

UNIVERSIDADE REGIONAL INTEGRADA DO ALTO URUGUAI E DAS
MISSÕES - CAMPUS DE ERECHIM
Departamento de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**Escalas espaciais e paisagem: fatores que influenciam a
comunidade de Chironomidae em riachos no Sul do Brasil**

KAMILA REGINA DE TONI

ERECHIM – RS

2012

KAMILA REGINA DE TONI

**Escalas espaciais e paisagem: fatores que influenciam a comunidade de
Chironomidae em riachos no Sul do Brasil**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões - Campus de Erechim como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia, Área de Concentração: Gestão e Conservação da Biodiversidade.

Linha de Pesquisa: Ecologia e Conservação da Biodiversidade

Orientador: Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp

Coorientadora: Prfa. Dra. Rozane Maria Restello

ERECHIM
2012

Aos meus pais.

Agradecimentos

Em primeiro lugar não sei se terei palavras para expressar a minha gratidão a todos os que fizeram parte desse trabalho e que foram peças fundamentais para sua concretização.

Obrigada a Deus, por estar presente no meu dia a dia me fortalecendo nas horas difíceis!

Obrigada a minha família por ter caminhado junto comigo nesses dois anos me apoiando e incentivando para a realização deste projeto. Principalmente a meus pais por terem me dado a vida e a oportunidade de realizar meus sonhos. Obrigada!!!

Ao meu Orientador Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp, excelente profissional, que nessa caminhada me ensinou muito, me fez crescer como pessoa e me fez ver o lado da profissão e da pesquisa com mais seriedade e responsabilidade. Serei eternamente grata a toda sua dedicação a esse trabalho e a forma com que soube conduzir tudo. Obrigada de coração!!!

A minha Coorientadora e Prof. Dr. Rozane Maria Restello, grande amiga e profissional, que esteve do meu lado durante todo o processo me incentivando e contribuindo para meu crescimento profissional.

Obrigada ao departamento de Biologia por oportunizar o estágio no laboratório de biomonitoramento vinculado ao Projeto de Plano de Manejo do Município de Erechim, o qual teve grande importância na continuidade de meus estudos.

Agora um parágrafo especial aos meus colegas graduandos, pós graduandos, estagiários, funcionários.... Enfim, amigos!!!

A todos vocês: Alan, Rodrigo, Gabriella Gabriel, Rocheli, Pedro, Sílvia, Daiane, Fred, que me receberam no laboratório com muito carinho e vontade de repassar todo seu conhecimento. Alguns foram embora, mas continuam no meu coração como parte desse aprendizado e como amigos de verdade...

Depois vieram... Gabriela Tonello, Diane Nava (minha grande companheira de triagem e identificação dos organismos), Carine da Silva, Letícia, Cristiane, Tais, Gabi Molossi, Rafinha e Priscila Krause... Não sei se estou esquecendo alguém... Enfim, pessoas as quais poderia passar dias escrevendo sobre suas qualidades e não me cansaria de dizer o quanto são amigos e o quanto sentirei saudades de vocês!!!

Ao Giamarco, nosso técnico de campo, obrigado pela ajuda, com certeza sua colaboração foi peça chave para realização do trabalho.

Ao Anderson pela ajuda nas análises físicas e químicas.

Ao pessoal do Laboratório de Geoprocessamento, Prof. Dr. Vanderlei, Ivan e Franciele pelo trabalho de caracterização da paisagem das APAs em estudo.

Aos meus colegas de aula do programa de mestrado pela companhia, amizade e idéias que trocamos no decorrer do curso. Em especial a Évelin, Rúbia, Dayana, Júlio, Brayan e José Éricson que além de colegas se tornaram grandes amigos!!!!

Aos novos colegas da turma de 2012, vocês são muito legais!!!!

A todos os professores do Programa em Ecologia que foram fundamentais com seu conhecimento para a realização desse projeto, em especial ao Professor Rodrigo Fornel, suas palavras serviram muito de incentivo. Obrigada!!

As Escolas Estaduais Victor Issler e José Bonifácio, com sua equipe de direção, professores e alunos, os quais sempre foram compreensivos, na ausência durante as aulas de mestrado e idas a congressos. Obrigada!!!

A minha grande amiga Rute, pelas horas e horas de conversa em sua sacada... e pela cumplicidade de nossa amizade.

Ao pessoal do prédio 12, Gladiz, Alessandro, Marina, Tais B, Tais, Álvaro... e todos os outros ... Obrigada pelos bons cafezinhos e risadas!!!

Ao pessoal do Ecossis pelo chimarrão e pela senha da internet. Obrigada!!!

A todos obrigada!!!!

Sumário

| | |
|--|-------------|
| Lista de Figuras | VII |
| Lista de Tabelas | VIII |
| Resumo | IX |
| Introdução | 2 |
| 1.1 Bacia hidrográfica e paisagem | 2 |
| 1.2 Fatores que afetam a Diversidade biológica | 4 |
| 1.3 Biomonitoramento e macroinvertebrados bentônicos | 5 |
| 1.4 Objetivos e Hipóteses do Trabalho | 7 |
| 2 Material e Métodos | 8 |
| 2.1 Área de Estudo | 8 |
| 2.2 Amostragem e identificação dos Chironomidae | 10 |
| 2.3 Variáveis Ambientais | 11 |
| 2.4 Análise da paisagem | 11 |
| 2.5 Análise dos dados | 12 |
| 3 Resultados | 13 |
| 3.1 Paisagem e Variáveis ambientais | 13 |
| 3.2 Comunidade de Chironomidae | 15 |
| 3.3 Efeitos da paisagem sobre a composição da comunidade | 18 |
| 4 Discussão | 21 |
| 4.1 Paisagem e Variáveis ambientais | 21 |
| 4.2 Comunidade de Chironomidae | 22 |
| 4.3 Efeitos da paisagem sobre a composição da comunidade | 23 |
| 5 Conclusões | 25 |
| 6 Referências | 27 |
| 7 Anexos | 35 |

Lista de Figuras

- Figura 1** Localização Geográfica do Município de Erechim/RS e distribuição dos pontos de coleta na APA do rio Suzana (A) e na APA dos rios Ligeirinho-Leãozinho (B).....08
- Figura 2** Dendrograma de dissimilaridade entre os riachos na APA dos rios Ligeirinho-Leãozinho (representados pela letra “C”) e na APA do rio Suzana (representados pela letra “S”) no município de Erechim - RS. Os números indicam códigos dos riachos estudados.....19
- Figura 3** Ordenação NMDS baseada na composição de Chironomidae dos riachos nas APAs dos rios Ligeirinho-Leãozinho (representado pela letra “C”) e do rio Suzana (representados pela letra “S”) no município de Erechim- RS. (*Stress* final da análise = 0,14%)..... 20
- Figura 4** Variação explicada pelos componentes ambientais (atributos da paisagem), espaciais, compartilhados (ambiente e espaço) e não explicados para a matriz de composição de Chironomidae para as escalas da paisagem APP 50 m (áreas de nascentes), APP 30 m e APP 15 m.....21
- Figura 5** Análise de Redundância entre a comunidade de Chironomidae e os atributos da paisagem nas escalas de APP 50 m (A), APP 30 m (B) e APP 15 m (C).....22

Lista de Tabelas

Tabela 1 Valores médios e desvio padrão das variáveis ambientais mensuradas nos riachos das APAs do rio Suzana e rios Ligeirinho-Leãozinho no município de Erechim -RS em Setembro e Outubro de 2011.....13

Tabela 2 Valores relativos (média e desvio padrão) dos atributos de usos da terra nas escalas APP 50 m, APP 30 m e APP 15 m nas APAs dos rios Ligeirinho-Leãozinho e Suzana no município de Erechim - RS em Setembro e Outubro de 2011.....16

Tabela 3 Subfamílias e gêneros de Chironomidae (média e desvio padrão de organismos, n = 11 riachos) identificados nas APAs dos rios Ligeirinho–Leãozinho e rio Suzana no município de Erechim – RS em Setembro e Outubro de 2011.....18

Resumo

O estudo foi realizado nas áreas de proteção ambiental (APAs) dos rios Ligeirinho-Leãozinho e do rio Suzana, ambas localizadas no município de Erechim/RS. O objetivo do trabalho foi investigar a influência de diferentes usos e ocupação da terra sobre a comunidade de Chironomidae em riachos, considerando múltiplas escalas da paisagem. Foram selecionados 11 riachos de baixa ordem (1ª ou 2ª ordem) em ambas as APAs. A coleta dos organismos foi realizada com amostrador Surber em outubro e novembro de 2011 em locais de corredeira com substrato pedregoso. As larvas foram identificadas até o nível taxonômico de gênero. A caracterização limnológica dos riachos foi realizada pelas análises das variáveis físicas e químicas da água. Para análise da paisagem foram calculadas as porcentagens de uso da terra nas escalas da paisagem de área de proteção permanente (APP 30 m e APP 15 m, correspondendo a 30 e 15 m em ambas as margens, respectivamente) e área de nascentes (APP 50 m, correspondente a um raio de 50 m). Os usos e ocupação da terra foram diferentes entre as duas APAs estudadas para as três escalas consideradas (APP 50 m: $F_{(1;20)}=7,27$ $p=0,003$; APP 30 m: $F_{(1;20)}=5,12$, $p=0,006$; APP 15 m: $F_{(1;20)}=6,50$ $p=0,004$). Foram amostradas 5177 larvas nas duas APAs, distribuídas em 48 gêneros. Na APA dos rios Ligeirinho-Leãozinho foram identificados 1815 organismos (35,05% do total) e 43 gêneros. Na APA do rio Suzana foram coletados 3362 organismos (64,95%) e 39 gêneros. A análise de classificação revelou a existência de dois grupos caracterizados pela similaridade entre os riachos dentro de cada uma das APAs, corroborados pelo teste de hipóteses ($F_{(1;20)}=5,59$ $p=0,002$). A variação da comunidade gerada pelas variáveis ambientais foi maior em todas as escalas estudadas (> 40%). Os resultados apontam que a agricultura (uso não condizente) foi o uso da terra que influenciou sobre a composição da fauna de Chironomidae na APA dos rios Ligeirinho-Leãozinho. Por outro lado, na APA do rio Suzana a vegetação em estágio inicial e avançado (uso condizente) foram os usos que influenciaram a fauna de Chironomidae. Na escala de 50 metros a vegetação ripária foi o atributo da paisagem que contribuiu mais para a manutenção da integridade desses ecossistemas. Desta forma, conclui-se que a heterogeneidade da paisagem gerou um efeito sobre a diversidade beta dos organismos nas três escalas analisadas.

Palavras Chave: Usos e ocupação da terra, macroinvertebrados bentônicos, diversidade beta, bioindicadores, integridade ambiental.

Abstract

The study was conducted in protected areas (APAs) in Ligeirinho-Leãozinho and Suzana rivers, both located in Erechim / RS. The main objective was to investigate the influence of different land uses on the Chironomidae community in streams, considering multiple landscape scales. We selected 11 low-order streams (1st or 2nd order) in both APAs. The organisms were collected with Surber sampler in October and November of 2011, in riffles with rocky substrate. Larvae were identified to genus taxonomic level. The limnological characterization of streams was performed by analysis of water physical and chemical variables. For landscape analysis we calculated the percentages of land use in landscape scales permanent protection area (APP 30 m and APP 15 m, corresponding to 30 and 15 m on both sides, respectively) and headwater area (APP 50 m, corresponding to a radius of 50 m). The land uses were different between the APAs for the three scales considered (APP 50 m: $F_{(1;20)}=7,27$ $p=0,003$; APP 30 m: $F_{(1;20)}=5,12$, $p=0,006$; APP 15 m: $F_{(1;20)}=6,50$ $p=0,004$). A total of 5177 larvae were sampled, distributed in 48 genera. In the river Ligeirinho-Leãozinho APA we identified 1815 organisms (35.05% of total) and 43 genera. In the river Suzana APA, 3362 organisms were collected (64.95%) and 39 genera. The classification analysis revealed the existence of two groups characterized by the similarity between the streams within each of APAs, corroborated by hypothesis tests ($F_{(1;20)}=5,59$ $p=0,002$). The variation of community generated by environmental variables was higher in all landscape scales (> 40%). The results indicate that agriculture (not consistent use) was the land use which influenced the composition of Chironomidae fauna in the river Ligeirinho-Leãozinho APA. Furthermore, in the river Suzana APA the vegetation in early and advanced stage (consistent use) were the land uses that influenced the Chironomidae fauna. On 50 m landscape scale riparian vegetation was the attribute that contributed most to maintaining the integrity of the stream ecosystems. Thus, we conclude that the heterogeneity of the landscape generated an effect on beta diversity of aquatic insects in the three landscape scales.

Key words: Land use, benthic macroinvertebrates, beta diversity, bioindicators, environmental integrity.

Introdução

1.1 Bacia hidrográfica e paisagem

A interferência das atividades antrópicas no meio ambiente e a forma inadequada dos usos da terra tem gerado uma perda significativa dos recursos naturais (SANTOS, 2007). A disponibilidade de água de boa qualidade e a capacidade de conservação e proteção dos recursos hídricos influenciam diretamente o desenvolvimento socioeconômico em diferentes regiões do globo terrestre (CALLISTO e GONÇALVES, 2005). Assim, os processos de modificações nos padrões de uso e ocupação das áreas de entorno dos ambientes aquáticos têm relação direta com as crises ambientais globais (METZGER, 2007).

