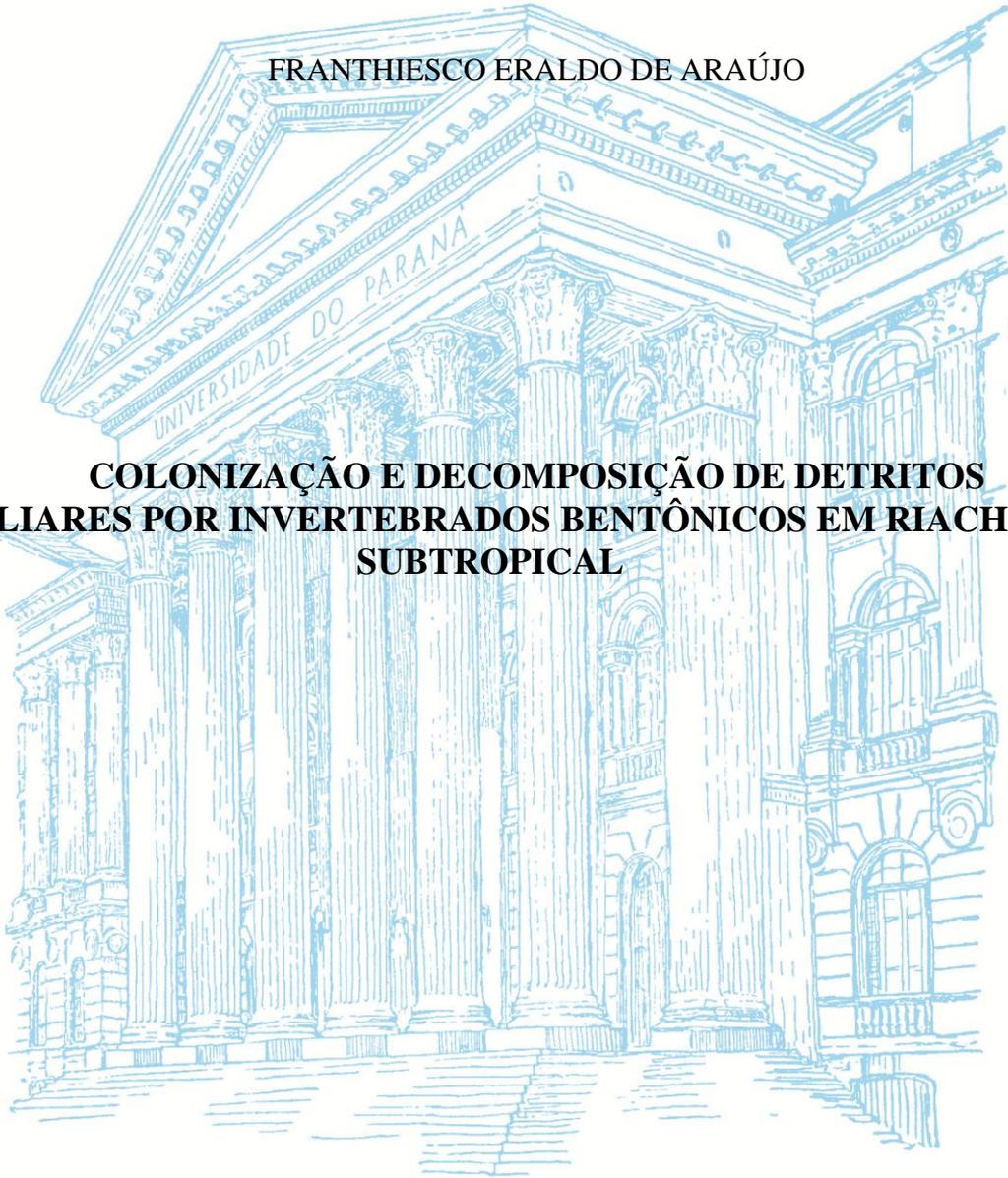


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR PALOTINA
DEPARTAMENTO DE ZOOTECNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA E
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

FRANTHIESCO ERAALDO DE ARAÚJO

**COLONIZAÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DE DETRITOS
FOLIARES POR INVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RIACHO
SUBTROPICAL**



PALOTINA

2015

FRANTHIESCO ERALDO DE ARAÚJO

**COLONIZAÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DE DETRITOS
FOLIARES POR INVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RIACHO
SUBTROPICAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável do Setor Palotina, Departamento de Zootecnia, da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável.

Área de concentração: Desenvolvimento Sustentável.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Yara Moretto.

Palotina

2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

A663	<p>Araújo, Franthiesco Eraldo de Colonização e decomposição de detritos foliares por invertebrados bentônicos em riacho subtropical / Franthiesco Eraldo de Araújo. - Palotina, 2015 51p.</p> <p>Orientador: Yara Moretto Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável.</p> <p>1. Macroinvertebrados. 2. Zona ripária. 3. Material alóctone. I. Yara Moretto. II. Universidade Federal do Paraná. III. Título</p> <p style="text-align: right;">CDU 574</p>
------	--



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor PALOTINA
Programa de Pós Graduação em AQUICULTURA E
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
Código CAPES: 40001016078P2

PARECER DA BANCA EXAMINADORA

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em AQUICULTURA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **FRANTHIESCO ERALDO DE ARAUJO**, intitulada: "**COLONIZAÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DE DETRITOS FOLIARES POR INVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RIACHO SUBTROPICAL**", após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua *aprovação*, completando-se assim todos os requisitos previstos nas normas desta Instituição para a obtenção do Grau de **Mestre em AQUICULTURA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL**.

Palotina, 14 de Agosto de 2015.

Yara Moretto
Prof YARA MORETTO

(Presidente da Banca Examinadora)

Andre Martins Vaz dos Santos
Prof ANDRÉ MARTINS VAZ DOS SANTOS

Paulo Vanderlei Sanches
Prof PAULO VANDERLEI SANCHES

Dedico este trabalho à minha família que sempre acreditou no meu potencial, e especialmente ao meu pai por ter me dado o suporte financeiro para eu alcançar mais esta etapa na minha vida.

AGRADECIMENTOS

Como já dizia um provérbio africano: “A sola do pé conhece toda a sujeira da estrada”. O caminho percorrido para chegar até esta ocasião não foi nada fácil. Partindo do momento em que conclui a graduação e me deparei novamente com aquela pergunta, “e agora, o que fazer?”. Escolhi cursar o mestrado. Depois do processo seletivo até a conclusão foi uma longa e dura jornada, em todos os aspectos da minha vida. Por isso, a conclusão desta etapa significa mais do que receber o título de Mestre, mas também prova para mim o quão forte e persistente eu posso ser.

Primeiro preciso agradecer a minha família que sempre acreditou na minha capacidade. Por crerem e confiarem mesmo quando receio em não aguentar a tarefa concedida, conferindo-me ânimo para enfrentar e vencer. Agradeço imensamente aos meus avós: Vô Guimarães; Vô Osair e Vô Elli, que tanto amo, por sempre estarem prontos a me receber de braços abertos sem nenhuma cobrança. À minha mãe e irmãs que me imaginam mais forte do que sou; o que me força a ir atrás do que quero e a aguentar todas as adversidades. Um agradecimento especial ao meu pai por apostar em mim durante este tempo, me auxiliando financeiramente para vencer mais esta etapa. Por ter esta família longe de mim fisicamente, estes dois anos foram muito mais longos.

Não trilhei este caminho completamente sozinho. Na vida surgem, às vezes, anjos enviados por Deus, os quais nós vemos como amigos. Pessoas que estão ali para aliviar a carga da vida quando esta já está quase nos esmagando. Seres menos evoluídos também cruzam nosso caminho, tentando barrar nosso progresso ou sugar nossa energia, a estes nos cabe dedicar ajuda, pois são os mais necessitados ou superá-los e ignorá-los. Um desses anjos que surgiu na minha vida se chama Dircelei Sponchiado, a “Dirce”, técnica do Lepi. Obrigado por ter sido mais que uma amiga, você foi uma mãe para mim nesta cidade. Não tenho como agradecer a preocupação e o cuidado que demonstrou comigo em um dos momentos que mais necessitei. Se existissem mais pessoas assim, o mundo seria um lugar melhor.

Como eu conseguiria quebrar a monotonia dos dias e me divertir sem minhas amigas?! Prontas a escutar meus lamentos e ajudar a encontrar soluções ou rirmos juntos frente à desgraça sem arrumação. Obrigado Nathália Lopez pelos momentos de incentivo, pelas vezes em que estávamos juntos e isto bastava, sem precisar conversar, nos entendemos e nenhuma distância ou terceiros podem interferir quando um sentimento é verdadeiro. Obrigado Marília S. da Silva por ser esta pessoa sempre alegre, animada, compreensiva; conhecer você e ter a sua amizade vai ser um dos poucos legados que faço gosto de levar deste lugar. Obrigado Cristiane Seguer, a qual tenho como irmã, aparecete em meu caminho há pouco tempo, mas já fez toda a diferença, te adoro muito! Sentirei muitas saudades.

Agradeço muito a equipe do Grupo de Estudos em Invertebrados Aquáticos: Ana Paula Santos, Maria Júlia N. Giacomini, Mateus Ribas; Rosiane S. Silva, Sheila Oliveira e em especial a Mayla Walbrink, À Tássia Malacarne pela consultoria na parte final de escrita da dissertação, palavras de encorajamento e amizade. A ajuda, prontidão e dedicação de vocês foram cruciais para o andamento e finalização das etapas de campo e laboratório deste trabalho. Obrigado Raquel M. Vilvert do laboratório de química pelo ensino na utilização do equipamento, boa vontade e disponibilidade em me ajudar sempre que precisei. Agradeço também a Andréia Isaac do laboratório de zoologia por me ajudar com conselhos sobre a escrita do trabalho e carinho que sempre me tratou. Agradeço muito a vocês por terem contribuído de alguma maneira na execução desta pesquisa e pelos bons momentos de descontração nos laboratórios.

Meu muito obrigado para as eficientes secretárias da pós-graduação, Elisângela L. Piovesan e Margarida Maria da Silva, que sempre estiveram apostas para solucionar qualquer questão além de serem pessoas formidáveis. Agradeço a UFPR e o PPGADS pela concessão do espaço, material e carro utilizados nas atividades deste trabalho. Aos colegas, pelos momentos de ajuda em aula e companhia nos momentos de descontração. À orientadora pelo convite para realizar este mestrado e orientação durante o andamento da pesquisa e redação da dissertação.

INVICTUS

William Ernest Henley

*Dentro da noite que me rodeia
Negra como um poço de lado a lado
Agradeço aos deuses que existem
por minha alma indomável*

*Sob as garras cruéis das circunstâncias
eu não tremo e nem me desespero
Sob os duros golpes do acaso
Minha cabeça sangra, mas continua erguida*

*Mais além deste lugar de lágrimas e ira,
Jazem os horrores da sombra.
Mas a ameaça dos anos,
Me encontra e me encontrará, sem medo.*

*Não importa quão estreito o portão
Quão repleta de castigo a sentença,
Eu sou o senhor de meu destino
Eu sou o capitão de minha alma.*

Colonização e decomposição de detritos foliares por invertebrados bentônicos em riacho subtropical

RESUMO

O leito de riachos de baixa ordem é formado principalmente por detritos foliares e galhos oriundos da zona ripária. Estudos em clima temperado revelam que macroinvertebrados bentônicos são os principais agentes fragmentadores de detritos foliares. Os objetivos foram identificar as espécies bentônicas colonizadoras do detrito foliar; relacionar a categoria trófica com a variação sazonal; avaliar a influência da sazonalidade sobre a decomposição do detrito foliar e a estrutura da comunidade de invertebrados. Este trabalho teve como hipóteses de que a guilda trófica dos coletores seria a mais abundante na colonização das folhas, independente da sazonalidade; as maiores temperaturas proporcionariam maiores valores de decomposição e os atributos da comunidade bentônica seriam maiores no período de menor pluviosidade. Para este estudo, foram selecionados cinco pontos de coleta distantes 20 metros um do outro, totalizando uma extensão de 100 metros ao longo de um riacho de primeira ordem, localizado no interior do Parque Estadual São Camilo, Palotina - Paraná. As coletas foram realizadas nos meses de agosto e novembro/2013; janeiro e abril/2014. Em cada ponto foram instaladas três fileiras de baldes suspensos sobre o riacho, com seis baldes cada fileira para coleta das folhas oriundas da copa das árvores por 60 dias. O detrito foliar depositado em cada balde era pesado, e o que apresentava maior peso de cada fileira era incubado em *litter bags* no leito do riacho, por 30 dias. Amostras do leito foram coletadas para a determinação da granulometria do sedimento. Também foram mensuradas as variáveis físicas e químicas da água. Foram identificados 2522 indivíduos, distribuídos em 34 famílias e 151 gêneros. Novembro/2013 foi o mês que mais se destacou quando comparado aos outros, apresentando a maior abundância de táxons e riqueza. O grupo que mais se destacou foi dos Chironomidae e o grupo trófico mais recorrente foi o coletor. A maior decomposição do detrito foliar ocorreu em Novembro/2013, mês onde houve acréscimo de temperatura e maior abundância de táxons. Os atributos de riqueza, abundância e diversidade foram maiores para o período com maior pluviosidade. Pode-se constatar que a sazonalidade exerceu influência sobre a decomposição e colonização do detrito foliar pela assembleia bentônica.

Palavras-chave: zona ripária, macroinvertebrados, material alóctone, bentos

Colonization and decomposition of leaf litter by benthic invertebrates in subtropical stream

ABSTRACT

The bed of low order streams is formed mainly by leaf litter and twigs resulting from the riparian zone. Studies in temperate reveal that benthic macroinvertebrates are the main agents of shredders leaf litter. The objectives were to identify the colonizing benthic species of leaf debris; relate the trophic category with the seasonal variation; evaluate the influence of seasonality on the decomposition of leaf debris and structure of the invertebrate community. This work had the hypothesis that trophic guild collectors would be the most abundant in the colonization of the leaves, regardless of seasonality; higher temperatures would provide higher values of decomposition and the attributes of the benthic community would be greater in periods of low rainfall. For this study, we selected five points of collecting distant 20 meters of each other, with a total length of 100 meters along a stream of the first order, located inside the State Park St. Camillus, Palotina - Paraná. Samples were collected in August and November / 2013; January and April / 2014. At each point have been installed three rows of buckets suspended over the creek with six buckets each row to collect the leaves coming from the treetops for 60 days. The leaf detritus deposited into each bucket was heavy, and which showed greater weight of each row was incubated in litter bags in the creek bed for 30 days. Samples of the bed were collected to determine the grain size of the sediment. They were also measured the physical and chemical parameters. Have been identified 2522 individuals belonging to 34 families and 151 genera. November / 2013 was the month that stood out compared to the other, with the greatest abundance of taxa and wealth. The group that stood out was the Chironomidae and the most recurrent trophic group was the Collectors. Most decomposition of leaf debris occurred in November / 2013 month with temperature increase and greater abundance of taxa. The wealth of attributes, abundance and diversity were higher for the period with the highest rainfall. It can be seen that seasonality influence upon decomposition and colonization of leaf detritus by the benthic assembly.

