

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

DINÂMICA POPULACIONAL DE *Trichodactylus fluviatilis*
(DECAPODA, TRICHODACTYLIDAE) EM RIACHOS DE MATA
ATLÂNTICA

LARISSA CORTELETTI DA COSTA

VILA VELHA
FEVEREIRO / 2014

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

DINÂMICA POPULACIONAL DE *Trichodactylus fluviatilis*
(DECAPODA, TRICHODACTYLIDAE) EM RIACHOS DE MATA
ATLÂNTICA

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

LARISSA CORTELETTI DA COSTA

VILA VELHA
FEVEREIRO / 2014

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

C837d Costa, Larissa Corteletti da.

Dinâmica populacional de *Trichodactylus fluviatilis* (decapoda, trichodactylidae) em riachos de Mata Atlântica / Larissa Corteletti da Costa. – 2014.

39 f.: il.

Orientador: Marcelo da Silva Moretti.

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ecossistemas) - Universidade Vila Velha, 2014.

Inclui bibliografias.

1. Caranguejo – Habitat (ecologia) - Conservação. 2. Caranguejo – População – Espírito Santo (Estado). I. Moretti, Marcelo da Silva. II. Universidade Vila Velha. III. Título.

CDD 595.386

LARISSA CORTELETTI DA COSTA

**DINÂMICA POPULACIONAL DE *Trichodactylus fluviatilis*
(DECAPODA, TRICHODACTYLIDAE) EM RIACHOS DE MATA
ATLÂNTICA**

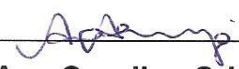
Dissertação apresentada à
Universidade Vila Velha, como pré-
requisito do Programa de Pós-
graduação em Ecologia de
Ecossistemas para a obtenção do
grau de Mestre em Ecologia.

Aprovada em 27 de fevereiro de 2014.

Banca Examinadora:



Prof. Dr. José Francisco Gonçalves Júnior - UnB



Profa. Dra. Ana Carolina Srbek de Araújo – UVV



Prof. Dr. Marcelo da Silva Moretti – UVV

Orientador

“Talvez meio caminho andado seja a gente acreditar no que faz. Mas acima de tudo, o que mais nos incentiva, que mais nos valoriza e também mais nos torna conscientes de nossa responsabilidade, é saber que outros crêem em nós. E não há palavras que descrevam o que sentimos ao saber dos sacrifícios a que eles se impõem por crerem não apenas em nós, mas também no que cremos.”

-Albert Einstein-

AGRADECIMENTOS

Ao meu bom Deus, por me dar sabedoria, oportunidade de viver, paciência e fôlego de vida a cada amanhecer.

Aos meus pais, Ademar e Precilda, pela força, incentivo a lutar pelos meus ideais, carinho e por todo amor que me deram durante toda minha vida pessoal e acadêmica.

À minha irmã, Michelle, pela amizade e companheirismo. Com certeza, as noites não seriam as mesmas se não a tivesse ao meu lado.

Ao meu noivo, Junior, que durante todos esses anos tem sido meu amigo, porto seguro, companheiro e por sempre ter acreditado em mim.

Aos meus familiares por sempre me ajudarem e apoiarem.

Ao meu querido orientador, por me ensinar todos os caminhos para ser uma pesquisadora e me mostrar o quão bela a Limnologia é, sempre paciente, e por sempre colocar caminhos nos quais poderia trilhar sem medo.

Aos meus colegas de laboratório, Aice, Cinthia, Thaís, Karol, Pâmela, Lorena, Lyandra, Jéssica e Flávio que se mostraram bem mais que apenas companheiros do LEIA. Suas piadas, puxões de orelha (ora necessários), brincadeiras e até mesmo alguns desentendimentos só fortaleceram os laços, os quais carregarei sempre comigo.

Aos meus queridíssimos, Márcio e Marrom. Com certeza as coletas do Mestre Álvaro não seriam as mesmas sem vocês. Vocês que o digam. Não é meninos!?

Aos demais professores, que contribuíram e enriqueceram com seus conhecimentos a minha vida acadêmica.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Espírito Santo (FAPES) pela bolsa de mestrado que me foi concedida.

À Universidade Vila Velha e ao Laboratório de Ecologia de Insetos Aquáticos (LEIA-UVV) por toda estrutura e suporte durante esses anos.

E se por ventura tenha esquecido alguém, meu muito obrigada!!!!!!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	7
LISTA DE TABELAS.....	8
CAPA DO ARTIGO.....	9
RESUMO.....	10
ABSTRACT.....	11
INTRODUÇÃO.....	12
HIPÓTESE E OBJETIVOS.....	14
MATERIAL E MÉTODOS.....	15
<i>Áreas de estudo.....</i>	<i>15</i>
<i>Relações Comprimento-biomassa.....</i>	<i>17</i>
<i>Dinâmica Populacional.....</i>	<i>18</i>
<i>Comportamento alimentar.....</i>	<i>19</i>
<i>Análise de Dados.....</i>	<i>20</i>
RESULTADOS.....	21
DISCUSSÃO.....	30
CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS.....	33
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	34

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Riachos amostrados durante a realização do estudo.

Figura 2. Trechos onde as populações de *Trichodactylus fluviatilis* foram amostradas durante o estudo. Córrego Mestre Álvaro (A) e no Córrego Macuco (B) (ES).

Figura 3. Coleta das variáveis morfométricas de *Trichodactylus fluviatilis* para a realização das relações comprimento-biomassa.

Figura 4. Biomassa seca (média \pm EP) dos indivíduos de *T. fluviatilis* capturados no Córrego Mestre Álvaro (A) e no Córrego Macuco (B).

Figura 5. Abundância total de indivíduos, machos, fêmeas e juvenis de *T. fluviatilis* capturados no Córrego Mestre Álvaro (A) e no Córrego Macuco (B) (ES).

Figura 6. Razão sexual de *T. fluviatilis* no Córrego Mestre Álvaro (A) e no Córrego Macuco (B) (ES).

Figura 7. Comprimento da carapaça (média \pm EP) dos indivíduos de *T. fluviatilis* capturados no Córrego Mestre Álvaro (A) e no Córrego Macuco (B).

Figura 8. Estoque bêntico de detritos foliares (média \pm EP) do Córrego Mestre Álvaro (A) e no Córrego Macuco (B) (ES).

Figura 9. Conteúdo estomacal dos indivíduos de *T. fluviatilis* capturados no Córrego Mestre Álvaro (A) e no Córrego Macuco (B) (ES).

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores médios dos parâmetros abióticos medidos *in situ* no Córrego Mestre Álvaro e no Córrego Macuco durante o período estudado.

Tabela 2. Parâmetros dos modelos linear, *power function* e exponencial para a relação entre a variável morfométrica (comprimento da carapaça [CC], largura da carapaça [LC] ou relação comprimento-largura [CL] em cm) e o peso seco (mg) dos indivíduos *Trichodactylus fluviatilis* capturados no Córrego Mestre Álvaro e no Córrego Macuco (ES).

Tabela 3. Resultados das Análises de Variância (ANOVA) realizadas para abundância total e indivíduos machos, fêmeas e juvenis de *T. fluviatilis* capturados no Córrego Mestre Álvaro e no Córrego Macuco (ES), utilizando como fatores os riachos e os meses de captura.

Dinâmica populacional de *Trichodactylus fluviatilis* (Decapoda, Trichodactylidae) em riachos de Mata Atlântica

Larissa C. da Costa ¹, Marcelo S. Moretti

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

Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, Universidade Vila Velha. ¹E-mail: larissacorteletti@biologa.bio.br

A formatação deste artigo segue as normas da *Revista Brasileira de Zoologia*, tanto para citações como para as referências bibliográficas.

RESUMO

COSTA, L. CORTELETTI, P.D, M.Sc, Universidade Vila Velha – ES, 02 de 2014. **Dinâmica populacional de *Trichodactylus fluviatilis* (Decapoda, Trichodactylidae) em riachos de Mata Atlântica.** Orientador: Marcelo da Silva Moretti.

Os caranguejos dulcícolas são elementos importantes da biota aquática pois, ao atuarem como macroconsumidores, participam ativamente no processamento de matéria orgânica nos riachos. O objetivo desta dissertação foi avaliar a dinâmica populacional e a dieta de indivíduos de *Trichodactylus fluviatilis* em riachos de Mata Atlântica no Espírito Santo. Desta forma, foram monitoradas as populações de *T. fluviatilis* em dois riachos localizados no município da Serra (Córrego Mestre Álvaro) e em Santa Leopoldina (Córrego Macuco). Os indivíduos de *T. fluviatilis* foram capturados mensalmente ao longo de um ano, utilizando diferentes metodologias (armadilhas, coletor Surber e busca ativa) e tiveram o sexo e algumas variáveis biométricas determinadas em campo. Previamente ao início das coletas, relações comprimento-biomassa foram determinadas para as duas populações estudadas (50 e 45 indivíduos, respectivamente), tendo como preditores a largura, o comprimento da carapaça e a relação comprimento-largura. As equações de melhor ajuste para ambas as populações foram obtidas através das regressões do tipo *power function*, utilizando o comprimento da carapaça como preditor da biomassa ($r^2 > 0,89$). No total, foram capturados 380 indivíduos no Córrego Mestre Álvaro e 108 no Córrego Macuco. Os valores de razão sexual e comprimento da carapaça não diferiram entre os riachos estudados e os meses de captura (ANOVA, $p > 0,05$). A biomassa dos indivíduos capturados diferiu entre os riachos estudados, mas não entre os meses de captura. A interação entre estes dois fatores foi significativa (ANOVA two-way; Riachos: $F = 13,958$, $p < 0,001$; Meses: $F = 1,252$, $p = 0,244$; Interação: $F = 2,315$, $p = 0,015$). A dieta de *T. fluviatilis* foi avaliada através da análise do conteúdo estomacal de 69 indivíduos das duas populações estudadas. O item alimentar “Algas” foi o mais abundante (~57,96 %), seguido por “MOPF” (~40,76%). Os itens “Tecido Animal” e “MOPG” foram raros nas amostras (<1,80%). Os resultados obtidos corroboram com a importância ecológica de *T. fluviatilis* atuando como importante consumidor de matéria orgânica. Além disso, fornecem bases para a conservação e o manejo desses organismos macroconsumidores em riachos de Mata Atlântica do Espírito Santo e em outras regiões tropicais.