Alterações ambientais em diferentes escalas da paisagem, como a retirada da vegetação, o crescimento dos perímetros urbanos e o impacto das atividades agrícolas, afetam as características físicas e químicas de um riacho (BOJSEN e JACOBSEN, 2003; ALLAN, 2004). Além de, conduzirem ao desequilíbrio da fauna e flora desses ecossistemas (MORENO e CALLISTO, 2006; NIYOGI et al., 2007; HEPP e RESTELLO, 2007).

A bacia hidrográfica é uma unidade natural de terras drenadas por um rio principal, seus afluentes e subafluentes cujos limites são criados pelo escoamento das águas ao longo do tempo (BRIGANTE e ESPINDOLA, 2003). A bacia hidrográfica está associada à existência de nascentes, divisores e cursos d'água, evidenciados por uma organização natural, na ordem de menor volume para os mais caudalosos, que vai da região mais alta para a mais baixa (DECIAN, 2007). Enquanto unidade espacial, a bacia hidrográfica molda a paisagem conferindo padrões previsíveis sobre sua topografia, geoquímica, clima e distribuição de espécies vegetais e animais (SOUZA e MOULTON, 2005). Os rios recebem das redes de drenagem matéria orgânica e inorgânica o que caracteriza a composição química da água e os ciclos biogeoquímicos (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

Ao avaliar os impactos causados pela ação antrópica em bacias hidrográficas, é importante analisar os aspectos paisagísticos e tipos de usos e ocupação da terra que interferem nas condições desses ambientes (HEPP et al., 2010). Enquanto elementos da paisagem, rios e córregos têm sido considerados unidades que estão ligados a paisagem terrestre por fluxos através das fronteiras ou ecótonos (MALONSON, 1993; WARD e WIENS, 2001; WIENS, 2002).

A paisagem é uma unidade heterogênea, composta por um complexo de unidades naturais e antrópicas (FORMAN e GODRON, 1986; OPDAM et al., 1993) cuja estrutura pode ser definida pela área, forma e disposição espacial adquiridas pelas mesmas (TURNER, 1989). A ecologia da paisagem trabalha com a influência do padrão espacial sobre os processos ecológicos, ou seja, as consequências ecológicas estão localizadas no espaço e no tempo sobre as características da paisagem em múltiplas escalas (WIENS, 2002). Assim, as paisagens ribeirinhas têm sido vistas como *riverscapes*, ou seja, unidades passíveis de estudo pela ampla gama de diferentes escalas traçadas, intercaladas por pequenos fragmentos de diferentes habitats (PALMER et al., 2000; TOCKNER et al., 2002; ALLAN, 2004).

A largura e a composição da mata ribeirinha, podem influenciar o sombreamento que as águas recebem, a transferência e ciclagem de nutrientes, poluentes, a ocorrência de predadores e a circulação de insetos na zona ribeirinha (NAKANO et al., 1999; NAKANO e MURAKAMI, 2001). A efetividade destas faixas de vegetação depende de uma série de fatores, dentre eles o tipo de serviço ecossistêmico considerado e a largura da vegetação preservada (METZGER, 2010; TUNDISI e MATSUMARA-TUNDISI, 2010). No entanto, dada as múltiplas funções, incluindo a fixação de solo, proteção de recursos hídricos e conservação da fauna e flora, deve-se pensar na largura mínima suficiente para que esta faixa desempenhe de forma satisfatória todas as suas funções (METZGER, 2010).

As respostas da dinâmica dos corredores ecológicos podem estar relacionadas à largura, extensão, continuidade e qualidade (LAURANCE e LAURANCE, 1999), à topografia e largura das áreas de influência ripária (METZGER et al., 1997), entre outros fatores, mas sem dúvida o fator mais importante é a largura.

Iniciativas para a proteção dos corpos hídricos vêm sendo discutidas nas últimas três décadas dando ênfase à importância das faixas ribeirinhas incluindo as áreas de proteção permanente e nascentes (HYCKEY e DORAN, 2004). E estas áreas variam de acordo com a paisagem e localização, influenciando nas características do ecossistema (METZGER, 2010).

Alguns autores sugerem que as Áreas de Proteção Permanente (APP) ao longo de rios deveriam manter pelo menos 200 m de área florestada de cada lado das margens para que haja uma plena conservação da biodiversidade (SANTOS et al., 2008; LOPES et al., 2009; METZGER., 2010). A manutenção da vegetação com 30 m em cada lado do rio, vigente na legislação (Lei nº 4.771/65), resulta na conservação de apenas 60% das espécies locais (METZGER, 2010). Trabalhos realizados no Cerrado e na Mata Atlântica por TUBELIS et al. (2004) e METZGER et al. (1997), respectivamente, relacionados a diversidade da fauna e

flora em diferentes escalas de APP, confirmam que corredores ripários com apenas 30 m tem capacidade limitada na manutenção da diversidade biológica.

Nesse sentido, o contexto de fragmentação e conectividade fluvial afeta os diferentes organismos e suas respostas a estrutura heterogênea do ambiente, levando a interferência nos padrões de diversidade biológica que ocorrem dentro dos sistemas ribeirinhos (WIENS, 2002). Assim, os processos regionais e locais são fatores ambientais importantes para a composição da comunidade que podem variar de acordo com a escala de estudo e com a estrutura da paisagem (MYKRÄ et al., 2007).

1.2 Fatores que afetam a Diversidade biológica

A diversidade biológica pode ser definida de várias formas, sendo o número de espécies em um determinado local ou área de estudo definida (MAGURRAN, 2004). Na área da Biologia da Conservação a diversidade de espécies é um dos atributos fundamentais para a compreensão da natureza, para aperfeiçoar o gerenciamento de áreas que sofrem degradação por atividades de exploração e impacto na conservação de recursos naturais (MELO, 2008).

A diversidade biológica de uma região é denominada diversidade gama, e pode ser dividida em dois componentes: diversidade alfa e diversidade beta (WHITTAKER, 1960; 1972). A diversidade alfa é o componente da diversidade total que pode ser definida como o número médio de espécies (ou valores de índices de diversidade) encontrados em amostras recolhidas numa determinada escala espacial (LIGEIRO et al., 2010). A diversidade beta é a diversidade entre habitats, ou seja, refere-se à diferenciação de comunidades ao longo de gradientes ou a taxa de substituição de espécies entre regiões (CRIST et al., 2003; COSTA e MELO, 2008). A diversidade beta pode ser avaliada de três formas: (i) medidas de diferenças entre duas ou mais áreas quanto à diversidade alfa, utilizando medidas de riqueza de espécies, índice de Whittaker ou o método de partição; (ii) medidas de composição de espécies entre áreas utilizando índices de similaridade ou dissimilaridade, e (iii) medidas que exploram a relação espécie-área (MAGURRAN, 2004). Anderson et al. (2011) sugerem que devemos reconhecer dois tipos principais de diversidade beta, a rotatividade direcional ao longo de um gradiente (espacial e/ou ambiental) e a variação entre a dinâmica das comunidades biológicas.

Pesquisas têm sugerido que para organismos aquáticos a proporção de variação explicada por fatores ambientais aumenta em escalas menores enquanto os efeitos espaciais

tornam-se mais importante quando a escala aumenta (MYKRÄ et al., 2007; HEINO, 2010; HEPP et al., 2012; HEPP e MELO, 2012). O conceito de diversidade beta tem sido amplamente utilizado no estudo de gradientes espaciais (MAGURRAN, 2004), mas isso se deve as influências diretas ou indiretas dos diferentes ambientes em escalas geográficas diferentes.

O substrato, a vazão e o depósito de matéria orgânica são fatores que contribuem para a distribuição de organismos em escalas espaciais locais (MISERENDINO, 2001; ZILLI et al., 2008; HEPP et al., 2012). Estudos recentes têm mostrado que a heterogeneidade existente nos ambientes lóticos, afeta a comunidade em diferentes escalas (HEINO, 2004), por exemplo: a heterogeneidade do substrato, permite a coexistência de um maior número de espécies fornecendo microhabitats distintos ou refúgios (JOHNSON et al., 2003; MYKRÄ et al., 2007; SCHNECK et al., 2011). O efeito das escalas sobre a distribuição de organismos aquáticos pode ocorrer em escalas menores bem como maiores dependendo da influência do ambiente (PARSONS et al., 2003; HEINO, 2004; HEPP et al., 2012).

1.3 Biomonitoramento e macroinvertebrados bentônicos

Uma das formas de avaliar e monitorar de maneira efetiva a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos é o biomonitoramento. Esta prática tem sido utilizada para avaliar estratégias de manejo e conservação de áreas naturais, bem como planos de recuperação de ambientes degradados (BUSS et al., 2008). Assim, a biota aquática é capaz de responder a uma série de distúrbios, sintetizando a história recente das condições ambientais (ROSEMBERG e RESH, 1993; BUSS et al., 2008).

Os principais organismos utilizados para os estudos de biomonitoramento são peixes, algas e macroinvertebrados bentônicos (ROSEMBERG e RESH, 1993). Entre estas diversas comunidades os macroinvertebrados são amplamente testados e utilizados (BARBOUR et al., 1999) por uma série de razões: são comuns na maioria dos sistemas, possuem um amplo espectro de tolerância a influências antrópicas, possuem pouca mobilidade, o que permite análises espacial e temporal eficientes sobre os efeitos das perturbações e podem ser coletados por métodos simples e de baixo custo (ROSEMBERG e RESH, 1993). Destes, os estágios imaturos de insetos dominam estes sistemas, tanto quanto no aspecto numérico, como na diversidade podendo ser ultrapassados apenas pelos nematódeos em termos de número e biomassa (GULLAN e CRANSTON, 1996). A estrutura das comunidades de

macroinvertebrados tem sido objeto de muitos estudos em sistemas lóticos. (BRIGANTE et al., 2003).

Hepp e Santos (2009) comprovam a premissa de que macroinvertebrados bentônicos são excelentes indicadores biológicos uma vez que refletem rapidamente as alterações de habitat, qualidade da água, relacionadas aos diferentes usos da terra e ao aporte de nutrientes e poluentes. Alterações na riqueza e composição das comunidades de macroinvertebrados relacionados aos diferentes usos e ocupação da terra foram analisados em trabalhos destacando os mesmos como bom indicadores das condições de ambientes impactados (KASANGAKI et al., 2008; HEPP e SANTOS, 2009; HEPP e RESTELLO, 2010; HEPP et al., 2010).

Entre os invertebrados aquáticos, as formas imaturas da família Chironomidae (Diptera) se destacam como um grupo dominante na maioria dos ambientes e possui potencial para ser usada em estudos de dinâmicas espaciais e temporais (BOTTS, 1997; ABILIO et al., 2005; ROSIN et al., 2010). A família Chironomidae é amplamente utilizada como ferramenta para o biomonitoramento, pois apresenta alta densidade e riqueza, tolera baixas concentrações de oxigênio dissolvido, possuem hábitos sedentários, toleram variações de temperatura, condutividade e oscilações na velocidade da correnteza (GOULART e CALLISTO, 2003; LENCIONE et al., 2012). Além disso, seus hábitos alimentares estão relacionados ao fluxo de matéria orgânica (SILVA et al., 2008) e a dinâmica de suas comunidades está centrada em aspectos biogeoquímicos e na diversidade de habitats (ROSIN e TAKEDA, 2007; CAMPBELL et al., 2009).

O padrão de dominância de organismos da família Chironomidae é observado em riachos localizados na Região Sul do Brasil, como relatado em inúmeros estudos sobre a estrutura e composição desses organismos (HEPP e RESTELLO, 2007; KONIG et al., 2008; MILESI et al., 2008; HEPP e RESTELLO, 2010), sobre efeitos de diferentes usos da terra (HEPP e SANTOS, 2009; HEPP et al., 2010; SENSOLO et al 2012), deformidades associadas a estrutura funcional (BIASI e RESTELLO, 2010; REBECHI e NAVARRO-SILVA, 2012). No entanto, trabalhos realizados por Lencione (2007) e Marziali et al. (2010) com relação a auto ecologia a fenologia relatam que os Chironomidae ainda são pouco estudados principalmente nos aspectos químicos, hidrológicos e geomorfológico de seus habitats.

Recentemente, Hepp e Restello (2010) realizaram um estudo em riachos sob a influência de diferentes usos da terra e observaram uma relação negativa entre a degradação ambiental e a riqueza taxonômica de macroinvertebrados sensíveis. Por outro lado, nos locais

com maior aporte de carga orgânica, ocorreram grande número de larvas de Chironomidae (>90% do total coletado). Segundo Hepp et al. (2010) a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos sofre alterações em situações de perturbações, o que facilita sua utilização como indicadores da qualidade da água principalmente em bacias hidrográficas caracterizadas por diferentes usos da terra. Estudo realizado sobre os efeitos da paisagem na distribuição de Chironomidae em riachos do Sul do Brasil mostra que as áreas de drenagem com mais de 50% de influência agropecuária apresentam alterações físicas e químicas da água devido ao aporte de nutrientes oriundos das áreas de entorno (RESTELLO et al., 2012). Sensolo et al (2012) em seu trabalho sobre os efeitos da paisagem na distribuição da comunidade de Chironomidae, relatam a influência dos diferentes usos e ocupação da terra sobre os organismos em diferentes escalas da paisagem (área de drenagem) e observaram que a mesma apresenta influência sobre as características desses organismos. Portanto, o conhecimento da dinâmica das comunidades de Chironomidae bem como o estudo de seus táxons tem um papel importante, pois apresentam respostas rápidas as condições e alterações sofridas nos habitats (ABURAYA e CALLIL, 2007).

