

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**COMUNIDADES BENTÔNICAS DE TRÊS RIACHOS DO TRECHO
MÉDIO DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA (ES)**

KÊNIA NEVES DE OLIVEIRA

VILA VELHA
DEZEMBRO/2012

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**COMUNIDADES BENTÔNICAS DE TRÊS RIACHOS DO TRECHO
MÉDIO DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA (ES)**

Dissertação apresentada à Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia.

KÊNIA NEVES DE OLIVEIRA

VILA VELHA
DEZEMBRO/2012

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

O48c Oliveira, Kênia Neves de.

Comunidades bentônicas de três riachos do trecho médio do rio Santa Maria da Vitória (ES) / Kênia Neves de Oliveira. – 2012.

35 f.

Orientador: Marcelo da Silva Moretti.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ecossistemas) - Universidade Vila Velha, 2012.

Inclui bibliografias.

1. Invertebrado. 2. Rios – Espírito Santo - conservação. 3. Ecologia aquática. I. Moretti, Marcelo da Silva. II. Universidade Vila Velha. III. Título.

CDD 577.6098152

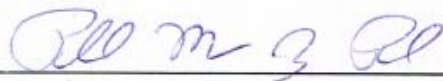
KÊNIA NEVES DE OLIVEIRA

**COMUNIDADES BENTÔNICAS DE TRÊS RIACHOS DO TRECHO
MÉDIO DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA (ES)**

Dissertação apresentada à Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia.

Aprovada em 01 de Dezembro de 2012,

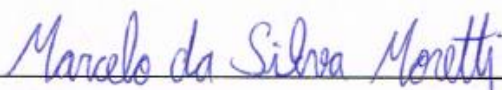
Banca Examinadora:



Prof. Dr. Pablo Moreno Souza Paula – FASI



Prof. Dr. Leonardo Barros Dobbss – UVV



Prof. Dr. Marcelo da Silva Moretti – UVV

Orientador

Dedico esta dissertação à minha família,
aos meus amigos e a Deus.

AGRADECIMENTOS

À minha mãe Marinalda (*in memoriam*) que infelizmente se despediu de mim no início de meu trabalho, mas que me deixou de herança bons valores e força para lutar pelo o que eu quero, além de ter me ensinado a ter autoconfiança. Foi um início de mestrado muito complicado, em que tive de dividir minha atenção entre ela e os meus compromissos acadêmicos. A falta que você me faz é imensurável. A casa não é a mesma sem você. Você foi a pessoa mais presente em minha vida, e agora me deixou seguir meus passos sozinha, mas com uma despedida muito infeliz.

Ao meu pai Ailson, que sempre passou para mim o exemplo de estudar muito, batalhar, ter humildade e honestidade. Aos meus irmãos Alisson, Kércia e Thiago que tiveram paciência comigo e respeito, além de terem me protegido de situações estressantes e me auxiliado a seguir meu caminho até o final. Às minhas tias Olga, Alice, Aldi e Nídia, que são quase mães para mim, e aos primos que torceram por mim.

Aos amigos e professores que conheci em meu curso de idiomas, Almir Fernandes, Juliana Coelho, Vilma Pinheiro, Paula Depollo, Patrício Trujillo, e aos colegas que estavam mais ansiosos que eu para a conclusão deste trabalho, uma vez que não aguentavam mais me ver estressada e faltando compromissos e aulas para estudar e ler artigos.

Aos amigos, Thécio Cani, Ilsa Penha, Alice Costa, Patrícia Mattioli, Luciano Carvalho e Danielly Rocha-Lanter, que me deram força e ânimo para seguir em frente além de me motivarem bastante. Obrigada pela paciência, compreensão e carinho.

À minha amiga Rita Alcântara, que foi a melhor pessoa que eu conheci nesses últimos anos.

Ao Prof. Alessandro Ramos, por todo o apoio que me deu para os estudos. Por ter acreditado em minha competência e ter me passado boas lições. Pela atenção e paciência com minha pessoa e pelo bom humor que me passou para encarar as dificuldades.

Ao meu orientador, Prof. Marcelo Moretti, pela oportunidade que me deu de trabalhar com ele, pelos puxões de orelha, pelas lições e pela paciência. Pelo

incentivo, por acreditar em mim mesmo diante das dificuldades, pelos conselhos e sugestões, pela disponibilidade para me orientar e atenção.

Aos membros da banca, Prof. Pablo Moreno e Prof. Leonardo Dobbss, que aceitaram o convite de avaliar a esta dissertação.

Aos meus colegas do Laboratório Ecologia de Insetos Aquáticos (LEIA), Thais, Cinthia, Flávio e demais, que participaram das minhas coletas, auxiliaram no processamento das amostras e identificação dos macroinvertebrados bentônicos. Ao Wallace Kiffer (Aice), pois sem ele teria sido difícil fazer essa pesquisa em locais de difícil acesso. Obrigada pelos momentos de descontração, alegria, apoio, pela sua criatividade e competência.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Espírito Santo - FAPES, pela bolsa de mestrado que me foi concedida, e à Fundação Nacional de Desenvolvimento do Ensino Superior Particular - Funadesp, pelo apoio financeiro para a realização desta pesquisa.

À toda equipe do Programa de Pós Graduação em Ecologia de Ecossistemas da Universidade de Vila Velha por ter selecionado professores de qualidade para os discentes.

E a Deus pelo equilíbrio que me passou e tem me passado.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	VIII
LISTA DE TABELAS.....	IX
CAPA DO ARTIGO.....	X
RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	2
1. INTRODUÇÃO.....	3
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	5
2.1. ÁREA DE ESTUDOS.....	5
2.1.1. A BACIA DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA.....	5
2.1.2. TRECHOS ESTUDADOS.....	6
2.2. DESENHO AMOSTRAL.....	7
2.3. ANÁLISE DE DADOS.....	7
3. RESULTADOS.....	8
4. DISCUSSÃO.....	16
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	20

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Abundância total e riqueza taxonômica das assembléias de invertebrados amostrados nos córregos Luxemburgo (Ponto 1), Macuco (Ponto 2) e Santa Clara (Ponto 3) no período de julho de 2010 a Maio de 2011.

Figura 2. Índices de diversidade (barras) e equitabilidade (linhas) das assembléias de invertebrados amostrados nos córregos Luxemburgo (Ponto 1), Macuco (Ponto 2) e Santa Clara (Ponto 3) no período de julho de 2010 a Maio de 2011.

Figura 3. Razão EPT:Chironomidae das assembléias de invertebrados amostrados nos córregos Luxemburgo (Ponto 1), Macuco (Ponto 2) e Santa Clara (Ponto 3) no período de julho de 2010 a Maio de 2011.

Figura 4. Dendrograma da análise de agrupamento das assembléias de invertebrados amostrados nos córregos Luxemburgo (P1), Macuco (P2) e Santa Clara (P3) no período de julho de 2010 a Maio de 2011. Col 1 = Jul/10; Col 2 = Set/10; Col 3 = Nov/10; Col 4 = Jan/11; Col 5 = Mar/11; Col 6 = Mai/11.

Figura 5. Regressões lineares entre a biomassa de folhas e a riqueza taxonômica das assembléias de invertebrados associadas a todas as amostras de folhas (A) e às amostras dos córregos Luxemburgo (B), Macuco (C) e Santa Clara (D) no período de julho de 2010 a Maio de 2011.

LISTA DE TABELAS

Tabela I. Valores médios e variação (máximos e mínimos) dos parâmetros abióticos medidos *in situ* nos córregos Luxemburgo (Ponto 1), Macuco (Ponto 2) e Santa Clara (Ponto 3) no período de julho de 2010 a maio de 2011. n = 6.

Tabela II. Abundância relativa (%) dos táxons de invertebrados amostrados nos córregos Luxemburgo (P1), Macuco (P2) e Santa Clara (P3) no período de julho de 2010 a Maio de 2011.

Tabela III. Resultados dos testes de ANOVA realizados para os valores de abundância, riqueza taxonômica, diversidade (H') e equitabilidade (J') das assembléias de invertebrados amostrados no período de julho de 2010 a Maio de 2011, utilizando como fatores as coletas e os pontos amostrados.

COMUNIDADES BENTÔNICAS DE TRÊS RIACHOS DO TRECHO MÉDIO DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA (ES)

Kênia N. Oliveira, Marcelo S. Moretti

Universidade Vila Velha, Laboratório de Ecologia de Insetos Aquáticos. Rua Comissário José Dantas de Melo, 21, Vila Velha, ES, Brasil - CEP 29.102-770.

Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, Universidade Vila Velha.

A formatação deste artigo segue as normas da Revista *Limnológica*, tanto para citações como para as Referências Bibliográficas.

RESUMO

OLIVEIRA, Kênia Neves de, M.Sc., Universidade Vila Velha - ES, dezembro de 2012. **Comunidades Bentônicas de três riachos do trecho médio do Rio Santa Maria da Vitória (ES)**. Orientador: Marcelo da Silva Morretti.

O objetivo deste estudo foi avaliar a integridade estrutural de três riachos do trecho médio da bacia do rio Santa Maria da Vitória (Santa Leopoldina, ES) através das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. No período de julho de 2010 a maio de 2011, foram realizadas coletas bimensais nos córregos Luxemburgo (Ponto 1), Macuco (Ponto 2) e Santa Clara (Ponto 3). Em cada coleta, foram amostrados os três tipos de substrato predominantes (acúmulos de folhiço, seixos e areia) com um coletor tipo Surber ($0,09\text{m}^2$, $250\ \mu\text{m}$) em cada um dos pontos, de forma que foram coletadas sempre 12 amostras por ponto (4 réplicas por substrato). Um total de 22.063 indivíduos pertencentes a 55 táxons, sendo 11 da classe Insecta, foram coletados. As famílias Chironomidae e Simuliidae (Diptera) foram as mais abundantes, seguidos por Elmidae (Coleoptera), Hydropsychidae (Trichoptera), Gripopterygidae (Plecoptera) e Leptoheptidae (Ephemeroptera). Os valores de abundância total, de riqueza taxonômica e os índices de Diversidade (H') não apresentaram variação entre as coletas e os pontos amostrados. Por outro lado, os índices de equitabilidade (J') apresentaram apenas variação temporal, sendo que os valores observados para as comunidades em novembro de 2010 foram menores que os observados em maio de 2011. As razões EPT:Chironomidae foram diferentes entre as coletas e os pontos amostrados. Uma análise de agrupamento revelou uma similaridade mínima de aproximadamente 70% entre todas as assembléias amostradas. Foi possível observar a formação de dois grupos, onde os pontos 2 e 3 apresentaram maior similaridade entre si. Modelos lineares simples revelaram a existência de uma correlação positiva fraca ($r^2 = 0,24$) entre a biomassa de folhas e a riqueza de invertebrados encontrados nas amostras coletadas nos acúmulos de folhiço. Os resultados obtidos indicaram um certo grau de estabilidade nos riachos estudados e apontaram que as alterações antrópicas observadas nas áreas adjacentes ao córrego Luxemburgo tem influenciando suas comunidades de macroinvertebrados e, conseqüentemente, sua integridade ecológica.

Palavras-chave: macroinvertebrados bentônicos, integridade ecológica, rios de Mata Atlântica, acúmulos de folhas.

ABSTRACT

OLIVEIRA, Kênia Neves de, M.Sc., University Vila Velha - ES, December 2012.
Benthic communities three creeks middle stretch of the River Santa Maria da Vitória (ES). Advisor: Marcelo da Silva Morretti.

The aim of this study was to evaluate the structural integrity of three streams of the middle reach of the Santa Maria da Vitória basin (Santa Leopoldina, ES) through benthic macroinvertebrate communities. From July 2010 to May 2011, samples were collected bimonthly in Luxemburgo (Point 1), Macuco (Point 2) and Santa Clara (Point 3) streams. In each collection, the three types of predominant substrates (leaf patches, gravel and sand) were sampled with a Surber sampler (0.09 m², 250 µm) in each point, so there were always collected 12 samples per point (4 replicates per substrate). A total of 22,063 individuals belonging to 55 taxa, 11 of the class Insecta, were collected. The families Chironomidae and Simuliidae (Diptera) were the most abundant, followed by Elmidae (Coleoptera), Hydropsychidae (Trichoptera), Gripopterygidae (Plecoptera) and Leptohyphidae (Ephemeroptera). Values of total abundance, taxonomic richness and diversity index (H') showed no variation between the sampling periods and streams. Moreover, evenness indexes (J') showed only temporal variation, and the observed values in November 2010 were lower than those observed in May 2011. The EPT: Chironomidae ratios were different between the sampling periods and streams. A Cluster Analysis revealed a minimal similarity of approximately 70% of all sampled assemblies. It was possible to observe the formation of two groups, where points 2 and 3 showed greater similarity. Simple linear models revealed the existence of a weak positive correlation ($r^2 = 0.24$) between leaf biomass and taxa richness of macroinvertebrates found in samples collected over leaf patches. The results indicated a degree of stability in the studied streams and showed that anthropogenic changes observed in the adjacent areas to Luxemburgo stream have influenced its macroinvertebrate communities and, consequently, its ecological integrity.

Keywords: benthic macroinvertebrates, ecological integrity, Atlantic Forest streams, leaf patches.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, os ecossistemas aquáticos continentais têm sido submetidos a diferentes impactos ambientais (Baird, Stromberg & Madock III, 2005; Pérez-Quintero, 2011). Neste contexto, os rios e os riachos têm sido bastante estudados uma vez que os mesmos, por apresentarem dimensões reduzidas, são mais vulneráveis à ação antrópica (Oliveira & Bennemann, 2005). As principais ameaças para a biota presente nestes ecossistemas são representadas por uma variedade de atividades, entre as quais pode-se destacar as alterações nos leitos e nas zonas ripárias, a introdução de espécies exóticas, a perda de habitats e a poluição (Lytle & Peckarsky, 2001).

Os macroinvertebrados bentônicos, em especial os insetos aquáticos, são bastante diversificados e apresentam várias adaptações às condições naturais dos ecossistemas aquáticos (Braccia & Voshell, 2006). Através da sua atividade, participam da ciclagem de nutrientes ao reduzir o tamanho de partículas orgânicas e facilitar a ação de microorganismos decompositores (Callisto, Moreno & Barbosa, 2001). Os macroinvertebrados também possuem um papel relevante no fluxo de energia destes ecossistemas, pois são utilizados como recurso alimentar por consumidores de níveis tróficos mais altos, como peixes e crustáceos de água doce (Bueno, Bond-Buckup & Ferreira, 2003).

As comunidades de macroinvertebrados são sensíveis a mudanças nas condições ambientais, sendo capazes de responder a impactos antrópicos (Piedras et al., 2006). A vantagem de se utilizar indicadores biológicos na avaliação de ecossistemas aquáticos é que estes organismos integram informações sobre o ambiente ao longo do tempo e também respondem a efeitos indiretos, que normalmente não são detectados pelos parâmetros físicos e químicos convencionais (Testi et al., 2009). Como estes organismos apresentam períodos de vida relativamente longos e hábitos de vida sedentários, eles são capazes de responder aos impactos sobre os ecossistemas aquáticos em uma maior escala temporal (Stein, Springer & Kohlmann, 2008). Por outro lado, a mensuração de parâmetros físicos e químicos fornece apenas informações pontuais, que ocorreram no momento da amostragem (Testi et al., 2009).

Segundo Cummins, Merritt & Andrade (2005) existem duas abordagens gerais para avaliar a integridade ecológica de ecossistemas aquáticos utilizando macroinvertebrados bentônicos: a estrutural e a funcional. A integridade estrutural

relaciona a composição qualitativa e quantitativa das comunidades e seus recursos, enquanto a integridade funcional refere-se às taxas, padrões e importância relativa de processos no nível dos ecossistemas (Castela, Ferreira & Graça, 2008). Um retrato fiel da saúde do ecossistema é obtido quando ambos componentes são avaliados simultaneamente (Lecerf, 2006). No entanto, avaliações estruturais dos ecossistemas são mais usuais, pois são mais rápidas e mais simples de serem realizadas (Riipinen, Davy-Bower & Dobson, 2009).

A distribuição das comunidades de macroinvertebrados está ligada a diversos fatores como, por exemplo, a velocidade do fluxo de água, a granulometria do sedimento, a disponibilidade de recursos alimentares e as interações tróficas interespecíficas (Aburaya & Callil, 2007). Por ser um meio físico constituído por vários tipos de materiais orgânicos e inorgânicos (Kikuchi & Uieda, 2005), o tipo de substrato também apresenta grande influência na estrutura destas comunidades (Nicola; Almodóvar; Elvira, 2010). Nos ambientes aquáticos, são freqüentemente encontrados substratos compostos por vários tipos de materiais e partículas dispostos em mosaico. A estabilidade oferecida por estes substratos é suficiente para que os macroinvertebrados os colonizem e encontrem condições para se locomover, procurar alimento e abrigo, construir casulos e fazer a postura de ovos (Kikuchi & Uieda, 2005).

