

Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz



ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA

SERGIO AROUCA

ENSP

“Relações comprimento-massa seca para estimativa de biomassa de insetos aquáticos tropicais”

por

Lia Amorim Chaves Fernandes

Dissertação apresentada com vistas à obtenção do título de Mestre em Ciências na área de Saúde Pública.

Orientador: Prof. Dr. Daniel Forsin Buss

Rio de Janeiro, abril de 2015.

Esta dissertação, intitulada

“Relações comprimento-massa seca para estimativa de biomassa de insetos aquáticos tropicais”

apresentada por

Lia Amorim Chaves Fernandes

foi avaliada pela Banca Examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Dr. Elidiomar Ribeiro da Silva

Prof. Dr. Jaime Lopes da Mota Oliveira

Prof. Dr. Daniel Forsin Buss – Orientador

Dissertação defendida e aprovada em 27 de abril de 2015.

Catálogo na fonte
Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica
Biblioteca de Saúde Pública

F363r Fernandes, Lia Amorim Chaves
Relações comprimento-massa seca para estimativa de
biomassa de insetos aquáticos tropicais. / Lia Amorim
Chaves Fernandes. -- 2015.
54 f. : il. ; tab.

Orientador: Daniel Forsin Buss
Dissertação (Mestrado) – Escola Nacional de Saúde
Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2015.

1. Ecossistema. 2. Ambiente Aquático. 3. Biomassa. 4.
Água Doce. 5. Saúde Ambiental. 6. Qualidade da Água.
7. Invertebrados - classificação. 8. Insetos. 9. Cadeia
Alimentar. I. Título.

CDD – 22.ed. – 577.6

"É melhor tentar e falhar que preocupar-se e ver a vida passar,

é melhor tentar, ainda que em vão, que sentar-se fazendo nada até o final.

Eu prefiro na chuva caminhar, que em dias tristes em casa me esconder.

Prefiro ser feliz, embora louco, que em conformidade viver."

Martin Luther King

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer aos meus pais por todo o suporte ao longo da vida, que garantiram uma educação de qualidade, clareza sobre a vida e um tanto de determinação, ingredientes fundamentais para que eu trilhasse meus caminhos até aqui. Dayse e César, mãe e pai, muito obrigada por todo o sacrifício.

Agradeço a equipe LAPSA por todos os dias de trabalho juntos que muitas vezes se assemelharam mais a uma tarde com amigos do que um trabalho que exigia dedicação e disciplina. Realmente estar entre vocês é maravilhoso, foram dias leves que passaram voando. Meninas vocês são demais! Um agradecimento especial a Natalia, Rafael e Michele, pela ajuda nas coletas, pelos insetos trazidos (valeu Rafael, muito mesmo!), pela ajuda no laboratório e muito obrigada mesmo pelas aventuras em campo, são inesquecíveis...

Obrigada Fred, pelos infinitos conselhos, pela maturidade que me fez adquirir, por compartilhar sua 'visão de mundo', que muitas vezes me fazem refletir sobre minhas próprias escolhas. Obrigada pelo apoio quando escolhi deixar tudo pra trás e começar uma nova profissão e até pela insistência para que tentasse logo o mestrado, seu apoio foi inestimável.

Por último, mas com certeza não menos importante, gostaria de agradecer ao meu querido orientador Daniel Buss, por me aturar, por não desistir de mim, por me fazer acreditar quando o desânimo batia. Obrigada por estar acessível nos momentos em que mais precisei e também pelos momentos de descontração, valeu Daniels! Ao CNPq e a Fiocruz pelo financiamento dos meus estudos, sem este auxílio certamente não teria conseguido.

RESUMO

Para avaliar o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, atributos biológicos e características ambientais devem ser analisados. Dentre os diversos atributos biológicos possíveis de serem medidos para este fim, os Grupos Funcionais Alimentares (GFAs) vem sendo usados por representar aspectos de vida dos invertebrados aquáticos – como distribuição entre níveis tróficos, escolha de habitat e comportamento. Para o uso dos GFAs são necessárias informações sobre a preferência alimentar dos animais e o cálculo da biomassa de cada grupo. No entanto, a maioria dos estudos vêm utilizando abundância dos organismos ao invés de biomassa. O uso de dados de abundância dos organismos não é adequado como indicador de produtividade do habitat, pois ao considerar a contagem de indivíduos, não se considera a energia acumulada em cada nível trófico. As regressões comprimento-massa seca são amplamente utilizadas em estudos ecológicos em todos o mundo para estimar a biomassa de macroinvertebrados de água doce. O objetivo desta dissertação foi calcular as relações de comprimento–massa seca de insetos aquáticos, que podem ser utilizadas para entender a distribuição de energia, o funcionamento e para a determinação da condição ecológica dos ecossistemas aquáticos. Foram realizadas coletas em diferentes épocas do ano, em locais com diferentes graus de impacto, substratos e altitudes, em todas as regiões hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro. Esta variabilidade permitiu que as regressões comprimento-massa seca, pudessem ser aplicadas também em níveis taxonômicos mais altos, como família e ordem. Foram calculadas regressões de potência comprimento-massa seca para 18 gêneros, 13 famílias e 6 ordens. Em geral, nossos resultados apresentaram coeficientes de potência (b) em torno de 3, valor que segundo diversos autores seria um “padrão universal” da relação crescimento-massa seca para insetos aquáticos. Este valor indica um crescimento isométrico, ou seja, as taxas corporais aumentam nas mesmas proporções. Os valores dos coeficientes de determinação (r^2) calculados para os gêneros, famílias e ordens foram altos, com algumas exceções. Isto é um indicativo de que a ferramenta desenvolvida por este estudo tem potencial para aplicação em estudos ecológicos e em biomonitoramento em regiões com condições ecológicas similares.

Palavras chave: Regressão comprimento-massa seca; grupos funcionais alimentares; funcionamento do ecossistema.

ABSTRACT

Biological traits and environmental parameters can be used as a proxy to assess the functioning of aquatic ecosystems. Among the several possible biological attributes that can be measured for this purpose, the Functional Feeding Groups (FFGs) approach is widely used because it represents many aspects of a life cycle of the aquatic invertebrates, such as the distribution of energy among trophic levels, the choice for habitats and their behavior. In order to use FFG information, one must know organisms' feeding preference and calculate the biomass allocated in each group. However, most studies have been using the abundance of organisms instead of data on biomass. The use of abundance of organisms to calculate the percentage of FFGs is not an adequate approach because it does not include an estimate of the energy stored in each trophic level. Estimating biomass through regressions length-dry mass is a good cost-effective method and have been used around the globe. The aim of the present study was to calculate the relationship length- dry mass of aquatic insects. This information is helpful to assess the functioning and the ecological condition of aquatic ecosystems. Aquatic insect samples were taken at different seasons, substrates and altitudes, in sites representing different degrees of impairment in all hydrographic regions of the Rio de Janeiro State. This variability allowed the regressions length-dry mass to be applied at higher taxonomic levels, such as family and order. Power regressions length-dry mass were calculated for 18 genera, 13 families and 6 orders. In general, our results showed power coefficients (b) close to 3, which is, according to various authors, a "universal pattern". This value indicates an isometric growth, hence body dimensions increasing at a similar rate. The values of the coefficients of determination (r^2) calculated for the genera, families and orders were high, with some exceptions. This indicates that the tool developed in this study has the potential for application in ecological studies and biomonitoring in regions with similar ecological conditions.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	7
1.1. – IMPORTÂNCIA DA ÁGUA PARA A SAÚDE PÚBLICA.....	8
1.2. – FUNCIONAMENTO DOS ECOSISTEMAS AQUÁTICOS.....	9
1.3. – GRUPOS FUNCIONAIS ALIMENTARES (GFA).....	10
1.4. – ESTIMATIVA DE BIOMASSA.....	12
2. JUSTIFICATIVA.....	14
3. OBJETIVOS.....	15
4. METODOLOGIA.....	16
5. RESULTADOS.....	21
6. DISCUSSÃO.....	40
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	45
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	46

1. INTRODUÇÃO

1.1. IMPORTÂNCIA DA ÁGUA PARA SAÚDE PÚBLICA

A água doce é essencial para a saúde humana, utilizada para o cultivo de alimentos, bebidas, higiene pessoal, lavar, cozinhar e na diluição e reciclagem de resíduos. A escassez de água de boa qualidade põe em risco a produção de alimentos, a saúde dos ecossistemas, o desenvolvimento econômico e a estabilidade geopolítica. As intervenções humanas em bacias hidrográficas, lagos e sistemas fluviais ocorrem de diversas formas, entre elas, o desmatamento, a agricultura, irrigação, construção de barragens e extrações de aquíferos subterrâneos (World Health Organization, 2005). Segundo a Organização Mundial de Saúde “o objetivo mais abrangente da saúde é maximizar vidas saudáveis e bem estar para todos, em todos os estágios da vida”, a saúde pública deve priorizar além de vidas saudáveis e ambientes saudáveis.

Segundo a Organização Mundial da Saúde (World Health Organization, 2005), a disponibilidade de água por pessoa diminuiu acentuadamente nas últimas décadas. Um terço da população mundial vive atualmente em países com moderado a alto estresse hídrico. Esta fração continuará a aumentar a medida que tanto o tamanho da população, quanto a demanda de água *per capita* aumentar, refletindo no uso crescente de água doce para a agricultura irrigada, pecuária, indústria e outros aspectos do desenvolvimento humano capitalista.

No Brasil, a utilização da água deve ter como prioridade a satisfação das necessidades básicas e a preservação dos ecossistemas (Lei 9.433/97). Para a gestão adequada dos recursos hídricos – e, por conseguinte a realização de políticas e ações para a manutenção ou melhoria da saúde ambiental – é importante o uso de informações sobre a qualidade dos recursos hídricos. Desde a década de 1970, pesquisadores e gestores de recursos hídricos da Europa Ocidental e da América do Norte argumentam que as metodologias tradicionais de classificação de águas, baseadas em características físicas, químicas e bacteriológicas, não são suficientes para atender aos usos múltiplos da água, sendo particularmente deficientes na avaliação da qualidade estética, de recreação e ecológica do ambiente (Rosenberg, Resh, 1993; Barbour *et al.*, 1999; AQEM, 2000). Por este motivo, deve-se prever uma análise integrada da qualidade da

água, ou seja, considerando não apenas as metodologias tradicionais de avaliação, mas os aspectos biológicos do ecossistema (Callisto *et al.*, 2002, Mugnai *et al.*, 2008).

Recentemente a percepção de que informações sobre organismos aquáticos podem ser utilizadas como indicadores da qualidade da água teve reflexo na legislação brasileira no que diz respeito ao estabelecimento de diretrizes para a avaliação e conservação dos ecossistemas aquáticos. Dentre essas diretrizes, destacam-se a Lei 9433 de 1997, que estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos, a Resolução CONAMA n° 274/00 que estabelece padrões de qualidade para balneabilidade, a Portaria n° 2914/11 do Ministério da Saúde que define os padrões de potabilidade da água e as Resoluções CONAMA n° 357/05 e CONAMA n°430/11 que revêem os padrões de classificação dos corpos hídricos segundo seus usos, estabelecendo os limites para lançamento de efluentes para cada classe. Além disso, a Resolução CONAMA n° 357/05 é a primeira legislação que cita o uso de instrumentos de avaliação biológica (artigo 8º, parágrafo 3º): “a qualidade dos ambientes aquáticos poderá ser avaliada por indicadores biológicos, quando apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas.” Porém, apesar do avanço, o documento não faz menção à padronização dos métodos nem ao tipo de organismo a ser utilizado para o monitoramento biológico (Buss *et al.*, 2008).

As características dos ecossistemas aquáticos muitas vezes são alteradas como resposta às perturbações provocadas por ações humanas (Cummins, 1973). Informações sobre a organização, estrutura e função dos ecossistemas podem revelar propriedades fundamentais dos sistemas aquáticos, contribuindo para a compreensão das relações e dinâmicas nestes sistemas (Motta, Uieda, 2005). A visão mais completa de saúde de um determinado ecossistema pode ser obtida através da caracterização dos organismos que vivem no próprio ecossistema (Baptista, 2008).

Ao longo dos anos, grupos específicos de organismos têm sido selecionados como bioindicadores, tais como, protozoários, algas, macroinvertebrados bentônicos, nematódeos, rotíferos e peixes (Barbour *et al.*, 1999). Os macroinvertebrados são os organismos mais comumente utilizados para avaliar a saúde e o funcionamento dos ecossistemas por ter espécies que desempenham diversas funções (algumas se alimentam de algas e macrófitas, outras de detritos já decompostos, e outras são predadoras de insetos, além disso, servem de alimento para peixes e pequenos anfíbios), sendo, portanto, um grupo ideal para modelar os efeitos sobre o ecossistema.

Do mesmo modo, pela facilidade e o baixo custo envolvido nas coletas destes organismos, e a grande diversidade apresentada pelos mesmos, Diversos autores

(Rosenberg, Resh, 1993; Barbour *et al.*, 1999; Pérez *et al.*, 2001; Baptista, 2008), os consideraram bons indicadores, pois a grande diversidade de espécies proporciona uma ampla sensibilidade da comunidade frente aos diferentes níveis de poluição em um determinado local, além de possuírem ampla distribuição geográfica e ao mesmo tempo serem abundantes em seus habitats (Buss *et al.*, 2015).

1.2. FUNCIONAMENTO DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

O entendimento do funcionamento dos ecossistemas aquáticos auxilia a gestão dos recursos hídricos (World Health Organization, 2005). O uso destas informações contribui para o aumento da capacidade de previsão aos impactos e mudanças ambientais globais, além de auxiliar na orientação de ações para a restauração destes ambientes, de forma a aumentar sua resistência, resiliência e o fornecimento de serviços ecossistêmicos para a população.

Ecossistemas aquáticos são mosaicos complexos de habitats e gradientes ambientais (Allan, 2004). Para avaliar o funcionamento destes ecossistemas, atributos biológicos e características ambientais devem ser analisados. Dentre os fatores ambientais que podem influenciar a distribuição dos organismos aquáticos destacam-se o tipo de substrato, temperatura, geomorfologia, interações biológicas (Baptista *et al.*, 2001; Silveira *et al.*, 2006), vegetação ciliar, sazonalidade (Bispo *et al.*, 2006), fluxo da correnteza e disponibilidade de alimentos (Merritt, Cummins, 1996), disponibilidade de microhabitats, heterogeneidade de habitats (Crisci-Bispo *et al.*, 2007a), variáveis físicas e químicas (Buss *et al.*, 2002; Silveira *et al.*, 2006; Milesi *et al.*, 2008) e o uso da terra (Molozzi *et al.*, 2007; Hepp, Santos, 2009; Hepp *et al.*, 2010; Sensolo *et al.*, 2012). Atributos biológicos (*biological traits*) são informações sobre a história de vida dos organismos (*e.g.* tamanho máximo, ciclos reprodutivos por ano) e fisiologia (*e.g.* hábitos de alimentação e respiração, resistência e resiliência) e como estas respondem previamente aos efeitos antrópicos (*e.g.* uso do solo, enriquecimento de nutrientes) (Doledec *et al.*, 2011).

Dentre os diversos atributos biológicos possíveis de serem usados para este fim, os hábitos alimentares representam diversos aspectos de vida dos invertebrados aquáticos, como ciclo de vida, escolha de habitat e comportamento (Yule, 1996). Por isto, diversos pesquisadores têm utilizado “grupos funcionais alimentares” (GFA), pois não só são bons representantes da complexidade de funções desempenhadas pelos organismos aquáticos, como a análise deste sistema permite estimar a distribuição e o

fluxo de energia entre os elementos da cadeia trófica – um dos elementos fundamentais do funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Motta, Uieda, 2005;).

