
Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**A DIVERSIDADE BETA DE COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS É
MENOR EM CÓRREGOS DEGRADADOS? UMA AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL.**

Rogério Aparecido Libório

São Carlos
2011

Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**A DIVERSIDADE BETA DE COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS É
MENOR EM CÓRREGOS DEGRADADOS? UMA AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação
em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade
Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a
obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Marcel Okamoto Tanaka

São Carlos
2011

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

L696db

Libório, Rogério Aparecido.

A diversidade beta de comunidades de
macroinvertebrados é menor em córregos degradados?
Uma avaliação experimental / Rogério Aparecido Libório. --
São Carlos : UFSCar, 2011.
55 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São
Carlos, 2011.

1. Ecologia de comunidades. 2. Macroinvertebrados
aquáticos. 3. Córregos. 4. Mesohabitats. 5.
Biomonitoramento. I. Título.

CDD: 574.5247 (20^a)

Rogério Aparecido Libório

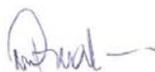
**A DIVERSIDADE BETA DE COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS
É MENOR EM CÓRREGOS DEGRADADOS? UMA AVALIAÇÃO
EXPERIMENTAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 04 de março de 2011

BANCA EXAMINADORA

Presidente



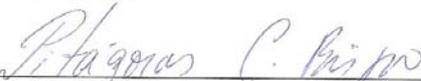
Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka
(Orientador)

1º Examinador



Prof. Dra. Odete Rocha
PPGERN/UFSCar

2º Examinador



Prof. a. Dra. Pitágoras da Conceição Bispo
UNESP/Assis-SP

*À minha família e em especial à
Fer, por todo amor, carinho,
companheirismo e paciência.*

“E disse Deus: Produzam as águas abundantemente criaturas de alma vivente... e as águas produziram criaturas conforme a sua espécie. E viu Deus que era bom...”

(Gênesis: 1; 20-21)

AGRADECIMENTOS

Primeiro a Deus, que me ajudou a passar por mais esta fase importante da minha vida.

Ao professor Marcel Okamoto Tanaka a quem serei sempre grato por me proporcionar a realização do meu mestrado em todas as suas fases, pela orientação, amizade, confiança e principalmente pela paciência em atender todas as minhas dúvidas.

À Fernanda, minha esposa, que muito me ajudou e me apoiou pacientemente em tudo.

Aos meus pais Benedito Libório e Maria de Lourdes G. Libório e irmãos Cristiani Libório e Rodrigo Libório.

Ao sogro Nelson Paiola por me acompanhar em algumas idas a campo, por ter me ajudado com algumas idéias em vários processos do meu trabalho e pela manutenção das caixas de iluminação para triagem.

A minha sogra que sempre me apoiou nesta jornada e as minhas cunhadas Fabíola e Fabiane e ao Ricardo Lanzoni.

Aos amigos do laboratório e companheiros de muitos cafés: Hugo, Melissa, Márcia, Cris e principalmente ao Dani, Chicão, Ricardinho (Xuxu), Gustavo (pai) e Toshiro que, cada um do seu jeito, contribui para conclusão deste estudo.

Aos professores Luciano Elsinor Lopes, Juliano José Corbi e Andréa Lúcia Teixeira de Souza, por participarem da minha banca de qualificação e pelas valiosas sugestões e contribuições para a conclusão deste trabalho.

Aos técnicos Fábio Villaverde e Luiz Aparecido Joaquim pela disposição e ajuda em campo e no laboratório. Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, pela oportunidade e realização deste estudo.

Ao Leandro Santarpio da Casa da Agricultura de Analândia que me recebeu muito bem e me ajudou com várias informações e dados.

Ao Dr. Mário por me dar a permissão para trabalhar nos córregos localizados em sua fazenda em Analândia.

À Fundação de Amparo á pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro.

Aos principais sujeitos deste estudo, os macroinvertebrados, que foram sacrificados para que este trabalho pudesse ser concluído.

A todos que estão nestas linhas e alguém que eventualmente posso ter esquecido MUITO OBRIGADO!

RESUMO

Com o objetivo de responder a pergunta: Córregos preservados podem sustentar uma maior diversidade beta que córregos degradados? Estimamos a diversidade beta de córregos preservados e degradados durante a estação chuvosa de 2009 em áreas de remanso e corredeira utilizando como substrato sacos de detritos foliares da espécie arbórea *Talauma ovata*. Analisamos a similaridade na composição taxonômica dos diferentes mesohabitats utilizando diferentes índices de similaridade (Sørensen, Morisita-Horn e Horn) e seus estimadores de diversidade correspondentes. Nosso estudo mostrou maiores valores de diversidade beta nos córregos degradados quando estimado pelos índices de similaridade de Sørensen e Morisita-Horn. Já o índice de Horn não indicou diferenças entre os córregos. Esta maior diferenciação na composição faunística entre os diferentes mesohabitats nos córregos degradados parece estar relacionada à degradação da zona ripária que favoreceu o maior efeito das perturbações hidrológicas devido ao maior volume de água especialmente nas áreas de remanso, resultando em eliminação local de táxons e aumento na dominância de táxons mais tolerantes, afetando a diversidade beta. Este estudo abre caminho para novas perspectivas de compreensão dos efeitos da degradação das zonas ripárias em córregos, pois a comparação entre habitats dentro de um dado córrego pode fornecer subsídios para avaliar seu estado de degradação, possibilitando novas abordagens de biomonitoramento.

Palavras chave: diversidade beta, macroinvertebrados, remansos e corredeiras, índices de similaridade, biomonitoramento.

ABSTRACT

Aiming to answer the question: preserved streams can sustain higher beta diversity than degraded streams? We estimated beta diversity of preserved and degraded streams during the rainy season of 2009 in pool and riffle areas using as substrate bags of leaf litter of tree species *Talauma ovata*. We analyzed the similarity in taxonomic composition of different mesohabitats using different indices of similarity (Sørensen, Morisita-Horn and Horn) and their corresponding estimators of diversity. Our study showed higher values of beta diversity in streams degraded when estimated by the similarity indices of Sørensen and Morisita-Horn. On the other hand the Horn index indicated no differences between the streams. This greater differentiation in faunistic composition between the different streams in degraded mesohabitats seems to be related to degradation of the riparian zone which favored the largest effect of hydrological disturbance due to increased volume of water especially in areas of pool resulting in elimination of taxa and increase local the dominance of more tolerant taxa, affecting beta diversity. This study paves the way for new understandings of the effects of degradation of riparian zones in streams, because the comparison between habitats within a given stream may provide a basis to assess their state of degradation, making possible new approaches to biomonitoring.

Keywords: beta diversity, macroinvertebrates, pools and riffles, similarity indices, biomonitoring.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Município de Analândia, Estado de São Paulo, Brasil, mostrando a localização dos quatro córregos utilizados no estudo realizado entre outubro e novembro de 2009.	20
Figura 2 –	Fotos de 2009 dos quatro córregos utilizados no estudo: preservados (Córrego da Serra e Santa Teresinha) e degradados (Córrego da Bruxa e São Francisco) todos localizados no município de Analândia – SP.	21
Figura 3 –	Variação da precipitação pluviométrica diária ao longo dos 28 dias de permanência do experimento entre os meses de outubro e novembro de 2009 na região de Analândia - SP. Fonte: (Casa da Agricultura – Analândia – SP).	22
Figura 4 –	Esquema ilustrativo do desenho amostral do experimento realizado nos meses de outubro e novembro de 2009 no município de Analândia – SP.	24
Figura 5 –	Sacos de detritos fixados em áreas de remanso e corredeira de um trecho	25
Figura 6 –	Folhas e fruto de <i>Talauma ovata</i> (Pinha do Brejo).	25
Figura 7 –	Forma complementar dos diferentes índices de similaridade (Sørensen, Horn e Morisita-Horn) estimada entre as áreas de remanso e corredeira dos córregos preservados e degradados.	30
Figura 8 –	Análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) utilizando os índices de similaridade de Sørensen Horn e Morisita-Horn (abreviaturas: CB = corredeira Bruxa, RB = remanso Bruxa; CF = corredeira S. Francisco, RF = remanso S. Francisco; CS = corredeira Serra, RS = remanso Serra; CT = corredeira S. Teresina, RT = remanso S. Teresinha).	33
Figura 9 –	Riqueza de táxons, índice de Shannon, índice de dominância de Simpson e abundância total nos diferentes mesohabitats de córregos preservados e degradados ao longo do período experimental. Os valores são as médias \pm erro padrão.	35
Figura 10 -	Abundância dos principais táxons nos diferentes mesohabitats de córregos preservados e degradados ao longo do período experimental.	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Valores da Análise de Variância de Medidas Repetidas para os três índices de similaridade (abreviaturas: gl = graus de liberdade, QM = quadro Médio, F = estatística e P = probabilidade).	31
------------	--	----

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

1 – INTRODUÇÃO	13
1.1.– Uso dos macroinvertebrados aquáticos no biomonitoramento	13
1.2. – Diversidade dos macroinvertebrados em sistemas de remansos e corredeiras	14
1.3. – Componente Beta da Diversidade	15
2 – OBJETIVO	18
3 – MATERIAIS E MÉTODOS	19
3.1. – Área de Estudo	19
3.2. – Desenho experimental	23
3.3. – Caracterização Ambiental	26
3.4. – Análises dos Dados	26
4 – RESULTADOS	28
5 – DISCUSSÃO	38
6 – CONCLUSÃO	42
7 – REFERÊNCIAS	43
8 – APÊNDICE	52

1 – INTRODUÇÃO

Os córregos são providos de uma ampla heterogeneidade espacial, o que proporciona diferentes habitats aos organismos aquáticos ali presentes (Brown 2003). Para Hawkins (1981), as condições que caracterizam o habitat dos organismos aquáticos são resultados da interação entre a velocidade da correnteza, o tipo de substrato e as condições físicas e químicas da água. Além destes, destacam-se também a importância da qualidade e da quantidade de recursos alimentares disponíveis (Merritt & Cummins, 1984). A interação destes fatores entre si ao longo das seções transversais e longitudinais do riacho cria um mosaico de diferentes habitats que abrigam comunidades biológicas distintas, definidas por adaptações morfológicas, hábitos alimentares, modos de locomoção e exigências fisiológicas.

Esta heterogeneidade de habitats em córregos pode também interagir fortemente com os regimes de distúrbios em múltiplas escalas (Brown 2007). Em escala regional a heterogeneidade de habitats minimiza os impactos dos distúrbios, que raramente são uniformes através da complexa matriz do habitat (Caswell & Cohen, 1991). Já em escala local a heterogeneidade de habitat, muitas vezes promovem refúgios de microhabitats na forma de estrutura física que permite aos organismos suportar as fortes perturbações (Brown 2007).

Ambientes heterogêneos são capazes de suportar comunidades biológicas mais complexas e diversas (Ricklefs & Schluter 1993, Tews *et al.*, 2004). Existe um consenso geral que a perda de heterogeneidade de habitat é um dos mais graves problemas ameaçando a persistência das comunidades naturais (Bell *et al.*, 1991; Dobson *et al.*, 1997). Este problema vem se agravando por muitas atividades antrópicas de uso e ocupação do solo que estão simplificando a estrutura dos ecossistemas (Rahel 2000). Para Connor & McCoy (1979), a heterogeneidade de habitat é apontada como um dos principais mecanismos geradores da diversidade beta. Portanto, em córregos onde a heterogeneidade de habitat tem sido afetada pela instabilidade geomorfológica e homogeneização mediada pelas atividades antrópicas, a diversidade beta provavelmente tende a diminuir (Passy & Blanchet 2007).

