. 52, p. 2240-2255.
- SANDIN, L. E JOHNSON, R. 2000, Ecoregions and benthic macroinvertebrates assemblages of Swedish stream. *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 19, no. 3, p. 462-474.
- SMITH, PR., PONTASCH, KW. E CAIRNS, J. 1990, Community similarity and the analysis of multispecies environmental data: a unified statistical approach. *Water Research*, vol. 24, p. 507-514.
- VAN SICKLE, J. 1997, Using mean similarity dendrograms to evaluate classifications. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics*, vol. 2, p. 370-388.
- VAN SICKLE, J. E HUGHES RM. 2000, Classification strengths of ecoregions, catchments, and geographic clusters for aquatic vertebrates in Oregon. *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 19, no. 3, p. 370-384.

- VERDONSCHOT, PFM. e NIJBOER, RC.. 2004. Testing the European stream typology of the Water Framework Directive for macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516, 35-54.
- VERDONSCHOT, PFM. 2006, Evaluation of the use of Water Framework Directive typology descriptors, reference sites and spatial scale in macroinvertebrate stream typology. *Hydrobiologia*, vol. 566, p. 39-58.
- WHAITE I. R., HERLIHY, AT., LARSEN, DP. E KLEMM, DJ. 2000, Comparing strength of geographical and nogeographical classifications on stream benthic macromacroinvertebrates in the Mid-Atlantic Highlands, USA. *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 19, no. 3, p. 429-441.

Tabela 1. Média, desvio padrão, mínimo e máximo para as variáveis ambientais utilizadas no estudo.

<b>Variáveis</b>	<b><math>\bar{X}</math></b>	<b>DP</b>	<b>Min.</b>	<b>Max.</b>
T - % sat. de oxigênio	83,2	14,8	54,1	119,6
T - Alcalinidade	25,7	15,9	8,0	68,5
T - Condutividade	61,3	48,8	17,1	250,0
T - Fósforo total	0,04	0,0	0,0	0,1
T - Qualidade do habitat	58,6	12,3	30,0	92,0
T - Largura	8,8	6,7	2,0	30,0
T - Nitrogênio total	0,5	0,4	0,1	1,8
T - Ordem do rio	2,9	1,1	1,0	5,0
T - pH	7,5	0,6	6,1	8,8
T - Profundidade	16,7	9,7	4,5	45,5
T - Sólidos totais	87,8	48,3	24,6	193,6
T - Velocid. da corrente	49,4	19,1	13,8	103,5
B - Altitude	383,2	279,8	72,3	1096,4
B - Declividade	5,2	3,4	1,2	18,7
B - % de vegetação	63,8	34,7	0,0	100,0
B - % Areia grossa	17,6	13,7	2,0	50,0
B - % Areia fina	10,2	4,7	2,0	24,5
B - % de silte	38,1	18,8	14,0	65,3
B - % de argila	34,7	17,2	16,0	74,0

Tabela 2. Resultado do teste de permutação para os valores de riqueza (**R**) e abundância de gêneros e famílias entre os sistemas de classificação adotados. \* valores significativos para  $\alpha = 0,05$ .

	<b>R. gênero</b>	<b>R. família</b>	<b>Abundância</b>
<b>Agrupamento</b>	0,08	0,07	0,12
<b>Hidro.PNRH</b>	0,07	0,17*	0,12
<b>Hidro.SEMA</b>	0,07	0,06	0,12
<b>Ecorregião</b>	0,07	0,06*	0,12
<b>Ordem do rio</b>	0,07*	0,07	0,11*

Tabela 3. Resultado da MANOVA-db entre as hidrorregiões e tipos de rios definidos pelos dados ambientais. \* soma de quadrados significativa para  $\alpha = 0,05$ .

Gênero	<u>Abundância</u>		<u>Presença/ausência</u>	
	$\bar{W}$	$\bar{B}$	$CS$	$CS$
Agrupamento	1,521*		2,884*	
Hidro.PNRH	0,487*		1,113*	
Hidro.SEMA	0,788*		1,814*	
Ecorregião	0,913*		2,022*	
Ordem do rio	0,451*		1,018*	
Família				
Agrupamento	1,061*		2,286*	
Hidro.PNRH	0,461*		1,174*	
Hidro.SEMA	0,624*		1,643*	
Ecorregião	0,656*		1,825*	
Ordem do rio	0,199		0,582*	

Tabela 4. Força de Classificação ( $CS$ ) para as bases de dados com todos os taxa, gêneros e Família.  $\bar{W}$  Similaridade média dentro de grupos (%),  $\bar{B}$  similaridade média entre grupos (%). \* Valores de  $CS$  significativos para MRPP para  $\alpha = 0,001$ .

		<u>Abundância</u>			<u>Presença/ausência</u>		
		$\bar{W}$	$\bar{B}$	$CS$	$\bar{W}$	$\bar{B}$	$CS$
Agrupamento	Gênero	41,3	35,1	6,2*	49,7	43,9	5,8*
	Família	54,2	48,7	5,5*	64,4	59,3	5,1*
Hidro-PNRH	Gênero	34,8	35,8	-1,0	43,9	43,7	0,2*
	Família	48,7	48,1	0,6*	59,4	59,6	-0,2
Hidro-SEMA	Gênero	35,6	35,6	0,0	45,1	44,0	1,1*
	Família	49,3	49,9	-0,6	60,5	60,2	0,3*
Ecorregião	Gênero	37,7	36,8	0,9*	46,4	45,8	0,6*
	Família	49,8	51,4	-1,6	61,0	60,9	0,1*
Ordem do rio	Gênero	37,5	36,3	1,2*	46,0	45,4	0,6*
	Família	50,5	50,5	0,0	60,4	62,6	-2,2

## Figuras

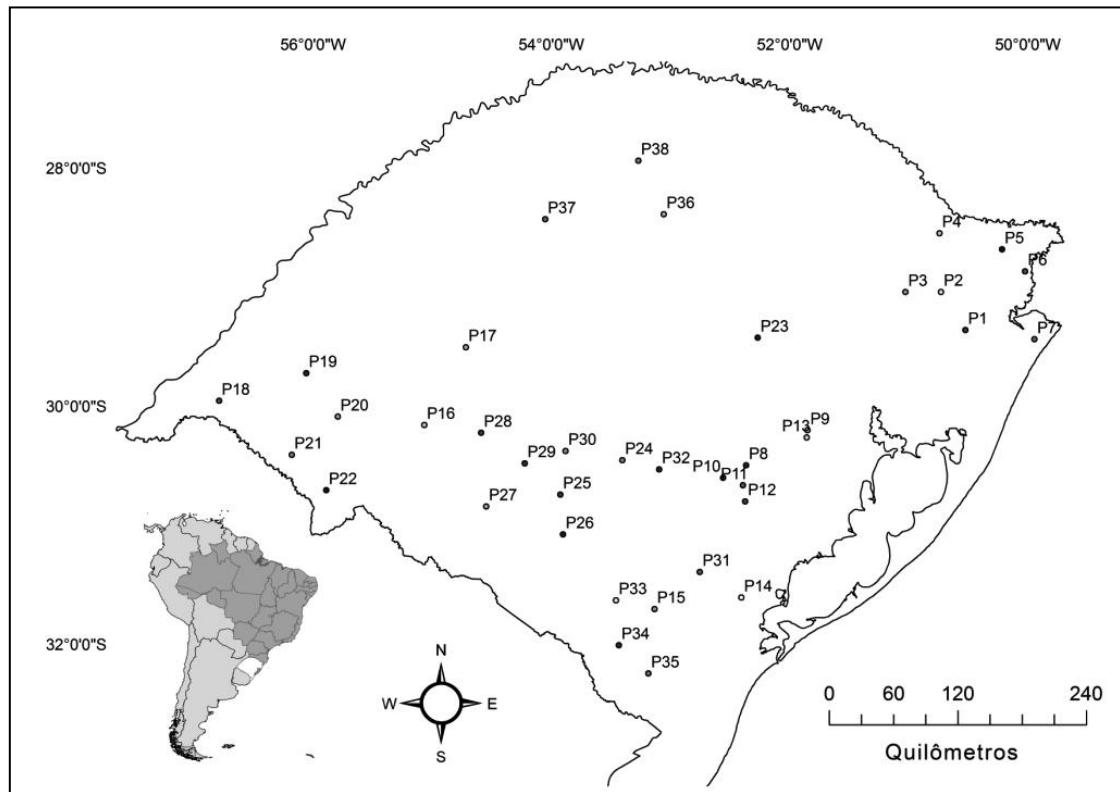


Figura 1. Mapa do Rio Grande do Sul. Os pontos representam os riachos amostrados.

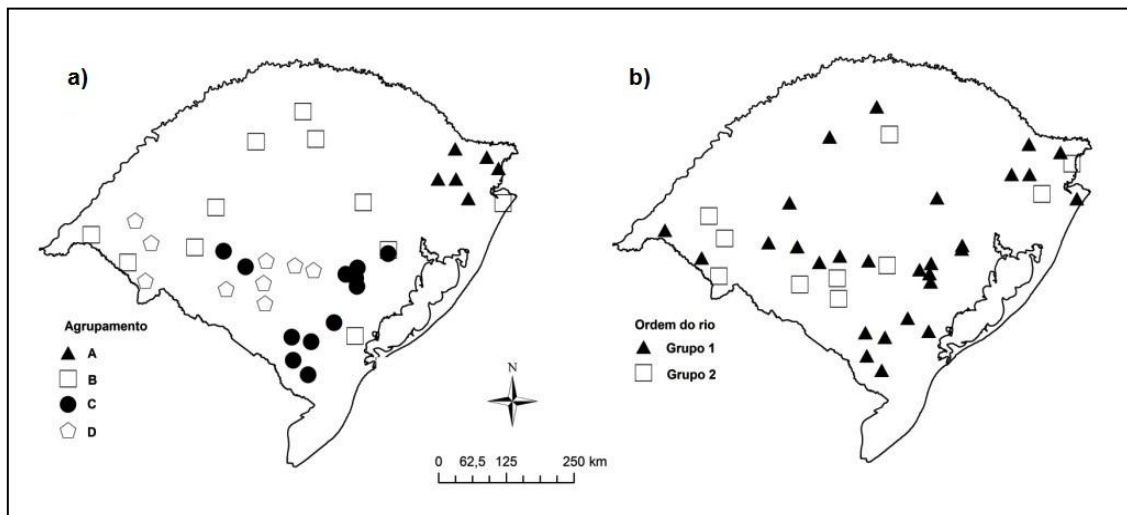


Figura 2. Classificação de rios obtidas a partir: a) das variáveis ambientais e b) agrupamento de ordens dos rios em dois grupos.

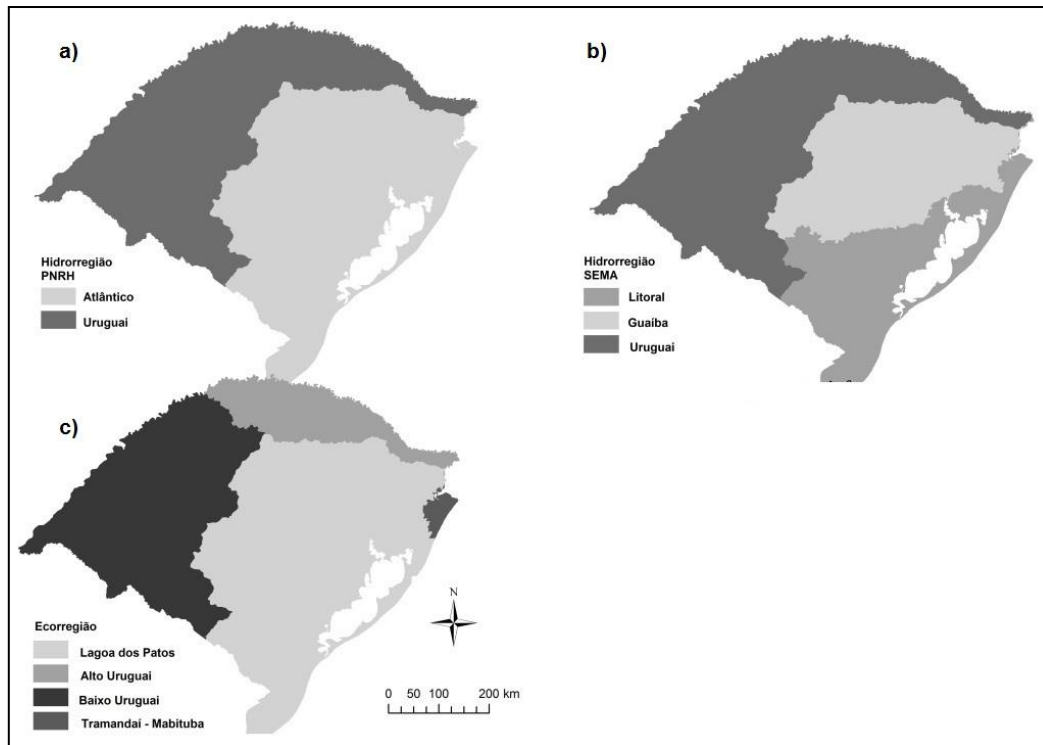


Figura 3. Classificações de rios para o estado do Rio Grande do Sul. a) hidrorregiões do PNRH, b) hidrorregiões da SEMA e c) ecorregiões aquáticas definidas pelo FEOW.

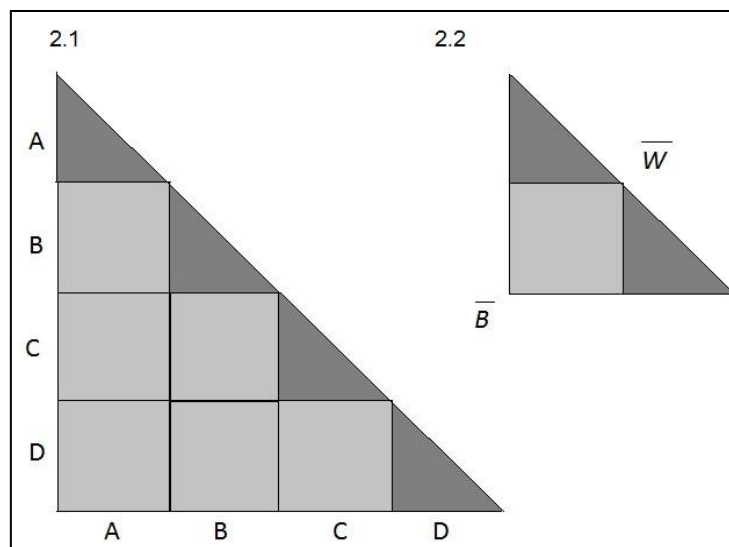


Figura 4. A figura mostra uma matriz de similaridade utilizada na estatística *CS*. Os quadrados cinza claro representam a variação entre grupos e os triângulos cinza escuro, a variação dentro de grupo. Em 2.1, cada letra representa um grupo diferente, em 2.2,  $\bar{W}$  representa similaridade média dentro de grupos e  $\bar{B}$ , a similaridade média entre grupos.

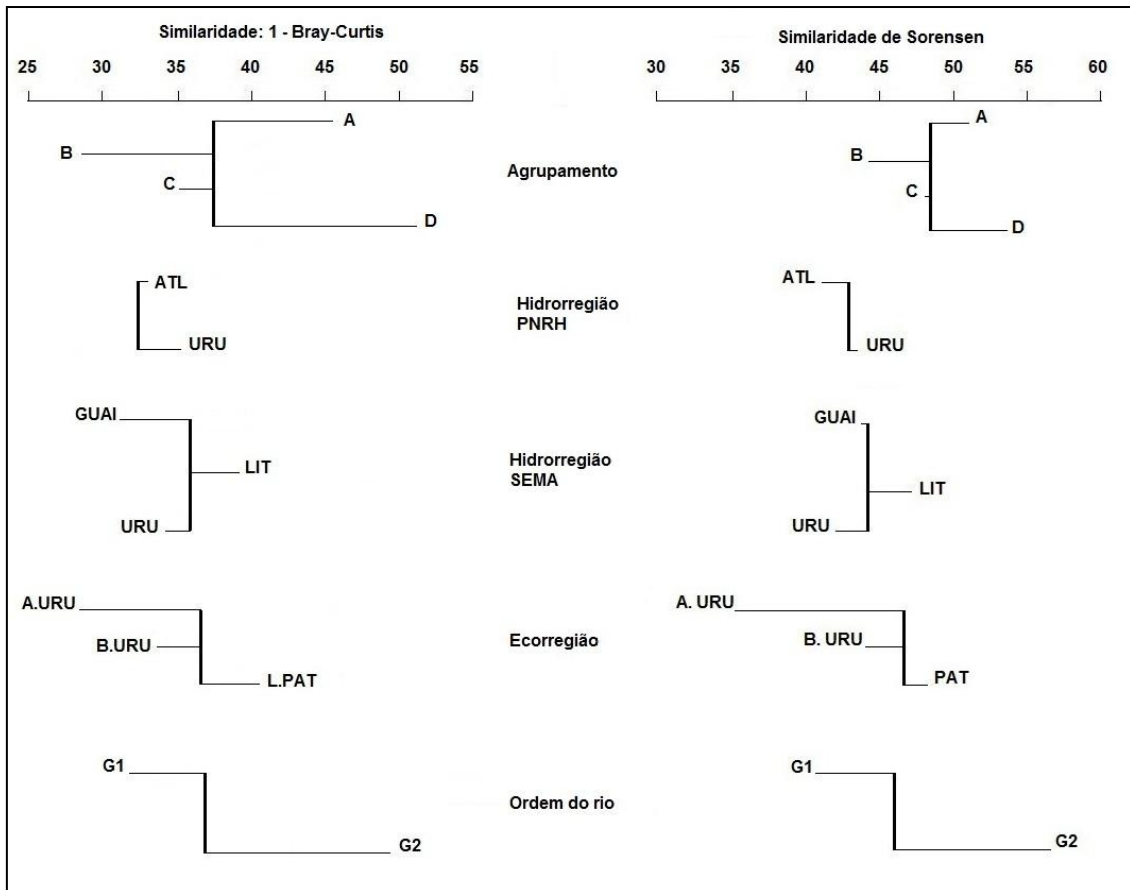


Figura 5. Similaridade média para dados no nível de gênero. Os braços (eixo X) dos dendogramas representam a similaridade média dentro de cada grupo ( $W_i$ ); as linhas verticais representam a média geral entre grupos ( $\bar{B}$ ). URU = Uruguai; ATL = Atlântico; GUAI = Guaíba; LIT = Litoral; A. URU = Alto Uruguai; B. URU = Baixo Uruguai; PAT = Lagoa dos Patos; G1 = 1ª à 3ª Ordens e G2 = 4ª e 5ª Ordens.

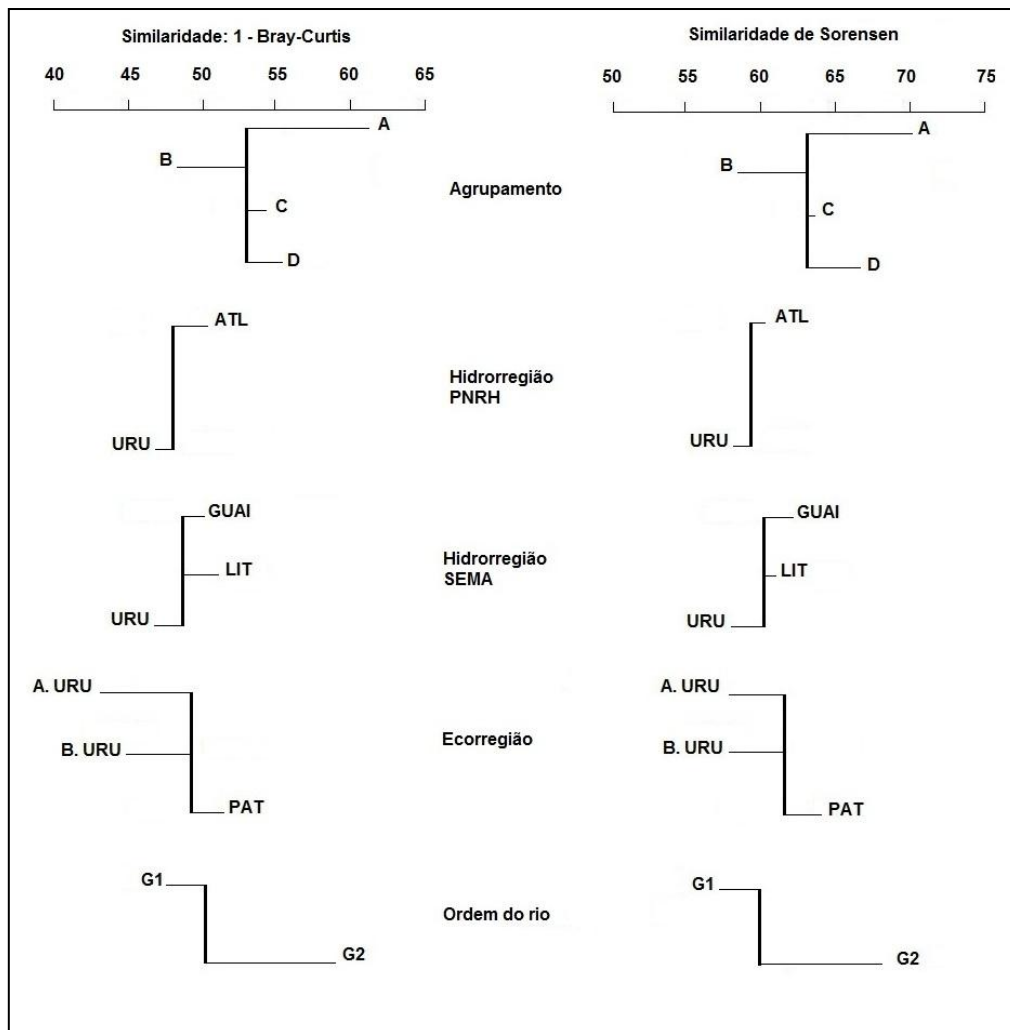


Figura 6. Similaridade média para dados no nível de família. Os braços (eixo X) dos dendogramas representam a similaridade média dentro de cada grupo ( $W_i$ ); as linhas verticais representam a média geral entre grupos ( $\bar{B}$ ). URU = Uruguai; ATL = Atlântico; GUAI = Guaíba; LIT = Litoral; A. URU = Alto Uruguai; B. URU = Baixo Uruguai; PAT = Lagoa dos Patos; G1 = 1<sup>a</sup> à 3<sup>a</sup> Ordens e G2 = 4<sup>a</sup> e 5<sup>a</sup> Ordens.



## Considerações finais

---

Com esta tese, avaliei principalmente a relação de classificações ambientais de riachos, comumente chamada de *tipos de rios*, com a comunidade de macroinvertebrados em riachos. Não será comentado o capítulo 1, uma vez que se trata de um artigo de divulgação e uma revisão bibliográfica do assunto abordado nessa tese.

No capítulo 2, foi possível perceber que na escala espacial dos riachos amostrados (282.000 km<sup>2</sup>), os resultados mostram que o ambiente e não a distância geográfica representa a principal fonte de variação para a comunidade de macroinvertebrados. Observamos que a importância das escalas local e regional na explicação da distribuição da comunidade de macroinvertebrados foi dependente da resolução taxonômica, sendo a escala regional mais importante para o nível de gênero, e para família, a importância é praticamente a mesma. Contudo, a escala local, isto é, o trecho de rio, é mais importante para o sucesso no estabelecimento dos organismos que a escala regional. No contexto geográfico desta tese, os organismos precisam, ao se dispersarem, transpor grandes distâncias ao longo de um período de tempo e, feito isso, as características locais é que determinaram o sucesso na colonização deste novo sítio. Porém, foi possível observar que as variáveis selecionadas na escala regional, altitude e declividade média da bacia, são variáveis que influenciam as dinâmicas na escala local (McIntosh & Laffan 2005; Alla & Castillo 2007), sendo responsáveis pelos processos de escoamento superficial, por exemplo, onde áreas mais inclinadas aumentam as taxas de escoamento (Silva et al. 2003). Ainda que o espaço não influencie de forma direta as comunidades amostradas, ele age em conjunto com o ambiente, pois muitas variáveis ambientais são espacialmente estruturadas (Astorga et al. 2011).