Palavras-chave: Caranguejo dulcícola; macroconsumidores; conteúdo estomacal; relações comprimento-biomassa; riachos tropicais.

ABSTRACT

COSTA, L. CORTELETTI, P.D, M.Sc, University of Vila Velha – ES, 02 de 2014. Population dynamics of *Trichodactylus fluviatilis* (Decapoda, Trichodactylidae) in Atlantic Forest streams. Advisor: Marcelo da Silva Moretti.

Freshwater crabs are important elements of aquatic biota because they act as macroconsumers and participate actively in stream food chains. The aim of this study was to evaluate the population dynamics and the diet of *Trichodactylus fluviatilis* in Atlantic Forest streams of Espírito Santo. Thus, *T. fluviatilis* populations were monitored in two streams located in the municipalities of Serra (Mestre Álvaro Stream) and Santa Leopoldina (Macuco Stream). Crabs were captured monthly over one year, using different methods (traps, Surber sampler and active search), and had gender and some biometric measures determined in the field. Before starting the captures, length-dry mass relationships were determined for the two studied populations (50 and 45 individuals, respectively), using as predictors the carapace width and length, and length-width relation. Best fitted equations for both populations were obtained using carapace length as predictor of biomass ($r^2 > 0.89$). In total, 380 individuals were captured in Mestre Álvaro and 108 in Santa Leopoldina. Sex ratios and carapace length values did not differ between the studied streams and months of capture (ANOVA, $p > 0.05$). Crabs biomass differed between studied streams, but not among the months of capture. The interaction between these factors was significant (ANOVA two-way; Streams: $F = 13.958$, $p < 0.001$; Months: $F = 1.252$, $p = 0.244$; interaction: $F = 2.315$, $p = 0.015$). The feeding behavior of *T. fluviatilis* was evaluated by analyzing the gut contents of 69 individuals from both studied populations. The food item "Algae" was the most abundant (~57.96%), followed by "FPOM" (~40.76%). The items "Animal Tissue" and "CPOM" were rare in the samples (<1.80%). The results support the ecological importance of *T. fluviatilis* acting as a major consumer of organic matter. In addition, they provide bases for the conservation and management of these macroconsumers in Atlantic Forest streams from Espírito Santo and other tropical regions.

Keywords: freshwater crabs; macroconsumers; gut contents; length-dry mass relationships; tropical streams.

INTRODUÇÃO

A decomposição de matéria orgânica é um processo ecológico importante em ambientes lóticos, pois contribui para a ciclagem de nutrientes e o fluxo de energia nestes ecossistemas (Graça *et al.*, 2001; Motimori *et al.*, 2001; Sylvestre & Bailey, 2005). Os organismos aquáticos decompositores, principalmente fungos hifomicetos e invertebrados detritívoros, são responsáveis por grande parte do processamento de matéria orgânica em riachos sombreados pela vegetação ripária (Suberkropp, 1992). Alguns estudos demonstraram, por exemplo, que larvas de Trichoptera (*Phylloicus* sp. e *Triplectides* sp.) e alguns crustáceos dulcícolas (p. ex. *Aegla* sp.), ao se alimentarem de detritos foliares, promovem a redução das partículas de matéria orgânica que poderão então ser utilizadas por organismos coletores (Wantzen *et al.*, 2002; Bjelke *et al.*, 2005; Lepori *et al.*, 2005; Moulton *et al.*, 2010).

Algumas espécies de caranguejos dulcícolas são detritívoras, podendo contribuir significativamente para a ciclagem de nutrientes em ecossistemas lóticos tropicais (Yeo *et al.*, 2008; Moulton *et al.*, 2010). Dobson *et al.* (2002), após terem encontrado grande proporção de detritos vegetais no conteúdo estomacal de caranguejos em riachos africanos, sugeriram que estes invertebrados poderiam ocupar o grupo trófico dos fragmentadores, o qual tem sido considerado pouco abundante em alguns ecossistemas aquáticos tropicais. Neste contexto, a elevada abundância e biomassa de caranguejos que normalmente têm sido encontradas em alguns riachos tropicais, associada à sua capacidade de consumir detritos orgânicos, faz com que estes organismos sejam potencialmente importantes para o metabolismo energético de ecossistemas lóticos localizados na região tropical (Gomides *et al.*, 2006; Costa Neto, 2007; Cumberlidge *et al.*, 2009).

Segundo López-Rodríguez *et al.* (2008), as informações básicas sobre a história de vida de uma espécie são essenciais para a compreensão de sua adaptação ao meio ambiente, seu padrão de crescimento, diferenciação, armazenamento e reprodução, além de refletir sua filogenia, bem como as funções e interações das comunidades biológicas (p. ex., Stearns, 1976; Butler, 1984; Roff, 1992). De acordo com Crawley (1997) o ciclo de vida é definido como a sequência de estágios morfológicos e processos fisiológicos que ligam uma geração com a seguinte. Os componentes deste ciclo serão os mesmos para todos os membros de uma espécie, e podem ser geralmente descritos qualitativamente. De acordo com Becker (2005), o conhecimento do número de estágios imaturos e os padrões de

crescimento e desenvolvimento ao longo do ano são componentes importantes para se estudar a história de vida de organismos aquáticos.

Outra importante ferramenta utilizada é o estudo do comportamento alimentar desses caranguejos, a partir de análises do conteúdo estomacal, onde fornece uma base para a compreensão do consumo e da disponibilidade de alimentos nos ecossistemas (Di Benedetto *et al*, 2001; Martins *et al*, 2005; Bittar & Di Benedetto, 2009). Estes fatores podem afetar de maneira significativa a distribuição e o comportamento (migração, muda e reprodução) destes organismos (Hines & Ruiz, 1995). Além disso, estas informações podem contribuir para a compreensão das relações tróficas existentes nos ambientes onde estes organismos são encontrados e também ressaltar a importância desses organismos como agentes de bioperturbação e/ou engenheiros ecológicos (Thongtham *et. al*, 2008).

Segundo Yeo *et al.* (2007), estima-se que a diversidade global de caranguejos dulcícolas seja de aproximadamente 238 gêneros, com 1.476 espécies conhecidas. No Brasil, são encontradas 45 espécies, sendo que quatro destas estão listadas como vulneráveis e ameaçadas de extinção. De acordo com Cumberlidge *et al.* (2009) a maioria das espécies ameaçadas é endêmica e semi-terrestre, vivendo em habitats sujeitos ao desmatamento, alteração de padrões de drenagem e poluição. Estes caranguejos representam importantes componentes dos ecossistemas aquáticos interiores, onde agem como decompositores de matéria orgânica, predadores de pequenos invertebrados e peixes e como alimento para muitas espécies de vertebrados (Magalhães, 2003; Cumberlidge *et al.*, 2009). Apesar de inúmeros estudos que comprovem sua importância e os iminentes riscos de extinção, poucas informações sobre a biologia e ecologia destas espécies de caranguejos estão disponíveis na literatura. Crustáceos da Família Trichodactylidae (Decapoda) são encontradas nas Américas do Sul e Central, ocorrendo desde o sul do México até a Argentina em bacias hidrográficas que drenam para o Atlântico (Alarcon *et. al*, 2002; Magalhães, 2003). Estas espécies são de pequeno a médio porte e habitam rios e riachos montanhosos localizados até 500 m de altitude (Magalhães, 2003; Rocha & Bueno, 2004). A espécie *Trichodactylus fluviatilis* Latreille (1828) é encontrada em riachos costeiros ao longo da faixa litorânea do Brasil, ocorrendo desde Pernambuco até o nordeste do Rio Grande do Sul (Magalhães, 2003). Os indivíduos desta espécie possuem hábitos crípticos e noturnos, permanecendo escondidos em tocas, rochas, troncos e folhas submersas durante o dia (Magalhães, 2003). Além disso, conseguem facilmente superar

obstáculos, como quedas d'água, o que provavelmente favorece sua dispersão e colonização de trechos ainda não habitados (Vilella *et al.*, 2004).

Devido à baixa ou escassa literatura e o importante papel que crustáceos dulcícolas desempenham em riachos tropicais, este trabalho foi desenvolvido para avaliar a dinâmica populacional e a dieta de *Trichodactylus fluviatilis* em riachos de Mata Atlântica no estado do Espírito Santo. E ainda, elucidar a influência do crustáceo no processamento de matéria orgânica alóctone em riachos pouco estudados.

HIPÓTESE E OBJETIVOS

Hipótese

Partindo do pressuposto que as características ecológicas dos riachos influenciam a dinâmica populacional e a dieta das populações de *T. fluviatilis*, foi formulada a seguinte hipótese:

Riachos mais preservados apresentam maior abundância e biomassa de T. fluviatilis e, conseqüentemente, maior participação destes organismos no processamento de matéria orgânica.

Objetivo Geral

Avaliar a dinâmica populacional e a dieta de *Trichodactylus fluviatilis* em dois riachos de Mata Atlântica.

Objetivos Específicos

- Determinar a relação comprimento-biomassa para as duas populações de *T. fluviatilis* estudadas.
- Verificar a ocorrência de variação mensal na razão sexual, tamanho e biomassa dos indivíduos de *T. fluviatilis* encontrados nos dois riachos estudados.
- Identificar e quantificar os itens alimentares que fazem parte da dieta dos indivíduos de *T. fluviatilis* nos dois riachos estudados.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de Estudo

Os riachos estudados pertencem à bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória, localizada na região central do Espírito Santo (Figura 1). Devido à proximidade com a região da Grande Vitória, esta bacia sofre impactos de origem antrópica derivados do lançamento de efluentes domésticos sem tratamento, resíduos de indústrias e despejo de lixo, que resultam em uma significativa degradação ambiental (Jesus *et. al.*, 2004). Além disso, a remoção da mata ciliar, o desmatamento dos topos de morros, o uso de agrotóxicos e a adubação orgânica para implantação agrícola são práticas comuns em grande parte da extensão dessa bacia hidrográfica (Jesus *et. al.*, 2004).