1.3. GRUPOS FUNCIONAIS ALIMENTARES (GFA)

O conceito de guilda trófica foi proposto por Root (1967) e definido como um grupo de espécies, independente da afiliação taxonômica, que compartilham a mesma classe de recursos alimentares e hábitos semelhantes. Quando insetos aquáticos são divididos em guildas tróficas, essas categorias são conhecidas como grupos funcionais alimentares (GFA; *Functional Feeding Groups* – Cummins, 1973; Cummins, Klug, 1979; Cummins *et al.*, 2008).

De acordo com a classificação proposta por Cummins (1973), os insetos aquáticos podem ser classificados como coletor-catadores, coletor-filtradores, fragmentadores, predadores ou raspadores, agrupados de acordo com o seu modo de alimentação: (1) coletor-catadores – alimentam-se de pequenas partículas de matéria orgânica por coleta nos depósitos de sedimento; (2) coletor-filtradores – capturam, por filtração, pequenas partículas de matéria orgânica em suspensão na coluna d'água; (3) fragmentadores – mastigam folhas ou tecido de planta vascular vivo ou escavam madeira; (4) predadores – engolem a presa inteira ou ingerem os fluidos do tecido corporal; (5) raspadores – adaptados a raspar superfícies duras, alimentam-se de algas, bactérias, fungos e matéria orgânica morta adsorvidos aos substratos (Cummins, Merritt, 1996).

O conceito de GFA foi incorporado ao Conceito de Rio Contínuo (RCC - *River Continuum Concept*) e deste modo, previu uma seqüência de mudanças nas proporções de grupos funcionais (Cummins, Klug, 1979, Vannote *et al.*, 1980). O RCC sugeriu que os fragmentadores seriam o grupo funcional mais abundante em cabeceiras, pois eles fariam uso de matéria orgânica grosseira na forma de folhas e galhos caídos. A produção primária seria limitada pela baixa incidência luminosa, o que iria limitar o número de organismos raspadores, os coletores também seriam abundantes, utilizando partículas orgânicas finas geradas por qualquer abrasão mecânica ou das atividades de fragmentadores. O trecho médio deveria ser dominado por coletores e raspadores. Os raspadores poderiam fazer uso de perífiton abundante crescendo sem as sombras da mata ciliar e os coletores, a maior fauna que compõe o curso médio/ inferior dos rios, poderiam se alimentar de partículas finas geradas por processos rio acima. Coletores dominariam as turvas e lentas águas que fluem nos trechos inferiores, onde obteriam abundantes recursos com partículas finas de matéria orgânica. Predadores seriam

distribuídos uniformemente ao longo do rio. A composição dos grupos funcionais alimentares fornece uma visão sobre os processos que ocorrem no rio que não poderia ser fornecida por uma descrição da composição taxonômica (Palmer, 1991).

A caracterização funcional dos insetos aquáticos pode dar indicativos importantes de impactos ocorridos em uma bacia hidrográfica (Vannote *et al.*, 1980; Tomanova *et al.*, 2006; Shimano *et al.*, 2012), gerando informações importantes para o manejo de bacias hidrográficas. Por exemplo: um rio com maior quantidade de organismos raspadores é um bom indicativo de quantidades elevadas de algas presentes, o que pode ser oriundo da entrada de fertilizantes químicos; poucos indivíduos fragmentadores indicam desmatamento da vegetação ciliar à montante do ponto de coleta; coletor-filtradores em abundância indicam grande quantidade de matéria orgânica fina em suspensão, que pode estar relacionado com a presença de estações de tratamento de esgoto ou de despejos de origem orgânica (granjas etc.); grande presença de coletor-catadores indica maior quantidade de matéria orgânica acumulada no sedimento, o que pode ser consequência de represamentos do curso de água.

Diversos autores divergem sobre a categorização trófica dos insetos aquáticos (Merritt, Cummins, 1996; Tomanova *et al.*, 2006; Shimano *et al.*, 2012). Esta divergência pode ocorrer devido a maioria dos estudos sobre classificação de GFA utilizarem o nível taxonômico de gênero para classificá-los, principalmente nos países Sul Americanos, onde ainda não há chaves de identificação em espécie (Callisto *et al.*, 2001; Silva *et al.*, 2009; Shimano *et al.*, 2012). Além disso, Tomanova *et al.* (2006) em seu trabalho descrevem que a maior parte do grupo de macroinvertebrados apresenta hábito alimentar onívoro, o que dificulta ainda mais a definição e distinção dos organismos, já que sua alimentação dependerá também da disponibilidade presente no habitat.

Estudos sobre GFA em rios na América do Sul não são comuns, diferente dos rios temperados, onde a ecologia trófica dos invertebrados tem recebido bastante atenção (Merritt, Cummins, 1996). Alguns estudos realizados na América do Sul (Oliveira, Nessimian, 2010; Silva *et al.*, 2009; Chará-Serna *et al.*, 2012) se basearam nas classificações desenvolvidas para regiões temperadas (por exemplo, como a compilação proposta por Merritt, Cummins, 1996). Segundo Merritt, Cummins (1996), esta aproximação pode ser imprecisa, uma vez que os grupos tróficos classificados em ecossistemas temperados não têm necessariamente os mesmos hábitos alimentares nos trópicos. Poucos foram os estudos que propuseram determinar GFA de organismos nativos da América do Sul, seja através de análise do conteúdo estomacal (itens

alimentares ingeridos) (Tomanova *et al.*, 2006; Miserendino, 2007; Chará-Serna *et al.*, 2012; Shimano *et al.*, 2012) ou pela análise da estrutura bucal dos organismos (Baptista *et al.* 2006). A falta de informações dificulta a classificação dos insetos aquáticos em GFAs na região. Mais estudos sobre organismos tropicais são necessários sobre o tema, já que o conhecimento dos hábitos alimentares destes organismos pode fornecer dados importantes sobre a distribuição trófica presente no ecossistema.

Outra limitação para a aplicação destas ferramentas na região neotropical é o uso da abundância dos organismos ao invés de biomassa. O uso de dados de abundância dos organismos não é adequado como indicador de produtividade do habitat, pois ao considerar a contagem de indivíduos, não se considera a energia acumulada em cada nível trófico.

O conhecimento da biomassa dos invertebrados é um importante componente para a quantificação da produtividade secundária, o entendimento da dinâmica trófica e do ciclo de carbono no ecossistema aquático (Methót *et al.*, 2012). Desta forma, o uso da biomassa pode se tornar uma ferramenta importante no esforço de tentar compreender e estabelecer padrões de resposta da macrofauna aos impactos antropogênicos (Salcedo, 2006). Esta avaliação da qualidade da água através de organismos aquáticos é chamada de monitoramento biológico, ou biomonitoramento, e são realizadas utilizando-se bioindicadores. Bioindicadores são grupos de organismos ou espécies que podem ser resistentes ou sensíveis, alterando sua estrutura ou funcionalidade em resposta a determinados tipos de mudanças ambientais (Weston, Lydy, 2014). Um mesmo grupo pode ser sensível a algumas mudanças e resistente a outras. Além disso, a informação da biomassa dos diferentes organismos poderia dar indicativos sobre o tempo e a frequência de impactos ocorridos no meio ambiente aquático, visto que, em geral, organismos maiores estão vivendo no ecossistema a mais tempo.

1.4. MÉTODOS DE ESTIMATIVA DE BIOMASSA

As regressões comprimento-massa seca são preferidas para a estimativa da biomassa por muitos pesquisadores, por causa de sua simplicidade de aplicação, sua precisão e devido à disponibilidade de programas de medidas lineares individuais automatizados (Rosati *et al.*, 2012; Benke *et al.*, 1999).

As medidas de biomassa são importantes para medir a produtividade secundária e avaliar como os recursos são distribuídos no meio ambiente aquático. A medição direta da biomassa dos insetos aquáticos é um processo longo, que muitas vezes destrói

os organismos, por isso muitos pesquisadores tem preferido relações empíricas de comprimento-massa seca (Sabo *et al.*, 2002; Martin *et al.*, 2014).

Segundo González *et al.* (2002), as regressões comprimento-massa seca são amplamente utilizadas em estudos ecológicos na América do Norte, Europa Central e Nova Zelândia para estimar a biomassa de macroinvertebrados de água doce. Essas estimativas permitem:

- (1) evitar erros causados pelas perdas de massa de animais preservados;
- (2) a possível continuação dos trabalhos com as amostras armazenadas;
- (3) menos demora e maior precisão do que a pesagem direta ou a estimativa de biovolume da fauna.

Além disso, em trabalhos que exijam medidas de todos os espécimes nas amostras (por exemplo, determinações da história de vida), o uso de relações de comprimento-massa é o caminho mais rápido para medir a biomassa população (González *et al.*, 2002).

A forma mais comum de calcular a relação comprimento-massa para macroinvertebrados bentônicos é descrever a massa como uma função de potência (Benke *et al.*, 1999; Miserendino, 2001; Miyasaka *et al.*, 2008).

A massa corporal (M) dos organismos é relacionada exponencialmente com o seu comprimento linear (L) de acordo com a equação $M = a \cdot L^b$, onde a é o intercepto e b a inclinação da função de potência ou o coeficiente de potência.

Segundo Froese *et al.* (2011), baseado no coeficiente de potência, o crescimento dos organismos pode ser classificado como:

- (1) Crescimento isométrico ($b = 3$, a massa seca cresce ao cubo para cada unidade de comprimento acrescida);
- (2) Crescimento hipoalométrico ($b < 3$, à medida que cresce, tende a ficar mais alongados, com menor acréscimo de massa; também denominado alométrico negativo);
- (3) Crescimento hiperalométrico ($b > 3$, o organismo se torna mais arredondado à medida que cresce; também denominado alométrico positivo).

Após o cálculo para cada táxon desejado, as regressões comprimento-massa seca podem ser utilizadas para converter o comprimento do animal em biomassa. Alguns autores relatam a existência de variação intraespecífica nas relações tamanho-massa para invertebrados de rios quando aplicadas a partir de equações construídas em locais

distantes (Benke *et al.*, 1999; Johnston, Cunjak, 1999), por esse motivo a construção dessas relações para países tropicais é de extrema importância.

2. JUSTIFICATIVA

O propósito deste trabalho é calcular as relações de comprimento–massa seca de insetos aquáticos para avaliar algumas dessas relações e disponibilizá-las para outros pesquisadores. Esse é o primeiro esforço para organização destas informações para múltiplos grupos de insetos aquáticos no Brasil. Estas informações podem ser utilizadas para entender a distribuição de energia e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos. A aplicação destas informações também permitirá comparar e definir a condição ecológica de cada trecho de rio para o monitoramento seja pela proporção da biomassa total dos táxons ou pela comparação dos Grupos Funcionais Alimentares (GFA) presentes. Estas aplicações da ferramenta aqui desenvolvida auxiliarão na gestão e conservação de recursos hídricos.

3. OBJETIVOS

Objetivo Geral:

Calcular as relações de comprimento–massa seca dos grupos de insetos aquáticos mais abundantes do estado do Rio de Janeiro e apresentá-las sob a forma de regressões de potência.

Objetivos específicos:

- Construir curvas de regressão de potência comprimento-massa seca dos gêneros de insetos aquáticos mais abundantes do estado do Rio de Janeiro;
- Calcular curvas de regressão de potência comprimento-massa seca para níveis taxonômicos superiores (família e ordem);
- Comparar os valores das constantes a e b encontrados nas regressões de potência com valores estimados em outros locais pelo mundo.

4. METODOLOGIA

Área de estudo

O estado do Rio de Janeiro possui clima tropical semi-úmido, a temperatura média anual varia entre 25-32°C, o índice pluviométrico entre 1.000 a 1.500 milímetros anuais e apresenta uma área de aproximadamente 43.900km² (INEA). O relevo é bastante acidentado e pode ser distinguido entre três regiões principais: as baixadas, os maciços litorâneos e o planalto (CPRM, 2015).

As baixadas litorâneas são planas, apenas entalhadas pelos rios, e mais para o interior dão lugar a morros argilosos. Os maciços litorâneos estendem-se desde Cabo Frio até a porção oriental da Baía de Guanabara em meio à Baixada Fluminense, formando um alinhamento com 200 a 500m de altitude (CPRM, 2015).

O planalto ocupa a maior parte do território fluminense, é formado pela Serra do Mar, que atravessa o estado do Rio de Janeiro acompanhando o seu litoral. Ao longo desse percurso, recebe diferentes denominações, como Serra da Bocaina, ao sul do estado e serra dos Órgãos, ao fundo da baía de Guanabara. Na Serra dos Órgãos, as elevações chegam a mais de 1.000m. O planalto decai suavemente para o interior até o vale do rio Paraíba do Sul. Para além desse vale e seguindo aproximadamente a divisa com Minas Gerais, encontra-se a Serra da Mantiqueira, que apresenta as maiores altitudes do estado (CPRM, 2015). Devido ao relevo acidentado, a hidrografia fluminense é particularmente rica e está dividida em 9 regiões, de acordo com a Resolução CERHI-RJ Nº 107 DE 22 de maio de 2013.

Coleta e processamento de amostras de insetos aquáticos

Para as coletas, primeiro analisamos o banco de dados da coleção de referência do Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental (LAPSA-IOC-FIOCRUZ) – que apresenta informações sobre 146 rios, 108.055 insetos aquáticos, distribuídos em 166 táxons (famílias e gêneros). As coletas deste estudo foram realizadas nos locais onde os gêneros mais abundantes do estado do Rio de Janeiro (ou seja, com mais de 250 organismos de acordo com a coleção do LAPSA) foram registrados. Selecionamos os locais de coleta e época do ano, onde havia maior probabilidade de encontrar os organismos selecionados para amostragem. Os organismos da coleção de referência do LAPSA não puderam ser utilizados para construção das regressões porque foram preservados em álcool a 70% (Baptista *et al.*,

2007; Mugnai *et al.*, 2008; Oliveira *et al.*, 2011; Mugnai *et al.*, 2011), o que segundo Leuven *et al.* (1985) causa alterações na biomassa dos macroinvertebrados. O segundo critério foi a construção das regressões para organismos que tiveram mais de 20 indivíduos coletados nesse trabalho e/ou grupos estratégicos (mesmo com menos de 20 organismos coletados), por serem especialmente sensíveis ou tolerantes para a análise da condição ecológica dos rios.

A relação de massa e comprimento entre os organismos varia de acordo com a população e o ambiente onde estão inseridos (Stoffels *et al.*, 2003), portanto, a intenção foi representar a variabilidade de espécies contida em cada gênero e a variabilidade de gêneros contidos em uma determinada família, e com tamanhos e massas variados. Para isso, as coletas incluíram diferentes épocas do ano (de setembro de 2013 a outubro de 2014, com coletas múltiplas em todas as estações do ano ao longo deste período), diferentes graus de impacto, distintos substratos e altitudes, e em rios representando as nove regiões hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro (Tabela 1).

Tabela 1: Rios coletados e sua distribuição ao longo das nove regiões hidrográficas.

Região hidrográfica	Rios coletados (município)
RH-I Baía da Ilha Grande	Mambucaba (Angra dos Reis)
RH-II Guandu	Pirai (Rio Claro); Tinguá (Nova Iguaçu)
RH-III Médio Paraíba do Sul	Preto (Rio Preto)
RH-IV Piabanha	Piabanha e tributários (Petrópolis)
RH-V Baía de Guanabara	Iconha, Soberbo (Guapimirim); Guapiaçu (Cachoeiras de Macacu)
RH-VI Lagos São João	São João, Capivari e tributários (Silva Jardim)
RH-VII Rio Dois Rios	Grande (Macuco)
RH- VIII Macaé e das Ostras	Sana (Macaé)
RH- IX Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana	Itabapoana (Varre-Sai)

Esta variabilidade permitiu que, eventualmente, as regressões comprimento-massa seca, pudessem ser aplicadas também em níveis taxonômicos mais altos, como família e ordem (segundo estudos de Benke *et al.*, 1999; Johnston, Cunjak, 1999; Sabo *et al.*, 2002; Miyasaka *et al.*, 2008; Rosati *et al.*, 2012).