Já que há diferenças entre escalas na explicação da distribuição na comunidade de macroinvertebrados em riachos, no contexto espacial observado no capítulo 2 desta tese, seria a classificação de rios obtida em diferentes escalas, local e regional, concordantes com aquela obtida por dados de macroinvertebrados? No capítulo 3 avaliei o efeito da escala sobre a classificação de rios e sua concordância com a classificação de rios obtida a partir da comunidade de macroinvertebrados. Foi possível observar que as escalas local e regional produzem tipos de rios diferentes e que não são concordantes com a classificação a partir de macroinvertebrados. Porém, quando as duas escalas são utilizadas em conjunto para formar a classificação, observamos uma concordância com os tipos de rios obtidos pela comunidade. Essa concordância, no entanto, foi dependente da resolução taxonômica da comunidade. A associação entre as duas abordagens de classificação, dados abióticos e bióticos, foi percebida quando utilizados dados no nível de família, independentemente da resolução numérica com as duas escalas em conjunto. Para a escala regional (bacias hidrográfica), não só a resolução taxonômica foi importante, mas também o tipo de dado. Para gêneros, houve concordância para os dados de abundância, e família para os dados de presença/ausência. Assim, para estudos que utilizem a classificação de rios como ferramenta, devem ser observadas a resolução taxonômica e as escalas utilizadas no estudo.

A classificação de rios pode ser obtida com base em outros critérios, como por exemplo, a junção de bacias hidrográficas que formam hidrorregiões. No capítulo 4 avaliei cinco esquemas de classificação de rios, hidrorregiões utilizadas no Plano Nacional de Recursos Hídricos – PNRH (otobacias nível 2), hidrorregiões definidas pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente/RS – SEMA, Ecorregiões aquáticas da FEOW - *Freshwater Ecoregions of th World*, classificação com base na ordem do rio, e

classificação com base nas variáveis ambientais dos riachos amostrados. A classificação utilizando as variáveis ambientais obtidas no capítulo 3 se mostrou a melhor opção, uma vez que cada um dos quatro *tipos de rios* obtidos é mais homogêneo internamente, do que se considerarmos as duas demais classificações utilizadas no estudo, ainda que as variáveis ambientais e as comunidades tenham se mostrado diferentes entre os tipos de rios dentro de cada classificação utilizada. De um modo geral, as classificações da PNRH, SEMA e FEOW são rearranjos das bacias hidrográficas do Rio Grande do Sul e assim apresentam similaridades ambientais entre si, bem como entre os resultados observados. Na classificação obtida a partir da ordem do rio, ainda que possua diferenças ambientais, aquelas observadas na comunidade são dependentes da resolução taxonômica, uma vez que apenas gênero mostrou diferenças entre os dois grupos formados. A resolução no nível de família se mostrou menor quando medida pela *força de classificação*, sendo 12% maior do que a observada para o nível de gênero, considerando a classificação a partir do agrupamento das variáveis ambientais. Esses resultados mostram que, no contexto espacial deste estudo, classificações de rios baseadas em variáveis ambientais mensuradas em escalas local e regional refletem de forma melhor as comunidades de macroinvertebrados e que os dados no nível de família são suficientes para detectar as diferenças entre os *tipos de rios* obtidos, quando utilizados num contexto espacial semelhante ao apresentado aqui.

Os resultados obtidos ao longo dos capítulos 3 e 4 mostram que as classificações de rios a partir de variáveis ambientais obtidas nas escalas local e regional são uma importante ferramenta para o gerenciamento e pesquisa dos recursos hídricos. A resposta da comunidade de macroinvertebrados à classificação de rios com variáveis ambientais é que essas são responsáveis pelo sucesso em colonizar um dado local e, desta forma, refletem as distribuições dos taxa ao longo do espaço.

O apêndice 2 mostra a lista de taxa amostrados, bem como sua abundância geral e sua ocorrência em termos de números de riachos. O apêndice 4 apresenta considerações sobre a variação temporal observada neste estudo. O apêndice 5, *boxplots* das variáveis ambientais com a classificação de rio obtida com as variáveis ambientais no nível de trecho e bacia hidrográfica juntas. Já os apêndices de 6 a 8 apresentam a distribuição das abundâncias e riqueza das ordens de macroinvertebrados amostrados e os valores obtidos para as variáveis ambientais ao longo do estado do Rio Grande do Sul. Estes mapas dão uma ideia visual da distribuição das variáveis e das ordens de macroinvertebrados. Apenas com intuito ilustrativo, os “*mapas*” mostram que a abundância e a riqueza variam mais ou menos conforme algumas variáveis ambientais. Os resultados do capítulo 2 mostram quais variáveis ambientais explicam a distribuição dos macroinvertebrados e são parecidas com aquelas que diferiram entre os *tipos de rios* obtidos no capítulo 3.

Esta tese mostra resultados de cunho teórico e prático: i) Teórico, mostra que a concordância entre classificações ambientais a partir de variáveis abióticas e bióticas (macroinvertebrados) são dependentes da resolução taxonômicas e do tipo de dado utilizado, além da escala na qual as variáveis abióticas são obtidas e ii) Prático, os resultados para a resolução taxonômica e tipo de dado mostram que os dados de presença/ausência no nível de família são suficientes para se obter diferenças entre *tipos de rios*, e desta forma levantamentos biológicos entre eles podem ser mais rápidos e mais econômicos. Deve-se ressaltar, entretanto, que esses resultados são válidos para a extensão geográfica utilizada nos estudos abordados ao longo desta tese. Se considerarmos diferenças dentro de uma mesma bacia hidrográfica, esperamos que as diferenças no nível de gênero sejam melhores, por refletir características mais particulares dentro desta escala espacial. Ainda, os resultados podem ter sido

influenciados pela amostragem de quatro Surbers em cada riacho, o que tornou as comunidades “pobres”. A ecorregião do Alto Uruguai possui apenas 3 riachos amostrados, e, dessa forma, essa classificação deve ser mais bem avaliada. No entanto, os resultados obtidos e suas conclusões não são menos válidos por isso, pelo contrário, mesmo com comunidades “pobres”, foi possível observar a importância das classificações derivadas de variáveis ambientais para futuras propostas de tipologias de rios.

Algumas perguntas podem ser feitas a partir desta tese. A mais intuitiva é: se esses estudos fossem desenvolvidos com outros grupos de organismos aquáticos, apresentariam resultados similares? Uma classificação ambiental utilizando Sistemas de Informações Geográficas no território do RS seria concordante com aquele obtido no capítulo 3? Se a escala é um fator importante na determinação de *tipos de rios*, a partir de que ponto há necessidade de informações mais acuradas? As características morfológicas variam entre as populações de um dado taxa entre os *tipos de rios*? Quais características de um taxa são “*seleccionadas*”, isto é, estão relacionadas a uma dado *tipo de rio*? Admitindo diferenças morfológicas entre populações, elas são maiores entre os *tipos de rios* ou entre *rios* dentro de um mesmo *tipo*? Várias indagações podem emergir das discussões, quando consideramos que o ambiente é diferente entre os tipos de rios.

## Apêndice 1. Chaves taxonômicas

---

- Angrisano, E. B. 1995. Insecta Trichoptera. Pp. 1199-1237. In: Lopretto, E. C. & Tell, G. (Eds.) *Ecosistemas de Águas Continentales: Metodologias para su Estudio*. Ediciones Sur. La Plata.
- Costa, J. M., Souza, L. O. I. & Oldrini, B. B. 2004. Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas de Odonata conhecidas no Brasil. *Publicações Avulças do Museu Nacional do Rio de Janeiro*, 99, 3-42.
- Mugani, R., Nessimian, J. L. & Baptista, . F. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, Brasil, Technical Books, pp 176.
- Nieser, N. & Melo, A. L. 1997. *Os heterópteros aquáticos de minas gerais: guia introdutório com chave de identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha*. Belo Horizonte, Ed. UFMG, PP 177.
- 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*, 651, 1-15.
- Passos, M. I. S., Nessimian, J. L. & Junior, N. F. 2007. Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil, *Revista Brasileira de Entomologia*, 51(1), 42-53.
- Pés, A. M. O., Hamada, N. & 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.
- Sales, F. F. 2006. *A ordem Ephemeroptera no Brasil (insecta): taxonomia e diversidade*. Tese de Doutorado, Viçosa, UFV.

## Apêndice 2. Taxa amostrados

Taxa de macroinvertebrados em riachos amostrados ao longo nos riachos amostrados.

<b>Ordem</b>	<b>Família</b>	<b>Gênero</b>	<b>Abundância</b>	<b>Ocorrência</b>	
Amphipoda	Dogielinotidae	<i>Hyaella</i>	1	1	
	Talitridae	<i>Talitroides</i>	1	1	
Coleoptera	Elmidae	<i>Heterelmis</i>	133	21	
		<i>Hexachorus</i>	4	4	
		<i>Hexacylloepus</i>	1	1	
		<i>Macrelmis</i>	99	15	
		<i>Microcyllloepus</i>	14	3	
		<i>Neoelmis</i>	217	30	
		<i>Phanocercus</i>	7	4	
		<i>Xenelmis</i>	12	7	
		Hydrophilidae	<i>Hydrochara</i>	44	9
		Psephenidae	<i>Psephenus</i>	105	24
Crustacea	Aeglidae	<i>Aegla</i>	131	17	
Diptera	Ceratopogonidae		22	12	
	Chironomidae		2538	37	
	Empididae		10	5	
	Psychodidae		2	1	
	Simulidae		834	31	
	Tabanidae		5	4	
	Tipulidae		97	19	
	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetodes</i>	285	19
<i>Americabaetis</i>			592	35	
<i>Apobaetis</i>			6	2	
<i>Camelobaetidius</i>			450	28	
<i>Cloeodes</i>			154	15	
<i>Cryptonynpha</i>			3	1	
<i>Paracleodes</i>			5	4	
Caenidae			<i>Caenis</i>	93	13
Leptohyphidae		<i>Leptohyphes</i>	38	7	
		<i>Thraulodes</i>	30	7	
		<i>Traverhyphes</i>	571	24	
		<i>Tricorythodes</i>	18	7	
		<i>Tricorythopsis</i>	464	28	
Leptophebiidae		<i>Farrodes</i>	160	20	
		<i>Hegenulopsis</i>	4	3	
		<i>Homothraululus</i>	1	1	

Continuação.

Ordem	Família	Gênero	Abundância	Ocorrência
		<i>Hydrosmilodon</i>	2	1
		<i>Needhamella</i>	52	6
		<i>Paramaka</i>	12	2
		<i>Simothraulopsis</i>	52	4
Heteroptera	Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	2	1
	Naucoridae	<i>Cryphocricos</i>	4	2
		<i>Limnocoris</i>	43	10
	Velidae	<i>Rhagovelia</i>	2	2
Lepidoptera	Noctuidae		4	2
	Piridae		15	5
Megaloptera	Coridalidae	<i>Coridalus</i>	41	12
Odonata	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	37	11
	Coenagrionidae	<i>Argia</i>	52	13
	Dicteriadidae	<i>Heliocharis</i>	1	1
	Gomphidae	<i>Agriogomphus</i>	1	1
		<i>Archeogomphus</i>	3	3
		<i>Cacoides</i>	2	1
		<i>Cyanogomphus</i>	39	2
		<i>Gomphoides</i>	3	3
		<i>Gomphus</i>	3	3
		<i>Paragomphus</i>	15	5
		<i>Progomphus</i>	5	1
	Libellulidae	<i>Perithemis</i>	3	1
Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	159	19
	Gripopterygidae	<i>Guaranyperla</i>	2	1
		<i>Gripopteryx</i>	328	11
		<i>Paragripopteryx</i>	46	10
		<i>Tupiperla</i>	53	10
Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	1	1
	Ecnomidae	<i>Austrotinodes</i>	20	3
	Glossomatidae	<i>Itaura</i>	2	1
		<i>Marilia</i>	17	2
		<i>Mortoniella</i>	149	16
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	2	2
	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	7	5
	Hydropitilidae	<i>Abtrichia</i>	5	2
		<i>Alisotrichia</i>	22	4
		<i>Antoptila</i>	2	2
		<i>Hydroptila</i>	1	1
		<i>Leucotrichia</i>	4	3



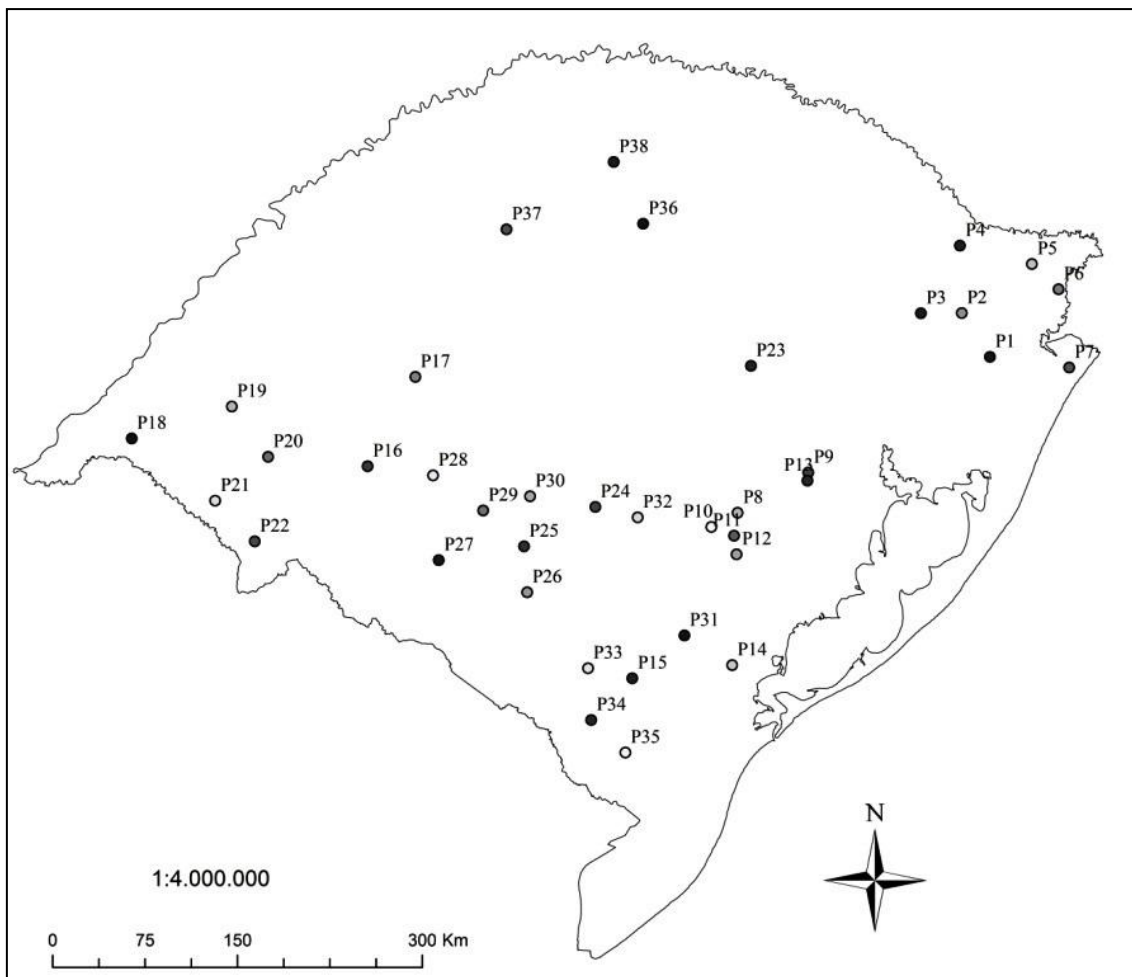
Continuação.

<b>Ordem</b>	<b>Família</b>	<b>Gênero</b>	<b>Abundância</b>	<b>Ocorrência</b>
		<i>Oxytrichia</i>	1	1
	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	1337	36
	Leptoceridae	<i>Grumichella</i>	7	4
		<i>Hudsonema</i>	1	1
		<i>Oecetis</i>	4	3
		<i>Rhyacopsyche</i>	5	3
	Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	192	14
	Polycentropotidae	<i>Polyplectropus</i>	6	4

Outros taxa amostrados.

<b>Táxon</b>	<b>Abundância</b>	<b>Ocorrência</b>
Ancylidae	5	3
Bivalva	43	3
Pomacea	2	2
Hirudinea	1	1
Oligochaeta	21	12

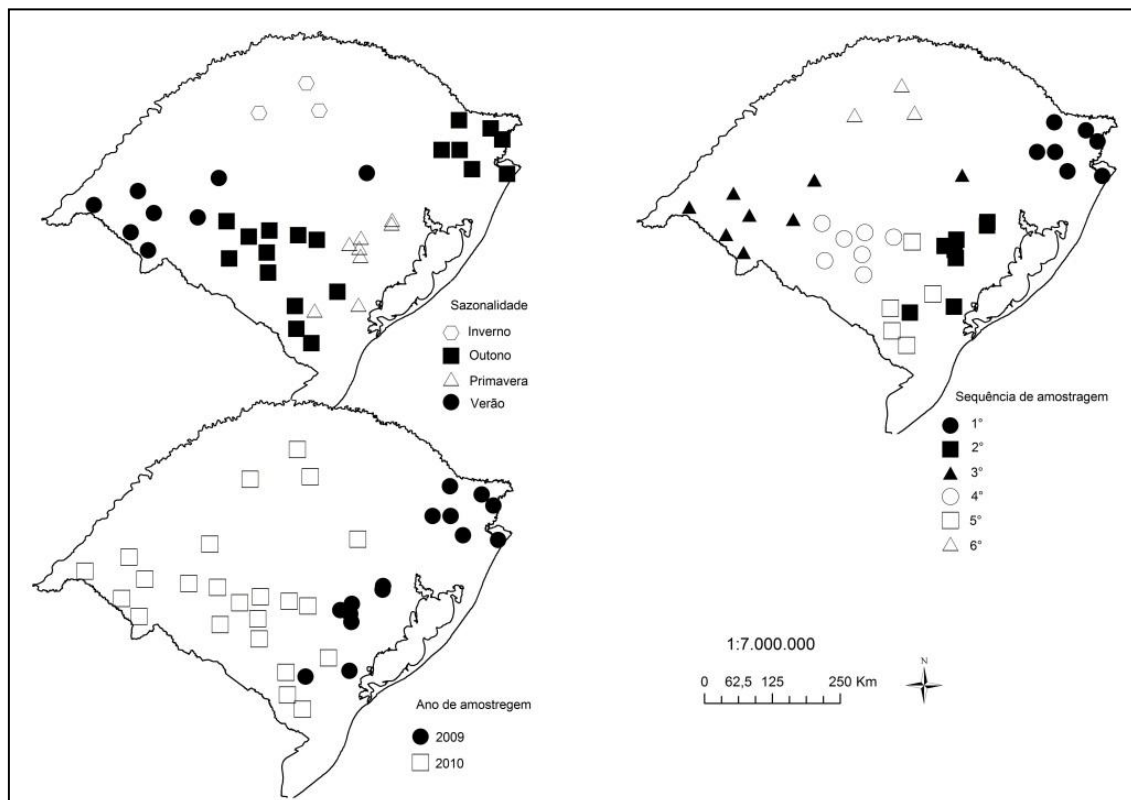
### Apêndice 3. Mapa com riachos amostrados



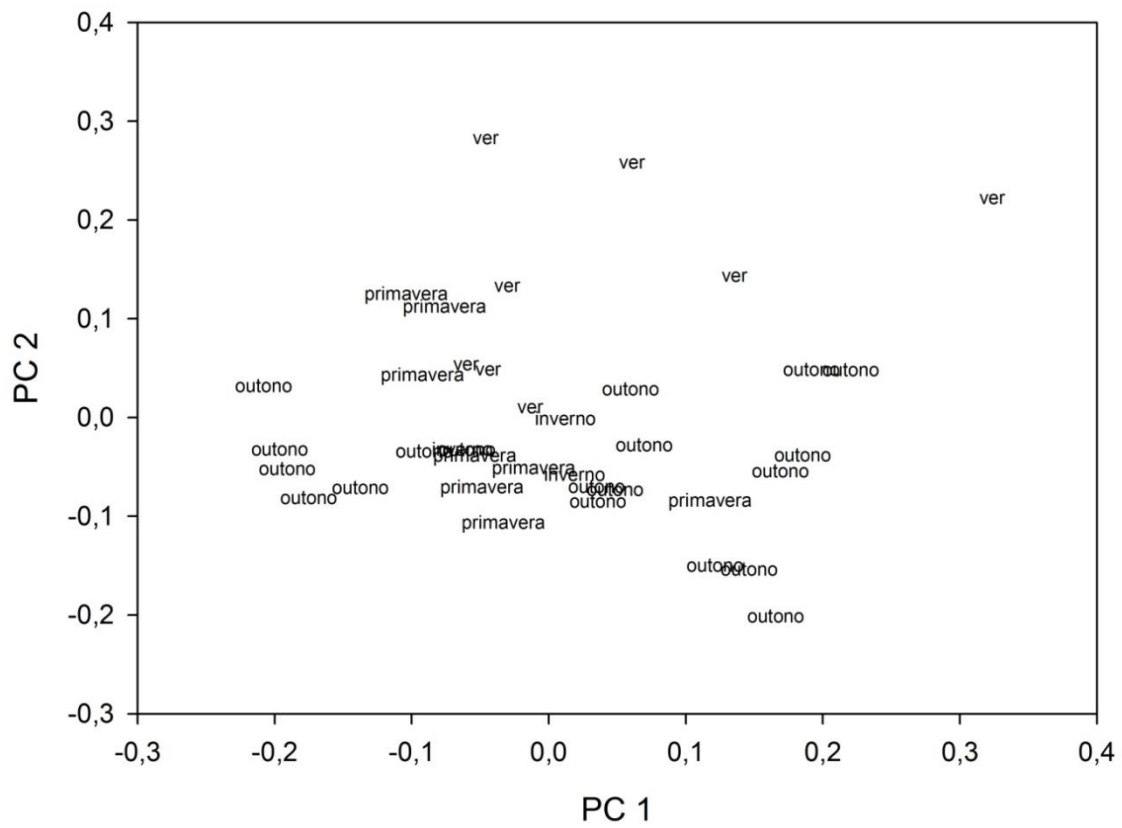
Mapa do Rio Grande do Sul com os riachos amostrados.

## Apêndice 4. Um breve comentário sobre análise temporal

Uma análise temporal, isto é, efeito da época de amostragem, sazonalidade e ano da amostragem foi realizada para avaliar se havia efeito temporal sobre os dados amostrados. Houve efeito temporal tanto para as variáveis físicas e químicas medidas no nível de trecho de bacia, quanto para a comunidade de macroinvertebrados aquáticos (MANOVA,  $P < 0,001$ ). No entanto, não há réplicas temporais para os pontos de amostragem, desta forma, ainda que haja diferenças “sazonais”, essas refletem também diferenças entre locais amostrados. As duas primeiras amostragens ocorreram no ano de 2009 e as demais, em 2010.



Mapas mostrando as estações do ano, seqüência das amostragens e os anos em que foram amostradas.

