



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Joanna Etchebeste de Mattos

**Produção secundária e esforço amostral de macroinvertebrados
em um córrego da Mata Atlântica**

Rio de Janeiro
2015

Joanna Etchebeste de Mattos

**Produção secundária e esforço amostral de macroinvertebrados em um
córrego de Mata Atlântica**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador: Prof. Dr. Timothy Peter Moulton

Rio de Janeiro

2015

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

M444 Mattos, Joanna Etchebeste de.
Produção secundária e esforço amostral de macroinvertebrados em um córrego de Mata Atlântica / Joanna Etchebeste de Mattos. – 2015.
78 f. : il.

Orientador: Timothy Peter Moulton
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Ecologia aquática - Teses. 2. Ecossistemas aquáticos – Ilha Grande, Baía da (RJ) - Teses. I. Moulton, Timothy Peter. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. III. Título.

CDU 574.5

Patricia Bello Meijinhos – CRB7/5217 Responsável pela elaboração da ficha catalográfica

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Joanna Etchebeste de Mattos

**Produção secundária e esforço amostral de macroinvertebrados em um
córrego de Mata Atlântica**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 10 de setembro de 2015.

Banca Examinadora :

Prof.^a Dr. Timothy Peter Moulton (Orientador)

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof. Dr. Prof. Daniel Forsin Buss

Fundação Oswaldo Cruz

Prof. Dr. Darcilio Fernandes Baptista

Fundação Oswaldo Cruz

Prof.^a. Dra. Rosana Souza Lima

Universidade do Estado do Rio de Janeiro - FFP

Prof. Dr. Vinicius Neres de Lima

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Rio de Janeiro

2015

DEDICATÓRIA

A minha mãe e meu pai por todo amor e incentivo.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Timothy Moulton, por todo ensinamento, carinho e paciência. Muito obrigada pela confiança e toda ajuda durante todos esses anos de graduação e mestrado. Sem você eu não teria chegado aqui!

Ao Vinicius Neres de Lima, meu professor e amigo, por todo ensinamento. Meu muito obrigada por toda companhia de campo, pela super ajuda na triagem e nas análises, por todas as conversas, por sua paciência em me explicar sempre tudo outra vez, pelos seus conselhos e seu apoio em alguns momentos difíceis. Obrigada pelo pão com queijo dividido e pelas laranjas descascadas nos dias de coleta sem almoço! Agradeço também a Carol, filha do Vini, por me “emprestar” o pai dela durante um ano de coleta.

A todos os amigos de laboratório, Chris, Claudia, Pri, Mona, Eduardo, Rafa, Léo, Japa, Tom, Flavia, Tim e Eugenia que sempre estiveram presentes durante os cafés e pipocas e que sempre trouxeram boas ideias e incentivos. Aos amigos, Gabriel, Bruna, Bia, Jeferson e Tamara pela companhia no laboratório do multiuso. E a todos os amigos da pós pelos momentos memoráveis das disciplinas de campo. Muito obrigada.

A Rosário e ao Tim, por me emprestarem a lupa de vocês para trabalhar em casa. Muito obrigada pela ajuda!

Ao meu super pai, Luiz Carlos, por sempre me levar em todas as coletas a Uerj às quatro da manhã. Pai, você faz parte dessa conquista, muito obrigada por essa ajuda! E a minha mãe Zezé e minha irmã Jullia, por sempre estarem tão presentes na minha vida, me ajudando e incentivando. Muito amor por vocês!

As minhas amigas, Bia, Thais, Claudia, Sofia, Carol, Dani, Cella e Su por todo amor e incentivo. Vocês são a extensão da minha família!

A Daiana Ortiz, minha querida terapeuta, por toda conversa, sabedoria e construção do conhecimento. Faltam palavras para expressar toda minha gratidão.

Aos secretários da pós, Henrique, Sônia, Abrãao e Werusca por todo trabalho dedicado aos alunos da pós.

Ao Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS) e a todos os seus funcionários, que durante todo período de coleta contribuíram para a realização do trabalho.

Aos professores Darcilio Baptista e Daniel Buss por aceitarem participar da banca e aos professores suplentes Rosana Souza Lima e Vinicius Neres de Lima e ao revisor Björn Gücker. Muito obrigada!