O primeiro riacho estudado está localizado na face norte da Área de Proteção Ambiental (APA) do Mestre Álvaro (20° 10' 02,41" S - 40° 10' 49,47" W), no município da Serra. A APA do Mestre Álvaro é considerada uma das maiores elevações litorâneas da costa brasileira e abriga remanescentes da Mata Atlântica, apresentando altitude máxima de 833 m e uma área de aproximadamente 3.470 ha. O clima da região é tropical quente e úmido, sendo que os valores de temperatura e precipitação anuais médios são de 23° C e 1.100 mm (Incaper, 2013). Essa APA, que está localizada a 12 km do litoral, faz parte do conjunto da Serra do Mar, destacando-se na paisagem dos tabuleiros litorâneos e das planícies fluviomarinhas (Semma, 2012). A vegetação nativa é representada pela Floresta Ombrófila Densa Submontana. Mesmo estando em uma Unidade de Conservação de uso sustentável, esta área encontra-se sobre um contínuo processo de degradação em virtude do rápido crescimento urbano, da criação de áreas de agricultura e pastagem, e por atividades de caça ilegal e práticas esportivas. O trecho escolhido para estudo, denominado Córrego Mestre Álvaro, encontra-se a uma altitude de 246 m, a vegetação ripária cobre parcialmente o leito do riacho. Além de espécies nativas da Mata Atlântica, nas margens do trechos estudado estão presentes algumas espécies exóticas (p.ex. jaqueiras e cacaeiros) e áreas onde a vegetação nativa foi parcialmente removida. Apresenta substrato predominantemente arenoso, com a presença pedras e fendas que servem de abrigo para os indivíduos de *T. fluviatilis*, uma alternância de ambientes com pequenas quedas d'água e de remanso, águas claras e frias (Figura 2A).

O segundo riacho, denominado Córrego Macuco, está localizado em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa no município de Santa Leopoldina (20° 01' 23,8" S - 40° 33' 00,5" W). O clima da região é tropical úmido de altitude, sendo que os valores de temperatura e precipitação anuais médios são de 19° C e 1.200 mm (Incaper, 2013). O trecho escolhido está a uma altitude de 593 m e caracteriza-se por apresentar uma vegetação ripária bem preservada, com diversas espécies arbóreas (Figura 2A). Esta vegetação sombreia grande parte do leito do riacho, que está situado próximo a pequenas propriedades rurais e áreas de monocultura de *Eucalyptus globulus*. O substrato deste trecho é heterogêneo (troncos submersos, seixos, bancos de cascalho e areia), sendo que nas áreas de remanso formam-se grandes acúmulos de folhas onde é possível encontrar uma diversa comunidade de invertebrados aquáticos.

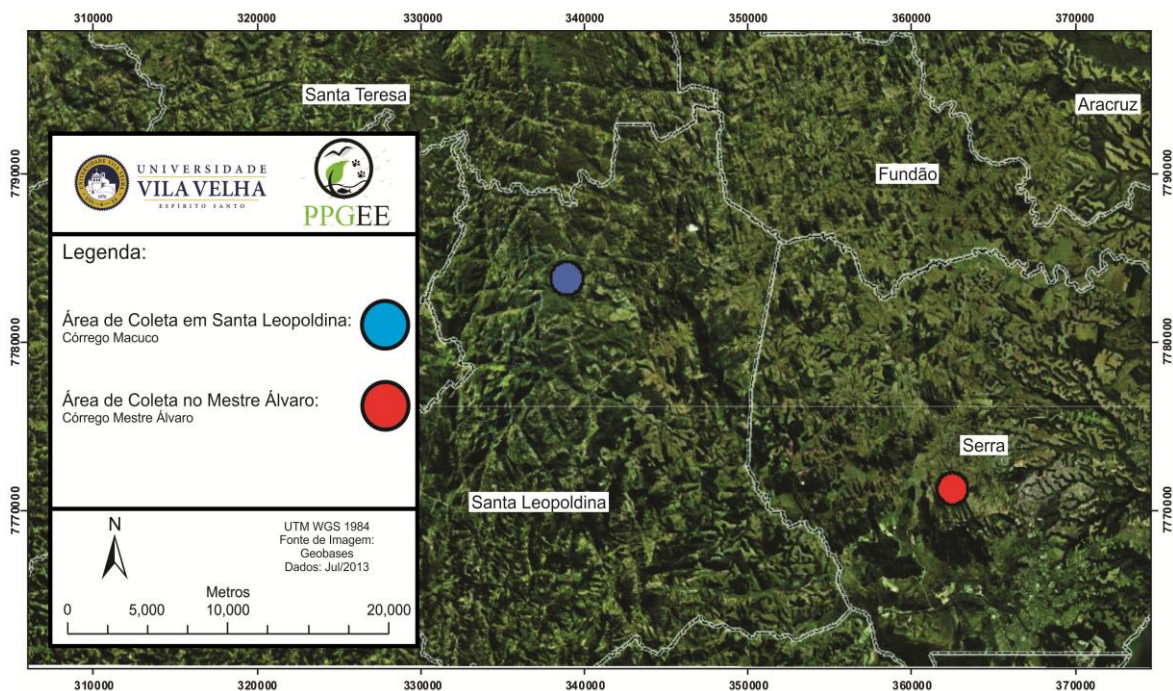


Figura 1. Riachos amostrados durante a realização do estudo.

Durante a execução dos experimentos, variáveis abióticas como, pH, temperatura (°C), condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), saturação O_2 , oxigênio dissolvido (mg/l), profundidade (cm) e largura (m), de ambos os riachos foram mensuradas mensalmente. A água dos trechos estudados apresentou temperaturas mais amenas, pH levemente ácido e valores altos de saturação e baixa condutividade (Tabela 1).

Tabela 1. Valores médios dos parâmetros abióticos medidos *in situ* nos riachos amostrados no Córrego Mestre Álvaro e no Córrego Macuco durante o período estudado.

Parâmetros	Córrego Mestre Álvaro		Córrego Macuco	
	Média	Variação	Média	Variação
pH	6,74	6,4 - 7,21	6,72	5,57 - 7,5
Temperatura (°C)	21,05	18,3 - 23,1	20,19	18,4 - 22,7
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	39,86	14,1 - 46,5	20,69	9,6 - 26,5
Saturação O ₂	97,20	83 - 111,6	96,23	42,3 - 109,5
Oxigênio Dissolvido (mg/l)	8,61	9,8 - 7,55	9,85	4 - 7,65
Profundidade (cm)	26,67	12 - 38	17,83	12 - 27
Largura (m)	5,03	4,4 - 6,2	4,82	5 - 7,1



Figura 2. Trechos onde as populações de *Trichodactylus fluviatilis* foram amostradas durante o estudo. Córrego Mestre Álvaro (A) e no Córrego Macuco (B) (ES).

Relação Comprimento-biomassa

A relação entre a biomassa e o comprimento dos indivíduos capturados foi estimada através de equações comprimento-biomassa considerando para cada população estudada separadamente. O cálculo destas equações foi realizado previamente ao início do monitoramento das populações (maio de 2012), para evitar qualquer influência que ocasionasse um desequilíbrio sobre as mesmas. Foram coletados 50 indivíduos no Córrego Mestre Álvaro e 45 indivíduos no Córrego Macuco. No laboratório estes indivíduos tiveram o comprimento e a largura da carapaça determinados com um paquímetro (0,1 mm) (Figura 3), para se testar qual variável morfométrica previa melhor a biomassa das populações estudadas. Após as

medições, todos os indivíduos foram secos (60° C por 72 h) e pesados (0,01 mg) para a determinação da biomassa seca.



Figura 3. Coleta das variáveis morfométricas de *Trichodactylus fluviatilis* para a realização das relações comprimento-biomassa.

Para selecionar as equações de melhor ajuste para cada população, foram utilizados os modelos linear, exponencial e *Power function*, adotando as seguintes variáveis morfométricas: comprimento e largura da carapaça, e relação comprimento-largura. A variável morfométrica que gerou o modelo de melhor ajuste (r^2) foi utilizada para estimar a biomassa dos indivíduos capturados durante o monitoramento das populações.

Dinâmica Populacional

No período de junho de 2012 a agosto de 2013, foram realizadas amostragens mensais, duas vezes por mês, de indivíduos de *T. fluviatilis* para o monitoramento das populações estudadas e obtenção dos dados biométricos. Os indivíduos foram classificados em machos, fêmeas e juvenis, sendo neste último estavam inseridos os filhotes. Para garantir a amostragem de indivíduos de diferentes tamanhos foram utilizados dois tipos de amostradores (armadilhas tipo “covo” e um coletor Surber), além de uma metodologia padronizada de procura ativa. As armadilhas foram confeccionadas a partir de recipientes plásticos (2 e 5 litros) e

possuíam uma abertura estreita e em forma de funil que permitisse a entrada dos indivíduos. O coletor Surber utilizado possuía área de 0,09 m² e malha de 0,250 mm.

Em cada mês foram instaladas oito armadilhas (quatro de cada tamanho) em cada riacho. As armadilhas continham fígado de galinha como isca e permaneceram submersas por 24 horas para a captura dos crustáceos. A busca ativa por indivíduos de *T. fluviatilis* foi realizada por uma equipe de 03 pesquisadores durante 1 hora, totalizando um esforço de 20 min/pessoa por riacho. A busca ativa consistiu na procura por indivíduos em fendas, troncos submersos, entre rochas e sobre o substrato dos riachos. Todos os indivíduos capturados pelas armadilhas e por busca ativa tiveram o sexo, o comprimento e a largura da carapaça determinados em campo. Após as medições, os indivíduos foram soltos nos mesmos trechos em que foram capturados.