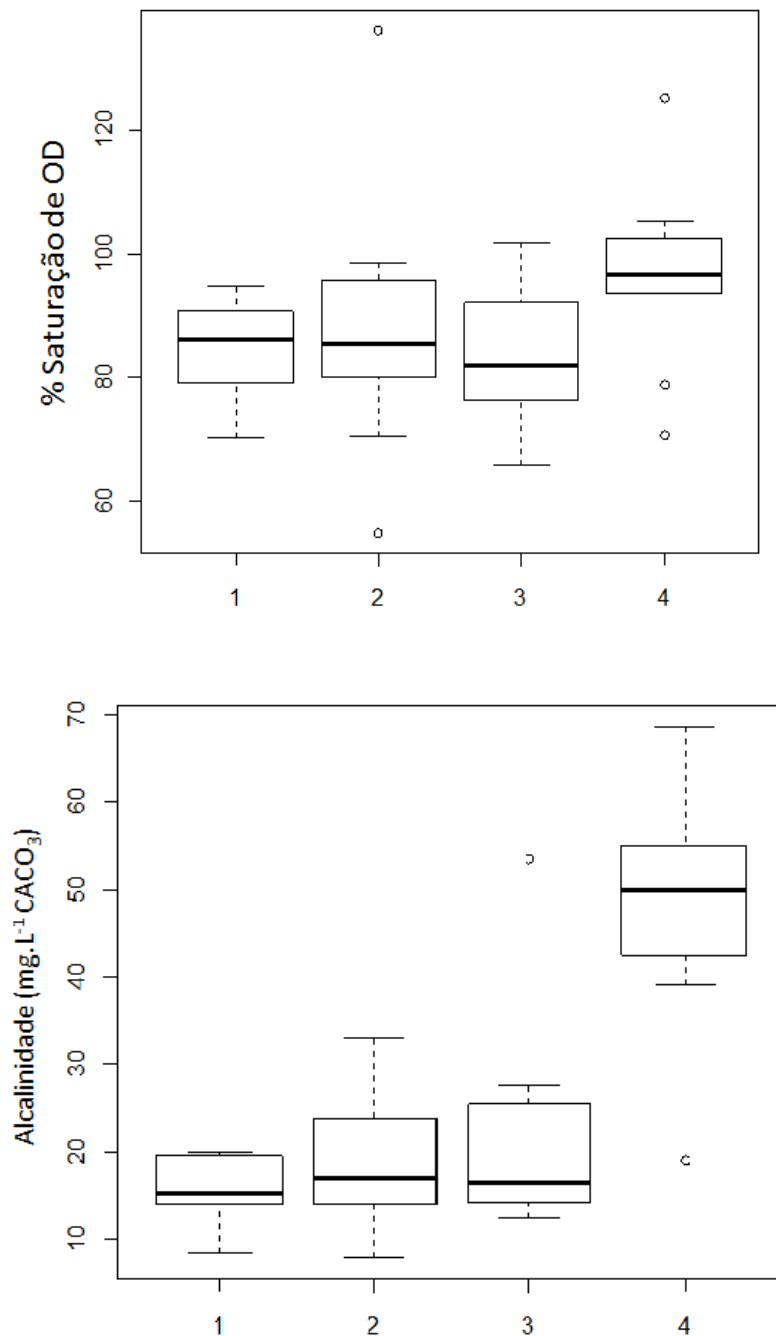


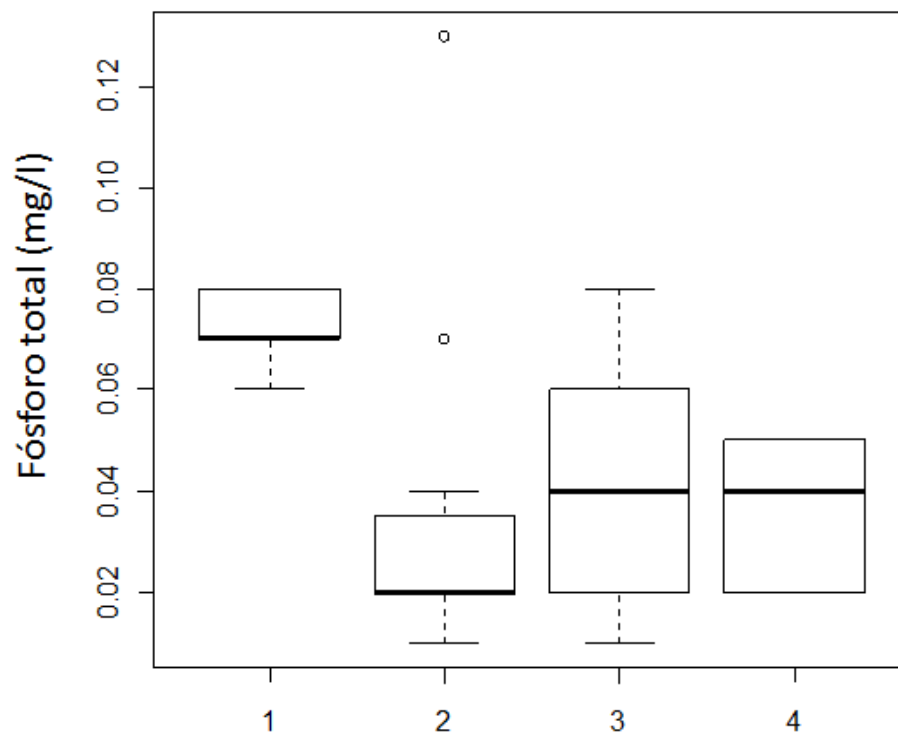
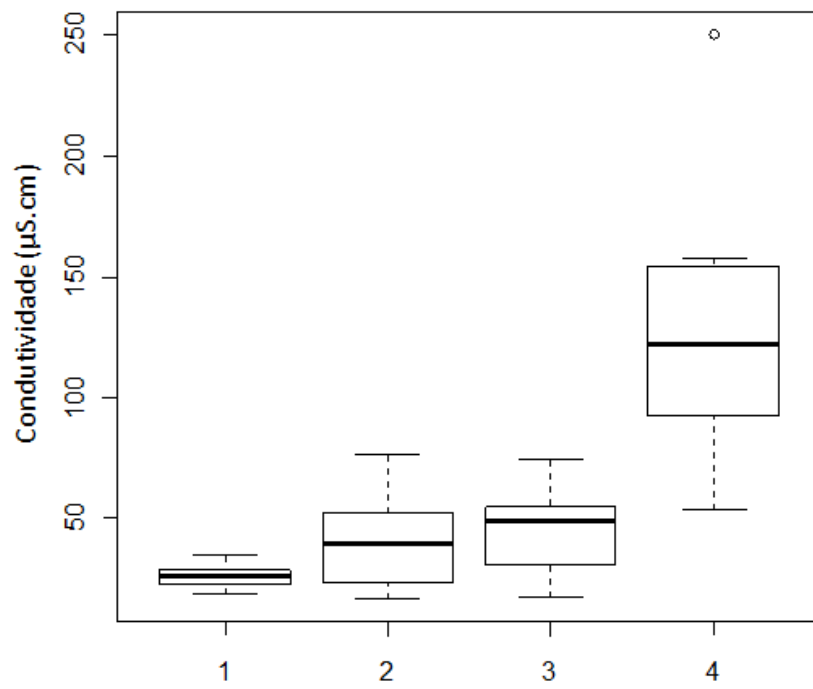
PCoA das variáveis ambientais físicas e químicas medidas a nível de trecho de rio. O gráfico mostra a distribuição das estações ao longo dos eixos. Análise *bootstrap* mostra que os eixos não são estáveis.

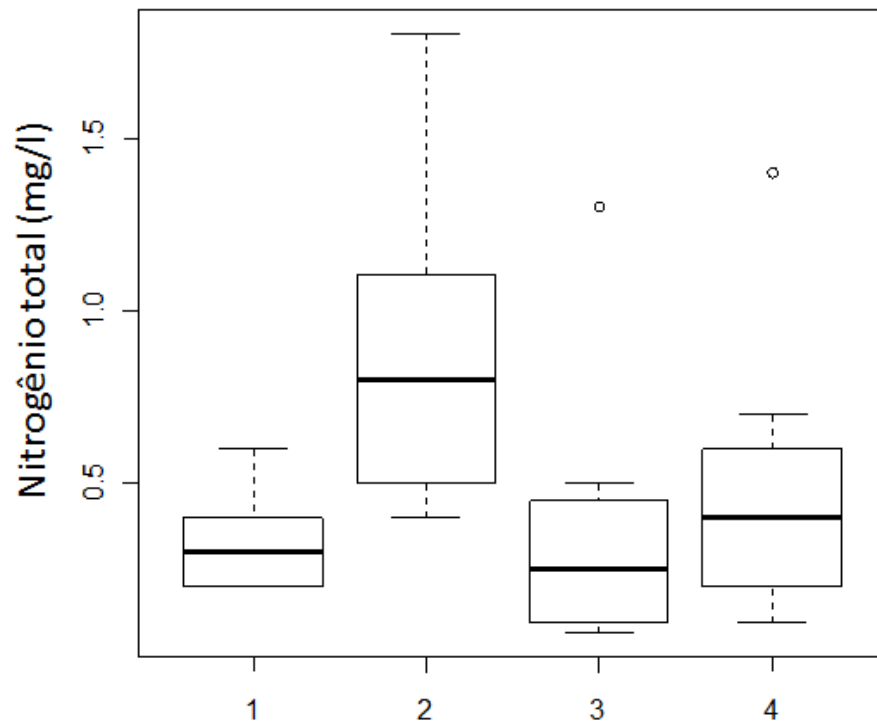
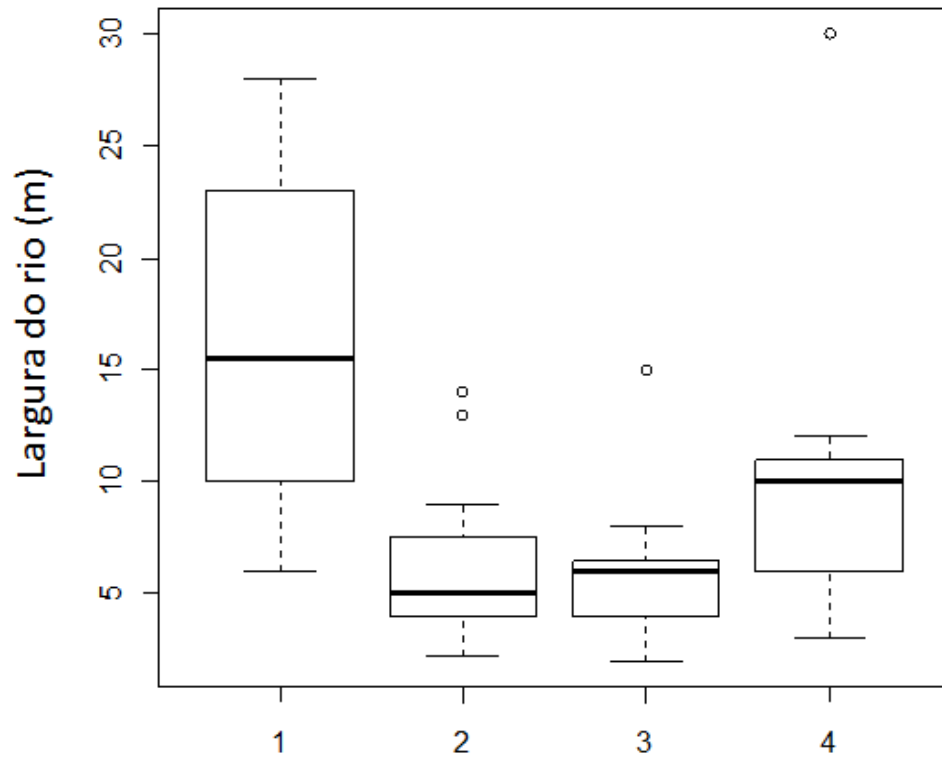
## Apêndice 5. *Boxplots* para as variáveis ambientais

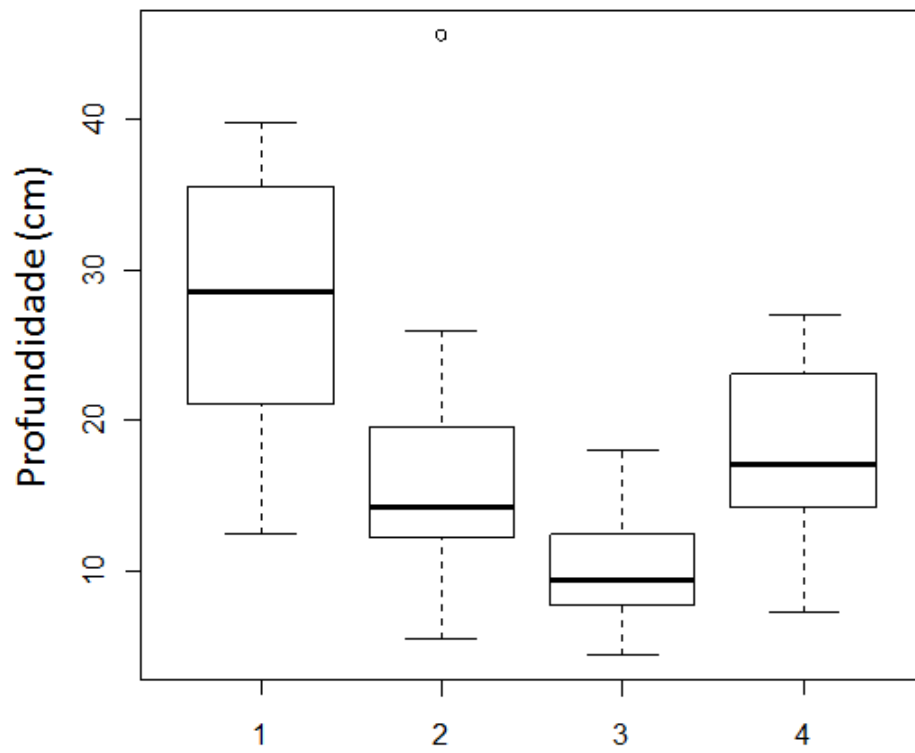
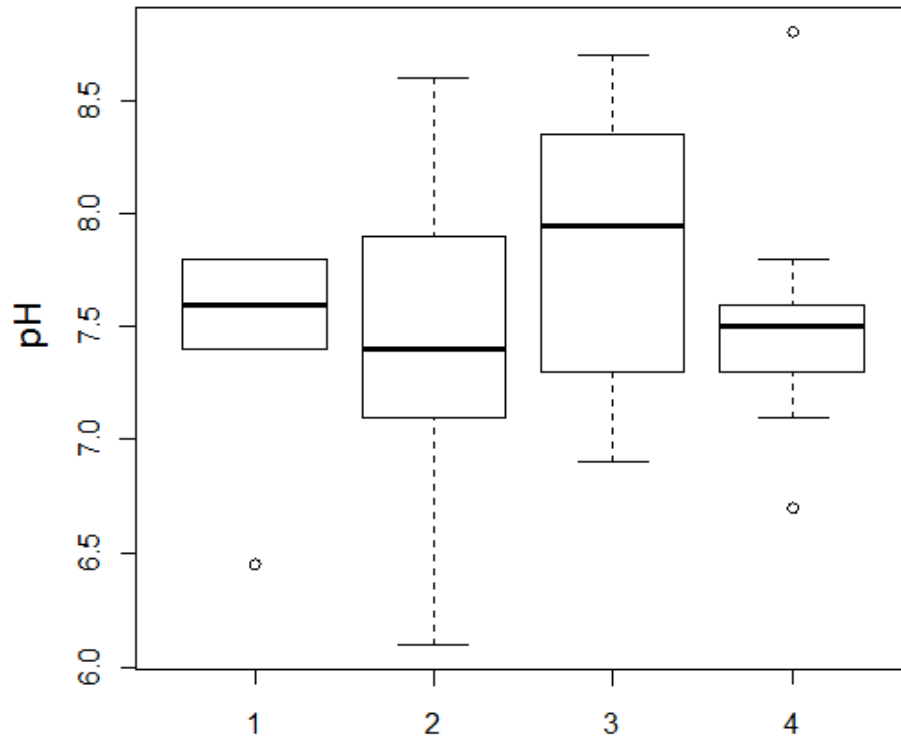
---

*Boxplots* para as variáveis ambientais que diferiram entre os tipos de rios obtidos com as duas escalas juntas no capítulo 3. Números no eixo X indicam o tipo de rio.

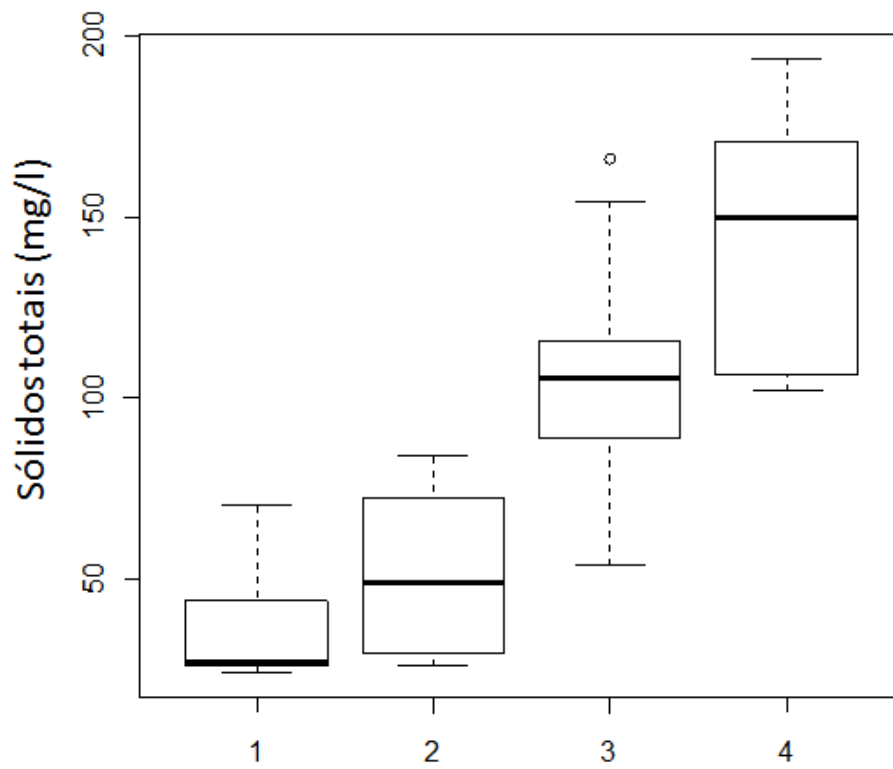
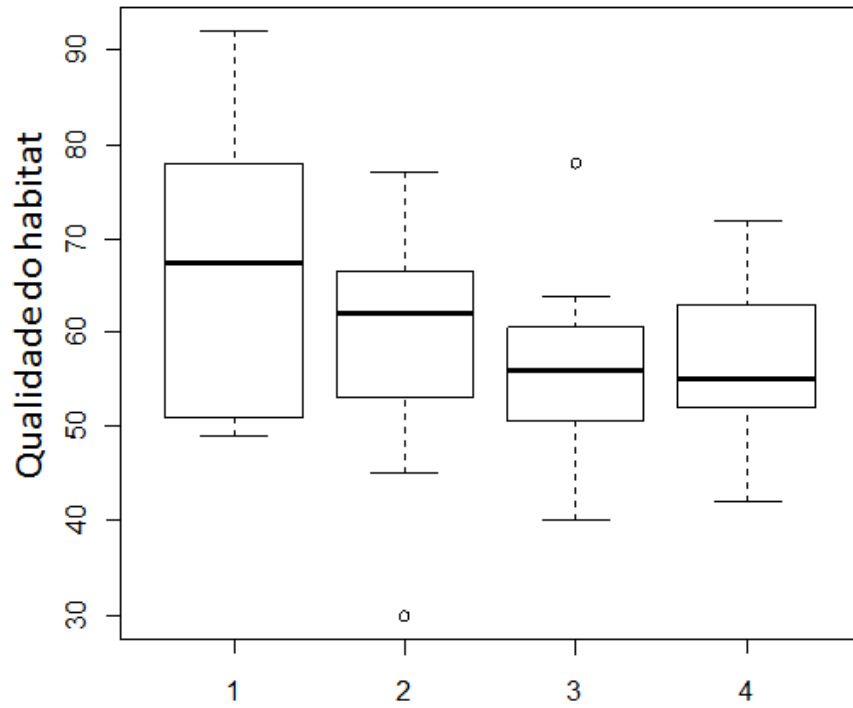


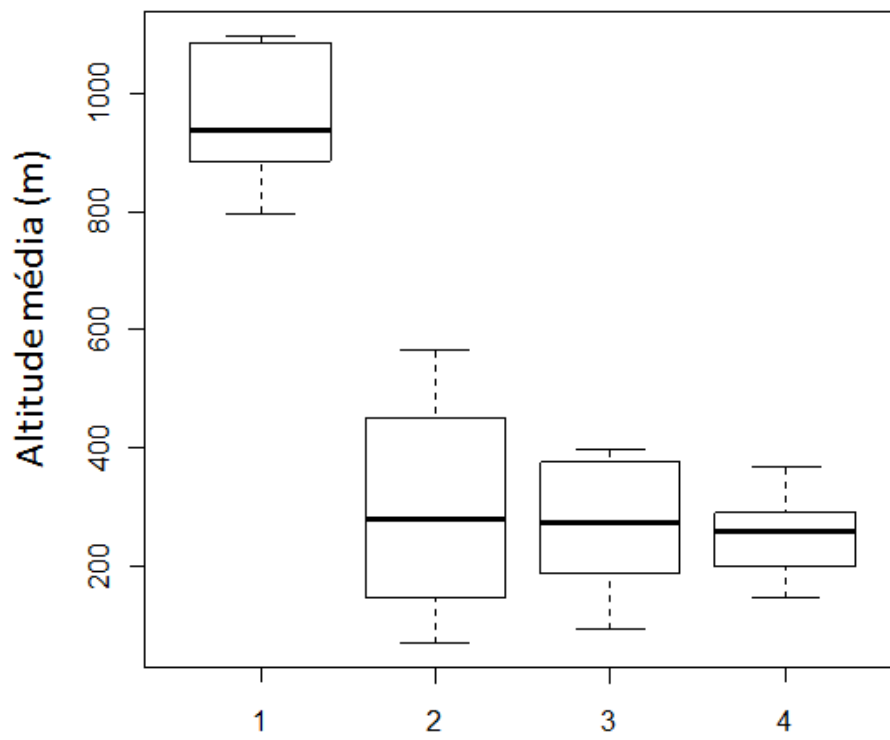
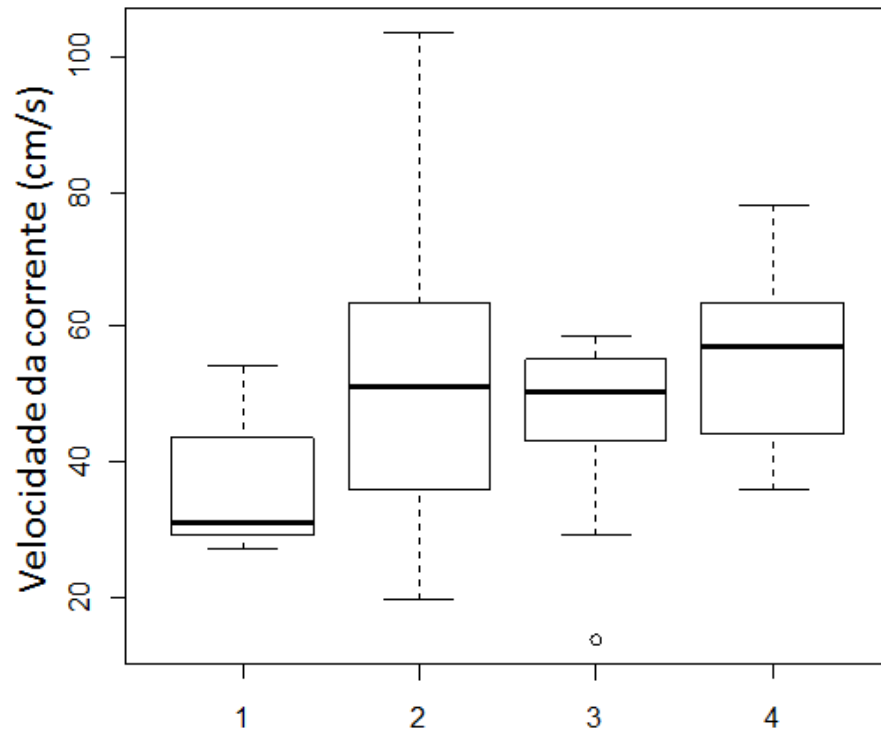