1.4 Objetivos e Hipóteses do Trabalho

Este estudo investiga a influência de diferentes usos e ocupações da terra sobre a comunidade de Chironomidae em riachos, considerando diferentes escalas da paisagem. Para tanto, o trabalho será norteado pelas seguintes questões: (i) a comunidade de Chironomidae reflete os atributos da paisagem nas múltiplas escalas espaciais estudadas? (ii) qual o efeito das escalas espaciais sobre a variabilidade (diversidade beta) da comunidade de Chironomidae? As hipóteses são que (i) a riqueza de espécies e a diversidade de organismos será maior nas áreas de estudo onde os atributos da paisagem indicam maior grau de integridade da zona ripária; (ii) espera-se que as escalas analisadas irão influenciar a composição da comunidade de Chironomidae de acordo com seus usos da terra. A menor porcentagem de área com vegetação e, conseqüentemente, maior porcentagem de área agrícola, irão contribuir para a maior variação na comunidade de Chironomidae. Em áreas de proteção permanente com menor área vegetada, espera-se maior aporte de nutrientes para os riachos alterando a qualidade das águas, afetando as comunidades.

2 Material e Métodos

2.1 Área de Estudo

Este estudo foi realizado nas áreas de proteção ambiental (APAs) dos rios Ligeirinho-Leãozinho e do rio Suzana, ambas localizadas no município de Erechim (27°29'6" a 27°47'10"S e 52°21'33" a 52°08'43"O) na Região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul (Figura 1). A altitude da região varia de 400 a 800 m (BUTZKE, 1997). A temperatura média anual é de 17,6°C, sendo a mínima registrada para o mês de junho (12,7°C) e a máxima para o mês de janeiro (25,5°C) (BERNARDI e BUDKE, 2010). As chuvas são bem distribuídas ao longo do ano e atingem precipitação média anual de 1912,3 mm (BERNARDI e BUDKE, 2010). Esses elementos associados caracterizam o clima da região como pertencendo ao tipo Cfb de Köppen (MORENO, 1961; BERNARDI e BUDKE, 2010). A formação geológica e edáfica é constituída por basalto, o solo é composto predominantemente pela classe dos latossolos, mais especificamente o Latossolo Vermelho Aluminoférrico típico (LVaf) (STRECK et al., 2008). A vegetação é caracterizada por um misto de Floresta Subtropical do Alto Uruguai, seguindo os vales do rio Uruguai e seus afluentes e Floresta Ombrófila Mista (BUDKE et al., 2010).

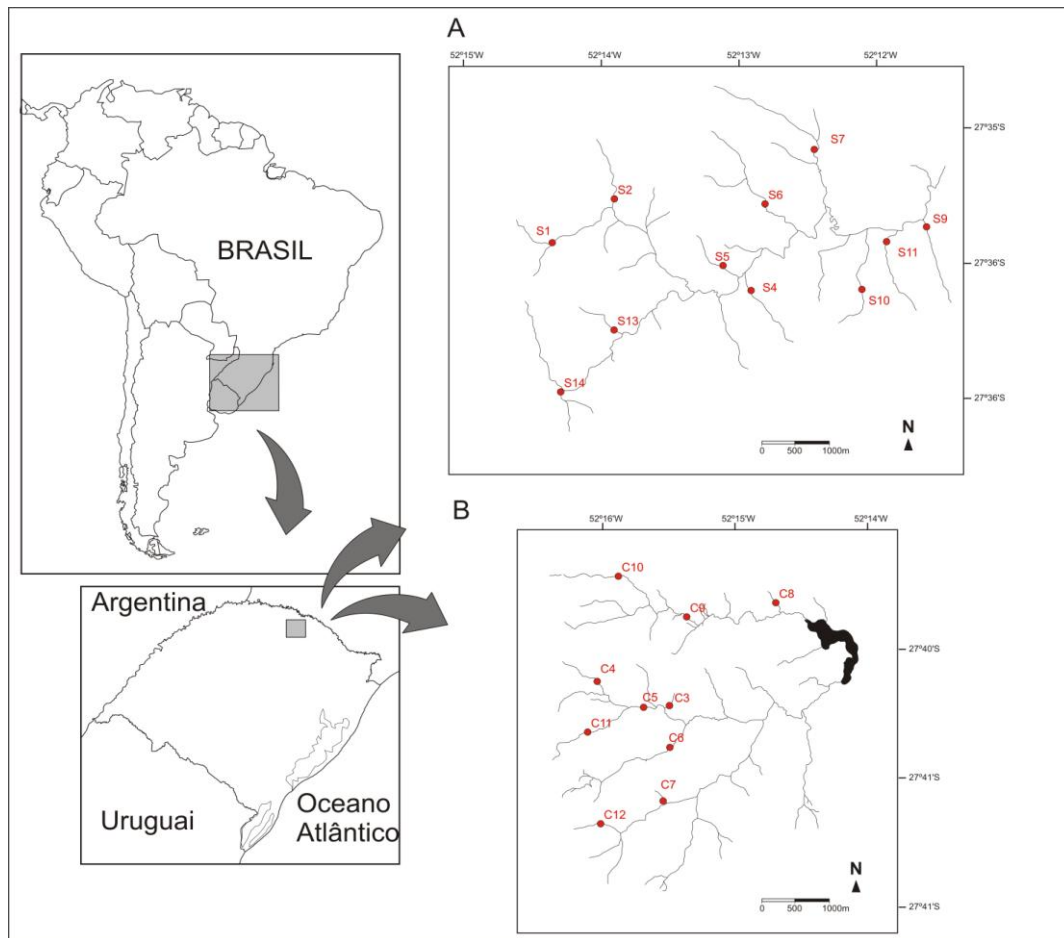


Figura 1- Localização Geográfica do Município de Erechim/RS e distribuição dos pontos de coleta na APA do rio Suzana (A) e na APA dos rios Ligeirinho-Leãozinho (B).

A APA dos rios Ligeirinho-Leãozinho situa-se entre as coordenadas geográficas $27^{\circ}39'38,3''$ a $27^{\circ}42'48,6''$ S e $52^{\circ}14'15''$ a $52^{\circ}17'23''$ O, com uma área total de 2121,05 ha. Os rios Ligeirinho e Leãozinho são tributários do rio Tigre e constituem-se corpos hídricos responsáveis pelo abastecimento do reservatório da CORSAN (Companhia Rio-grandense de Saneamento) do município de Erechim. A área da APA faz parte da bacia hidrográfica Apuaê-Inhandava, que tem como nível de base o Rio Uruguai, pertencendo a Região Hidrográfica do Rio Uruguai (DECIAN, 2011). A área da APA tem predominância de atividades agropecuárias assentada sobre este espaço, principalmente devido à topografia ondulada a suavemente ondulada do planalto Sul Rio-Grandense (DECIAN, 2011). Esta APA apresenta um índice de uso agropecuário elevado com 73,70% da área, o que representa alto grau de modernização no uso de maquinários para atividades como lavoura de soja, milho, trigo e em menor grau para práticas pecuárias (DECIAN, 2011). Os usos condizentes (vegetação arbórea

avançada e intermediária e banhados) representam apenas 26,30% do total da área de proteção permanente (DECIAN, 2011).

A APA do rio Suzana possui uma área 2728,78 ha, sendo 845,13 ha (30,97%) no perímetro urbano e está localizada entre as coordenadas 52°11'03,2'' a 52°15'28''S e 27°15'28'' a 27°34'43''O. A área da APA faz parte da bacia hidrográfica Apuaê-Inhandava, que tem como nível de base o Rio Uruguai, pertencendo a Região Hidrográfica do Rio Uruguai (DECIAN, 2011). O rio Suzana em seu leito mais baixo é responsável pelo suprimento de água para consumo humano para o município de Gaurama e Viadutos, a qual constitui basicamente toda a área de drenagem da bacia hidrográfica do rio Suzana no território de Erechim. Sua cota hipsométrica varia de 650 a 850 m. Atualmente, aproximadamente 3,78% do perímetro urbano de Erechim localiza-se na área da APA do rio Suzana. O relevo da APA do rio Suzana é caracterizado por superfícies e formas simples, que não interferem a ponto de criar diferenciações muito importantes na pluviometria anual. Somente restritas áreas estão fora do balizamento de 1.250 a 2.000 mm (HEPP, 2011). A APA do rio Suzana apresenta 64,65% da paisagem composta por usos da terra antropizados (usos não condizentes) caracterizados principalmente por atividades agrícolas, monoculturas, pastagem e solo exposto. Enquanto, 35,35% da área é representada por usos naturais, como vegetação arbórea em diferentes estágios de sucessão, principalmente no estágio avançado (DECIAN, 2011). Nestes territórios coexistem áreas urbanas e rurais, com suas atividades socioeconômicas e culturais, onde as terras permanecem sob o domínio privado, não exigindo desapropriação pelo poder público. A APA do rio Suzana é composta por diferentes propriedades rurais, que desenvolvem diversas atividades agropecuárias, além disso, no território abrangido pela UC existe uma área urbana com propriedades residenciais e industriais (HEPP, 2011).

2.2 Amostragem e identificação dos Chironomidae

Foram selecionados riachos de 1ª e 2ª ordens em ambas as APAs, sendo 11 riachos na APA do rio Suzana e 11 riachos da APA dos rios Leãozinho–Ligeirinho (Figura 1 A e B, respectivamente). Em cada riacho foram realizadas três sub-amostragens em substrato pedregoso, com um amostrador Surber com malha de 250 µm e área de 0,09 m² (MERRITT e CUMMINS, 1996). Foi escolhido o substrato pedregoso para manter o padrão de

homogeneidade das amostras o que possibilita avaliar o real efeito das variáveis ambientais (paisagem) sobre os organismos estudados.

Os organismos foram fixados em campo com etanol 80%. Em laboratório, as larvas de Chironomidae foram separadas dos demais organismos e foram mergulhadas em solução de hidróxido de potássio 10% durante 24 horas para clareamento. Após foram confeccionadas lâminas semipermanentes, com solução de Hoyer proposta por Trivinho-Strixino e Strixino (1995). As larvas foram identificadas até o nível taxonômico de gênero, utilizando a chave de identificação de Epler (2001) e Trivinho-Strixino (2011). Os organismos identificados foram tombados e depositados na Coleção de Invertebrados Bentônicos do Museu Regional do Alto Uruguai- MuRAU (URI – Campus de Erechim).

2.3 Variáveis Ambientais

Para caracterização limnológica dos riachos foram quantificadas as seguintes variáveis ambientais: velocidade de correnteza e vazão, utilizando um fluxômetro, temperatura da água, turbidez, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, oxigênio dissolvido e pH utilizando um analisador multiparâmetro HORIBA® U50. Nos mesmos locais foram coletadas amostras de água para quantificação dos teores de carbono orgânico total, carbono orgânico dissolvido, carbono inorgânico e nitrogênio total utilizando um aparelho TOC-VCSH Shimadzu®. As metodologias de análise estão descritas em Standard Methods (APHA, 1998).

2.4 Análise da paisagem

Para análise da paisagem foram calculadas as porcentagens de usos e ocupação da terra em três escalas da paisagem (imagens 1: 25000): (i) área de proteção permanente definida pela extensão de 30 m em ambas as margens do riacho (APP 30 m), (ii) área de proteção permanente definida pela extensão de 15 m em ambas as margens (APP 15 m) e (iii) área de proteção permanente definida por uma circunferência de 50 m compreendendo região de nascentes (APP 50 m). A quantificação dos atributos da paisagem nestas três escalas foi definida seguindo os parâmetros cartográficos de seleção dos corpos hídricos e uso de operações booleanas e operações de distância e contexto dos aplicativos SIG. Para análise de ambos foi utilizado o software MapInfo 8.5 e Idrisi 32. Em cada escala utilizada, a classificação de uso da terra seguiu o método de Classificação Supervisionada por Máxima

Verossimilhança (Maxlike) no SIG IDRISI 32, a partir das coordenadas geográficas obtidas em campo com o uso do GPS. A descrição dos limites e demarcações do uso da terra foi baseada na carta de Espacialização da Legislação Ambiental e na Carta de Conflitos Ambientais para demarcação dos usos da terra nas APPs (Anexos 1 e 2). Nas três escalas de paisagem estudadas foram adotadas as seguintes classes de uso da terra: Usos Condizentes e Usos não Condizentes para as áreas de Preservação e Conservação permanente, que constam no Código Florestal Federal /65 e resolução CONAMA 303/2002.

a) Usos da terra de origem natural condizentes: (i) Vegetação – Estádio Intermediário, (ii) Vegetação – Estádio Avançado e (iii) Áreas Úmidas (Banhado), sendo assim categorizadas por representar as formas com menos alterações em relação à paisagem natural original, constituída de áreas vegetadas e com presença de banhados por estarem assentadas sobre capa impermeável de basalto que possibilitavam a formação destes mananciais.

b) Usos da terra provenientes de atividade antrópica não condizentes: (i) Solo Exposto, (ii) Agricultura Implantada (milho, soja, feijão), (iii) Pastagem (Potreiros) e (iv) Monoculturas (Erva-mate, Pinus, Eucalipto). Estes usos representam as modificações impressas na paisagem ao longo do tempo histórico e sócio-econômico. São atividades exercidas sobre o espaço e que derivam, se mal utilizado e planejado, em conflitos de uso da terra em função dos critérios ambientais vigentes pela Lei n° 4.771/65. Estes usos geram problemas, relacionados à demanda por recursos naturais como a água, e que por fim ocasionam em conflitos sobre as diferentes categorias e usuários da água.