A variabilidade temporal do regime de vazão e das características do habitat de um riacho pode modificar a forma como os macroinvertebrados irão utilizar os recursos disponíveis no seu leito (Mathuriau, Thomas & Chauvet, 2008). Assim, a composição e a estrutura das comunidades de macroinvertebrados também podem variar temporalmente. Segundo Straka, Syrovátka & Helešic (2008), o conhecimento dos padrões espaciais e temporais da biota aquática é fundamental para se compreender a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos.

O objetivo desta dissertação foi avaliar a integridade estrutural de três riachos do trecho médio da bacia do rio Santa Maria da Vitória (Santa Leopoldina, ES) através das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Partindo do princípio de que existem poucos dados disponíveis na literatura sobre as comunidades de macroinvertebrados no Espírito Santo (ver Salles et al., 2010; Bertazo et al., 2010) e que os riachos do trecho médio desta importante bacia hidrográfica sofrem diferentes tipos de influências antrópicas, as seguintes perguntas nortearam este estudo: (i) existe diferença entre as comunidades de macroinvertebrados dos três riachos estudados?; (ii) as comunidades de macroinvertebrados estudadas variam

temporalmente?; e (iii) a riqueza taxonômica e a abundância de macroinvertebrados está relacionada com a biomassa e a heterogeneidade dos bancos de folha nos afluentes estudados?

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

2.1.1. A BACIA DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA

A bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória situa-se na região central do Estado do Espírito Santo. Com área de aproximadamente 1.660 km², essa bacia limita-se à leste com a Baía de Vitória, ao norte e a oeste com as bacias dos rios Reis Magos e Doce e, ao sul, com as bacias dos rios Jucu, Bubu e Formate. Desde sua nascente até a foz, o rio Santa Maria da Vitória percorre cerca de 122 km e sofre um desnível de aproximadamente 1.300 m, passando pelos municípios capixabas de Santa Maria de Jetibá, Santa Leopoldina, Cariacica, Serra e Vitória (Martins & Fernandes, 2011). Enquanto seus afluentes cortam várias comunidades com atividades econômicas voltadas à agricultura, seu leito principal recebe efluentes domésticos das cidades de Santa Maria de Jetibá e Santa Leopoldina. Em seu trecho médio (represa de Rio Bonito até o município de Santa Leopoldina), o rio sofre dois barramentos (Rio Bonito e Suíça), responsáveis pela produção de 10 e 30 MW de energia elétrica, respectivamente, que representam 11% de toda energia produzida no estado (Mendonça & Macina, 2000). Em seu trecho final, parte de suas águas são captadas para o abastecimento de cerca de 30% da população da Grande Vitória (Pelissari & Sarmiento, 2003; Veronez Júnior, Bastos & Quaresma, 2009).

A maior parte das nascentes da bacia do rio Santa Maria da Vitória se concentra em áreas de maiores altitudes, onde predominam solos profundos com alta capacidade de drenagem. Nestas áreas se encontram importantes fragmentos florestais responsáveis pela proteção dos corpos d'água, margens e solo, e pela manutenção do microclima e da biodiversidade locais (Habtec, 1997). Por ser um importante manancial de água potável e também por possuir importância econômica e histórica, a bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória possui grande relevância local, sendo a manutenção da qualidade de suas águas de extrema

importância para as populações que vivem no seu entorno (Mendonça & Macina, 2000).

2.1.2. TRECHOS ESTUDADOS

O monitoramento das comunidades de macroinvertebrados foi realizado em três riachos do trecho médio da bacia do rio Santa Maria da Vitória, localizados em uma região de domínio de Mata Atlântica no município de Santa Leopoldina. De acordo com a classificação de Köppen, o clima predominante na região é o Aw, que corresponde ao clima Tropical Úmido, apresentando temperaturas médias entre 19° C e 28° C e pluviosidade média inferior a 2000 mm/ano. O período chuvoso se concentra entre os meses de dezembro e março e a estiagem estende-se de julho a outubro (Martins & Fernandes, 2011).

Os pontos estudados em cada córrego foram selecionados por apresentarem altitude similar, elevado grau de sombreamento e presença de diferentes tipos de habitats (corredeiras e remansos) e substratos (seixos, acúmulos de folhiço e areia) em seu leito. Uma breve descrição dos pontos estudados se encontra abaixo:

- Ponto 1 - Córrego Luxemburgo (20° 08' 15,6" S – 40° 35' 44,4" W): possui uma altitude de 562 m e está localizado próximo a várias áreas de agricultura. A vegetação ripária encontra-se bastante alterada, com substituição de espécies nativas e presença de bananeiras e jaqueiras. Este ponto apresenta o leito rochoso onde predominam grandes bancos de areia e alguns acúmulos de folhiço.
- Ponto 2 - Córrego Macuco (20° 01' 23,8" S – 40° 33' 00,5" W): possui uma altitude de 593 m e se encontra em um vale. A vegetação ripária é bem preservada e desenvolvida, embora exista uma pequena plantação de *Eucalyptus* sp. nas proximidades de uma das suas margens. O leito deste ponto é bastante diversificado, com a presença de seixos, cascalhos e acúmulos de folhiço.
- Ponto 3 - Córrego Santa Clara (20° 00' 35,2" S – 40° 32' 38,8" W): possui uma altitude de 569 m e suas margens apresentam áreas com sinais de erosão. A vegetação ripária neste ponto foi pouco alterada, mas existem algumas clareiras e um pequeno sistema de captação de água para o abastecimento

de uma propriedade vizinha. Os tipos de substrato predominantes são bancos de areia e acúmulos de folhiço.

2.2. DESENHO AMOSTRAL

As comunidades de macroinvertebrados de cada ponto foram monitoradas bimensalmente, no período de julho de 2010 a maio de 2011. Em cada coleta, foram amostrados os três tipos de substrato predominantes (acúmulos de folhiço, seixos e areia), de forma que foram coletadas 12 amostras por ponto em cada coleta (4 réplicas por substrato) e um total 216 amostras durante todo o período estudado. As amostras foram coletadas com um coletor tipo Surber (0,09 m², 250 µm de malha) e acondicionadas em sacos plásticos. Em cada ponto, foram mensurados *in situ* as seguintes variáveis abióticas, utilizando-se sensores portáteis: temperatura da água, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e saturação de oxigênio.

Após a coleta, as amostras foram levadas para o Laboratório de Ecologia de Insetos Aquáticos da Universidade Vila Velha (UVV), onde foram lavadas sobre peneiras de 500 e 250 µm de malha. O material retido nas peneiras foi fixado em álcool 70% e acondicionado em potes plásticos. Posteriormente, as amostras foram triadas e os macroinvertebrados encontrados contados e identificados até o nível taxonômico de família, utilizando um microscópio estereoscópio (32x) e chaves taxonômicas específicas (Pérez, 1988; Mugnai, Nessimian & Baptista, 2010; McCafferty, 1983; Costa, Ide & Simonka, 2006). Após a lavagem das amostras de folhiço, os detritos foliares de cada amostra foram secos a 60° C por 72 horas e, posteriormente, pesados e separados em morfoespécies.

2.3. ANÁLISE DE DADOS

Para cada amostra, foram determinados a abundância total, riqueza taxonômica, diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J') das comunidades de macroinvertebrados. A proporção EPT:Chironomidae foi calculada para avaliar a qualidade ambiental dos riachos estudados, uma vez que os organismos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera são sensíveis à alterações ambientais, enquanto as larvas da família Chironomidae apresentam maior tolerância (Bagatini et al., 2012). Todos estes valores foram

comparados por meio de Análises de Variância (ANOVA), utilizando o ponto e o mês de coleta como fatores. Todos os dados tiveram sua normalidade e homogeneidade de variâncias testadas e foram logaritmizados quando necessário Zar (1999).

As similaridades entre as amostras de diferentes pontos e meses de coleta foram avaliadas por meio de Análises de Agrupamento (*Clusters*), utilizando a distância de Bray-Curtis e a distância média entre grupos (UPGMA) como método de amalgamação. Modelos lineares simples foram utilizados para verificar a relação existente entre a abundância e a riqueza taxonômica das comunidades de macroinvertebrados amostradas em acúmulos de folhas com a biomassa e a riqueza em morfoespécies de detritos foliares. Todas as análises foram feitas utilizando-se os softwares *SPSS 16.0 for Macintosh* e *PRIMER 6.0 for Windows*.