Quatro amostras de acúmulos de folhas foram coletadas em cada riacho com auxílio do coletor Surber para a amostragem dos indivíduos de *T. fluviatilis* que se encontravam associados a este substrato (geralmente filhotes e juvenis). As amostras foram colocadas individualmente em sacos plásticos, de acordo com o ponto de coleta, e levadas para o Laboratório de Ecologia de Insetos Aquáticos da UVV, onde foram lavadas sobre peneiras de 0,50 e 0,25 mm. O material retido nas peneiras foi então triado em um microscópio estereoscópio (35x) e os indivíduos de *T. fluviatilis* encontrados foram preservados em álcool 70% para posterior análise. Os detritos foliares de cada amostra foram secos em estufa (60° C, 72 h) e, posteriormente, pesados (0,01g) e separados em morfoespécies.

Comportamento Alimentar

O comportamento alimentar de *T. fluviatilis* foi avaliado a partir da análise do conteúdo estomacal de (n= 69 sendo, 50 do Córrego Mestre Álvaro e 19 do Córrego Macuco) indivíduos coletados em ambos os riachos estudados, durante o período de um ano. Esses crustáceos foram coletados com o auxílio de busca ativa, para evitar assim, qualquer influência em seu conteúdo estomacal. Procurou-se também amostrar diferentes indivíduos de sexos e tamanhos distintos, para verificar se haveria alguma diferença nos conteúdos analisados. Após a coleta dos dados biométricos realizada em campo, conforme descrito no item de história de vida, estes indivíduos foram fixados em formalina (4%) por um período de 24 horas para cessar o processo de digestão. Em laboratório, sua carapaça foi removida para a visualização do estômago cardíaco, em seguida, estas estruturas foram

conservadas em álcool 70% (De Macedo *et al*, 2012) e posteriormente abertas e analisadas em um microscópio óptico (40x). O conteúdo estomacal de cada indivíduo foi classificado de acordo com os seguintes itens alimentares: “matéria orgânica particulada grossa” (MOPG, >1 mm), “matéria orgânica particulada fina” (MOPF, <1 mm), “algas” e “tecido animal”. As proporções de cada item alimentar encontrado no conteúdo estomacal de cada indivíduo foram determinadas em uma câmara Sedgewick-Rafter quadriculada (1x1 mm).

Análise de Dados

Para determinação do melhor ajuste entre as duas dimensões corporais e a biomassa dos indivíduos de *T. fluviatilis*, foram utilizados os modelos de regressão linear (1), exponencial (2) e *power function* (3) ou os seus equivalentes logaritmos:

$$DM = a + b \cdot L \quad (1)$$

$$DM = a \cdot e^{bL} \text{ (no formato linear: } \ln DM = \ln a + b \cdot L \text{)} \quad (2)$$

$$DM = a \cdot L^b \text{ (no formato linear: } \ln DM = \ln a + b \cdot \ln L \text{)} \quad (3)$$

onde *a* e *b* são as constantes da regressão, DM é a massa seca, *L* é a variável morfométrica e *e* é uma constante matemática (número de Euler: 2,718). O ajuste das equações de regressão foi julgado pelo coeficiente de determinação (r^2), nível de significância (p , obtido pela ANOVA da regressão) e análise de resíduos.

Os valores de abundância (total, machos, fêmeas e juvenis), razão sexual dos crustáceos adultos, comprimento da carapaça, biomassa e de estoque bêntico de detritos foliares foram analisados a partir de Análise de Variância (ANOVA), utilizando como fatores os riachos e os meses de captura. Para o estoque bêntico foi realizado o Teste de Tukey, para comparação entre as médias dos meses estudados. Todos os dados tiveram sua normalidade e homogeneidade de variâncias testadas e, quando necessário, foram logaritmizados. As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o software *SPSS 16.0 for Macintosh* e baseadas em Zar (2010).

RESULTADOS

Relação Comprimento-biomassa

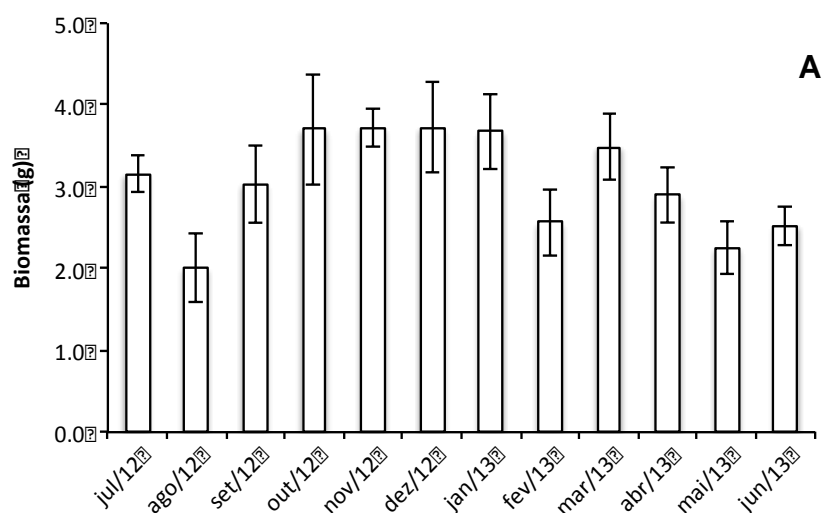
Todas as variáveis morfométricas utilizadas apresentaram um alto nível de significância nos três modelos ($p < 0,001$). Os parâmetros das equações de regressão estão apresentados na Tabela 2. Para a população do Córrego Mestre Álvaro, as melhores relações para se estimar a biomassa de *T. fluviatilis* foram determinadas utilizando o modelo *power function* (Tabela 2), sendo que estas relações apresentaram coeficientes de determinação bastante similares. Para o modelo exponencial as melhores relações foram encontradas utilizando o comprimento ou a largura da carapaça. As melhores relações determinadas pelo modelo linear foram obtidas utilizando a relação comprimento-largura da carapaça. Os mesmos padrões se repetiram para a população do Córrego Macuco, apesar dos ajustes de todas as relações geradas terem sido menores que os encontrados no Córrego Mestre Álvaro.

Tabela 2. Parâmetros dos modelos linear, *power function* e exponencial para a relação entre a variável morfométrica (comprimento da carapaça [CC], largura da carapaça [LC] ou relação comprimento-largura [CL] em cm) e o peso seco (mg) dos indivíduos *Trichodactylus fluviatilis* capturados nos Córrego Mestre Álvaro e no Córrego Macuco (ES).

Modelo	Córrego Mestre Álvaro				Córrego Macuco			
	A	Ln a	B	r ²	A	Ln a	b	r ²
<i>Linear</i>								
CC	-2,60		2,66	0,77	-3,05		2,65	0,77
LC	-2,52		2,43	0,76	-2,98		2,39	0,80
CL	-0,47		0,68	0,82	-0,70		0,65	0,84
<i>Exponencial</i>								
CC		-2,66	1,66	0,86		-2,35	1,49	0,87
LC		-2,63	1,52	0,85		-2,27	1,32	0,87
CL		-1,11	0,37	0,72		-0,92	0,34	0,82
<i>Power function</i>								
CC		-0,94	2,54	0,94		-1,13	2,64	0,89
LC		-1,18	2,60	0,94		-1,36	2,64	0,90
CL		-1,06	1,29	0,94		-1,26	1,32	0,90

Biomassa

A biomassa média dos indivíduos capturados no Córrego Mestre Álvaro foi maior e constante nos período de outubro de 2012 a janeiro de 2013 (Figura 4A). Estes valores foram mais baixos nos meses de agosto de 2012 e maio de 2013. No Córrego Macuco, os valores de biomassa de *T. fluviatilis* foram mais baixos em comparação com a outra área de estudo (Figura 4B). Os maiores valores de biomassa foram encontrados nos meses de fevereiro e julho de 2013, enquanto os menores valores foram encontrados nos meses de novembro de 2012 e junho de 2013. Os valores de biomassa diferiram entre os riachos estudados, mas não entre os meses de captura. A interação entre estes dois fatores também foi significativa (ANOVA two-way; Riachos: $F = 13,958$, $p < 0,001$; Meses: $F = 1,252$, $p = 0,244$; Interação: $F = 2,315$, $p = 0,015$).



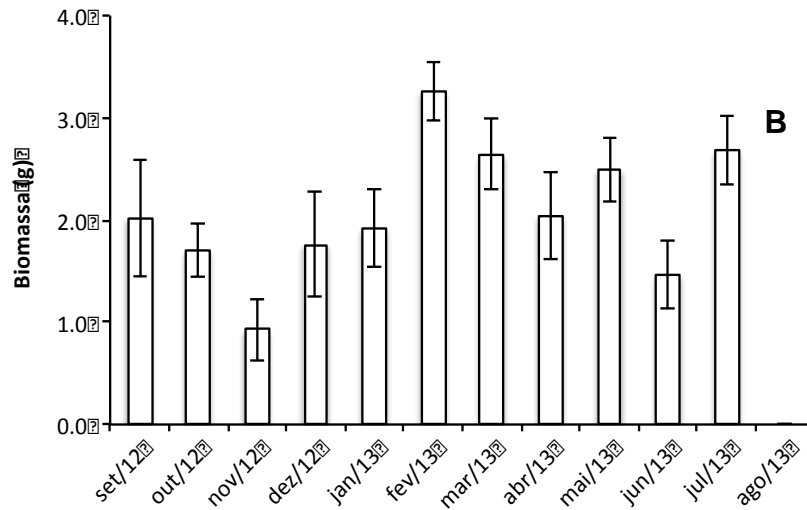


Figura 4. Biomassa seca (média \pm EP) dos indivíduos de *T. fluviatilis* capturados no Córrego Mestre Álvaro (A) e no Córrego Macuco (B).