Keywords: riparian zone, macroinvertebrates, allochthonous material, benthos

SUMÁRIO

1	REVISÃO DE LITERATURA	9
1.1	Vegetação Ripária.....	9
1.2	Decomposição Foliar	11
1.3	Invertebrados Bentônicos	14
1.4	Colonização por Invertebrados Bentônicos	16
1.5	Estado da Arte dos Estudos sobre Decomposição e Invertebrados Bentônicos	18
2	INTRODUÇÃO.....	19
3	METODOLOGIA	21
3.1	Área de Estudo	21
3.2	Caracterização ambiental.....	22
3.3	Colonização e decomposição do detrito foliar	22
3.4	Análises Ecológicas	25
4	RESULTADOS	26
4.1	Caracterização Ambiental.....	26
4.2	Colonização foliar por invertebrados bentônicos	27
5	DISCUSSÃO.....	32
6	CONCLUSÃO.....	34
	REFERÊNCIAS	36

1 REVISÃO DE LITERATURA

1.1 Vegetação Ripária

A palavra ripária provém do latim "ripa" que significa margem ou costa (STEVENS; BACKHOUSE; ERIKSSON, 1995). A mata ciliar ou mata ripária são formações vegetais de porte arbóreo que ocorrem ao lado dos rios. Devido à sua posição na paisagem, se caracterizam como ambientes únicos, formando ecótonos entre zonas aquáticas e terrestres (FRITZSONS; MANTOVANI; RIZZI, 2004). As formações ripárias encontram-se espalhadas pelas mais distintas áreas do país - de Roraima até o Rio Grande do Sul – expondo as mais variadas composições de biodiversidade (AB'SABER, 2001). De modo abrangente, vegetação ripária é definida como formação arbórea encontrada em ribanceiras, superfícies de inundação e áreas próximas de rios, riachos, represas ou lagos (STEVENS; BACKHOUSE; ERIKSSON, 1995; RODRIGUES, 2001). Assim, pode ser caracterizada como toda a assembleia vegetal que acompanha cursos d'água. Formam manchas de vegetação diferenciadas pela combinação caracterizada, sobretudo, da ação dos fatores abióticos que resultam em trechos florestais com florística e estrutura própria. As designações mais frequentes nas bibliografias científicas são: floresta/mata ciliar; floresta/mata de galeria; floresta/mata do brejo; floresta/mata ripária.

A afirmação de que a vegetação ripária é peça chave para a manutenção da integridade biológica de ambientes aquáticos lóticos tem sido reforçada em diversos estudos ao redor do mundo (BOJSEN; BARRIGA, 2002; SWEENEY et al., 2004, CASSATTI; FERREIRA; CARVALHO, 2009), evidentemente por seus efeitos sobre a temperatura (LORION; KENNEDY, 2009), fornecimento de material alóctone (galhos, frutos, sementes, folhas e troncos) para dentro do curso d'água e produtividade primária (KIFFNEY; RICHARDSON; BULL, 2004) do canal. O material ainda serve como alimento, local reprodutivo e abrigo para diversos organismos (SCHNEIDER; WINEMILLER, 2008). Quando bem preservadas, desempenham um dos serviços ambientais mais importantes, que é auxiliar na manutenção dos recursos hídricos, assim como no equilíbrio do ecossistema aquático (LIMA, 2002). As matas da zona ripária atuam como barreira física, controlando os processos de troca entre os ecossistemas aquáticos e terrestres e propiciando condições favoráveis à infiltração.

A função da vegetação ripária como área tampão, impedindo que agroquímicos sejam carreados para dentro dos corpos d'água, é de grande importância, principalmente nos riachos que correm em bacias que sofrem forte atividade agrícola (SWEENEY et al. 2004, MARTINELLI; FILOSO, 2007). Já é conhecido que o ecossistema mata ripária se comporta como ótimo consumidor e tampão de nutrientes que adentram no sistema a partir do escoamento proveniente de agrossistemas adjacentes. Lima e Zakia (2001) demonstraram que a mata ciliar preservada pode também reduzir consideravelmente a concentração de herbicidas nos mananciais de microbacias, uma vez que, sua presença diminui expressivamente a probabilidade de contaminação dos corpos d' água por sedimentos, resíduos de adubos e agrotóxicos, conduzidos pelo escoamento da água pluvial no terreno.

Em locais fortemente desmatados e expostos à intensa atividade antrópica, a mata ciliar é muitas vezes composta por finas faixas de vegetação arbórea em estado de conservação precário. Em média, apenas 25% das áreas marginais aos cursos d'água são constituídas por mata ciliar (SILVA et al., 2007), sendo que, a maior parte é representada por matas intensamente alteradas. Quando as margens ficam desprotegidas, elas sofrem maior efeito erosivo, permitindo o carregamento de partículas do solo, sobras de cultivos, além de pesticidas e herbicidas para os cursos d'água que causam alterações nas comunidades biológicas.

Além da largura, a qualidade da mata ripária também é um importante indicador da estrutura e composição das comunidades de organismos (STAUFFER; GOLDSTEIN; NEWMAN, 2000; BOJSEN; BARRIGA, 2002). A derrubada das matas ripárias altera as relações tróficas entre os organismos (BOJSEN; BARRIGA, 2002; PUSEY; ARTHINGTON, 2003) e modifica o arranjo e composição das comunidades aquáticas (PUSEY; ARTHINGTON, 2003; CASSATTI; FERREIRA; CARVALHO, 2009). Alterações na vegetação ciliar podem resultar no aumento da riqueza e representatividade de algumas espécies, notoriamente aquelas com a capacidade de explorar os novos nichos que são criados (BOJSEN; BARRIGA, 2002), em detrimento da redução das populações ou extinção de espécies de hábitos mais especializados (GROWNS et al., 2003). A habilidade da mata ripária em minimizar os impactos decorrentes das alterações antrópicas exercidas em diferentes escalas é dependente do seu grau de preservação (HEARTSILL-SCALLEY; AIDE, 2003).

As florestas ciliares contribuem para a diminuição da eutrofização do ambiente aquático e atêm as partículas do solo, protegendo-o do impacto direto das gotas de chuva que geram erosão e colaboram também para o equilíbrio térmico dos pequenos cursos d'água (SEVEGNANI; SANTOS, 2000). Além disso, a temperatura da água está interligada com a temperatura do solo da mata ripária (MEDRI et al., 2002), acelerando ou retardando a atividade biológica. A floresta ciliar, ao interceptar a radiação, também interfere na perda de calor da água por irradiação noturna. Esse efeito possui maior importância em rios de primeira ordem, pois, devido ao aporte das águas subterrâneas e do sombreamento, frequentemente demonstram menor variação térmica (MEDRI et al., 2002).

À medida que sua integridade é afetada, os serviços oferecidos pela mata ciliar na manutenção da integridade física, química e biológica dos ambientes aquáticos também se alteram (SWEENEY et al., 2004). Isso acontece porque a diminuição da qualidade da mata ciliar oferece menor retenção de sedimento oriundo das áreas de entorno, resultando na intensificação do assoreamento (HEARTSILL-SCALLEY; AIDE, 2003), bem como, na diminuição da contribuição de elementos alóctones, como troncos e galhos (GORMAN; KARR, 1978; STAUFFER et al. 2000). Tais interferências somadas diminuem a complexidade do hábitat aquático e influenciam na composição e estrutura das comunidades (LESTER; WRIGHT; JONES-LENNON, 2007)

1.2 Decomposição Foliar

Em ecossistemas lóticos, a vegetação da zona ripária compõe uma área de transição entre o rio e a formação terrena que o avizinha (MINSHALL; RUGENSKI, 2006). Esta zona ripária tem intensa relação com a cadeia alimentar do rio, através do provimento de detritos foliares como a principal forma de entrada de energia (BENFIELD, 2006; ABELHO, 2009). Os primeiros estudos sobre decomposição de detrito foliar eram voltados ao estudo individualizado de folhas de diferentes espécies e depois a comparação entre elas, buscando definir os principais fatores que influenciavam neste processo (ABELHO, 2001; GARTNER; CARDON, 2004). Contudo, trabalhos em ecossistemas aquáticos são poucos (SWAN; PALMER, 2004; KOMINOSKI et al., 2007; MORETTI et al., 2007; ABELHO, 2009; KOMINOSKI;

PRINGLE, 2009; HOORENS; COOMES; AERTS, 2010), especialmente na região subtropical onde os processos ecológicos tendem a ser mais rápidos e as alterações antrópicas também são bem acentuadas.

Dentro do ambiente aquático, o detrito orgânico é decomposto através de uma cadeia de eventos que interatuam, e seus resultados combinados são examinados através da aferição de perda de massa no decorrer do tempo detrital (WANTZEN et al., 2008a). De acordo com Gessner, Chauvet e Dobson (1999), um modelo tradicional de decomposição de detritos vegetais se divide num processo com 3 fases. A **lixiviação** é a perda de elementos químicos solúveis encontrados no detrito após a imersão em água, tendo seu início em horas. O **condicionamento** é referente à mudança da matriz do detrito foliar por adição da biomassa de micro-organismos, o que ocasiona um enriquecimento nutricional e melhoramento da palatabilidade para os macroinvertebrados detritívoros, chamados fragmentadores, ocasionando assim, a **fragmentação** do detrito foliar. Grande parte do material alóctone que adentra o ecossistema aquático provém da serapilheira da vegetação circundante ou das folhas que caem diretamente das copas das árvores, se caracterizando como uma importante fonte de energia para teias tróficas em riachos de floresta.

Alguns trabalhos têm indicado que a decomposição do detrito foliar e a atividade microbiana podem ser afetadas pela concentração de nutrientes (por exemplo, nitrogênio e fósforo) na água (SUBERKROPP; CHAUVET, 1995; CARPENTER et al., 1998; SRIDHAR; BÄRLOCHER, 2000; GRATTAN; SUBERKROPP, 2001; ROSEMOND et al., 2002). Sendo assim, a eutrofização acarretada por atividades antrópicas pode afetar o fluxo natural do ecossistema diretamente através do aumento das concentrações de nutrientes, assim como indiretamente através de redução de oxigênio. Tem-se conhecimento de que os microrganismos associados com os detritos foliares submersos podem capturar o nitrogênio (SUBERKROPP, 1995) e fósforo (MULHOLLAND et al., 1984) para o seu desenvolvimento biológico diretamente da coluna d'água, quando estes estão em abundância; ocasionando retardo da decomposição do detrito foliar, pois este é menos colonizado por apresentar maior gasto energético para obtenção dos mesmos compostos que estão livres na água. Micro-organismos heterotróficos aquáticos são decisivos para a mineralização do detrito foliar e também para torná-lo mais atrativo para outros seres (SUBERKROPP, 1992).

A propagação bacteriana em folhas possui uma menor importância relativa em se tratando de biomassa (GAUDES et al., 2009; RINCÓN; SANTELLOCO, 2009). As bactérias costumam participar da colonização durante as primeiras fases da decomposição e agem sobre moléculas de assimilação fácil. Perante este fato, tem sido dada uma particular atenção a trabalhos que avaliam a atuação dos fungos no processo de decomposição e no acréscimo nutricional da qualidade do detrito, graças à sua habilidade de metabolizar moléculas de difícil decomposição como celulose e lignina (CANHOTO; GRAÇA, 1996; GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999; GRAÇA, 2001).

A composição química do detrito foliar em decomposição é um formidável item para determinar a taxa de decomposição em muitos sistemas (HOORENS; COOMES; AERTS, 2010; BONANOMI et al., 2010). Este fator, somado aos fatores físicos e químicos podem influenciar na estrutura da biota que age na decomposição (SUBERKROPP; CHAUVET, 1995; JONSSON; WARDLE, 2008). Quando o detrito foliar adentra ao ambiente aquático, o teor de nitrogênio deste material tende a aumentar, sendo um indicativo de colonização microbiana, que pode ser apoiado pelo incremento no consumo de oxigênio e ATP de folhas (ABELHO; CRESSA; GRAÇA, 2005). As folhas também começam a perder sua massa a uma taxa proporcional à colonização microbiana (SUBERKROPP; CHAUVET, 1995); deste modo, a decomposição pode ser medida através da aferição da taxa de incorporação de material foliar em produção secundária.

A folha ao cair na água já está colonizada por fungos terrestres, mas sua atividade é reduzida drasticamente. Adentrando no ambiente aquático, as folhas são imediatamente expostas a milhares de esporos de hifomicetos aquáticos (BÄRLOCHER, 1992; BÄRLOCHER; GRAÇA, 2002) que colonizarão e crescerão sobre as folhas (CANHOTO; GRAÇA, 1999), produzindo enzimas que degradam o substrato folhoso (CANHOTO et al., 2002). Vários dos mecanismos de defesa física e química contra patógenos e herbívoros podem permanecer ativos após a senescência. Os fungos possuem um papel de maior destaque do que as bactérias neste processo e em produção de biomassa (PASCOAL; CASSIO, 2004; ABELHO; CRESSA; GRAÇA, 2005).

Em cursos d'água de primeira ordem de região tropical, foi verificado que folhas expostas a fungicidas obtiveram decréscimo na respiração e biomassa

microbiana em relação às folhas expostas a bactericidas. Pascoal e Cassio (2004) afirmam que mesmo em condições de poluição por efluentes ricos em nutrientes, a produção de bactérias em folhas é menor do que a produção de fungos. Principais decompositores fúngicos são os Hyfomicetos aquáticos (GULIS; SUBERKROPP, 2003a), pois causam maceração significativa na folha (medida através da perda de massa) e atividade enzimática (amolecimento relacionado à xilanase).