2.5 Análise dos dados

Para a análise dos dados foram organizadas quatro matrizes: (i) a matriz biológica constituída de dados da comunidade de Chironomidae, (ii) uma matriz com atributos da paisagem quantificados dentro da área de preservação permanente na escala de 30 m, em ambas as margens (APP 30 m), (iii) uma matriz com atributos da paisagem na escala de 15 m, em ambas as margens (APP 15 m) e (iv) e uma matriz com atributos da paisagem para áreas de nascente (raio de 50 metros; APP 50 m).

Para avaliar se a composição da comunidade dos Chironomidae apresenta diferenças entre as duas APAs foi empregada uma análise de classificação utilizando a matriz de abundância dos organismos previamente transformada ($\log[x+1]$). Foi utilizado o método de ligação UPGMA e o coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis. Para avaliar a distribuição

dos riachos utilizou-se uma análise de Escalonamento Multidimensional não Métrico (NMDS). Para avaliar a diferença na composição da comunidade entre as APAs e nas diferentes escalas foi utilizada Análise de Variância Multivariada (MANOVA) (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998).

A associação entre a matriz biológica com as matrizes da paisagem nas diferentes escalas foi realizada a partir de um teste de Mantel. A importância relativa das variáveis ambientais e espaciais sobre a composição da fauna foi avaliada usando uma Análise de Redundância parcial (pRDA) (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998). Para o cálculo da pRDA foi utilizada a matriz ambiental contendo os atributos da paisagem, a matriz espacial com as coordenadas geográficas e a matriz contendo a composição da fauna de Chironomidae. As análises foram realizadas no ambiente estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011) usando funções do pacote “vegan” (OKSANEN et al., 2011).

3 Resultados

3.1 Paisagem e Variáveis ambientais

Não foi observada diferença entre as variáveis ambientais quantificadas nos riachos das duas APAs. De maneira geral, as águas de todos os riachos estiveram bem oxigenadas ($OD > 6 \text{ mg L}^{-1}$) com baixos valores de condutividade elétrica ($< 0,070 \text{ mS cm}^{-1}$). As águas dos riachos na APA do rio Suzana apresentaram valores de pH próximos da neutralidade, enquanto que os riachos na APA dos rios Ligeirinho-Leãozinho apresentaram pH levemente ácido (Tabela 1). Os teores de carbono orgânico e inorgânico foram maiores na APA do rio Suzana ($12,74 \pm 24,19 \text{ mg L}^{-1}$; $6,43 \pm 1,61 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente) (Tabela 1). As concentrações de nitrogênio total foram semelhantes (Tabela 1).

Tabela 1- Valores médios e desvio padrão das variáveis ambientais mensuradas nos riachos das APAs do rio Suzana e rios Ligeirinho-Leãozinho no município de Erechim - RS em Setembro e Outubro de 2011.

| Variáveis Ambientais | APA do rio Suzana | APA dos rios Ligeirinho Leãozinho |
|--|--------------------------|--|
| Profundidade (cm) | 12,08 ± 4,44 | 12,41± 6,10 |
| Largura (m) | 1,40 ± 0,47 | 1, 40 ± 0,53 |
| Velocidade de Correnteza (m s ⁻¹) | 0,44 ± 0,22 | 0,44 ± 0,11 |
| Vazão (m ³ s ⁻¹) | 0,059 ±0,033 | 0,084± 0,080 |
| Sólidos dissolvidos totais (mg L ⁻¹) | 0,039 ±0,001 | 0,05 ± 0,07 |
| Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹) | 10,35 ± 1,30 | 10,56± 0,60 |
| Temperatura da água (°C) | 20,35 ±3,20 | 19,17±1,00 |
| pH | 7,01 ± 0,26 | 5,69 ± 1,40 |
| Condutividade Elétrica (mS cm ⁻¹) | 0,060 ±0,016 | 0,043 ± 0,010 |
| Turbidez (UNT) | 8,80 ± 4,65 | 8,65 ± 5,74 |
| Carbono Orgânico (mg L ⁻¹) | 12,74 ±24,19 | 11,32 ±16,93 |
| Carbono Inorgânico (mg L ⁻¹) | 6,43 ± 1,61 | 4,90 ± 1,74 |
| Carbono Total (mg L ⁻¹) | 17,88 ±24,15 | 16,26 ± 17,70 |
| Nitrogênio Total (mg L ⁻¹) | 1,75 ± 0,66 | 1,30 ± 0,27 |

A APA dos rios Ligeirinho–Leãozinho apresenta grande parte de sua área de drenagem em conflitos de usos da terra, principalmente pela agricultura implantada, solo exposto e áreas de pastagem (Tabela 2). Na área desta APA os usos não condizentes prevalecem nas três escalas analisadas (valores relativos = 0,69±0,21; 0,54±0,22; 0,53±0,22, nas APP 50 m, 30 m e 15 m, respectivamente) havendo maior ocupação por agricultura (0,56±0,32; 0,32±0,21; 0,31± 0,21, nas APP 50 m, 30 m e 15 m, respectivamente). A APA do rio Suzana apresenta valores relativos maiores em relação aos usos condizentes nas três escalas estudadas (0,56±0,27; 0,62±0,15; 0,34±0,17, nas APP 50 m, 30 m e 15 m, respectivamente). A vegetação arbórea avançada ocorre como um fator positivo para a integridade da APA do rio Suzana nas três escalas estudadas (0,16±0,27; 0,35±0,26; 0,36±0,04, nas APP 50 m, 30 m e 15 m, respectivamente) (Tabela 2). Comparando os atributos da paisagem mensurados nas duas APAs, foi observada diferença entre eles para

todas as escalas estudadas (APP 50 m: $F_{(1;20)}=7,27$; $p=0,003$; APP 30 m: $F_{(1;20)}=5,12$ $p=0,006$; APP 15 m: $F_{(1;20)}=6,50$ $p=0,004$).

Tabela2: Valores relativos (média e desvio padrão) dos atributos de usos da terra nas escalas APP 50 m, APP 30 m e APP 15 m nas APAs dos rios Ligeirinho-Leãozinho e Suzana no município de Erechim – RS em Setembro e Outubro de 2011

| USOS DA TERRA | APA dos rios Ligeirinho- Leãozinho | | | APA do rio Suzana | | |
|----------------------------|------------------------------------|-----------|-----------|-------------------|-----------|-----------|
| | APP 50m | APP 30m | APP 15m | APP 50m | APP 30m | APP 15m |
| Vegetação arbórea intermed | 0,10±0,13 | 0,07±0,07 | 0,08±0,09 | 0,38±0,32 | 0,24±0,14 | 0,29±0,01 |
| Vegetação arbórea avançada | 0,09±0,08 | 0,25±0,20 | 0,25±0,20 | 0,16±0,27 | 0,35±0,26 | 0,36±0,04 |
| Banhados | 0,12±0,19 | 0,13±0,11 | 0,13±0,11 | 0,03±0,08 | 0,03±0,05 | 0,12±0,01 |
| Agricultura | 0,56±0,32 | 0,32±0,21 | 0,31±0,21 | 0,04±0,08 | 0,04±0,04 | 0,26±0,07 |
| Pousio e Pastagem | 0,04±0,07 | 0,13±0,16 | 0,12±0,16 | 0,17±0,20 | 0,13±0,09 | 0,11±0,03 |
| Solo Exposto | 0,01±0,02 | 0,01±0,02 | 0,01±0,02 | 0,06±0,09 | 0,07±0,13 | 0,01±0,01 |
| Monoculturas | 0,04±0,09 | 0,04±0,08 | 0,04±0,08 | 0,05±0,08 | 0,05±0,06 | 0,06±0,03 |
| Usos não condizentes | 0,69±0,21 | 0,54±0,22 | 0,53±0,22 | 0,43±0,27 | 0,38±0,15 | 0,38±0,22 |
| Usos condizentes | 0,31±0,21 | 0,46±0,22 | 0,46±0,22 | 0,56±0,27 | 0,62±0,15 | 0,34±0,17 |

3.2 Comunidade de Chironomidae

Foram amostradas 5177 larvas de Chironomidae distribuídas em 48 gêneros. Dentre os gêneros mais abundantes estão *Cricotopus/Orthocladius* com 1642 exemplares (31,7% do total) e *Onconeura* com 996 organismos (19,23%) (Tabela 3). Na APA dos rios Ligeirinho–Leãozinho foram coletados 1815 organismos (35,05% do total), distribuídos em 43 gêneros. O gênero mais abundante foi *Cricotopus/Orthocladius* (média de $54,1 \pm 100,2$ organismos por riacho), seguido de *Corynoneura* ($22,8 \pm 47,5$), *Tanytarsus* ($8,0 \pm 11,0$), *Paratanyarsus* ($4,5 \pm 7,7$) e *Pentaneura* ($2,6 \pm 4,4$) (Tabela 3). Na APA do rio Suzana foram coletados 3362 organismos (64,95% do total) distribuídos em 39 gêneros. O gênero mais abundante foi *Cricotopus/Orthocladius* ($95,2 \pm 94,0$), seguido dos gêneros *Onconeura* ($78,3 \pm 121,5$), *Rheotanytarsus* ($43,9 \pm 81,0$), *Polypedilum* ($7,9 \pm 10,1$) e *Thienemannimyia* ($10,5 \pm 30,0$) (Tabela 3).

Tabela 3 - Subfamílias e gêneros de Chironomidae (média e desvio padrão de organismos, n = 11 riachos) identificados nas APAs dos rios Ligeirinho–Leãozinho e rio Suzana no município de Erechim – RS em Setembro e Outubro de 2011.

| Taxa | APA Ligeirinho – Leãozinho | APA Suzana |
|---|-------------------------------|--------------|
| Orthoclaadiinae Edwards, 1929 | | |
| <i>Antilocladius</i> Saether, 1981 | 1,4 ± 2,8 | 0,7 ± 2,4 |
| <i>Cardiocladius</i> Kieffer, 1912 | 2,4 ± 3,0 | 3,9 ± 12,3 |
| <i>Corynoneura</i> Winnertz, 1846 | 22,8 ± 47,5 | 17,0 ± 18,9 |
| <i>Cricotopus/Ortochadius</i> * | 54,1 ± 100,2 | 95,2 ± 94,0 |
| <i>Gymnometriocnemus</i> Goetghebuer, 1932 | 0,5 ± 1,2 | 0,0 ± 0,0 |
| <i>Lopescladius</i> Oliveira, 1967 | 0,3 ± 0,5 | 0,0 ± 0,0 |
| <i>Metriocnemus</i> Kieffer 1921 | 1,2 ± 1,5 | 1,1 ± 2,6 |
| <i>Nanocladius</i> Kieffer, 1912 | 5,6 ± 11,5 | 1,9 ± 3,0 |
| <i>Onconeura</i> Andersen e Sather, 2005 | 12,3 ± 11,0 | 78,3 ± 121,5 |
| <i>Orthoclaadiinae A</i> Kieffer, 1911 | 4,4 ± 8,3 | 1,5 ± 4,8 |
| <i>Orthoclaadiinae B</i> Kieffer, 1911 | 7,1 ± 8,2 | 4,5 ± 12,5 |
| <i>Paracladius</i> Hirvenoja, 1973 | 0,9 ± 1,6 | 0,0 ± 0,0 |
| <i>Parakiefferiella</i> Thieneman, 1926 | 0,3 ± 0,5 | 0,0 ± 0,0 |
| <i>Parametriocnemus</i> Goetghebuer, 1932 | 2,7 ± 6,2 | 11,5 ± 6,9 |
| <i>Paraphaenocladius</i> Thienemann, 1924 | 0,2 ± 0,4 | 0,1 ± 0,3 |
| <i>Prox. Cricotopus</i> Van der Wulp, 1874 | 0,1 ± 0,3 | 0,1 ± 0,3 |
| <i>Psectrocladius</i> Holmgren, 1869 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,3 |
| <i>Rheocricotopus</i> Thienemann e Harnisch, 2004 | 1,3 ± 2,2 | 2,0 ± 1,8 |
| <i>Thienemania?</i> Kieffer, 1909 | 5,3 ± 6,6 | 3,3 ± 5,8 |
| <i>Thienimanniella</i> Kieffer, 1911 | 10,6 ± 9,6 | 3,3 ± 10,9 |
| <i>Ubatubaneura</i> Trivinho-Strixino, 2009 | 2,5 ± 3,2 | 1,5 ± 2,9 |
| Chironominae Maquart, 1838 | | |
| <i>Caladomyia</i> Säwedel, 1981 | 1,5 ± 2,9 | 0,2 ± 0,4 |
| <i>Chironomus</i> Meigen, 1803 | 0,0 ± 0,0 | 3,9 ± 11,7 |
| <i>Constempellina</i> Pankratova, 1983 | 0,4 ± 0,9 | 0,2 ± 0,4 |
| <i>Dicrotendipes</i> Kieffer, 1913 | 0,3 ± 0,5 | 0,0 ± 0,0 |
| <i>Endotribelos</i> Grodhaus, 1987 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,3 |
| <i>Manoa</i> Fittkau, 1963 | 0,6 ± 1,8 | 0,4 ± 1,2 |
| <i>Nilothauma</i> Goetghebuer, 1921 | 0,6 ± 1,0 | 0,0 ± 0,0 |
| <i>Paraphaenocladius</i> Thienemann, 1924 | 0,1 ± 0,3 | 0,0 ± 0,0 |
| <i>Paratanytarsus</i> Thienemman e Bause, 1951 | 4,5 ± 7,7 | 2,3 ± 6,6 |
| <i>Paratendipes</i> Kieffer, 1911 | 2,4 ± 6,9 | 1,4 ± 2,5 |
| <i>Parachironumu</i> , Lenz, 1921 | 0,0 ± 0,0 | 0,2 ± 0,6 |
| <i>Phaenopsectra</i> Kieffer, 1921 | 0,2 ± 0,6 | 0,5 ± 1,2 |
| <i>Polypedilum</i> Kieffer, 1912 | 1,4 ± 1,5 | 7,9 ± 10,1 |
| <i>Pseudochironomus/Riethia</i> Malloch, 1915 | 0,2 ± 0,6 | 0,9 ± 2,4 |
| <i>Rheotanytarsus</i> Thienemann e Bause, 1913 | 3,5 ± 4,7 | 43,9 ± 81,0 |
| <i>Stenochironomus</i> Kieffer, 1919 | 0,2 ± 0,6 | 0,1 ± 0,3 |
| <i>Stictochironomus</i> Kieffer, 1919 | 0,0 ± 0,0 | 0,1 ± 0,3 |
| <i>Tanytarsus</i> Van der Wulp, 1874 | 8,0 ± 11,0 | 0,7 ± 2,1 |
| <i>Xestochironomus</i> Sublete e Wirth, 1972 | 0,2 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 |
| Tanypodinae Thienemann e Zavrel, 1916 | | |
| <i>Ablabesmyia</i> Johannsen, 1905 | 1,7 ± 3,4 | 0,2 ± 0,6 |
| <i>Hudsonimyia</i> Roback, 1979 | 0,2 ± 0,4 | 0,1 ± 0,3 |
| <i>Larsia</i> Fittkau, 1962 | 0,1 ± 0,3 | 4,4 ± 11,9 |
| <i>Nilotanypus</i> Kieffer, 1923 | 0,1 ± 0,3 | 0,0 ± 0,0 |
| <i>Paramerina</i> Stur e Fittkau, 1997 | 0,2 ± 0,4 | 0,3 ± 0,6 |
| <i>Pentaneura</i> Philippi, 1865 | 2,6 ± 4,4 | 1,4 ± 3,0 |
| <i>Thienemannimyia</i> Fittkau, 1962 | 0,3 ± 0,5 | 10,5 ± 30,0 |
| <i>Zavrelemyia</i> Fittkau, 1962 | 0,1 ± 0,3 | 0,2 ± 0,4 |