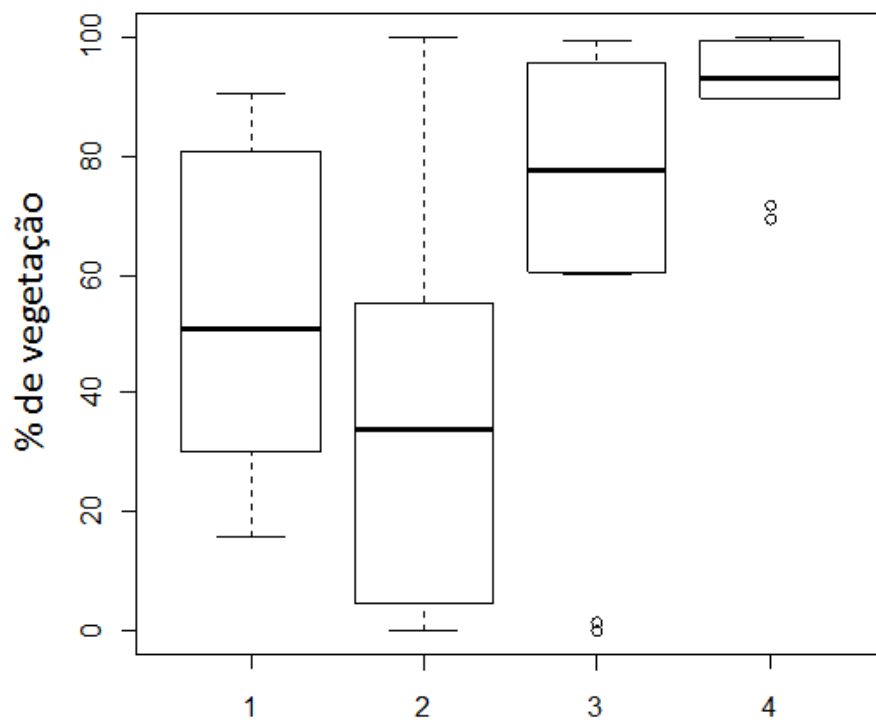
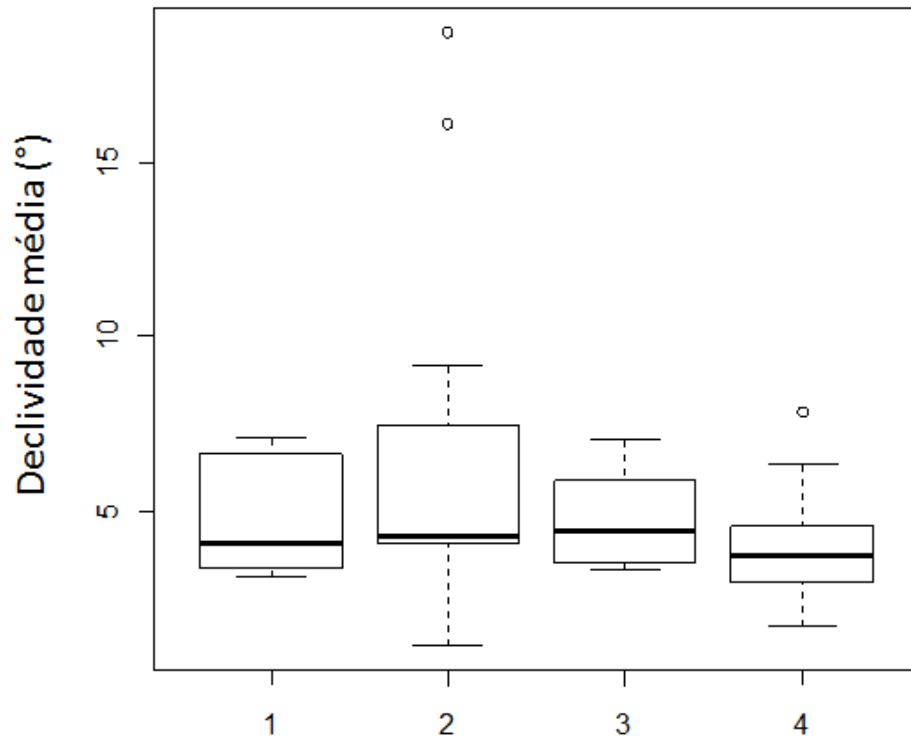


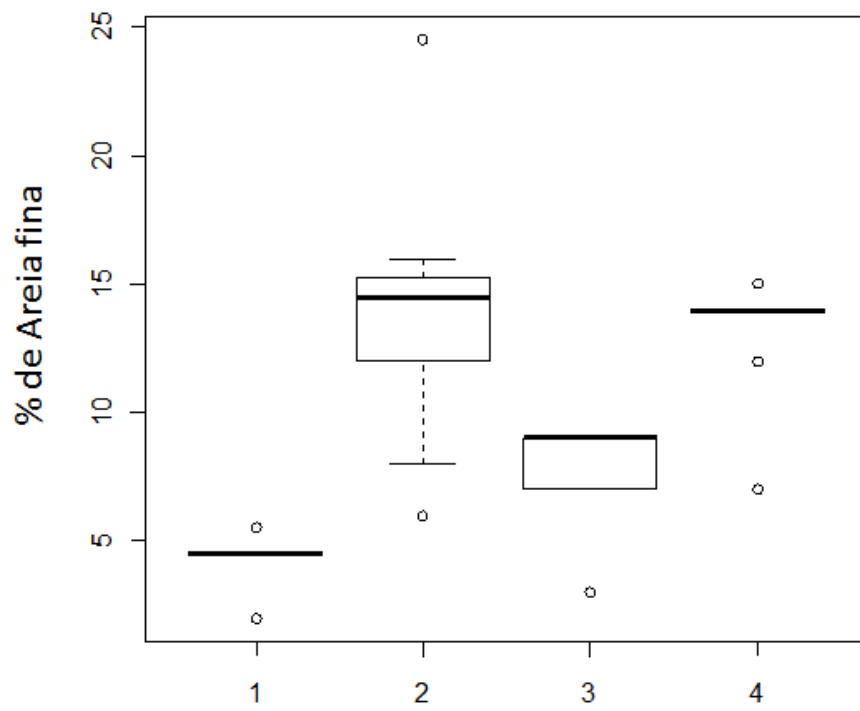
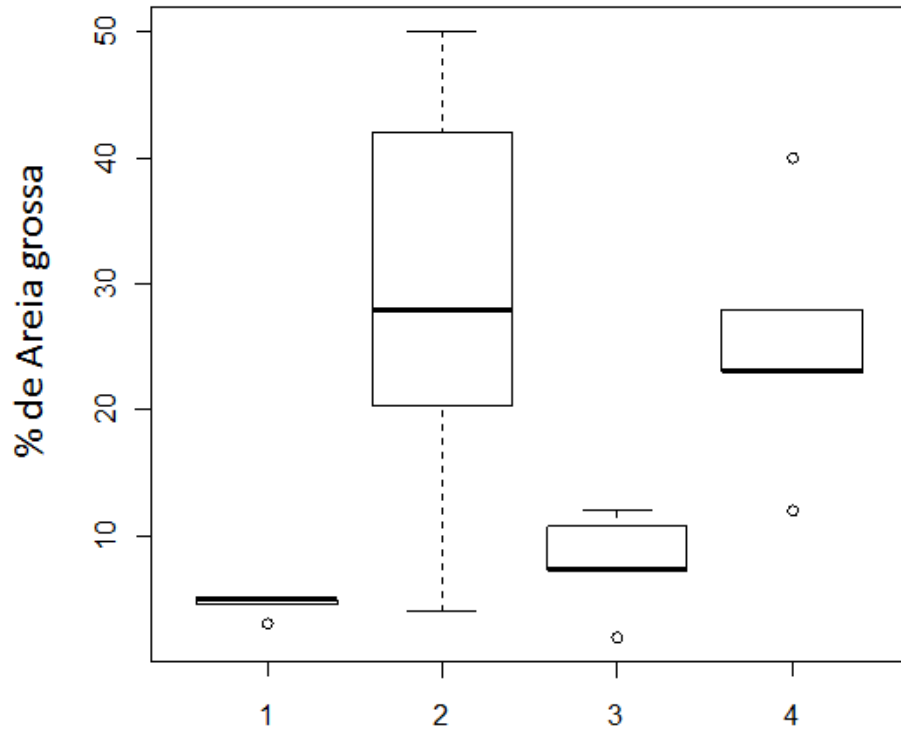


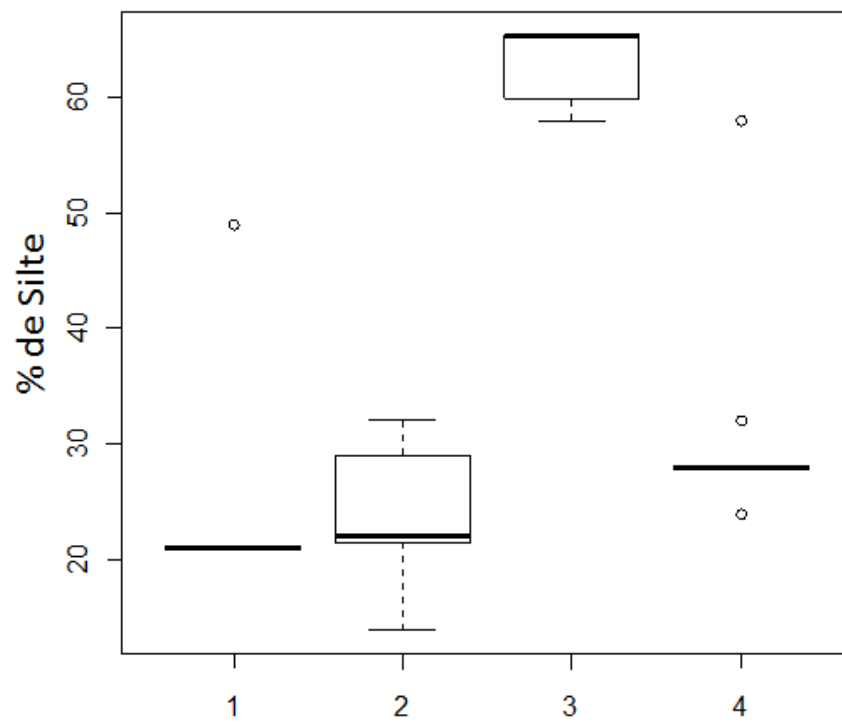
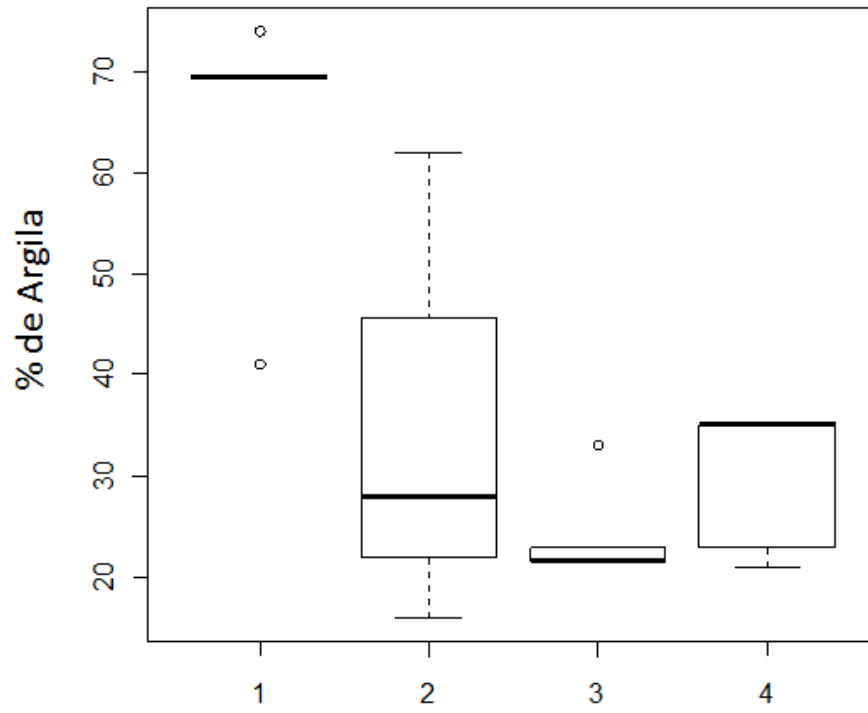












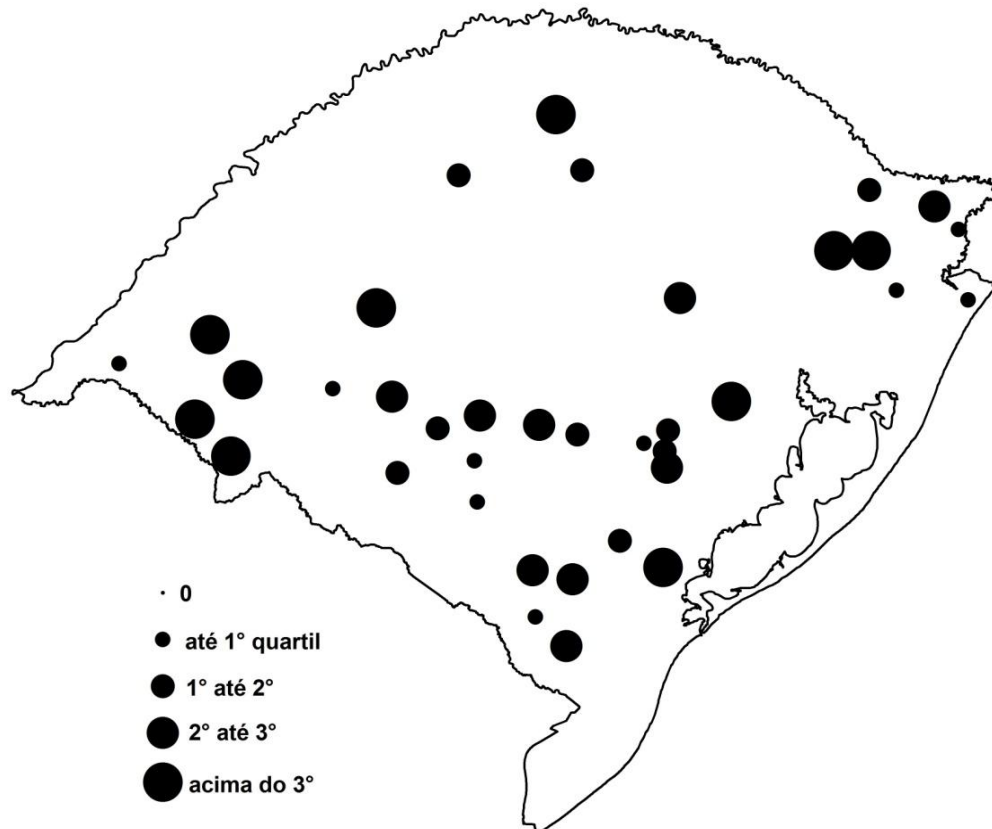
## Apêndice 6. Mapas com as abundâncias das ordens de macroinvertebrados

---

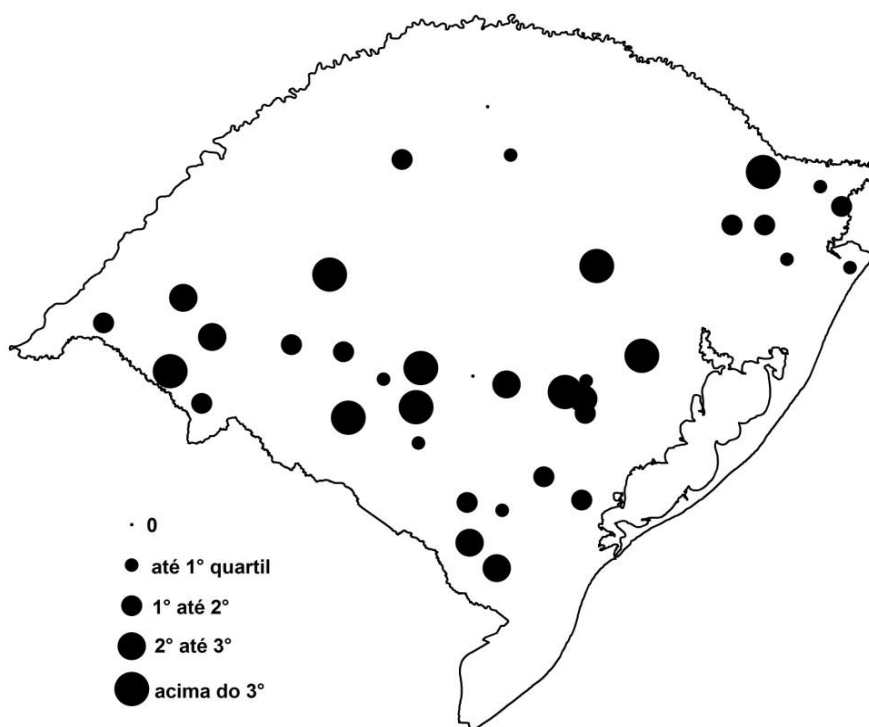
“Mapas” com as abundâncias das principais ordens de macroinvertebrados amostrados. O tamanho dos círculos é baseado nos quartis da distribuição das abundâncias.

Resumo dos valores observados para as Ordens de insetos aquáticos identificados. Q = quartil.

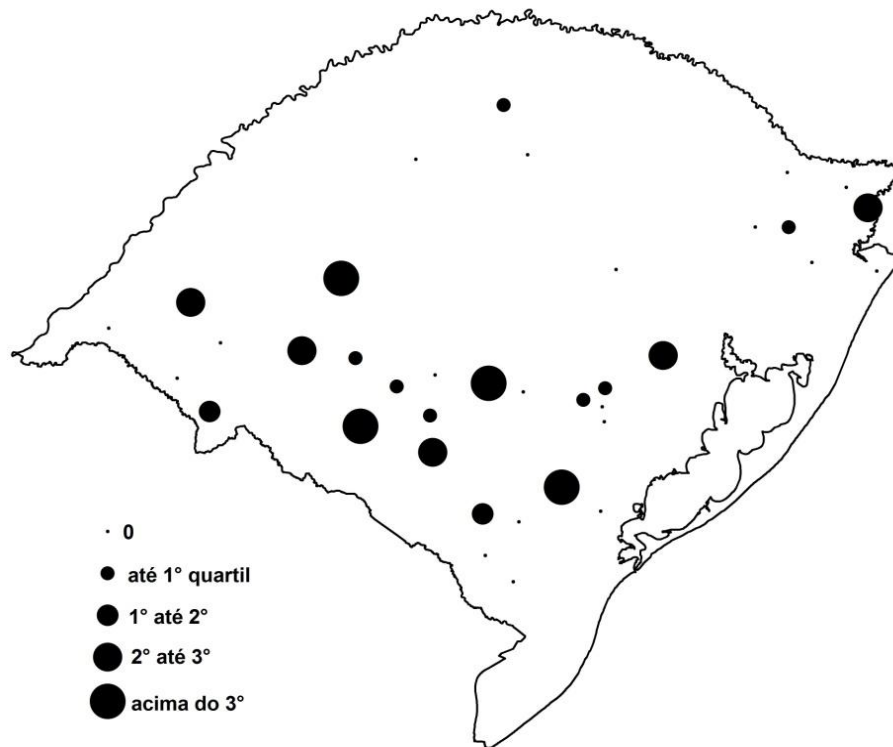
	Mínimo	1° Q	Mediana	3° Q	Máximo
<b>Coleoptera</b>	0,0	5,5	13,0	25,5	74,0
<b>Crustacea</b>	0,0	1,0	3,5	6,0	48,0
<b>Diptera</b>	6,0	31,8	77,5	133,3	392,0
<b>Ephemeroptera</b>	4,0	23,0	47,0	105,5	420,0
<b>Heteroptera</b>	0,0	2,0	2,0	3,1	16,0
<b>Lepidoptera</b>	0,0	1,0	2,0	4,0	10,0
<b>Megaloptera</b>	0,0	1,8	3,0	5,0	8,0
<b>Odonata</b>	0,0	1,0	3,0	6,3	38,0
<b>Plecoptera</b>	0,0	4,0	10,0	16,3	242,0
<b>Trichoptera</b>	1,0	6,3	20,0	49,3	312,0
<b>Geral</b>	82,0	140,5	227,0	331,0	637,0



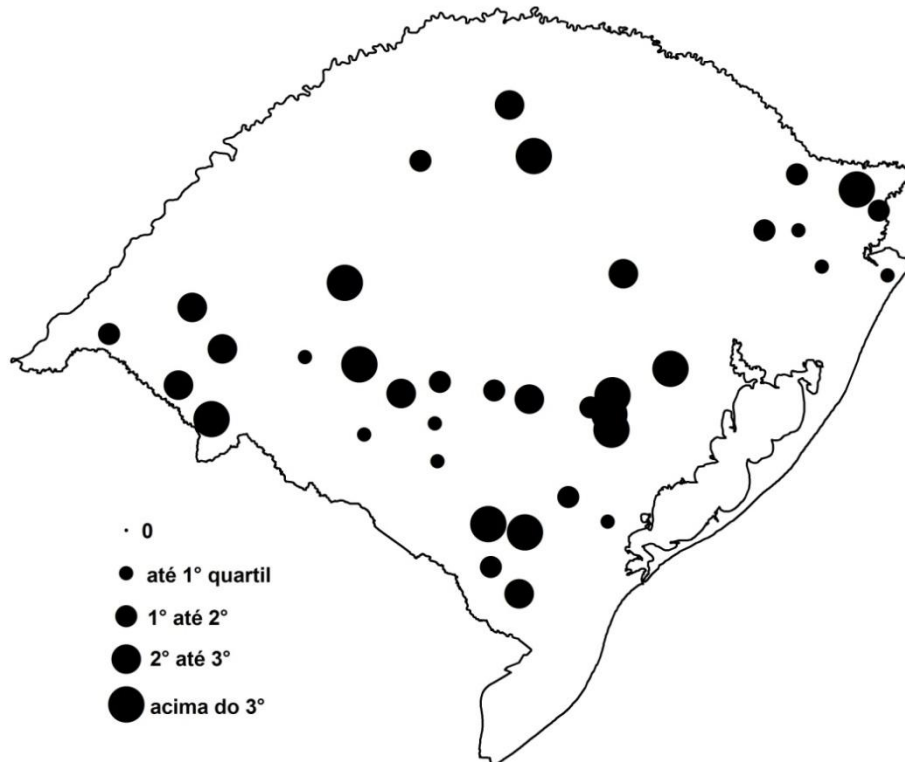
Distribuição da abundância de macroinvertebrados aquáticos



Distribuição de Coleoptera

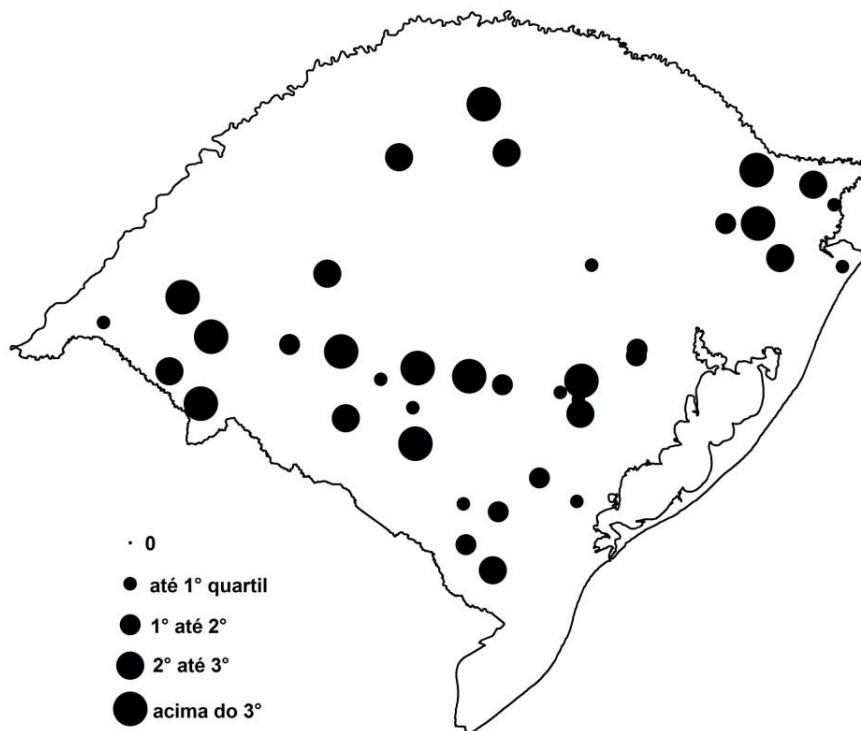


Distribuição de Crustacea, *Aegla* spp. Os outros dois taxa contribuem com um indivíduo cada.