1.3 Invertebrados Bentônicos

A assembleia de macroinvertebrados bentônicos de água doce é formada por organismos com tamanho superior a 0,5 mm, deste modo, visíveis a olho nu (PÉREZ, 1996). Os seres bentônicos têm ampla variedade de espécies, diferentes formas e hábitos de vida, podendo habitar leitos de corredeiras, riachos, rios, lagos e represas (SILVEIRA et al., 2004). De acordo com Silveira (2004), geralmente se situam numa posição intermediária na cadeia alimentar, tendo como principal alimentação algas e micro-organismos; os principais predadores são seres da comunidade bentônica e peixes. Além disso, esta comunidade de invertebrados tem papel importante no funcionamento e estrutura dos ecossistemas aquáticos, onde sua distribuição é influenciada pelas características do sedimento, morfologia das margens, profundidade da coluna d'água, vegetação ripária, competição entre as diferentes espécies, natureza química do substrato e disponibilidade de recursos alimentares, afirmam Queiroz, Trivinho-Strixino e Nascimento (2000).

Os macroinvertebrados bentônicos desempenham importante papel na dinâmica de nutrientes transformando matéria orgânica em energia. Segundo Devái (1990), o biorrevolvimento da superfície do leito do manancial e a fragmentação das folhas oriundas da vegetação ripária, realizados por esses organismos, são exemplos de processos de disponibilização de nutrientes para a água. Insetos aquáticos ou semi-aquáticos (onde sua vida é dividida em fase aquática e terrestre) ganham um destaque especial, pois a ampla maioria das formas jovens destes organismos é bentônica (ESTEVES, 1988). O aporte alóctone proporcionado pela zona ripária (folhas, galhos, troncos, frutos), depositado no fundo dos ecossistemas lóticos (especialmente nas áreas calmas), promove a maior oferta de recursos alimentares para esses organismos, além de servir como abrigo contra a predação e correnteza da água (DOBSON; HILDREW,

1992). No entanto, a colonização deste aporte não depende somente da oferta em quantidade suficiente para colonização, mas muito também da qualidade deste; a mínima presença de contaminante já pode-se tornar empecilho para o assentamento de algumas espécies sensíveis a modificações ao ambiente.

Hepp e Restello (2007), afirmam que a uso dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água de rios, tem sido empregado como uma ferramenta eficaz e de baixo custo para o aferimento da qualidade ambiental de um determinado local. Em diversos estudos, os resultados alcançados (HEPP; SANTOS, 2005, 2009; BIASI et al., 2008; KÖNIG et al., 2008; MILESI et al., 2008, 2009; HEPP et al., 2010) evidenciaram que a fauna bentônica, que habita os corpos hídricos regionais, é variada e demonstra boa capacidade de bioindicação de impactos existentes nas bacias hidrográficas. De acordo com Silveira (2004), pesquisadores da área de limnologia comumente correlacionam a composição da comunidade de insetos e demais invertebrados com variações nas características ambientais dos recursos hídricos. Estes estudos são utilizados para gerar e testar hipóteses sobre os possíveis fatores que alteram a estrutura da comunidade de rios, e também modelar as respostas da biota às mudanças antrópicas e naturais no ambiente.

O emprego de técnicas de biomonitoramento de recursos hídricos, através de macroinvertebrados bentônicos, está se tornando cada vez mais comum e aceita, por diferentes setores, como uma formidável ferramenta na avaliação da qualidade da água. Na Europa e América do Norte esta técnica já é utilizada desde o início do século XX. No entanto, há algumas poucas décadas começou a ser empregada no Brasil (SILVEIRA, 2004). Esta técnica se baseia na premissa de que o sucesso no estabelecimento das comunidades biológicas, em ambientes lênticos ou lóticos, dependerá da qualidade do habitat (MARQUES; FERREIRA; BARBOSA, 1999). Em 1970, pesquisadores e gestores de recursos hídricos da América do Norte e Europa Ocidental enfatizam a necessidade de utilizar análises integradas às metodologias tradicionais na classificação de qualidade de águas, já que, se as avaliações químicas forem feitas longe da fonte poluente, não serão capazes de detectar leves alterações sobre o ecossistema (BUSS, 2006). Segundo Loyola (1994), enquanto as interpretações de parâmetros físico-químicos refletem apenas o momento da coleta, os biológicos representam uma somatória de fatores ambientais presentes e passados.

1.4 Colonização por Invertebrados Bentônicos

De grande valia no processo de decomposição do detrito foliar, estão os invertebrados aquáticos, especialmente os pertencentes ao grupo trófico funcional dos fragmentadores. Eles se alimentam diretamente do tecido foliar e ocorrem em maior número em trechos de cabeceira (CUMMINS; MINSHALL; CUSHING, 1995; GRAÇA, 2001). De acordo com Dobson et al. (2002), a importância deste grupo trófico funcional tem sido posta em questão quanto ao processamento de matéria orgânica de origem vegetal nos ecossistemas tropicais. São influenciados pelos parâmetros abióticos locais, tais como: temperatura, vazão da água e o aumento das concentrações de nutrientes (da água e do detrito), (GULIS; SUBERKROPP, 2003b; ARDÓN; PRINGLE, 2007; CORNELISSEN et al., 2007). Tais itens podem originar o acréscimo da diversidade nas comunidades decompositoras e de suas funções, apressando a decomposição foliar (SUBERKROPP, 1998; CORNELISSEN et al., 2007). Segundo Yule et al. (2009), nos corpos hídricos de regiões tropicais a presença de fragmentadores por diversas vezes tem sido rara, criando nichos a serem ocupados por outros grupos tróficos funcionais, como por exemplo raspadores (COVICH, 1988; REZENDE; PETRUCIO; GONÇALVES JR., 2010), o que também atribui aos micro-organismos decompositores maior valia neste processo (MORETTI; GONÇALVES JR.; CALLISTO, 2007).

A comunidade de macroinvertebrados tem sido classificada em grupos tróficos funcionais (GTF) por causa da relação com o alimento. Esta classificação em GTF é baseada em características comportamentais e morfológicas dos indivíduos, fazendo correlação direta com as formas de adquirir seu alimento (CUMMINS; MERRIT; ANDRADE, 2005; LIGEIRO et al., 2010). Por conseguinte, esta classificação aumenta a importância do uso de macroinvertebrados como um instrumento para a conservação de ecossistemas aquáticos (CALLISTO et al., 2001), pois implica na aquisição de recursos que podem ser tornar ausentes por mudanças no ambiente devido a alguma perturbação não perceptível.

Invertebrados bentônicos que se nutrem de detritos de matéria orgânica condicionada ou particulada grossa (MOPG) são denominados de fragmentadores. Estes seres possuem a habilidade de converter a MOPG em matéria orgânica particulada fina (MOPF) por meio de suas mandíbulas, sendo liberados em seguida na coluna d'água ou

quando não completamente assimilados na alimentação podem ser desprezados na forma de fezes (ALLAN; CASTILLO, 2005). De acordo com Wantzen et al. (2008a), os raspadores se alimentam do biofilme que cresce sobre o substrato. Já invertebrados fragmentadores, auxiliam na fragmentação e consumo do detrito e, conjuntamente com a abrasão física ocasionada pelo fluxo de água, diminuem as partículas de folhas para frações menores. Coletores-apanhadores se alimentam de MOPF do sedimento do leito, estes seres ingerem literalmente todo sedimento que está em seu caminho. Já coletores-filtradores filtram a MOPF que está em suspensão na coluna de água empregando redes de seda ou estruturas morfológicas como cerdas, enquanto que predadores capturam e consomem presas vivas (MERRITT; CUMMINS, 1996).

Uma característica comum, observada em laboratório, sobre a biologia de invertebrados detritívoro-fragmentadores é o fato de eles terem preferência em se alimentar de folhas que apresentam colônias de fungos (SUBERKROPP, 1992; GRAÇA; MALTBY; CALOW, 1993), situação similar as encontradas no campo (GRAÇA, 1992). Segundo Graça, Maltby e Calow (1993), os invertebrados bentônicos sobrevivem melhor, se alimentam/crescem mais rápido e tem uma maior taxa reprodutiva quando se nutrem de folhas amplamente colonizadas por fungos. A colonização por fungos além de contribuir para a maceração, também é responsável por aumentar o nível de nitrogênio na folha (devido à biomassa fúngica), isto se deve as enzimas que são liberadas para a degradação (SUBERKROPP, 1992; GRAÇA; MALTBY; CALOW, 1993; GRAÇA, 1993). A partir daí, determinados invertebrados raspadores selecionam grupos de folhas com grande biomassa de fungos crescendo em sua superfície para se alimentar (GRAÇA; MALTBY; CALOW, 1993; GRAÇA; NEWELL; KNEIB, 2000). Sabe-se que em regiões de clima temperado, a grande maioria dos fragmentadores são insetos e crustáceos. Em regiões tropicais os estudos com esta temática ainda são muito recentes, contudo, diversos autores descrevem reduzida abundância de fragmentadores nessas regiões (IRONS et al., 1994; ROSEMOND; PRINGLE; RAMÍREZ, 1998; CALLISTO et al., 2004; WANTZEN; WAGNER, 2006; GONÇALVES JR et al., 2006; COUCEIRO, 2009; LANDEIRO et al., 2010).

1.5 Estado da Arte dos Estudos sobre Decomposição e Invertebrados

Bentônicos

Ao longo do tempo os trabalhos referentes ao fluxo de energia e ciclagem de matéria orgânica em ecossistemas aquáticos passaram por modificações, indo em direção à uma abordagem mais ampla dos ecossistemas, interligando padrões e metodologias em diversos níveis de organização (CUMMINS; MINSHALL; CUSHING, 1995; WALLACE et al., 1997). De implicação crucial foram às pesquisas pioneiras sobre decomposição de tecido vegetal de origem alóctone, executadas por Kaushik & Hynes (1971) e Petersen & Cummins (1974), estimulando trabalhos para outros métodos e normas (CUMMINS; MINSHALL; CUSHING, 1995).

Em um recente estudo de revisão, foi estabelecida uma linha do tempo esclarecendo as principais contribuições para o entendimento do processamento do detrito orgânico em ecossistemas lóticos a partir de Lindeman (1942) (TANK et al., 2010). O progresso dos trabalhos em ecologia das águas sobre o processamento do detrito orgânico foi de grande contribuição para o melhor entendimento das regiões de cabeceira dos rios. No entanto, a maioria dos estudos que medem a decomposição de detrito alóctone utilizando a bacia hidrográfica como unidade de estudo ou extensos períodos temporais foram concretizados em clima temperado (TANK et al., 2010; DEL ARCO; FERREIRA; GRAÇA, 2012).

Mas, ainda que já se tenham observados alguns padrões sobre a decomposição, permanecem incertezas especialmente sobre as regiões de clima tropical, onde nos deparamos com uma quantidade reduzida de trabalhos se comparados a regiões onde o clima é temperado. Indagações como a variação na importância dos fatores bióticos e abióticos no decorrer de uma escala espacial e temporal ainda não estão estabelecidas em sistemas tropicais. Estes questionamentos se intensificam à medida que ocorrem as alterações antrópicas (destruição de ambientes naturais, perda de biodiversidade, queima de combustíveis fósseis, dentre outros) e seus efeitos para o funcionamento do ecossistema. De tal modo, observa-se que devido ao pouco tempo entre os primeiros trabalhos e a atualidade, há ainda um extenso trajeto neste campo do conhecimento.

2 INTRODUÇÃO

A zona ripária é considerada uma importante interface entre os ecossistemas aquáticos e terrestres (NAIMAN; DÉCAMPS; McCLAIN, 2005; WANTZEN et al., 2008b). Fornece e acumula matéria orgânica para o leito de corpos d'água aumentando a heterogeneidade do leito do rio, resultando em diferentes velocidades de vazão e sedimentos, e uma ampla variedade de habitats para as comunidades biológicas (NAIMAN et al., 2005). Córregos de baixa ordem podem ter de 80 a 100% do espelho d'água sombreado por árvores (ex: mata de galeria), sendo dependentes do material alóctone, desta vegetação para desenvolver seus processos ecológicos, pois a sua produtividade primária é de veras baixa (RHEINHARDT et al., 2012). Os detritos vegetais que entram nestes ambientes servem como uma fonte de energia para a ecologia funcional de sistemas lóticos, desempenhando função alimentar e fornecendo abrigo, especialmente, para as comunidades bentônicas (MORETTI; GONÇALVES JR.; CALLISTO, 2007).

Formações vegetais localizadas junto a cursos d'água são um importante local de alimentação para a fauna nativa e transitória e também contribui para apoiar a formação de distintos habitats para uma abundante e diversificada comunidade de invertebrados bentônicos (KRISTENSEN et al., 2008). A invertebrados bentônicos são a assembleia de organismos associados com o substrato, normalmente visível a olho nu. A macrofauna bentônica é um elemento chave para a estrutura da teia trófica dos ambientes ripários, pois desempenham um papel fundamental na dinâmica deste sistema (KANAYA; KIKUCHI, 2008).

Invertebrados bentônicos são representados principalmente por espécies de Oligochaeta, Artropoda, Crustacea, especialmente formas larvais de Diptera, se alterando em dominância de acordo com as condições abióticas (PAIVA et al., 2005). Eles também são consumidores primários que incorporam matéria orgânica de diferentes fontes ao sistema trófico (MUNIZ; VENTURINI, 2001; KANAYA; KIKUCHI, 2008). A macrofauna bentônica é um dos principais elementos que afetam diretamente nas taxas de decomposição de detritos e realizam uma eficiente ciclagem de nutrientes, gerando uma alta produtividade em ambientes aquáticos que recebem pouca radiação solar (BOSIRE et al., 2005; KRISTENSEN et al., 2008).

A decomposição das folhas envolve, em geral, o desgaste físico, microbiano e a fragmentação por invertebrados (SHIEH et al., 2007; YULE et al., 2009). Por este motivo, os organismos bentônicos são muito estudados em ambientes temperados (LEROY; MARKS, 2006) e mais recentemente também estão ganhando uma maior atenção em riachos tropicais, devido a sua participação na decomposição do detrito foliar, proporcionando a liberação de nutrientes para o ambiente (WRIGHT; COVICH, 2005; GONÇALVES JR.; GRAÇA; CALLISTO, 2006a; WANTZEN; WAGNER, 2006). Estes organismos, são colonizadores de substratos como pedaços de troncos, folhas acumuladas, pedras, macrófitas aquáticas, algas filamentosas, durante todo o seu ciclo de vida ou parte dele (MORGAN; OLIVEIRA; CALLISTO, 2006).