Ao CNPq bela bolsa de mestrado concedida durante o período de agosto de 2014 a fevereiro de 2015.

RESUMO

MATTOS, Joanna Etchebeste de. **Produção secundária e esforço amostral de macroinvertebrados em um córrego da Mata Atlântica**. 2015. 78f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução), Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

Estudos de produção secundária de macroinvertebrados em córregos apresentam uma diversidade de questões ecológicas, como fluxo de energia em ecossistemas e análises de relações tróficas, que são fundamentais para o entendimento da estrutura trófica. O objetivo dessa pesquisa foi medir a produção secundária em cinco pontos amostrais distribuídos ao longo de um córrego de Mata Atlântica na Ilha Grande (RJ) e em um gradiente de sombreamento de 12 a 92% de abertura de canópis. Avaliamos o esforço amostral necessário para as coletas de macroinvertebrados e alguns fatores que influenciam a produção secundária. Quatro estimadores de riqueza (Chao, Jack 1, Jack 2, Boot) foram utilizados para identificar o esforço de amostragem para coletas de macroinvertebrados. As curvas apresentaram um padrão similar e ausência de um comportamento errático. Jack 2 apresentou o melhor desempenho entre os critérios avaliados. A riqueza de espécies observadas em 279 amostras de surbers pode ser estimada utilizando 83 amostras de surbers. Esperamos que a produção secundária de fragmentadores diminua juntamente com o sombreamento e que a produção de raspadores e coletores seja o inverso. Além disso, esperamos que a presença de peixes influencie diretamente na produção de Baetidae, *Potimirim brasiliiana* e Chironomidae. As taxas de produção secundária da comunidade de macroinvertebrados variaram ao longo do rio de acordo com as mudanças de sombreamento, substrato - habitat e predação. Em geral, houve um aumento da taxa da produção nos pontos menos sombreados (832 - 7486 mg.m⁻².ano⁻¹). A razão P/B anual média dos táxons mais produtivos variou entre 2,4-104 ano⁻¹. Animais fragmentadores tiveram maior produção em pontos mais sombreados, a produção de raspadores e coletores aumentou a jusante. Coletores tiveram a produção mais alta em todos os pontos, com exceção no ponto mais sombreado. Mais de 90% da produção secundária em todos os pontos foi sustentada por três espécies. A teoria do Contínuo de Rio prevê mudanças longitudinais na disponibilidade de recursos e, conseqüentemente, na distribuição da fauna. A teoria foi útil para formular nossas hipóteses quanto aos fatores que podem influenciar a produção secundária ao longo do rio. A produção em nosso estudo foi baixa e a razão P/B alta, comparada com estudo em ambientes temperados. Isso pode estar relacionado com padrões de ciclos de vida curtos e altas taxas de crescimento, influenciados pelas altas temperaturas em ambientes tropicais. A presença e ausência de peixes nos pontos estudados mostrou um efeito de cascata trófica. A presença de peixes foi significativa para produção de Chironomidae, que foi maior em pontos com peixe. A produção de macroinvertebrados predadores e Baetidae não diferiram entre os pontos com e sem peixe e a produção de *P. brasiliiana* foi nula nos pontos com peixe. Sugerimos que a presença de peixes iniba a presença desses camarões e que na ausência da pastagem destes, o perifíton se torna mais espesso servindo de abrigo e alimento para os Chironomidae. O efeito direto de peixes parece maior em *P. brasiliiana* do que em Baetidae.

Palavras-chaves: Estimadores de riqueza. Esforço amostral. Macroinvertebrados. Produção secundária. Produção secundária em trópicos. Biomassa. Contínuo de rio.