Abundância

No Córrego Mestre Álvaro foi capturado um total de 380 indivíduos de *T. fluviatilis*, sendo 128 machos, 135 fêmeas e 117 juvenis. Os maiores valores de abundância total e de machos foram encontrados no mês de julho de 2012, enquanto as fêmeas e os juvenis foram mais abundantes nos meses de novembro de 2012 e junho de 2013, respectivamente (Figura 5A). A menor abundância de *T. fluviatilis* foi encontrada no mês de agosto de 2012, quando apenas 17 indivíduos foram capturados. No Córrego Macuco as abundâncias foi menor durante todo o período de estudos, onde um total de 108 indivíduos foram capturados (23 machos, 52 fêmeas e 33 juvenis). No mês de janeiro de 2013 foram encontradas as maiores abundância total e de indivíduos juvenis enquanto os maiores valores de machos e fêmeas foram encontrados em de julho de 2013 e outubro de 2012, respectivamente (Figura 5B). Não foram capturados indivíduos de *T. fluviatilis* neste riacho no mês de agosto de 2013. Os valores de abundância total, indivíduos machos, fêmeas e juvenis de *T. fluviatilis* foram diferentes apenas entre os riachos estudados ($p \leq 0,01$), não tendo havendo diferenças significativas entre os meses de estudo ($p > 0,05$) (Tabela 3).

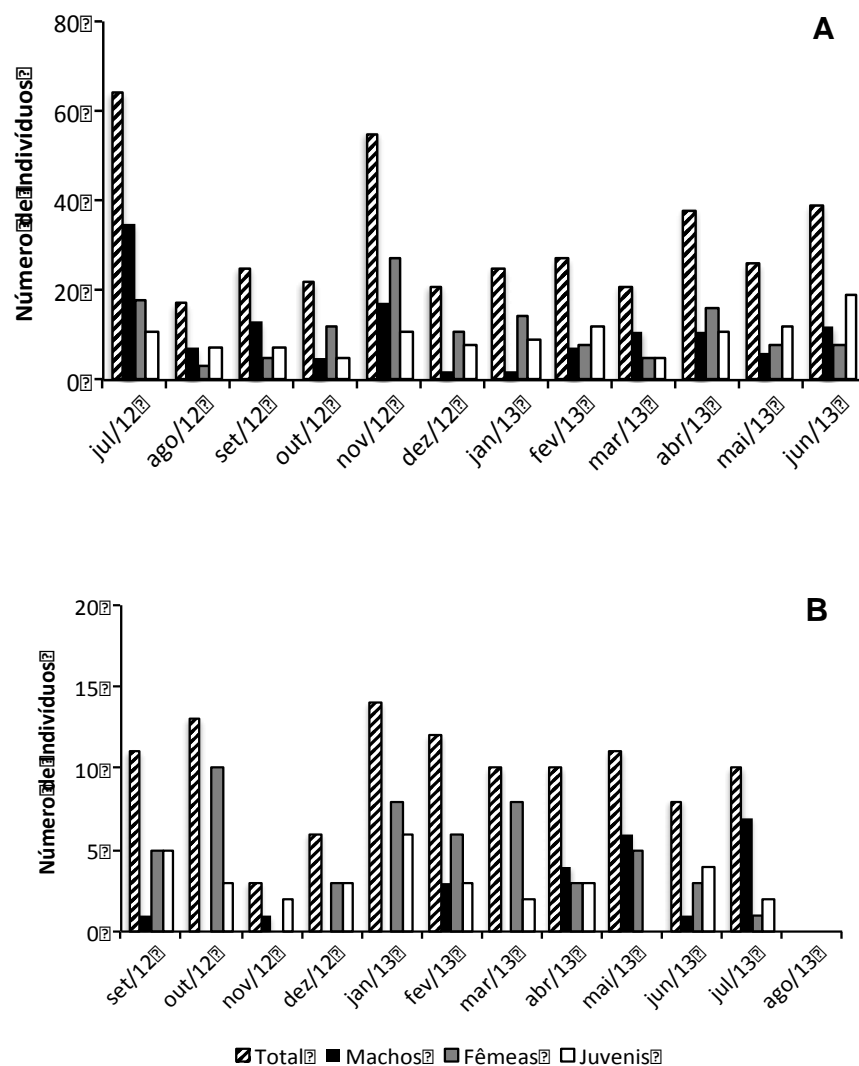


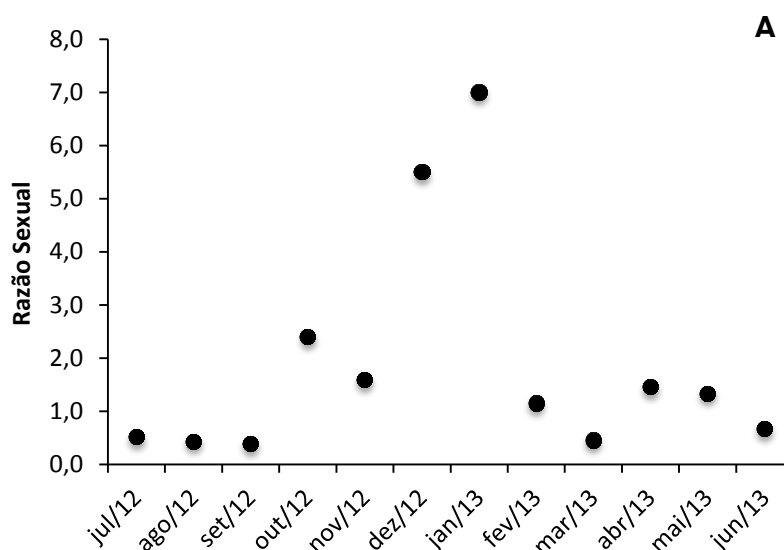
Figura 5. Abundância total de indivíduos, machos, fêmeas e juvenis de *T. fluviatilis* capturados no Córrego Mestre Álvaro (A) e no Córrego Macuco (B) (ES).

Tabela 3. Resultados das Análises de Variância (ANOVA) realizadas para abundância total e indivíduos machos, fêmeas e juvenis de *T. fluviatilis* capturados no Córrego Mestre Álvaro e no Córrego Macuco (ES), utilizando como fatores os riachos e os meses de captura.

	Riachos		Meses	
	F	P	F	P
Abundância Total	26,499	<0,001	0,379	0,940
Machos	22,430	<0,001	0,674	0,739
Fêmeas	10,912	0,003	0,437	0,909
Juvenis	31,167	<0,001	0,297	0,973

Razão Sexual

Os valores de razão sexual de *T. fluviatilis* apresentaram elevada variação entre os meses no Córrego Mestre Álvaro (Figura 6A). As maiores proporções de captura de indivíduos machos em relação às fêmeas foram encontrados de julho a setembro de 2012 e nos meses de março e junho de 2013 (Figura 6A). A captura mais equilibrada de indivíduos machos e fêmeas ocorreu no mês de fevereiro, abril e maio de 2013 (Figura 6A). Por outro lado, no Córrego Macuco indivíduos de ambos os sexos só foram capturados em seis dos doze meses estudados. No mês de julho de 2013 foi encontrado 07 vezes mais machos do que fêmeas (Figura 6B). Enquanto a proporção de fêmeas foi maior nos meses de setembro de 2012 e fevereiro e junho de 2013 (Figura 6B).



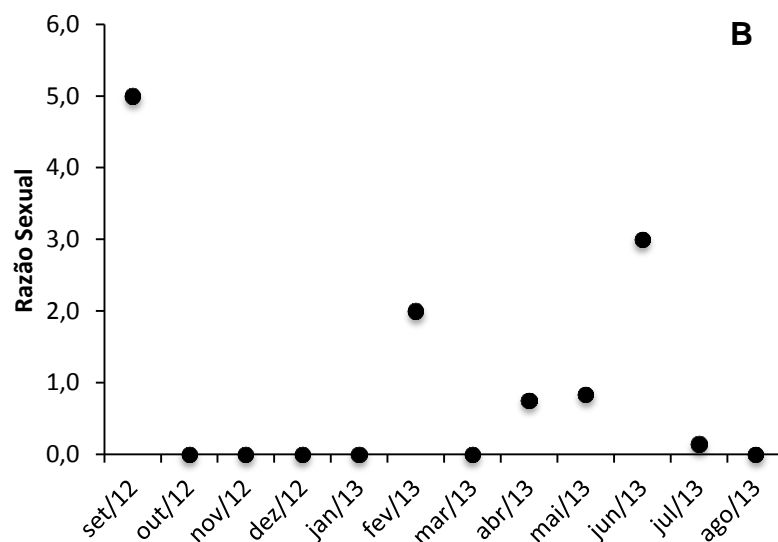


Figura 6. Razão sexual de *T. fluviatilis* no Córrego Mestre Álvaro (A) e no Córrego Macuco (B) (ES).

Comprimento da Carapaça

No Córrego Mestre Álvaro, os maiores valores médios de comprimento da carapaça foram encontrados nos meses de novembro de 2012 e março de 2013 (Figura 7A), enquanto os menores valores foram encontrados nos meses de agosto de 2012 e fevereiro de 2013. No Córrego Macuco, os maiores valores médios de comprimento da carapaça foram observados nos meses de fevereiro e julho de 2013 (Figura 7B) e os menores valores nos meses de novembro de 2012 e janeiro de 2013. Não foram encontradas diferenças nos valores de comprimento da carapaça entre os riachos e os meses de captura. No entanto, a interação entre estes dois fatores foi significativa (ANOVA two-way; Riachos: $F = 1,354$, $p = 0,245$; Meses: $F = 1,230$, $p = 0,259$; Interação: $F = 2,603$, $p = 0,006$).