A coleta foi realizada utilizando uma peneira com malha de 500 μ m, no habitat e local mais provável para encontrar cada táxon – de acordo com os registros de coleta do banco de dados do LAPSA. A coleta foi realizada cuidadosamente para que os animais mantivessem estruturas delicadas como antenas, brânquias respiratórias, patas e cercos abdominais. A perda destas estruturas pode alterar significativamente a massa dos indivíduos (Sabo *et al.*, 2002). Os organismos foram fixados em formaldeído 10%

conforme sugerido por Benke *et al.* (1999), Galves *et al.* (2007) e Calado (2011), por ser o método mais indicado para estimativas de biomassa, e levados para laboratório para posterior identificação, medição e pesagem.

No laboratório foi realizada a identificação utilizando microscópio estereoscópico até o menor grupo taxonômico possível (gênero), exceto para Diptera, Veliidae (Hemiptera), Calopterygidae e Coenagrionidae (Odonata), sendo identificadas apenas ao nível de família. Para a ordem Odonata, para a identificação de algumas formas juvenis é necessário conhecer os organismos adultos ou coletar indivíduos nos últimos três estádios de desenvolvimento, pois há grandes mudanças estruturais que ocorrem durante o desenvolvimento larval (Mugnai *et al.*, 2010). Para a ordem Diptera, os organismos foram classificados apenas em família devido à dificuldade de identificação em nível taxonômico mais baixo, além de destruir os animais no processo de preparação de lâminas para análise microscópica, o que impossibilitaria a sua pesagem. Além disso, os organismos identificados somente em família são similares as identificações que também foram encontradas na tabela LAPSA, que utiliza esses dados para o biomonitoramento e estudos ecológicos. Foram utilizadas as chaves taxonômicas de Fernández, Domínguez (2001), Mugnai *et al.* (2010) e Hamada *et al.* (2014) para identificar os grupos diversos.

Para a caracterização dos invertebrados em Grupos Funcionais Alimentares (GFA) foi realizada uma revisão bibliográfica com as principais publicações sobre estabelecimento de GFA na América do Sul (Tomanova *et al.*, 2006; Miserendino, 2007; Oliveira, Nessimian, 2010). Em muitos casos, mais de um GFA foi atribuído aos organismos, frequentemente com discrepância de classificação segundo diferentes autores. Além disso, Tomanova *et al.* (2006) descreve que alguns insetos aquáticos possuem hábito alimentar onívoro, o que dificulta a classificação dos grupos em apenas um GFA. No caso de não haver informações para a região, foi utilizado Merritt, Cummins (1996). Foi calculado o percentual de GFAs dos grupos encontrados neste estudo. Organismos classificados em mais de um GFA tiveram suas porcentagens divididas igualmente para os GFAs correspondentes.

Cálculo de regressões comprimento-massa seca

Para o cálculo das regressões de potência alguns fatores podem ser fonte de viés, a forma de mensuração e de pesagem dos organismos (Rosati *et al.*, 2012).

Com relação às formas de mensuração, geralmente são medidos: o comprimento individual ao longo do eixo principal do corpo, a largura da cápsula cefálica (Cressa, 1999; González *et al.*, 2002, Johnston, Cunjak, 1999) e/ou à distância inter-ocular (Becker *et al.*, 2009). A maior parte dos autores recomenda a utilização do comprimento do corpo ao invés de usar medidas da largura da cabeça ou da distância inter-ocular porque o primeiro fornece coeficientes de determinação (r^2) mais elevados do que os demais (Smock, 1980; Burgherr, Meyer, 1997; Benke *et al.*, 1999; Miyasaka *et al.*, 2008) e, por ser o mais comumente utilizado, permite maior comparação com a literatura. Optamos por calcular as regressões comprimento-massa seca utilizando o comprimento total do corpo, pois a medida se relaciona de maneira positiva a massa seca e, por terem a mensuração mais simples, facilita a utilização e reduz os custos para implementação em programas de biomonitoramento. Para tentar reduzir as diferenças na mensuração do comprimento total do corpo foram feitas através de fotografias, analisadas através do *software Image Tool 3.0* (University of Texas Health Science Center, San Antonio) que realiza diversos tipos de medida, como área, perímetro e comprimento. As medidas de comprimento foram obtidas a partir da distância entre a parte anterior da cabeça até o último segmento abdominal, excluindo cercos, antenas e outros apêndices (seguindo recomendações de Benke *et al.*, 1999).



Figura 1: Inseto da ordem Odonata, família Calopterygidae.

Para obtenção das medidas de massa seca dos animais, podem ser utilizadas medidas de massa seca ou massa seca livre de cinzas (*Ash Free Dry Mass - AFDM*) (Rosati *et al.*, 2012; Benke *et al.*, 1999). Segundo Rosati *et al.* (2012), o uso de AFDM

é mais preciso, pois inclui informações sobre a presença de conchas em diferentes níveis de calcificação (no caso de moluscos), materiais inorgânicos no tubo digestivo ou de silte inorgânico aderido ao exoesqueleto. Porém, a medição precisa da AFDM é difícil para os pequenos organismos e aqueles para os quais teor de cinzas está dentro da margem de erro de balanças de alta precisão (Méthot *et al.*, 2012). Apesar da indicação de alguns autores de que AFDM (*Ash Free Dry Mass* – Massa seca livre de cinzas) é mais indicada (Rosati *et al.*, 2012), no presente trabalho, optamos pela medida de massa seca, pela facilidade de obtenção – o que permite maior aplicação e comparação com outros estudos – e por não termos à disposição balanças com precisão abaixo de 0,00001g. Deste modo, os insetos aquáticos foram colocados individualmente em tubos de ensaio pequenos e desidratados em estufa por 48hs a 60°C (conforme Salcedo, 2006; Benke *et al.*, 1999). Ao retirar da estufa, os organismos foram resfriados no dessecador e então pesados em balança de precisão de 0,00001g, marca Mettler Toledo, modelo XS205.

Foi utilizada a fórmula de regressão de potência comprimento-massa seca (baseado em Benke *et al.*, 1999; Miyasaka *et al.*, 2008).

$$M = a L^b$$

Onde, M é a massa do organismo (mg), L é a medida linear do comprimento do corpo (mm) e *a* e *b* são constantes. A equação é convertida para forma linear utilizando uma transformação logarítmica:

$$\log_{10} M = \log_{10} a + b \log_{10} L$$

Na segunda equação, o expoente *b* da função de potência é a inclinação da regressão linear e o $\log_{10} a$ interceptará o eixo Y (Benke *et al.*, 1999).

Utilizamos o software da Microsoft Excel para o cálculo das regressões e obtenção das medidas de *a*, *b* (constantes) e r^2 (coeficiente de determinação). As regressões lineares de comprimento-massa seca de todos os táxons foram testadas para avaliar sua significância a partir da correlação de Pearson, no software estatístico Past 3.0 (Hammer *et al.*, 2001).

5. RESULTADOS

Foram calculadas regressões comprimento-massa seca para 18 gêneros, 13 famílias e 6 para o nível taxonômico ordem, correspondendo a 915 organismos (Tabelas 2, 3 e 4). Os grupos de insetos aquáticos que formaram as regressões representam mais de 70% (78.295 organismos) do total de organismos coletados pelo LAPSA no estado do Rio de Janeiro, sendo capazes de representar a maioria das coletas realizadas em rios e riachos do estado.

Neste trabalho, os resultados ao nível gênero, família e ordem foram apresentados separadamente.

Regressões comprimento-massa seca dos gêneros de insetos aquáticos coletados

Todas as correlações de Pearson usando os valores obtidos nas regressões lineares de gênero foram significativas (Pearson, $p < 0,005$; dados \log_{10}). Grande parte dos gêneros (*Apobaetis*, *Hagenulopsis*, *Leptohyphes*, *Miroculis*, *Traveryphes*, *Elasmothemis*, *Progomphus*, *Anacroneuria*, *Kempnyia*, *Limnocoris*, *Hexanchorus*, *Macrelmis*, *Nectopsyche* e *Smicridea*) apresentou alto coeficiente de determinação nas regressões de potência ($r^2 \geq 0,60$; Tabela 2). As exceções foram os gêneros *Baetodes*, *Camelobaetidius*, *Heterelmis* e *Helicopsyche* que apresentaram coeficientes de determinação (r^2) moderados, entre 0,25 e 0,56 (Tabela 2; Ephemeroptera – *Apobaetis*, *Baetodes*, *Camelobaetidius*, *Hagenulopsis*, *Leptohyphes*, *Traveryphes* e *Miroculis* – Figura 2; Odonata – *Elasmothemis* e *Progomphus* – Figura 3; Plecoptera – *Anacroneuria* e *Kempnyia* – Figura 4; Hemiptera – *Limnocoris* – Figura 5; Coleoptera – *Heterelmis*, *Haxanchorus* e *Macrelmis* – Figura 6; e Trichoptera – *Helicopsyche*, *Nectopsyche* e *Smicridea* – Figura 7).

Ordem Ephemeroptera

Foram calculadas regressões para sete gêneros de Ephemeroptera (*Apobaetis*, *Baetodes*, *Camelobaetidius*, *Hagenulopsis*, *Leptohyphes*, *Traveryphe*s e *Miroculis*), pertencentes a três famílias, Baetidae, Leptophlebiidae e Leptohyphidae (Figura 2).

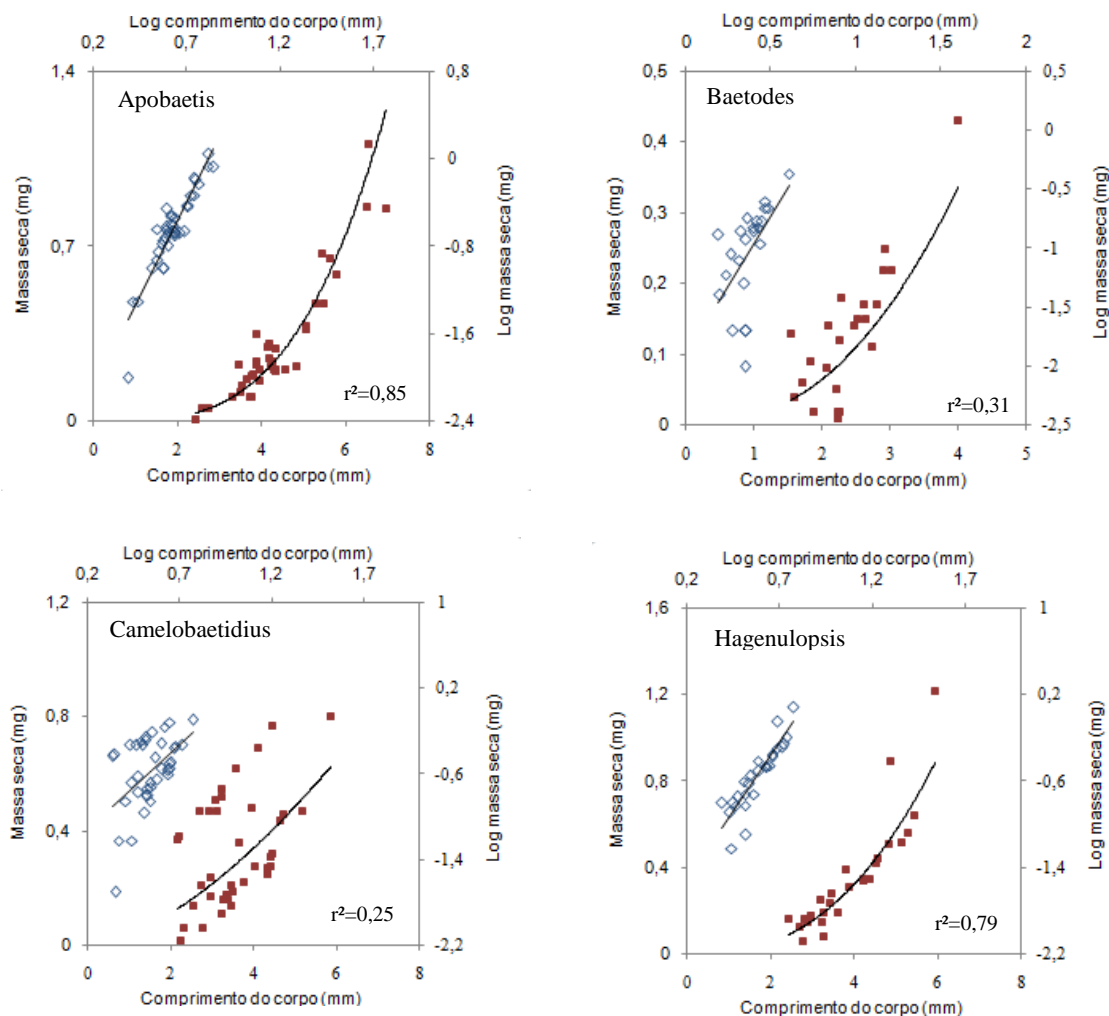


Figura 2: Curvas de regressão comprimento-massa seca dos gêneros *Apobaetis*, *Baetodes*, *Camelobaetidius* e *Hagenulopsis*. Curva de regressão de potência (quadrados vermelhos sólidos) e linear em escala logaritimizada (losangos azuis abertos).

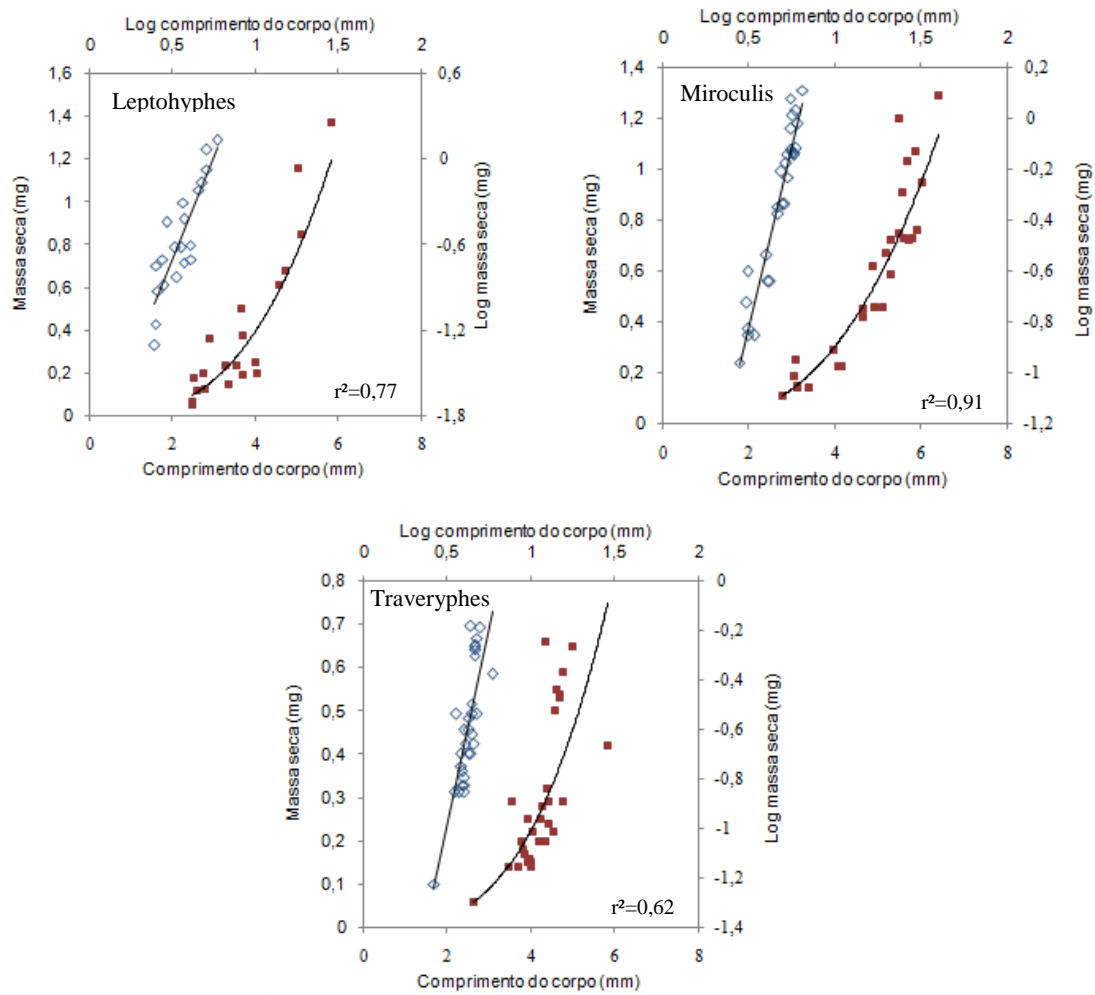


Figura 2: Continuação.