ABSTRACT

MATTOS, Joanna Etchebeste de. **Secondary production and sampling effort of macroinvertebrates in an Atlantic Forest stream.** 78f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução), Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

Macroinvertebrate secondary production studies in streams present a diversity of ecological issues such as energy flow in ecosystems and analysis of trophic relationships, which are fundamental for understanding the trophic structure. The objective of this research was to measure the secondary production in five sampling sites distributed over an Atlantic Forest stream at Ilha Grande (RJ) on a shading gradient of 12-92% of canopy opening. We evaluate the sampling effort required the collection of macroinvertebrates and some factors that influence the secondary production. Four richness estimators (Chao, Jack 1, Jack 2, Boot) were used to identify the sampling effort for collections of macroinvertebrates. The curves showed a similar pattern and absence of erratic behavior. Jack 2 was the best performer among the evaluated criteria. Species richness observed in 279 samples surbers can be estimated using 83 samples surbers. We expect that the secondary production of shredders decreases with decreasing shading and that the production of scrapers and gatherers are the inverse. We also hope that the presence of fish influences directly the production of Baetidae, *Potimirim brasiliiana* and Chironomidae. The secondary production rates of the macroinvertebrate community ranged along the river according to shading, with changes in the substrate-habitat and predation. Overall, there was an increase in production rate in the less shaded points (832 - 7486 mg dry mass.m⁻².ano⁻¹). Shredders had higher production in sites more shaded, and the production of scrapers and collectors increased downstream. Collectors had the highest production at all points except at the more shaded site. More than 90% of secondary production at every point was supported by three species. The theory of River Continuous provides longitudinal changes in the availability of resources and consequently the fauna distribution. The theory was useful to formulate our assumptions regarding factors that may affect secondary production along the river. Production in our study was low and the P/B high compared to study in temperate environment. This may be related to patterns of short life cycles and high growth rates influenced by high temperatures in tropical environments. The presence and absence of fish at the sites studied showed a trophic cascade effect. The presence of fish was significant for Chironomidae production, which was higher in spots with fish. The production of benthic predators and Baetidae did not differ between sites with and without fish and the production of *P. brasiliiana* was null in sites with fish. We suggest that the presence of fish inhibit the presence of this shrimp and that in the absence of grazing, the periphyton becomes thicker serving as shelter and food for the Chironomidae. The direct effect of fish in Baetidae seems bigger than in *P. brasiliiana*.

Key-words: Richness estimators. Sample effort. Macroinvertebrates. secondary. Production. Secondary production in the tropics. Biomass. Continuous river.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Representação do fluxo de energia incluindo ingestão, fezes, assimilação, respiração, biomassa e produção. A mortalidade representa a biomassa perdida e o corpo do caracol a biomassa individual	13
Figura 2 -	Curva tipo A: todas as espécies contribuíram da mesma maneira para o funcionamento do ecossistema. Curva tipo B: somente algumas espécies sustentam as funções do ecossistema.....	16
Figura 3 -	Diagrama dos possíveis efeitos diretos de peixes sobre as populações de Baetidae, Chironomidae, Potimirim e o efeito indireto de peixes no perífiton.....	18
Figura 4 -	Localização da área de estudo. Rio Andorinha, Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.....	21
Figura 5 -	Curva de acumulação de espécies observadas (táxons) (S) e estimadores de riqueza do rio Andorinha, Ilha Grande.....	28
Figura 6 -	Desvio padrão da curva de acumulação de espécies (táxons) (S) e estimadores de riqueza do rio Andorinha, Ilha Grande.....	28
Figura 7 -	Curva de acumulação de espécie observadas (táxons) (S) e estimadores de riqueza do habitat corredeira do rio Andorinha, Ilha Grande.....	30
Figura 8 -	Desvio padrão da curva de acumulação de espécies (táxons) (S) e estimadores de riqueza do habitat corredeira do rio Andorinha, Ilha Grande.....	30
Figura 9 -	Curva de acumulação de espécie observadas (táxons) (S) e estimadores de riqueza do habitat poço do rio Andorinha, Ilha Grande.....	31
Figura 10 -	Desvio padrão da curva de acumulação de espécies (táxons) (S) e estimadores de riqueza do habitat poço do rio Andorinha, Ilha Grande.....	32
Figura 11 -	Curva dacumulação de espécie observadas (táxons) (S) e estimadores de riqueza do substrato pedra do rio Andorinha, Ilha Grande.....	33