1.1. - Uso dos macroinvertebrados aquáticos no biomonitoramento

A comunidade de macroinvertebrados em ambientes lóticos está representada por vários filos, como Arthropoda (insetos, ácaros, crustáceos) Mollusca (gastrópodos e

bivalves), Annelida (oligoquetos), Nematoda e Platyhelminthes (Hauer & Resch 1996). Desta fauna, os macroinvertebrados bentônicos destacam-se em termos de diversidade e abundância (Lake 1990).

A definição para macroinvertebrados bentônicos é de “organismos que habitam os substratos de fundo (sedimento, pedras, depósitos de folhas, macrófitas, algas filamentosas) em ambientes de água doce, por pelo menos um período do seu ciclo de vida (Egler 2002). Em geral são visíveis a olho nu podendo ser coletados em redes de 200 a 500 μm (micrômetros)” (Rosemberg & Resh 1993) e sua distribuição está relacionada às características morfológicas e físico-químicas do habitat, à disponibilidade de recursos alimentares e ao hábito das espécies (Resh & Rosemberg 1984, Boltovskoy *et al.*, 1995, Merrit & Cummins 1996).

Desta forma, o biomonitoramento dos corpos hídricos através do uso dos macroinvertebrados é cada vez mais usado e aceito como uma importante ferramenta na avaliação dos ecossistemas aquáticos devido ao fato de suas comunidades consistirem de uma ampla variedade de espécies com diferentes histórias de vida. Sua diversidade e ocorrência são fatores relevantes para o estudo da ecologia de córregos (Allan, 1995) e, juntamente com as características do ambiente, podem fornecer importantes informações sobre as consequências das ações antrópicas (Callisto *et al.*, 2001).

1. 2. - Diversidade dos macroinvertebrados em sistemas de remansos e corredeiras

A variação na estrutura e dinâmica dos ambientes físicos são fatores primários afetando a produção e a diversidade da biota (e.g. Vannote *et al.*, 1980; Minshall 1988). Embora importantes variações existam em todos os níveis de resolução espacial, muitas pesquisas e atividades de manejo são melhores avaliadas na escala espacial de unidades do canal ou mesohabitats (e.g. Sullivan *et al.*, 1987) como, por exemplo, os sistemas de remansos e corredeiras.

Como reconhecido por O'Neill & Abrahams (1984), remansos e corredeiras são elementos-chave em ecossistemas aquáticos. As diferenças físicas entre os mesohabitats de remanso e corredeira (por exemplo: velocidade, deposição de sedimento, profundidade) são aparentes, mas as relações entre as diferenças dos mesohabitats com a composição dos macroinvertebrados nem sempre são claras (Bonada *et al.*, 2006). Por exemplo, alguns estudos registraram um número semelhante de táxons em corredeiras e remansos (Egglishaw &

Mackay 1967, Armitage *et al.*, 1974, Logan & Brooker 1983), enquanto outros relataram que as corredeiras apresentam um maior número de táxons que remansos (Brown & Brussock 1991, Taylor, 2000; Carter & Fend 2001) ou menor (McCulloch 1986, Boulton & Lake 1992).

Essas diferenças têm sido atribuídas a uma série de fatores abióticos, tais como: diferenças no tamanho e heterogeneidade do substrato (Ward & Wiens, 2001); a presença de material orgânico (Scullion *et al.*, 1982) e intensidade de perturbação e impactos humanos (Kerans *et al.*, 1992). Outros estudos relataram que a composição taxonômica dos macroinvertebrados difere entre corredeiras e remansos (Scullion *et al.*, 1982, McCulloch 1986), mas significativa sobreposição também foi observada, sugerindo que a composição taxonômica entre estes mesohabitats não é tão discreta como frequentemente é assumida (Rabeni *et al.*, 2002). Outros autores como Scarsbrook & Townsend (1993) encontraram maiores riquezas de táxons em corredeiras e remansos de córregos com baixa variabilidade de fluxo, mas não encontram diferenças entre os mesohabitats de um córrego com alta variabilidade de fluxo.

Do ponto de vista do monitoramento ambiental Kerans *et al.*, (1992), recomendam a amostragem em ambos os tipos de habitats, e alguns programas têm incorporado a amostragem nos dois mesohabitats em seus protocolos (Hering *et al.*, 2004b, 2006). Desta forma o presente trabalho se deterá nestes diferentes mesohabitats do canal do córrego.

1. 3. - Componente Beta da Diversidade

Whittaker (1960, 1972), propôs pela primeira vez a ideia de que a diversidade de espécies tem componentes espaciais, com a diversidade alfa estimando a diversidade local (ou comunidade) e a diversidade beta estimando o número de tipos de comunidades em uma área (ou na terminologia de Whittaker “diferenciação das comunidades”), estes dois valores combinados formam a diversidade gama (Wilsey 2010). Desta forma, a diversidade beta pode ser vista como uma medida que compara inventários da diversidade em duas diferentes escalas (diversidade alfa e gama) (Baselga 2010). Esta comparação pode ser feita usando a clássica abordagem multiplicativa de Whittaker ($\beta = \text{gama}/\text{alfa}$). Em uma abordagem alternativa originalmente proposta por McArthur *et al.* (1966), e “redescoberta” por Lande (1996), a diversidade beta é calculada aditivamente como ($\beta = \text{gama} - \text{alfa}$). A forma aditiva da diversidade beta tem se tornado popular nos anos recentes (Lande 1996, Veech *et*

al. 2002, Crist *et al.* 2003), pois ela permite ser facilmente aplicada em diferentes escalas espaciais para abordar estas questões de uma forma eficaz (Wilsey 2010).

No entanto, Jost (2007), mostrou que as diferentes medidas da diversidade (como riqueza e entropia) requerem diferentes partições (aditiva ou multiplicativa) para produzir componentes alfa e beta independentes, mas as partições corretas dependem do estimador utilizado. Jost (2007) afirma ainda que “... devemos desenvolver uma nova expressão geral relacionando alfa, beta e gama e que a nova expressão deve assegurar que o componente beta é livre para variar independentemente de alfa”.

Assim, Jost (2006), sugeriu que a diversidade pode ser analisada em relação ao grau de influência da abundância relativa das espécies que compõem a comunidade, sendo que um modelo geral pode originar diferentes índices de diversidade apenas mudando um parâmetro, q , que é a média ponderada das abundâncias relativas das espécies (Hill 1973). Assim, quando $q = 0$, o estimador da diversidade é a riqueza de espécies (maior peso para as espécies raras), quando $q = 2$ o estimador é o índice de Simpson (maior peso para espécies dominantes) e quando $q = 1$ o estimador da diversidade é o índice de Shannon-Weaver (Hill 1973, Jost 2007), (equilibra as contribuições de espécies raras e abundantes para a estimativa da diversidade).

Outra visão é considerar a diversidade beta como uma medida de similaridade entre as áreas (Koleff *et al.*, 2003). Jost (2007), mostrou que os índices de similaridade são transformações monotônicas da forma multiplicativa da diversidade beta de Whittaker podendo ser usados como estimadores da diversidade; assim, para $q = 0$ o estimador é o índice de Sørensen, para $q = 2$ o estimador é o índice de Morisita-Horn e para $q = 1$ o estimador é o índice de Horn.

Existem poucos estudos que avaliaram a diversidade beta em córregos, em diferentes escalas espaciais. Por exemplo, Maloney *et al.*, (2011), compararam a diversidade alfa e beta em duas regiões, cada uma com diferentes graus de preservação, avaliando a diversidade beta como diferenciação entre os córregos, encontrando diferenças na diversidade beta apenas entre córregos preservados, sugerindo maior homogeneização da fauna em córregos degradados. Na escala dos córregos, Costa & Melo (2008), compararam os efeitos da heterogeneidade dentro de córregos (entre microhabitats) com a distância entre córregos e verificaram que 44% da variação na composição das comunidades era devido à heterogeneidade dentro dos córregos e apenas 22% devido a distância entre eles. Cada estudo usou uma abordagem diferentes para estimar a diversidade beta, Maloney *et al.*, (2011),

usaram o método da dispersão multivariada de Anderson *et al.*, (2006), enquanto Costa & Melo (2008) usaram a decomposição através de Análise de Correspondência Canônica parcial sugerida por (Legendre *et al.*, 2005). Entretanto, tais métodos não são matematicamente relacionados à teoria desenvolvida por Jost (2007).

2 – OBJETIVO

O objetivo deste estudo foi avaliar a diversidade beta da comunidade de macroinvertebrados em córregos preservados e degradados analisando a diferenciação das comunidades em diferentes mesohabitats de acordo com os métodos propostos por Jost (2007).

Especificamente nós analisamos a similaridade na composição taxonômica entre dois diferentes mesohabitats (remanso e corredeira) de córregos utilizando diferentes índices de similaridade (Sørensen, Morisita-Horn e Horn) e seus estimadores de diversidade correspondentes, com a hipótese de que a diversidade beta deve diferir entre córregos preservados e degradados. Nossa previsão é que córregos preservados (com vegetação ripária preservada ou minimamente alterada) devem ter maior heterogeneidade espacial e estabilidade hidráulica que córregos degradados (total ausência de vegetação ripária), resultando assim em maior diferenciação faunística entre os diferentes mesohabitats e, portanto, maior diversidade beta.

3 – MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. - Área de Estudo

Este estudo foi realizado nos meses de outubro e novembro de 2009, período chuvoso, em quatro córregos de baixa ordem localizados dentro dos limites do município de Analândia, região central do estado de São Paulo, sudeste do Brasil (Figura 1.). Os quatro córregos pertencem à bacia hidrográfica do Alto Corumbataí que tem uma área de 31801.68 ha e integra uma das sub-bacia da bacia hidrográfica do Rio Corumbataí. Nesta sub-bacia o uso e ocupação do solo predominante é a pastagem que ocupa uma área de 48,21%. Os remanescentes de Floresta nativa pertencem às formações florestais: Floresta Nativa, Cerrado, Cerradão e Mata de Planalto e correspondem em área, a 12,44%, com 41,24% dos fragmentos florestais representando uma área de no máximo cinco ha (IPEF 2002). Na tabela I (apêndice), são relacionados os tipos de solo e as principais atividades de uso e ocupação do solo na sub-bacia do Alto Corumbataí. Neste estudo os córregos foram agrupados em duas situações distintas (dois córregos em cada): a) córregos com vegetação ripária preservada ou minimamente alterada, considerados neste estudo como córregos preservados: córrego da Serra e córrego Santa Teresinha; b) córregos com total ausência de vegetação ripária, considerados neste estudo como córregos degradados: córrego São Francisco e córrego da Bruxa (Figura 2).

Segundo a classificação climática de Köppen baseada em dados mensais pluviométricos e termométricos, essa região de estudo abrange o tipo Cwa, que é caracterizada pelo clima tropical de altitude, com chuvas no verão e seca no inverno e temperatura média anual entre 18 a 22°C com precipitação anual variando entre 1100 a 1440 mm. Na figura 3 está apresentada a variação diária de precipitação pluviométrica ao longo dos 28 dias de permanência do experimento.