3. RESULTADOS

Os parâmetros abióticos medidos em cada ponto durante o período estudado estão apresentados na Tabela I.

Tabela I. Valores médios e variação (máximos e mínimos) dos parâmetros abióticos medidos *in situ* nos córregos Luxemburgo (Ponto 1), Macuco (Ponto 2) e Santa Clara (Ponto 3) no período de julho de 2010 a maio de 2011. n = 6.

	Ponto1		Ponto 2		Ponto 3	
	Média	Varição	Média	Varição	Média	Varição
Saturação de O ₂ (%)	90.7	83.4 - 100.0	88.0	82.9 - 93.6	92.1	89.4 - 97.6
O ₂ dissolvido (mg/l)	8.2	6.9 - 8.9	8.1	7.3 - 8.3	8.2	7.3 - 8.7
Temperatura (° C)	21.4	18.5 - 25.0	20.5	18.1 - 23.0	24.1	21.9 - 26.0
Condutividade (µS/cm)	23.4	21.3 - 26.2	21.7	18.3 - 26.2	23.2	18.2 - 32.2
pH	6.3	5.2 - 8.2	6.0	5.0 - 7.7	6.0	5.1 - 7.8
Largura (m)	6.3	6.1 - 6.6	6.2	5.4 - 6.6	2.7	1.8 - 4.3
Profundidade (cm)	27.2	19.8 - 36.0	13.6	7.4 - 25.6	11.2	6.3 - 16.9
Vazão (m ³ /seg)	0.50	0.22 - 0.81	0.15	0.05 - 0.34	0.13	0.02 - 0.32

Durante o período estudado, foram coletados um total de 22.063 indivíduos pertencentes a 55 táxons, sendo a maioria pertencente a Classe Insecta (11 ordens; Tab. II). A família Chironomidae (Diptera) foi a mais abundante, sendo que as subfamílias Chironominae e Orthocladinae chegaram a apresentar valores de abundância relativa de 41,60 e 38,09%, respectivamente. As larvas de Simuliidae (Diptera) também foram bem representativas, apresentando valores de abundância

que chegaram a 65.67% em julho de 2010. Entre as demais ordens encontradas, os táxons mais representativos foram Elmidae (Coleoptera), Hydropsychidae (Trichoptera), Gripopterygidae (Plecoptera) e Leptoheptageniidae (Ephemeroptera).

Apesar dos maiores valores de abundância total de invertebrados terem sido encontrados no Ponto 1 durante as coletas de novembro/2010 e maio/2011 ($179,58 \pm 52,81$ e $337,92 \pm 152,22$ ind., respectivamente), os valores de abundância não apresentaram diferenças entre as coletas realizadas e entre os pontos amostrados (Fig. 1A, Tab. III). Os valores de riqueza taxonômica variaram de $8,6 \pm 1,0$ a $13,7 \pm 1,4$ táxons durante o período estudado (Fig. 1B). Novamente, não houveram diferenças nos valores de riqueza taxonômica entre as coletas e entre os pontos amostrados (Tab. III).

As assembléias de invertebrados que apresentaram os maiores índices de diversidade foram encontradas nos Pontos 2 e 3 nas coletas de janeiro e maio de 2011 ($2,02 \pm 0,09$ e $2,01 \pm 0,19$, respectivamente), enquanto os menores índices de diversidade foram encontrados nos Pontos 1 e 2 durante a coleta de julho/2010 ($1,68 \pm 0,16$ e $1,50 \pm 0,20$; Fig. 2). Estes valores não foram diferentes entre as coletas e os pontos amostrados (Tab. III).

Os valores de equitabilidade foram elevados para todas as assembléias amostradas (Fig. 2), variando de $0,72 \pm 0,04$ (Ponto 3 em novembro/2010) a $0,88 \pm 0,02$ (Ponto 2, maio de 2011). Os índices de equitabilidade foram diferentes apenas entre as coletas (Tab. III), sendo que os valores de equitabilidade observados para as assembléias amostradas em novembro de 2010 foram menores que os observados em maio de 2011 (teste de Tukey; Fig. 2).

Tabela II. Abundância relativa (%) dos táxons de invertebrados amostrados nos córregos Luxemburgo (P1), Macuco (P2) e Santa Clara (P3) no período de julho de 2010 a Maio de 2011.

	Jul/10			Set/10			Nov/10			Jan/11			Mar/11			Mai/11		
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Ephemeroptera																		
Baetidae	0.47	0.18	0.92	0.24	1.72	1.94	1.51	1.92	1.27	0.36	2.11	1.79	1.18	0.00	1.45	0.27		0.34
Leptohyphidae	0.66	0.85	7.05	0.36	2.84	0.62	0.88	1.69	2.18	1.87	13.21	13.03	1.63	18.32	8.00	0.37	2.80	4.93
Leptophlebiidae	1.88	0.34	2.20		0.46	0.18	0.93	0.45	0.73	0.89	1.43	1.14	1.81	4.70	1.64	0.37	0.25	1.83
Odonata																		
Aeshnidae											0.15	0.16						
Calopterygidae						0.18	0.10				0.08		0.09		0.18	0.02		
Coenagrionidae											0.08							
Gomphidae	0.28	0.09		0.12	0.20	0.18	0.10	0.34		0.36		0.24	0.18	0.25	0.18	0.20	0.51	0.11
Libellulidae	1.13	0.17	0.58	0.48	0.13	0.09				1.43	0.23	0.16	2.71	0.50	0.55	1.21	0.38	1.15
Megapodagrionidae	0.66	1.02	1.04	0.24		0.53		0.56	0.18		0.23		0.63	0.25	0.73	0.25	0.25	0.92
Orthoptera																		
Blattoidea													0.27		0.18	0.05	0.51	0.11
Plecoptera																		
Gripopterygidae		0.17	0.58		0.07			0.34	0.27		0.98	0.33	0.45	0.25	1.45	0.27	0.51	2.41
Perlidae	7.06	1.20	6.01	5.51	2.91	5.63	4.54	1.69	3.91	2.67	1.28	5.37	2.35	3.96	6.55	2.59	1.65	3.32
Heteroptera																		
Gerridae								0.11				0.08						
Helotrophidae					0.20			0.11										
Mesoveliidae											0.15							
Naucoridae	0.28	0.51	0.23	1.68	0.33	0.44	0.29	0.11		0.18	0.23		0.18	0.50	0.18	0.15		0.34
Pleidae						0.18												0.13
Veliidae	0.47	0.34	0.12	1.68	0.73	1.50	0.29	0.23	0.09	0.09	0.08	0.98	0.45	0.25	1.82	0.10	0.25	

Continua...

Tabela II. Continuação.

	Jul/10			Set/10			Nov/10			Jan/11			Mar/11			Mai/11			
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	
Megaloptera																			
Corydalidae	0.09		0.23	0.24	0.07	0.00	0.10	0.11	0.18	0.45	0.45	0.16	0.90				0.49	0.38	0.11
Coleoptera																			
Curculionidae										0.09									
Elmidae adulto	22.30	1.54	4.51	11.02	2.05	5.81	6.74	1.24	1.09	13.64	1.74	4.72	8.60	2.72	1.64	8.16	2.29	3.21	
Elmidae larva	14.49	5.38	7.51	32.34	8.47	17.69	24.91	10.38	9.82	17.20	3.17	6.43	23.98	11.39	10.00	17.76	21.50	15.12	
Gyrinidae			0.12																
Psephenidae		0.60	1.27		0.46	1.76		1.69	0.82		2.42	1.38		1.98	0.91		0.89	0.34	
Scirtidae		0.09															0.13	0.11	
Staphilinidae				0.12	0.13	0.09							0.18		0.55	0.02			
Torrindicolidae													0.27						
Tricoptera																			
Calamoceratidae			0.12		0.33						2.11	0.41		0.50	1.27		0.25	0.23	
Glossosomatidae			1.62												0.18			0.34	
Helicopsychidae									0.27									0.13	
Hydrophilidae														0.25					
Hydrobiosidae											0.08								
Hydropsychidae	4.33	0.85	1.50	0.84	0.93	0.53	1.76	2.60	7.27	6.06	1.58	1.55	6.24	2.48	2.00	9.30	4.45	2.29	
Hydroptilidae					0.07		0.10		0.18		0.23	0.24			0.18				
Leptoceridae		0.68		0.48	2.12	0.44	0.34	5.64	1.18	0.27	9.89	3.42	1.54	2.48	1.09	0.72	1.53	1.03	
Odontoceridae		0.26												0.25	0.18				
Philopotamidae	0.19	1.45	4.62	0.24	1.52	1.58	0.44	2.26	0.64	0.36	0.68	2.44	0.81	0.99	1.45	0.05	0.13	2.75	
Polycentropodidae						0.70	0.20	0.23			0.38	0.16		1.49	1.64	0.02		0.34	

Continua...