As folhas recém-caídas passam primeiramente pelo processo de lixiviação e são rapidamente colonizadas por micro-organismos que decompõem os componentes estruturais (MIDDLETON; McKEE, 2001). Estes micro-organismos formam uma película fina sobre a superfície foliar, aumentando seu valor nutricional e atraindo invertebrados bentônicos. Além de consumir o material foliar, a fauna bentônica irá fragmentá-lo mecanicamente, acelerando a ação de bactérias e fungos e, conseqüentemente, o processo de decomposição (PONTE et al., 1984). Os detritos de plantas vasculares e os microrganismos associados a ele são consumidos por invertebrados detritívoros, que servirão de alimento para outros animais maiores, estabelecendo assim, a complexa teia trófica característica dos ambientes ripários tropicais. Vários estudos têm demonstrado que a macrofauna bentônica associada com a decomposição também desempenha um importante e crucial papel para a conclusão do processo de decomposição (COUTO; LIMA, 1997; ASHTON; HOGARTH; ORMOND, 1999; MIDDLETON; McKEE, 2001; KRISTENSEN et al., 2008). O conhecimento desses organismos e seus hábitos alimentares pode proporcionar informação para uma melhor compreensão do processo de decomposição foliar, na região tropical.

Partindo de tais premissas, pretendeu-se identificar as espécies bentônicas colonizadoras de detritos foliares, relacionando-os às suas categorias tróficas e à variação sazonal; analisar a influência da sazonalidade sobre a decomposição do detrito e estrutura da comunidade de invertebrados. Tendo como hipótese que: 1) a guilda trófica dos coletores seria a mais abundante na colonização das folhas, independente da sazonalidade; 2) maiores temperaturas proporcionarão maiores valores de

decomposição; 3) os atributos (riqueza, abundância e diversidade), da comunidade bentônica, serão maiores no período de menor pluviosidade.

3 METODOLOGIA

3.1 Área de Estudo

O local de estudo foi um córrego de primeira ordem, o riacho Quati, localizado dentro da unidade de conservação (UC) Parque Estadual São Camilo, criado em 22 de fevereiro de 1990 através do Decreto nº 6.595 do Governador do Estado do Paraná (IAP, 2006). O local possui área total de 385,34 ha e está situado no município de Palotina, oeste do Paraná. As coletas foram realizadas nos meses de agosto e novembro de 2013 - janeiro e abril de 2014. O riacho Quati, escolhido para realização deste estudo, é um córrego de primeira ordem, afluente do Rio São Camilo, localizado na bacia hidrográfica do Rio Piquiri, micro bacia do Rio São Camilo, apresentando sua nascente sob as coordenadas $24^{\circ}19'56.50''S / 53^{\circ}54'49.93''W$ e sua foz $24^{\circ}18'24.94''S / 53^{\circ}54'09.69''W$. A extensão do curso d'água é de aproximadamente 3,3 km, dos quais, 2,0 km (trecho intermediário) estão sob a proteção da UC e 1,3 km em propriedade particular (nascente e foz) (Figura 1).

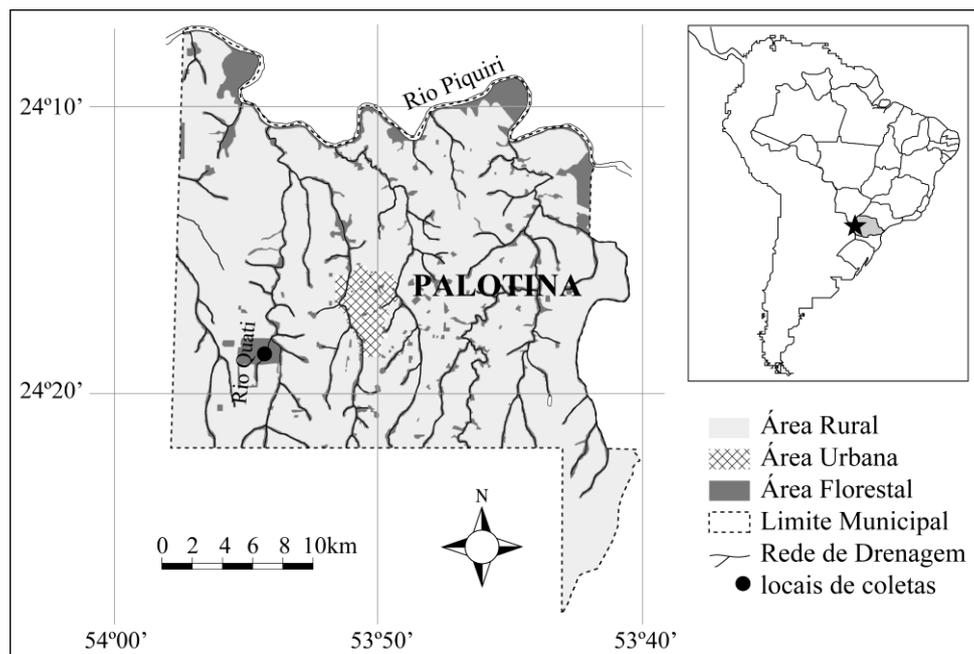


Figura 1: Localização do ponto de amostragem no córrego Quati, Parque Estadual São Camilo, Palotina, Paraná.

De acordo com o esquema Biogeográfico de Morrone (2004), o parque está situado na província de Bosque Paranaense, que faz parte da sub-região biogeográfica Paranaense, Região Neotropical. Esta sub-região pertence ao chamado domínio da Mata Atlântica. A vegetação é formada pela Floresta Estacional Semi-decidual, subformação Submontana (87,5%). Possui clima do tipo Cfa, que segundo classificação de Köppen, exibe verões quentes, rara formação de geada, com período chuvoso ocorrendo durante os meses de verão e não possui estação seca definida (IAP, 2006). Em menores proporções ocorrem ainda áreas de Formações Pioneiras com Influência Flúvio-Lacustre – várzeas (9,30%), e áreas florestais em estágio intermediário de sucessão vegetal (3,10%) (IAP, 2006).

3.2 Caracterização ambiental

A caracterização ambiental foi realizada pela tomada e interpretação dos valores de temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, vazão da água e perfil orgânico e granulométrico do sedimento. Tais valores foram aferidos *in loco* com utilização de sonda multiparâmetro da marca Hanna. Em cada um dos meses de amostragem foi coletada uma amostra de 100g de sedimento de cada um dos cinco pontos. As amostras de sedimento foram secas em estufa a 80°C e a textura granulométrica determinada de acordo com Suguio (1973), utilizando-se a escala de Wentworth (1922). O teor de matéria orgânica do sedimento foi obtido pela calcinação 10g de cada amostra em mufla à 560 °C, durante 4 horas, com peso inicial e final da amostra aferido em balança analítica. A vazão foi determinada de acordo com a Embrapa (2007).

3.3 Colonização e decomposição do detrito foliar

O delineamento amostral ocorreu de acordo com o estabelecido no Protocolo de coleta: “Dinâmica de matéria orgânica e decomposição de detrito vegetal” proposto pelo grupo de Pesquisa Aquaripária da Universidade de Brasília (UnB).

Foram estabelecidos cinco pontos de coleta, no córrego, ao longo de um trecho longitudinal de 100 metros. Em cada ponto de coleta foram instaladas três fileiras de baldes (com seis baldes cada fileira), estendidas sobre o riacho e amarradas na vegetação marginal, para a coleta das folhas que caíram da vegetação do entorno do ponto de amostragem (Figuras 2, 3 e 4) durante um período de 60 dias. Após este período, somente o detrito foliar de cada balde era retirado e armazenado em sacos plásticos individuais e conduzidos ao laboratório para ser pesado em balança de precisão. Galhos e frutos eram descartados. O balde que apresentava maior pesagem de detrito foliar de cada fileira era escolhido para ser incubado em amostradores, também chamados de *litter bags*, por um período de 30 dias no riacho. Estes amostradores foram confeccionados em malha de 10 mm com tamanho de 20 x 15 cm (Figura 5).

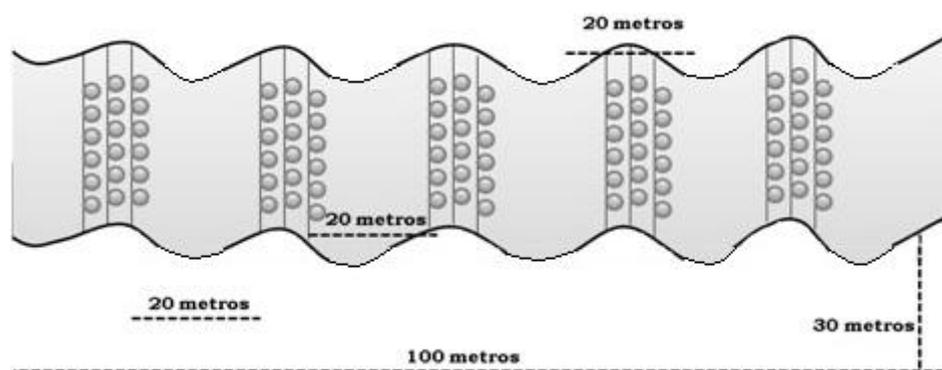


Figura 2: Disposição dos pontos de amostragem no leito do córrego (linhas contínuas) e o esquema de disposição dos baldes (aporte vertical), representado pelos círculos, ao longo de um trecho de 100 metros no riacho. **Fonte:** Modificado do Protocolo de coleta “Dinâmica de matéria orgânica e decomposição de detrito vegetal”- Aquaripária- UnB.

Em cada ponto, foram instalados três *litter bags*, amarrados com barbante na vegetação do entorno do riacho, próximo às fileiras de baldes, mas em local de pouca correnteza. Após 30 dias de incubação, eram retirados do manancial e conduzidos ao laboratório (LEPI/UFPR). As folhas foram lavadas em peneira de 250 μ m, para a retirada dos invertebrados associados ao detrito foliar. Todo o conteúdo retido na peneira era armazenado em álcool 70% para posterior triagem, quantificação e identificação ao menor nível taxonômico possível, de acordo com guias taxonômicos (PÉREZ, 1996; PAES; HAMADA; NESSIMIAN, 2005; SOUZA; COSTA; OLDRINI, 2007; PINHO, 2008; STRIXINO, 2011; MUGNAI; NESSIMIAN; FERNANDES, 2010; SEGURA, 2012). A categorização em grupos tróficos funcionais foi realizada

com o auxílio de bibliografia especializada (AMORIM; CASTILLO, 2009; SILVA et al., 2009; OLIVEIRA; CALLISTO, 2010; OLIVEIRA; NESSIMIAN, 2010; SOUSA, 2011; SHIMANO et al., 2012; SAULINO; STRIXINO, 2014; CARVALHO et al., 2015).

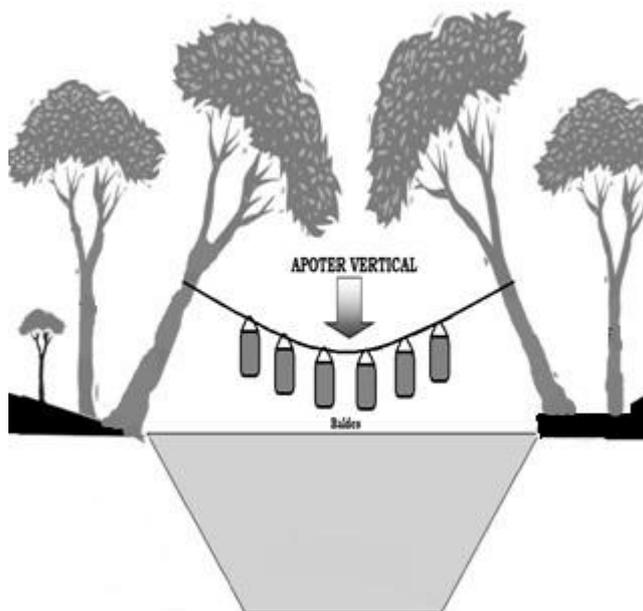


Figura 3: Representação da disposição dos coletores em cada ponto amostral. **Fonte:** Modificado do Protocolo de coleta: Dinâmica da matéria orgânica e decomposição do detrito vegetal, UnB.



Figura 4: Disposição das três fileiras de baldes sobre o riacho Quati para coleta das folhas. **Fonte:** Grupo de Estudos em Invertebrados Aquáticos (GEIA/UFPR).

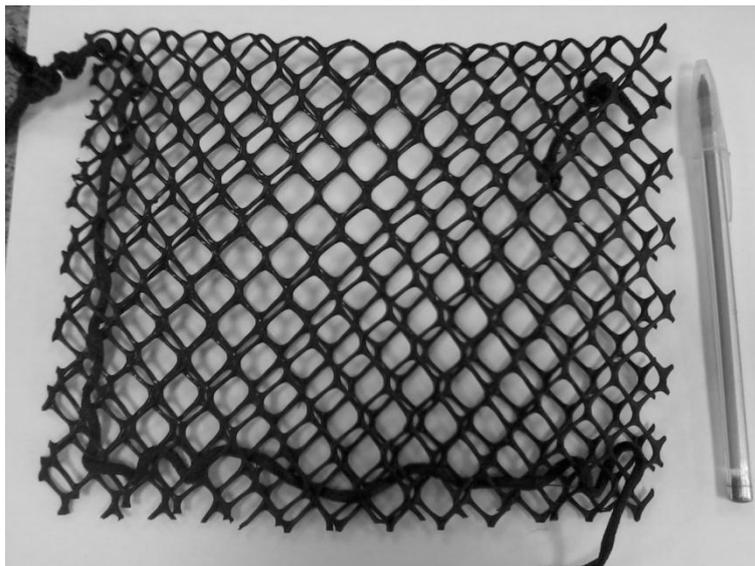


Figura 5: Exemplo de *litter bag* utilizado no trabalho. **Fonte:** Acervo do autor.

3.4 Análises Ecológicas

A fauna colonizadora dos *litter bag* foi avaliada através dos atributos de riqueza (S), abundância (A) e diversidade (H') de Shannon-Wiener (MAGURRAN, 1988) e equitabilidade (E) (PIELOU, 1966), considerando-se também as possíveis variações temporais. Análises de variância (ANOVA One-way) foram utilizadas para testar possíveis diferenças nos atributos da comunidade, relacionadas à sazonalidade.

A decomposição (DE) foi avaliada, para cada mês de coleta, através dos valores de peso seco inicial (PSI) e peso livre de cinzas (PLC) das folhas colocadas para colonizar, usando-se a seguinte fórmula:

$$DE = PSI - PLC$$

Com os resultados da decomposição realizou-se correlação de Pearson entre as variáveis decomposição e abundância, a fim de verificar a participação dos invertebrados neste processo. Para verificar diferenças sazonais na decomposição foi realizado uma Anova one-way. A análise de correspondência canônica (CCA) foi realizada para verificar a existência de algum padrão de distribuição da comunidade em relação aos fatores ambientais (variáveis físicas e químicas da água e do sedimento) do detrito foliar e da sazonalidade. A análise de correlação de Pearson foi realizada para

avaliar a existência de relação entre a abundância dos grupos tróficos funcionais e a decomposição. A significância foi verificada com o teste de Monte Carlo ($p < 0,05$). As análises estatísticas utilizadas foram realizadas utilizando os programas Statistica 7.1 (STATSOFT Inc, 2005) e PC-ORD (MCCUNE; MEFFORD, 2002).