Apesar dos córregos utilizados neste estudo apresentarem diferentes níveis de influencia antrópica em suas zonas ripárias, seus corpos d'água apresentam bons níveis de oxigênio, ausência de odor, valores de pH bem similares e áreas de remanso e corredeiras bem definidas tabela Tabela II (apêndice).

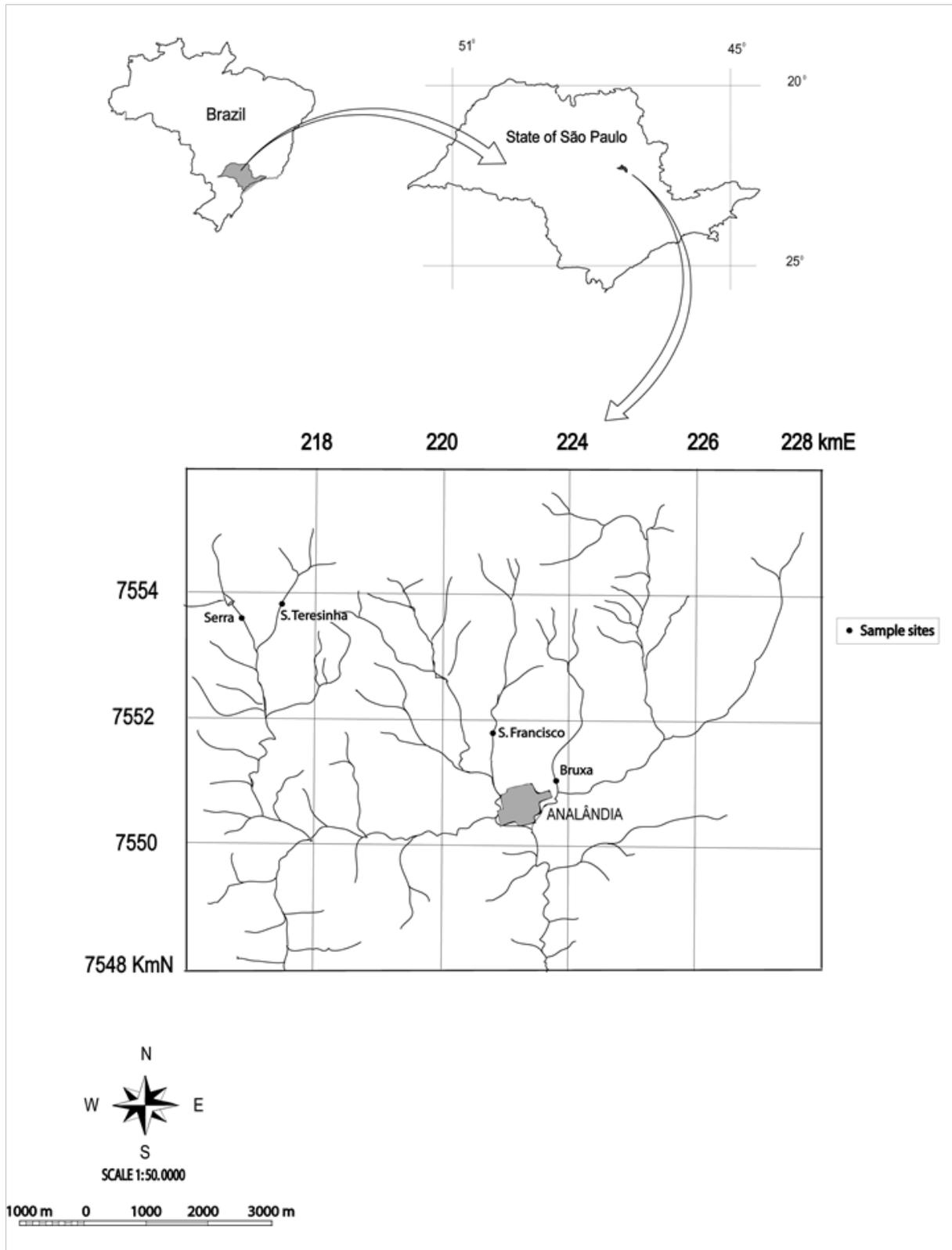
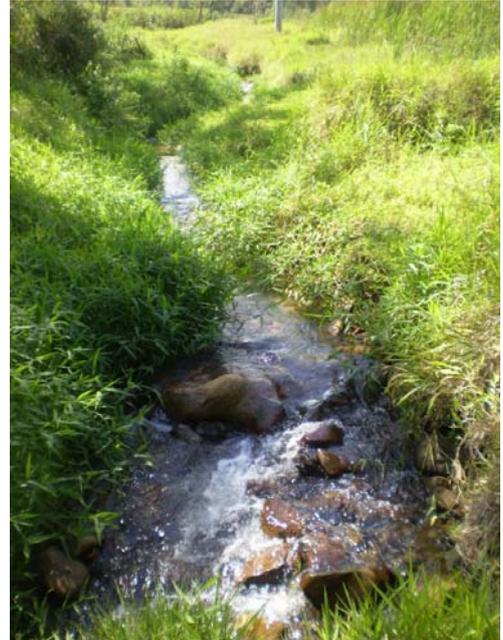


Figura 1. Município de Analândia, Estado de São Paulo, Brasil, mostrando a localização dos quatro córregos utilizados no estudo realizado entre outubro e novembro de 2009.



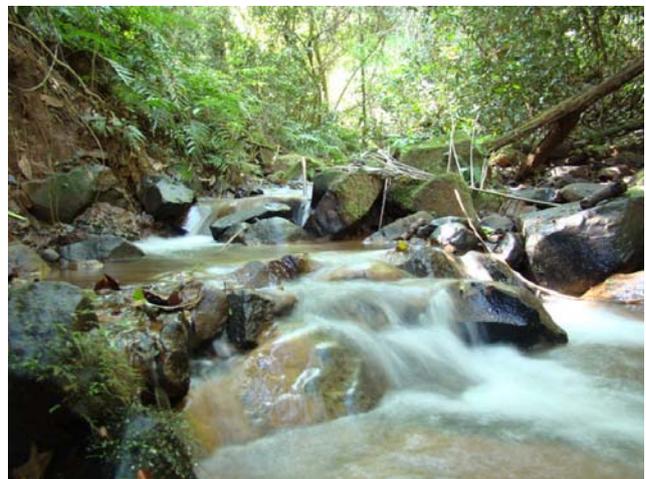
Córrego da Serra (Preservado)



Córrego São Francisco (Degradado)



Córrego da Bruxa (Degradado)



Córrego Santa Teresinha (Preservado)

Figura 2. Fotos (2009) dos quatro córregos utilizados no estudo: preservados (Córrego da Serra e Santa Teresinha) e degradados (Córrego da Bruxa e São Francisco) todos localizados no município de Analândia – SP.

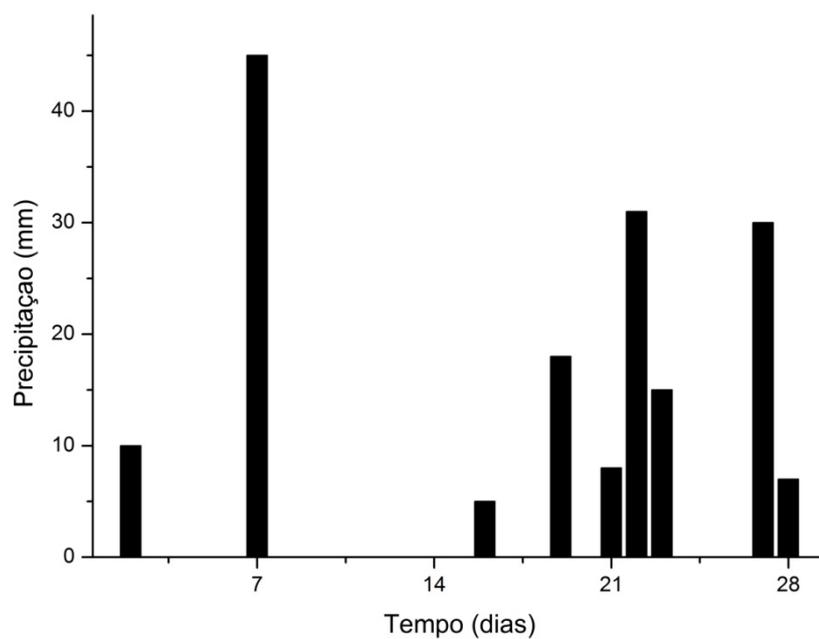


Figura 3. Variação da precipitação pluviométrica diária ao longo dos 28 dias de permanência do experimento entre os meses de outubro e novembro de 2009 na região de Analândia - SP. Fonte: (Casa da Agricultura – Analândia – SP).

3. 2. - Desenho experimental

Em cada córrego, selecionamos quatro trechos distantes ao menos 50m entre si, contendo em cada trecho, uma unidade de remanso e uma de corredeira (Figuras 4 e 5).

Neste estudo classificamos as áreas de remanso e corredeira segundo o modelo proposto no Visual Stream Survey – Georgia – EUA (2008). Segundo este modelo às áreas de corredeira são áreas rasas de fluxo rápido e turbulento com rochas e cascalhos parcial ou totalmente submersos e remansos formados por áreas profundas com baixa velocidade da água. Em cada unidade, fixamos quatro sacos de detritos (litter bags) de 15 x40 cm (malha 10 mm), contendo em cada saco 6.0 g (peso seco ao ar) de detritos foliares da espécie arbórea *Talauma ovata* (Magnoliaceae) (Figura 6). Uma espécie arbórea de grande porte, popularmente conhecida como Pinha-do-Brejo que distribui-se por regiões de solo permanentemente encharcados, como Matas Ciliares e Matas de Brejo cujas folhas constituem um recurso de alta qualidade para os macroinvertebrados (Janke & Trivinho-Strixino, 2007). Retiramos um saco de detritos de cada unidade de remanso e corredeira de cada córrego após 7, 14, 21 e 28 dias do início do experimento totalizando 128 sacos de detritos no final do experimento. No laboratório lavamos as amostras em uma peneira de 250 µm para remoção do formol utilizado na fixação e separação dos macroinvertebrados do material foliar remanescente. Preservamos os macroinvertebrados separados em álcool 70% ou formalina 10% (no caso dos Oligochaeta) para posterior identificação até nível de família com o auxílio de chaves de identificação taxonômica apropriadas para os diferentes grupos: Pés *et al.* (2005), Souza *et al.* (2007), Passos *et al.* (2007), Pinho (2008), Azevedo & Hamada (2008), Calor (2007), Lecci & Froehlich (2007), Merritt & Cummins (1984), Mariano (2007) e recorrendo-se ainda ao auxílio de especialistas no Brasil. A identificação em nível de família foi utilizada uma vez que estudos anteriores mostraram que os padrões ecológicos detectados em nível de espécie ou morfoespécie também são revelados utilizando dados em nível de gênero ou família (Downes, Hindell & Bond, 2000; Boyero & Bailey, 2001).