| | | |
|-------------------|----------------------|---------------------|
| Abundância | 1815 (35,05%) | 3362 (64,9%) |
| Riqueza | 43 | 39 |

* Gênero não definido, identificado como *Cricotopus/Orthocladius*, devido à semelhança entre ambos (EPLER, 2001)

As análises exploratórias demonstraram haver uma distinção na composição da comunidade entre as duas áreas estudadas. A análise de classificação mostrou existir dois grupos, caracterizados pela similaridade entre os riachos dentro de cada área das APA dos rios Ligeirinho-Leãozinho e da APA do rio Suzana (Figura 2). A NMDS corroborou a análise de agrupamento e mostrou existir proximidade entre a composição da fauna entre os riachos dentro de cada uma das APAs (Figura 3). Com a definição dos polígonos gerados entre os riachos de cada APA, foi observada a maior variabilidade existente entre os riachos dentro da APA dos rios Ligeirinho-Leãozinho. Esta variabilidade mostra existir maior diversidade beta entre estes locais, reflexo da maior ocupação pelas usos não condizentes, em especial a agricultura. Por outro lado, a menor variabilidade da comunidade nos riachos dentro da APA do rio Suzana é gerada pela menor variabilidade nos usos e ocupação da terra. O padrão de agrupamento e dispersão observados nas análises exploratórias foi corroborado pela análise de variância, que demonstrou haver diferença significativa entre a composição da fauna de Chironomidae nos riachos das duas APAs estudadas ($F_{(1;20)}=5,59$, $p=0,002$).

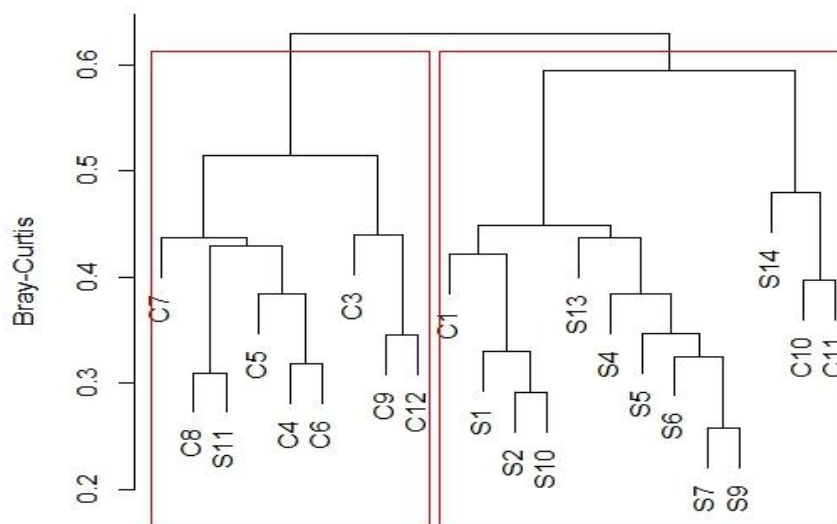


Figura 2 - Dendrograma de dissimilaridade entre os riachos na APA dos rios Ligeirinho-Leãozinho (representados pela letra “C”) e na APA do rio Suzana (representados pela letra “S”) no município de Erechim - RS. Os números indicam os pontos amostriais dos riachos estudados.

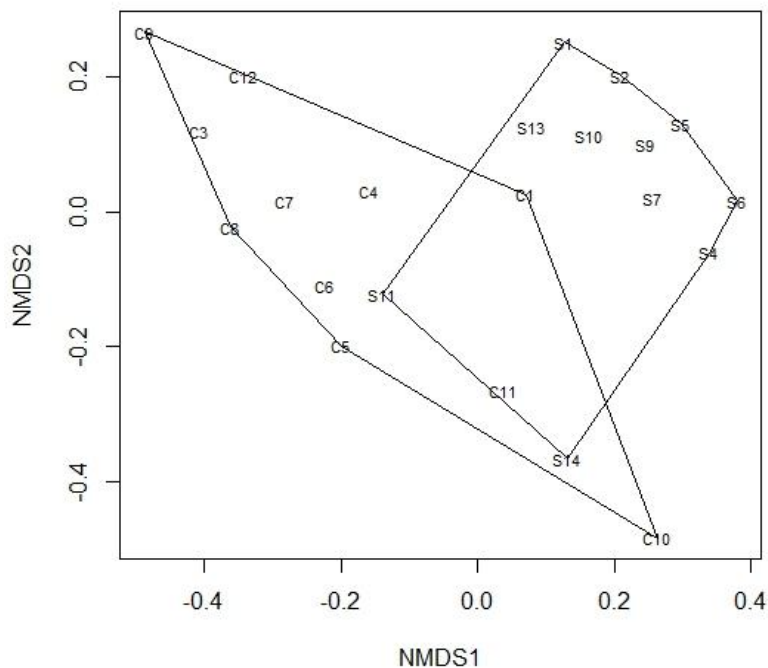


Figura 3: Ordenação NMDS baseada na composição de Chironomidae dos riachos nas APAs dos rios Ligeirinho-Leãozinho (representado pela letra “C”) e do rio Suzana (representados pela letra “S”) no município de Erechim- RS. (*Stress* final da análise = 0,14%).

3.3 Efeitos da paisagem sobre a composição da comunidade

Embora baixa, foi observada correlação entre a matriz biológica e a paisagem na escala de APP 50 m ($rM=0,15$, $p=0,04$). Nas demais escalas, não foi observada correlação entre a matriz biológica e matriz da paisagem (APP 30 m: $rM=0,13$, $p=0,08$; APP 15 m: $rM=0,13$, $p=0,06$). As variáveis físicas e químicas da água não foram influenciadas pelos atributos da paisagem nas três escalas analisadas ($p > 0,05$). A explicação gerada pelos atributos da paisagem foram maiores para ambas as escalas analisadas ($>40\%$ para todas as escalas; Figura 4). Na escala APP 50 m, os atributos da paisagem explicaram 40,18% da

variação na composição da comunidade, enquanto que a variação espacial foi de 7,93% e a variação compartilhada entre ambiente e espaço explicou apenas 3,73%. Na escala de APP 30 m a explicação gerada pelos atributos da paisagem foi de 45,31%, a variação espacial foi de 9,07% e a variação compartilhada foi de 2,6%. Na escala de APP 15 m a explicação gerada pela paisagem foi de 42,52%, enquanto que a variação espacial foi de 7,76% e a compartilhada foi de apenas 3,93%.

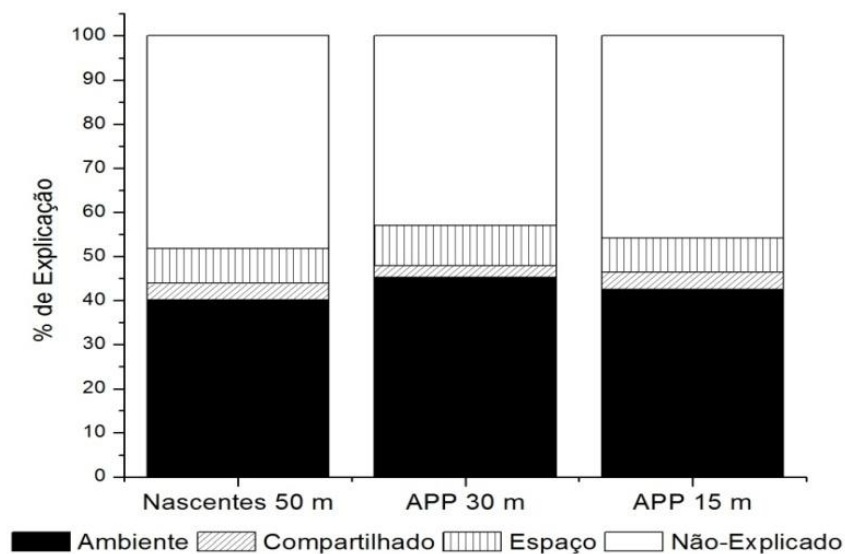


Figura 4: Variação explicada pelos componentes ambientais (atributos da paisagem), espaciais, compartilhados (ambiente e espaço) e não explicados para a matriz de composição de Chironomidae para as escalas da paisagem APP 50 m (áreas de nascentes), APP 30 m e APP 15 m, das APAs dos rios Ligeirinho Leãozinho e Suzana.

Dentre os atributos da paisagem estudados (variáveis ambientais), os usos não condizentes influenciam as comunidades de Chironomidae nos riachos da APA do rio Leãozinho-Ligeirinho. Por outro lado, os usos condizentes influenciam as comunidades de Chironomidae nos riachos da APA do rio Suzana (Figura 5). Para a escala de APP 50 m, os usos não-condizentes (em especial a agricultura implantada) influenciam a composição da fauna na APA do rio Ligeirinho-Leãozinho, enquanto que os usos condizentes (principalmente vegetação em estágio inicial e avançado) influenciaram as comunidades nos riachos na APA do rio Suzana (Figura 5A). Para escala de APP 30 m a agricultura implantada foi o fator de maior impacto sobre a comunidade de organismos na APA do rio Ligeirinho-

Leãozinho e a vegetação intermediária e avançada influenciaram as comunidades nos riachos na APA do rio Suzana (Figura 5B). Na escala de APP 15 metros os usos não condizentes (agricultura implantada e solo exposto) influenciaram a comunidade na APA do rio Leãozinho-Ligeirinho enquanto que na APA do Rio Suzana a vegetação intermediária e avançada mantiveram-se como uso condizente de maior influência sobre a comunidade de Chironomidae (Figura 5C).