Figura 12 - Desvio padrão da curva de acumulação de espécies (táxons) (S) e estimadores de riqueza do substrato pedra do rio Andorinha, Ilha Grande.....	34
Figura 13 - Curva de acumulação de espécie observadas (táxons) (S) e estimadores de riqueza do substrato areia do rio Andorinha, Ilha Grande.....	35
Figura 14 - Desvio padrão da curva de acumulação de espécies (táxons) (S) e estimadores de riqueza do substrato areia do rio Andorinha, Ilha Grande.....	35
Figura 15 - Curva de acumulação de espécies observadas (táxons) em relação ao número de surbersnos habitats corredeira e poço no rio Andorinha, Ilha Grande. (Desvio padrão: corredeira SD \pm 4 e poço SD \pm 3,7).....	36
Figura 16 - Curva de acumulação de espécies observadas (táxons) em relação ao número de surbers nos substratos pedra e areia no rio Andorinha, Ilha Grande (Desvio padrão; areia SD \pm 3,4 e pedra SD \pm 4,2).....	37
Figura 17 - Localização da área de estudo. Córrego da Andorinha, Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.....	43
Figura 18 - Distribuição dos cinco pontos de amostragem e a barreira natural (Cachoeira da Mãe d'Água) no Córrego da Andorinha, Ilha Grande, Rio de Janeiro.....	44
Figura 19 - Produção secundária acumulada (mg massa seca.m ⁻² .ano ⁻¹) - em relação ao <i>rank</i> dos táxons mais produtivos em cada ponto de coleta.	48
Figura 20 - Produção secundária (mg massa seca.m ⁻² .ano ⁻¹) em relação à abertura de canópia dos grupos funcionais de alimentação.....	49
Figura 21 - Produção secundária proporcional acumulada (mg massa seca.m ⁻² .ano ⁻¹) em relação a produção do rank dos táxons.....	50
Figura 22 - Produção secundária anual (mg.m ⁻² .ano ⁻¹) por substrato e habitat em cada ponto de coleta.....	51
Figura 23 - Densidade média (no.m ⁻²) por substrato e habitat em cada ponto de coleta.....	51
Figura 24 - Biomassa média (mg. m ⁻²) por substrato e habitat em cada ponto de coleta.....	52

Figura 25 - Efeito de peixes na produção secundária dos taxóns: Baetidae, Chironomidae, *P. brasiliiana* e macroinvertebrados predadores..... 53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Caracterização dos pontos do rio Andorinha e Valium, Ilha Grande.....	22
Tabela 2 -	Disponibilidade de substrato (pedra, areia e folhiço) e habitat (poço e corredeira) de cada ponto do rio Andorinha, Ilha Grande.....	23
Tabela 3 -	Número de surbers por ponto, substrato e habitat no córrego da Andorinha, Ilha Grande.....	24
Tabela 4 -	Estimadores de riqueza não paramétricos.....	25
Tabela 5 -	Performace dos três critérios (tamanho mínimo amostral em porcentagem para atingir a riqueza observada (RO) no rio – RO = 79 táxons, média do desvio padrão e o quanto uma subamostra se aproxima da amostra total) para rio todo. Tamanho da amostra 279 surbers.....	27
Tabela 6 -	Performace dos três critérios (tamanho mínimo amostral em porcentagem para atingir a riqueza observada (RO) no rio – RO = 63 táxons, média do desvio padrão e o quanto uma subamostra se aproxima da amostra total) para os habitat corredeira. Tamanho da amostra 138 surbers.....	29
Tabela 7 -	Performace dos três critérios (tamanho mínimo amostral em porcentagem para atingir a riqueza observada (RO) no rio – RO = 63 táxons, média do desvio padrão e o quanto uma subamostra se aproxima da amostra total) para os habitat poço. Tamanho da amostra 141 surbers.....	31
Tabela 8 -	Performace dos três critérios (tamanho mínimo amostral em porcentagem para atingir a riqueza observada (RO) no rio – RO = 67 táxons, média do desvio padrão e o quanto uma subamostra se aproxima da amostra total) para o substrato pedra. Tamanho da amostra 167 surbers.....	33
Tabela 9 -	Performace dos três critérios (tamanho mínimo amostral em porcentagem para atingir a riqueza observada (RO) no rio – RO = 46 táxons, média do desvio padrão e o quanto uma subamostra se aproxima da amostra total) para o substrato	

	areia. Tamanho da amostra 106 surbers.....	34
Tabela 10 -	Caracterização dos pontos do rio Andorinha e Valium, Ilha Grande.....	45
Tabela 11 -	Relação do número de indivíduos por amostra e números a medir em cada amostra por coleta, site, substrato e habitat.....	46