Tabela II. Continuação.

	Jul/10			Set/10			Nov/10			Jan/11			Mar/11			Mai/11			
	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	P1	P2	P3	
Lepidoptera																			
Pyralidae						0.09	0.05	0.45				0.16	0.09				0.05		
Diptera																			
Ceratopogonidae	0.28	0.34	1.16	0.84	4.76	1.67	0.88	5.53	1.36	0.45	0.15	0.33	0.72	0.50	0.55	0.17	0.38	0.57	
Chironomidae																			
Chironominae	9.50	13.15	27.98	25.15	41.60	22.10	8.16	17.83	15.09	7.66	15.40	23.62	7.87	26.73	18.00	7.55	16.28	17.18	
Orthocladinae	6.96	2.56	5.20	7.07	10.91	16.55	23.20	30.70	38.09	27.99	11.09	10.83	15.93	3.47	20.18	14.75	7.89	15.46	
Stenochironomus		0.77	6.24	0.72	6.61	5.11	0.20	0.68	0.55		0.38	1.06		1.24	0.36	0.17	10.69	4.81	
Tanypodinae		0.09	3.82	0.96	1.79	1.14	2.15	5.08	2.36	0.45	4.60	3.18	0.90	5.20	4.73	0.42	2.04	2.29	
Tanytarsini	5.17	0.26	0.58	4.91	3.51	4.58	10.70		1.73	3.92	0.60	3.75	7.78			9.84	16.54	6.53	
Dixidae					0.13			0.11										0.80	
Empididae	0.09	0.26	0.92	0.60	1.32	1.76	2.44	2.60	2.91	1.16	0.83	0.98	2.81	1.98	3.09	0.35	2.42	1.37	
Muscidae														0.25	0.36				
Simuliidae	23.05	65.67	12.60	1.92	1.46	0.18	3.32	3.16	3.18	6.77	21.58	8.06	5.70		1.64	19.48		6.19	
Tipulidae	0.28	0.94	0.69	0.24	0.53	0.62	0.05	0.34	0.73	0.09	0.45	0.41	0.36	1.24	3.27	0.07	0.25	2.29	
Collembola										2.76			0.72		0.18				
Acarina																			
Hydracarina		0.09	0.23	1.56	0.53	1.41	0.44	0.68	1.00	1.78	1.36	1.87	0.81	2.72	2.91	0.10	0.51	0.34	
Nematoda					0.40	0.26	0.20	0.34	0.18			0.81	0.09						
Annelida																			
Oligochaeta	0.38	0.17	0.35	0.48	0.73	4.49	4.98	0.79	2.73	1.07	0.60	0.65	1.72	3.22	0.73	4.69	4.07	0.80	
Decapoda																			
Trichodactylidae												0.08							
Total Indivíduos	1063	1171	865	835	1512	1136	2047	886	1100	1122	1325	1228	1105	404	550	4055	786	873	
Total Táxons	22	29	29	26	33	32	29	32	28	26	35	34	33	29	36	32	30	33	

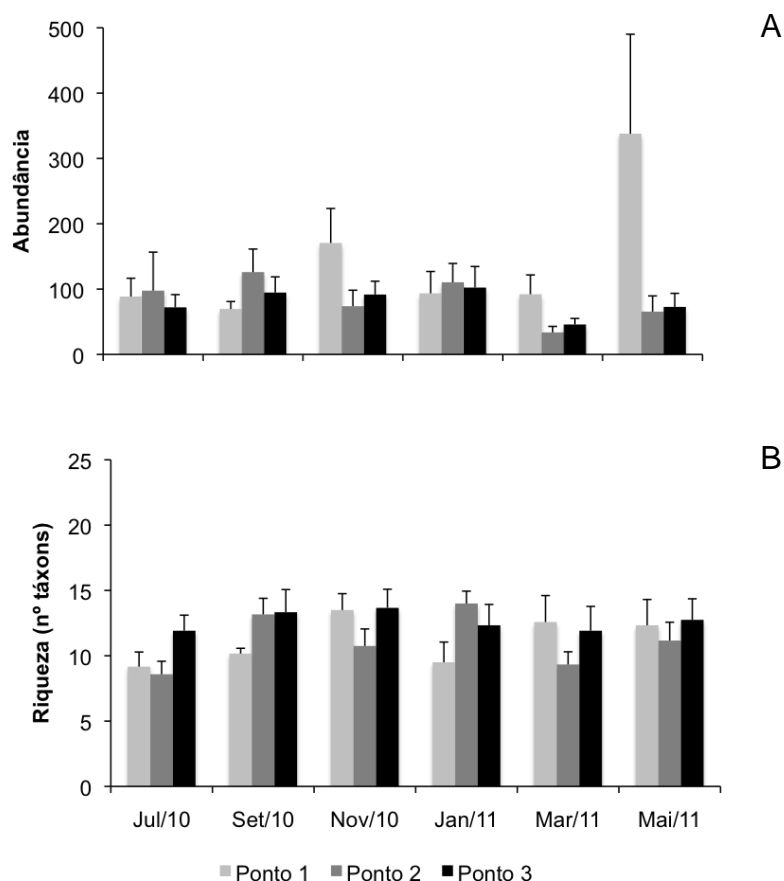


Figura 1. Abundância total e riqueza taxonômica das assembléias de invertebrados amostrados nos córregos Luxemburgo (Ponto 1), Macuco (Ponto 2) e Santa Clara (Ponto 3) no período de julho de 2010 a Maio de 2011.

Tabela III. Resultados dos testes de ANOVA realizados para os valores de abundância, riqueza taxonômica, diversidade (H') e equitabilidade (J') das assembléias de invertebrados amostrados no período de julho de 2010 a Maio de 2011, utilizando como fatores as coletas e os pontos amostrados.

Fatores	g,l	Abundância		Riqueza		Diversidade		Equitabilidade	
		F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
Coleta	5	2,062	0,072	1,427	0,216	0,859	0,509	2,442	0,036
Ponto	2	1,102	0,334	2,121	0,123	0,828	0,438	0,098	0,907
Interação	10	1,096	0,367	1,336	0,213	0,885	0,548	1,146	0,330

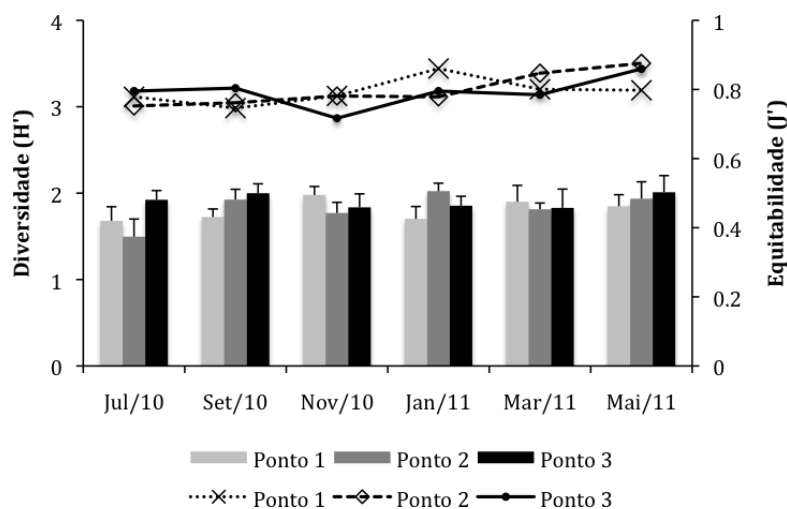


Figura 2. Índices de diversidade (barras) e equitabilidade (linhas) das assembléias de invertebrados amostrados nos córregos Luxemburgo (Ponto 1), Macuco (Ponto 2) e Santa Clara (Ponto 3) no período de julho de 2010 a Maio de 2011.