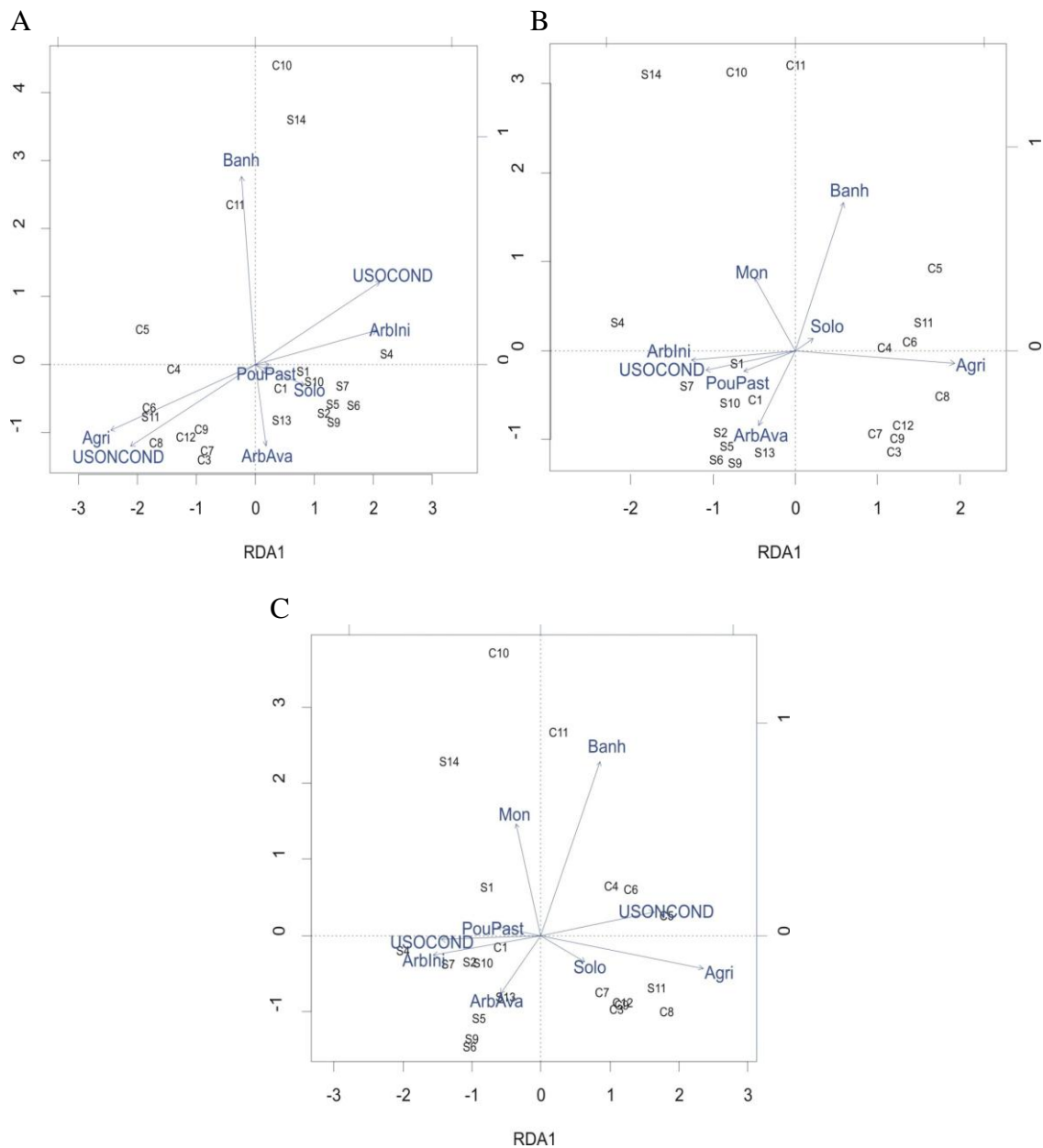


Figura 5: Análise de Redundância entre a comunidade de Chironomidae e os atributos da paisagem nas escalas de APP 50 m (A), APP 30 m (B) e APP 15 m (C). Siglas: (S) Pontos de coleta rio Suzana; (C) Pontos de coleta rios Ligeirinho – Leãozinho; (USOCOND) usos condizentes; (USONCOND)

usos não condizentes; (Banh) Banhados; (Mon) Monoculturas; (PouPast) Pousio e Pastagem; (Agri) Agricultura; (Solo) Solo exposto; (Arbini) Vegetação arbórea em estágio intermediário; (Arbava) Vegetação arbórea em estágio avançado.

4 Discussão

4.1 Paisagem e Variáveis ambientais

As variáveis físicas e químicas foram semelhantes entre os riachos das duas APAs. Embora a literatura destaque que existe relação entre alterações da paisagem com características limnológicas dos riachos, este padrão não foi observado no presente estudo. Geralmente, as características físicas e químicas da água são influenciadas pelos diferentes usos e ocupação da terra, com valores elevados de turbidez, pH, condutividade e oxigênio dissolvido, em locais impactados (RESTELLO et al., 2012). Possivelmente, a pequena distância geográfica entre as duas APAs, os mesmos padrões climáticos, e índices de precipitações bem distribuído ao longo do ano, podem ter sido fatores ambientais mais significantes na similaridade das características limnológicas das águas.

As características da paisagem entre as duas APAs apresentaram diferenças em todas as escalas estudadas. Na área das duas APAs as atividades agropecuárias são os principais usos e ocupação da terra observados na paisagem. A Região Alto Uruguai/RS apresenta intensiva prática agrícola na maioria dos municípios, acarretando em alterações significativas na paisagem (DECIAN et al., 2009). Em relação as duas APAs, a atividade agrícola torna-se o elemento predominante da paisagem na área da APA dos rios Ligeirinho-Leãozinho, diminuindo o papel de conectividade dos fragmentos de vegetação.

A APA dos rios Ligeirinho-Leãozinho está sob a influência antrópica há cerca de um século devido à instalação populacional na área (BRUM, 1985). Essa ocupação acarretou em degradação da vegetação nativa dando lugar à agricultura implantada, pastagem, criação de gado e urbanização, resultando em apenas 15% de remanescentes florestais (PIRAN, 2001). Em estudo realizado com dados de 2003 a 2010 nesta APA foi observado que os usos antropizados predominam, com aumento do plantio de eucaliptos, e áreas de potreiro devido ao abandono ou arrendamento de algumas propriedades (DECIAN, 2012).

A APA do rio Suzana é caracterizada pela existência de diversos usos, inclusive áreas com conflitos ambientais, gerados por ocupação indevida da terra. Esta área apresenta uma maior heterogeneidade da paisagem composta principalmente pela presença de vegetação em estágio intermediário e avançado. Porém a forma de sustento das famílias ainda é a

monocultura, o que leva a uma descaracterização das paisagens naturais. Mesmo apresentando grande heterogeneidade paisagística, a APA do Rio Susana vem sendo impactada principalmente pelo crescimento populacional e industrial de seu entorno.

4.2 Comunidade de Chironomidae

A composição e abundância da fauna entre os riachos nas duas APAs foram diferentes, porém a riqueza de organismos foi similar. As diferenças observadas na composição e abundância são reflexo da heterogeneidade da paisagem que as duas APAs apresentam. Diversos estudos realizados no Brasil têm salientado a grande abundância de Chironomidae e a sua colonização em uma grande variedade de habitats (SANSEVERINO et al., 1998; NESSIMIAN et al., 2003; SURIANO et al., 2004). Além disso, essa família é abundante em riachos expostos a interferências antrópicas, como o desmatamento (SPONSELLER et al., 2001).

O predomínio de Chironomidae em áreas antropizadas é esperado devido principalmente pela quantidade de matéria orgânica particulada dissolvida na água. Diferenças na velocidade da correnteza e na quantidade de sedimento particulado promovem uma diversificação de microhabitats dentro do sistema aquático, podendo ocasionar um aumento da riqueza de espécies (TOWNSEND et al., 2003). A riqueza de organismos encontrados no presente estudo pode estar associada à semelhança física dos locais amostrados.

A entrada de matéria orgânica é responsável pela modificação dos aspectos morfológicos do riacho e das características da comunidade (HAGEN et al., 2006). As larvas de Chironomidae são muito importantes para a manutenção do ciclo dos nutrientes e teias tróficas em ecossistemas aquáticos (ARMITAGE et al., 1995). Neste estudo, observou-se predomínio de organismos dos gêneros *Cricotopus/Ortocladius* e *Onconeura* o que sugere que estes grupos se adaptam a diferentes condições de habitat. Em estudo realizado por Bagatini et al. (2011), em riachos do Paraná observaram alta abundância desses organismos por serem muito adaptados a ambientes lóticos com ou sem perturbação.

Dentre os gêneros encontrados em grande quantidade, destacam-se *Cricotopus/Ortocladius*, *Onconeura*, *Polypedilum*, *Rheotanytarsus* e *Thiennemannimyia*. *Cricotopus/Ortocladius* e *Onconeura* foram os gêneros encontrados em maior abundância nos

pontos mais impactados de ambas as APAs, áreas com valores relativos mais elevados dos usos como: agricultura, pastagem e solo exposto.

Trabalhos realizados na região analisando os efeitos das características da área de drenagem sobre a comunidade de Chironomidae obtiveram resultados relevantes em consideração a riqueza e abundância desses organismos. Restello et al. (2012) em seus resultados identificaram 41 gêneros, sendo que estes se adaptam as diferentes condições de habitats. *Cricotopus/Ortocladius* foi um gênero abundante em seu estudo e está relacionado com pontos de maior influência da urbanização e a alterações físicas e químicas da água. Sensolo et al. (2012) observaram em seu trabalho, que a família Chironomidae responde as influências dos diferentes usos da terra na escala da área de drenagem e áreas de APP, com uma menor riqueza de taxa porém com abundância de gêneros semelhantes aos encontrados em nosso trabalho como, *Cricotopus/Ortocladius*, *Rheotantarsus* e *Thienemanniella*, gêneros normalmente encontrados em áreas de degradação ambiental. No estado de São Paulo, em estudo realizado para avaliar a influência da atividade canavieira sobre a comunidade de macroinvertebrados em riachos com a interferência de diferentes usos da terra, foram encontrados 54 taxa de Chironomidae. Os córregos localizados em áreas com atividade canavieira e pastagens, apresentaram uma baixa variedade faunística com predomínio de larvas de Chironomidae. Ao contrário, os córregos localizados em áreas com vegetação ripária apresentaram uma rica fauna aquática com menor participação de larvas de Chironomidae (CORBI e TRIVINHO-STRIXINO, 2008). Corroborando com esses trabalhos, nosso estudo mostrou similaridade na riqueza de organismos, e essa resposta está associada aos diferentes atributos da paisagem observados nas duas APAs nas diferentes escalas analisadas.

Na APA do rio Ligeirinho-Leãozinho, a diminuição da abundância de organismos ocorreu devido à influência dos usos e ocupação da terra predominantemente agrícola e pela diminuição da vegetação ripária na maior parte das áreas de APP. Essas alterações favorecem a ocorrência de erosão dos corpos da água e consequente entrada de agroquímicos oriundos do entorno da bacia de drenagem.

4.3 Efeitos da paisagem sobre a composição da comunidade

A variação na comunidade de Chironomidae reflete os efeitos dos usos da terra em que estão inseridos os riachos. Esta variação na composição da comunidade é um fator relevante

quando se estuda a diversidade beta destas comunidades. De acordo com Walters et al. (2009) as comunidades de macroinvertebrados bentônicos, incluindo os Chironomidae, respondem com eficiência as alterações ambientais promovidas pelo uso da terra, com a redução da riqueza e diversidade e o aumento de organismos tolerantes as adversidades ambientais. No presente estudo, as alterações observadas na abundância dos organismos e a similaridade da riqueza estão respondendo de maneira diferente às questões de variação ambiental existente nas duas APAs. Enquanto que a abundância respondeu às alterações da paisagem, em ambas as escalas estudadas, a riqueza respondeu a similaridade das características físicas e químicas da água. Em linhas gerais, a abundância respondeu a variações das escalas mais amplas e a composição a variações em escalas locais (neste caso, inexistentes).

Áreas impactadas por usos como pastagem e agricultura juntamente como o escoamento de pesticidas podem resultar na redução da riqueza taxonomica de macroinvertebrados bentônicos (EGLER et al., 2012). A alteração na abundância de organismos tolerantes pode ser gerada por alterações na vegetação ripária, que dependem do uso da terra na bacia hidrográfica e exercem influência sobre os padrões de distribuição da comunidade bentônica (CALLISTO et al., 2001; HEPP e SANTOS, 2009).

A comunidade de Chironomidae mostrou relação com os atributos da paisagem na escala de APP 50 m. Os organismos foram mais sensíveis a essa escala na APA dos rios Ligeirinho-Leãozinho, pois os valores relativos de vegetação são muito baixos em relação à APA do rio Suzana. Riachos inseridos em diferentes paisagens podem apresentar diferente diversidade de organismos entre si, uma vez que a dinâmica ecológica e as características ambientais podem variar com as distâncias entre os riachos. Os riachos submetidos à ação antrópica (atividades agrícolas) se tornaram mais homogêneos e mais semelhantes entre si do que riachos com vegetação preservada. Riachos menos preservados tendem a ter menor diversidade (HEPP et al., 2010). Os dados do presente estudo confirmam o pressuposto de que riachos com maior integridade da vegetação ripária e maior heterogeneidade de habitats como ocorre na APA do rio Suzana apresentam abundância maior de organismos. Em escalas mais amplas, como de bacias hidrográficas, variáveis como a capacidade de dispersão dos organismos e a composição da vegetação ripária tornam-se importantes (LIGEIRO et al., 2010).