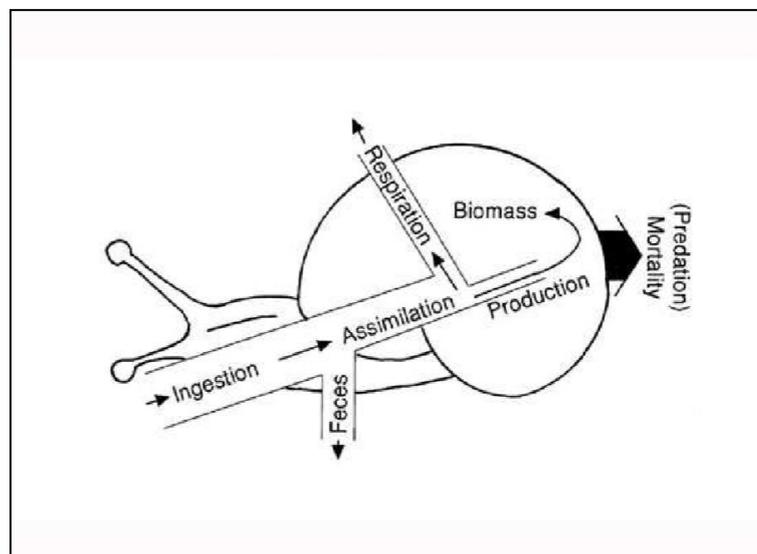
SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL.....	13
1	Esforço amostral para coletas de macroinvertebrados aquáticos.....	19
1.1	Introdução.....	19
1.2	Materiais e Métodos.....	21
1.2.1	<u>Área de estudo.....</u>	21
1.2.2	<u>Pontos de amostragem.....</u>	22
1.2.3	<u>Coleta de macroinvertebrados.....</u>	23
1.2.4	<u>Análise de dados.....</u>	24
1.3	Resultados.....	27
1.4	Discussão.....	38
2	Produção secundária de macroinvertebrados aquáticos em um córrego de Mata Atlântica.....	41
2.1	Introdução.....	41
2.2.	Materiais e Métodos.....	43
2.2.1	<u>Área de estudo.....</u>	43
2.2.2	<u>Pontos de amostragem.....</u>	44
2.2.3	<u>Coleta de macroinvertebrados.....</u>	45
2.2.4	<u>Análise de dados.....</u>	46
2.3	Resultados.....	48
2.4	Discussão.....	54
	CONCLUSÃO GERAL.....	60
	REFERÊNCIAS.....	61

INTRODUÇÃO GERAL

A produção secundária é a formação de biomassa heterotrófica em um período de tempo (Benke, 2010 a). A formação dessa biomassa depende da eficiência de como o alimento está sendo convertido em tecido novo, ou seja, eficiência de assimilação. O que é assimilado no trato digestivo contribui para o crescimento do indivíduo e/ou reprodução, e o resto é utilizado na respiração. O que não é assimilado é eliminado como fezes (Benke e Huryn, 2006) (Figura1). A razão entre produção secundária e biomassa (P/B) nos dá informações sobre o desenvolvimento das populações. É esperado que quanto maior razão P/B os indivíduos tenham tamanho corporal menor e ciclos de vida mais curtos, e quanto menor razão P/B os indivíduos tenham tamanho corporal maior e ciclos de vida mais longos (Benke e Huryn, 2006).

Figura 1 - Representação do fluxo de energia incluindo ingestão, fezes, assimilação, respiração, biomassa e produção. A mortalidade representa a biomassa perdida e o corpo do caracol a biomassa individual.



Fonte: Benke (2010 a).

Existem poucos estudos de produção secundária da comunidade de macroinvertebrados em rios tropicais (Ramírez e Pringle, 1998; Dudgeon, 1999; Aguiar *et al.*, 2015). Benke (2010 b) aponta valores inferiores de densidade e tamanho corporal em ambientes tropicais em relação aos táxons correspondentes em ambientes temperados. Entretanto de acordo com a Teoria Metabólica Ecológica

indivíduos menores terão taxas metabólicas mais altas do que indivíduos maiores sendo influenciados por altas temperaturas (Brown, 2004), o que pode gerar padrões de curto ciclo de vida e resultar em maior produção secundária em riachos tropicais (Benke, 1984).