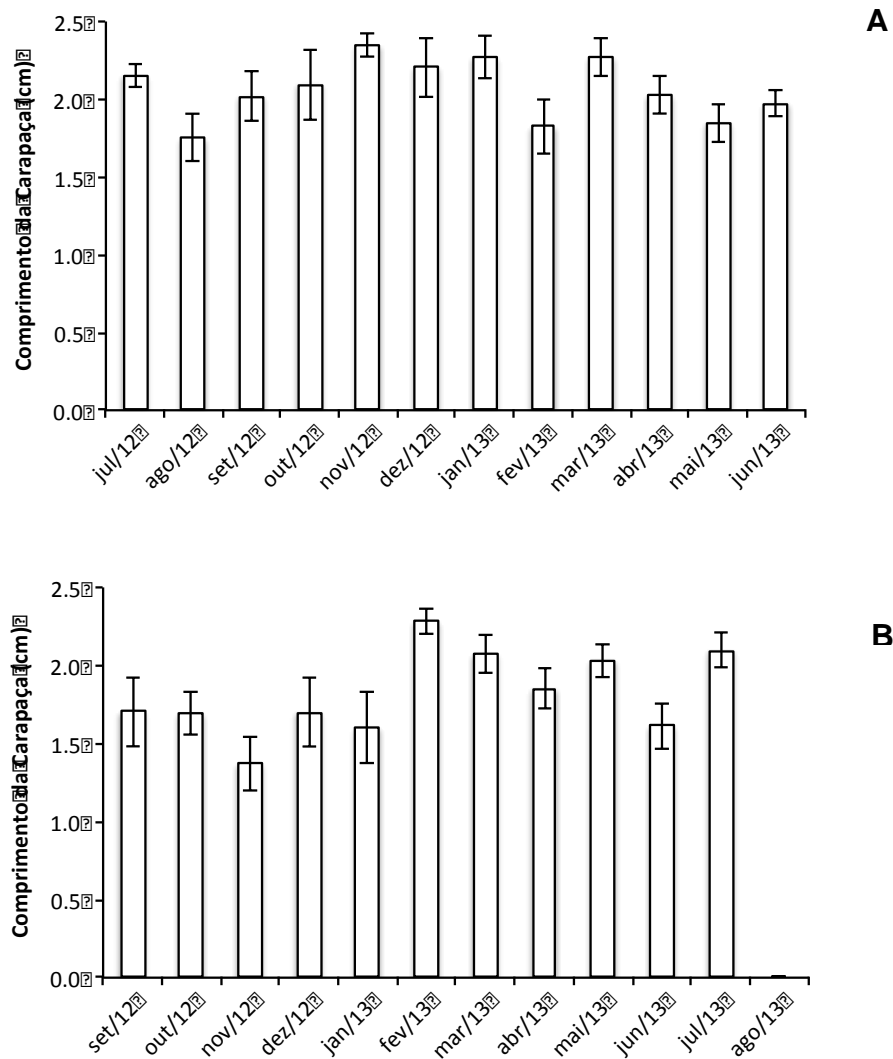


Figura 7. Comprimento da carapaça (média \pm EP) dos indivíduos de *T. fluviatilis* capturados no Córrego Mestre Álvaro (A) e no Córrego Macuco (B).

Estoque Bêntico

O estoque bêntico de detritos foliares apresentou um padrão sazonal no Córrego Mestre Álvaro (Figura 8A). Os valores de biomassa de detritos foliares encontrados no período de julho de 2012 a janeiro de 2013 foram maiores que os encontrados no período de fevereiro a junho de 2013. O Córrego Macuco apresentou maiores quantidades de detritos foliares no estoque bêntico durante todo o período de captura em comparação com a outra área estudada, sendo que estes valores tiveram uma maior variação entre os meses (Figura 8B). Os maiores valores foram observados nos meses outubro de 2012 e janeiro de 2013 e os menores em maio e julho de 2013. Foram encontradas diferenças nos valores de estoque bêntico de detritos foliares entre os riachos estudados e os meses de captura (ANOVA two-way; Riachos: $F = 83,926$, $p < 0,001$; Meses: $F = 7,774$, $p < 0,001$; Interação: $F =$

4,244, $p < 0,001$). O teste de Tukey (*post hoc*) revelou que os valores de estoque benthico encontrados nos meses de setembro de 2012 a janeiro de 2013 foram maiores que os encontrados em maio, junho e julho de 2013.

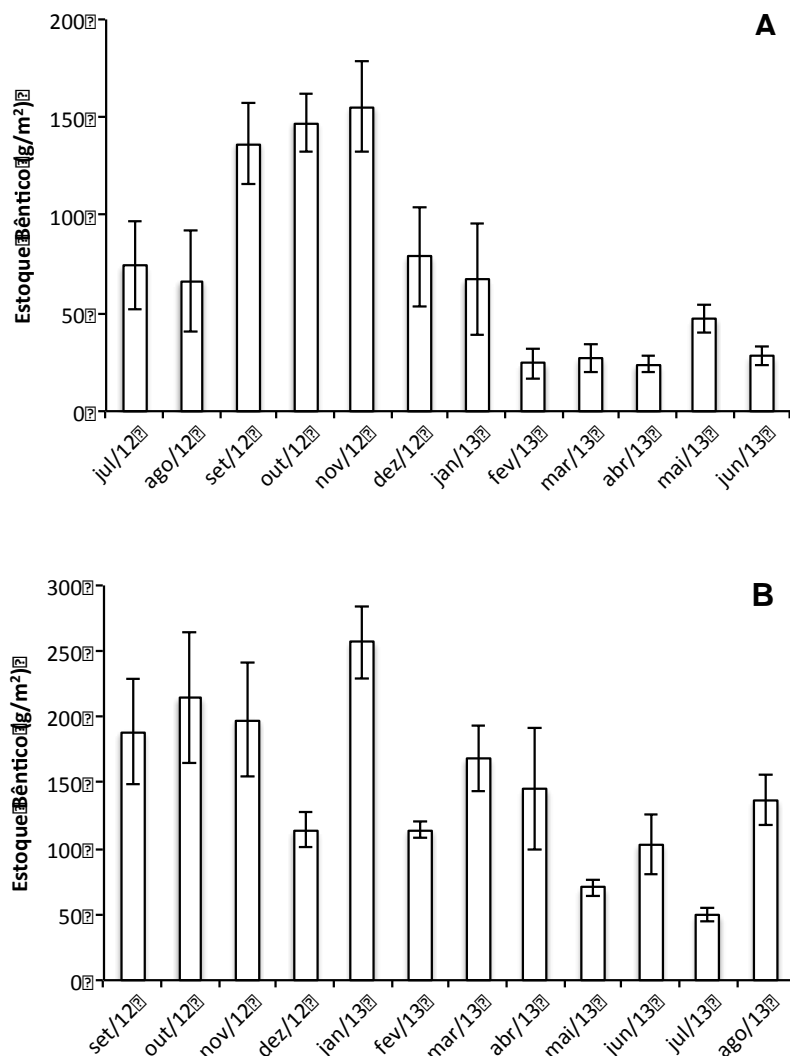


Figura 8. Estoque benthico de detritos foliares (média \pm EP) no Córrego Mestre Álvaro (A) e no Córrego Macuco (B) (ES).

Conteúdos Estomacais

O item alimentar “Algas” foi o mais abundante no conteúdo estomacal dos indivíduos de ambos os riachos (MA: 53 a 75%; SL: 51 a 65%), seguido pelo item “MOPF” (Córrego Mestre Álvaro: 25 a 42%; Córrego Macuco: 34 a 48%) (Figura 9). Os item alimentares “Tecido Animal” e “MOPG” foram raros nos conteúdos estomacais analisados apresentando porcentagens menores do que 6% (média). As

porcentagens dos itens alimentares encontrados não diferiram entre os riachos estudados e os meses de captura (ANOVA, $p > 0,05$).

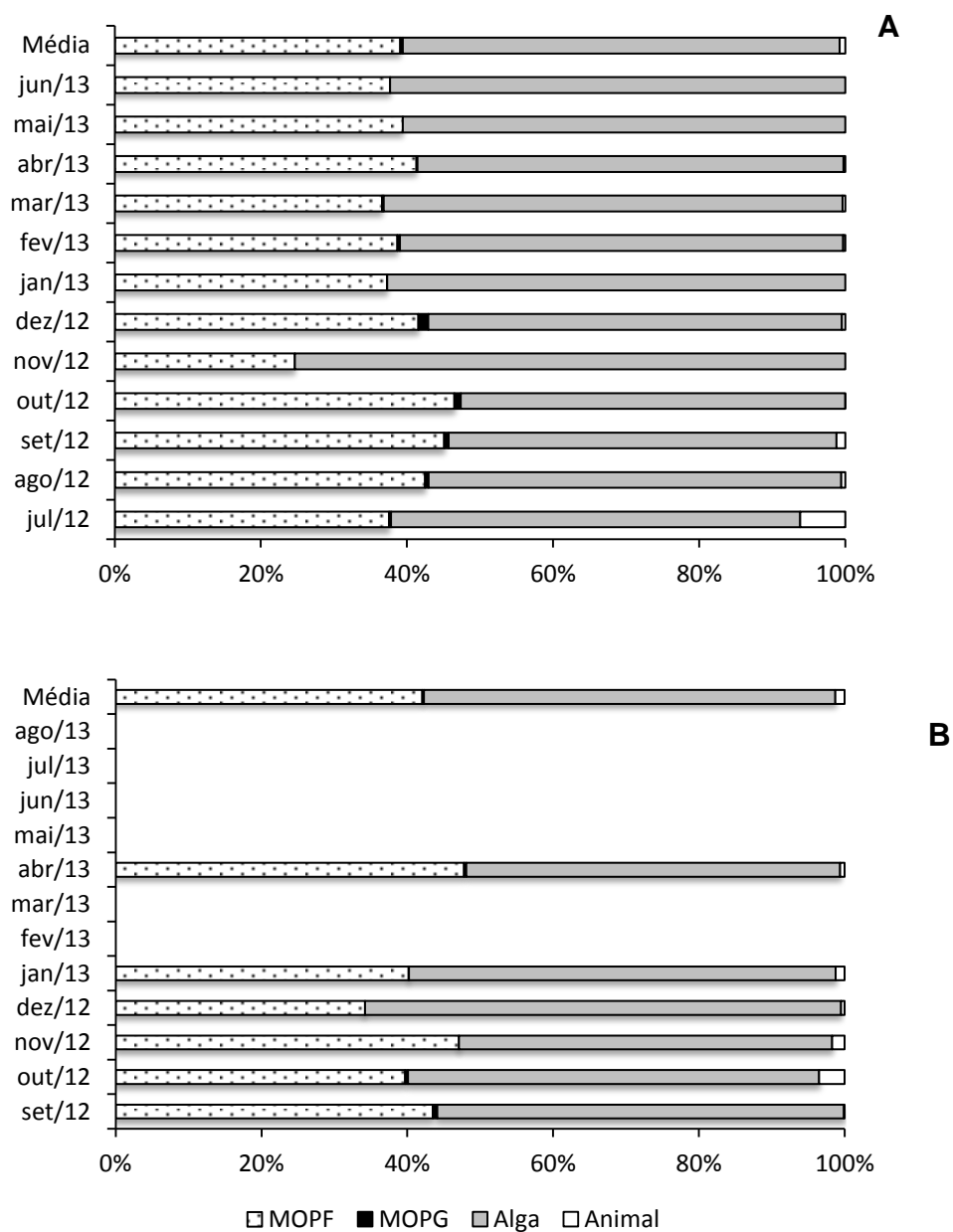


Figura 9. Conteúdo estomacal dos indivíduos de *T. fluviatilis* capturados no Córrego Mestre Álvaro (A) e no Córrego Macuco (B) (ES).