Ordem Odonata

Foram calculadas regressões para dois gêneros (*Progomphus*, família Gomphidae e *Elasmothemis*, família Libellulidae) (Figura 3). Para as famílias Coenagrionidae e Calopterygidae (resultados apresentados na próxima seção deste trabalho) não foi possível identificar em nível taxonômico inferior devido a ao tamanho e estágio de desenvolvimento.

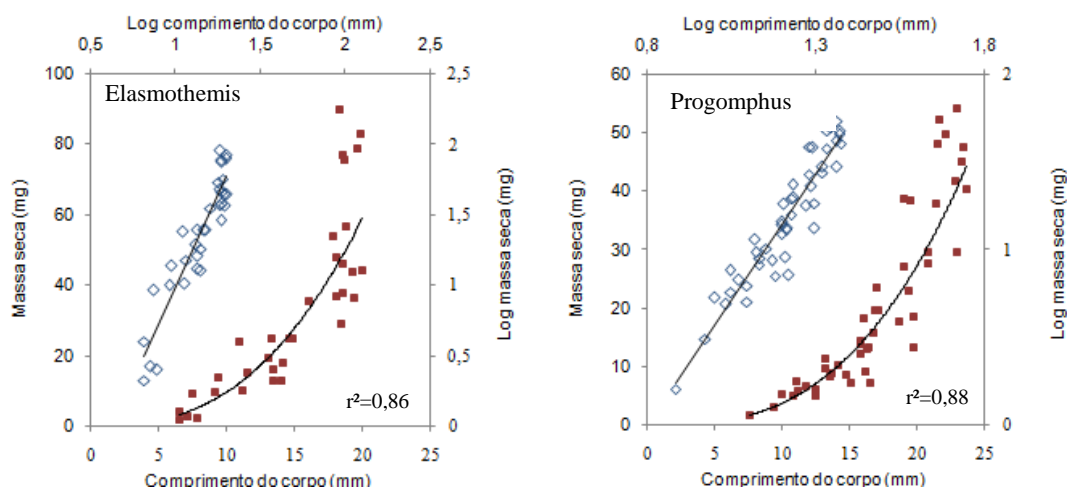


Figura 3: Curvas de regressão comprimento-massa seca dos gêneros *Elasmothemis* e *Progomphus*. Curva de regressão de potência (quadrados vermelhos sólidos) e linear em escala logaritmizada (losangos azuis abertos).

Ordem Plecoptera

Todos os Plecoptera coletados neste estudo foram encontrados em áreas pouco ou não impactadas. Foram calculadas regressões para dois gêneros da família Perlidae *Anacroneuria* e *Kempnyia* e seus coeficientes de determinação foram 0,95 e 0,94, respectivamente (Figura 4).

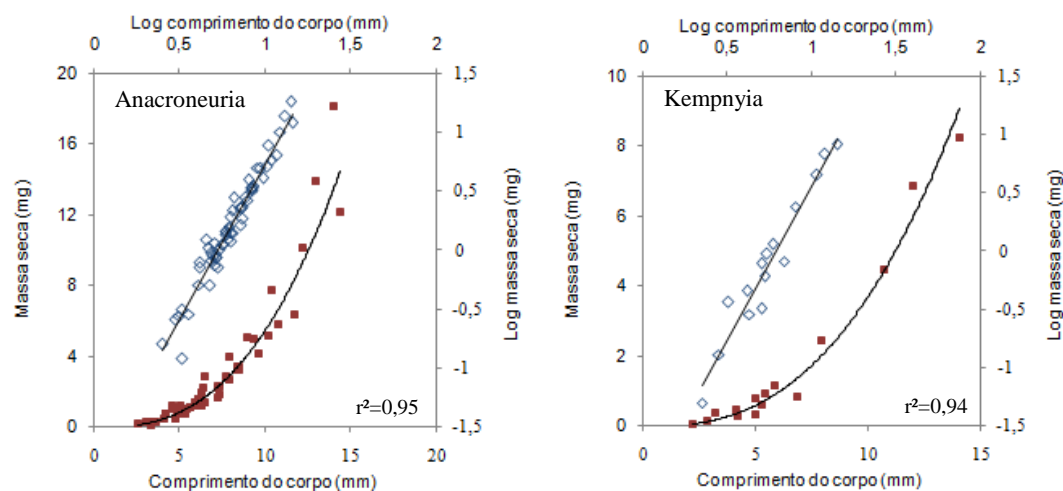


Figura 4: Curvas de regressão comprimento-massa seca dos gêneros *Anacroneuria* e *Kempnyia*. Curva de regressão de potência (quadrados vermelhos sólidos) e linear em escala logaritimizada (losangos azuis abertos).

Ordem Hemiptera

Foi calculada a regressão do gênero *Limnocoris*, família Naucoridae (Figura 5). Para o cálculo da regressão da família Naucoridae foram incluídos dados sobre o gênero *Cryphocricos* (sete indivíduos, não sendo suficientes para compor uma regressão própria).

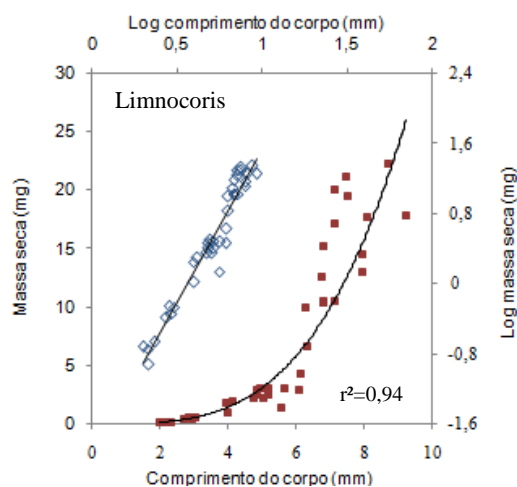


Figura 5: Curva de regressão comprimento-massa seca do gênero *Limnocoris*. Curva de regressão de potência (quadrados vermelhos sólidos) e linear em escala logaritimizada (losangos azuis abertos).

Ordem Coleoptera

Foram calculadas regressões para três gêneros da família Elmidae (*Heterelmis*, *Macrelmis* e *Hexanchorus*) (Figura 6).

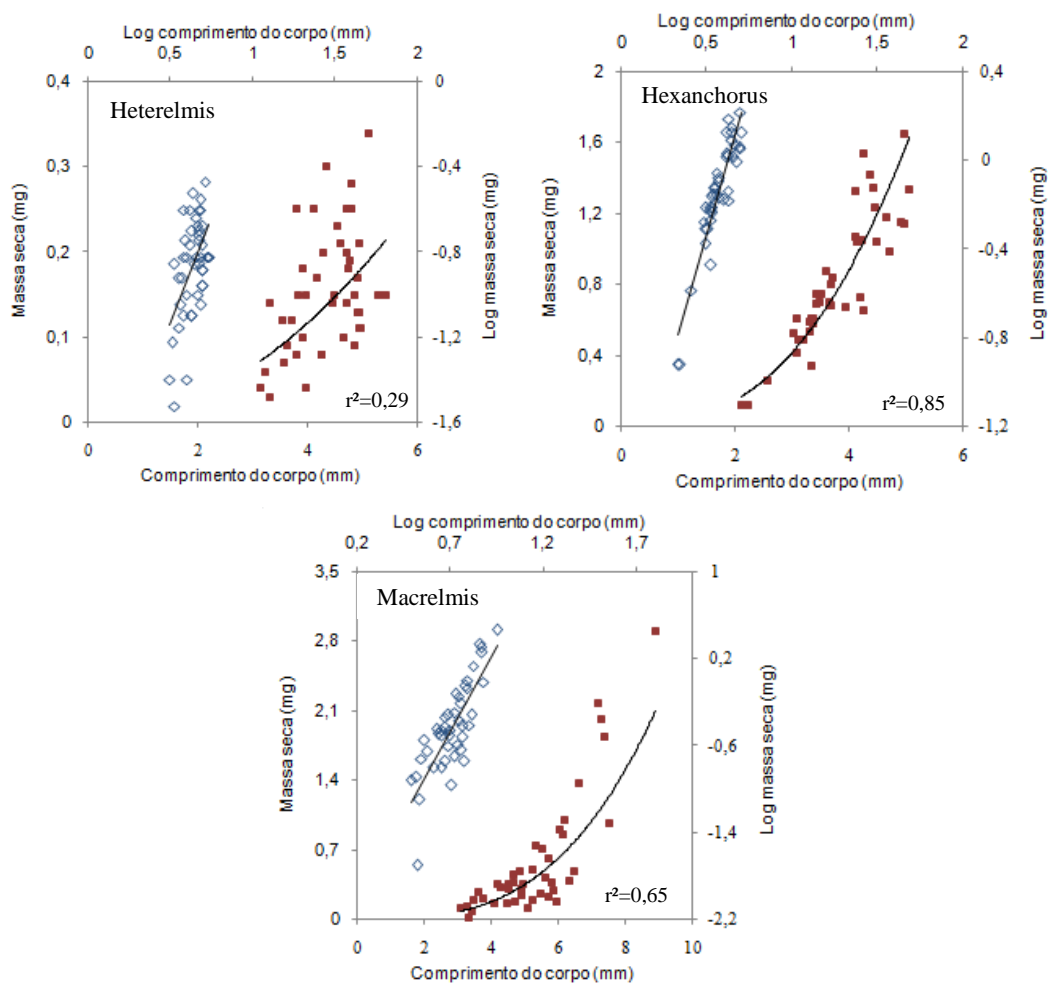


Figura 6: Curvas de regressão comprimento-massa seca dos gêneros *Heterelmis*, *Haxanchorus* e *Macrelmis*. Curva de regressão de potência (quadrados vermelhos sólidos) e linear em escala logaritimizada (losangos azuis abertos).

Ordem Trichoptera

Foram calculadas regressões para três gêneros de Trichoptera, representantes de três famílias (*Smicridea*, família Hydropsychidae; *Helicopsyche*, família Helicopsychidae; e *Nectopsyche*, família Leptoceridae) (Figura 7).

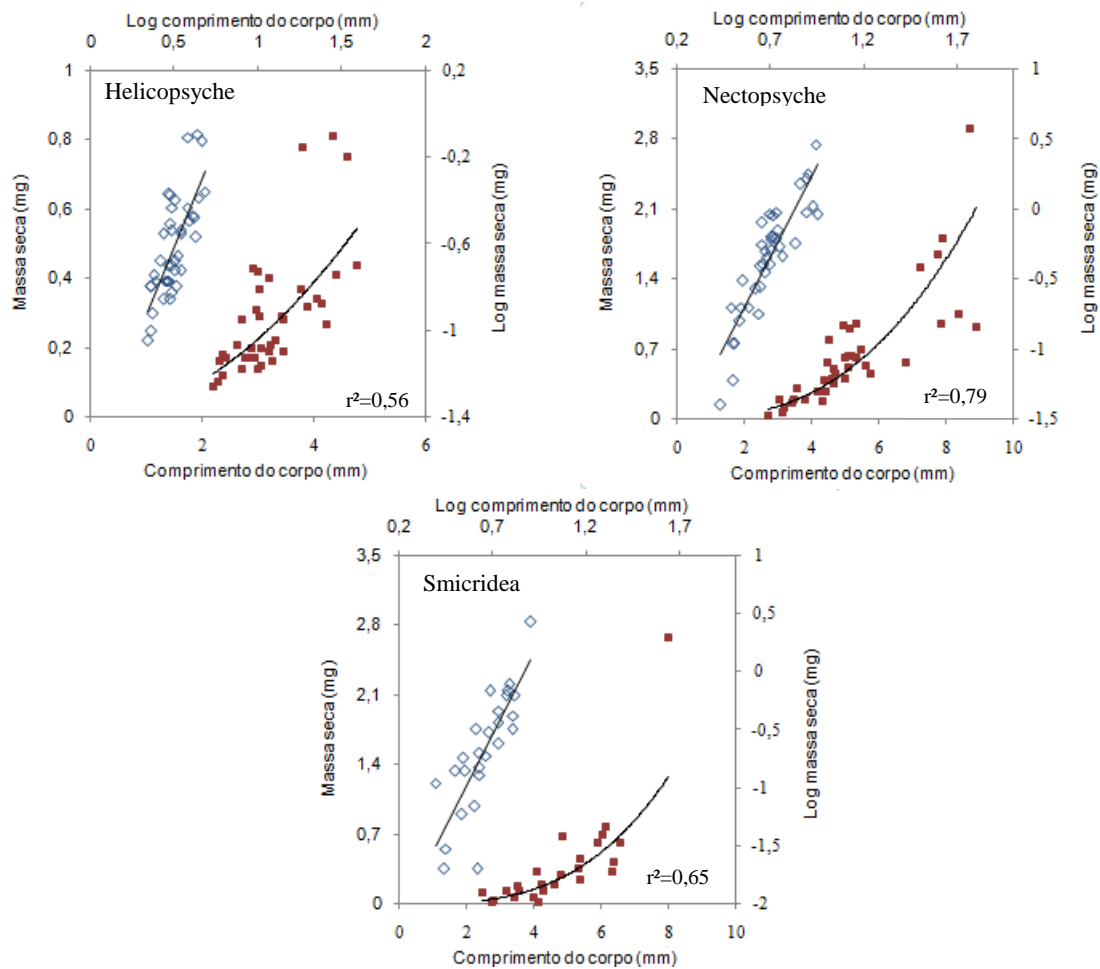


Figura 7: Curvas de regressão comprimento-massa seca dos gêneros *Helicopsyche*, *Nectopsyche* e *Smicridea*. Curva de regressão de potência (quadrados vermelhos sólidos) e linear em escala logaritimizada (losangos azuis abertos).

Os valores de comprimento entre os gêneros variaram de 1,55 - 23,62 mm. (Tabela 2). Devido à diversidade de locais coletados, em geral, todos os grupos apresentaram uma boa amplitude de comprimento, o que inclui diferentes instares em cada gênero. Os organismos da ordem Odonata (*Elasmothermis* e *Progomphus*) apresentaram os maiores comprimentos dentre os gêneros coletados (19,92 e 23,62, respectivamente). No gênero *Baetodes* (ordem Ephemeroptera) foi encontrado o menor comprimento dentre os organismos que foram possíveis de identificar, mesmo assim sua amplitude de comprimento variou 2,45mm. Os gêneros *Anacroneuria* e *Kempnyia* (Plecoptera) apresentaram grande variação de tamanho sendo os menores organismos coletados com 2,50 e 2,22, e os maiores tamanhos 14,35 e 14,03 respectivamente. A quantidade mínima de indivíduos (n) em cada gênero foi 15 (*Kempnyia*), mas para a maioria dos grupos foram utilizados mais de 30 organismos (n > 30) para calcular as regressões (Tabela 2).

Tabela 2: Valores das constantes *a* e *b*, para gêneros de insetos aquáticos, calculadas a partir da fórmula: $M = a L^b$, intervalos de comprimento total do corpo (mm) e o número de indivíduos (n) utilizados por regressão.