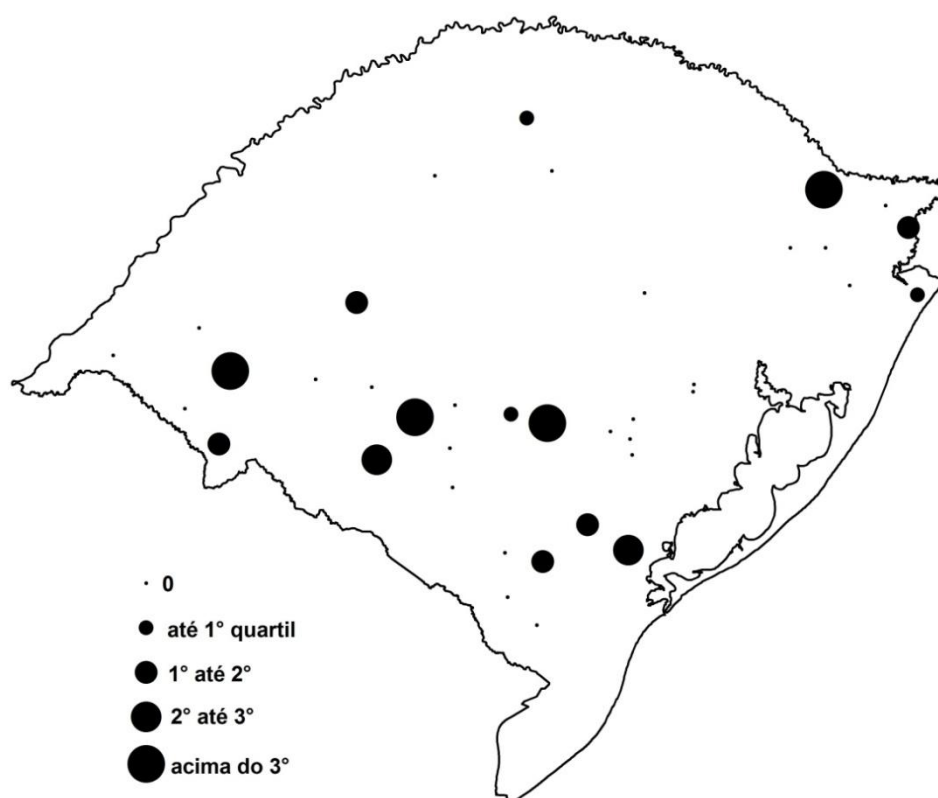


Distribuição de Diptera

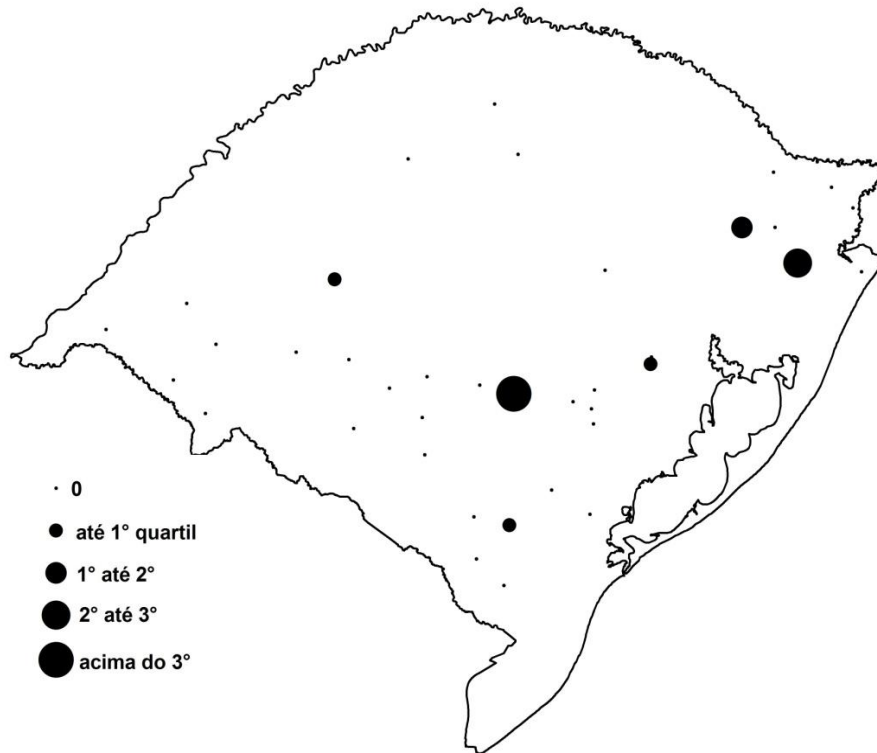




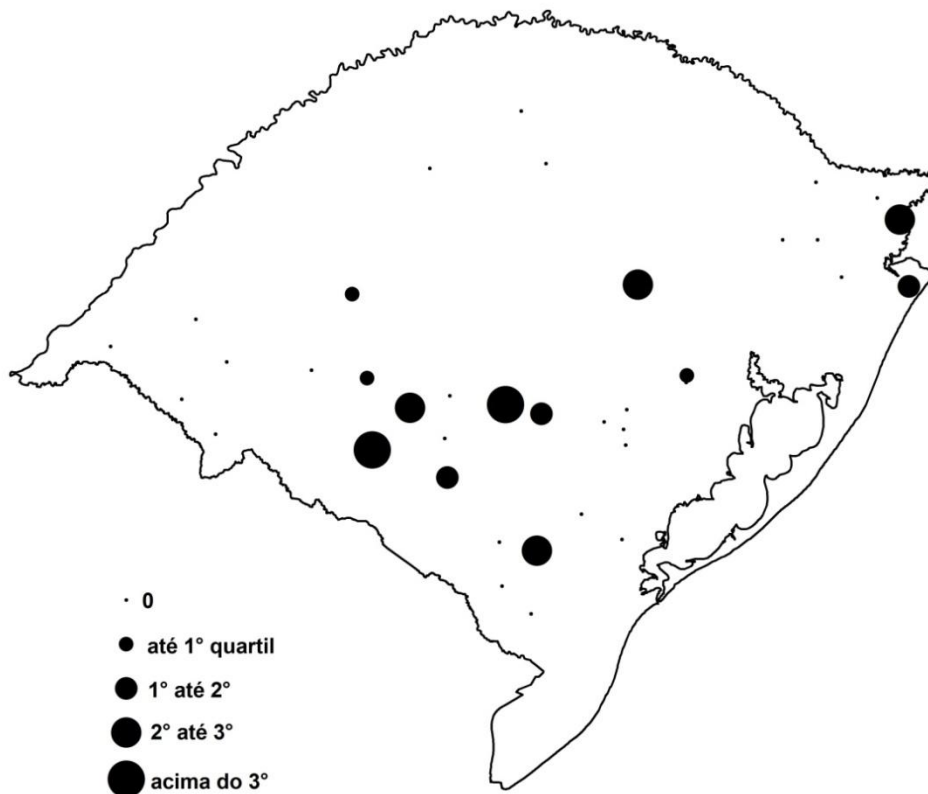
Distribuição de Ephemeroptera.



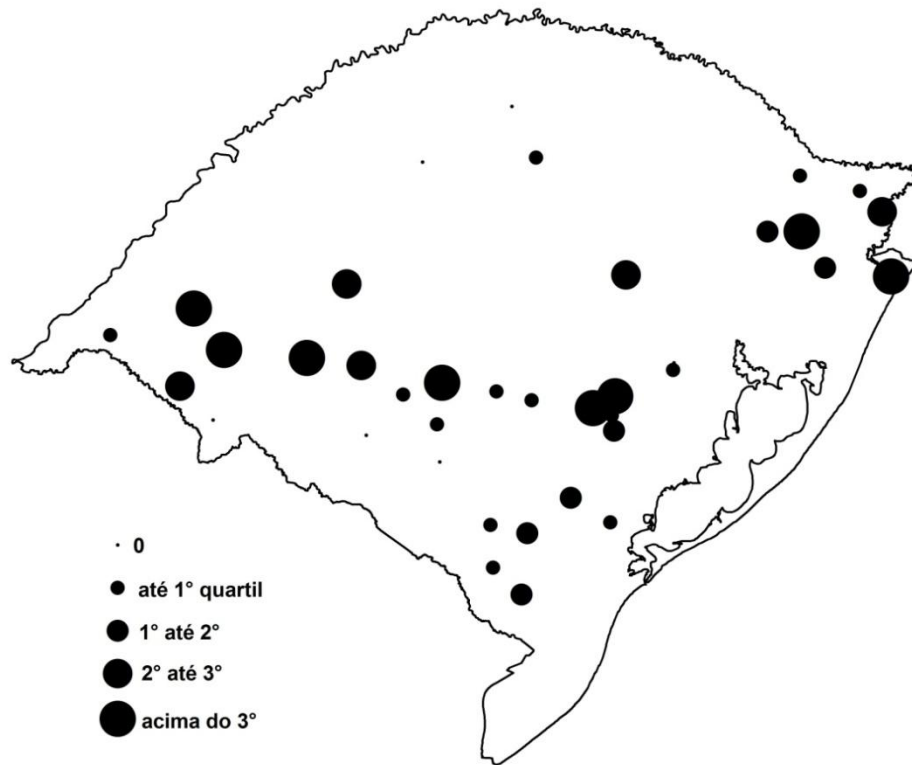
Distribuição de Heteroptera.



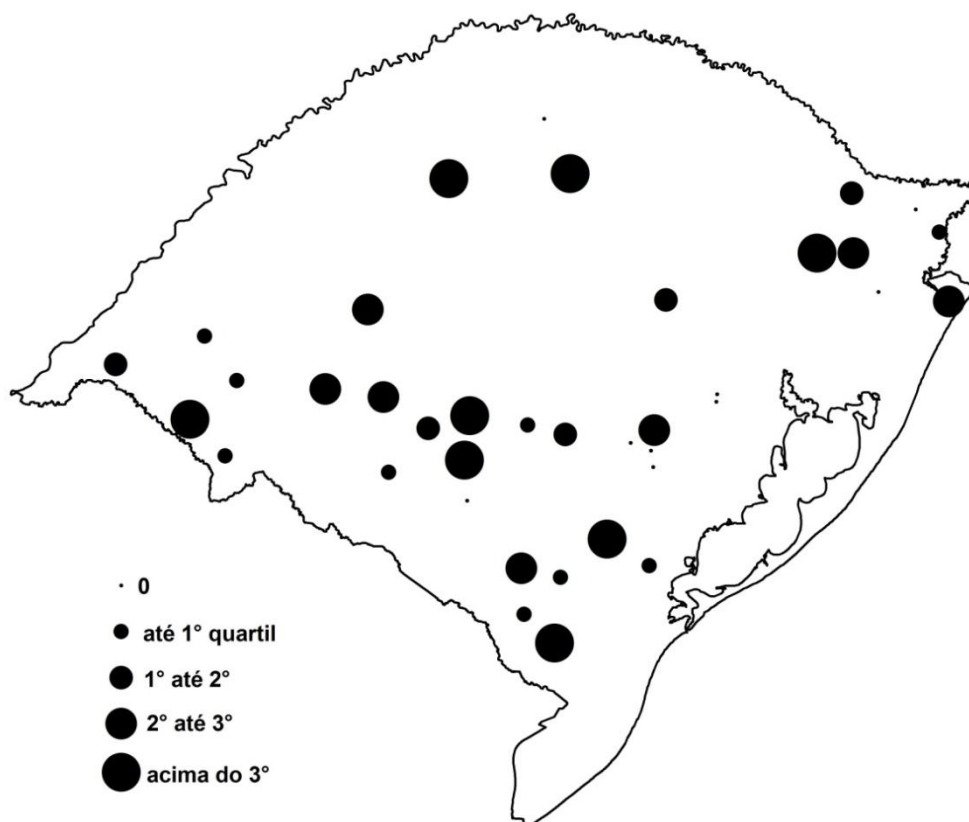
Distribuição de Lepidoptera



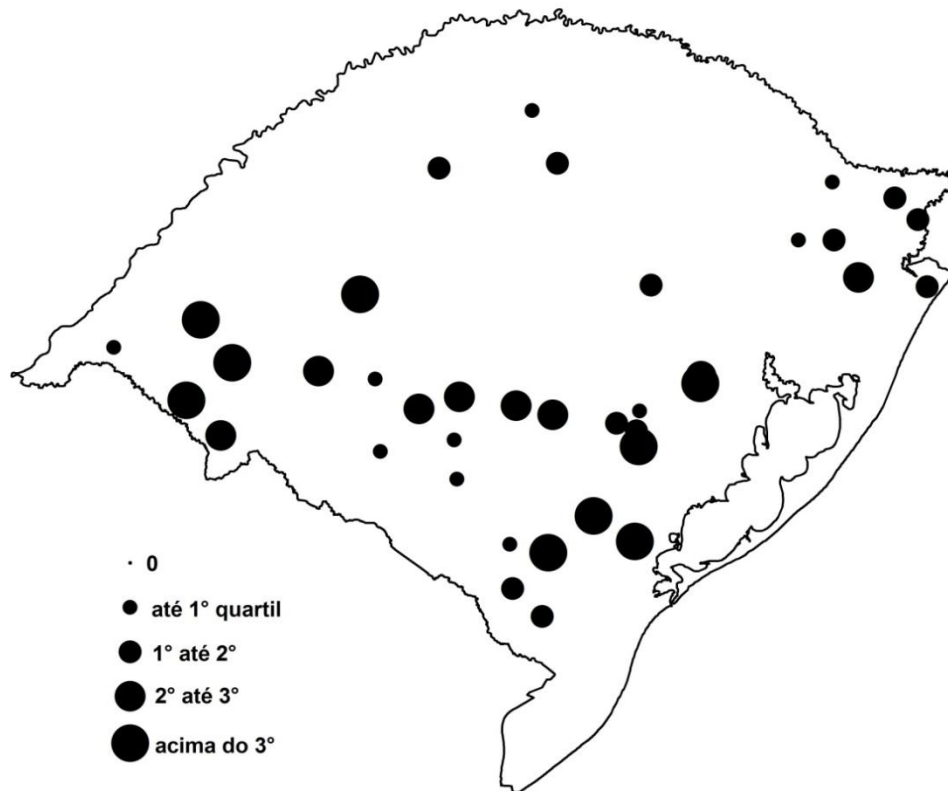
Distribuição de Megaloptera.



Distribuição de Odonata.



Distribuição de Plecoptera.

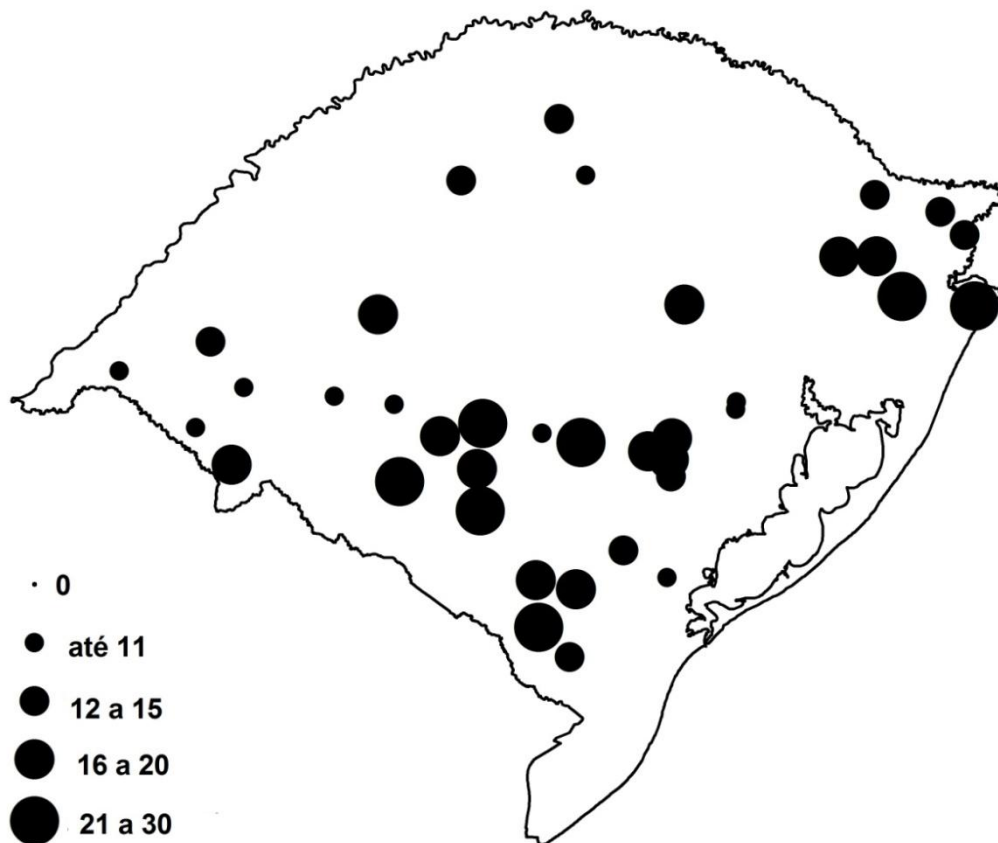


Distribuição de Trichoptera.

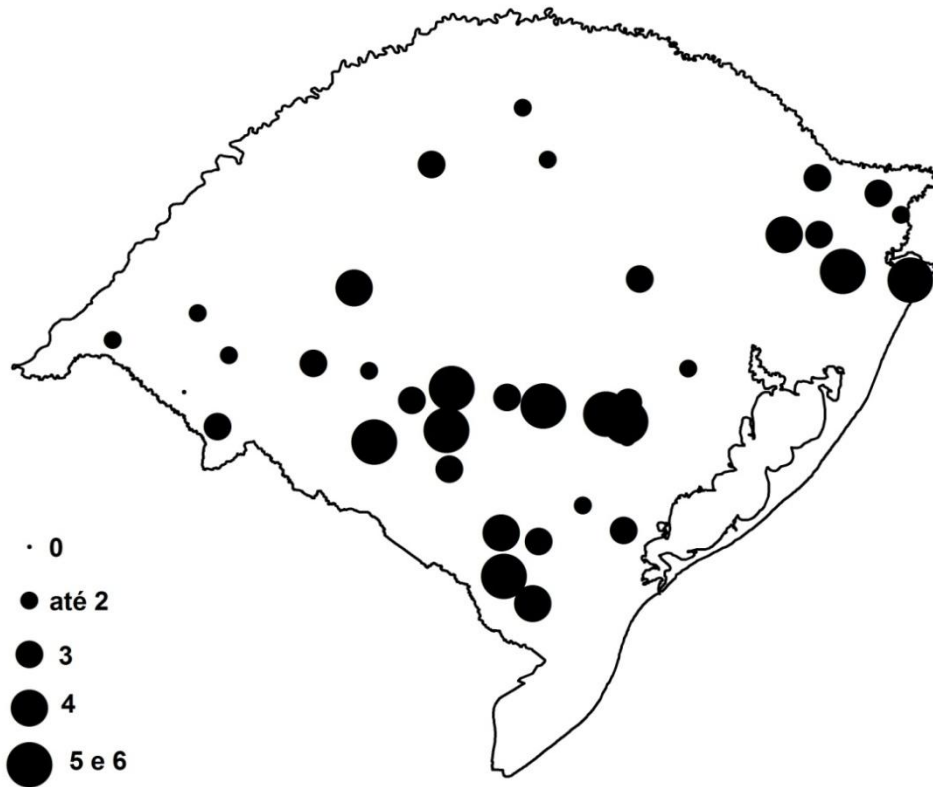
## Apêndice 7. Mapas com as riquezas das ordens de macroinvertebrados

---

“Mapas” com a riqueza das principais ordens de macroinvertebrados amostrados. Os números na legenda indicam o número de táxons.