As maiores razões EPT:Chironomidae foram observadas no Ponto 2, nas coletas realizadas nos meses de janeiro e março de 2011 ($2,46 \pm 0,68$ e $2,52 \pm 1,05$, respectivamente), enquanto as menores razões foram observadas nos Pontos 1 e 3, durante o mês de setembro de 2010 ($0,26 \pm 0,06$ e $0,23 \pm 0,07$; Fig. 3). As razões EPT:Chironomidae foram diferentes entre as coletas e os pontos amostrados (ANOVA, coleta: $F = 3,434$, $p = 0,005$; ponto: $F = 6,051$, $p = 0,003$). O teste de Tukey evidenciou que os valores observados em setembro de 2010 foram menores que os observados nos meses de janeiro e março de 2011 e que os valores observados no Ponto 1 foram menores que os do Ponto 2.

A análise de agrupamento revelou uma similaridade mínima de aproximadamente 70% entre todas as assembléias amostradas nos três Pontos estudados (Fig. 4). Foi possível observar a formação de dois grupos: o primeiro formado por todas as assembléias amostradas no Ponto 1 durante todo o período estudado (Grupo I) e o segundo formado pelas assembléias amostradas nos Pontos 2 e 3 (Grupo II).

Os modelos lineares simples feitos com os dados de abundância total e riqueza taxonômica das assembléias de invertebrados associados à acúmulos de folhas (72 amostras no total) revelaram a existência de uma correlação positiva fraca ($r^2 = 0,24$) apenas entre a biomassa de folhas e a riqueza de invertebrados ($F = 22,56$, $p < 0,001$; Fig. 5A). Quando este modelo linear foi aplicado para as amostras coletadas em cada ponto separadamente, a biomassa de folhas esteve mais

correlacionada nos valores de riqueza taxonômica no Ponto 1 do que nos Pontos 2 e 3 (Figs. 5B, 5C e 5D).

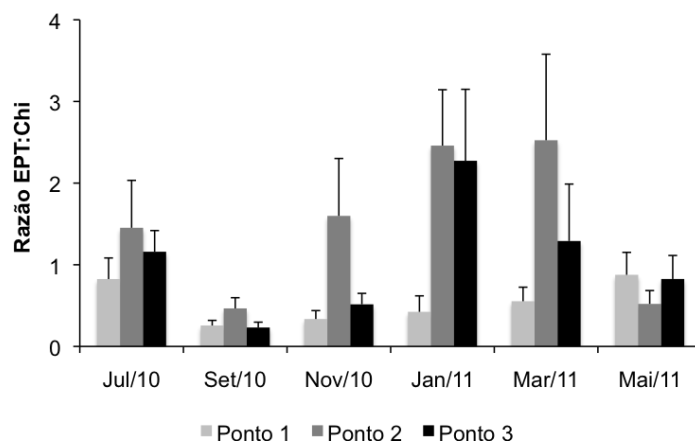


Figura 3. Razão EPT:Chironomidae das assembléias de invertebrados amostrados nos córregos Luxemburgo (Ponto 1), Macuco (Ponto 2) e Santa Clara (Ponto 3) no período de julho de 2010 a Maio de 2011.

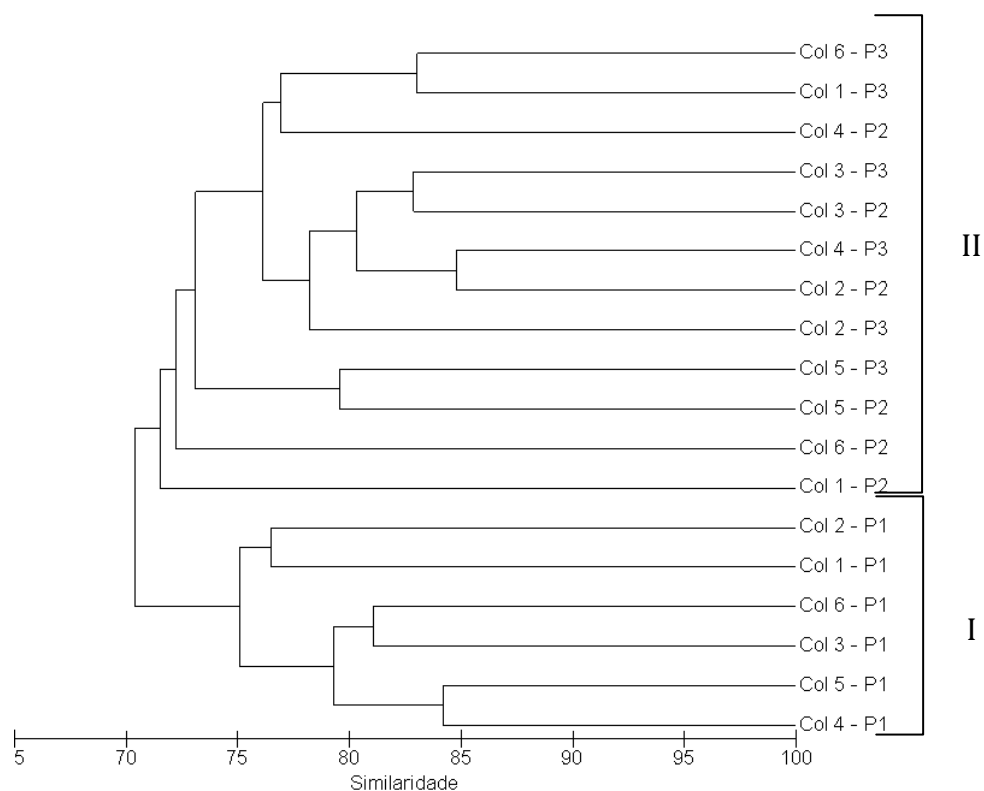


Figura 4. Dendrograma da análise de agrupamento das assembléias de invertebrados amostrados nos córregos Luxemburgo (P1), Macuco (P2) e Santa Clara (P3) no período de julho de 2010 a Maio de 2011. Col 1 = Jul/10; Col 2 = Set/10; Col 3 = Nov/10; Col 4 = Jan/11; Col 5 = Mar/11; Col 6 = Mai/11.

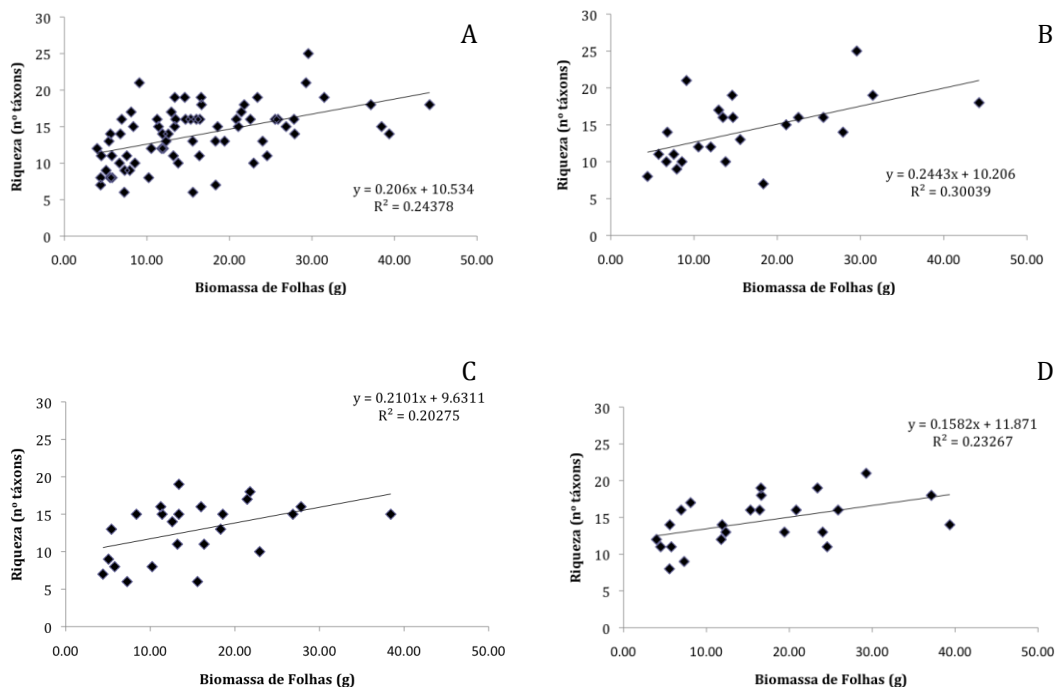


Figura 5. Regressões lineares entre a biomassa de folhas e a riqueza taxonômica das assembléias de invertebrados associadas a todas as amostras de folhas (A) e às amostras dos córregos Luxemburgo (B), Macuco (C) e Santa Clara (D) no período de julho de 2010 a Maio de 2011.