Ordem	Gênero	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>r</i> ²	Comprimento	n
Ephemeroptera	<i>Apobaetis</i>	0,000001	3,4044	0,85	2,41 - 6,97	38
	<i>Baetodes</i>	0,00001	2,388	0,31	1,55 - 4,00	23
	<i>Camelobaetidius</i>	0,000038	1,5825	0,25	2,14 - 5,85	38
	<i>Hagenulopsis</i>	0,000009	2,5371	0,79	2,43 - 5,94	26
	<i>Leptohyphes</i>	0,000007	2,9148	0,77	2,46 - 5,83	20
	<i>Miroculis</i>	0,0064	2,7893	0,91	2,76 - 6,4	28
	<i>Traveryphes</i>	0,0027	3,1966	0,62	2,62 - 5,83	30
Odonata	<i>Elasmothermis</i>	0,00002	2,63	0,86	6,50 - 19,92	34
	<i>Progomphus</i>	0,000005	2,866	0,88	7,62 - 23,62	47
Plecoptera	<i>Anacroneuria</i>	0,000012	2,6501	0,95	2,50 - 14,35	60
	<i>Kempnyia</i>	0,000009	2,627	0,94	2,22 - 14,03	15
Hemiptera	<i>Limnocoris</i>	0,00001	3,482	0,94	1,99 - 9,2	38
Coleoptera	<i>Heterelmis</i>	0,000007	1,997	0,29	3,14 - 5,42	45
	<i>Hexanchorus</i>	0,00002	2,642	0,85	2,12 - 5,05	41
	<i>Macrelmis</i>	0,000002	3,1061	0,65	3,06 - 8,90	43
Trichoptera	<i>Helicopsyche</i>	0,02669	1,9671	0,56	2,19 - 4,77	36
	<i>Nectopsyche</i>	0,000007	2,6115	0,79	2,68 - 8,87	39
	<i>Smicridea</i>	0,000002	3,143	0,65	2,46 - 7,98	26

Regressões comprimento-massa seca das famílias de insetos aquáticos coletados

Além dos grupos onde a identificação em gênero não foi possível (ver metodologia), com as curvas de regressão calculadas para os organismos encontrados em cada família, foi possível agrupar os valores comprimento-massa seca para desenvolver as regressões em nível taxonômico superior, família.

As regressões ao nível de família calculadas também resultaram em altos coeficientes de determinação ($r^2 \geq 0,60$) para Leptophlebiidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Perlidae, Naucoridae, Veliidae, Psephenidae e Tipulidae; coeficientes moderadamente altos (r^2 entre 0,48 e 0,60) para Baetidae, Leptohiphidae, Chironomidae e Simuliidae; sendo Elmidae a exceção, com $r^2 = 0,11$ (Tabela 3). Todas as correlações de Pearson baseadas nos valores obtidos nas regressões lineares de família também foram significativas (Pearson, $p < 0,005$; dados \log_{10}) (Ephemeroptera – Baetidae, Leptohiphidae e Leptophlebiidae – Figura 8; Odonata – Calopterygidae e Coenagrionidae – Figura 9; Plecoptera – Perlidae – Figura 10; Hemiptera – Naucoridae e Veliidae – Figura 11; Coleoptera – Elmidae e Psephenidae – Figura 12; Diptera – Chironomidae, Simuliidae e Tipulidae – Figura 13).

Ordem Ephemeroptera

Foram calculadas regressões para três famílias de Ephemeroptera: *Baetidae*, *Leptohyphidae* e *Leptophlebiidae* (Figura 8).

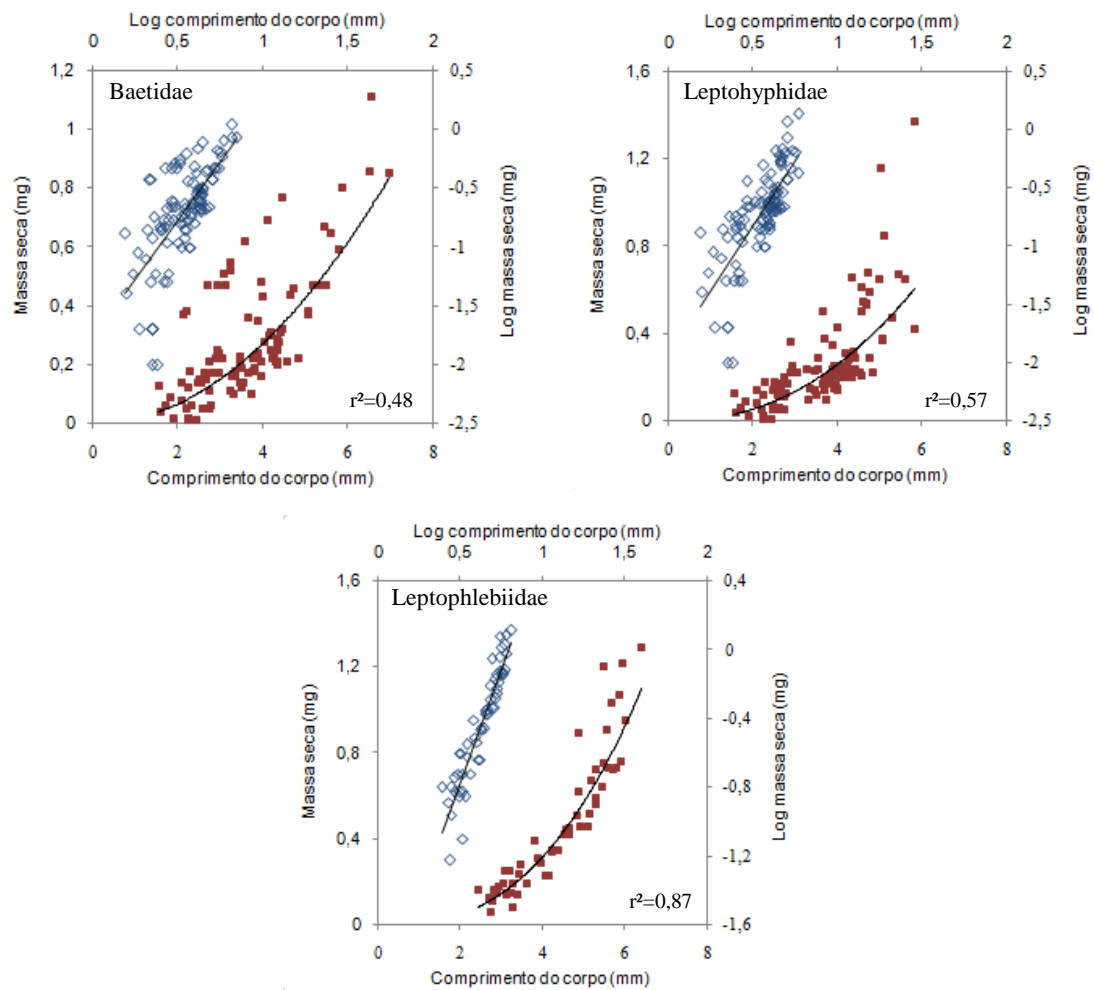


Figura 8: Curvas de regressão comprimento-massa seca das famílias Baetidae, Leptohyphidae e Leptophlebiidae. Curva de regressão de potência (quadrados vermelhos sólidos) e linear em escala logaritimizada (losangos azuis abertos).

Ordem Odonata

Foram calculadas 2 curvas em nível de família: Coenagrionidae e Calopterygidae (Figura 9). As famílias Gomphidae e Libellulidae foram compostas por apenas um gênero, suas curvas estão representadas na seção anterior (gêneros *Progomphus* e *Elasmothermis*, respectivamente) Os coeficientes de determinação foram $r^2= 0,8529$ para Coenagrionidae e $r^2= 0,97$ para Calopterygidae.

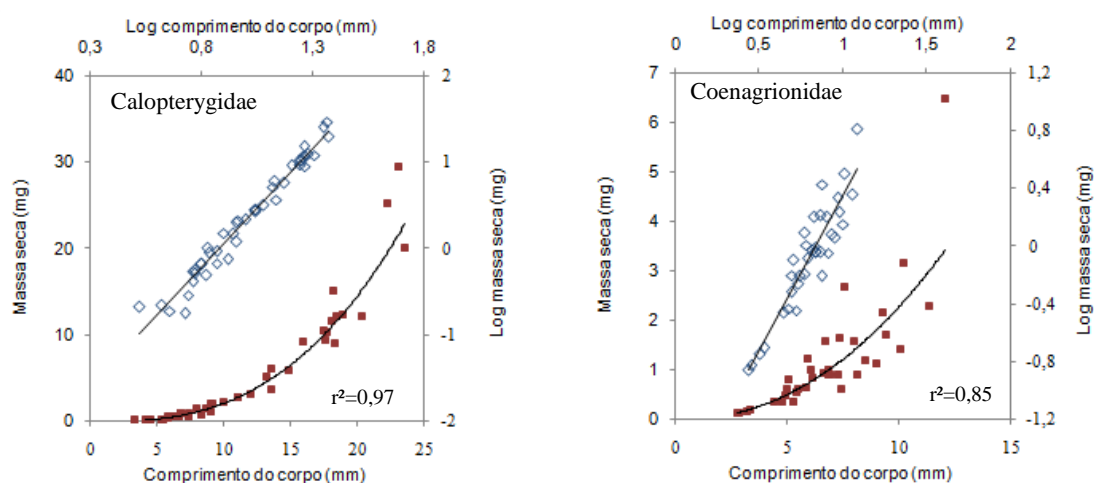


Figura 9: Curvas de regressão comprimento-massa seca das famílias Calopterygidae e Coenagrionidae. Curva de regressão de potência (quadrados vermelhos sólidos) e linear em escala logaritmizada (losangos azuis abertos).

Ordem Plecoptera

A família Perlidae apresentou coeficiente de determinação igual a 0,9329.

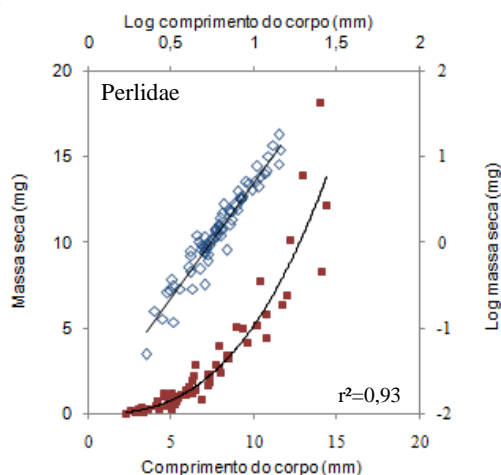


Figura 10: Curva de regressão comprimento-massa seca da família Perlidae. Curva de regressão de potência (quadrados vermelhos sólidos) e linear em escala logaritmizada (losangos azuis abertos).

Ordem Hemiptera

Foram calculadas curvas comprimento-massa seca para dois grupos, Veliidae e Naucoridae. Os coeficientes de determinação foram 0,64 e 0,87 respectivamente (Figura 11). A família Naucoridae foi formada por indivíduos dos gêneros *Limnocoris* e *Cryphocricos*.

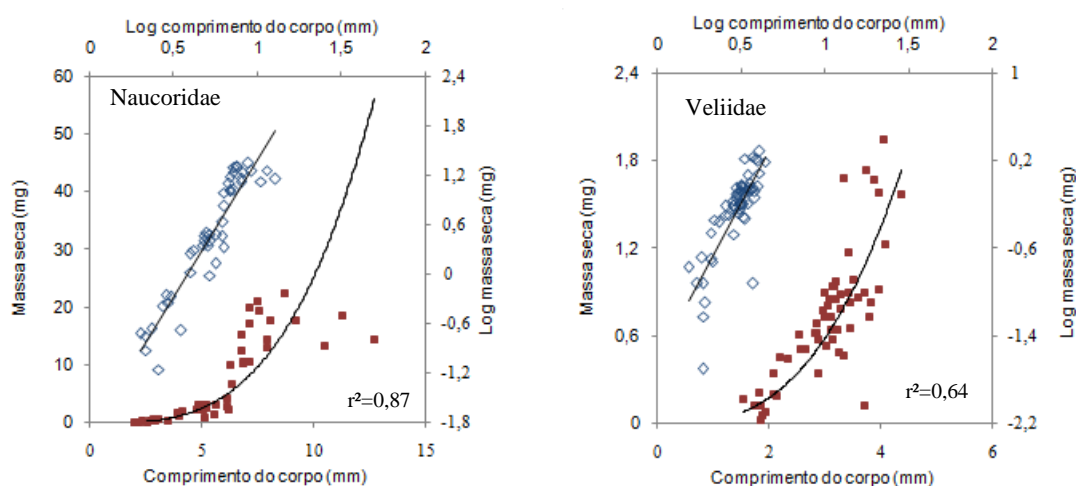


Figura 11: Curvas de regressão comprimento-massa seca das famílias Naucoridae. Curva de regressão de potência (quadrados vermelhos sólidos) e linear em escala logaritmizada (losangos azuis abertos).

Ordem Coleoptera

Para famílias da ordem Coleoptera calculamos 2 regressões comprimento-massa seca, Elmidae e Psephenidae (Figura 12). A família Elmidae, agrupou 3 gêneros abundantes (Macrelmis, Heterelmis e Hexanchorus) e apresentou baixo coeficiente de determinação, $r^2 = 0,1122$. O coeficiente de determinação da família Psephenidae foi $r^2 = 0,7244$.

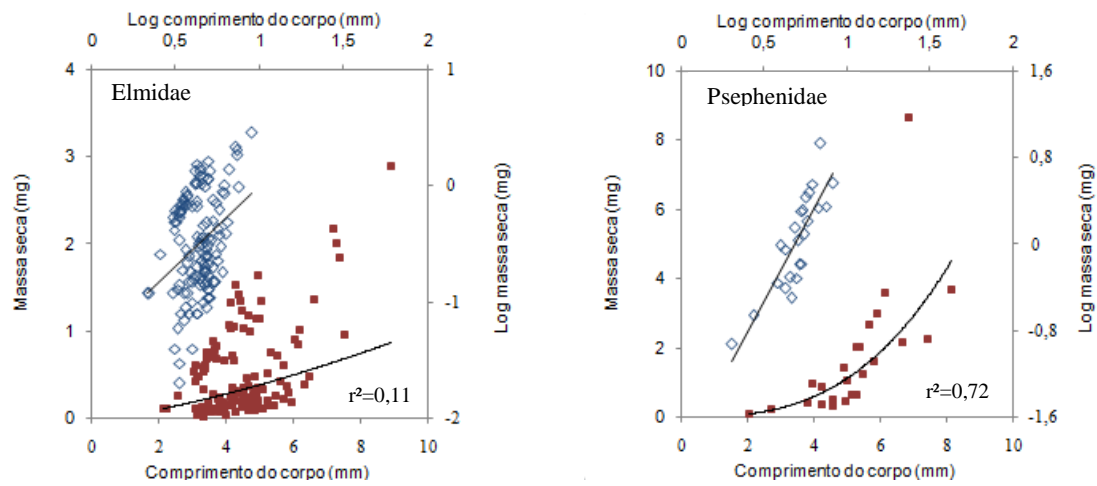


Figura 12: Curvas de regressão comprimento-massa seca das famílias Elmidae e Psephenidae. Curva de regressão de potência (quadrados vermelhos sólidos) e linear em escala logaritmizada (losangos azuis abertos).

Ordem Diptera

Foram calculadas três regressões comprimento-massa seca para as famílias, Chironomidae, Simuliidae e Tipulidae (Figura 13). Os coeficientes de determinação variaram entre 0,51 e 0,91. As famílias Simuliidae e Chironomidae foram amostradas em todos os rios coletados, em diversos habitats, a família Tipulidae (0,9157) foi coletada somente nos rios impactados (Rios Sana, Grande e Itabapoana).