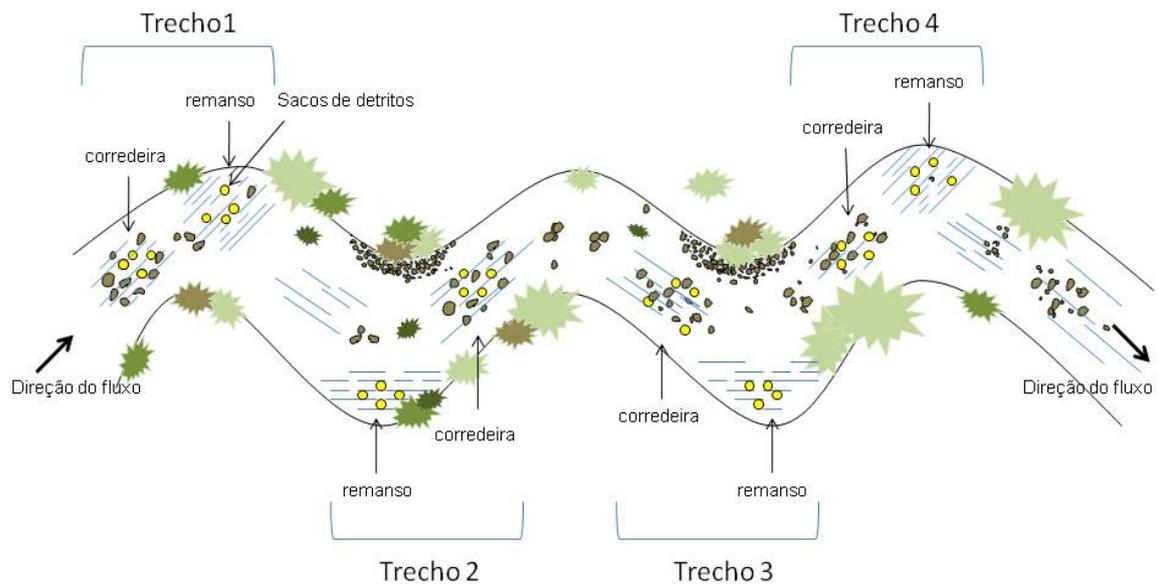


Figura 4. Esquema ilustrativo do desenho amostral do experimento realizado nos meses de outubro e novembro de 2009 no município de Analândia – SP.



Figura 5. Sacos de detritos fixados em áreas de remanso e corredeira de um trecho.



Figura 6. Folhas e fruto de *Talauma ovata* (Pinha do Brejo).

3. 3. - Caracterização Ambiental

Os córregos utilizados neste estudo foram selecionados com base em similaridade do substrato (rochoso) ordem do córrego, facilidade de acesso e presença e ausência da vegetação ripária. Em cada trecho foi registrado as seguintes variáveis ambientais ao longo de todo o período experimental: temperatura da água (°C), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) e sólidos totais dissolvido (STD) todas por meio de um multisensor da marca YSI modelo 556 MPS; velocidade da água (cm s^{-1}), por meio de um fluxômetro; profundidade e largura do leito dos córregos. As coordenadas geográficas foram registradas com o auxílio de um GPS da marca Garmin eTrex Vista C. A caracterização ambiental e as coordenadas geográficas de cada córrego são apresentadas na tabela II (apêndice).

3. 4. - Análises dos Dados

Para avaliar a diversidade beta das comunidades de macroinvertebrados nos córregos, consideramos cada trecho como uma região. Calculamos a similaridade entre remanso e corredeira e estimamos a diversidade beta usando o complemento de cada índice (que variou entre zero e 1). Assim, usamos os seguintes índices de similaridade como proposto por Jost (2007):

✓ *Índice de similaridade de Sørensen (1948), quando $q = 0$*

$$S_s = \frac{2a}{2a + b + c} \quad (1)$$

Onde a é o número de espécies comuns em ambas às amostras; b é o número de espécies na amostra a , mas não na amostra b ; c é o número de espécies na amostra B , mas não na amostra A .

✓ *Índice de similaridade de Horn (1966), quando $q = 1$*

$$R_0 = \frac{\sum[(X_{ij} + X_{ik}) \log(X_{ij} + X_{ik})] - \sum(X_{ij} \log X_{ij}) - \sum(X_{ik} \log X_{ik})}{[(N_j + N_k) \log(N_j + N_k)] - (N_j \log N_j) - (N_k \log N_k)} \quad (2)$$

Onde X_{ij} e X_{ik} é o número de indivíduos da espécie i na amostra j e na amostra k ; N_j é o número total de indivíduos na amostra j ; N_k é o número total de indivíduos na amostra k .

✓ *Índice de similaridade de Morisita-Horn (1966), quando $q = 2$*

$$C_H = \frac{2 \sum X_{ij} X_{ik}}{[(\sum X_{ij}^2 / N_j^2) + (\sum X_{ik}^2 / N_k^2)] N_j N_k} \quad (3)$$

Onde X_{ij} e X_{ik} é a abundância da espécie i na amostra j e na amostra k ; N_j o número total de indivíduos na amostra j ; N_k o número total de indivíduos na amostra k .

Utilizamos os estimadores de diversidade correspondentes a cada índice de similaridade segundo proposto por Jost (2007): a riqueza de táxons ($q = 0$), o índice de diversidade de Shannon-Wiener ($q = 1$) e o índice de dominância de Simpson ($q = 2$). O índice de Shannon foi calculado pelo programa SPADE (Species Prediction And Diversity Estimation) de Chao & Shen (2010). Analisamos o experimento com Análise de Variância de Medidas Repetidas (ANOVA - MR), sendo Córrego um fator fixo entre objetos e Tempo um fator fixo dentro de objetos. Para evitar problemas de autocorrelação dos resíduos, os valores de F foram ajustados de acordo com os procedimentos de Greenhouse-Geisser e Huynh-Feldt (Winer 1971). Quando o efeito de córregos foi significativo, mas não houve interação com o tempo de colonização, usamos contrastes ortogonais (Winer 1971) para testar as seguintes hipóteses: 1) a diversidade beta em córregos preservados difere da de córregos degradados, 2) não há diferença na diversidade beta entre os dois córregos preservados, 3) não há diferença na diversidade beta entre os dois córregos degradados.

4 – RESULTADOS

Encontramos 56.071 organismos, 21.657 em áreas de remansos e 34.414 em áreas de corredeiras, distribuídos em 29 táxons com dominância de indivíduos das seguintes ordens da classe Insecta: Dipitera, Coleoptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Trichoptera e Megaloptera tabela III (apêndice). Do total coletado, 19.744 organismos foram obtidos do córrego da Serra, 17.526 do córrego Santa Teresinha, 12.056 do córrego São Francisco e 6.746 do córrego da Bruxa. Dentre as 28 famílias de insetos aquáticos, oito colonizaram apenas corredeiras, três colonizaram apenas remansos e 17 colonizaram os dois mesohabitats. Os vermes da classe Oligochaeta estiveram presentes nos dois mesohabitats de todos os córregos estudados.

A diversidade beta estimada pelo índice de similaridade de Sørensen não variou ao longo do tempo (Figura 7) e apresentou padrões temporais similares entre os córregos sem interação significativa, sendo que apenas as diferenças entre córregos foram significativas (Tabela 1). Quando comparada entre córregos preservados e degradados, a diversidade beta estimada pelo índice de Sørensen foi maior nos córregos degradados em todo o período de coleta (contraste ortogonal: $F_{1,12} = 13,94$, $p = 0.003$). Os córregos preservados não apresentaram diferenças significativas entre si ($F_{1,12} = 0.817$, $p = 0.384$), sendo o mesmo padrão encontrado entre córregos degradados ($F_{1,12} = 0.085$, $p = 0.776$). A diversidade beta estimada pelo índice de similaridade de Horn (Figura 7.), não foi influenciada pelo tempo de permanência e apresentou padrões temporais similares entre os córregos sem interação significativa (Tabela 1.). O efeito do tipo de córrego também não apresentou diferenças significativas (Tabela 1). Já a diversidade beta estimada pelo índice de similaridade de Morisita – Horn mostrou variação significativa ao longo do tempo, com maior diversidade beta após o primeiro período de sete dias, mas os padrões temporais foram similares entre os córregos (Figura 7), sem interação significativa (Tabela 1) e, além disso, o efeito do tipo de córrego foi significativo (Tabela 1). Assim, a diversidade beta foi maior em córregos degradados que em preservados em todos os períodos amostrados ($F_{1,12} = 7.257$, $p = 0.010$). Por outro lado, não houve diferença significativa entre os dois córregos preservados ($F_{1,12} = 3.776$, $p = 0.07$) e entre os dois córregos degradados ($F_{1,12} = 2.692$, $p = 0.126$).

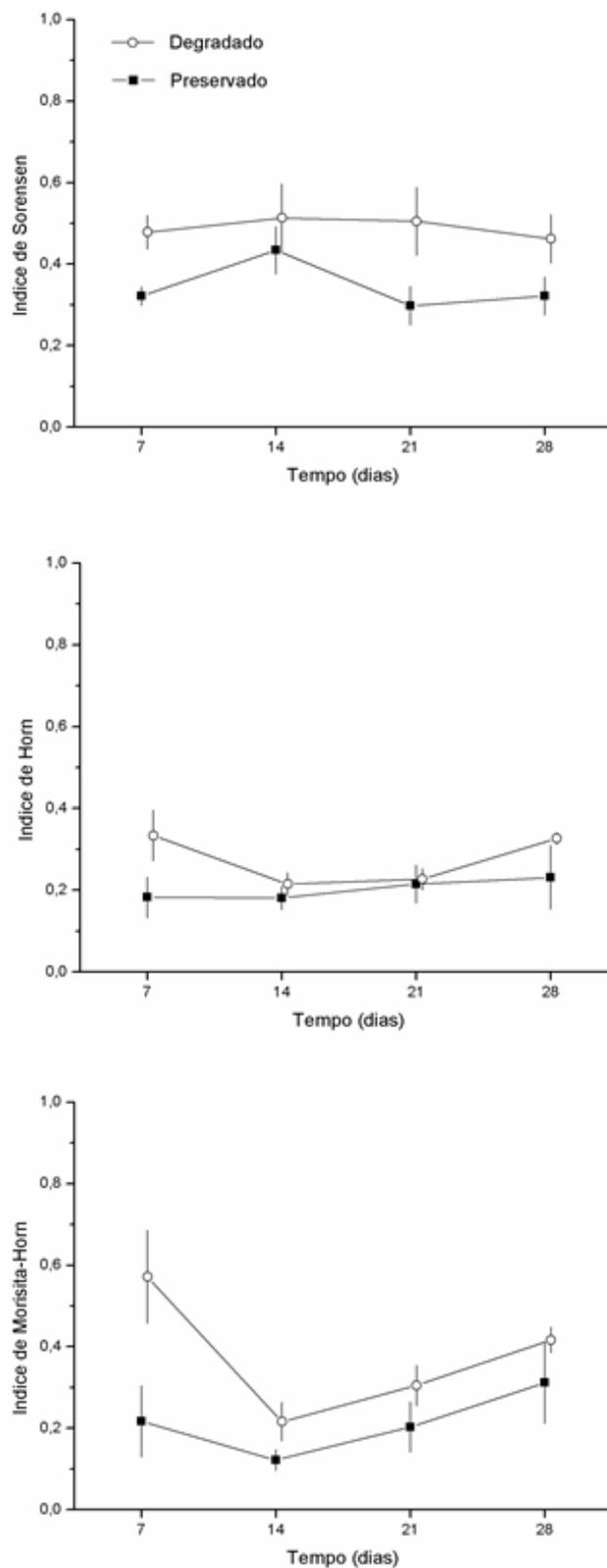


Figura 7. Forma complementar dos diferentes índices de similaridade (Sørensen, Horn e Morisita-Horn) estimada entre as áreas de remanso e corredeira dos córregos preservados e degradados.