4. DISCUSSÃO

Neste estudo, as comunidades de macroinvertebrados associadas aos diferentes tipos de substrato amostrados apresentaram pequenas diferenças entre os riachos estudados e também entre as coletas realizadas no período de um ano. Os maiores valores de abundância total de invertebrados foram encontrados no córrego Luxemburgo, porém não foram observadas diferenças significativas entre os trechos e as coletas realizadas. A alta representatividade da família Chironomidae (Diptera) durante todo o período estudado, principalmente devido à presença das subfamílias Chironominae e Orthocladinae em todos os trechos e coletas realizadas, provavelmente está associada a ampla variedade de nichos ecológicos ocupada por estes organismos (Sanseverino & Nessimian, 2008). Além disso, estes organismos apresentam um grande potencial de adaptação às mais diversas situações, constituindo um dos mais abundantes grupos taxonômicos em ambientes aquáticos continentais (Milesi et al., 2009). As larvas de Chironominae normalmente são encontradas em ambientes de remanso ou em rios de menor correnteza. Quando

estes organismos são encontrados em rios de maior correnteza, eles apresentam preferência por locais de acúmulo de detritos orgânicos, onde a velocidade da água é menor. Em contrapartida, as larvas de Orthoclaadiinae tem afinidade por áreas onde a velocidade da água é maior (Sanseverino & Nessimian, 2008).

As larvas de Simuliidae (Diptera) também foram abundantes no presente estudo. Estas larvas também apresentam a característica de serem mais tolerantes à degradação ambiental (Pace et al., 2011). Os simúlídeos são freqüentemente encontrados em águas correntes, aderidos a substratos submersos, como rochas ou folhas, onde podem obter seu alimento filtrando pequenas partículas de matéria orgânica da água (Kikuchi & Uieda, 2005).

Os táxons Elmidae (Coleoptera), Hydropsychidae (Trichoptera) e Leptohyphidae (Ephemeroptera) além de estarem entre os mais abundantes foram observados em todos os meses e córregos estudados. A disponibilidade de recurso alimentar foi um fator essencial para a ocorrência e abundância desses táxons. Os organismos das famílias Leptohyphidae e Elmidae se alimentam do perifíton e do biofilme que cresce sobre os substratos em trechos menos sombreados pela vegetação ripária. Já o táxon Hydropsychidae se alimenta de detritos orgânicos que se acumulam no leito dos riachos (Giuliatti & Carvalho, 2009, Kikuchi & Uieda, 2005).

O córrego Luxemburgo apresentou elevados valores de abundância total de organismos bentônicos tanto em período chuvoso (novembro/2010) quanto em período seco (maio/2011). Shuvartz et al. (2005) sugeriram que em ambientes lóticos de pequeno porte, espera-se que gradientes ambientais como a temperatura, sejam os principais determinantes da distribuição e da abundância dos invertebrados bentônicos durante o período de maior estabilidade hidrológica (menor vazão). Por outro lado, em períodos de menor estabilidade hidrológica, as diferenças ambientais seriam reduzidas com o aumento da vazão, tornando a abundância e distribuição de invertebrados determinadas por processos hidrológicos estocásticos.

Os maiores índices de diversidade (H') foram observados nos córregos Macuco e Santa Clara, nos meses jan/11 e mai/11 enquanto os menores valores foram observados nos córregos Luxemburgo e Macuco em jul/10. Apesar desta variação, os índices de diversidade não foram diferentes entre os trechos e as coletas. A diversidade biológica está relacionada a eventos ecológicos e históricos, tanto em escala regional quanto local (Ayres-Peres, Sokolowicz, Santos, 2006). Para Amorim & Castillo (2009) as variações nos índices de diversidade das comunidades

de macroinvertebrados ainda não estão completamente compreendidas, apesar de muitas hipóteses terem sido formuladas para explicar tais variações. Essas hipóteses se baseiam em diversos fatores, entre eles estão o tempo e a heterogeneidade espacial.

A equitabilidade de Pielou (J') é referente ao padrão de distribuição dos indivíduos (abundância) entre as espécies (riqueza) de uma comunidade. Caso as espécies tenham a mesma representatividade, a equitabilidade será máxima (Melo, 2008). No presente estudo, os índices de equitabilidade foram elevados em todas as assembléias amostradas, sendo que o córrego Santa Clara apresentou os maiores valores em nov/10 e o córrego Macuco em mai/11. No entanto, foram observadas diferenças significativas no índices de equitabilidade apenas entre as coletas realizadas, onde os índices registrados em nov/10 foram menores que os registrados em mai/11, o que pode ter sido influenciado pelo período das chuvas, quando a heterogeneidade dos habitats disponíveis no leito dos riachos normalmente é menor (Shuvartz et al., 2005).

A proporção EPT:Chironomidae pode ser utilizada como um indicativo para avaliar a qualidade da água, uma vez que expressa a razão entre organismos sensíveis e tolerantes. Neste estudo, os valores desta proporção indicaram que o córrego Macuco apresentou águas de melhor qualidade nos meses de janeiro e março de 2011, enquanto em set/10 pôde ser observada uma queda na qualidade ambiental dos córregos Luxemburgo e Santa Clara.

As análises de agrupamento são métodos descritivos muito utilizados em estudos de ecologia de comunidades (Gotelli & Ellison, 2011). No presente trabalho, os resultados desta análise revelaram uma maior similaridade na composição das comunidades de macroinvertebrados dos córregos Macuco e Santa Clara, formando um grupo distinto das assembléias encontradas no córrego Luxemburgo. Esta análise também revelou que o fator temporal não influenciou a composição taxonômica e a abundância das comunidades de macroinvertebrados estudadas.

Os acúmulos de folhiço no leito dos riachos fornecem proteção, abrigo e recursos alimentares para invertebrados que vivem associados a este tipo de substrato. Alguns estudos demonstraram que a distribuição das populações de macroinvertebrados está diretamente relacionada à distribuição destes acúmulos ao longo dos riachos (Ligeiro et al., 2010). Neste estudo, os modelos lineares sugeriram que a biomassa e a riqueza de folhas dos acúmulos de folhiço amostrados não influenciaram a abundância e de macroinvertebrados associados. Entretanto, a

correlação positiva encontrada entre a biomassa de folhas e a riqueza das comunidades de macroinvertebrados pode ter ocorrido em função da maior oferta de recursos proporcionada pelos acúmulos de folhiço com maior biomassa de folhas. Estes substratos constituem habitats muito atrativos em riachos de pequena ordem (Kobayashi & Kagaya, 2004), pois aumentam a área disponível para a colonização e a disponibilidade de nichos para diferentes táxons de macroinvertebrados (Sanseverino & Nessimian, 2008).

Concluindo, a ausência de variações espaciais e temporais nos parâmetros das comunidades de macroinvertebrados avaliados indicam certo grau de estabilidade dos riachos estudados no trecho médio da bacia do rio Santa Maria da Vitória. No entanto, os resultados apontaram que, entre os três ecossistemas estudados, o córrego Luxemburgo foi o que apresentou comunidades mais diferenciadas. Além disso, os dados gerados também podem contribuir com informações relevantes sobre a distribuição e ocorrência dos táxons de macroinvertebrados em riachos de Mata Atlântica do Espírito Santo e poderão ser úteis no gerenciamento desta bacia hidrográfica, que constitui um importante manancial de água para a população da Grande Vitória.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aburaya, F. H. & Callil C. T., 2007. Variação temporal de larvas Chironomidae (Diptera) no Alto Rio Paraguai, (Cáceres, Mato Grosso do Sul, Brasil). **Rev. Bras. Zool.** 24, 565-572.

Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A., 1988. Um método rápido y simple para evaluar La calidade biológica de las aguas corrientes basado em el de Hellawell (1978). **Limnética**, 4, 51-56.

Amorim, A. C. F. & Castillo, A. R., 2009. Macroinvertebrados Bêntônicos como bioindicadores da qualidade de água d'ório Perequê, Cubatão, São Paulo, Brasil. **Biodivers. Pampeana Uruguaiana** 7, 16-22.

Ayres-Peres, L., Sokolowicz, C. C., Santos, S., 2006. Diversity and abundance of the benthic macrofauna in lotic environments from the central region of Rio Grande do Sul State, Brazil. **Biota neotrop.** 6. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn02106032006>.