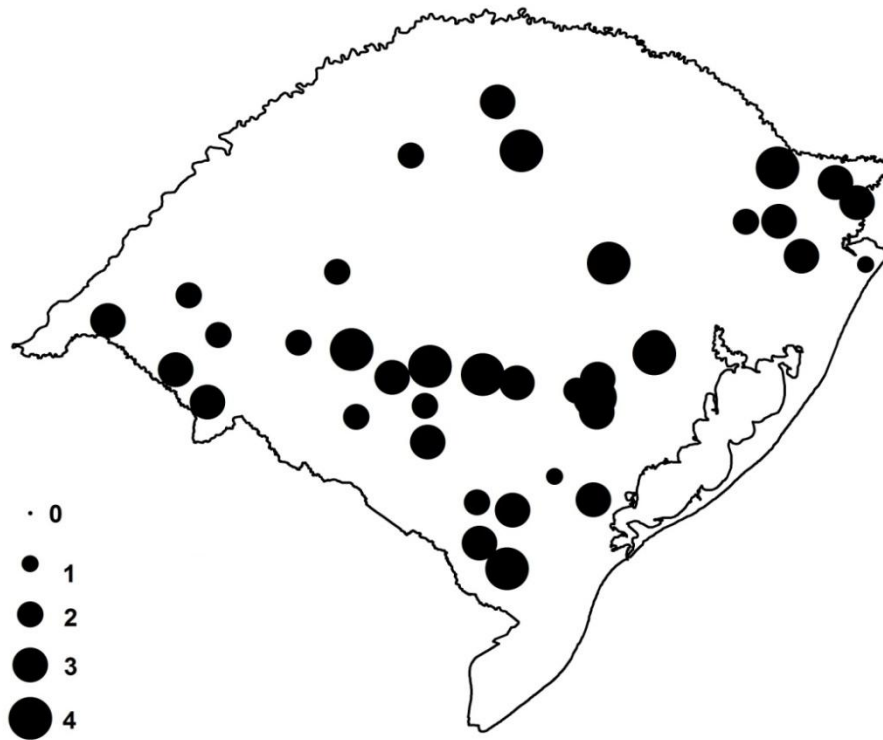


Riqueza geral de macroinvertebrados amostrados

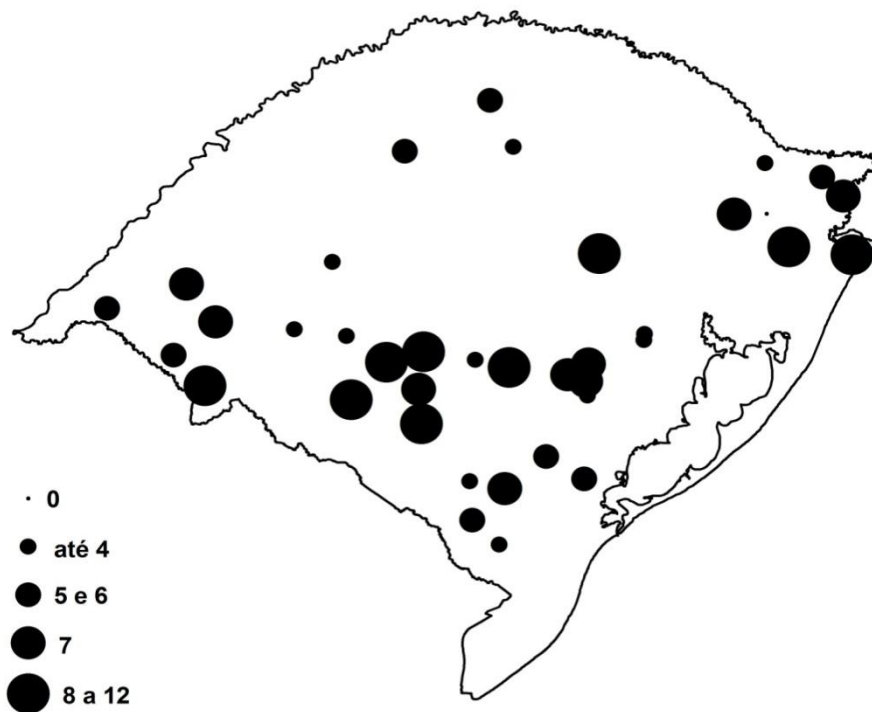


Riqueza de Coleoptera

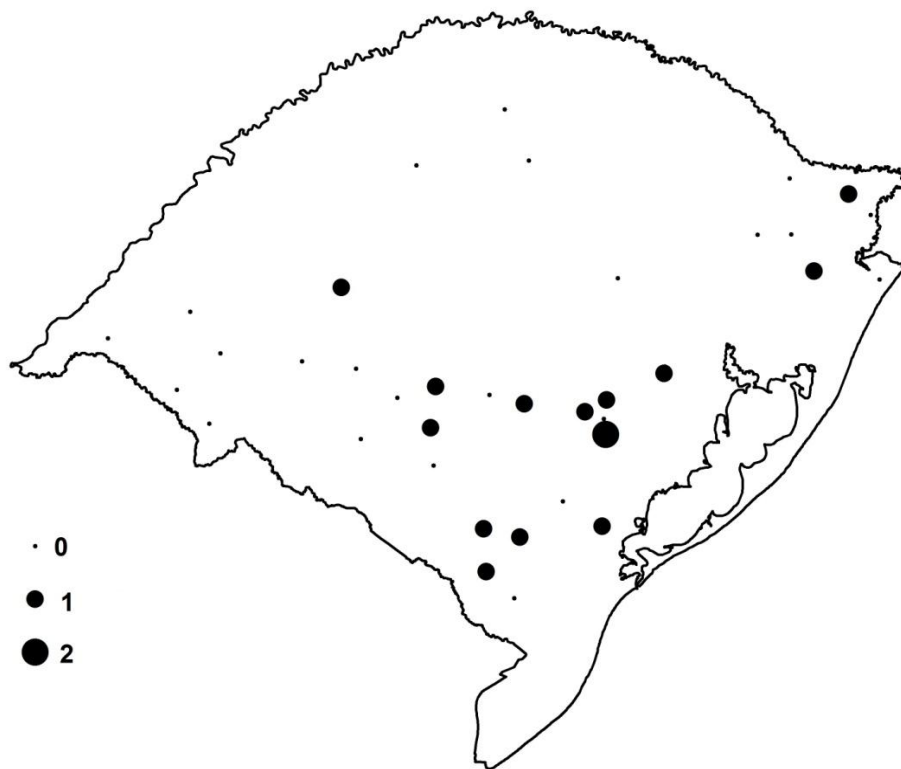
Riqueza de crustácea, basicamente ocorrência de *Aegla* spp.



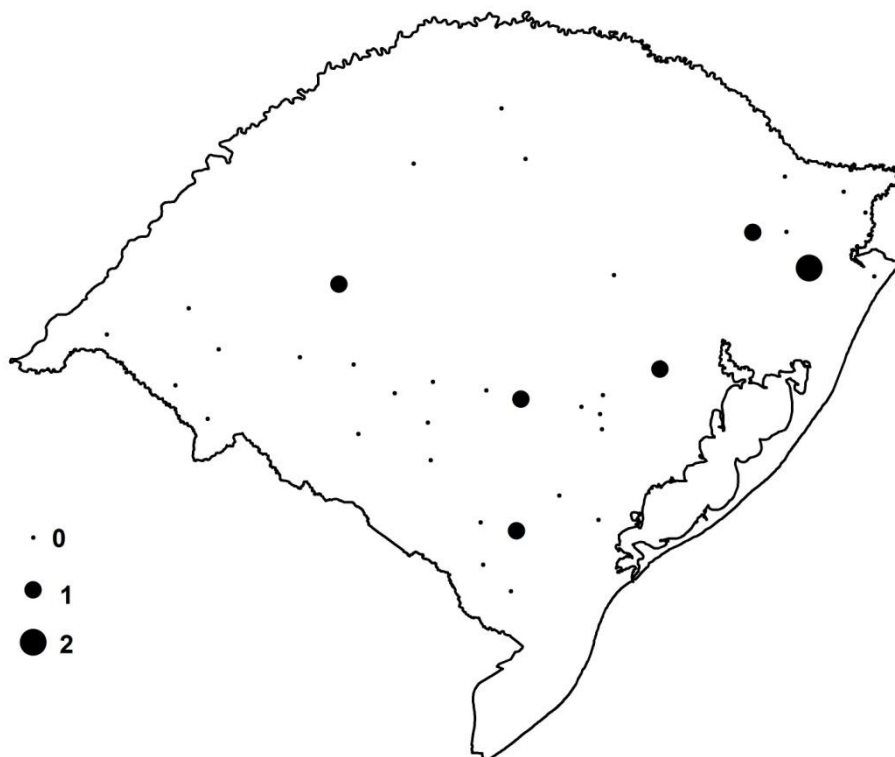
Riqueza de Diptera, famílias.



Riqueza de Ephemeroptera

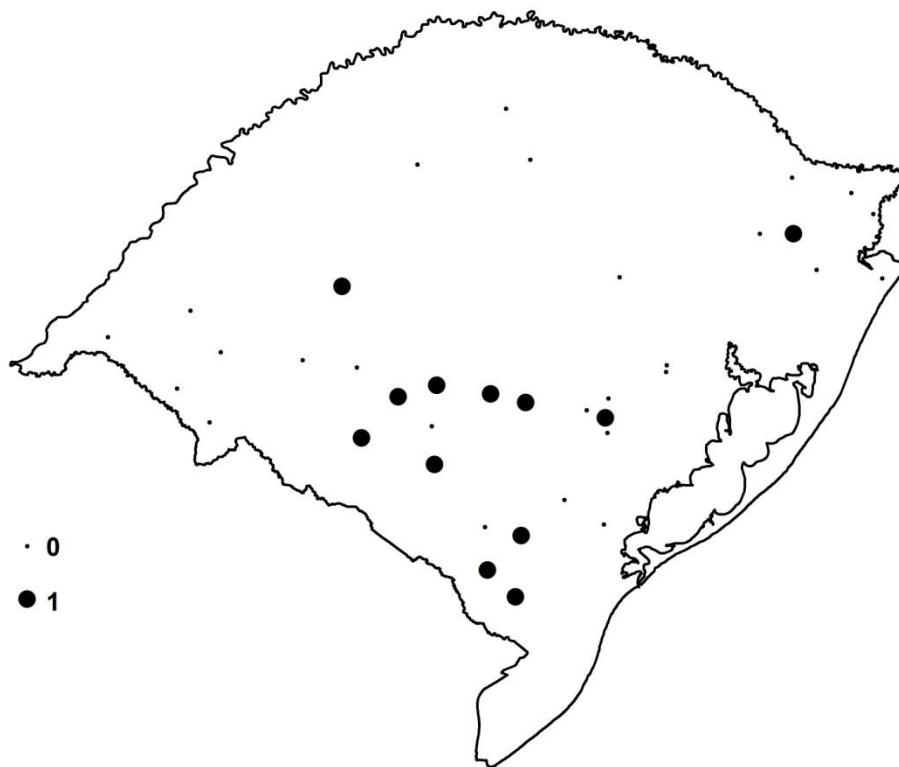


Riqueza de Heteroptera

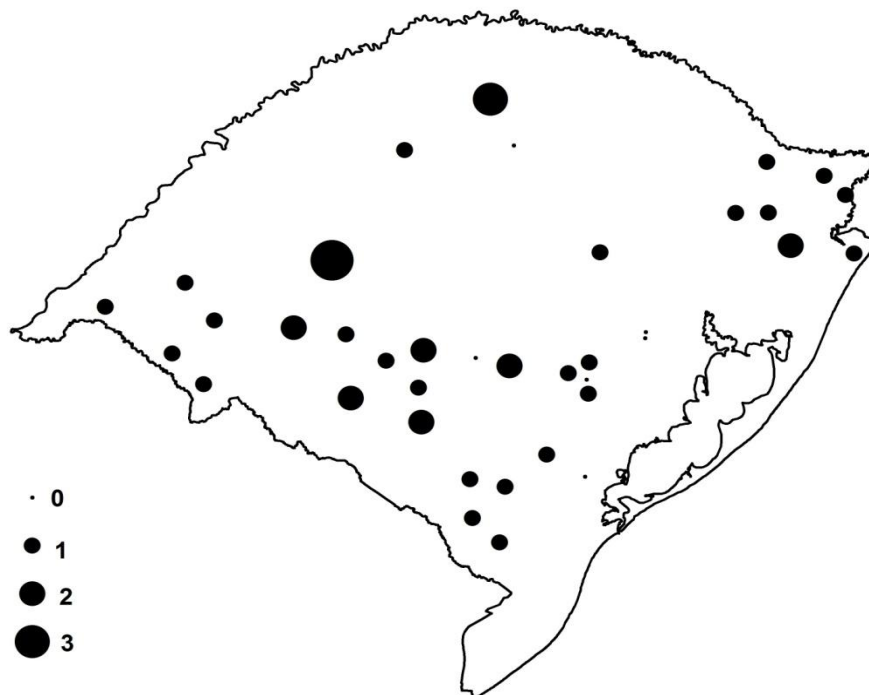


Riqueza de Lepidóptera, famílias.

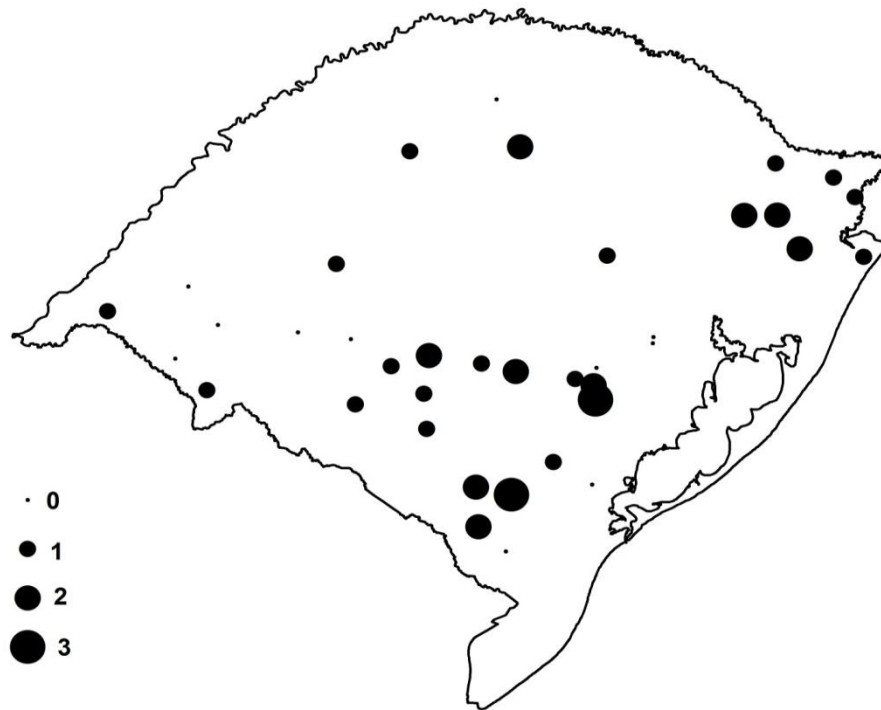




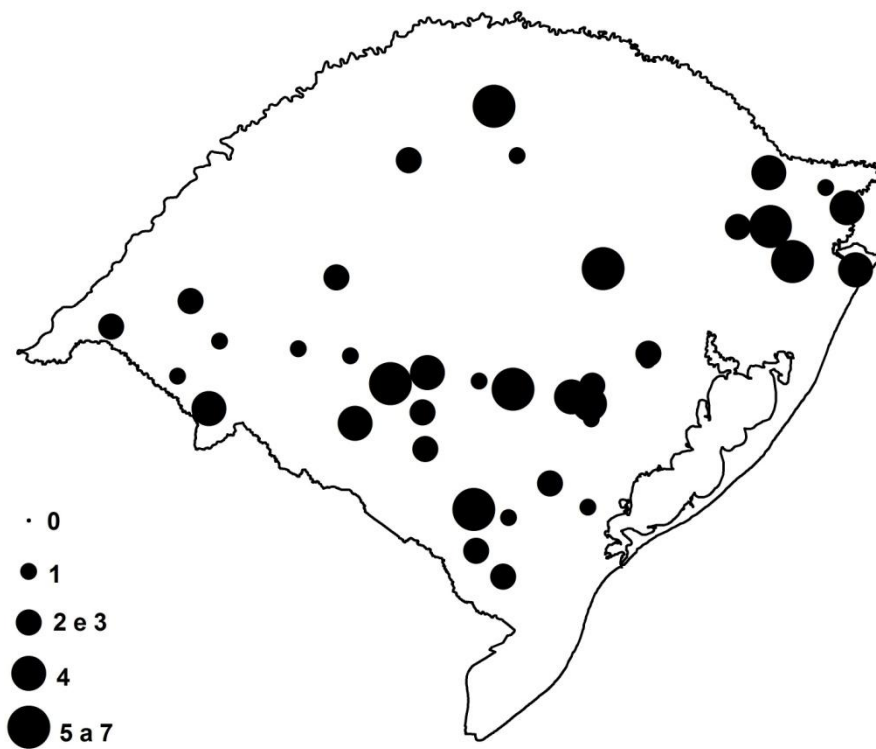
Ocorrência de *Coridalus* sp.



Riqueza de Odonata.



Riqueza de Plecoptera.



Riqueza de Trichoptera.

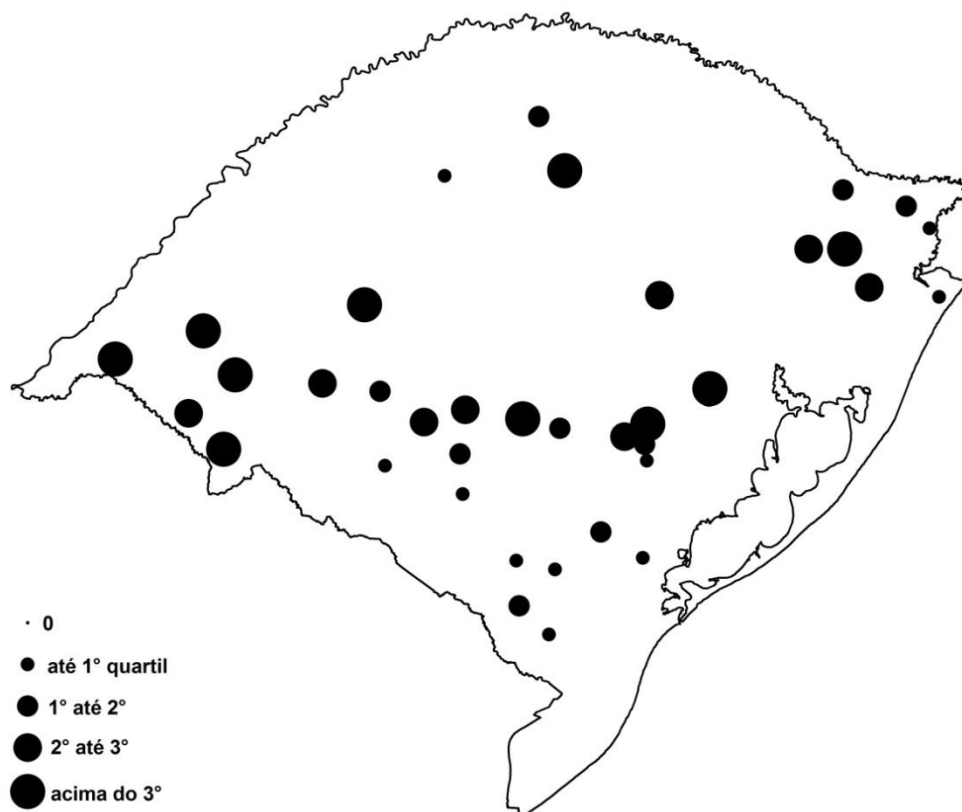
## Apêndice 8. Mapas com distribuição relativa das variáveis ambientais

“Mapas” com o valor observado para as variáveis ambientais amostradas.

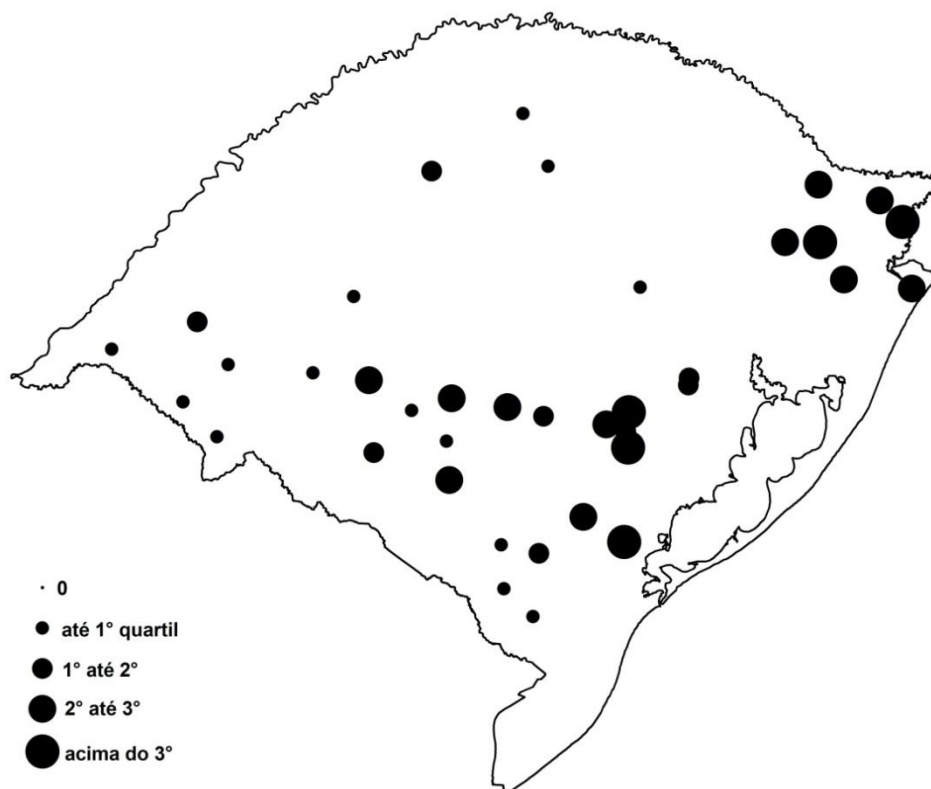
O tamanho do círculo indica o valor relativo da variável.

Resumo dos valores observados para as variáveis ambientais. Q = quartil.

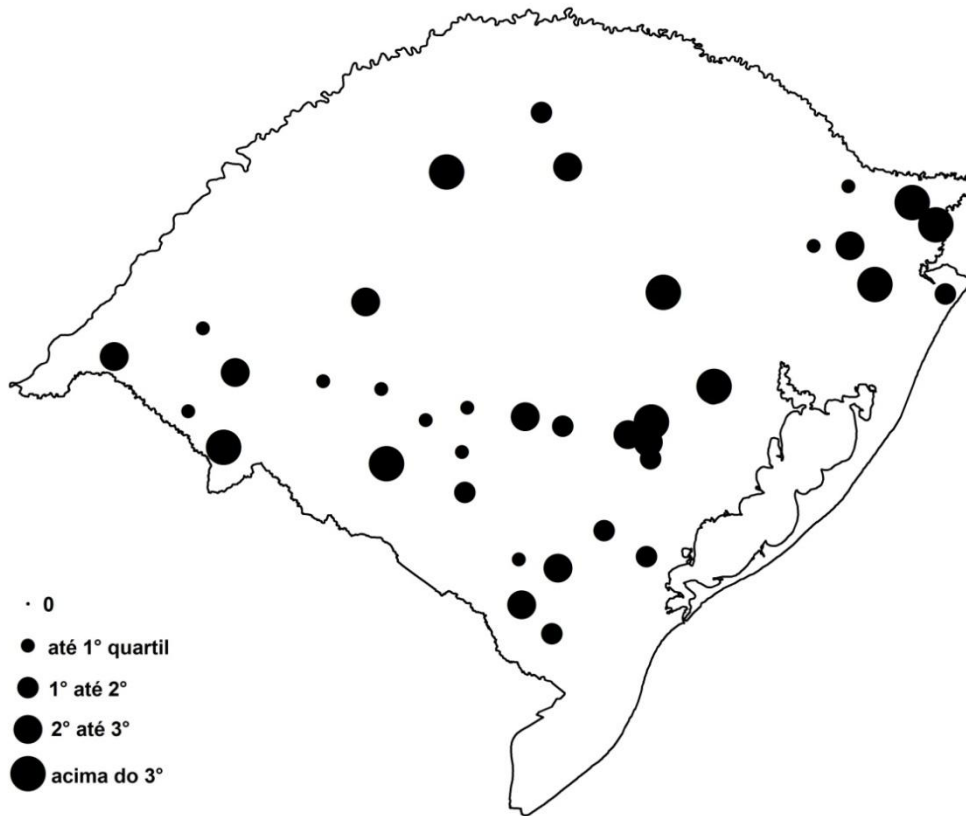
	<b>Menor</b>	<b>1° Q</b>	<b>2° Q</b>	<b>3° Q</b>	<b>Maior</b>
<b>% Saturação OD</b>	54,1	73,6	80,1	91,4	119,6
<b>Fósforo</b>	0,01	0,02	0,04	0,07	0,13
<b>Qualidade do habitat</b>	30,0	52,3	56,5	65,0	92,0
<b>Largura</b>	2,0	5,0	6,0	10,8	30,0
<b>Nitrogênio</b>	0,1	0,2	0,4	0,7	1,8
<b>pH</b>	6,1	7,2	7,6	7,9	8,8
<b>Profundidade</b>	4,5	9,2	14,0	22,5	45,5
<b>Velocidade da corrente</b>	13,9	37,2	49,1	57,0	103,5
<b>Ordem do rio</b>	1,0	2,0	3,0	3,5	5,0
<b>Altitude média</b>	72,3	187,9	299,3	395,3	1096,4
<b>Alcalinidade</b>	8,0	14,5	18,8	31,6	68,5
<b>Área da bacia</b>	1,0	7,3	29,5	81,3	688,3
<b>Condutividade</b>	17,1	27,4	48,7	74,3	250,0
<b>Declividade média</b>	1,2	3,4	4,2	6,2	18,7
<b>Sólidos totais</b>	24,6	45,4	86,0	107,4	193,6
<b>% Areia grossa</b>	2,0	7,3	12,0	25,0	50,0
<b>% Areia fina</b>	2,0	7,0	9,0	14,0	24,5
<b>% Silte</b>	14,0	21,6	28,0	58,0	65,3
<b>% Argila</b>	16,0	21,7	28,0	40,6	69,5
<b>% Vegetação</b>	0,0	0,5	0,7	0,9	1,0
<b>% campo</b>	0,0	0,3	0,7	0,9	1,0
<b>% floresta</b>	0,0	0,0	0,1	0,2	0,6
<b>% antrópico</b>	0,0	6,1	27,4	54,5	100,0