Tabela 1. Valores da Análise de Variância de Medidas Repetidas para os três índices de similaridade (abreviaturas: gl = graus de liberdade, QM = quadro Médio, F = estatística e P = probabilidade).

Fonte	gl	Sørensen			Horn			Morisita-Horn		
		QM	F	P	QM	F	P	QM	F	P
Entre Objetos										
Corrego	3	0,121	4,958	0,018	0,057	2,385	0,12	0,272	4,575	0,023
Erro	12	0,024			0,024			0,059		
Dentro de Corregos										
Tempo	3	0,023	0,96	0,421	0,021	1,557	0,217	0,171	6,07	0,002
Tempo x Corrego	9	0,045	1,87	0,087	0,017	1,267	0,289	0,042	1,487	0,19
Erro	36	0,024			0,014			0,028		
Multivariada ANOVA										
		Wilks' lambda			Wilks' lambda			Wilks' lambda		
		P	F		P	F		P	F	
Tempo		0,596	0,657		0,326	1,306		0,037	4,164	
Tempo x Corrego		0,1	1,898		0,12	1,779		0,482	0,978	

A análise de MDS utilizando o índice de similaridade de Sørensen mostrou uma boa separação entre as áreas de remanso e corredeira dos córregos preservados, assim como, entre as áreas de remanso e corredeira dos córregos degradados (Figura 8). No entanto, nos córregos degradados observou-se um maior distanciamento entre as amostras de cada mesohabitat, indicando maior diferenciação faunística em relação aos táxons raros. A análise de MDS utilizando o índice de similaridade de Horn mostrou que o distanciamento entre as áreas de remanso e corredeira dos córregos preservados e degradados diferem pouco, indicando que as diferenças faunísticas em relação aos táxons raros e dominantes são similares entre os diferentes tipos de córregos (Figura 8). Já a análise de MDS utilizando o índice de similaridade de Morisita – Horn mostrou que as áreas de remanso de todos os córregos amostrados, apresentam alta similaridade faunística com relação aos táxons dominantes nessas áreas. Já as áreas de corredeiras apresentaram uma maior dispersão (Figura 8). Entretanto, as áreas de remanso e corredeira nos córregos degradados apresentaram um distanciamento maior, indicando uma maior diferenciação faunística entre estes habitats quando comparado com os córregos preservados.

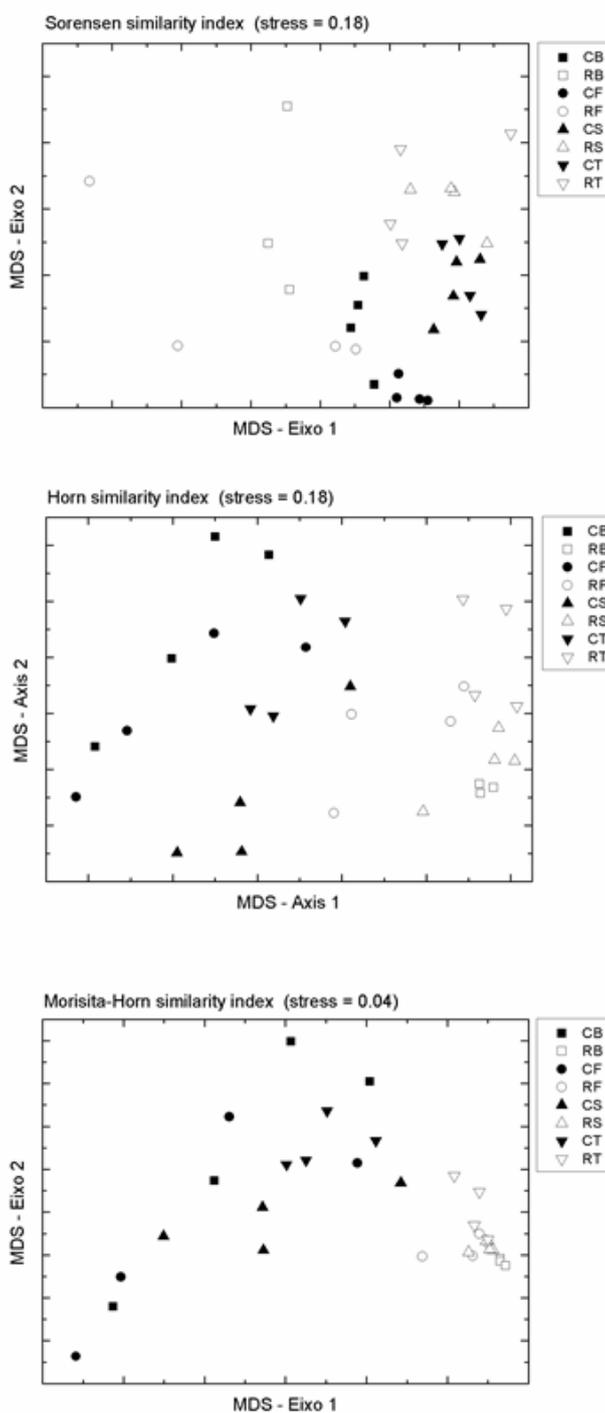


Figura 8. Análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) utilizando os índices de similaridade de Sørensen Horn e Morisita-Horn (abreviaturas: CB = corredeira Bruxa, RB = remanso Bruxa; CF = corredeira S. Francisco, RF = remanso S. Francisco; CS = corredeira Serra, RS = remanso Serra; CT = corredeira S. Teresina, RT = remanso S. Teresinha).

Em relação aos descritores da comunidade, nas corredeiras dos córregos preservados o número de táxons (riqueza) variou entre 5 e 14 (média = 10.6 ± 2.20 DP), enquanto em córregos degradados variou entre 5 e 13 (9.6 ± 2.23) (Figura 9), sendo que cinco táxons estiveram sempre presentes (Chironomidae, Simuliidae, Hydropsychidae, Elmidae e Oligochaeta) conforme indicado na tabela IV (apêndice). Nos remansos, registramos maior número de táxons em córregos preservados (8.0 ± 2.49), variando entre 4 e 14 táxons, que em córregos degradados (4.2 ± 2.53), variando entre 1 e 10 táxons, resultando em maior diferenciação neste estimador entre os mesohabitats dos córregos degradados (Figura 9). O índice de Shannon mostrou valores mais elevados nas áreas de corredeira do que em áreas de remanso, tanto nos córregos preservados quanto nos degradados ao longo de todo o período experimental, mas, esta diferenciação foi maior nos mesohabitats dos córregos degradados (Figura 9). Por outro lado, o índice de dominância de Simpson apontou maiores valores de dominância nas áreas de remanso, tanto nos córregos preservados como nos degradados. No entanto, nos córregos degradados observa-se uma maior diferenciação entre estes mesohabitats (Figura 9). A abundância total foi similar entre as áreas de remanso e corredeira nos córregos preservados e menor nas áreas de remanso dos córregos degradados (Figura 9).

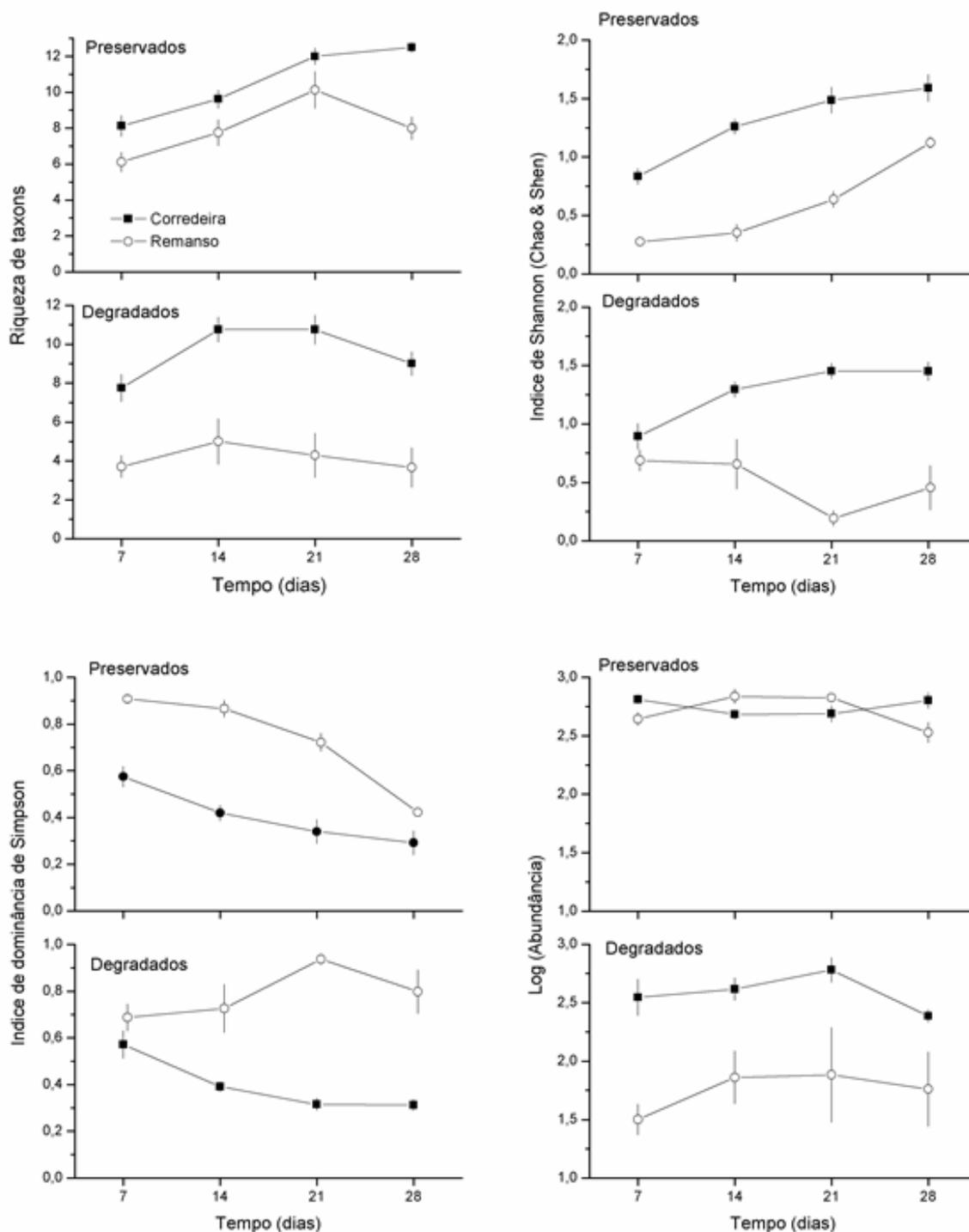


Figura 9. Riqueza de táxons, índice de Shannon, índice de dominância de Simpson e abundância total nos diferentes mesohabitats de córregos preservados e degradados ao longo do período experimental. Os valores são as médias \pm erro padrão

Entre as famílias mais abundantes, Chironomidae representou 61% do total de indivíduos amostrados, dominando ambos mesohabitats. Nos córregos degradados a abundância média de Chironomidae foi maior em áreas de corredeira (181 ± 125.3) que em áreas de remanso (115 ± 126.0), enquanto nos preservados o padrão foi inverso, com maior abundância nas áreas de remanso (481 ± 264.8) que em corredeira (308 ± 170.9) (Figura 10). Simuliidae representou 16.1% do total, com dominância em áreas de corredeiras, assim como outros táxons como Elmidae (8.5% do total), e Hydropsychidae (4.5% do total) (Figura 10).