Baird, K. J., Stromberg J. C., Maddock III T., 2005. Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. **Environ. Manage.** 36, 551–564.

Bertazo, K., Santos, C. B., Pinto, I. S., Ferreira, A. L., Falqueto, A, Pepinelli, M. 2010. Distribution of black flies (Diptera: Simuliidae) in the State of Espírito Santo, Brazil. **Biota Neotrop.**, 10. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n3/pt/abstract?article+bn02110032010>.

Braccia, A. & Voshell Jr. J. R., 2006. Environmental factors accounting for benthic macroinvertebrate assemblage structure at the sample scale in streams subjected to a gradient of cattle grazing. **Hydrobiologia.** 573, 55-73.

Bueno, A. A. P., Bond-Buckup, G., Ferreira, B. D. P., 2003. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, **Brasil.**

Rev. Bras. Zool. 20, 115-125.

Callisto, M., Moreno, P., Baborsa, F. A. R., 2001. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at serra do Cipó, southeast Brazil. **Rev. Brasil. Biol.** 61, 259-266.

Castela, J., Ferreira, V., Graça, M. A. S, 2008. Evaluation of stream ecological integrity using litter decomposition and benthic invertebrates. **Environ. Pollut.**, 153, 440-449.

Costa, C.; Ide, S., Simonka, C. E., 2006. **Insetos Imaturos. Metamorfose e identificação.**

Bagatini, Y. M.; Delariva, R. L., Higuti, J., 2012. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um riacho da região noroeste do Paraná, Brasil. **Biota Neotrop.** 12, 307-317.

Bispo, P. C., Oliveira, L. G., BINI, L. M., SOUSA, K. G., 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain stream of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immature. **Braz. J. Biol.** 66, 611-622.

Cummins, K. W., Merritt, R. W., Andrade, P. C. N, 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Stud. Neotrop.** Fauna E. 40, 69-89.

Feio, M. J., Alves, T., Boavida, M., Medeiros, A., Graça, A. S., 2010. Functional indicators of stream health: a river-basin approach. **Freshwater Biol.** 55, 1050–1065.

Gotelli, N.J. & Ellison, A.M., 2011. **Princípios de Estatística em Ecologia.** Editora Artmed, Porto Alegre.

Graça, M. A. S., Pinto, P., Cortes, R., Coimbra, N., Oliveira, S., Morais, M., Carvalho, M. J. and Malo, J, 2009. **Internat. Rev. Hydrobiol.** 89, 151-164.

HABTEC: Vitória, 1997 (7 volumes). DONATELLI, Miguel Rogério. Modelagem matemática da hidrodinâmica e da qualidade de água da baía de Vitória.

Kikuchi, R. M. and Uieda, V. S., 2005. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Entomol. Vect.* 12, 193-231.

Lecerf, A., Usseglio-Polatera, P., Charcosset, J., Lambrigot, D., Bracht, B., Chauvet, E., 2006. Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. *Arch. Hydrobiol.* 165, 105–126.

Ligeiro, R., Melo, A. S., Callisto, M, 2010. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology*, 55, 424–435.

Lytle, D. A. & Peckarsky, B. L., 2001. Spatial and temporal impacts of a diesel fuel spill on stream invertebrates. *Freshwater Biol.* 46, 693-704.

Martins, F. C. O. & Fernandes, V. O., 2011. Biomassa e composição elementar (C, N E P) da comunidade perifítica no alto rio Santa Maria da Vitória. Braz. J. *Aquat. Sci. Technol.*, 15, 11-18.

Mathuriau, C., Thomas, A. G. B., Chauvet, E., 2008. Seasonal dynamics of benthic detritus and associated macroinvertebrate communities in a neotropical stream. *Archiv. für Hydrobiologie* 171, 323–333.

McCafferty, W., 1983. Aquatic entomology: the fishermen's and ecologists' illustrated guide to insects and their relatives. Boston, Massachusetts, USA: Jones and Bartletts Publishers.

Melo, A. S., 2008. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotrop.*, 8, 21-27.

Mendonça, A. S. F. and Macina, I.L., 2000. Avaliação da Qualidade da Água a Montante e a Jusante de Reservatórios Localizados na Bacia do Rio Santa Maria da

Vitória.. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Alegre. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Merritt, R. W. & Cummins, K. W.. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America (3rd edition). Kendall/Hunt Publ. Co., Dubuque, Iowa. USA. p862.

Milesi, S. V., Biasi, C., Restello, R. M. & Hepp, L. U., 2009. Distribuição de macroinvertebrados bentônicos em riachos Subtropicais (Rio Grande do Sul, Brasil). **Acta. Limnol. Bras.** 21, 419-429.

Mugnai, R., Nessimian, J. L., Baptista, D. F., 2010. Manual de Identificação de Macroinvertebrados do Estado do Rio de Janeiro. (2010).

Nicola, G. G., Almodóvar, A., Elvira, B., 2010. Effects of environmental factors and predation on benthic communities in headwater streams. **Aquat. sci.** 72, 419–429.

Pelissari, V.B. & Sarmiento, R.. Vazão ecológica para o rio Santa Maria da Vitória, ES. In: 5o. Seminário Estadual sobre Saneamento e Meio Ambiente, 5., 2003, Espírito Santo.

Oliveira, D. C. & Bennemann, S. T., 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relação com as interferências antrópicas em um riacho urbano no Sul do Brasil. **Biota Neotrop.** 5. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1/pt/abstract?article+BN02905012005>.

Pace, G., Andreanic, P., Barile, M., Buffagnid A., Erbad, S., Mancinib, L., Belfiore, C., 2011. Macroinvertebrate assemblages at mesohabitat scale in small sized volcanic siliceous streams of Central Italy (Mediterranean Ecoregion). **Ecol. Indic.** 11, 688–696.

Pérez-Quintero, J. C., 2011. Freshwater mollusc biodiversity and conservation in two stressed Mediterranean basins. 41, 201-212.

Piedras, S. R. N., Bager, A., Moraes, P. R. R., Isoldi, L. A., Ferreira, O. G. L., Heemann, C., 2006. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade

de água na Barragem Santa Bárbara, Pelotas, RS, Brasil. **Cienc. Rural.** 36, 494-500.

Riipinen, M. P., Davy-Bowker, J., Dobson, M., 2009. Comparison of structural and functional stream assessment methods to detect changes in riparian vegetation and water pH. **Freshwater Biol.** 54, 2127–2138.

Salles, F.F. et al., 2010. Primeiro levantamento da fauna de Ephemeroptera (Insecta) do Espírito Santo, sudeste do Brasil. **Biota neotrop.** 10, 293-307.

Sanseverino, A. M. & Nessimian, J. L., 2008. Larvas de Chironomidae (Diptera) em depósitos de folhiço submerso em um riacho de primeira ordem da Mata Atlântica (Rio de Janeiro, Brasil). **Rev. Bras. entomol.** 52, 95-104.

Shuvartz, M. , Oliveira, L. G., Diniz-Filho, J. A. F. e Bini, L. M, 2005. Relações entre distribuição e abundância de larvas de Trichoptera (Insecta), em córregos de Cerrado no entorno do Parque Estadual da Serra de Caldas (Caldas Novas, Estado de Goiás). **Acta Sci. Biol. Sci.** 27, 51-55.

Stein, H., Springer, M., Kohlmann, B., 2008. Comparison of two sampling methods for biomonitoring using aquatic macroinvertebrates in the Dos Novillos River, Costa Rica. **Ecol. Eng.** 34, 267–275.

Straka, M., Syrovátka, V., Helešic, 2012. Temporal and spatial macroinvertebrate variance compared: crucial role of CPOM in a headwater stream. **Hydrobiologia** 686, 119–134.

Testi, A., Bisceglie, S., Fanelli, G., 2009. Detecting river environmental quality through plant and macroinvertebrate bioindicators in the Aniene River (Central Italy). **Aquat. Ecol.** 43, 477–486.

Veronez Júnior, P., Bastos, A. C., Quaresma, V. S., 2009. Morfologia e distribuição sedimentar em um sistema estuariano tropical: Baía de Vitória, ES. **Rev. Bras. Geofis.** 27, 609-624.

Webster, J. R., Benfield, E. F., Ehrman, T. P., Schaeffer, M. A., Tank, J. T., Hutchensand, J. J., D'Angelo, D. J., 1999. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. ***Freshwater Biology*** 41, 687-705.

Zar, J. H. Bioestatistical Analysis. 4th Ed. New Jersey: Prentice Hall, 1999.