DISCUSSÃO

Relação Comprimento-biomassa

De acordo Becker *et. al* (2009), a biomassa de macroinvertebrados aquáticos é um parâmetro importante para determinar as taxas de crescimento e produção secundária, bem como para entender as relações tróficas, histórias de vida e ecologia alimentar desses organismos. Por normalmente apresentar melhores ajustes que os modelos linear e exponencial, as regressões do tipo *power function* estão entre as mais indicadas para estimar a biomassa de invertebrados aquáticos (Smock,1980; Meyer, 1989; Burgherr & Meyer, 1997). Neste estudo, as relações comprimento-biomassa determinadas demonstraram que o modelo *power function* foi o mais adequado para se estimar a biomassa das populações de *T. fluviatilis* em ambos os riachos estudados, corroborando os estudos realizados por Miserendino (2001).

Biomassa

A menor biomassa de *T. fluviatilis* no Córrego Mestre Álvaro foi observada durante o período de seca (maio). Marucco *et al.* (2002) demonstraram que esta espécie é mais ativa durante a estação chuvosa, corroborando o que foi observado no Córrego do Macuco, onde os maiores valores da biomassa foram encontrados no mês de fevereiro. Em contrapartida, os menores valores de biomassa neste riacho foram encontrados no mês de novembro, quando foram registrados baixos valores de precipitação para esta região (25 mm; Incaper, 2013).

Abundância

A menor abundância de indivíduos de *T. fluviatilis* no Córrego Macuco pode estar relacionada à maior heterogeneidade de habitats neste riacho, que propiciou um maior número de esconderijos aos crustáceos. Além disso, as fortes chuvas, incluindo algumas trombas d'água que ocorreram em Santa Leopoldina, durante o período estudado, alteraram o substrato dos riachos, removendo pedras e bancos de folhas que são utilizados como abrigo por estes organismos (Vilella *et. al*, 2004; Rocha & Bueno, 2004). Outro fator que pode ter influenciado a captura dos organismos seriam os hábitos crípticos e noturnos desta espécie (Magalhães, 2003), os quais permanecem escondidos durante o dia, dificultado assim as capturas por busca ativa. Por outro lado, a maior abundância encontrada no Córrego Mestre

Álvaro pode estar relacionada ao substrato deste riacho, que apresenta uma menor disponibilidade de esconderijos. Outro fator seria a localização isolada e de difícil acesso deste riacho, que dificultaria a presença de potenciais predadores como lontras e quelônios de *T. fluviatilis*. Deste fato, nas coletas realizadas no Córrego Macuco, foi observada a presença de quelônios e vestígios de lontras próximo ao trecho estudado. Os caranguejos dulcícolas são elementos importantes das cadeias tróficas em riachos, sendo predados por algumas espécies de répteis (Souza, 2004) e mamíferos (Uchôa, 2004).

Comprimento da Carapaça

Apesar dos valores de comprimento da carapaça não terem diferido entre os riachos e os meses de captura, as menores médias mensais observadas no Córrego Mestre Álvaro foram encontradas no período em que as fêmeas desta espécie encontram-se sexualmente maduras (agosto) e, conseqüentemente, ficam reclusas em seus esconderijos para posteriormente incubarem seus filhotes (Magalhães, 2003). Em função disso, o número de fêmeas capturadas neste período foi baixo, resultando em uma elevada razão sexual de indivíduos machos.

Estoque Bêntico

Os maiores valores de biomassa de detritos foliares encontrados no estoque bêntico do Córrego Macuco provavelmente se devem a estrutura da vegetação adjacente presente no riacho (Carvalho & Uieda, 2010). Segundo Gonçalves (2013) a matéria orgânica de ambientes lóticos provém das fontes alóctone, de origem terrestre proveniente da vegetação do entorno, e autóctone, produzida pelos organismos fotossintetizantes dentro do próprio rio. Diversos autores relataram que o aporte de matéria orgânica alóctone é a principal fonte de energia para as comunidades aquáticas em córregos onde o leito é sombreado pela vegetação ripária (Vannote *et al.*, 1980; Webster & Meyer, 1997). O Córrego Macuco caracteriza-se, contrariamente ao Córrego Mestre Álvaro, por apresentar uma vegetação ripária bem preservada, com diversas espécies arbóreas nativas que proporcionam um maior aporte de detrito foliar. Tank *et al.* (2010), relataram que a estrutura e a composição da vegetação ripária parecem ser os principais fatores determinantes da entrada de material alóctone em riachos, onde a fenologia particular de cada espécie ripária irá determinar os padrões de *input* de matéria orgânica no riacho.

Conteúdos Estomacais

A elevada percentagem de matéria orgânica particulada fina encontrada evidencia que estes organismos participam do processamento de matéria orgânica em riachos, podendo influenciar as taxas de decomposição (Gomides *et al.*, 2006; Costa Neto, 2007). Moulton *et. al* (2010) sugeriram que a participação de macroconsumidores onívoros, como caranguejos e camarões, seria mais importante que insetos e outros grupos de fragmentadores especialistas nesse processo de decomposição. A maior quantidade de algas no conteúdo estomacal de *T. fluviatilis* observada no mês de novembro no Córrego Mestre Álvaro pode estar associada ao período de maturidade das fêmeas, quando elas ficam menos ativas (Gomides *et. al*, 2006). Desta forma, este recurso alimentar, por ser abundante e de fácil obtenção, pode ter sido mais consumido neste período. Alguns autores tem demonstrado que a presença de algas filamentosas no conteúdo estomacal de invertebrados fragmentadores estaria também associada à maior qualidade nutricional deste recurso, em relação aos detritos de matéria orgânica (Lieske & Zwick, 2007; Deegan & Ganf, 2008; Leberfinger & Bohman, 2010). A baixa abundância do item alimentar “tecido animal” observada nos conteúdos estomacais analisados pode estar relacionada com a maior velocidade com que este é digerido e assimilado pelos caranguejos (Kumlu, 1999). Choy (1986) sugeriu que as espécies de crustáceos tropicais e subtropicais apresentam taxas metabólicas mais rápidas do que as espécies de clima temperado.

A partir deste estudo pôde-se inferir que, as características dos riachos de Mata Atlântica estudados influenciaram a história de vida das populações de *T. fluviatilis*, corroborando com a hipótese testada. De acordo com Carvalho & Uieda (2010), a heterogeneidade do substrato e a composição do material alóctone disponível afetam diretamente a estrutura da comunidade e a dieta dos organismos aquáticos. Os resultados obtidos evidenciaram a importância de estudos referentes à ecologia e ao monitoramento das populações de *T. fluviatilis* em regiões ainda pouco estudadas ou sujeitas a alterações ambientais. Desta forma, espera-se que os dados aqui apresentados possam contribuir para o maior entendimento da participação desta espécie no processamento de matéria orgânica em riachos de Mata Atlântica.

CONCLUSÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS

Com a realização desta dissertação foram obtidos os primeiros relatos da preferência alimentar de *T. fluviatilis* em riachos de Mata Atlântica, bem como informações sobre outros aspectos da sua história de vida. Os resultados aqui apresentados representam o ponto de partida para o entendimento das influências desta espécie na fragmentação de matéria orgânica em riachos tropicais. Dest

forma esta dissertação irá subsidiar a elaboração de novos experimentos nesta linha de pesquisa e, ao mesmo tempo, fornecer bases para a conservação e o manejo das zonas ripárias em trechos de nascentes. As informações aqui apresentadas permitirão a confecção de dois artigos científicos que serão submetidos em periódicos de ampla circulação.