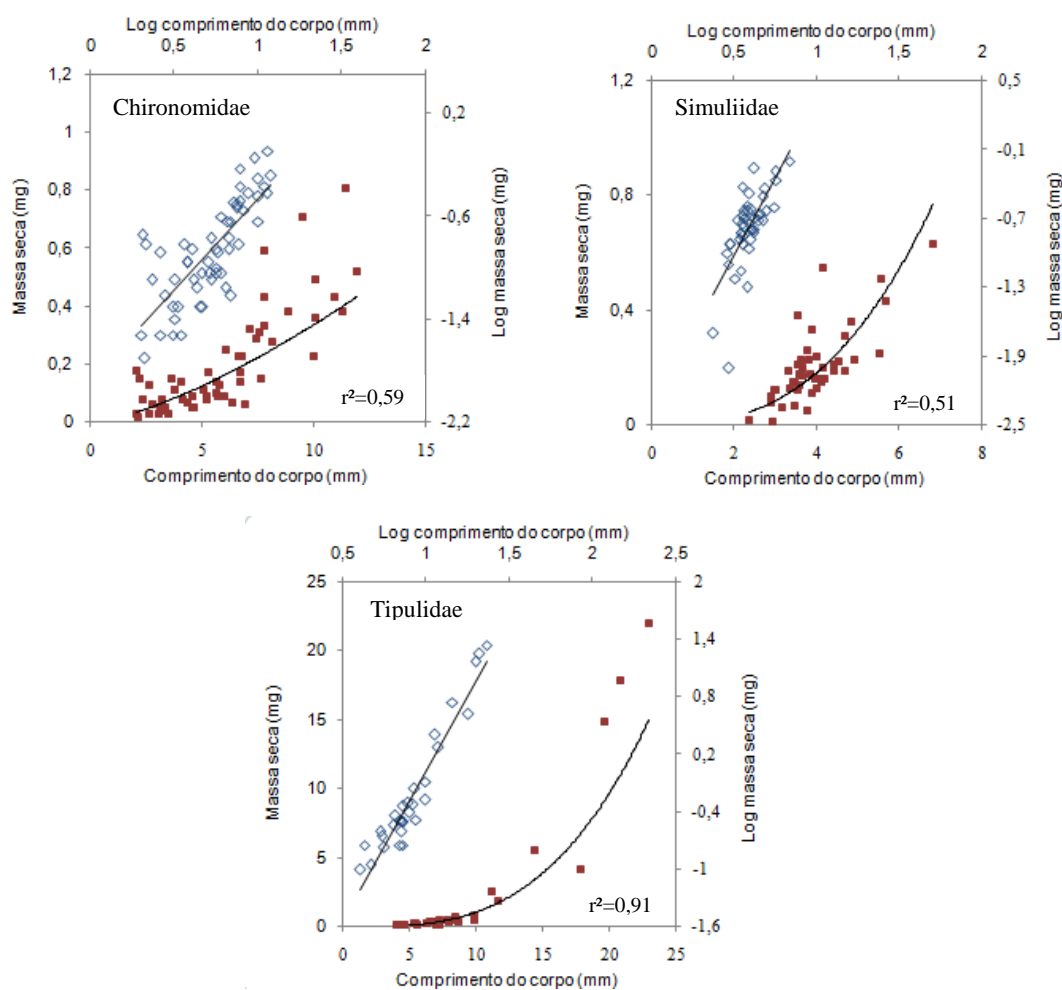


Figura 13: Curvas de regressão comprimento-massa seca das famílias Chironomidae, Simuliidae e Tipulidae. Curva de regressão de potência (quadrados vermelhos sólidos) e linear em escala logaritmizada (losangos azuis abertos).

Tabela 3: Valores das constantes a e b , para regressões comprimento-massa seca em nível de família, calculadas a partir da fórmula: $M = a L^b$, os intervalos de tamanho e o número de indivíduos (n) utilizados por curva estão apresentados na tabela abaixo:

Ordem	Família	a	b	r^2	Comprimento	n
Ephemeroptera	Baetidae	0,00002	2,0156	0,48	1,55 – 6,97	99
	Leptohyphidae	0,000009	2,4782	0,57	2,46 - 5,83	50
	Leptophlebiidae	0,000008	2,633	0,87	2,43 - 6,4	54
Odonata	Calopterygidae	0,000004	2,764	0,97	3,32 - 23,5	50
	Coenagrionidae	0,00002	2,519	0,85	2,75 - 12,09	35
Plecoptera	Perlidae	0,00001	2,6895	0,93	2,22 - 14,35	75
Hemiptera	Veliidae	0,00002	2,875	0,64	1,53 - 4,37	56
	Naucoridae	0,000012	3,313	0,87	1,99 - 12,69	45
Coleoptera	Elmidae	0,00004	1,391	0,11	2,12 - 8,9	129
	Psephenidae	0,00001	2,857	0,72	2,02 - 8,15	24
Diptera	Chironomidae	0,00001	1,412	0,59	2,02 - 11,93	56
	Simuliidae	0,000004	2,7077	0,51	2,35 - 6,81	45
	Tipulidae	0,00000008	3,141	0,91	3,99 - 22,97	30

Regressões comprimento-massa seca das ordens de insetos aquáticos coletados

Para formar as regressões comprimento - massa seca no nível taxonômico de ordem os organismos que obtiveram seus tamanhos e massas medidos foram agrupados para formar uma única curva. Essas curvas poderão ser comparadas com relações já estabelecidas em estudos de biomassa de diversos países.

Todas as regressões lineares ao nível de ordem também foram significativas (Pearson, $p < 0,005$; dados \log_{10}). As ordens Ephemeroptera, Odonata e Hemiptera apresentaram alto coeficiente de determinação ($r^2 \geq 0,60$) (figura 14). Trichoptera apresentou $r^2 = 0,55$, Coleoptera $r^2 = 0,21$ e Diptera $r^2 = 0,21$. Os valores de b variaram entre 1,27 e 3,08 (Tabela 4; Figuras 14).

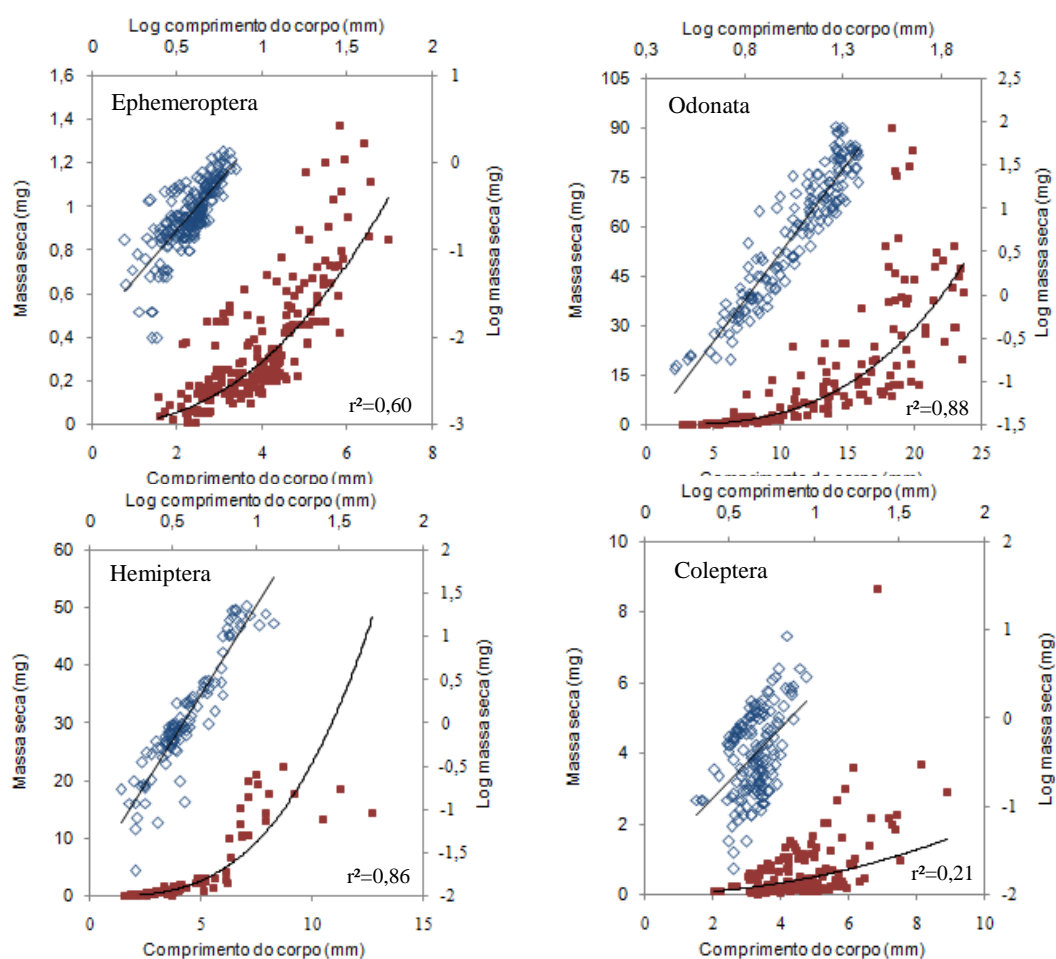


Figura 14: Curvas de regressão comprimento-massa seca das ordens Ephemeroptera, Odonata, Hemiptera, Coleoptera, Trichoptera e Diptera. Curva de regressão de potência (quadrados vermelhos sólidos) e linear em escala logaritimizada (losangos azuis abertos).

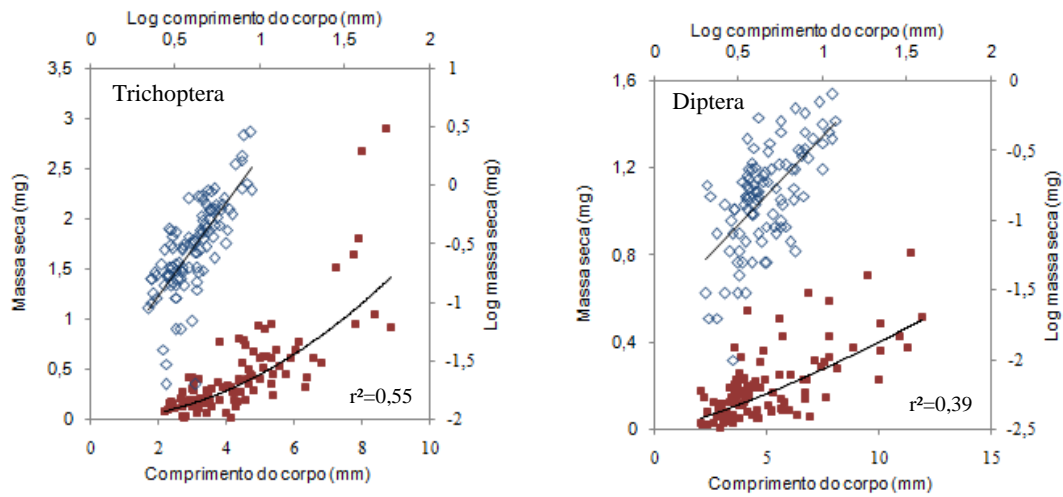


Figura 14: Continuação.

Tabela 4: Valores das constantes a e b , para regressões comprimento-massa seca em nível de ordem, calculadas a partir da fórmula: $M = a L^b$, o número de indivíduos (n) utilizados por curva estão apresentados na tabela abaixo:

Ordem	a	b	r^2	n
Ephemeroptera	0,00001	2,27	0,60	203
Odonata	0,000003	3,02	0,88	160
Hemiptera	0,00002	3,08	0,86	103
Coleoptera	0,00002	1,99	0,21	153
Trichoptera	0,00002	1,99	0,55	106
Diptera	0,00002	1,27	0,39	101

Potencial de aplicação das regressões comprimento-massa seca em Grupos Funcionais Alimentares

Houve discrepância entre a classificação dos Grupos Funcionais Alimentares encontradas na literatura para diversos grupos (Tabela 5). Para alguns grupos é observado comportamento onívoro, pois o mesmo autor enquadra o organismo em GFAs diferentes, mas de maneira geral, os autores divergem sobre a classificação de alguns grupos. O gênero *Heterelmis* por exemplo, foi classificado em três GFAs, fragmentador, coletor-pegador e raspador, dos 25 grupos de insetos aquáticos listados, 10 apresentaram classificações divergentes e foram enquadrados em mais de um grupo trófico (Tabela 5).

Em geral, os grupos de predadores apresentaram médias de massa seca mais altas do que os demais GFAs (Tabela 5). Por exemplo, a massa seca média de *Anacroneuria* (0,0028g) foi cerca de quatro vezes maior do que a do coletor-pegador *Traveryphes* (0,00030g) e o dobro de um fragmentador como *Nectopsyche* (0,00064g). Além disso, podem-se observar diferenças de biomassa mesmo dentro do mesmo GFA. Por exemplo, o gênero *Leptohyphes* apresentou massa seca média quatro vezes maior do que *Hagenulopsis* (Tabela 5). Estas observações são um indicativo de que pode haver diferenças na aplicação de grupos tróficos quando utilizadas a abundância de organismos ou a biomassa.

Tabela 5: Número de organismos analisados em cada regressão, média da massa-seca (g) por indivíduo, Grupos Funcionais Alimentares (GFA) e referência da classificação. Quando mais de um GFA foi designado para o mesmo organismo, a numeração indica a referência correspondente.

Ordem	Táxon	n	Média da massa-seca (g)	GFA	Referência
Ephemeroptera	<i>Apobaetis</i>	38	0,00031	Coletor-pegador	Cummins <i>et al.</i> , 2005
Ephemeroptera	<i>Baetodes</i>	23	0,00013	Coletor-pegador; Raspador.	Tomanova <i>et al.</i> , 2006
Ephemeroptera	<i>Camelobaetidius</i>	38	0,00033	¹ Raspador; ² Coletor-pegador	¹ Baptista <i>et al.</i> , 2006; ¹ ² Tomanova <i>et al.</i> , 2006
Ephemeroptera	<i>Hagenulopsis</i>	26	0,00035	¹ Raspador; ² Coletor-pegador	¹ Polegatto, Froehlich, 2003; ² Baptista <i>et al.</i> , 2006
Ephemeroptera	<i>Leptohyphes</i>	20	0,0040	¹ Coletor-pegador; ² Raspador.	¹ Chará-serna <i>et al.</i> , 2012; ¹ Oliveira, Nessimian, 2010; ² Tomanova <i>et al.</i> , 2006
Ephemeroptera	<i>Miroculis</i>	28	0,00058	¹ Coletor-pegador, ² Raspador	¹ Baptista <i>et al.</i> , 2006; ¹ Merritt, Cummins, 1996; ² Merritt <i>et al.</i> , 2005; ² Polegatto, Froehlich, 2003
Ephemeroptera	<i>Traverhyphes</i>	30	0,00030	Coletor-pegador	Merritt, Cummins, 1996; Baptista <i>et al.</i> , 2006
Odonata	Calopterygidae	50	0,0054	Predador	Merritt, Cummins, 1996
Odonata	Coenagrionidae	35	0,0011	Predador	Oliveira, Nessimian, 2010
Odonata	<i>Elasmothemis</i>	34	0,033	Predador	Oliveira, Nessimian, 2010
Odonata	<i>Progomphus</i>	47	0,021	Predador	Oliveira, Nessimian, 2010
Plecoptera	<i>Anacroneuria</i>	60	0,0028	Predador	Chará-serna <i>et al.</i> , 2012; Merritt, Cummins, 1996; Tomanova <i>et al.</i> , 2006
Plecoptera	<i>Kempnyia</i>	15	0,0018	Predador	Merritt, Cummins 1996; Merritt <i>et al.</i> , 2005
Hemiptera	Veliidae	56	0,00072	Predador	Tomanova <i>et al.</i> , 2006; Salcedo, 2006
Hemiptera	<i>Limnocois</i>	38	0,0072	Predador	Oliveira, Nessimian, 2010
Coleoptera	<i>Heterelmis</i>	45	0,00015	¹ Fragmentador; ² Coletor-pegador, ³ Raspador	¹ ² Tomanova <i>et al.</i> , 2006, ² ³ Merritt, Cummins, 1996, ² ³ Merritt <i>et al.</i> , 2005
Coleoptera	<i>Hexanchorus</i>	41	0,00082	Coletor-pegador; Raspador	Oliveira, Nessimian, 2010
Coleoptera	<i>Macrelmis</i>	43	0,00058	Raspador, Coletor-pegador	Merritt, Cummins, 1996; Merritt <i>et al.</i> , 2005
Coleoptera	Psephenidae	24	0,0017	Raspador	Oliveira, Nessimian, 2010
Trichoptera	<i>Helicopsyche</i>	36	0,00028	Raspador	Merritt, Cummins, 1996
Trichoptera	<i>Nectopsyche</i>	39	0,00064	Fragmentador	Oliveira, Nessimian, 2010
Trichoptera	<i>Smicridea</i>	26	0,00038	Coletor-filtrador	Miserendino, 2007; Tomanova <i>et al.</i> , 2006
Diptera	Chironomidae	50	0,00019	¹ Coletor-pegador, ² Coletor-filtrador	¹ Tomanova <i>et al.</i> , 2006, ¹ Dobson <i>et al.</i> , 2002; ² Li, Dudgeon, 2008
Diptera	Simuliidae	45	0,00021	Coletor-filtrador	Miserendino, 2007, Tomanova <i>et al.</i> , 2006; Dobson <i>et al.</i> 2002
Diptera	Tipulidae	30	0,0025	Fragmentador, Predador	Tomanova <i>et al.</i> , 2006
	Total	908			