4 RESULTADOS

4.1 Caracterização Ambiental

A média dos valores de temperatura da água entre os quatros meses de amostragem foi de 18°C, sendo o maior valor para o mês de janeiro/2014 (21,12°C), auge da estação do verão, e a menor média para agosto/2013 (14,29°C), período de inverno. As águas do riacho Quati se apresentaram sempre bem correntes, fato este que pode ser observado através do ótimo valor de oxigenação, se mantendo entre 8,76-9,45mg/L e vazão média geral de 0,31m³/s. O potencial hidrogeniônico foi caracterizado como ácido-neutro, enquanto a condutividade elétrica variou de 31 a 64,44 µS/cm, característico de ambientes lóticos de floresta (Tabela 1). Novembro/2013 foi o mês em que o riacho recebeu sua maior contribuição de material alóctone (aporte vertical), com 1052,00g de detritos depositados nos baldes (Tabela 1).

Tabela 1: Valores médios e desvio padrão (\pm D.P.) da temperatura da água (T.A.), oxigênio dissolvido (O.D.), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (Cond.), vazão d'água e valor total do aporte vertical (A.V.), aferidos nos meses de amostragem. **Fonte:** Elaboração do autor.

Mês	T.A. (°C)	O.D. (mg/L)	pH	Cond. (µS/cm)	Vazão (m ³ /s)
Agosto/13	14,29±0,50	9,44±0,34	7,39±0,85	36,40±4,04	0,32±0,05
Novembro/13	20,67±0,13	8,76±0,87	6,91±0,51	64,44±1,72	0,36±0,11
Janeiro/14	21,12±0,22	9,17±0,13	5,55±0,04	50,72±1,21	0,30±0,09
Abril/14	19,14±0,19	9,45±0,28	6,90±0,00	31,00±0,00	0,27±0,08

4.2 Colonização foliar por invertebrados bentônicos

Foram incubadas e analisadas 60 *litter bags* instaladas no riacho Quati nos meses de agosto e novembro de 2013, janeiro e abril de 2014. Foi constatada a colonização do detrito foliar em todas as *litter bags*, com abundância total de 2.522 indivíduos, distribuídos em 34 famílias e 151 gêneros (ver Apêndice 1). A análise da estrutura da comunidade que colonizou os *litter bags* revelou que novembro/2013 e abril/2014 foram os meses com maior riqueza quando comparados a agosto/2013 e janeiro/2014 (Figura 6a), o mesmo ocorreu para o índice de diversidade (Figura 6b). A abundância total também foi maior em novembro de 2013 e abril de 2014 (Figura 6c), com 957 e 708 indivíduos amostrados nas *litter bags*, respectivamente. A equitabilidade foi maior em novembro/2013 (Figura 6d). No entanto, a diferença observada entre os meses não foi estatisticamente significativa (Anova one-way) para os atributos analisados.

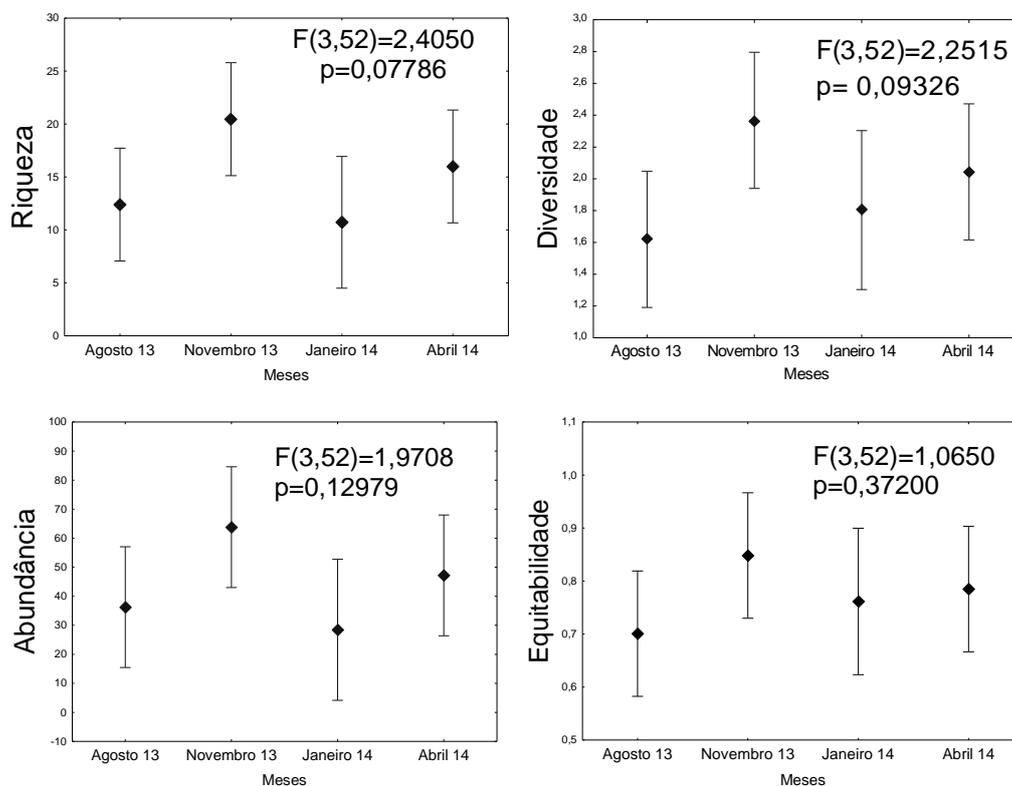


Figura 6: Média e intervalo de variância dos atributos de riqueza (a), diversidade (b), abundância (c) e equitabilidade (d) da comunidade de invertebrados bentônicos amostrados nos *litter bags* instalados no Córrego Quati, Palotina, PR. **Fonte:** Elaboração do autor.

Os meses de agosto/13 (mais frio) e janeiro/14 (mais quente) consistiram em amostras que exibiram menor diversidade e equitabilidade semelhante, onde Oligochaeta foi o táxon mais abundante. Por outro lado, em novembro/13 e abril/14 (períodos de troca de estações) foram observados maiores valores de riqueza, abundância e diversidade, tendo Chironomidae como principal representante (Figuras 6 e 7).

Diptera, representado, especialmente por Chironomidae foi o táxon mais abundante durante todo o período de estudo; seguido por Coleoptera e Oligochaeta. Na família Chironomidae, os gêneros mais abundantes foram: *Rheotanytarsus*, *Tanytarsus* sp. e *Paratanytarsus*, enquanto *Heterelmis* e *Hexacylloepus* foram os representantes mais abundantes de Elmidae (Figura 7). Os crustáceos só obtiveram presença significativa com Ostracoda, no entanto, este táxon não foi observado em agosto/2013.

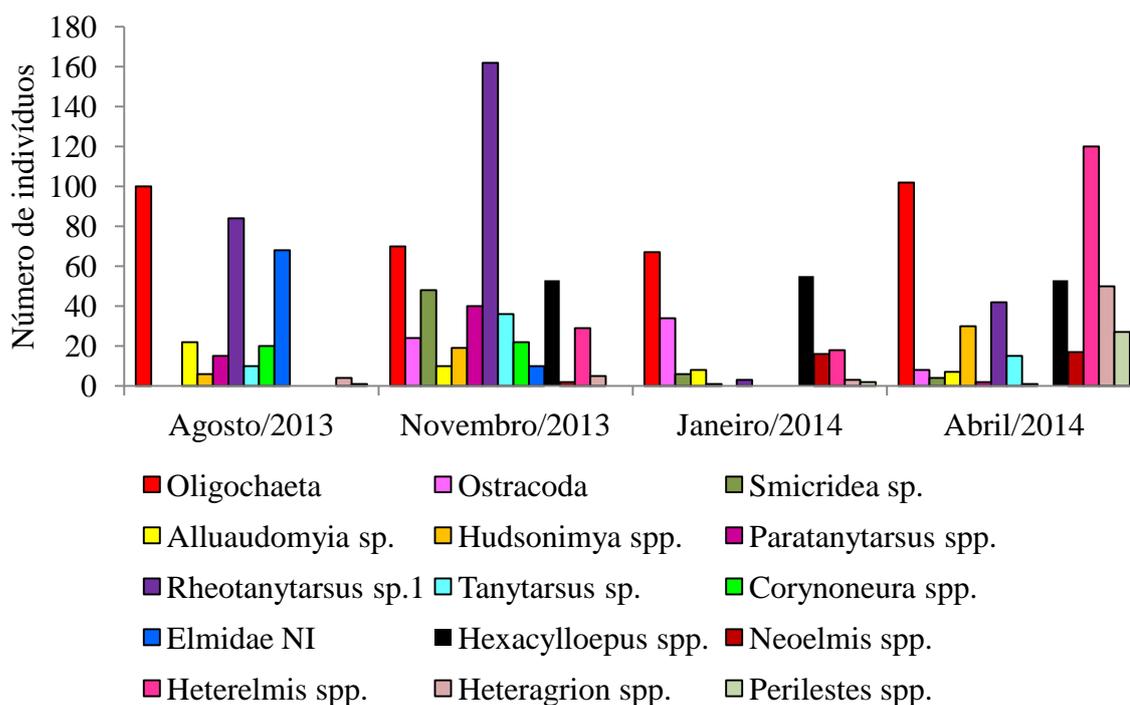


Figura 7: Abundância dos táxons amostrados nas *litter bags* instaladas no córrego Quati, Palotina, PR. Os táxons representados são aqueles que obtiveram valor igual ou superior a 5% da abundância total em pelo menos um mês amostral. **Fonte:** Elaboração do autor.

A análise da decomposição dos *litter bags* em relação à sazonalidade evidenciou maiores valores em novembro e abril de 2014 (Figura 8), da mesma forma que para a abundância, dos invertebrados (Figura 6 c). No entanto, de acordo com a Anova (one-way), estas diferenças foram significativas apenas para a decomposição ($F = 25,28$ e $p =$

0,000) (Figura 8). Através da correlação de Pearson foi possível observar correlação positiva ($r = 0,063$, $p = 0,645$), porém não significativa entre a abundância dos invertebrados e a decomposição.

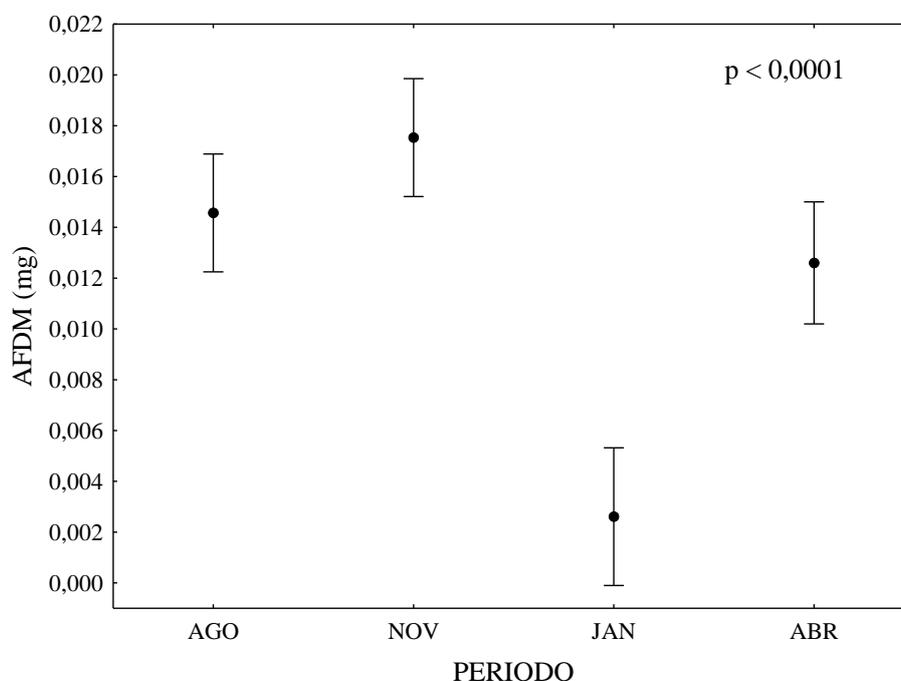
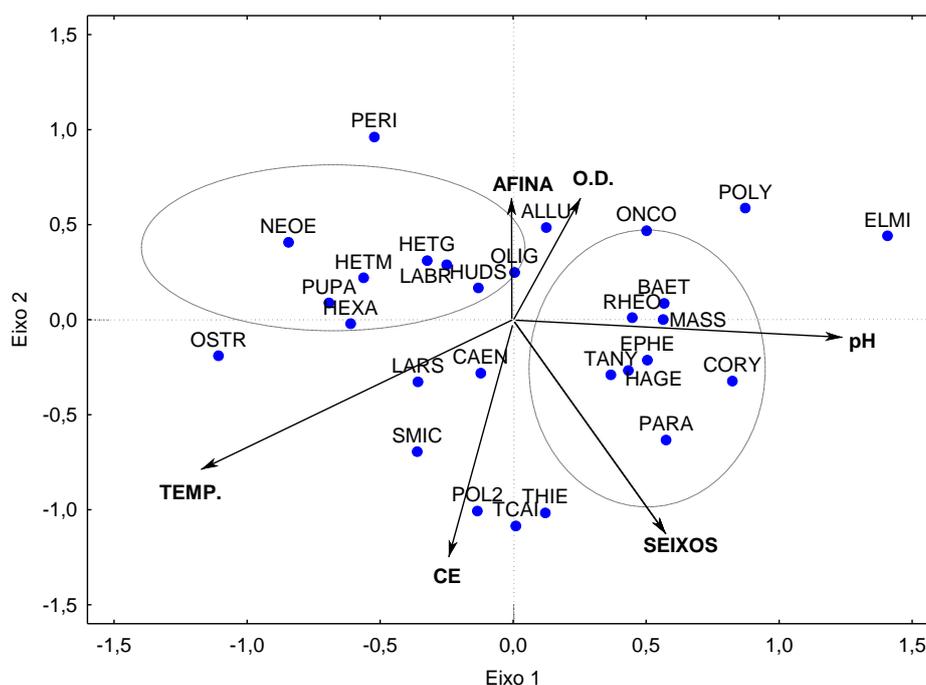


Figura 8: Média e intervalo de variância da matriz de decomposição do detrito foliar versus a abundância total de invertebrados bentônicos nos meses amostrados, no riacho Quati, Palotina, Paraná.
Fonte: Elaboração do autor.