Nos córregos degradados os maiores valores de abundancia média em áreas de corredeiras e menores valores em áreas de remansos destes táxons, contribuiu para maiores diferenças faunística entre remansos e corredeiras nestes córregos.

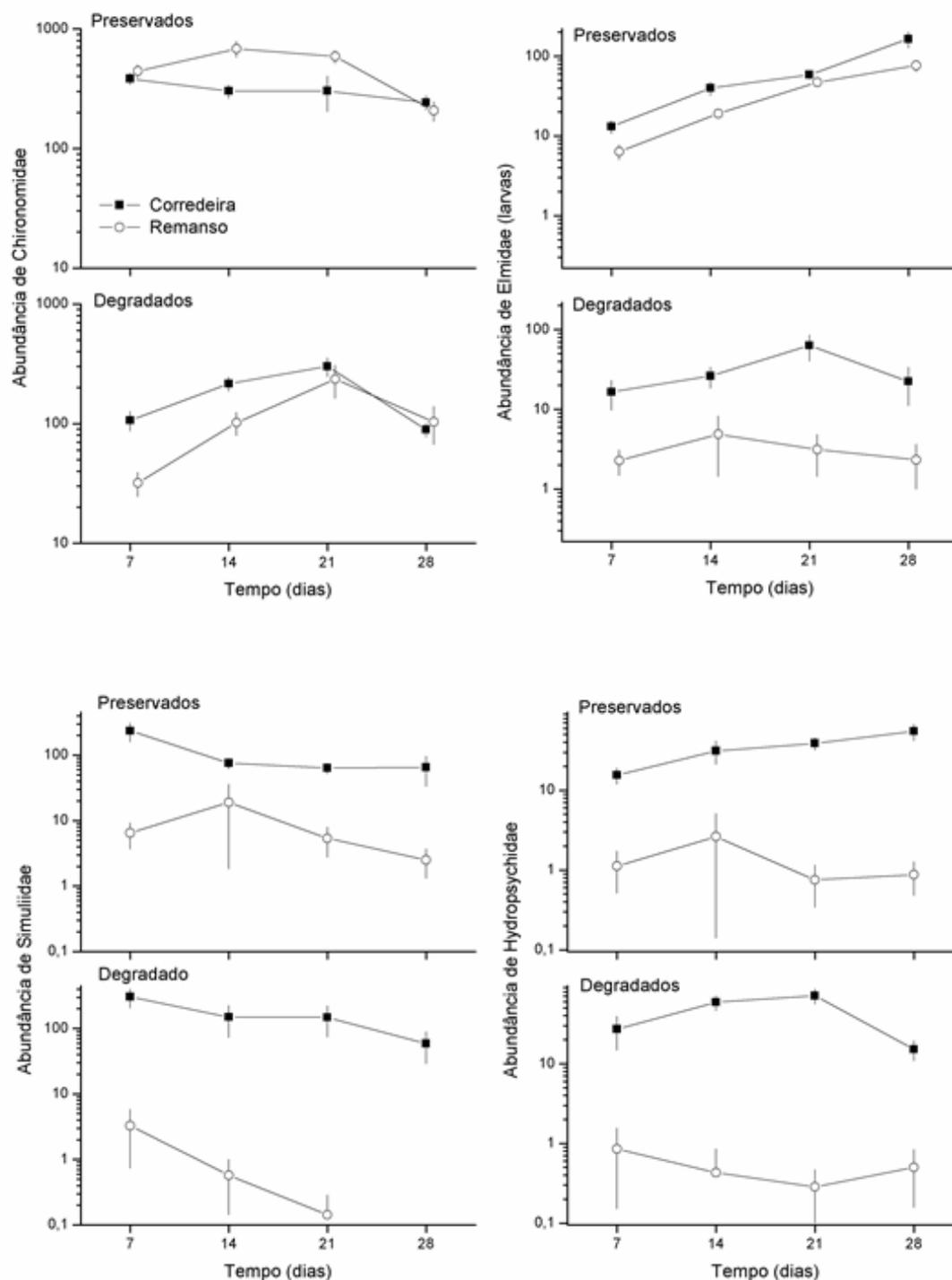


Figura 10. Abundância dos principais táxons nos diferentes mesohabitats de córregos preservados e degradados ao longo do período experimental.

5 – DISCUSSÃO

Em geral, ambientes degradados pelas alterações antrópicas mantêm reduzida a heterogeneidade física do habitat (Kaenel & Uehlinger 1998; Baattrup-Pedersen & Riis 1999), reduzindo a riqueza de táxons para poucos grupos generalistas e tolerantes (Mesa 2010), levando a uma maior homogeneização das comunidades biológicas e, portanto, a perda de diversidade beta (Rahel 2002). Outra consequência das alterações antrópicas é a alteração da estabilidade hidrológica e o regime de fluxo dentro do córrego.

Estudos analisando a diversidade beta em diferentes escalas de sistemas lóticos indicam que córregos em áreas preservadas apresentam alta diversidade beta (Maloney *et al.*, 2011), e que esta diversidade de diferenciação entre habitats dentro de córregos pode ser bem maior que diferenças espaciais (Costa & Melo 2008). De fato, a contribuição de diferentes habitats presentes dentro dos córregos para a diversidade total é bem estabelecida, sendo a perda de habitats um dos principais fatores de perda de diversidade.

No entanto, ao contrário do que esperávamos, os resultados obtidos neste estudo indicaram maiores valores de diversidade beta de macroinvertebrados em córregos mais expostos às alterações antrópicas que em córregos preservados, sugerindo que as alterações antrópicas na bacia, em particular, a remoção da vegetação ripária, pode prejudicar a qualidade dos habitats, mas, ao invés de ocorrer homogeneização da fauna, pode ocorrer maior diferenciação. A ANOVA e a análise de MDS baseada no índice de Sørensen que avalia a contribuição dos táxons raros na comunidade, por exemplo, detectaram maior diferenciação na composição faunística dos macroinvertebrados entre as áreas de remanso e corredeira dos córregos degradados durante todo o período experimental. Este resultado parece estar relacionado com as perturbações hidrológicas causadas pelas fortes chuvas que afetaram os córregos durante a realização do experimento.

Ecossistemas aquáticos são frequentemente perturbados por processos naturais, principalmente os resultantes de mudanças do fluxo da água e entrada de sedimentos. Para Matthaei & Townsend (2000), em muitos córregos as perturbações físicas do leito ocorrem frequentemente durante enchentes e inundações. Entretanto, a intensidade com que estas perturbações ocorrem, depende das alterações antrópicas ao redor do córrego e em especial, das zonas ripárias. Atividades como desmatamento e remoção da vegetação ripária podem alterar o sistema hidráulico de fluxo da água (Johnson *et al.*, 2003), diminuindo a estabilidade das margens (Richards *et al.*, 1996, Wang *et al.*, 1997) e aumentando os processos erosivos e

de assoreamento; afetando desta forma, a diversidade das comunidades aquáticas (Stauffer *et al.*, 2000).

Observações realizadas durante o nosso estudo mostraram que os efeitos das chuvas foram muito mais pronunciados nas áreas de remanso dos córregos degradados, resultado da desestruturação das margens e subsequente assoreamento destas áreas. Para Mesa (2010), maiores cargas de sedimentos podem ocorrer em córregos degradados, principalmente durante eventos de fortes chuvas em períodos mais chuvosos do ano. Os resultados obtidos em nosso estudo também estão de acordo com o estudo de Scarsbrook & Townsend (1993), que reconheceram que as áreas de corredeira e remanso dos córregos podem apresentar diferentes respostas as perturbações. De fato, estimadores da diversidade local das comunidades de macroinvertebrados em córregos com mata ripária preservada não foram influenciados pela precipitação anterior às coletas, mas em córregos degradados a riqueza e diversidade dos macroinvertebrados foram significativamente influenciadas (Tanaka, dados não publicados).

A desestruturação mais acentuada das áreas de remanso dos córregos degradados em nosso estudo, parece ter resultado em maiores perdas de táxons raros menos resistentes a perturbações nestas áreas, elevando a diferenciação na composição faunística dos macroinvertebrados entre as áreas de remanso e corredeira destes córregos. Quando calculamos o número de táxons (riqueza) que corresponde ao índice de Sørensen de ordem $q = 0$, este estimador apontou que as áreas de remanso dos córregos degradados apresentaram menor riqueza de táxons que as áreas de corredeiras, que possivelmente resultou em maior diferenciação entre os mesohabitats nestes córregos. O nosso resultado confirma o estudo realizado por Carter & Fend (2001), que sugeriram que as diferenças na riqueza entre áreas de remanso e corredeira podem estar relacionadas a picos anuais de descargas; e também à estabilidade do habitat (McCulloch 1986). Assim, acreditamos que o maior valor de diversidade beta dos macroinvertebrados encontrado nos córregos degradados quando utilizamos o índice de Sørensen e seu estimador correspondente seja resultado das diferentes estabilidades das áreas remanso e corredeira às perturbações hidrológicas.

A ANOVA baseada no índice de Morisita-Horn, que avalia a contribuição dos táxons dominantes na comunidade, também apontou maior diversidade beta de macroinvertebrados nos córregos degradados durante todo o período experimental, com valores mais elevados na primeira semana de permanência do experimento. Na análise de MDS utilizando o índice de Morisita-Horn, foi possível observar o maior distanciamento

entre as áreas de remanso e corredeira dos córregos degradados, indicando maior diferenciação faunística entre os mesohabitats. Tais resultados sugerem que as fortes chuvas e subsequentes efeitos das perturbações hidrológicas podem ter causado a diminuição na abundância e o aumento da dominância de táxons mais tolerantes nos mesohabitats, elevando a diferenciação faunística entre estas áreas. Este resultado foi posteriormente confirmado pelo índice de dominância de Simpson que corresponde ao índice de Morisita-Horn de ordem $q = 2$, e que indicou maior diferenciação faunística entre os mesohabitats dos córregos degradados, com maior dominância de macroinvertebrados nas áreas de remanso. Segundo Holomuzki & Biggs, (2000), perturbações hidrológicas, como cheias e inundações, são consideradas um fator regulador da diversidade e composição faunística; podendo também reduzir drasticamente a abundância de invertebrados bentônicos (Hildrew & Giller, 1994).

Este resultado também parece estar relacionado com a maior desestruturação e assoreamento das áreas de remanso após eventos de chuva que resultou em menor abundância de macroinvertebrados e dominância de macroinvertebrados mais tolerantes a estas perturbações nestas áreas. Nos remansos dos córregos degradados, por exemplo, a abundância de Elmidae, Simuliidae e Hydropsichidae, foi bem menor que em corredeira, elevando a diferenciação faunística entre os mesohabitats. Já Chironomidae que representou 61% do total de indivíduos amostrados parece ter contribuído pouco para esta diferenciação entre os mesohabitats, já que a sua abundância variou pouco entre as áreas de remanso e corredeiras, tanto em córregos preservados como nos degradados. Podendo ser considerada uma família bem tolerante e típica de ambientes impactados. (Clements 1994).