6. DISCUSSÃO

Poucos estudos foram encontrados para os mesmos gêneros e com metodologia similar a utilizada neste trabalho. *Smicridea* foi o único gênero que teve sua regressão de potência descrita usando a mesma metodologia. Miserendino (2001) encontrou $b = 2,79$ para *Smicridea* na Argentina, próximo ao encontrado neste estudo, $b = 3,14$ (Tabela 6). Os gêneros *Anacroneuria*, *Nectopsyche* e *Leptohyphes* tiveram regressões comprimento-massa seca descritos por Cressa (1999), porém como os métodos diferiram dos nossos (medida da largura da cabeça e regressões lineares), não foi possível compará-los. No Brasil, foi encontrado apenas um trabalho (Becker *et al.*, 2009) que descreve a regressão de potência de insetos aquáticos, para o gênero *Phylloicus* sp. (Calamoceratidae: Trichoptera). Porém, no presente estudo não foram coletados organismos suficientes para o cálculo da regressão deste gênero.

Neste estudo, o coeficiente de potência (constante b) no nível taxonômico de família foi similar ao encontrado em outros estudos para Leptophlebiidae, Psephenidae, Veliidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Perlidae e Simuliidae (Tabela 6). Os valores de b calculados neste estudo foram menores do que os encontrados na literatura para as famílias Baetidae, Elmidae e Chironomidae e foi maior neste do que em outros estudos para a família Tipulidae (Tabela 6). Não foram encontrados coeficientes de potência para as famílias Leptohyphidae e Naucoridae.

A maioria dos valores de b encontrados para as ordens neste estudo variou em torno de 3. Houve discrepância entre os valores encontrados na literatura para a maioria das ordens, o que não possibilitou uma comparação direta com o nosso estudo. (Tabela 6). As ordens Coleoptera e Diptera apresentaram valores calculados para b abaixo de 3. Para a ordem Coleoptera os valores também foram inferiores aos encontrados em outros estudos (Tabela 6).

Tabela 6: Comparação dos coeficientes de potência (*b*) calculados para este estudo e os valores encontrados por diversos autores. Legenda referências: 1 = Benke *et al.*, 1999; 2 = Méthot *et al.*, 2012; 3 = Miyasaka *et al.*, 2008; 4 = Rosati *et al.*, 2012; 5 = Miserendino, 2001; 6 = Sabo *et al.*, 2002; 7 = Towers *et al.*, 1994. N/D – informação não disponível em literatura.

Táxon	<i>b</i>	<i>b</i> referências
EPHEMEROPTERA	2,27	2,83 ¹ ; 1,448 ³ ; 3,51 ⁵ ; 2,49 ⁶ ; 2,70 ⁷
Baetidae	2,0156	2,875 ¹
<i>Apobaetis</i>	3,4044	N/D
<i>Baetodes</i>	2,388	N/D
<i>Camelobaetidius</i>	1,5825	N/D
Leptohyphidae	2,4782	N/D
<i>Leptohyphes</i>	2,9148	N/D
<i>Traveryphes</i>	3,1966	N/D
Leptophlebiidae	2,633	2,686 ¹
<i>Hagenulopsis</i>	2,5371	N/D
<i>Miroculis</i>	2,7893	N/D
ODONATA	3,02	2,79 ¹ ; 2,27 ⁶
Calopterygidae	2,764	2,742 ¹
Coenagrionidae	2,519	2,74 ¹ ; 2,53 ²
Libellulidae	-----	N/D
<i>Elasmothermis</i>	2,63	N/D
Gomphidae	-----	N/D
<i>Progomphus</i>	2,866	N/D
PLECOPTERA	2,6895 (igual a Perlidae)	2,754 ¹ ; 4,371 ³ ; 2,61 ⁵ ; 1,69 ⁶ ; 2,50 ⁷
Perlidae	2,6895	2,879 ¹
<i>Anacroneuria</i>	2,6501	N/D
<i>Kempnyia</i>	2,627	N/D
HEMIPTERA	3,08	2,73 ¹
Veliidae	2,875	2,719 ¹
Naucoridae	3,313	N/D
<i>Limnocoris</i>	3,482	N/D
COLEOPTERA	1,99	2,91 ¹ ; 3,829 ³ ; 3,01 ⁴
Elmidae	1,391	2,879 ¹ ; 3,09 ⁷
<i>Heterelmis</i>	1,997	N/D
<i>Hexanchorus</i>	2,642	N/D
<i>Macrelmis</i>	3,1061	N/D
Psephenidae	2,857	2,906 ¹
TRICHOPTERA	1,99	2,839 ¹ ; 2,115 ³ ; 2,72 ⁵ ; 2,9 ⁶ ; 2,43 ⁷
<i>Helicopsyche</i>	1,9671	N/D
<i>Nectopsyche</i>	2,6115	N/D
<i>Smicridea</i>	3,143	2,79 ⁵
DIPTERA	1,27	2,692 ¹ ; 2,36 ⁵ ; 1,24 ⁷
Simuliidae	2,7077	3,011 ¹
Chironomidae	1,412	2,617 ¹ ; 1,99 ² ; 2,72 ⁷
Tipulidae	3,141	2,681 ¹ ; 2,44 ²

Em geral, os nossos resultados apresentaram valores de b em torno de 3 (Tabelas 2, 3, 4 e 6), valor que segundo diversos autores seria um “padrão universal” da relação crescimento-massa seca para insetos aquáticos em qualquer nível taxonômico (Benke *et al.*, 1999; Cressa, 1999; Miyasaka *et al.*, 2008; Méthot *et al.*, 2012). Nossos resultados ficaram, dentro do intervalo (entre 2,4 e 3,6) sugerido por Benke *et al.* (1999) e, na maioria dos casos, próximos aos valores relatados em outros estudos nos EUA (Benke *et al.*, 1999; Sabo *et al.*, 2002), Canadá (Méthot *et al.*, 2012), Europa central (Rosati *et al.*, 2012) e Japão (Miyasaka *et al.*, 2008). No presente estudo, as exceções para o valor de $b = 3$ foram os gêneros *Baetodes*, *Camelobaetidius*, *Limnocoris*, *Heterelmis* e *Helicopsyche*, o que pode ter influenciado os resultados das famílias Baetidae e Elmidae e das ordens Ephemeroptera, Coleoptera e Trichoptera (Tabela 6). A família Chironomidae também foi uma exceção, podendo ter apresentado reflexos na regressão da ordem Diptera (Tabela 6).

Alguns autores sugerem que organismos que apresentam coeficiente de potência b menor do que 3 tendem a ser mais alongados do que ter ganhos em massa (Froese *et al.*, 2011). Martin *et al.* (2014) demonstram que os valores de b podem variar de acordo com o tipo de habitat e latitude absoluta e que, nos trópicos, as populações de insetos aquáticos têm sido descritas como mais delgadas. Segundo alguns estudos, os insetos aquáticos apresentam este padrão de crescimento próximo aos trópicos porque há uma maior pressão de predação (Schemske *et al.*, 2009; Freestone *et al.*, 2011) o que influenciaria uma irradiação adaptativa (Nosil, Crespi, 2006) de “mimetismo de galho” no desenvolvimento da forma do inseto (Schoener, 1980; Martin *et al.*, 2014). Com base nos nossos resultados, não podemos afirmar se nossos dados concordam com este padrão para os trópicos, já que maioria dos organismos apresentou valores de b em torno de 3 (2,4 - 3,6, intervalo sugerido por Benke *et al.*, 1999). Na grande maioria dos casos em que isso não ocorreu, o coeficiente de determinação (r^2) também foi baixo (menor que 0,6; Tabelas 2, 3 e 4). É plausível interpretar que as regressões comprimento-massa seca que apresentaram valores de r^2 reduzidos ocorram devido à variabilidade introduzida por mais de uma espécie, com coeficientes de potência (b) diferentes. Por exemplo, em nosso estudo a regressão do gênero *Camelobaetidius* apresentou $r^2 = 0,25$. Observando o gráfico da regressão comprimento-massa seca (Figura 2), é possível que duas espécies estejam ocorrendo – uma representada pelos pontos acima da curva de potência e outra pelos pontos abaixo. Isto é corroborado pelas observações de Buss e Salles (2007) em rios do município de Guapimirim – local que

alguns destes organismos foram coletados para o presente trabalho – onde duas espécies foram identificadas: *Camelobaetidius anubis* e *Camelobaetidius sp.*

O valor do coeficiente de determinação (r^2) também pode ser reduzido quando as regressões para estimativa de biomassa são feitas em níveis taxonômicos superiores (família e ordem), pois incorporariam maior variabilidade. Por exemplo, é esperado que a regressão de um gênero inclua várias espécies, já no nível de família incluirá diversos gêneros com suas respectivas espécies – ou seja, incluirá maior variabilidade de curvas, o que resultará em uma maior dispersão entre os pontos e assim, um valor de r^2 menor. Este padrão – de redução de r^2 com o aumento do nível taxonômico – foi encontrado por Baumgärtner e Rothhaupt (2003). No entanto, em nosso estudo, em geral os valores dos coeficientes de determinação (r^2) calculados para família e ordem foram surpreendentemente altos, com algumas exceções (Tabela 6).

No presente estudo, em todos os casos em que houve alto coeficiente de determinação r^2 – que indica que o modelo é mais explicativo do padrão – o valor de b foi próximo de 3, corroborando com o descrito como padrão global para insetos aquáticos por diversos autores (Benke *et al.*, 1999; Miyasaka *et al.*, 2008; Méthot *et al.*, 2012).

Algumas variações das relações comprimento-massa seca nas populações presentes em diferentes localidades parecem ser causadas por diferenças no ambiente físico-químico, condições tróficas ou genéticas (Martin *et al.*, 2014). Diversos autores argumentam que regressões desenvolvidas para o mesmo táxon, mas em diferente região geográfica devem apresentar diferenças significativas nas regressões comprimento-massa seca e recomendam cautela no seu uso (e.g., Smock, 1980; Meyer, 1989; Wenzel *et al.*, 1990; Burgherr, Meyer, 1997). Por outro lado, tendo relatado um padrão universal para a constante b , Benke *et al.*, (1999) apresentam a ideia de que as curvas comprimento-massa seca podem ser utilizadas em larga escala geográfica. Neste estudo foram incorporadas múltiplas localidades, épocas do ano, altitudes, substratos, níveis de impacto, e por isso consideramos que é possível que as curvas geradas possam ser utilizadas em regiões com condições ecológicas similares.

Potencial de aplicação das regressões comprimento-massa seca em Grupos Funcionais Alimentares

O presente trabalho pode contribuir com estudos sobre ecologia de rios, auxiliando no conhecimento e na descrição do funcionamento destes ecossistemas. O uso destas informações pode auxiliar em estudos de biomonitoramento que utilizam a comparação entre guildas tróficas entre locais com diferentes níveis de impacto.

O uso da abundância para o cálculo dos percentuais dos GFAs em cada trecho é menos preciso do que a utilização da biomassa, pois este sistema dá uma dimensão da distribuição de energia em cada guilda trófica. Por exemplo, ao compararmos os coletores da família Chironomidae, observamos que o grupo apresentou massa seca média de 0,00019g e organismos predadores do gênero *Elasmothermis* apresentaram massa seca média de 0,033g. As medidas de biomassa trazem informações diferentes das informações geradas a partir da abundância, pois 100 chironomídeos podem possuir a massa seca de apenas 1 indivíduo do gênero *Elasmothermis*. Da mesma maneira, organismos do gênero *Baetodes* (massa seca média = 0,00013g), possuem massa diferente de organismos classificados no mesmo GFA, como *Miroculis* (0,00058g) e *Hexanchorus* (0,00082g).

O uso desta ferramenta de estimativa da biomassa também pode auxiliar no debate atual sobre o funcionamento de ecossistemas tropicais em relação aos temperados. Nas regiões temperadas, os insetos aquáticos são identificados como os principais fragmentadores de matéria orgânica de ambientes aquáticos (Dobson *et al.*, 2002; Wantzen, Wagner, 2006). Para a região tropical, no entanto, diversos autores relatam a escassez de fragmentadores (Dobson *et al.*, 2002; Wantzen, Wagner, 2006; Chará-Serna *et al.*, 2010; Moulton *et al.*, 2010) e argumentam que a decomposição dos detritos nesta região ocorreria principalmente através de microorganismos (Irons *et al.*, 1994) e/ou por macroconsumidores onívoros, particularmente camarões e carangueijos (Moulton *et al.*, 2010). Uma possível explicação seria que os estudos de GFA nas regiões tropicais foram realizados utilizando abundância dos organismos, e por isso, foram pouco representados. Se a biomassa for utilizada uma resposta diferente poderia ser encontrada. Por exemplo, ao observarmos nossos dados, o gênero fragmentador *Nectopsyche* apresentou massa seca média de 0,00064g, o dobro dos gêneros *Traveryphe*s (0,00030g), *Hagenulopsis* (0,00033g) e *Apobaetis* (0,00031g) classificados como coletor-pegadores.

7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A maioria das regressões comprimento-massa seca, em diversos níveis taxonômicos, apresentaram coeficientes de determinação altos ($r^2 > 0,60$) e coeficientes de potência de acordo com o padrão global ($b = 3$) descrito. Acreditamos que as curvas apresentadas poderiam ser aplicadas em diferentes regiões que apresentem condições ecológicas similares. Para o Brasil, nenhuma regressão comprimento-massa seca foi encontrada, pelo menos para os gêneros que trabalhamos, assim, mais estudos são necessários para permitir uma aplicação ampla da biomassa em estudos ecológicos no país.