A análise dos eixos 1 e 2 da CCA (Análise de Correlação Canônica), indicou correlações significativas para a temperatura da água, condutividade elétrica, seixos e pH. Ambos os eixos foram significativos, de acordo com o teste de Monte Carlo ($p < 0,05$). No eixo 1, a temperatura d'água obteve correlação negativa (-0,791), enquanto para o pH observou-se valor positivo de 0,788. Para o eixo 2, as variáveis que apresentaram as maiores correlações foram condutividade elétrica (-0,839) e seixos (-0,592). Com relação ao substrato notou-se a formação de dois agrupamentos, um para sedimentos mais grosseiros e outro para os sedimentos mais finos e oxigênio dissolvido, ambos quando analisado o eixo 2, o qual, de um modo geral, apresentou correlações mais altas e agrupamento de variáveis; no entanto, o eixo 1 se sobressaiu devido aos elevados valores de correlação para a temperatura da água e pH (Figura 9a).

A análise integrada das matrizes evidenciou alguns padrões em relação às variáveis abióticas, táxons e meses. As variáveis pH e temperatura foram importantes em agosto, onde foram registrados os maiores e menores valores respectivamente, ou seja, água mais neutro-alkalina e fria. Essa condição, aliada à elevada porcentagem de sedimentos mais finos e oxigênio dissolvido, pode ter favorecido a colonização por Elmidae e *Polypedilum* sp. (Chironomidae) (Figura 9a).

Em novembro os valores de condutividade elétrica se apresentaram mais elevados quando comparados aos demais meses de amostragem, o que indica maior teor de sais na coluna d'água. O sedimento predominante para esse mês apresentou características mais grosseira, como seixos e grânulos. Tal característica, provavelmente contribuiu para o maior número de indivíduos do gênero *Smicridea* (Trichoptera). A variável temperatura da água foi o fator mais relevante em janeiro/2014, aliado a composição mais grosseira do sedimento, favoreceu o grupo trófico dos predadores, dos quais Odonata e Tanyptodinae foram os mais abundantes. Por outro lado, em abril foram identificados maiores teores de matéria orgânica e menor vazão. Ainda foi possível observar que Orthoclaadiinae, Chironomidae e Ephemeroptera agruparam-se mais expressivamente nos meses de novembro e abril, onde possivelmente iniciou-se a influência da troca de estações (Figuras 9a e b).



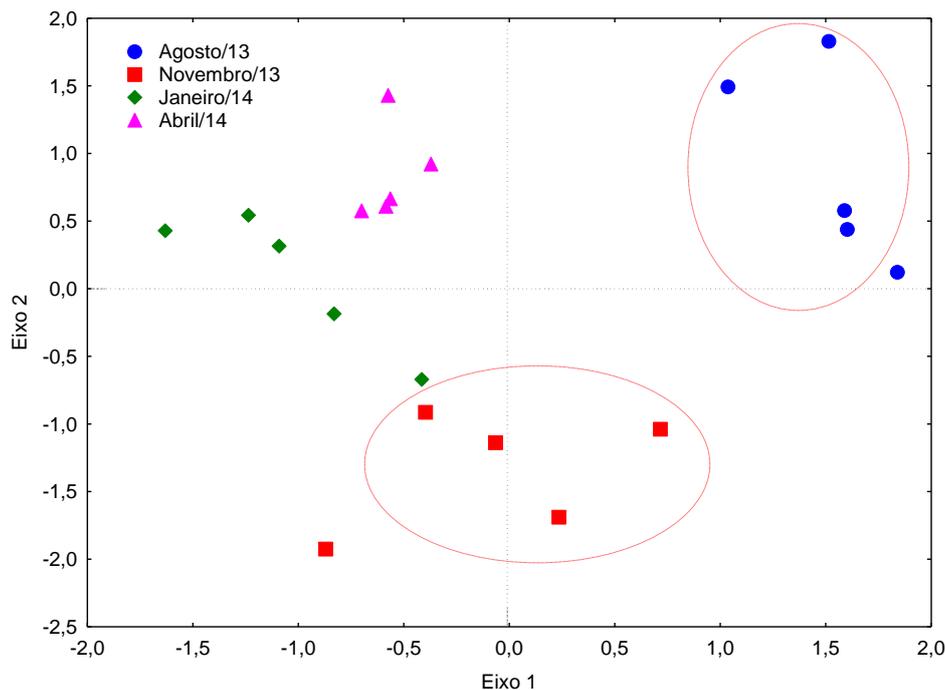


Figura 9: a) Análise de Correspondência Canônica entre as matrizes das variáveis abióticas e táxons que apresentaram abundância superior a 20 espécimes durante o experimento, onde: AFINA = areia fina; TEMP = temperatura da água; O.D. = oxigênio dissolvido; pH= potencial hidrogeniônico; SEIXOS = seixos; CE = condutividade elétrica; OLIG = Oligochaeta; BAET = Baetidae NI; CAEN = *Caenis* sp.; EPHE = Ephemeroptera NI; HAGE = *Hagenulopsis* sp.; MASS = *Massartela* spp.; HETG = *Heteragrion* spp.; PERI = *Perilestes* spp.; SMIC = *Smicridea* spp.; ELMI = Elmidae NI; HETM = *Heterelmis* spp.; HEXA = *Hexacylloepus* spp.; NEOE = *Neoelmis* spp.; PUPA = pupa de Diptera; ALLU = *Alluaudomyia* sp.; PARA = *Paratanytarsus* spp.; POLY = *Polypedilum* sp.; POL2 = *Polypedilum (Polypedilum)* sp.2; RHEO = *Rheotanytarsus* sp.1; TCAI = *Tanytarsus caipira*; TANY = *Tanytarsus* sp.; CORY = *Corynoneura* spp.; ONCO = *Onconeura* spp.; THIE = *Thienemannia* spp.; HUDS = *Hudsonimyia* spp.; LABR = *Labrundinia* spp.; LARS = *Larsia* sp.; OSTR = Ostracoda. b) Análise de Correspondência Canônica entre as matrizes das variáveis abióticas e os meses amostrais. **Fonte:** Elaboração do autor.

Em agosto/13, coletores-catadores foram os mais expressivos, com 33%, sendo os Oligochaeta os maiores responsáveis por estes valores (Figura 10a). Já para novembro/13 o grupo mais abundante foram os coletores-filtradores, com 42% (Figura 10b), neste grupo se destacam os Chironominae, sendo o gênero *Rheotanytarsus sp.1* muito recorrente nas amostras. No mês de janeiro/14 a família Elmidae mostrou-se significativa, o que conferiu maior influência dos coletores-catadores/raspadores (Figura 10c); tal comportamento também ocorreu para o último mês de coleta, abril/14, 40% e 36% respectivamente (Figura 10d).

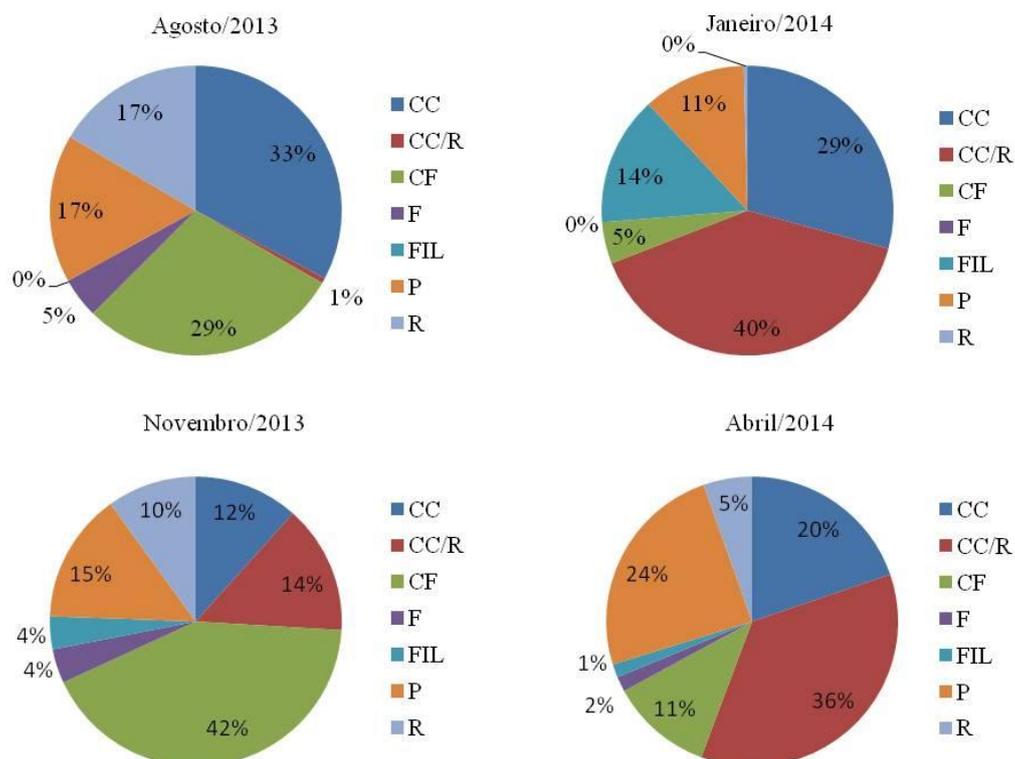


Figura 10: Porcentagem dos Grupos funcionais tróficos para cada mês de coleta, onde: CC= coletor-catador; CC/R= coletor-catador/raspador; CF= coletor-filtrador; F= fragmentador; FIL= filtrador; P= predador; R= raspador. **Fonte:** Elaboração do autor.

5 DISCUSSÃO

Foram observados distintos tipos de substrato, e diferentes velocidades de correnteza, revelando a interferência sazonal. Observou-se a presença do Java-porco dentro da UC, animal exótico resultante da cruzada do javali (*Sus scrofa*) com o porco doméstico (*Sus domesticus*), ocasionou grande impacto visual na zona adjacente ao riacho através do revolvimento do solo. Quando removida a vegetação ou revolvido o solo da margem de corpos d'água, o carreamento de sedimentos finos para aquele ambiente é facilitado, afetando negativamente a abundância, riqueza e diversidade de macroinvertebrados bentônicos (DOEG; KOEHN, 1994; SHAW; RICHARDSON, 2001; SUREN; JOWETT, 2001). Porém, alguns grupos também se beneficiam do incremento de sedimento mais fino, como algumas espécies de Chironomidae e larvas de Coleoptera como *Oulimnius* sp. e *Stenelmis* sp. (GAYRAD; PHILIPPE, 2001).

As variáveis abióticas, principalmente quanto à oferta de nutrientes (aporte vertical), influenciaram diretamente na estrutura da comunidade de invertebrados

bentônicos, incrementando os valores dos atributos de abundância e diversidade nos meses de maior aporte vertical. Demonstrando que esta é a principal fonte de energia para organismos aquáticos heterotróficos em riachos florestais (WEBSTER et al., 1999). Em florestas subtropicais, o detrito foliar pode se acumular sob influência da sazonalidade, sobretudo quando acontece uma estação severa de seca ou não sincronizada, ou também a perda de material foliar ser relativamente constante durante todo o ano (ABELHO, 2001; GONÇALVES JR.; GRAÇA; CALLISTO, 2006b). Os maiores aportes foram observados no início do período chuvoso (agosto e novembro/2013). É esperado que a vegetação perca uma maior quantidade de material lenhoso nas primeiras chuvas, o que pode ser imposto pela atuação da chuva e vento (UIEDA; KIKUCHI, 1995; KONIG et al., 2002; PAIVA et al., 2005; REZENDE; MAZZONI, 2005). Nestes meses, Chironomidae e Oligochaeta foram recorrentes, sendo que estes organismos são comuns em ambientes ricos em alimento (CALLISTO et al., 2002).

A colonização do detrito foliar por invertebrados bentônicos é esperada após o quarto dia de incubação das folhas no ambiente aquático (COUTO; LIMA, 1997). A ocorrência de fragmentadores e raspadores foi registrada, contudo, a presença desses grupos ficou limitada a algumas espécies de Chironomidae em todas as estações de coleta. As ordens representativas em abundância foram Chironomidae (Diptera), Elmidae (Coleoptera), Oligochaeta e Ephemeroptera. Geralmente, em diferentes regiões climáticas, as larvas de Chironomidae são abundantes nas assembleias de invertebrados ligados a detritos foliares (GRUBBS; JACOBSEN; CUMMINS, 1995; GONÇALVES JR.; SANTOS; ESTEVES, 2004). Porém, estes seres exibem variados grupos tróficos, tornando sua classificação incerta. Apesar de não serem considerados fragmentadores, os Chironomidae podem intervir no processo de decomposição raspando ou danificando a superfície foliar (ROSEMOND; PRINGLE; RAMÍREZ, 1998). Por isso, são considerados por alguns autores como um valioso elo no fluxo de energia e na produção secundária dos ecossistemas lóticos, sobretudo em regiões carentes de organismos fragmentadores (OERTLI, 1993).

A classificação dos organismos em grupos tróficos funcionais é uma ferramenta útil na apreciação de padrões ou formações de predições em trabalhos ecológicos. No entanto, os hábitos alimentares da maior parte dos organismos bentônicos tropicais ainda não são conhecidos ou são muito variados (Bagatini et al., 2012), sendo possível

que vários organismos tidos como raspadores ou coletores apresentem comportamento como fragmentadores eventualmente, durante alguns estágios ou períodos de sua vida (MATHURIAU; CHAUVET, 2002), o que reforça os resultados de Covich (1988) sobre a dominância de consumidores generalistas nas cadeias tróficas de mananciais de primeira ordem neotropicais.

Durante o período de estudo, os coletores (coletores-catadores, coletores-filtradores) dominaram as amostras, e entre estes se sobressaíram, pela elevada abundância, a classe Oligochaeta e os gêneros *Rheotanytarsus*, *Heterelmis* e *Hexacylloepus*. Os seres que fazem parte desta categoria se alimentam de matéria orgânica coletada do sedimento ou na filtração da água corrente (SILVA et al, 2009). O riacho Quati, por estar sob uma mata de galeria, preservada, recebe elevado aporte de matéria orgânica proveniente da copa das árvores, revolvimento do entorno por animais, bem como suas excretas e carregamento de material alóctone pela chuva e vento. Quando esse material entra no sistema, torna-se biodisponível e sua sedimentação pode ter contribuído para o domínio dos coletores neste local. Segundo Silva et al. (2009), tal comportamento também foi observado nas lagoas Carioca e da Barra, no Parque Estadual do Rio Doce, Estado de Minas Gerais, onde os coletores também predominaram em relação às outras guildas tróficas.