Já o índice de Horn, que equilibra a contribuição dos táxons raros e dominantes, não mostrou diferenças significativas entre os mesohabitats dos córregos preservados e degradados. Padrões similares foram encontrados pela análise de MDS utilizando o índice de Horn e pelo índice de Shannon-Weaver de ordem $q = 1$. Este resultado era esperado já que os dois primeiros índices detectaram diferenciação na composição faunística dos macroinvertebrados, portanto, maiores valores de diversidade beta. Isso significa que os táxons que realmente estão contribuindo para maiores diferenciação faunística nos córregos degradados são os táxons mais raros e os dominantes.

Em nosso estudo, de fato, esperávamos maior homogeneização das faunas de macroinvertebrados em córregos degradados, mas a maior influência das perturbações nestes córregos contribuiu para a maior heterogeneidade entre as comunidades. Portanto, este estudo abre caminho para novas perspectivas de compreensão dos efeitos da degradação das zonas

ripárias em córregos sujeitos as alterações antrópicas, pois a comparação entre habitats dentro de um dado córrego pode fornecer subsídios para avaliar seu estado de degradação, possibilitando novas abordagens de biomonitoramento.

6. CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo detectaram maiores valores de diversidade beta nos córregos degradados. No entanto, sabemos que esta maior diferenciação faunística entre os mesohabitats nestes córregos parece estar mais relacionada com a forma como estes diferentes mesohabitats respondem as alterações antrópicas. Os resultados encontrados sugerem que o efeito das alterações na zona ripária pode ter consequências distintas em diferentes áreas do córrego. Por exemplo, as áreas de remanso dos córregos degradados foram muito mais sujeitas a fortes impactos do que as áreas de corredeira após fortes perturbações hidrológicas, afetando de forma distinta a estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados dentro do córrego. Assim, este estudo mostrou a importância da utilização de diferentes habitats como forma de avaliação e biomonitoramento dos sistemas lóticos. Os indicadores de diversidade de diferentes ordens em diferentes mesohabitats parece ser uma abordagem complementar adequada para a interpretação da diversidade beta, pois possibilita a melhor compreensão das causas das diferenças encontradas entre habitats em córregos preservados e degradados, indicando alterações devido à redução no número de táxons como alterações nos padrões de dominância entre habitats.

Por isso, a utilização de ferramentas adequadas para o biomonitoramento é de fundamental importância para que a identificação das alterações na diversidade de comunidades não seja mascarada. Segundo Tockner *et al.* (1999), a variabilidade ambiental e as mudanças na composição biológica (beta diversidade) devem ser levadas em conta para o desenvolvimento de estratégias para a conservação; uma vez que ela provê uma nova perspectiva para o conhecimento de áreas a serem preservadas (Ward *et al.*, 1999).

De forma geral, os resultados deste estudo podem contribuir para novas ferramentas de biomonitoramento, ao mudar o foco da diversidade alfa (comumente usada nestes estudos, mas sempre dependente de córregos referência para interpretação) para diversidade beta, que pode identificar perda de diversidade de diferenciação dentro do mesmo córrego e, assim, degradação do ecossistema como um todo.

7 – REFERÊNCIAS

- ALLAN, J.D. 1995. **Stream ecology**. Structure and function of running waters. London: Chapman and Hall. 388p. 1995.
- ARMITAGE, P.D.; MACHALE A.M. & CRISP D.C. 1974. A survey of stream invertebrates in the Cow Green basin (Upper Teesdale) before inundation. **Freshwater Biology** 4:369–398.
- AZEVEDO, C.A.S. & HAMADA, N. 2008. Megaloptera. In: **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**. FROEHLICH, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline> Acessado em 20/02/2011.
- BAATTRUP-PEDERSEN A. & RIIS T. 1999: Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. **Freshwater Biology**, 42, 375-385.
- BASELGA, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, 19: 134–143.
- BELL, S.S.; McCOY, E.D.; MUSHINSKY, H.R. 1991. **Habitat structure**: the physical arrangement of objects in space. Chapman and Hall, London, UK.
- BOLTOVSKOY, D.; TELL, G.; DADON, R. 1995. Afinidad entre comunidades bentónicas de un ambiente lótico. In: LOPRETTO, E.C.; TELL, G. (Eds.). **Ecosistemas de aguas continentales**: metodologías para su estudio. Argentina: Editora Sur, Tomo I, 376 p.
- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V.H. & STATZNER, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**. 51: 495-523
- BOULTON, A.J.; & LAKE P.S. 1992. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. II. Comparisons of faunal composition between habitats, rivers and years. **Freshwater Biology** 27:99–121.
- BOYERO, L. & BAILEY, R.C. 2001. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. **Hydrobiologia**, 464, 219–225.

- BROWN, B.L. 2007. Habitat heterogeneity and disturbance influence patterns of community temporal variability in a small temperate stream. **Hydrobiologia**, vol. 586, p. 93-106.
- BROWN, B.L. 2003. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect community. **Ecology Letters**, 6:316-325.
- BROWN, A.V. & BRUSSOCK, P.P. 1991. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pool. **Hydrobiologia**, 220, 99-108.
- CALLISTO, M; MORETTI, M. & GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de córregos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 6 (1): 71-82.
- CALOR, A.R. 2007. **Trichoptera**. In: Guia on-line de Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/index_trico. Acessado em 01/03/2011.
- CARTER J.L.; FEND, S.V. 2001. Inter-annual changes in the benthic community structure of riffles and pools in reaches of contrasting gradient. **Hydrobiologia**, 459, 187–200.
- CASWELL, H. & COHEN, J.E. 1993. **Local and regional regulation of species-area relations: a patch-occupancy model**. In: Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives, eds Ricklefs, R.E. & Schluter, D. University of Chicago Press, Chicago, pp. 99–107.
- CHAO, A. & SHEN, T.-J. 2010 **Program SPADE** (Species Prediction And Diversity Estimation). Program and User's Guide published at <http://chao.stat.nthu.edu.tw>.
- CLEMENTS, W.H., 1994. Benthic invertebrate community responses to heavy metals in the Upper Arkansas River Basin, Colorado. **Journal of the North American Benthological Society**, 13: 30–44.
- CONNOR, E.F. & McCOY, E.O. 1979 The statistics and biology of the species-area relationships. **The American Naturalist**, 113, 791–833.
- COSTA S.S. & MELO A.S. 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiologia**, 598, 131–138.

- CRIST, T.O.; VEECH, J.A.; GERING, J.C. & SUMMERVILLE, K.S. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of alpha, beta and gamma diversity. **American Naturalist**, 162, 734–743.
- DOBSON, A.P., BRADSHAW, A.D. & BAKER, A.J.M. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. **Science**, 277:515–522.
- DOWNES, B.J.; HINDELL J.S. & BOND N.R. 2000. What's in a site? Variation in lotic macroinvertebrate density and diversity in a spatially replicated experiment. **Austral Ecology**, 25, 128–139.
- EGGLISHAW, H. J., & MACKAY, D.W. 1967. A survey of the bottom fauna of streams in the Scottish Highlands. III. Seasonal changes in the fauna of three streams. **Hydrobiologia**, 30:305–334.
- EGLER, M. **Utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da degradação de ecossistemas de rios em áreas agrícolas**. 2002. 166p. Dissertação (Mestrado). Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.
- GEORGIA ADOPT-A-STREAM Visual stream survey. Atlanta: Georgia Adopt-A-Stream, 2008. 72p. Disponível em http://georgiaadoptastream.com/Manuals_etc/Visual/Visual.pdf acessado em 01/03/2011.
- HAUER, F.R. & RESH, V.H. 1996. Benthic macroinvertebrates, p. 339-369. *In*: HAUER, F.R. & LAMBERTI, G. A. (Eds). **Stream ecology**, San Diego, Academic Press, 674p.
- HAWKINS, C.P.& SEDELL, J.R. 1981. Longitudinal and seasonal change in functional organization of macroinvertebrates communities in four Oregon streams. **Ecology**, 62 (2) pp 387 – 397.
- HERING, D.; MEIER, C.; RAWER-JOST, C.; FELD, C.K., BISS, R., ZENKER, A., SUNDERMANN, A.; LOHSE, S.; BOHMER, J., 2004b. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. **Limnologica** 34 (4), 398–415.
- HERING, D.; JOHNSON, R. K.; KRAMM, S.; SCHMUTZ, S.; SZOSZKIEWICZ, K.; VERDONSCHOT, P. F. M. 2006. Assessment of European streams with diatoms,

macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. **Freshwater Biology**, 51: 1757–1785.

HILDREW A.G. & GILLER P.S. 1994. **Patchiness, species interactions and disturbance in the stream benthos**. Pages 21–62 In GILLER P.S.; HILDREW A.G.; RAFFAELLI D.G., eds. **Aquatic Ecology: Scale, Pattern and Process**. London: Blackwell Scientific.

Hill M. 1973 Diversity and evenness a unifying notation and its consequences. *Ecology* **54**, 427-432.

HOLOMUZKI, J.R.; BIGGS, B.J.F. 2000. Taxon-specific responses to high flow disturbance: implications for population persistence. **Journal of the North American Benthological Society**, v.19, p.670-79.

IPEF – INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS. Conservação dos recursos hídricos e da cobertura florestal na Bacia do rio Corumbataí. Piracicaba: IPEF, 2001. 356 p. (Plano Diretor). Disponível em <http://www.ipef.br/publicacoes/relatorios>, acessado em 02/03/2011.

JANKE, H.; TRIVINHO-STRIXINO, S. 2007. Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Carlos v. 19, p. 109-115.

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

JOST, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. **Ecology**, 88, 2427–2439.

JOST, L. 2006. Entropy and diversity. **Oikos**, 113:363–375.

KAENEL, B.R & UEHLINGER, U 1998 Effects of plant cutting dredging on habitat conditions in streams. **Archiv für Hydrobiologie**, 143, 257-273.

KERANS, B. L.; KARR, J.R., & AHLSTEDT, S.A. 1992. Aquatic invertebrate assemblages: spatial and temporal differences among sampling protocols. **Journal of the North American Benthological Society**, 11:377–390.

- KOLEFF, P.; GASTON, K.J. & LENNON, J.K. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. **Journal of Animal Ecology**, **72**, 367–382.
- LAKE, P. S. 1990. Disturbing hard and soft bottom communities: A comparison of marine and freshwater environments. **Australian Journal of Ecology**, **15**: 477-488.
- LANDE, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos**, **76**, 5–13.
- LECCI, L.S. & FROEHLICH, C.G. 2007. **Plecoptera**. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. FROEHLICH, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>
- LEGENDRE, P.; BORCARD D. & PERES-NETO P. R. 2005 Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* **75** 435–450.
- LOGAN, P. & BROOKER, M.P. 1983. The macroinvertebrate faunas of riffles and pools. **Water Research**, **17**:263–270.
- MALONEY, K. O., MUNGUIA, P. & MITCHELL, R. M. 2011. Anthropogenic disturbance and landscape patterns affect diversity patterns of aquatic benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society** **30**:284–295.
- MARIANO, R. 2007. **Ephemeroptera**. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. FROEHLICH, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline> Acessado em 20/02/2011.
- MATTHAEI, C.D. & TOWNSEND, C.R. (2000) Long-term effects of local disturbance history on mobile stream invertebrates. **Oecologia**, **125**, 119–126.
- McARTHUR, R.; Recher H. & Cody M. (1966) On the relation between habitat selection and species diversity. **American Naturalist**, **100**, 319–332.
- McCULLOCH, D.L. 1986. Benthic macroinvertebrate distributions in the riffle-pool communities of two east Texas streams. **Hydrobiologia**, **135**: 61-70.