A ferramenta desenvolvida por este estudo tem potencial para aplicação em biomonitoramento, estudos de produtividade secundária, ajudam a entender o fluxo de energia em diferentes grupos funcionais alimentares (GFAs) e em rios com diferentes graus de impacto, fornecendo maior entendimento do funcionamento destes ecossistemas tão importantes para a manutenção dos seres vivos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLAN, J. D. 2004. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 257-284.
- .AQEM CONSORTIUM. 2002. **Manual for the application of the AQEM system**. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive.
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; DIAS, L. G.; NESSIMIAN, J. L.; DA SILVA, E. R.; DE MORAES NETO, A. H. A., ...ANDRADE, L. R. 2006. Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs: ultrastructure of mouthparts. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v. 42, n. 2, p. 87-96.
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F., EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, n. 1, p. 83-94.
- BAPTISTA, D. F. 2008. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 425 – 441.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. 1999. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish (Second Edition)**. EPA 841-b-99-002. U.S. Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, DC.
- BAUMGÄRTNER, D.; ROTHHAUPT, K.-O. 2003. Predictive Length–Dry Mass Regressions for Freshwater Invertebrates in a Pre-Alpine Lake Littoral. **International Review of Hydrobiology**, v. 88, n. 5, p. 453–463. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/iroh.200310632>>. Acesso em: 4/3/2015.
- BECKER, B.; MORETTI, M. S.; CALLISTO, M. 2009. Length–dry mass relationships for a typical shredder in Brazilian streams (Trichoptera: Calamoceratidae). **Aquatic Insects**, v. 31, n. 3, p. 227 – 234.
- BENKE, C.; HURYIN, D.; SMOCK, A.; BRUCE, J.; ACE, W. 1999. Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. **Journal North American Benthological Society**, v. 18, n. 3, p. 308 – 343.
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; BINI, L. M.; SOUSA, K. G. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2B, p. 611-622.

- BRASIL. Lei 9.433, 8 de janeiro de 1997, estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos. D. O. U. – Diário Oficial da União; Poder Executivo, de 8 de Janeiro de 2005. Brasília (DF): 1997.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n° 357, de 17 de Março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. D. O. U. – Diário Oficial da União; Poder Executivo, de 18 de Março de 2005. Brasília (DF): 2005.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n° 274, de 29 de novembro de 2000. Estabelece padrões de qualidade para balneabilidade. D. O. U. – Diário Oficial da União; Poder Executivo, de 29 de novembro de 2000. Brasília (DF): 2000.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria n° 518, 25 de Março de 2004. Define os padrões de potabilidade da água. D. O. U. – Diário Oficial da União; Poder Executivo, de 25 de Março de 2004. Brasília (DF): 2004.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n°430, de 13 de Maio de 2011. Padrões para classificação dos corpos hídricos segundo seus usos, estabelecendo os limites para lançamento de efluentes para cada classe. D. O. U. – Diário Oficial da União; Poder Executivo, de 13 de Maio de 2011. Brasília (DF): 2011.
- BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B.; BAPTISTA, D. F. 2008. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 339–345.
- BUSS, D.; SALLES, F. F. 2007. Using Baetid Species as Biological Indicators of Environmental Degradation in a Brazilian River Basin. *Environ. Monit. Assess.* 130:365-372. PMID:17106778. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-006-9403-6>.
- BUSS, D. F.; CARLISLE, D. M.; CHON, T. S., CULP, J.; HARDING, J. S.; KEIZER-VLEK, H. E.; ... ; HUGHES, R. M. 2015. Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 1, p. 1-21.
- BURGHERR, P., MEYER, E. I. 1997. Regression analysis of linear body dimensions vs. dry mass in stream macroinvertebrates. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 139, p. 101 - 112.
- CALADO, S. C. Teia trófica dos macroinvertebrados em dois trechos do rio sambaqui, morretes – PR, Curitiba. **Dissertação Mestrado em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná**. 2011.
- CALLISTO, M.; MORENO, P.; BARBOSA, F. A. R. 2001. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, vol. 61, no. 2, p. 259-266.

- CALLISTO, M.; FERREIRA, W.; MORENO, P.; GOULART, M. D. C.; PETRUCIO, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 14, n. 1, p. 91-98.
- CHARÁ-SERNA, A. M.; CHARÁ, J. D.; ZÚÑIGA, C.; PEDRAZA, G. X.; GIRALDO, L. P. 2010. Clasificación trófica de insectos acuáticos em ocho quebradas protegidas de La ecorregión cafetera colombiana. **Universitas Scientiarum**, v. 15, n. 1, p. 27-36.
- CPRM. **Estudo de chuvas intensas no Estado do Rio de Janeiro: aspectos físicos e climatológicos**. Cap. 2. site: www.cprm.gov.br, acessado em 25/02/2015.
- CRESSA, C. 1999. Dry mass estimation of tropical aquatic insects using different short-term preservation methods. **Revista de biologia tropical**, v. 47, n. 1-2, p. 143-149.
- CRISCI-BISPO, V. L. C.; BISPO, P. C.; FROEHLICH, C. G. 2007a. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in litter in a mountain stream of the Atlantic Rainforest from southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 545-551.
- CUMMINS, K. W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. **Annual Review of Entomology**, vol. 18, p. 183-206.
- CUMMINS, K. W.; KLUG, M. J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 10, p. 147-172.
- CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. **Stud. Neotrop. Fauna Environm**, v. 40, p. 69-89.
- DOBSON, M.; MAGANA, A.; MATHOOKO, J. M.; NDEGWA F. K. 2002. Detritivores in Kenyan highland streams: more evidence for the paucity of shredders in the tropics?. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 909-919.
- DOLÉDEC, S.; PHILLIPS, N.; TOWNSEND, C. 2011. Invertebrate community responses to land use at a broad spatial scale: trait and taxonomic measures compared in New Zealand rivers. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 8, p. 1670 – 1688.
- FERNÁNDEZ, H. R.; DOMÍNGUEZ, E. 2001. **Guía para La determinación de los Artrópodos Bentónicos Sudamericanos**. 1º edición. Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Tucumán. UNT. 282 p.
- FREESTONE, A.L.; OSMAN, R.W.; RUIZ, G.M.; TORCHIN, M. E. 2011. Stronger predation in the tropics shapes species richness patterns in marine communities. **Ecology**, v. 92, p. 983-993.
- FROESE, R.; TSIKLIRAS, A. C.; STERGIOU, K. I. 2011. Editorial Note on Weight–Length Relations of Fishes. **Acta Ichthyologica Et Piscatoria**, v. 41, n. 4, p. 261-263.

Disponível

em:

<<http://openurl.ingenta.com/content/xref?genre=article&issn=0137-1592&volume=41&issue=4&spage=261>>. Acesso em: 22/2/2015.

- GALVES, W. A., JEREP, F. C. A., SHIBATTA, O. A. K. I. O. 2007. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina , PR , Brasil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 2, p. 55–65.
- GONZALÉZ, J. M.; BASAGUREN, A.; PODA, E. 2002. Size-mass relationships of stream invertebrates in a northern Spain stream. **Hydrobiologia**, v. 489, p. 131–137.
- HAMADA, N.; NESSIMIAN, J.L.; QUERINO, R.B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: INPA, 2014. 724 p.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9.
- HEPP, L. U., SANTOS, S. 2009. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental monitoring and Assessment**, v. 157, n. 1-4, p. 305-318.
- HEPP, L. U.; MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M. 2010. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia (Curitiba)**, v. 27, n. 1, p. 106-113.
- IRONS, J. G.; OSWOOD, M. W.; STOUT, R. J.; PRINGLE, C. M. 1994. Latitudinal patterns in leaf breakdown: is temperature really important? **Freshwater Biology**, v. 32, p. 401-411.
- JOHNSTON, T. A.; CUNJAK, R. A. 1999. Dry mass-length relationships for benthic insects: a review with new data from Catamaran Brook, New Brunswick, Canada. **Freshwater Biology**, v. 41, n. 4, p. 653 – 674.
- LEUVEN, R. S. E. W.; BROCK, T. C. M.; DRUTEN, H. A. M. 1985. Effects of preservation on dry- and ash-free dry weight biomass of some common aquatic macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, v. 127, n. 2, p. 151 – 159.
- LI, A. O. Y.; DUDGEON, D. 2008. Food resources of shredders and other benthic macroinvertebrates in relation to shading conditions in tropical Hong Kong streams. **Freshwater Biology**, v. 53, n. 10, p. 2011–2025.
- MARTIN, C. A.; PROULX, R.; MAGNAN, P. 2014. The biogeography of insects' length-dry mass relationships. (C. Dytham & J. M. Lobo, Eds.) **Insect Conservation and Diversity**, v. 7, n. 5, p. 413–419. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/icad.12063>>. Acesso em: 11/9/2014.
- MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. 1996. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. Third edition. Kendall-Hunt Publishing Company. Iowa, USA. p. 862.

- MÉTHOT, G.; HUDON, C.; GAGNON, P.; et al. 2012. Macroinvertebrate size–mass relationships: how specific should they be? **Freshwater Science**, v. 31, n. 3, p. 750–764. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/abs/10.1899/11-120.1>>. Acesso em: 11/9/2014.
- MEYER, E. 1989. The relationship between body length parameters and dry mass in running water invertebrates. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 117, p. 191-203
- MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. 2008. Efeito de metais Cobre (Cu) e Zinco (Zn) sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos do sul do Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 3, p. 283-289.
- MISERENDINO, M. L. 2001. Length–mass relationships for macroinvertebrates in freshwater environments of Patagonia (Argentina). **Ecologia Austral**, v. 11, p. 3–8.
- MISERENDINO, M. L. 2007. Macroinvertebrate functional organization and water quality in a large arid river from Patagonia (Argentina). **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v. 3, n. 3, p. 133 – 145.
- MIYASAKA, H.; GENKAI-KATO, M.; MIYAKE, Y.; KISHI, D.; KATANO, I.; DOI, H.; KUHARA, N. 2008. Relationships between length and weight of freshwater macroinvertebrates in Japan. **Limnology**, v. 9, n. 1, p. 75 – 80.
- MOLOZZI, J.; HEPP, L. U.; DIAS, A. S. 2007. Influence of rice crop on the benthic community in Itajaí Valley (Santa Catarina, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 4, p. 383-392.
- MOULTON, T. P.; MAGALHÃES-FRAGA, S. A. P.; BRITO, E. F.; BARBOSA, F. A. 2010. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrates shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 638, n. 1, p. 55 – 66.
- MOTTA, R. L.; UIEDA, V. S. 2005. Food web structure in a tropical stream ecosystem. **Austral Ecology**, v. 30, n. 1, p. 58 – 73.
- MUGNAI, R.; OLIVEIRA, R. B.; LAGO CARVALHO, A.; BAPTISTA, D. F. 2008. Adaptation of the Índice Biotico Esteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio de Janeiro State, Brasil. **Tropical Zoology**, v. 21, p. 57 – 74.
- MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Rio de Janeiro**. Ed.; Technical Books. Rio de Janeiro, 2010. 174 p.
- MUGNAI, R.; BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B.; SANFINS, C.; CARVALHO, A. D. L.; BAPTISTA, D. F. 2011. Application of the biotic index IBE-IOC for water quality assessment in wadeable streams in south-east Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 1, p. 74–85. <http://doi.org/10.4322/actalb.2011.021>.

- OLIVEIRA, A. L. H. De; NESSIMIAN, J. L. 2010. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 4, p. 424–441. Disponível em: <<http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/actalb.2011.007>>. Acesso em: 9/3/2014.
- OLIVEIRA, R. B.; BAPTISTA, D. F.; MUGNAI, R.; CASTRO, C. M.; HUGHES, R. M. 2011. Towards rapid bioassessment of wadeable streams in Brazil: Development of the Guapiacu-Macau Multimetric Index (GMMI) based on benthic macroinvertebrates. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 6, p. 1584-1593.
- PALMER, C. G. **Benthic assemblage structure, and the feeding biology of sixteen macro invertebrate taxa from the buffalo river, Eastern Cape, South Africa.** Tese de Doutorado, Faculty of Science, Rhodes University, Grahamstown. 1991.
- PÉREZ, G. R.; POSADA, J. A.; GUTIÉRREZ, J. C. 2001. Los macroinvertebrados acuáticos. p. 37-54. In: Pérez, G. R., Posada, J. A. & Gutiérrez, J. C. (Eds). **Estudios limnológicos de los recursos hídricos del parque de piedras blancas.** Ed. Guadalupe, Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Bogotá, 93 p.
- POLEGATTO, C. M.; FROELICH, C. G. 2003. Feeding strategies in Ataloplebiinae (Ephemeroptera: Leptophlebiidae), with considerations on scraping and filtering. In Gaino, E. (ed.), **Research Update on Ephemeroptera & Plecoptera.** University of Perugia, Perugia, p. 55–61.
- ROOT, R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-grey gnatcatcher. **Ecological Monographs**, v. 37, p. 317-350.
- ROSATI, I.; BARBONE, E.; BASSET, A. 2012. Length–mass relationships for transitional water benthic macroinvertebrates in Mediterranean and Black Sea ecosystems. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 113, p. 231–239.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Org.) 1993. **Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** New York (NY): Chapman & Hall, 488 p.
- SABO, J. S.; BASTOW, J. B.; POWER, M. E. P. 2002. Length – mass relationships for adult aquatic and terrestrial invertebrates in a California watershed. **Journal of North American Benthological Society**, v. 21, n. 2, p. 336–343.
- SALCEDO, A. K. M. Variação temporal e espacial e importância ecológica de macroinvertebrados aquáticos num córrego periurbano do Distrito Federal. Dissertação de mestrado em Ecologia pela Universidade de Brasília. 2006.
- SCHEMSKE, D.W.; MITTELBACH, G.G.; CORNELL, H.V.; SOBEL, J.M.; ROY, K. 2009. Is there a latitudinal gradient in the importance of biotic interactions? **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, v. 40, p. 245–269.
- SCHOENER, T. W. 1980. ‘Length–weight regressions in tropical and temperate forest- understory insects’, **Annals of the Entomological Society of America**, v. 73, p. 106–109.

- SENSOLO, D.; HEPP, L. U.; DECIAN, V.; RESTELLO, R. M. 2012. Influence of landscape on assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, v. 48, n. 04, p. 391-400.
- SILVA, F. L.; PAULETO, G. M.; TALAMONI, J. L. B.; RUIZ, S. S. 2009. Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 31, n. 1, p. 73-78.
- SILVEIRA, M. P.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. 2006. BAPTISTA, D. F. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a Southeastern Brazilian river. *Revista brasileira de biologia*, v. 66, n. 2B, p. 623 – 32. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16906294>>.
- SÍTIO DO INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTA/RJ. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br>>. Acesso em: 28 fev. 2015.
- SHIMANO, Y.; SALLES, F. F.; FARIA, L. R. R.; CABETTE, H. S. R.; NOGUEIRA, D. S. 2012. 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.
- SMOCK, L. A. 1980. Relationships between body size and biomass of aquatic insects. *Freshwater Biology*, v. 10, p. 375 - 383.
- STOFFELS, R. J.; S. KARBE; R. A. PATERSON. 2003. Length–mass models for some common New Zealand littoral benthic macroinvertebrates, with a note on within-taxon variability in parameter values among published models. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 37, p. 449 – 460.
- TOMANOVA, S.; GOITIA, E.; HELESIC, J. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, v. 556, p. 251–264.
- TOWERS, D. J.; HENDERSON, I. M.; VELTMAN, C. J. 1994. Predicting dry weight of New Zealand aquatic macroinvertebrates from linear dimensions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 28, p. 159 - 166.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R., CUSHING, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, vol. 37, p. 130-137.
- YULE, C. M. 1996. Trophic relationships and food webs of the benthic invertebrate fauna of two aseasonal tropical streams on Bougainville Island, Papua New Guinea. *Journal of Tropical Ecology*, v. 12, n. 4, p. 517 – 534.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. 2005. **Ecosystems and human well being: health synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment.** 64 p.

- WANTZEN K. M., WAGNER R. 2006. Detritus processing by invertebrate shredders: a neotropical-temperate comparison. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 216-232.
- WENZEL, F.; E. MEYER; J. SCHWOERBEL, 1990. Morphometry and biomass determination of dominant mayfly larvae (Ephemeroptera) in running waters. **Arch. Hydrobiol.**, v. 118, p. 31-46.
- WESTON, D. P., LYDY, M. L. 2014. Toxicity of the insecticide fipronil and its degradates to benthic macroinvertebrates of urban streams. **Environmental Science Technology**, v. 48, p. 1290-1297.