As próximas etapas a serem realizadas consistem na realização de experimentos que avaliem a atividade dos indivíduos desta espécie e o seu comportamento alimentar. Paralelamente, serão realizados estudos utilizando a metodologia de isótopos estáveis, de forma a obter resultados mais concretos. Durante o curso de Doutorado também serão realizados estudos para testar a influência desta espécie sobre a comunidade de invertebrados aquáticos e a disponibilidade de detritos vegetais em riachos de Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alarcon, D.T.; Leme M. H. A. & Cobo, V. J. 2002. Population structure of the freshwater crab *Trichodactylus fluviatilis* Latreille, 1828 (Decapoda, Trichodactylidae) in Ubatuba, northern coast of São Paulo state, Brasil. In: Escobar- Briones E, Alvarez F, editors. **Modern approaches to the study of Crustacea**. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers. p. 179–182.
- Becker , G. 2005. Life cycle of *Agapetus fuscipes* (Trichoptera, Glossosomatidae) in a first - order upland stream in central Germany. **Limnologica**, 35 , 52 – 60.
- Becker . B.; Moretti, M.S. & Callisto, M. 2009. Length–dry mass relationships for a typical shredder in Brazilian streams (Trichoptera: Calamoceratidae). **Aquatic Insects**, 31(3): 227-234.
- Bittar, V.T.; Castello, B.F.L. & Di Benedetto, A.P.M. 2008. Hábito alimentar do peixe - espada adulto, <*Trichiurus lepturus*>, na costa norte do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. **Biotemas**, 21 (2): 83 - 90.
- Bjelke, U.; Bohman, I. M. & Herrmann, J. 2005. Temporal niches of shredders in lake littorals with possible implications on ecosystem functioning. **Aquatic Ecology**, 39: 41-53.
- Burgherr, P. & E. I. Meyer, 1997. Regression analysis of linear body dimensions vs. dry mass in stream macroinvertebrates. **Arch Hydrobiol**, 139: 101–112.
- Carvalho, E. M. & Uieda, V. S. 2010. Input of litter in deforested and forested areas of a tropical headstream. **Brazilian Journal of Biology**, 70, 283-288.
- Choy, S. C. 1986. Natural diet and feeding habits of the crabs *Liocarcinus puber* and *L. holsatus* (Decapoda, Brachyura, Portunidae). **Marine Ecology Progress Series**, 31:87-99.
- Costa Neto, E. M. 2007. O Caranguejo-de-água-doce, *Trichodactylus fluviatilis* (Latreille, 1828) (Crustácea, Decapoda, Trichodactylidae), na concepção dos moradores do povoado de Pedra Branca, Bahia, Brasil. *Revista Biotemas*. v.20, n. 1, p. 59-68.

Cumberlidge, N.; Ng, P. K. L.; Yeo, D. C. J.; Magalhães, C.; Campos, M. R.; Alvarez, F.; Naruse, T.; Daniels, S. R.; Esser, L. J.; Attipoe, F. Y. K.; Clotilde-Ba, F.; Darwall, W.; McIvor, A.; Baillie, J. E. M.; Collen, B. & Ram, M. 2009. Freshwater crabs and the biodiversity crisis: Importance, threats, status, and conservation challenges. **Biological Conservation**, 142:1665–1673.

Crawley, M.J. 1997. **Plant ecology**. Blackwell Science, Cambridge, UK.

Dahdouh-Guebas, F.; Giuggioli, M.; Oluoch, A.; Vannini, M. & Cannicci, S. 1999. Feeding habits of non-ocypodid crabs from two mangrove forests in Kenya. **Bull. Mar. Sci.** 64: 291–297.

De Macedo, P. P. B., Masunari, S., & Corbetta, R. 2012. Crustáceos decápodos associados às cordas de cultivo do mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758)(Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na Enseada da Armação do Itapocoroy, Penha–SC. **Biota Neotropica**, 12(2), 1-11.

Deegan, B. M. & Ganf, G. G. 2008, The loss of aquatic and riparian plant communities: Implications for their consumers in a riverine food web. **Austral Ecology**, 33: 672–683.

Dobson, M. & Frid, C. 1998. **Ecology of Aquatic Systems**. Longman, Essex, 232p.

Dobson, M.K.; 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**, 47, 909–919.

Gomides, S. C; Novelli, I. A.; Santos, A. O.; Brugiolo, S. S. S.& Sousa, B. M. 2006. Registro de *Trichodactylus fluviatilis* Latreille, 1828 (Decapoda, Trichodactylidae) para o município de Juiz de Fora, MG. Resumos – XXIX Semana de Biologia e XII Mostra de Produção Científica. Juiz de Fora: UFJF. p. 42-45.

Gonçalves, J.F.Jr; Martins, R.T.; Ottoni, B.M.P. & Couceiro, S.R.M. 2013. **Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros**. In: Hamada, N., Nessimian, J.L. & Querino, R.B. Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia.

Graça, M. A. S.; Cressa, C.; Gessner, M. O.; Feio, M. J.; Callies, K. A. & Barrios, C. 2001. Food quality, feeding preferences, survival and growth of shredders from temperate and tropical streams. **Freshwater Biology**, 46: 947-957.

Hines, A. H. & Ruiz, G. M. 1995. Temporal variation in juvenile blue crab mortality: nearshore shallows and cannibalism in Chesapeake Bay. **Bulletin of Marine Science** 57(3):884-901.

Incaper – **Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural**. Disponível em: < <http://www.incaper.es.gov.br/>> Acesso em: 13/09/2013.

Kumlu, M. 1999. Feeding and digestion in larval decapod crustaceans. **T. Journal Biology**, 2(3), 215-229.

Thongtham, N.; Kristensen, E. & Puangprasan. 2008. Leaf removal by sesarmid crabs in Bangrong mangrove forest, Phuket, Thailand;with emphasis on the feeding ecology of *Neopisesarma versicolor*. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 80: 573–580.

Leberfinger, K. & Bohman, I. 2010. Grass, mosses, algae, or leaves? Food preference among shredders from open-canopy streams. **Aquatic Ecology**, 44.1 (2010): 195-203.

Lepori, F.; Palm D. & Malmqvist, B. 2005. Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritus retentiveness and decomposition. **Journal of Applied Ecology**, 42: 228-238.

Lieske, R. & Zwick, P. 2007. Food preference, growth and maturation of *Nemurella pictetii* (Plecoptera: Nemouridae). **Freshwater Biology**, 52:1187–1197.

López-Rodríguez, M.J.; Tierno de Figueroa, J.M.& Alba-Tercedor, J. 2008. Life history and larval feeding of some species of Ephemeroptera and Plecoptera (Insecta) in the Sierra Nevada (Southern Iberian Peninsula), **Hydrobiologia**, 610, 277–295.

Magalhães, C. 2003. Famílias *Pseudothelphusidae* e *Trichodactylidae*. In: Mello, GAS. (ed). **Manual de Identificação dos Crustacea Decapoda de Água Doce do Brasil**. São Paulo: Editora Loyola. p. 143-287.

Marucco, N. C. C.; Leme, M. H. A. & Cobo, V. J. 2002. Ciclo reprodutivo do caranguejo de água doce *Trichodactylus fluviatilis* (Latreille, 1885) (Decapoda, Trichodactylidae) na região de Ubatuba, SP, Brasil. **Resumos do II Congresso Brasileiro sobre Crustáceos**, São Pedro, Brasil, p.166.

Mello, G.A.S. 1967. Diferenciação geográfica e dimorfismo sexual de *Trichodactylus* (*Trichodactylus*) *fluviatilis* Latreille, 1825 (Crustacea, Brachyura). **Papéis Avulsos de Zoologia**. 20:13–44.

Meyer, E. 1989. The relationship between body length parameter and dry mass in running water invertebrates. **Archiv fuer Hydrobiologie**, 117: 191–203.

Miserendino, M.L. 2001. Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: Environmental relationships. **Hydrobiologia**, 444: 147-158.

Motimori, K., Mitsuhashi, H. & Nakano, S. 2001. Influence of leaf litter quality on the colonization and consumption of stream invertebrate shredders. **Ecological Research**, 16 (2): 173-182.

Moulton, T. P.; Magalhães-Fraga, S. A. P.; Fraga, S. A. P.; Brito, E. F. & Barbosa, F. A. R. 2010. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. **Hydrobiologia** 638:55-66.

Rocha, S. S. & Bueno, S. L. S. 2004. Crustáceos decápodes de água doce com ocorrência no Vale do Ribeira de Iguape e rios costeiros adjacentes, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. Curitiba, n. 21(4), p. 1001-1010.

Roff, D.A. 1992. **The Evolution of Life Histories: Theory and Analysis**. Chapman and Hall, New York.

Semma – Secretaria de Meio Ambiente - Prefeitura Municipal Da Serra. APA Estadual do Mestre Álvaro (Lei Estadual nº. 4.507/1991). Disponível em: <app.serra.es.gov.br/semma> Acesso em: 13/09/2013.

Smock, L. A., 1980. Relationships between body size and biomass of aquatic insects. **Freshwater Biology**, 10: 375–383.

Souza, F. L. 2004. Hydromedusa maximiliani: la tortuga brasileña de cuello largo. **Reptilia**, v. 53, n. 1, p. 51-55.

Stearns, S. C. 1976. Life-history tactics: a review of ideas. The Quarterly **Review of Biology**, New York, v. 51, p. 173-217.

Suberkropp, K. 1992. Interactions with invertebrates. In: Bärlocher F (eds) The ecology of aquatic hyphomycetes. **Springer**, Berlin Heidelberg New York, pp 118–134.

Sylvestre, S. & R. C. Bailey. 2005. Ecology of leaf pack macroinvertebrate communities in streams of the Fraser River Basin, British Columbia. **Freshwater Biology**, 50: 1094-1104.

Tank, J.L.; Rosi-Marshall, E.J.; Griffiths, N.A.A.; Entekin, S.A. & Stephen, M.L. 2010. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, 29(1), 118–146.

Uchôa, T.; Vidolin, G.P.; Fernandes, T.M.; Velastin, G.O. & Mangini, P.R. 2004. Aspectos ecológicos e sanitários da lontra (*Lontra longicaudis* OLFERS, 1818) na Reserva Natural Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Caderno de Biodiversidade** 4(2): 19-28.

Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R.; Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal Fish Aquatic Science**, 37: 130-137.

Vilella, F. S.; Becker, F. G.; Hartz, S. M.; Barbieri, G. 2004. Relation between environmental variables and aquatic megafauna in a first order stream of the Atlantic Forest, southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 528, n. 1, p. 17-30.

Wantzen, K. M., R. Wagner, R. Suetfeld & W. J. Junk. 2002. How do plant-herbivore interactions of trees influence coarse detritus processing by shredders in aquatic ecosystems of different latitudes? **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, 28: 1-7.

Webster, J.R. & J.L. Meyer. 1997. Organic matter budgets for streams: a synthesis. **Journal of the North American Benthological Society**, 16, 141–161.

Yeo, D. C. J.; Ng, P. K. L.; Cumberlidge, N.; Magalhães, C.; Daniels, S. R. & Campos, M. R. 2007. Global diversity of crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in freshwater. *Hydrobiologia* 595, 275–286.

Zar, J.H. 2010. **Biostatistical Analysis**. Prentice Hall, New Jersey, 663 pp.