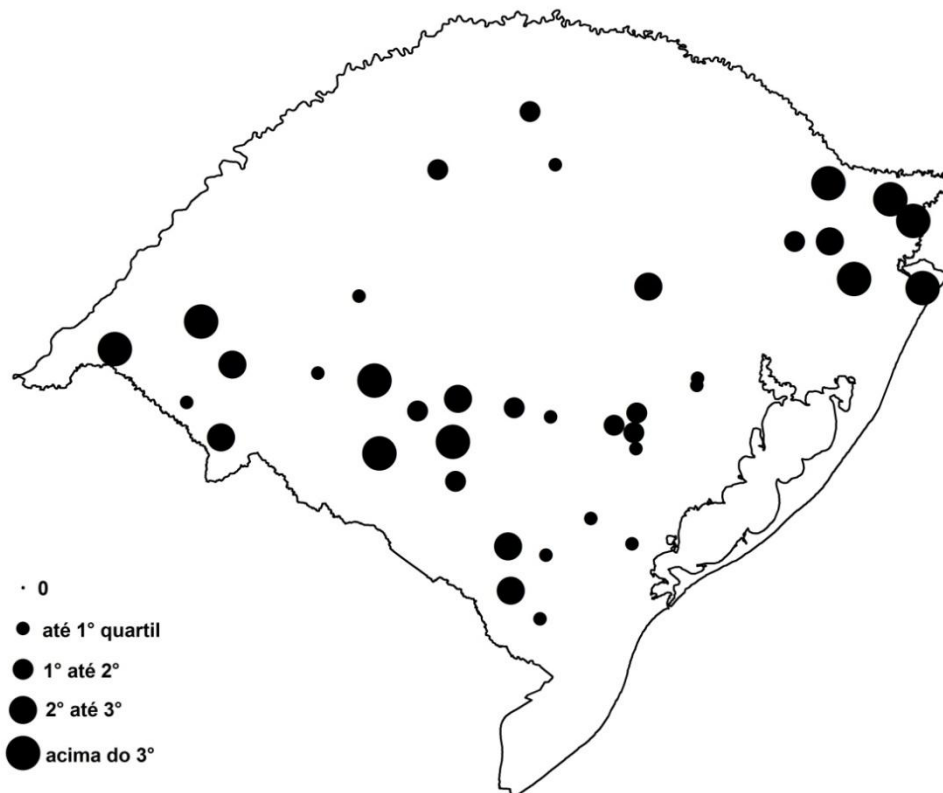
% de saturação de oxigênio dissolvido



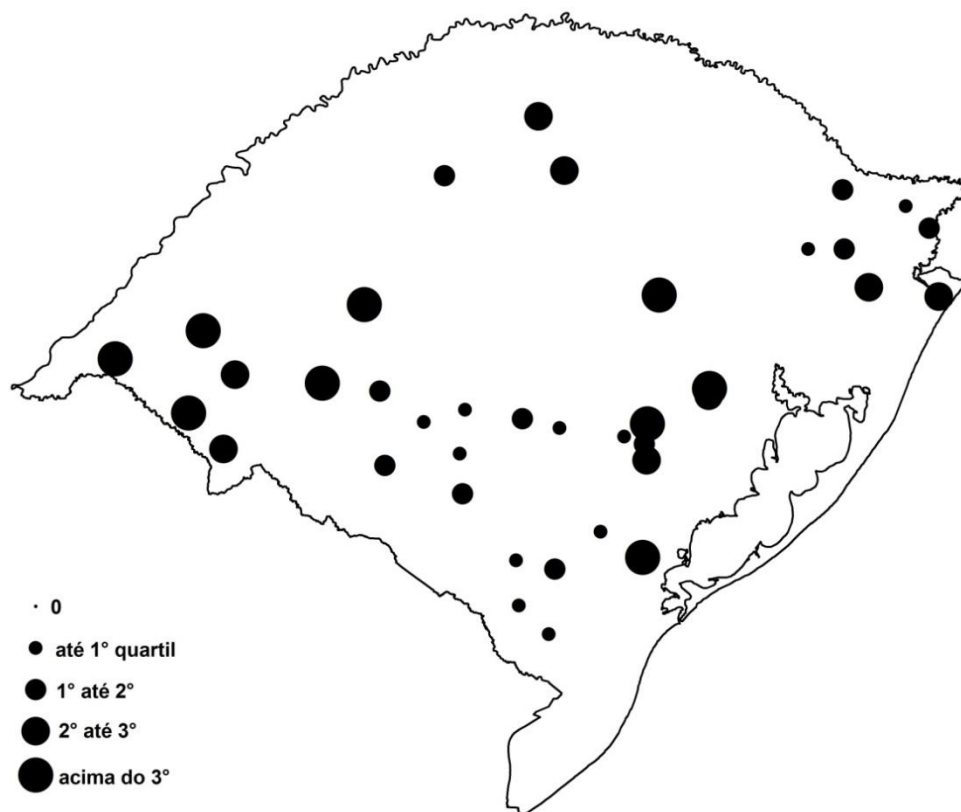
Fósforo total



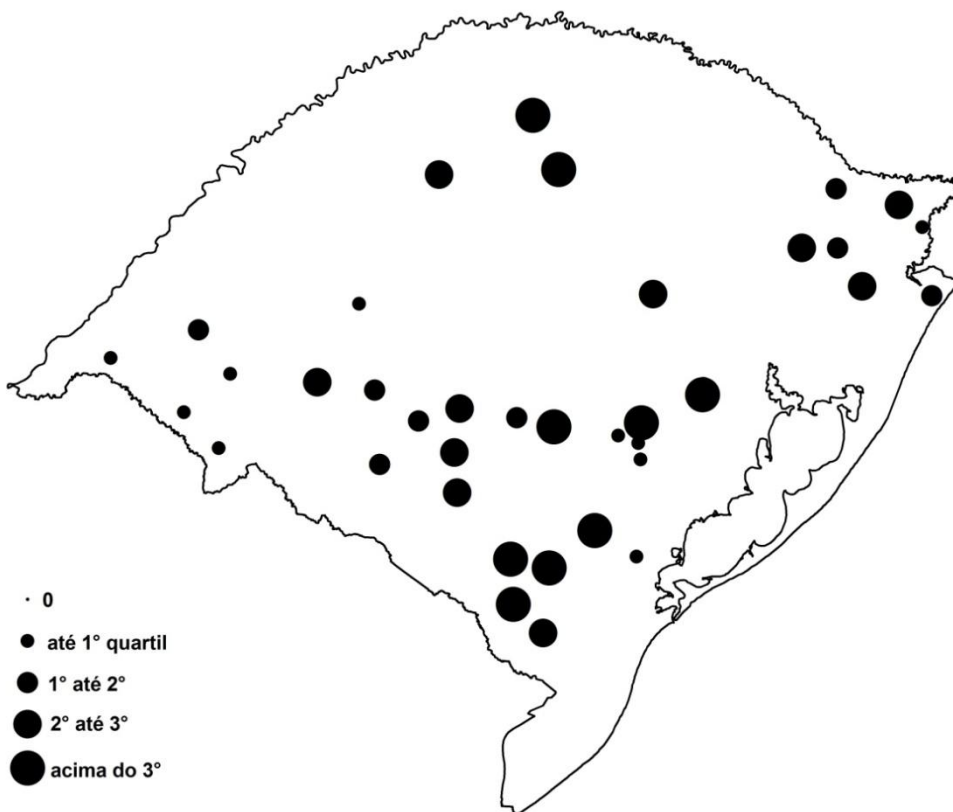
Qualidade do habitat – baseado no protocolo de Callisto et al. (2002)



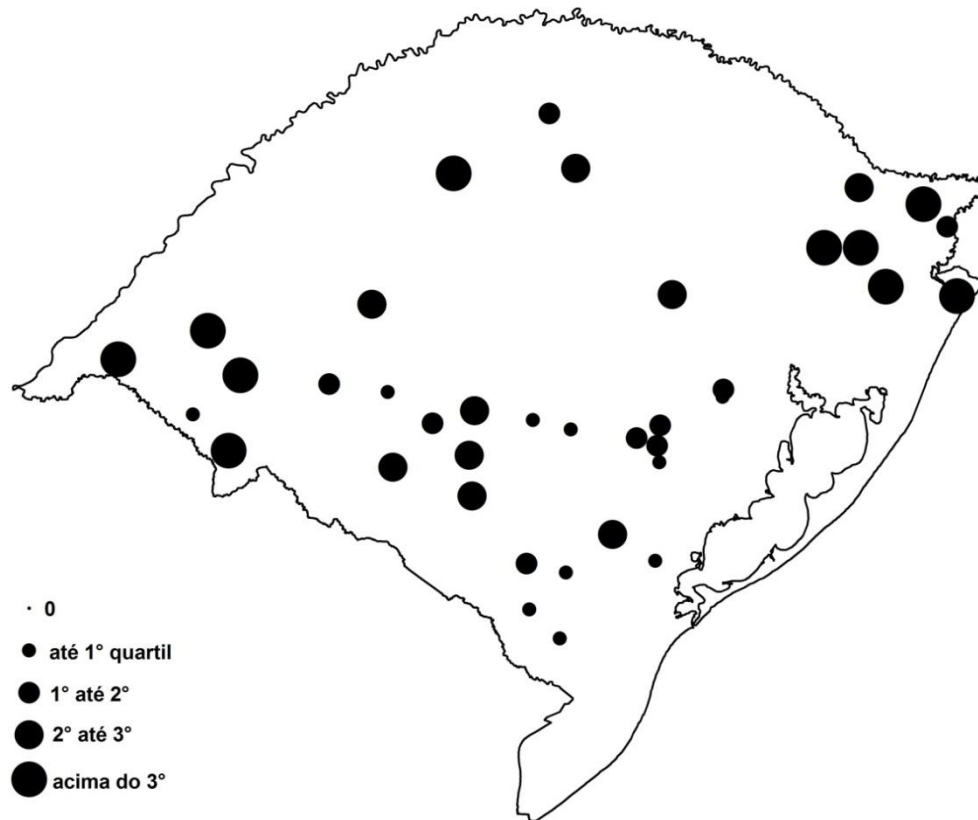
Largura do rio.



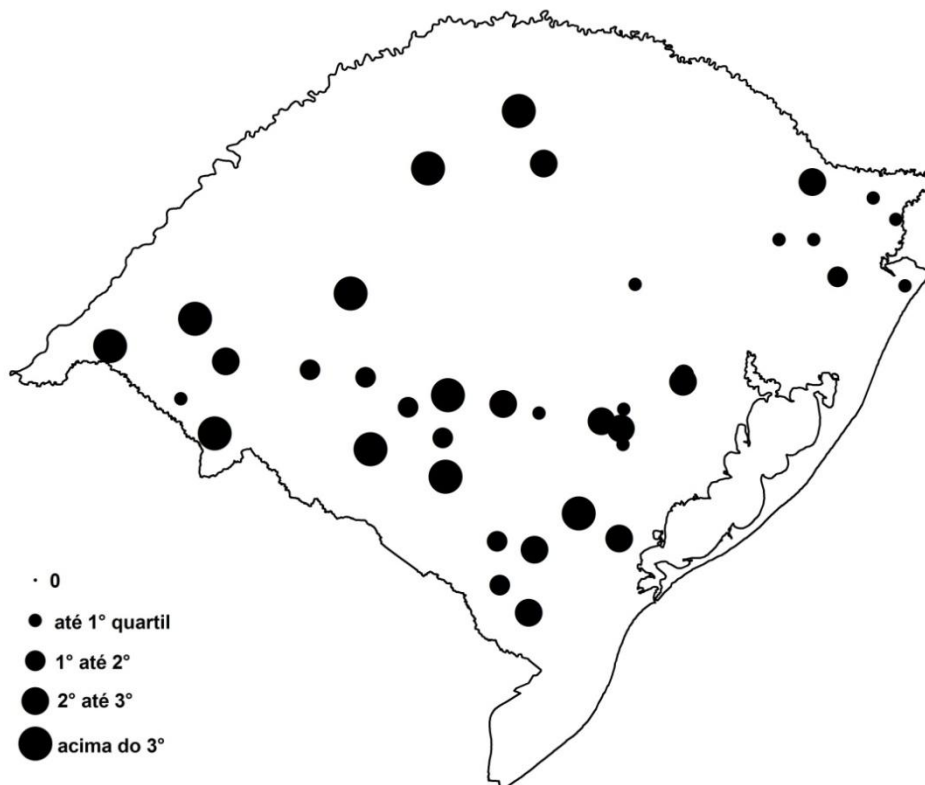
Nitrogênio total



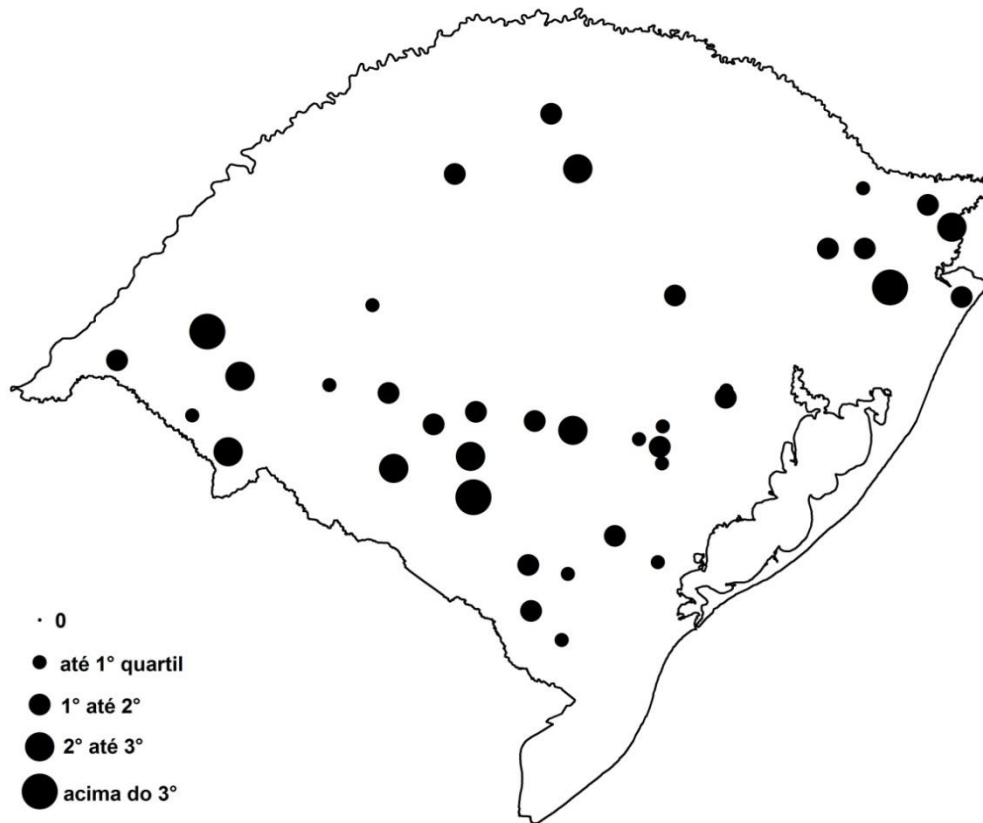
pH



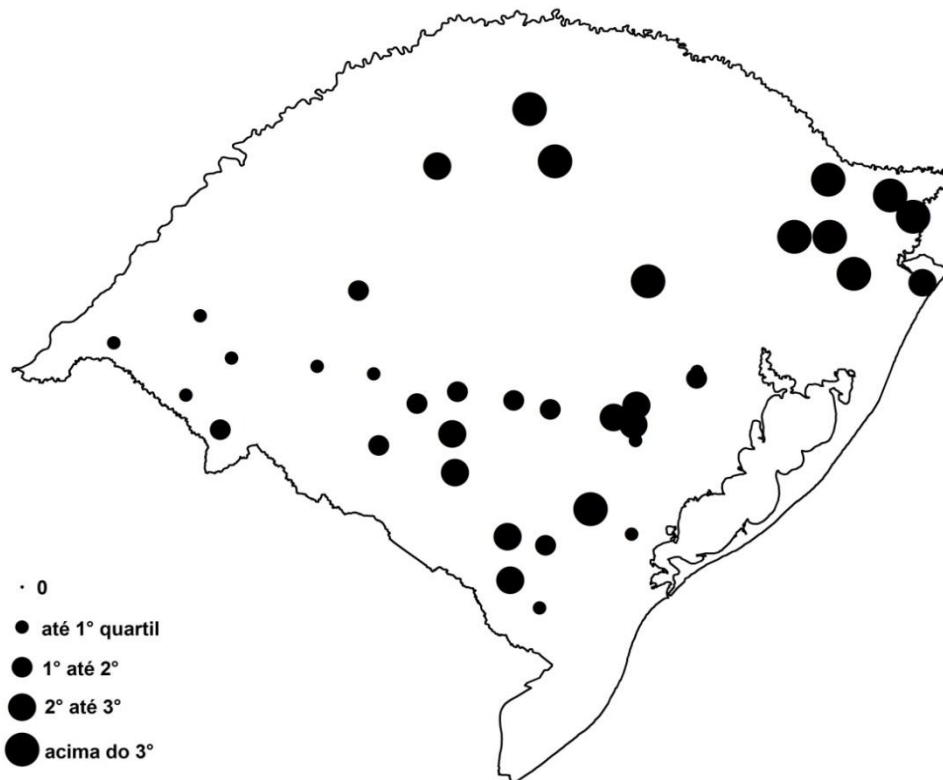
Profundidade média.



Velocidade média da corrente.

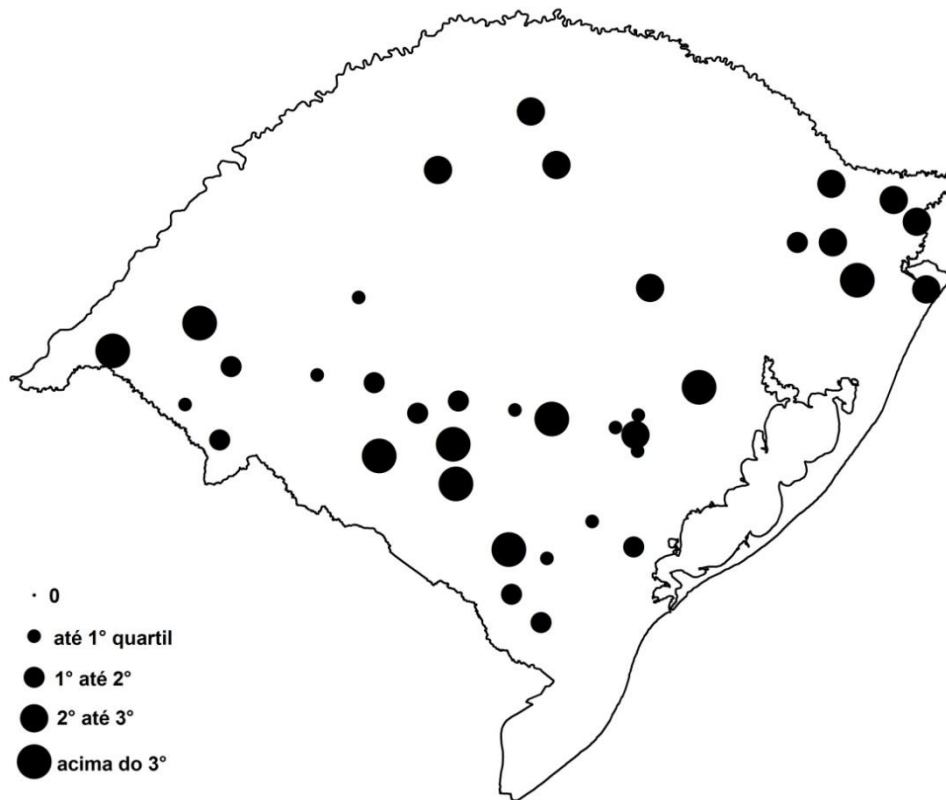


Ordem do rio

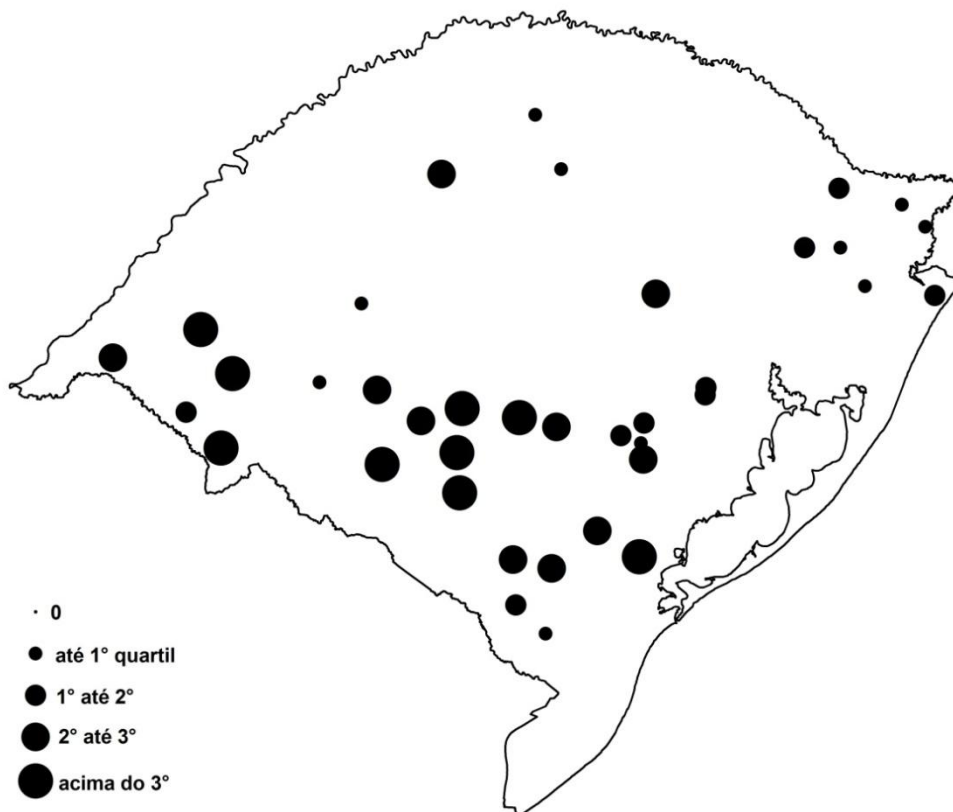


Altitude média na bacia.