Analisando a variação da composição dos gêneros em relação ao ambiente, este explica 40% da influência da paisagem sobre a composição dessas comunidades, enquanto que o espaço explicou somente 8,25% da variação. Nesse contexto, os resultados apontam

novamente sobre a influência da atividade antrópica modificando a paisagem das APAs em estudo. Os resultados do presente estudo demonstraram que as diferenças nas condições ambientais, como a presença ou ausência de vegetação ripária são mais importantes na estruturação das comunidades que diferenças na localização espacial. Esses dados corroboram os resultados encontrados por Kleine e Trivinho-Strixino (2005), que estudaram a composição taxonômica de vários organismos bentônicos em áreas com diferentes formas de ocupação em decorrência de desmatamentos, agricultura e urbanização. Mesmo apresentando elevada porcentagem de usos não condizentes, a APA do rio Suzana está mais preservada em relação à APA dos rios Ligeirinho–Leãozinho. Na APA do rio Suzana o atributo da paisagem que mais influenciou sobre a comunidade de Chironomidae foi à vegetação nos estádios intermediário e avançado que apresenta maior integridade nas áreas de nascentes (APP 50 m). Sensolo et al. (2012) descreve que as variáveis em escala local foram responsáveis por uma grande mudança na comunidade, e a paisagem relacionada às grandes escalas (área de drenagem e APP) gerou efeitos significativos sobre a fauna de Chironomidae. Nossos resultados sugerem a importância da conservação da paisagem nessas escalas, porém a preservação das áreas de nascentes (APP 50 m) é de extrema importância para a manutenção da diversidade dos organismos aquáticos.

5 Conclusões

Diante destes resultados, podemos concluir que:

- A paisagem foi à responsável por gerar a maior variação da comunidade de Chironomidae nos riachos em ambas as APAs considerando as três escalas de paisagem. Para as escalas de APP 50, 30 e 15 m a agricultura foi o principal atributo da paisagem que influenciou a comunidade de Chironomidae na APA dos rios Ligeirinho-Leãozinho. A vegetação em estádios inicial e avançado foi o principal atributo da paisagem que influenciou a comunidade de Chironomidae na APA do rio Suzana.
- Os gêneros tolerantes a impactos antrópicos, como *Cricotopus/Ortocladius* e *Onconeura* foram abundantes nas duas APAs. A riqueza foi similar nas duas APAs e abundância foi maior na APA do rio Suzana, devido à heterogeneidade da paisagem desta APA.
- Apenas as escalas de APP 50 m afetam de forma positiva sobre a integridade da comunidade biológica, as outras escalas analisadas (APP 30 e 15 m) estão invadidas por atributos da paisagem que refletem de forma negativa sobre a biota local. Ou seja, a integridade das nascentes dos riachos é fundamental para a manutenção da biodiversidade aquática. Se

considerarmos, que 2/3 de uma bacia hidrográfica é constituída por riachos de pequena ordem, esta conservação das condições ambientais nesta escala são fundamentais para a gestão do ambiente, principalmente por que a maioria das nascentes estão inseridas em áreas úmidas e de banhados.

- A variação da composição das comunidades foi maior por influência de fatores regionais (paisagem) e menor por fatores locais (variáveis físicas e químicas).

Em resumo, nesse estudo observamos que ambas as APAs estão muito impactadas e a comunidade de Chironomidae serviu como excelente bioindicador das condições ambientais, respondendo a essas adversidades em diferentes escalas da paisagem. Isso reforça a necessidade de um planejamento urgente por parte dos gestores ambientais, a fim de garantir a manutenção e a restauração das áreas florestadas, principalmente da vegetação ripária nos corpos d'água, o que além de manter a integridade dos ecossistemas, é fundamental para a qualidade da água. Assim como, trabalhos de biomonitoramento devem ser planejados de maneira a correlacionar a dinâmica espacial com a integridade da comunidade biológica.

6 Referências

- ABÍLIO, F. J. P.; FONSECA-GESSNER, A. A.; WATANABE, T. e LEITE, R. L. Fauna de Chironomidae e outros insetos aquáticos de açudes do semi-árido paraibano, Brasil. **Entomology y Vectores**, v.12, n.2, p.255-264, 2005.
- ABURAYA, F. H. e CALLIL, C. T. Variação temporal de Chironomidae (Diptera) no Alto Rio Paraguai (Cáceres, Mato Grosso, Brasil). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 565-572, 2007.
- ALLAN, J. D. Landscape and rivers capes; the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.35, p. 257-284, 2004.
- ANDERSON, M. J.; CRIST, T. O.; CHASE, J. M.; VELLEND, M.; IINOUE, B. D.; FREESTONE, A. L.; SANDERS, N. J.; CORNELL, H. V.; COMITA, L. S.; DAVIES, K. F.; HARRISON, S. P.; KRAFT, N. J. B.; STEGEN, J. C.; SWENSON, N. G. Navigating the multiple meanings of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, p. 19–28, 2011.
- APHA– American Public Health Association. **Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 ed. Washington, 1998.
- ARMITAGE, P. D.; CRANSTON, P. S.; PINDER, L. C. V. The Chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges. **Chapman e Hall**, London, p. 572, 1995.
- BAGATINI, Y. M.; BENEDITO, E. e HIGUTI, J. Effect of the environmental factors on the caloric content of benthic and phytophilous invertebrates in neotropical reservoirs in the Paraná State. **International Review of Hydrobiology**, v. 95, p.246-259, 2010.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D. e STRIBLING, J.B. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, 2^a ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C, 1999.
- BERNARDI, S. e BUDKE, J. C. Estrutura da sinúsia epifítica e efeito de borda em uma área de transição entre Floresta Estacional Semidecídua e Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v.40, n.1, p.81-82, 2010.
- BIASI, C e RESTELLO, R. M. Incidence of morphological deformities in chironomidae larvae (insecta: diptera) as a tool for evaluation of water quality in streams of Erechim-RS. **Vivências**, v. 6, n. 9, Maio/2010.
- BOJSEN, B. H.; JACOBSEN, D. Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity and assemblage structure in Equadorian Amazon streams. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 158, n. 3, p. 317- 342, 2003.
- BOTTS, P. S. Spatial pattern, patch dynamics and successional change: Chironomid assemblages in a Lake Erie coastal wetland. **Freshwater Biology**, v.37, p. 277-286, 1997.

BRASIL. **Resolução CONAMA N° 303** de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente.

BRIAN, M.; HICKEY, C.; DORAN, B. A Review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems. **Water Quality Research Journal of Canada**, v.39, n. 3, p.311–317, 2004.

BRIGANTE, J. e ESPINDOLA, E. L. G. **Limnologia Fluvial: Um estudo no rio Mogiguaçu**. São Carlos RIMA, 2003.

BRUM, A. **Modernização da agricultura trigo e soja**. Ijuí; Fidene/ UNIJUÍ, 1985.

BUDKE, J. C.; ALBERTI, M. S.; ZANARDI, C.; BARATTO, C.; ZANIN, E. M. Bamboo dieback and tree regeneration responses in a subtropical forest of South America. **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 1345–1349, 2010.

BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B.; BAPTISTA, D. F. Monitoramento biológico de ecossistemas aquático continentais. **Oecologia Brasiliensis**, v.12, n.3, p. 339- 345, 2008.

BUTZKE, A. **Fitossociologia da vegetação do Alto Uruguai**: Seleção das espécies arbóreas para o reflorestamento dos municípios da Região. Tese (Doutorado). Universidad de Leon, Leon, 1997.

BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP. G. e FERREIRA. B. D. P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.1, n.20 p.115-125, 2003.

CALLISTO, M.; MORETTI, M. e GOULART, M. D. C. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CALLISTO, M. e GONÇALVES Jr. Bioindicadores bentônicos. In: ROLAND, F.; CESAR, D. e MARINHO, M.(ed.). **Lições de Limnologia**. São Carlos: RIMA, p. 371- 379, 2005.

CAMPBELL, B. D.; HARO, R. J.; RICHARDSON, W. B. Effects of Agricultural Land use on Chironomid communities: Comparisons Among Natural Wetlands and Farm Ponds. **Wetlands**, v.29, n.3, p. 1070-1080, 2009.

COSTA, S. S. e MELO, A. S. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiology**, v. 598. p. 131-138, 2008.

CRIST, T. O.; VEECH, J. A.; GERING, J. C.; SUMMERVILLE, K. S. Partitioning diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of, and diversity. **American Naturalist**, v.162, p. 734743, 2003.

DECIAN, V. S. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento. In: /organização de Sônia Balvedi Zakrzewski **Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares**. - Erechim, RS: EdiFapes, 2007. 138 p. Projeto Lambari: cuidando as águas do Alto Uruguai Gaúcho.

DECIAN, V.; ZANIN, E. M.; HENKE, C.; QUADROS, F. R.; FERRARI, C. A. Uso da terra na região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul e obtenção de banco de dados relacional de fragmentos de vegetação arbórea. **Perspectiva**, v. 33, n. 121, p. 165-176, 2009.

DECIAN, V. S. (Coordenador). Planos Ambientais do Município de Erechim (Área de Proteção Ambiental do rio Ligeirinho – Leãozinho). Convenio e Colaboração Técnica Pref. municipal de Erechim e URI – Campus Erechim, 2011.

DECIAN, V. S.; SANTOS, J. E. e ZANIN, E. M. Análise e Zoneamento ambiental da bacia hidrográfica dos rios Ligeirinho e Leãozinho (Erechim, RS). In: SANTOS, J. E.; ZANIN, E. M. e MOSCHINI, L. E. (Org). **FACES DA POLISSEMIA DA PAISAGEM – Ecologia, Planejamento e Percepção**. São Carlos: RIMA Editora, p. 112 -132, 2012.

EGLER, M.; BUSS, D. F.; MOREIRA, J. C.; BAPTISTA, D. F. Influence of agricultural land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.72 n.3, 2012.

EPLER, J. H. **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida**. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC, and St. Johns River Water Management District, Palatka, FL. 2001.

FORMAN, R. T. T; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York, John Wilwy e Sons, p. 619, 1986.

GOULART, M. e CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, ano 2, n. 1, 2003.

GULLAN, P. J. e CRANSTON, P. S. **The insects: a cutline of entomology**. London: **Chapman e Hall**, 1996.

HAGEN, E. M., WEBSTER, J. R. e BENFIELD, E. F. Are leaf breakdown rates a useful measure of stream integrity along an agricultural land use gradient. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 2, p. 330-343, 2006.

HEINO, J.; LOUHI, P.; e MUOTKA, T. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. **Freshwater Biology**, v. 49, p. 1230-1239, 2004.

HEINO, J. H.; MYKRA, E.; e MUOTKA, T. Temporal variability of nestedness and idiosyncratic species in stream insect assemblages. **Diversity and Distributions**, v. 15, p.198-206, 2009.

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

HEPP, L. U.; e RESTELLO, R. M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. In: Organização de Sônia Balvedi Zakrzewski **Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares**. - Erechim, RS: Edifapes, p. 75-86, 2007.

HEPP, L. U.; e RESTELLO, R. M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliação de impactos resultantes dos usos da terra. In: SANTOS, J.E.; ZANIN, E.M.; MOSCHINI, L.E. (Org.). **Faces da Polissemia da Paisagem: Ecologia, Planejamento e Percepção**. São Carlos: Rima Editora, p.264-277. 2010.

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

HEPP, L. U.; MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia**, v.27, n.1, p. 106–113, 2010.

HEPP, L. U. (Coordenador). Planos Ambientais do Município de Erechim (Área de Proteção Ambiental do rio Suzana) . Convenio e Colaboração Técnica Pref. municipal de Erechim e URI – Campus Erechim, 2011.

HEPP, L. U. e MELO, A. S.; Dissimilarity of stream insect assemblages: effects of multiple scales and spatial distances. **Hydrobiologia**, DOI 10.1007/s10750-012-1367-7, 2012.

HEPP, L. U.; LANDEIRO, V. L. e MELO, A. S. Experimental Assesment of the effects of Environmental Factors and Longitudinal Position on Alpha and Beta Diversities of Aquatic Insects in a Neotropical Stream. **International Review of Hydrobiology**, v. 97, n. 2, p. 157-167, 2012.

HICKEY e DORAN. A Review of the efficiency of buffer strips for the maintenance and enhancement of riparian ecosystems, 2004.

JOHNSON, L.B.; BRENEMAN, D. H.; RICHARDS, C. Macroinvertebrate community structure and function associated with large wood in low gradient streams **River Research and Applications**, v. 19, p. 199– 218, 2003.

KASANGAKI, A.; CHAPMAN, L. J.; BALIRWA, J. Land use and the ecology of benthic macroinvertebrate assemblages of high-altitude rainforest streams in Uganda. **Freshwater Biology**, v. 53, n. 4, p. 681-697, 2008.

KLEINE, P.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, p. 81-90, 2005.

KONIG, R.; SUZIN, C.R.H.; RESTELLO, R.M.; HEPP, L.U. Qualidade das águas de riacho da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v.3, p.84-93, 2008.

LAURANCE, S. G. e LAURANCE, W. F. Tropical wildlife corridors: Use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. **Biological Conservation**, v.91, p. 231-239, 1999.

LEGENDRE, P. e LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Developments in Environmental Modelling. New York: Elsevier, v. 20, p. 853, 1998.