Outros resultados semelhantes para a região Subtropical (DOBSON et al., 2002; GONÇALVES JR., 2005) dão apoio a este trabalho acerca da pequena presença de fragmentadores em córregos tropicais. Irons et al. (1994), sugeriu que as diferenças entre as regiões temperada e tropical se resumiam a variável temperatura, no entanto, as diferenças se demonstram mais complexas.

6 CONCLUSÃO

Foram identificados 2.522 espécimes, distribuídos entre 34 famílias e 151 gêneros. As categorias tróficas observadas foram: coletor-catador; coletor-catador/raspador; coletor-filtrador, fragmentador; filtrador; predador e raspador. Notou-se a relação entre a sazonalidade, o processo de decomposição foliar e a comunidade de invertebrados bentônicos através da observação do material coletado e análise estatística. Houve picos de abundância e decomposição, os quais estiveram correlacionados. Os grupos mais abundantes foram Chironomidae, Coleoptera, Oligochaeta, Ephemeroptera e Odonata. Constatou-se a escassez de invertebrados do

grupo trófico fragmentador, concordando com o descrito pela literatura para ambientes tropicais.

O grupo mais abundante foi o coletor, não demonstrando variação em relação à sazonalidade. Novembro de 2013 foi o mês que mais se destacou quanto à abundância total, diversidade e riqueza de táxons, bem como, a maior decomposição do detrito foliar. A abundância do grupo trófico coletor e maior decomposição para maiores temperaturas foram ao encontro das hipóteses propostas. Quanto aos maiores valores dos atributos (riqueza, abundância e diversidade) da comunidade bentônica, não estiveram restritos ao período de menor pluviosidade, mas variou durante o período de pesquisa, demonstrando pico para os meses de novembro/2013 e abril/2014, o que contrariou o esperado para uma das três hipóteses elaboradas.

REFERÊNCIAS

ABELHO, M. From litterfall to breakdown in stream: a review. **The Scientific World**, n. 1, v. 17, p. 658–680, 2001.

ABELHO, M. Leaf-litter mixtures affect breakdown and macroinvertebrate colonization rates in a stream ecosystem. **International Review Hydrobiologia**, v. 4, n. 94, p. 436-451, 2009.

ABELHO, M.; CRESSA, C.; GRAÇA, M. A. S. Microbial biomass, respiration and decomposition of *Hura crepitans* L. (*Euphobiaceae*) leaves in a tropical stream. **Biotropica**, n. 3, v. 37, p. 397-402, 2005.

AB'SABER, A. N. O suporte geoecológico das florestas beiradeiras (ciliares). In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. 2. Ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp, 2001.

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. Stream Ecology Structure and function of running waters. 2 ed. **Dordrecht**: Springer. 2005.

AMORIM, A. C. F.; CASTILLO, A. R. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água do baixo Rio Perequê, Cubatão, São Paulo, Brasil. **Biodiversidade Pampeana**, Uruguiana, v. 7, n. 1, p.16-22, fev. 2009.

ARDÓN, M.; PRINGLE, C. M. Organic matter quality mediates heterotrophic biofilm response to phosphorus enrichment of the water column and substratum. **Freshwater Biology**, v. 52, p. 1762-1772, 2007.

ASHTON, E. C.; HOGARTH, P. J.; ORMOND, R. Breakdown of mangrove leaf litter in a managed mangrove forest in Peninsular Malaysia. **Hydrobiologia**, v. 413, p. 77–88, 1999.

BÄRLOCHER, F. The Ecology of Aquatic Hyphomycetes. **Springer-Verlag**, Berlin, 1992.

BÄRLOCHER, F.; GRAÇA, M. A. S. Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 1123-1135, 2002.

BENFIELD, E. F. Decompositopn of leaf material. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Ed). 2006. **Methods in Stream Ecology**. Academic Press. 2. Ed. 2006.

BIASI, C. et al. Ocorrência e distribuição de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) em riachos de Erechim/RS. **Perspectiva**. v. 32, p. 171-180, 2008.

BOJSEN, B. H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 11, p. 2246-2260, 2002.

BONANOMI, G. et al. Decomposition and nutrient dynamics in mixed litter of Mediterranean species. **Plant soil**, v. 331, p. 481-496, 2010.

BOSIRE, J. O. et al. Litter degradation and CN dynamics in reforested mangrove plantations at Gazi Bay, Kenya. **Biological Conservation**, v. 126, p. 287–295, 2005.

BUSS, D. O Biomonitoramento como Ferramenta de análise da qualidade da água de rios. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 2, n. 35, 2006.

CALLISTO, M. et al. Diversity assessment of benthic macro- invertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó Brazilian. **Journal of Biology**, v. 64, p. 1–12, 2004.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 61, n. 2, p. 259-266, 2001.

CALLISTO, M. et al. Diversity and biomass of Chironomidae (Diptera) larvae in an impacted coastal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. v. 62, n.1, p.77-84, 2002.

CANHOTO, C.; BÄRLOCHER, F.; GRAÇA, M. A. S. The effects of Eucalyptus globules oils on fungal enzymatic activity. **Archive für Hydrobiologie**, v. 154, p. 121-132, 2002.

CANHOTO, C.; GRAÇA, M. A. S. Decomposition of Eucalyptus globules leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. **Hydrobiologia**, v. 333, p. 79-85, 1996.

CANHOTO, C.; GRAÇA, M. A. S. Leaf barriers to fungal colonization and shredders (*Tipula lateralis*) consumption of decomposing *Eucalyptus globulus*. **Microbial Ecology**, v. 37, p. 163-172, 1999.

CARPENTER, S. R. et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, p. 559–568, 1998.

CARVALHO, N. C. et al. Chironomidae (Diptera, Insecta) do Reservatório de Furnas (MG) e sua relação com a qualidade da água. In: CONGRESSO INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 8., 2014, Campinas. **Anais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2015. p. 1 - 7.

CASSATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632, p. 273-283, 2009.

CORNELISSEN, J. H. C.; et al., Global negative vegetation feedback to climate warming responses of leaf litter decomposition rates in cold biomes. **Ecology Letters**, v. 10, p. 619–627, 2007.

COUCEIRO, S. R. M. **Sedimentos antropogênicos em igarapés da base de operações geólogo Pedro Moura, Coari-AM: efeito sobre macroinvertebrados e degradação de folhas**. 2009. 122 f. Tese. Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia. Brasília. 2009.

COUTO, E. C. G.; LIMA, G. C. Decomposição de *Laguncularia racemosa* Gaertn. em diferentes regimes de inundação no manguezal da Ilha das Tartarugas (Sta. Luiza do Itanhý—SE). In: Actas X Semana de Geoquímica/IV Congresso de Geoquímica dos Países de Língua Portuguesa. **Anais**. Braga, Portugal, 1997.

COVICH, A. P. Geographical and historical comparisons of neotropical streams: biotic diversity and detrital processing in highly variable habitats. **Journal of the North American Benthological Society**, v 7, p. 361-386, 1988.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.

CUMMINS, K. W.; MINSHALL, G. W.; CUSHING, C. E. Introduction: an overview of stream ecosystems. In: CUSHING, C. E.; CUMMINS, K. W.; MINSHALL, G. W.

(Ed), Ecosystems of the world: river and stream ecosystems. **Elsevier**, Amsterdam, v. 22, p. 1-8. 1995.

DEL ARCO, A. I.; FERREIRA, V.; GRAÇA, M. A. S. The performance of biological indicators in assessing the ecological state of streams with varying catchment urbanisation levels in Coimbra, Portugal. **Limnetica**, v. 31, p. 141-154, 2012.

DEVÁI, G. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna in shallow Lake Balaton. **Hidrobiologia**, v. 321, p. 17-28, 1990.

DOBSON, M.; HILDREW, A. G.; A test of resource limitation among shredding detritivores in low order streams in Southern England. **Journal of Animal Ecology**, v. 61, p. 69-77, 1992.

DOBSON, M. et al. Detritivores in Kenyan highland stream: more evidence for the paucity of shredders in the tropics? **Freshwater Biology**, v. 47, p. 909-919, 2002.

DOEG, T. J.; KOEHN, J. D. Effects of draining and desilting a small weir on downstream fish and macroinvertebrates. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 9, p. 263-277, 1994.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **COMUNICADO TÉCNICO 455**: Medição da Vazão em Rios pelo Método do Flutuador. Concórdia: Embrapa, 2007. 4 p. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/443939/1/CUsersPiazzonDocuments455.pdf>>. Acesso em: 14 ago. 2013.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: FINEP/INTERCIÊNCIA. 1988. 575 p

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L.E.; RIZZI, N.E. Aplicação de índices de paisagens às florestas ciliares na bacia do Alto Capivari - Região Cárstica Curitibana. **Revista Floresta**, Curitiba, v.34, n.1, p. 3-11. 2004

GARTNER, T. B.; CARDON, Z. G. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. **Oikos**, v. 104, p. 230-246, 2004.

GAUDES, A. et al. Contribution of microbial and invertebrate communities to leaf litter colonization in a Mediterranean stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 28, p. 34-43, 2009

GAYRAD, S.; PHILIPPE, M. Does subsurface interstitial space influence general features and morphological traits of the benthic macroinvertebrate community in streams? **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 151, p. 667-686, 2001.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A perspective on leaf litter breakdown in stream. **Oikos**, v. 85, p. 377-384. 1999.

GONÇALVES JR., J. F. **Decomposição de detritos foliares em riachos: composição química, invertebrados e microrganismos**. Tese. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil. 2005.

GONÇALVES JR., J. F.; FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. Dynamics of allochthonous organic matter in a tropical Brazilian headstream. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 49, p. 967-973, 2006b.

GONÇALVES JR., J. F. et al. Leaf breakdown in a tropical stream. **International Review of Hydrobiology**, v. 91, p. 164- 177, 2006.

GONÇALVES JR., J. F.; GRAÇA, M. A. S.; CALLISTO, M. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean and tropical Cerrado climates. **Journal of the North American Benthological Society**. v. 25, n. 2, p. 344-355, 2006a.

GONÇALVES JR., J. F.; SANTOS, A. M.; ESTEVES, F. A. The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon. **Hydrobiologia**, v. 527, p. 125-137, 2004.

GORMAN, O. T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, v. 59, n. 3, p. 507-515, 1978.

GRAÇA, M. A. S. Patterns and processes in detritus-based stream systems. **Limnologia**, v. 23, p. 107-114. 1993.

GRAÇA, M. A. S. Starvation and food selection by stream detritivores. **Ciencia Biologica.Ecology and Systematics**, v. 12, p. 27-35. 1992.

GRAÇA, M. A. S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in stream: a review. **International Review of Hydrobiology**, p.383-393, 2001.

GRAÇA, M. A. S.; MALTBY, L.; CALOW, P. Importance of fungi in the diet of *Gammarus pulex* (L.) and *Asellus aquaticus* (L.): II Effects on growth, reproduction and physiology. **Oecologia**, v. 96, p. 304-309. 1993.

GRAÇA, M. A. S.; NEWELL, S. Y.; KNEIB, R. T. Consumption rates of organic matter and fungal biomass of the *Spartina alterniflora* decay system by three species of saltmarsh invertebrates. **Marine Biology**, v. 136, p. 281-289. 2000.

GRATTAN, R. M. II; SUBERKROPP, K. Effects of nutrient enrichment on yellow poplar leaf decomposition and fungal activity in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 20, p. 33-43, 2001.

GROWNS, I. et al. A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury-Nepean river system. **Fisheries Management & Ecology**, v. 10, n. 4, p. 209-220, 2003.

GRUBBS, S. A.; JACOBSEN, R. E.; CUMMINS, K. W. Colonization by Chironomidae (Insecta, Diptera) on three distinct leaf substrates in an Appalachian mountain stream. **Annales de Limnologie**, v. 31, p. 105-118, 1995.

GULIS, V.; SUBERKROPP, K. Interactions between stream fungi and bacteria associated with decomposing leaf litter at different levels of nutrient availability. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 30, p. 149-157, 2003b.

GULIS, V.; SUBERKROPP, K. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 123-134, 2003a.

HEARTSILL-SCALLEY, T.; AIDE, T. M. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. **Ecological Applications**, v. 13, n. 1, p. 225-234, 2003.

HEPP, L. U. et al. Effects agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Revista Brasileira de Zoologia**, v.27, n.1, p.106-113, 2010.

HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. In: ZAKRZEWSKI, S. B. (Org.).

Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares. Erechim: Ed. Fapes, p. 75-85, 2007.

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

HEPP, L. U.; SANTOS, S. Estrutura trófica de invertebrados aquáticos no Rio Jacutinga. **Perspectiva**, v. 29, n. 105, p. 69-74, 2005.

HOORENS, B.; COOMES, D.; AERTS, R. Neighbour identity hardly affects litter-mixture effects on decomposition rates of New Zealand forest species. **Oecologia**, v. 162, p. 479–489, 2010.

IAP - INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Plano de Manejo Parque Estadual São Camilo**. Curitiba: Secretaria do Meio-ambiente e Recursos Hídricos do Paraná, 2006.

IRONS, J. G. et al. Latitudinal patterns in leaf litter breakdown: is temperature really important? **Freshwater Biology**, v. 32, p. 401-411, 1994.

JONSSON, M.; WARDLE, D. A. Context dependency of litter-mixing effects on decomposition and nutrient release across a long-term chronosequence. **Oikos**, v. 117, p. 1674-1682, 2008.

KANAYA, G.; KIKUCHI, E. Spatial changes in a macrozoobenthic community along environmental gradients in a shallow brackish lagoon facing Sendai Bay, Japan. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 78, p. 674–684, 2008.

KAUSHIK, N. K.; HYNES, H. B. N. The fate of the dead leaves that fall into streams. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 68, p. 465-515, 1971.

KIFFNEY, P. M.; RICHARDSON, J. S.; BULL, J. P. Establishing light as a causal mechanism structuring stream communities in response to experimental manipulation of riparian buffer width. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 23, n. 3, p. 542-555, 2004.

KOMINOSKI, J. S.; PRINGLE, A. M. Resource-consumer diversity: testing the effects of leaf litter species diversity on stream macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology**, v. 54, p. 1461-1473, 2009.