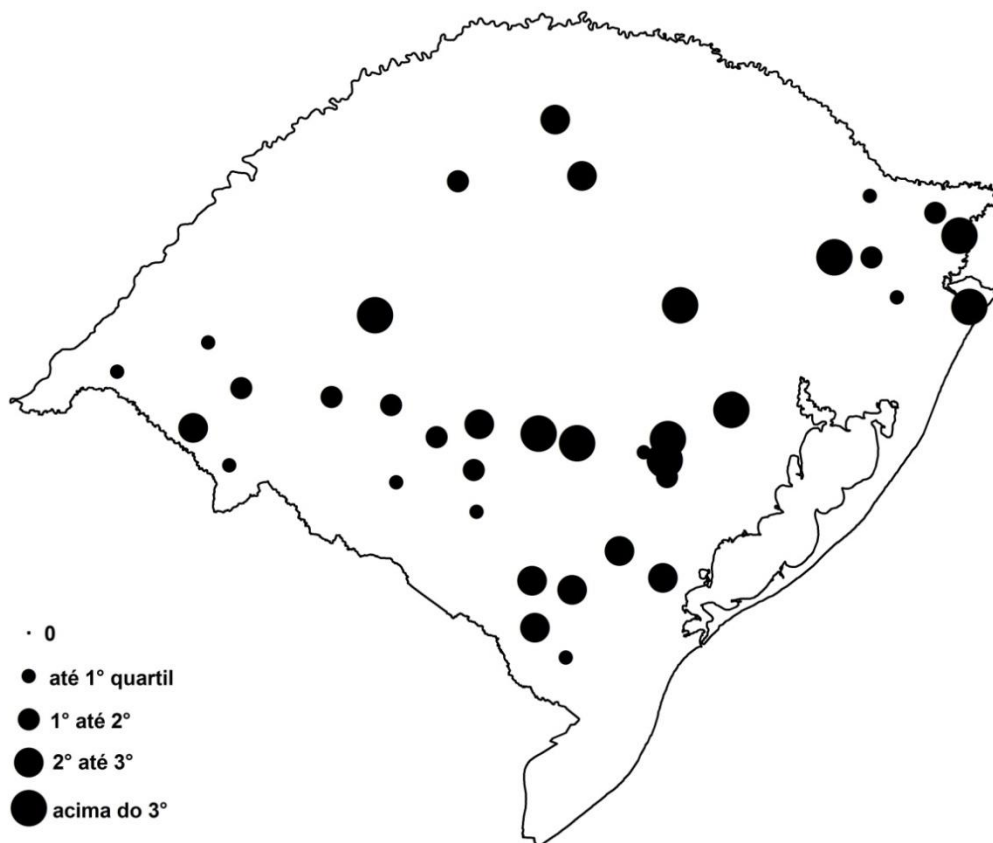




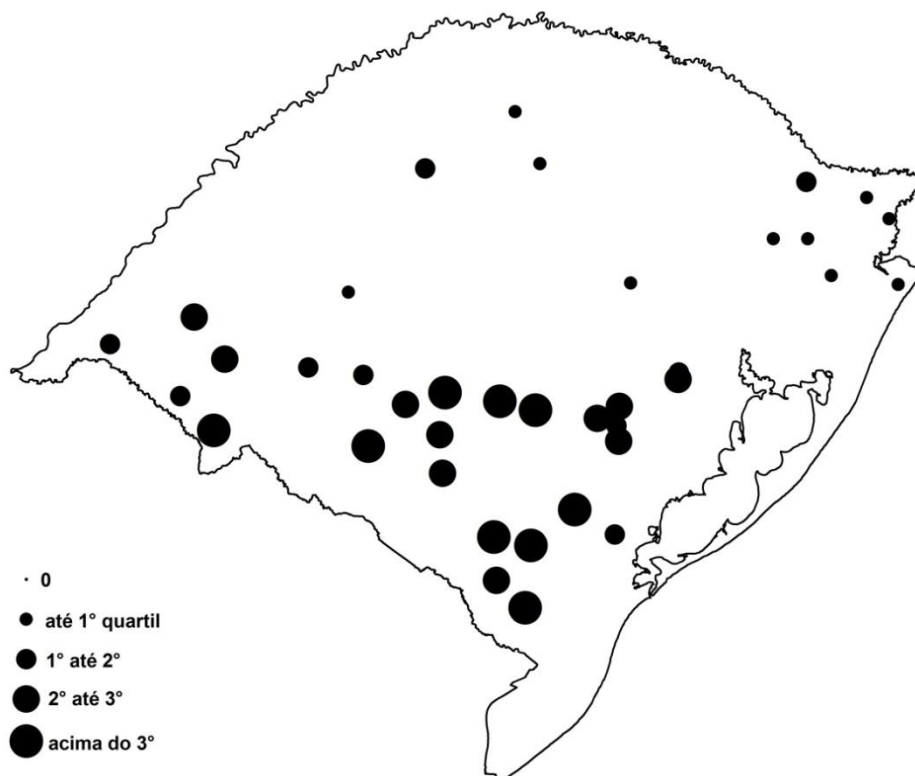
Área da bacia.



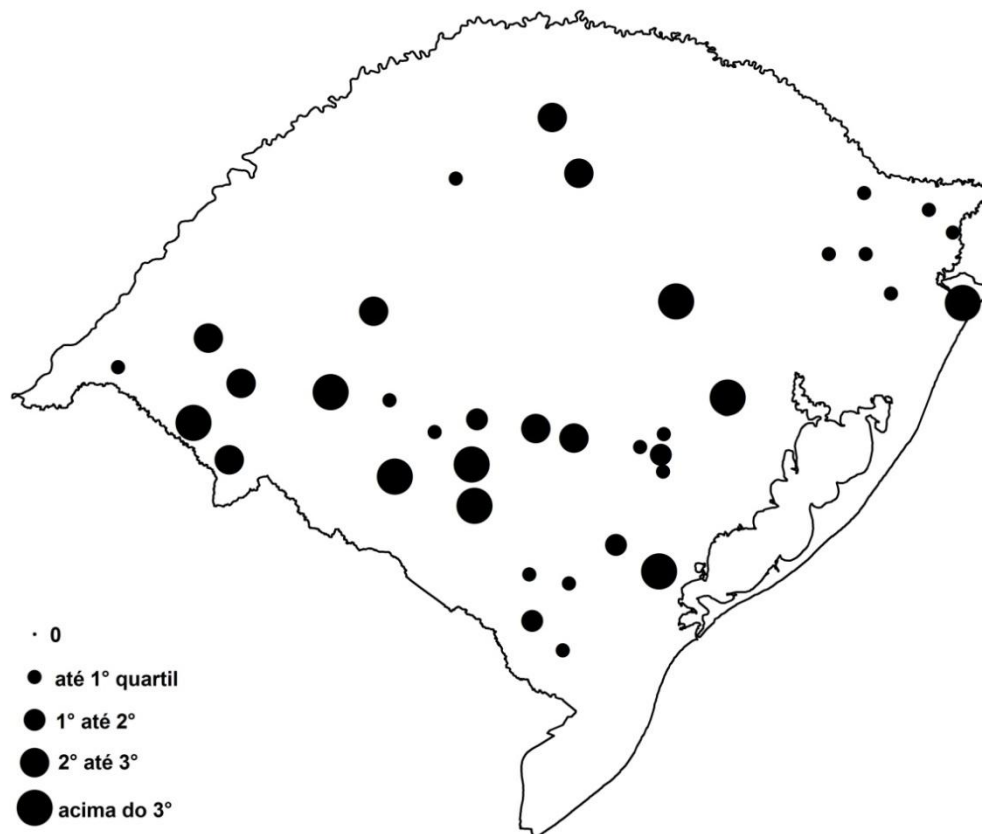
Condutividade.



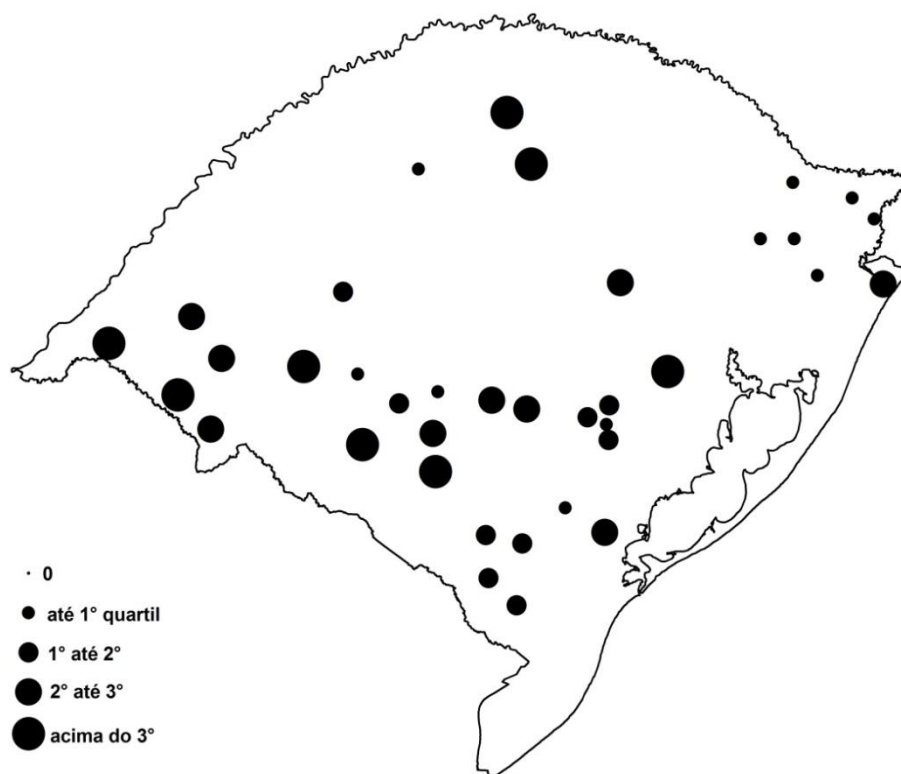
Declividade média na bacia.



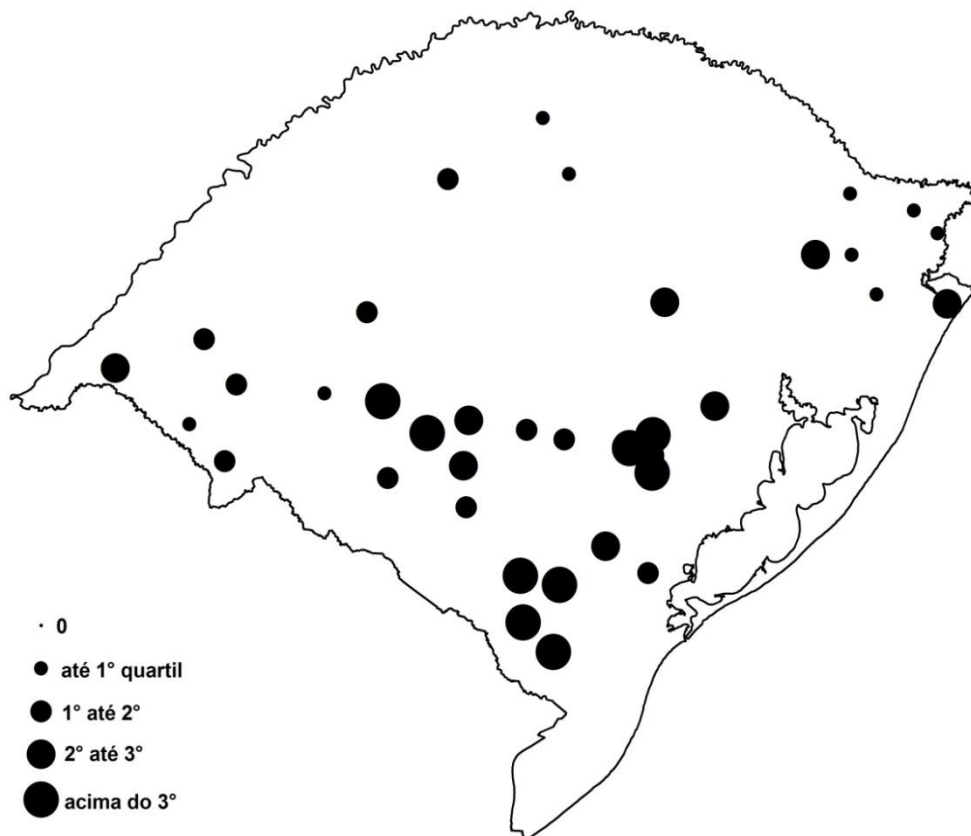
Sólidos totais



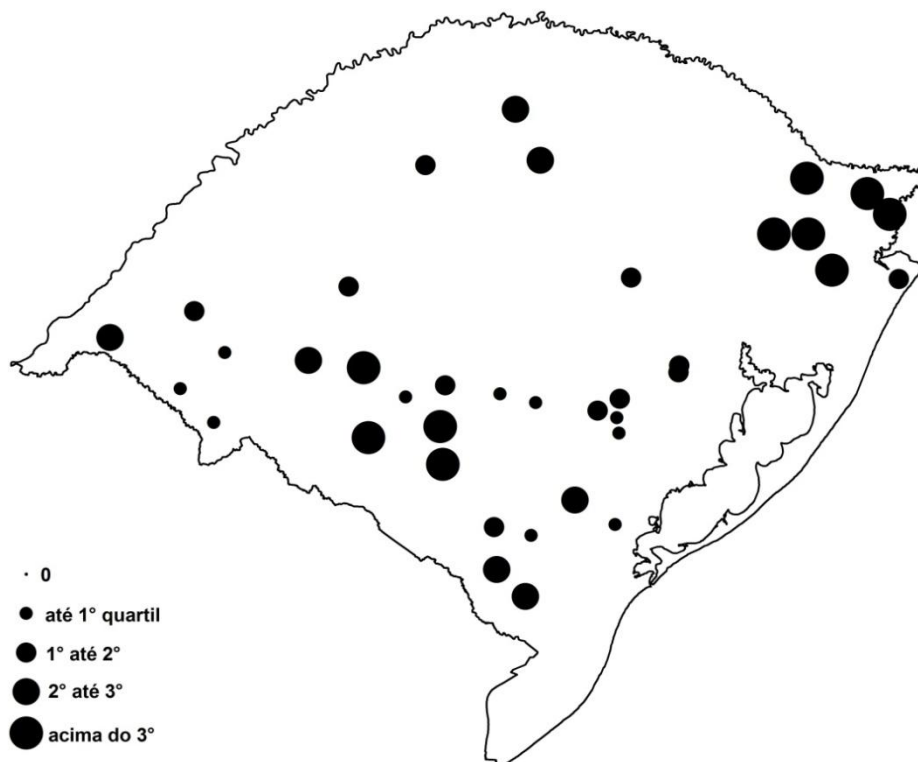
Valor modal de areia grossa do solo de maior ocorrência na bacia.



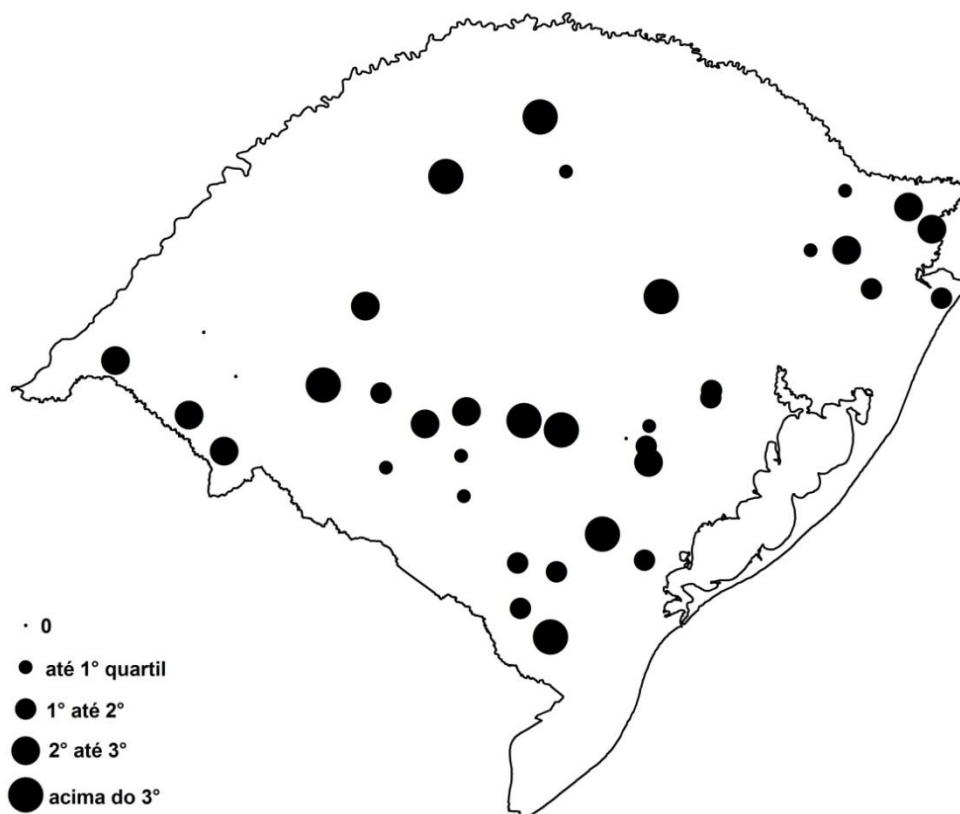
Valor modal de areia fina do solo de maior ocorrência na bacia.



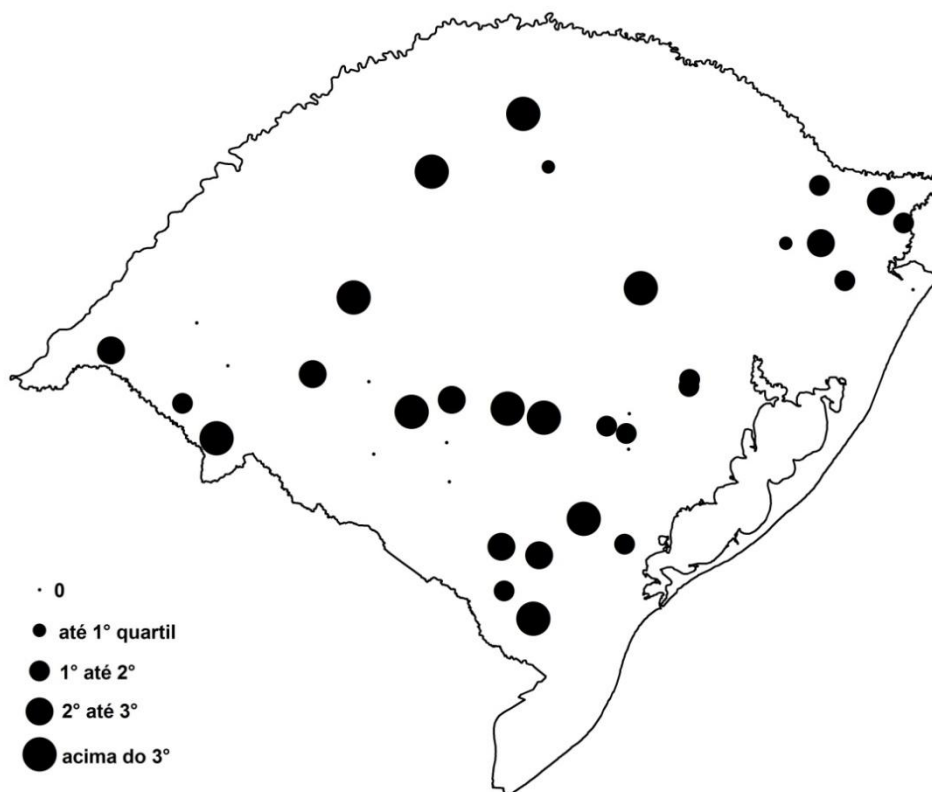
Valor modal de silte do solo de maior ocorrência na bacia.



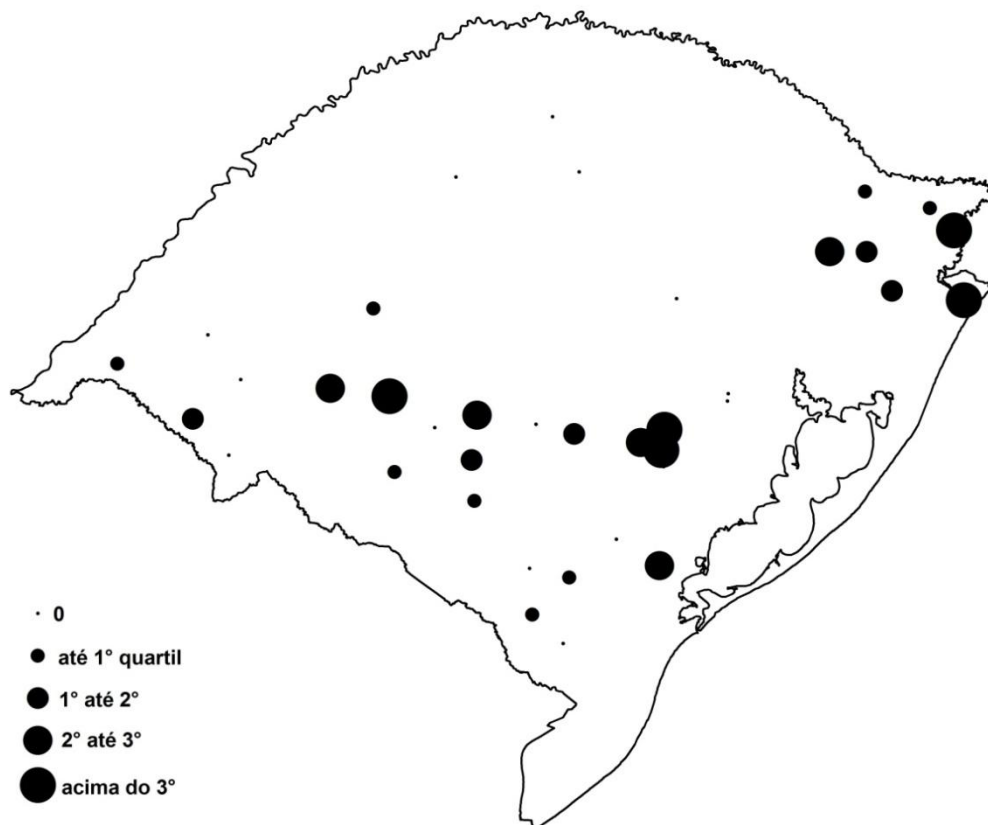
Valor modal de argila do solo de maior ocorrência na bacia



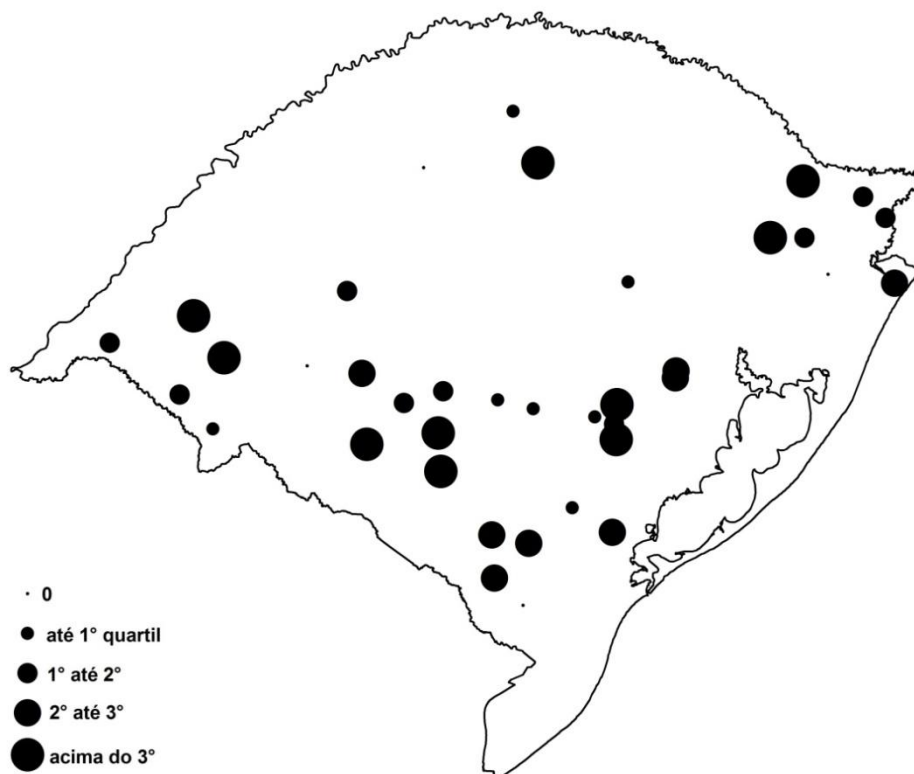
% de vegetação, campo mais floresta.



% de campo.



% de floresta.



% de uso antrópico, basicamente agropecuária.