- LENCIONI, V.; MARZIALI, L. e ROSSARO, B. Chironomids as bioindicators of 451 environmental quality in mountain springs. **Freshwater Science**, v. 31, p. 525–541, 2012.
- LIGEIRO, R.; MELO, A. S. e CALLISTO, M. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 424-435, 2010a.
- LOPES, A. V.; GIRÃO, L. C.; SANTOS, B. A.; PERES, C. A. e TABARELLI, M. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edgedominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v.142, p. 1154-1165, 2009.
- MAGURRAN, A.E. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Science Ltd, Oxford, 2004.
- MALANSON, G. P. **Riparian Landscapes**. Cambridge University Press, Cambridge, 1993.
- MARCHESE, M. R.; WATZEN, K. M. e EZCURRA DE DRAGO, I. Benthic invertebrate assemblages and species diversity patterns of the upper Paraguay River. **River Research and Applications**, v. 21, p. 485-499, 2005.
- MELO, A. S. O que ganhamos "confundindo" riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p.21-27, 2008.
- MERRITT, R. W. e CUMMINS, K. W. **Introduction to aquatic insect of North America**. 3 ed. Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company, p. 720, 1996.
- METZGER, J. P. Uma visão da global fragmentação. **Landscape Ecology**, v. 22, p 55 – 57, 2007.
- METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? **Natureza e Conservação**, v. 8, n. 1, p. 92-99, 2010.
- METZGER, J. P.; BERNACCI, L. C e GOLDENBERG, R. Pattern of tree species diversityn riparian forest fragments with different widths (SE Brazil). **Plant Ecology**, v.133, p.135-152, 1997.
- MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Efeito de metais sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos do Sul do Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 30, p. 283-289, 2008.
- MISERENDINO, M. L. Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: environmental relationships. **Hydrobiologia**, v. 444, n. 1-3, p. 147-158, 2001.
- MYKRÄ H.; HEINO J. e MUOTKA T. Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. **Global Ecology and Biogeography**, v.16, p.149-159, 2007.
- MORENO, J. A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura, p.73, 1961
- MORENO P, CALLISTO M. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 560, p. 311-321, 2006.

NAKANO, S.; MIYASAKA, H. e KUHARA, N. Terrestrial-aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. **Ecology**, v.**80**, p.2435–2441, 1999.

NAKANO, S. e MURAKAMI, M. Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v.98, p.166–170, 2001.

NIYOGI, D. K.; KOREN, M.; ARBUCKLE, C. J.; TOWNSEND, C. R. Stream communities along a catchment land use gradient: subsidy-stress responses to pastoral development. **Environmental Management**, v.39, p. 213-225, 2007.

OMETTO, J. P. H. B.; GESSNER, A.; MARTINELLI, L. A.; BERNARDES, M. C.; KRUSCHE, A. V. e CAMARGO, P. B. Macroinvertebrates community as indicator of land-use changes in tropical watersheds, southern Brazil. **Ecohydrology e Hydrobiology**, v. 4, n. 1, p. 35-47, 2004.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R.G., SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; WAGNER, H. **Vegan: Community Ecology Package** .R package version 1.17-5. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>, 2011.

OPDAM, P.; VAN APELDOORN, R.; SCHOTMAN A.; e KALKHONVEN, J. Population responses of fragmentation. In Vos, C. C.: OPDAM, P. eds., **Landscape ecology of stressed environment**. London: Chapman e Hall, p. 147-171, 1993.

PALMER, M. A; MOGLEN E. G; BOCKSTAEEL E. N; BROOKS. S; PIZZUTO, E. J. WIEGAND. C. Linkages between sediment biota and life above sediments: potential drivers of biodiversity and ecological processes. **BioScience**, v. 50, p. 1062-1068, 2000.

PARDINI, R.; SOUZA, S. M.; BRAGANETO, R. e METZGER, J. P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, v.124, p. 253-266, 2005.

PARSONS, M.; THOMS, M. C.; NORRIS, R. H. Scales of macroinvertebrate distribution in relation to the hierarchical organization of river systems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 22, p. 105 – 122. 2003.

PIRAN, N. Agricultura familiar: lutas e perspectivas no Alto Uruguai. Erechim: **EDIFAPES**, 2001.

REBECHI, D. e NAVARRO-SILVA, M. A. Setting the reference for the use of *Chironomus sancticaroli* (Diptera Chironomidae) as bioindicator : Ontogenic pattern of larval head structures. **Zoologia**, v.29, n. 2, p. 167-171, 2012.

RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U.; MENEGATT, C.; DECIAN, V. e OLIVEIRA, C. H. Efeito das características da área de drenagem sobre a distribuição de Chironomidae (Diptera) em riachos do Sul do Brasil. In: SANTOS, J. E.; ZANIN, E. M. e MOSCHINI, L. E. (Org). **Faces Da Polissemia Da Paisagem – Ecologia, Planejamento e Percepção**. São Carlos: RIMA Editora, p. 325-339, 2012.

ROSENBERG, D. M. e RESH, V. H. Freshwater biomonitoring and bentic macroinvertebrates. New York: **Chapmann e Hall**, p. 488, 1993.

ROSIN, G. C.; MANGAROTTI, D. P. O.; TAKEDA, A. M. Estrutura da comunidade de Chironomidae (Diptera) em dois subsistemas em diferentes estados de conservação de uma planície de inundação do sul do Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n.3 2010.

ROSIN, G.C. e TAKEDA, A. M. Larvas de Chironomidae (Diptera) da planície de inundação do alto rio Paraná: distribuição e composição em diferentes ambientes e períodos hidrológicos. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 29, n. 1, p. 57-63, 2007.

R Development Core Team, 2011. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

SANTOS, S. E. Dos. As organizações e o desenvolvimento sustentável. In: SEMINÁRIO SOBRE SUSTENTABILIDADE, 02, 2007, Curitiba - PR. *Anais*. Curitiba: FAE Centro Universitário, 2007. Disponível em: <http://www.fae.edu/publicacoes/seminariosut2_apresentacao.asp>.

SANTOS, B. A.; PERES, C. A.; OLIVEIRA, A. M.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C. P.; TABARELL, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, p. 249- 260, 2008.

SENSOLO, D.; HEPP, L. U.; DECIAN, V.; RESTELLO, R. M.; Influence of landscape on the assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, 2012.

SILVA, R. F. DA.; AQUINO, A. M. de.; MERCANTE, F. M. e GUIMARÃES, M. F. Macrofauna invertebrada do solo em sistema integrado de produção agropecuária no Cerrado. **Acta Scientiarum: agronomy**, v. 30, p. 725-731, 2008.

SIQUEIRA, T. e ROQUE F. O. O Desafio da normatização de informações de biodiversidade para gestão de águas: Aproximando cientistas e Gestores. **Natureza e Conservação**, v. 8, n. 2, p. 190-193, 2010.

SOUZA, M. L. e MOULTON, T. P. The effects of shrimps on benthic material in a Brazilian island stream. **Freshwater Biology**, v.50, p. 592 – 602, 2005.

SURIANO, M. T.; FONSECA-GESSNER, A. A. Chironomidae (Diptera) Larvae in streams of Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16, n. 2, p. 129–136, 2004.

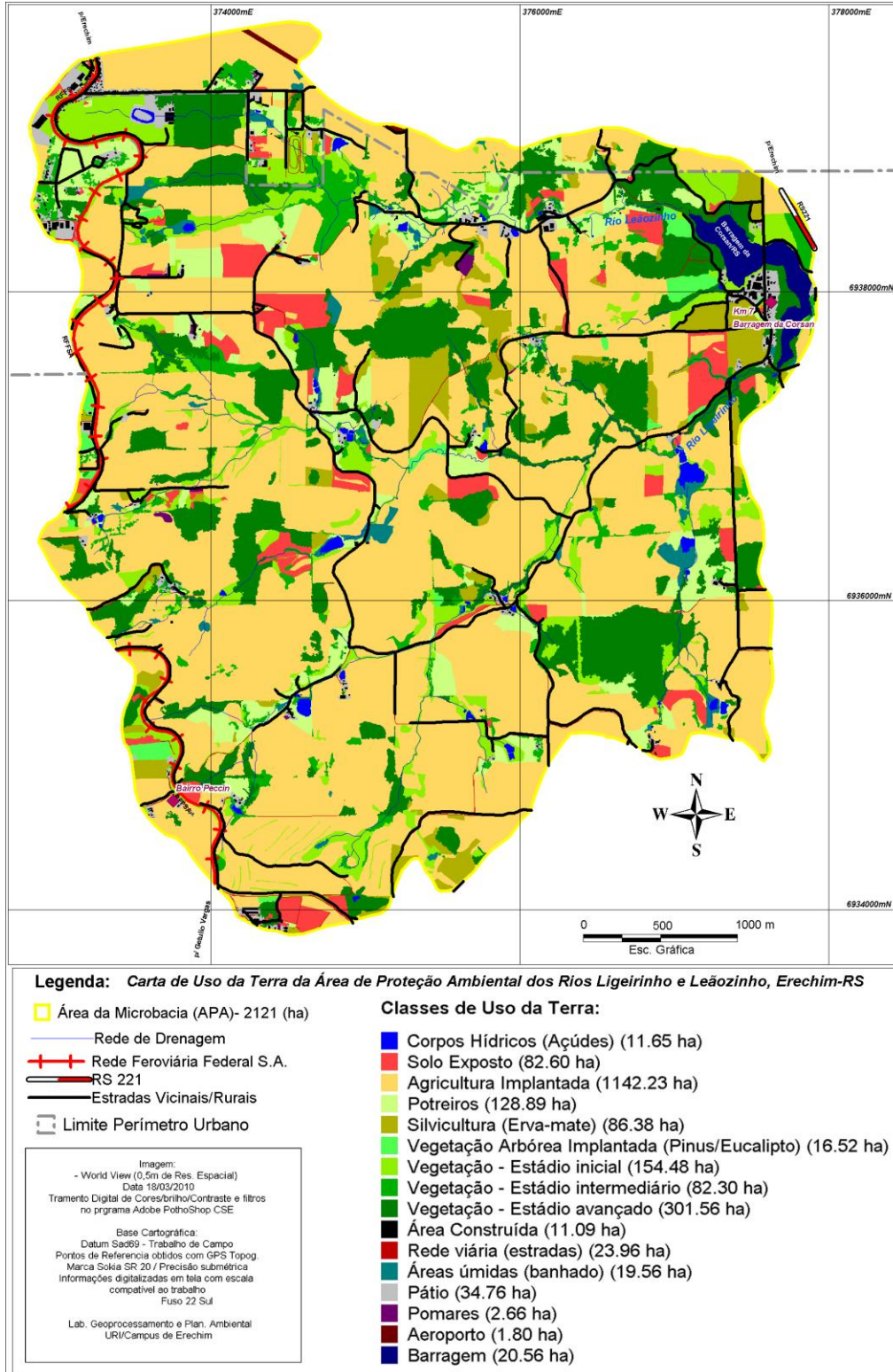
SCHNECK, F.; RODRIGUES, S. C.; SCHWARZBOLD, A. e MELO, A. S. Environmental variability drives phytoplankton assemblage persistence in a subtropical reservoir. **Austral Ecology**, v. 36, n. 7, p. 839-848, 2011.

SPONSELLER, R. A.; BENFIELD, e. F. E VALETT, H. M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 1409-1424, 2001.

- STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2 ed. – Porto Alegre- Emater/RS- Ascar, 2008.
- TAKEDA, A. M.; FUJITA, D. S.; FONTES, H. M. Perspectives on exotic bivalves proliferation in the Upper Paraná River Floodplain. In AGOSTINHO, AA., RODRIGUES, L., GOMES, LC., MAGELA, TS e MIRANDA, LE. (Eds.). **Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain**. Maringá: EDUEM, p. 97-100, 2004.
- TOCKNER, K.; WARD J. V.; EDWARDS, P. J.; KOLLMANN, J. Riverine landscapes: an introduction. **Freshwater Biology**. v.47, p. 497-50, 2002.
- TOWNSEND, C. R.; BEGON, M. e HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia**. Artmed, Porto Alegre, 2003.
- TUBELIS, D. P.; COWLING, A. e DONNELLY, C. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. **Biological Conservation**, v. 118, p. 353-364, 2004.
- TUNDISI, J. G. e TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, p. 631, 2008.
- TURNER, M. G. Landscape Ecology. The Effect of pattern on process. **Annual Review of Ecological Systems**, v.20, p. 171-197, 1989.
- TUNDISI, J. G. e MATSUMURA-TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v.10, n.4, p. 67-76, 2010.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. e STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnose dos gêneros**. PPG-ERN/UFSCar, São Carlos, São Paulo, p.229, 1995.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae. Guia de identificação**. São Carlos, Depto Hidrobiologia / Lab. Entomologia Aquática/ UFSCar, 2011.
- WARD, J. V. e WIENS, J. A. Ecotones of riverine ecosystems: Role and typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation. **Ecohydrology and Hydrobiology**, v. 1, p. 25–36, 2001.
- WIENS, J. A. Spatial scaling in ecology. **Functional Ecology**, v.3, p.385-97, 1989.
- WIENS, J. A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. **Freshwater Biology**. v. 47, p. 501-515, 2002.
- WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, p. 279- 338, 1960.
- WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxonomy**, v. 21, p. 213-251, 1972.
- ZILLI, J. É.; BOTELHO, G. R.; NEVES, M. C. P.; RUMJANEK, N. G. Efeito de glyphosate e imazaquin na comunidade bacteriana do rizoplano de soja (*Glycine max* (L.) Merrill) e em características microbiológicas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p.633-642, 2008

7 Anexos

Anexo 1 – Carta de Usos da Terra da APA do Rio Ligeirinho – Leãozinho.



Anexo 2 – Carta de Usos da Terra da APA do Rio Suzana.