- MERRIT, R.W.; CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque: Kendal/Hunt, 1996. 722 p.
- MERRIT, R.W.; CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North América**. 1984. Kendall, Hunt Publication Co., Dubuque, Iowa. 862 p.
- MESA, L.M. 2009. Effects of spates and land use on macroinvertebrate community in Neotropical Andean Streams. **Hydrobiologia**, 641 (1): 85-95.
- MINSHALL G.W. 1988 Stream ecosystem theory a global perspective. **Journal of the North American Benthological Society**, 7, 263–288.
- O'NEILL, M.P. & ABRAHAMAS, A.D., 1984. Objective identification of Pools and Riffles. **Water Resource Research** 20 (7), 921–926.
- PASSY, S. I. & BLANCHET, F.G. (2007), Algal communities in human-impacted stream ecosystems suffer beta-diversity decline. **Diversity and Distributions**, 13: 670–679.
- PASSOS, M.I.S.; NESSIMIAN, J.L.; FERREIRA JUNIOR, N. Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 51, n. 1, Mar. 2007.
- PÉS, A.M.O.; HAMADA, N. & NESSIMIAN, J.L. 2005. Chave de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, 49, 181–204
- PINHO, L.C. 2008. **Diptera**. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. FROEHLICH, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline> Acessado em 19/02/2011.
- RABENI, C. F.; DOISY, K.E. & GALAT, D.L. 2002. Testing the biological basis of a stream habitat classification using benthic invertebrates. **Ecological Applications** 12:782– 796.
- RAHEL, F.J. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. **Science** 288:854–856.
- RESH, V.H.; ROSENBERG, D.M. **The ecology of aquatic insects**. New York: Praeger Publishers, 1984. 625 p.

- RICHARDS, C.; JOHNSON, L.B. & HOST, G.E. 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. 53:295–311.
- RICKLEFS, R.E. & SCHLUTER, D. 1993. **Species diversity in ecological communities: historical and geographical communities**. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- ROSERMBERG, G.D.M. & RESH, V.H. (eds). 1993. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**, Chappman & Hall, New York, NY.
- SCARSBROOK, M.R. & TOWNSEND C.R. 1993. Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat templet study of two contrasting New Zealand streams. **Freshw. Biol.** 29:395– 410 133.
- SCULLION, J., PARUSH, C. A, MORGAN, N. & EDWARDS, R.W. 1982. Comparison of benthic macroinvertebrate fauna and substratum composition in riffles and pools in the impounded River Elan and the unregulated River Wye, mid-Wales. **Freshwater Biology** 12:579–595.
- SOUZA, L.O.I.; COSTA, J.M. & OLDRINI, B.B. 2007. **Odonata**. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. FROEHLICH, C.G. (org.). Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online. Acessado em 18/02/2011.
- STAUFFER, J.C.; GOLDSTEIN, R.M.; NEWMAN, R.M. 2000. Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 57:307–16
- SULLIVAN, K.; LISLE, T.E.; DOLLOFF, C.A.; GRANT G.E. & REED, L.M. 1987. Stream channels: the link between forests and fishes. Pages 39-97 In: SALO, E. O. & CUNDY, T. W eds. **Stream side management: forestry and fishery interactions**. University of Washington, Institute of Forest Resources, Contribution No. 57, Seattle.
- TAYLOR, C.M., 2000. A large-scale comparative analysis of riffle and pool fish communities in an upland stream system. **Environmental Biology of Fishes**, 58, 89–95.

- TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBORGER, K.; WICHMANN, M. C.; SCHWAGER, M.; & JELTSCH, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, 31:79–92.
- TOCKNER, K.; SCHIEMER, F.; BAUMGARTNER, C.; KUM, G.; WEIGAND, E.; ZWEIMULLER, I. & WARD, J.V. 1999. The Danube restoration project: Species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. **Regulated Rivers: Research & Management**, 15: 245- 258.
- TOWNSEND, C.R. & HILDREW, A.G. 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. **Freshwater Biology**, 31: 265–275.
- VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMINS, K.W.; SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 37: 130-137.
- VEECH, J.A.; SUMMERVILLE, K.S.; CRIST, T.O. & GERING, J.C. 2002. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. **Oikos**, 99, 3–9.
- WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P.; GATTI, R. 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. **Fisheries**, 22:6–12
- WARD, J.V.; WIENS, J.A.; 2001. Ecotones of riverine ecosystems: role and typology, spatio-temporal dynamics, and river regulation. **Ecohydrology and Hydrobiology** 1, 25–36.
- WARD, J.V.; TOCKNER, K. & SCHIEMER, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. **Regulation River: Reservoir & Management** 11: 105-119.
- WHITTAKER, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, 30:279–338.
- WHITTAKER, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, 21:213–251.
- WILSEY, B.J. 2010. An empirical comparison of beta diversity indices in establishing prairies. **Ecology**, 91:1984-1988

WINER, B.J 1971. **Statistical principles and experimental design**, 2nd edn. McGraw-Hill, New York

8 – APENDICE

Tabela I. Tipos de solo predominantes na sub-bacia do Alto Corumbataí e características das atividades de uso e ocupação do solo Fonte: (IPEF 2002).

Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí					
Sub-bacia Alto Corumbataí					
Tipos do solo	Área	Área	Uso e Ocupação do Solo	Área	Área
	(ha)	(%)		(ha)	(%)
Latossolos Roxo	1805,16	5,68	Cana-de-açúcar	3714,12	11,68
Latossolos Vermelhos	46,08	0,14	Pastagem	15333,12	48,21
Latossolos Vermelho e Amarelo	8704,00	27,38	Floresta plantada	3049,88	9,59
Podzólicos	5962,56	18,76	Floresta nativa	5622,28	17,68
Terra Roxa	45,16	0,14	Fruticultura	2257,88	7,10
Areias Quartzosas	5621,04	17,68	Cultura anual	58,36	0,18
Litólicos	9353,52	29,42	Mineração	91,28	0,29
Gley Pouco Húmicos e Húmicos			Área urbana	393,92	1,24
e Húmicos	251,60	0,79	Outros	1280,84	4,03

Tabela II. Valores médios das variáveis físicas e químicas das áreas de remansos e corredeiras e coordenadas geográficas dos quatro córregos utilizados neste estudo.

	Serra		S. Teresinha		S. Francisco		Bruxa	
	REM	COR	REM	COR	REM	COR	REM	COR
Temperatura (°C)	19,83	19,83	19,94	19,93	21,79	21,66	22,32	22,75
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	26,24	26,47	22,00	22,18	31,59	32,69	30,38	30,76
pH	6,93	6,91	6,88	6,85	6,48	6,44	6,36	6,53
Oxigênio dissolvido (mg L^{-1})	8,20	8,60	8,05	8,37	7,59	7,80	7,44	7,79
S.T.D. (g/L)	0,017	0,017	0,014	0,014	0,020	0,021	0,020	0,020
Velocidade (cm s^{-1})	0,03	0,83	0,02	0,68	0,14	0,91	0,15	0,70
Largura (m)	0,93	0,54	1,31	0,78	1,46	1,24	133,5	166,6
Profundidade (m)	0,17	0,08	0,13	0,05	0,18	0,16	0,15	0,11
Latitude	-22,10477348		-22,10477348		-22,12244815		-22,12601683	
Longitude	-47,70389224		-47,70389224		-47,66843360		-47,65849577	
Ordem	2 ^a		2 ^a		2 ^a		2 ^a	

Tabela III. Abundancia total dos táxons coletados em áreas de remanso e corredeira nos córregos preservados e degradados.

Táxon	Córrego da Serra		Córrego S. Teresinha		Córrego S. Francisco		Córrego da Bruxa	
	Remansos	Corredeiras	Remansos	Corredeiras	Remansos	Corredeiras	Remansos	Corredeiras
Trichoptera								
Hydropsychidae	33	553	10	574	5	640	9	723
Philopotamidae						4		
Glossosomatidae						6		3
Odontoceridae					6	10		
Calamoceratidae	26	10	24	15				
Hydrobiosidae		16		4				
Polycentropodidae	3		1					
Hydroptilidae		1						
					1			
Diptera								
Chironomidae	8937	5017	6465	4844	1214	3693	1888	1918
Ceratopogonidae	8	10	14	22	2	3	6	29
Tipulidae	2	3	1	6		1	1	3
Empididae	20	46	10	54	4	88	2	19
Psichodidae		1						
Simuliidae	226	2226	41	1289	22	3843	6	1393
Coleoptera								
Elmidae (adulto)	2	19	2	56	11	132		32
Elmidae (larva)	547	728	649	1478	70	855	16	150
Dytiscidae	8	1	2	51		1		
Noteridae (adulto)	1							
Psephenidae (pupa)	1							
Gyrinidae							2	1
Plecoptera								
Gripopterygidae	71	459	29	241	5	84	5	18
Perlidae		5		6		20		1
Odonata								
Calopterygidae	21	7	22	8			2	1
Coenagrionidae	3	1	2		3		2	
Libellulidae						7		1
Ephemeroptera								
Baetidae	2	3			27	253	3	9
Leptohyphidae	69	87	4	32	7	13		
Leptophlebiidae	9	80	1	3				
Megaloptera								
Corydalidae		2		2				3
Oligochaeta								
	149	329	800	764	57	970	66	434
Total	10138	9604	8077	9449	1434	10623	2008	4738

Tabela IV. Abundância relativa (em porcentagem) dos táxons em remansos e corredeiras de córregos preservados e degradados.

Taxon	Preservado		Degradados	
	Remanso	Corredeira	Remanso	Corredeira
Hydropsychidae	0,24	5,91	0,41	8,87
Philopotamidae	0	0	0	0,03
Glossosomatidae	0	0	0	0,06
Odontoceridae	0	0	0,17	0,07
Calamoceratidae	0,27	0,13	0	0
Hydrobiosidae	0	0,1	0	0
Polycentropodidae	0,02	0	0	0
Hydroptilidae	0	0,01	0	0
Chironomidae	84,56	51,75	90,15	36,53
Ceratopogonidae	0,12	0,17	0,23	0,21
Tipulidae	0,02	0,05	0,03	0,03
Empididae	0,16	0,52	0,17	0,7
Psichodidae	0	0,01	0	0
Simuliidae	1,47	18,45	0,81	34,09
Elmidae	6,59	11,97	2,82	7,61
Dytiscidae	0,05	0,27	0	0,01
Noteridae (adulto)	0,01	0	0	0
Psephenidae (pupa)	0,01	0	0	0
Gyrinidae	0	0	0,06	0,01
Gripopterygidae	0,55	3,67	0,29	0,66
Perlidae	0	0,06	0	0,14
Calopterygidae	0,24	0,08	0,06	0,01
Coenagrionidae	0,03	0,01	0,15	0
Libellulidae	0	0	0	0,05
Baetidae	0,01	0,02	0,87	1,71
Leptohiphidae	0,4	0,62	0,2	0,08
Leptophlebiidae	0,05	0,44	0	0
Corydalidae	0	0,02	0	0,02
Oligochaeta	5,21	5,74	3,57	9,14