- KOMINOSKI, J. S. et al. Nonadditive effects of leaf litter species diversity on breakdown dynamics in a detritur-based stream. **Ecology**, v. 88, n. 5, p. 1167-1176, 2007.
- KONIG, F. G. et al. Avaliação da sazonalidade da produção de serapilheira numa floresta estacional decidual no município de Santa Maria-RS. **Revista Árvore**, v. 26, n. 4, p. 429-435, 2002.
- KÖNIG, R. et al. Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. **PanAmerican Journal of Aquatic Sciences**. v. 3, p. 84-93, 2008.
- KRISTENSEN, E. et al. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. **Aquatic Botany**, v. 89, p. 201–219, 2008.
- LANDEIRO, V. L. et al. Effects of litter patch area on macroinvertebrate assemblage structure and leaf breakdown in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, 2010.
- LEROY, C. J.; MARKS, J. C. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. **Freshwater Biology**, p.605-617, 2006.
- LESTER, R. E.; WRIGHT, W.; JONES-LENNON, M. Does adding wood to agricultural streams enhance biodiversity? An experimental approach. **Marine and Freshwater Research**, v. 58, n. 8, p. 687-698, 2007.
- LIGEIRO, R. et al. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? **Hydrobiologia**. v. 654, p. 125–136, 2010.
- LIMA, W. P. Aspectos Hidrológicos da Recuperação de Zonas Ripárias Degradadas In: V Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas. **Anais**. Belo Horizonte: SOBRADE, p.18-22, 2002.
- LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R., LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.), **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, p. 33–44, 2001.

LINDEMAN, R. L. The trophic-dynamic aspect of ecology. **Ecology**, v. 23, p. 399-418, 1942.

LORION, C. M.; KENNEDY, B. P. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblages in tropical headwater streams. **Ecological Applications**, v. 19, n. 2, p. 468-479, 2009.

LOYOLA, R. G. N. **Contribuição ao Estudo dos macroinvertebrados Bentônicos em afluentes da Margem Esquerda do Reservatório de Itaipu**. Tese (Doutorado em Zoologia) Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1994. 300p.

MAGURRAN, A. E. Ecological diversity and it's measurement. **Chapman and Hall**, London, 1988.

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 203-210, 1999.

MARTINELLI, L. A.; FILOSO, S. Polluting effects of Brazil's sugar-ethanol industry. **Nature**, v. 445, n. 7126, 2007. p. 364.

MATHURIAU, C.; CHAUVET, E. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 21, p. 384-96, 2002.

McCUNE, B.; MEFFORD, M. J. PC-ORD. **Multivariate Analysis of Ecological Data**, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, 2002. p. 237.

MEDRI, M. E. et al. Estudos sobre tolerância ao alagamento em espécies arbóreas nativas da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. (Ed) **A bacia do rio Tibagi**. Londrina: M. E. MEDRI, p.133-172, 2002.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. Trophic Relations of Macroinvertebrates. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Ed.). **Methods in Stream Ecology**. New York: Academic Press. p. 453-474, 1996.

MIDDLETON, B. A.; McKEE K. L. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. **Journal of Ecology**, v. 89, p. 818–828, 2001.

MILESI, S. V. et al. Distribution of benthic macro-invertebrates in Subtropical streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**. v. 21, p. 419-429, 2009.

MILESI, S. V. et al. Efeito de metais sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos do Sul do Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**. v. 30, p. 283-289, 2008.

MINSHALL, G. W.; RUGENSKI, A. Riparian Processes and Interactions. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (Ed). **Methods in Stream Ecology**. Academic Press. 2. ed. 2006.

MORETTI, M. S.; GONÇALVES JR., J. F. ; CALLISTO, M. Leaf breakdown in two tropical streams: Differences between single and mixed species packs. **Limnologica**, v. 37, p. 250–258, 2007.

MORETTI, M. S. et al. Invertebrates Colonization on Native Tree Leaves in a Neotropical Stream (Brazil). **International Review of Hydrobiologia**, v. 92, p. 199–210, 2007.

MORGAN, F.; OLIVEIRA, A. M.; CALLISTO, M. Inventário da diversidade de macroinvertebrados bentônicos no reservatório da estação ambiental de Peti, MG, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 1, p. 17-23, 2006.

MORRONE, J. J. Homología biogeográfica: Las coordenadas espaciales de la vida. **Cuadernos del Instituto de Biología 37**. Instituto de Biología, UNAM, Mexico, DF, 2004. p. 199.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; FERNANDES, D. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2010. 176 p.

MULHOLLAND, P. J. et al. Phosphorus uptake by decomposing leaf detritus: effect of microbial biomass and activity. **Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 22, p. 1899–1905, 1984.

MUNIZ, P.; VENTURINI, N. Spatial distribution of the macrozoobenthos in the Solís Grande Stream Estuary (Canelones–Maldonado, Uruguay). **Brazilian Journal of Biology**, v. 61, p. 409–420, 2001.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; McCLAIN, M. E. Riparian Ecology, Conservation and Management of Streamside Communities. **Elsevier Academic Press**, Amsterdam, 2005.

OERTLI, B. Leaf litter processing and energy flow through macroinvertebrates in a woodland pond (Switzerland). **Oecologia**, v. 96, p. 466-477, 1993.

OLIVEIRA, A.; CALLISTO, M. Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in an Atlantic forest fragment. **Iheringia: Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 100, n. 4, p.291-300, 30 dez. 2010.

OLIVEIRA, A. L. H. de; NESSIMIAN, J. L. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 4, p.424-441, jul. 2010.

PAES, A. M. O.; HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, Curitiba, v. 2, n. 49, p.181-204, jun. 2005.

PAIVA, A. C. G.; COELHO, P. A.; TORRES, M. F. A. Influência dos fatores abióticos sobre a macrofauna de substratos inconsolidados da zona entre-marés no Canal de Santa Cruz, Pernambuco, Brasil. **Arquivo de Ciências do Mar**, v. 38, p. 85-92, 2005.

PASCOAL, C.; CASSIO, F. Contribution of fungi and bacteria to leaf decomposition in a polluted river. **Applied Environmental Microbiology**, v. 70, p. 5266-5273, 2004.

PÉREZ, G. R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos Del Departamento de Antioquia**. Universidad de Antioquia, 1996. p. 217.

PETERSEN, R. C.; CUMMINS, K. W. Leaf processing in a woodland stream. **Freshwater Biology**. v. 4, p. 343-368, 1974.

PIELOU, E. C. The measurement of diversity in different types of biological collection. **Journal of Theoretical Biology**, p. 131-144, 1966.

PINHO, L. C., 2008. Diptera. In: FROELICH, C. G. (Org). **Guia on-line: Identificação de larvas de insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guia_online>. Acesso em: 22 nov. 2014.

PONTE A. C. E. et al. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em ecossistema de mangue. In: Congresso Sociedade Botânica de São Paulo, **Anais**. São Paulo, 1984.

PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, n. 1, p. 1-16, 2003.

QUEIROZ, J. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade de água da bacia do médio São Francisco. **Série Comunicado Técnico da Embrapa Meio Ambiente**, v. 3, p. 1- 4, 2000.

REZENDE R. S.; PETRUCIO, M. M.; GONÇALVES JR., J. F. Leaf breakdown and invertebrate colonization of *Eucalyptus grandis* (Myrtaceae) and *Hirtella glandulosa* (Chrysobalanaceae) in two Neotropical lakes. **Acta Limnologica Braziliensia**. v. 22, p. 23-34, 2010.

REZENDE, C. F.; MAZZONI, R. Seasonal variation in the input of allochthonous matter in an Atlantic Rain Forest stream, Ilha Grande-RJ. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, n. 2, p. 167-175, 2005.

RHEINHARDT, R. et al. Integrating forest biomass and distance from channel to develop an indicator of riparian condition. **Ecological Indicators**, p. 46–55, 2012.

RINCÓN, J.; SANTELLOCO, R. Aquatic fungi associated with decomposing *Ficus* sp. leaf litter in a neotropical stream. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 28, p. 416-425. 2009.

RODRIGUES, R. R. Florestas ciliares: uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. 2. Ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Fapesp, 2001.

ROSEMOND, A. D.; PRINGLE, C. M.; RAMÍREZ, A. Macroconsumer effects on insect detritivores and detritus processing in a tropical stream. **Freshwater Biology**, v. 39, p. 515- 523, 1998.

ROSEMOND, A. D. et al. Landscape variation in phosphorus concentration and effects on detritus-based tropical streams. **Limnology and Oceanography**, v. 47, p. 278–289, 2002.

SAULINO, H. H. L.; STRIXINO, S. T. Macroinvertebrados aquáticos associados às raízes de *Eichhornia azuera* (Swartz) Kunth (Pontederiaceae) em uma lagoa marginal no Pantanal, MS. **Biotemas**, São Carlos, v. 3, n. 27, p.65-72, set. 2014.

SCHNEIDER, K. N.; WINEMILLER, K. O. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. **Hydrobiologia**, v. 610, p. 235-244, 2008.

SEGURA, M. O. **Coleoptera (Insecta) em sistemas aquáticos florestados: aspectos morfológicos, comportamentais e ecológicos**. 2012. 164 f. Tese. Curso de Programa de Pós-graduação do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2012.

SEVEGNANI, L.; SANTOS, J. S. Contribuição à ecologia das planícies aluviais do Rio Itajaí-Açu: relações entre cotas de inundação e espécies vegetais. **Revista de Estudos Ambientais**, Blumenau, v. 2, n. 1, p. 5-15, 2000.

SHAW, E. A.; RICHARDSON, J. S. Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, v. 58, p. 2213-2221, 2001.

SHIEH, S. H. et al. Leaf breakdown in a subtropical stream riffle and its association with macroinvertebrates. **Zoological Studies**, p. 609–621, 2007.

SHIMANO, Y. et al. Distribuição espacial das guildas tróficas e estruturação da comunidade de Ephemeroptera (Insecta) em córregos do Cerrado de Mato Grosso, Brasil. **Iheringia: Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 102, n. 2, p.187-196, 30 jun. 2012.

SILVA, A. M. et al. Historical land-cover use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the State of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 325-335, 2007.

SILVA, F. L. et al. Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região Centro-Oeste do Estado de São

Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, Maringá, v. 31, n. 1, p.73-78, jul. 2009.

SILVEIRA, M. P. Aplicação do biomonitoramento da qualidade da água em rios. **Meio Ambiente**. Documentos n. 36, Embrapa, 2004, 68 p.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F. de; BOEIRA, R. C. Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos. **Comunicado técnico n. 19**, Embrapa, 2004, 7 p.

SOUSA, N. R. **Macroinvertebrados bentônicos no córrego Vicente Pires - DF: Bioindicadores de qualidade ecológica**. 2011. 30 f. TCC (Graduação) - Curso de Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Católica de Brasília, Brasília, 2011.

SOUZA, L. O. I.; COSTA, J. M.; OLDRINI, B. B., 2007. Odonata. In: FROEHLICH, C. G. (Org). **Guia on-line: Identificação de larvas de insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guia_online>. Acesso em: 22 nov. 2014.

SRIDHAR, K. R.; BÄRLOCHER, F. Initial colonization, nutrient supply, and fungal activity on leaves decaying in streams. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, p. 1114–1119, 2000.

STATSOFT Inc. **Statistica** (data analysis software system) version 7.1. www.statsoft.inc, 2005.

STAUFFER, J. C.; GOLDSTEIN, R. M.; NEWMAN, R. M. Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 57, n. 2, p. 307-316, 2000.

STEVENS, V.; BACKHOUSE, F.; ERIKSSON, A. Riparian management in British Columbia: an important step towards maintaining biodiversity. **British Columbia: B.C. Ministry of Forests**, 1995.

STRIXINO, S. T. Larvas de Chironomidae. **Guia de identificação**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 2011. 371 p.

- SUBERKROPP, K. Interactions with invertebrates. In: BÄRLOCHER, F. (Ed) **Ecological Studies: The Ecology of Aquatic Hyphomycetes**. New York, Berlin: Springer-Verlag. V. 94, p. 118-134, 1992.
- SUBERKROPP, K. Microorganisms and organic matter decomposition. In: NAIMAN, R. J.; BILBY, R. E. (Ed). **River Ecology and Management: Lessons from the pacific coastal ecoregion**. Springer Verlag, New York, p. 120-143, 1998.
- SUBERKROPP, K. The influence of nutrients on fungal growth, productivity, and sporulation during leaf breakdown in streams. **Canadian Journal of Botany**, v. 73, n. 1, p. 1361–1369, 1995.
- SUBERKROPP, K.; CHAUVET, E. Regulation of leaf breakdown by fungi in streams: influences of water chemistry. **Ecology**, v. 76, n. 5, p. 1433-1445, 1995.
- SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgard Blücher, 1973. 317p
- SUREN, A. M.; JOWETT, I. G. Effects of deposited sediment on invertebrate drift: an experimental study. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 35, p. 725-737, 2001.
- SWAN, C. M.; PALMER, M. A. Leaf diversity alters litter breakdown in a Piedmont stream. **Journal of North American Benthological Society**, v. 23, n. 1, p. 15-28, 2004.
- SWEENEY, B. W. et al. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 101, n. 39, p. 14132-14137, 2004.
- TANK, J. L. et al. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, p. 118-146, 2010.
- UIEDA, V. S.; KIKUCHI, R. M. Entrada de material alóctone (detritos e invertebrados terrestres) num pequeno curso de água corrente na costa de Botucatu, São Paulo. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 7, p. 105–114, 1995.
- WALLACE, J. B. et al. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. **Science**, v. 277, p. 102-104, 1997.

WANTZEN, K. M.; WAGNER, R. Detritus processing by invertebrates shredders: a neotropical-temperate comparison. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 216-232, 2006.

WANTZEN, K. M. et al. Organic Matter Processing in Tropical Streams in Tropical Stream Ecology. **Elsevier**, p. 43–64, 2008a.

WANTZEN, K. M. et al. Riparian wetlands of tropical streams. In: DUDGEON, D. (Ed.), **Tropical Ecology Stream**. Academic Press is an Imprint of Elsevier, London, p. 199–217. 2008b.

WEBSTER, J. R. et al. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 687- 705, 1999.

WENTWORTH, C. K. **A scale of grade and class terms for classic sediments**. *Journal of Geology*, p. 377-392, 1922.

WRIGHT, M. S.; COVICH, A. P. The effect of macroinvertebrate exclusion on leaf breakdown rates in a tropical headwater stream. **Biotropica**, p. 403-408, 2005.

YULE, C. M. et al. Shredders in Malaysia: abundance and richness are higher in cool upland tropical streams. **Journal of the North American Benthological Society**, p. 404–415, 2009.