Muitos fatores bióticos (competição, predação, densidade, biomassa) e abióticos (temperatura, recursos alimentares, tipos de substrato, nutrientes) influenciam a produção secundária (Benke, 2010 b). A estrutura e distribuição da comunidade bentônica estão fortemente relacionadas com os tipos de substratos e a disponibilidade de recursos (Buss et al., 2004; Henriques-Oliveira e Nessimian, 2010). Para uma medida fiável da produção secundária todos os substratos devem ser considerados no estudo.

Outros fatores envolvem a disponibilidade de recursos e adaptações da fauna para tais mudanças. As variações no ambiente físico resultam em adaptações especiais nos organismos para aquisição de diferentes recursos disponíveis. A análise dos grupos funcionais de alimentação é baseada no morfo-comportamento das espécies. Segundo Merritt e Cummins (1996), os indivíduos são classificados de acordo com o tamanho das partículas que estão ingerindo: coletor-catador se alimenta de matéria orgânica particulada fina (FPOM - partículas < 1 mm e >0,5 mm) depositada no substrato; coletor-filtrador se alimenta de FPOM da coluna d'água utilizando adaptações para filtragem; raspador se alimenta de perífiton aderido à superfície orgânica ou mineral; fragmentador se alimenta de matéria orgânica particulada grossa (CPOM - partículas > 1mm), ou seja, folhas em decomposição e tecido de plantas vasculares e predadores se alimentam de tecido animal vivo.

Vannote *et al.* (1980) propõem a Teoria de Contínuo de Rio (*The River Continuum Concept* (RCC) que prevê mudanças físicas longitudinais ao longo do rio que alteram a estrutura da comunidade. É esperado que animais fragmentadores sejam mais abundantes nas cabeceira dos rios com importante papel no processamento de folhas e galhos, sendo o recurso alóctone o principal em rios de 1° a 3ª ordem, caracterizando um ambiente heterotrófico. Ao longo do rio (4ª a 6ª ordem) o fluxo se torna maior e o sombreamento diminui devido a maior largura do canal. Nesse caso, animais coletores e raspadores obtêm maior contribuição de recursos autóctones devido a maior incidência de luz e, conseqüentemente, maior

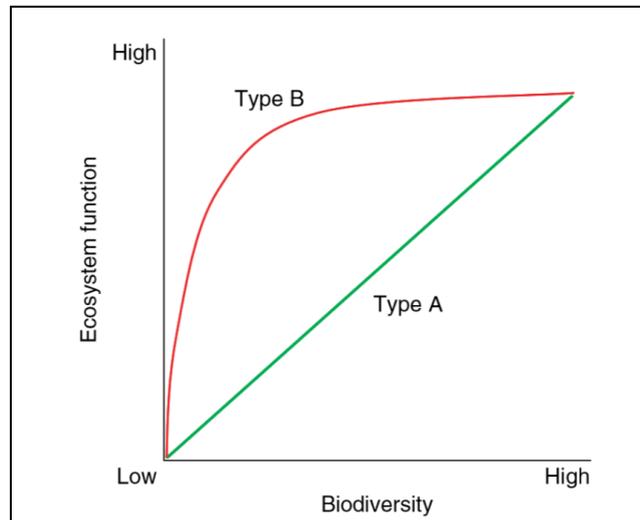
produção de algas, sendo o sistema autotrófico. Em ordens maiores o sistema volta a ser heterotrófico devido o fator turbidez diminuir a incidência de luz.

A teoria do RCC deve ser aplicada com cautela, pois ambientes temperados são distintos de ambientes tropicais. Regiões tropicais têm maior biodiversidade, insolação e precipitação e apesar de terem poucos estudos publicados que diferem a produtividade entre os ambientes temperados e tropicais, são poucas as evidências de diferenças consistentes (Boulton *et al.*, 2008; Boyero *et al.*, 2011). Os processos ecológicos parecem ser conduzidos pelas mesmas variáveis dos sistemas temperados (Boulton *et al.*, 2008), contudo estudos em córregos florestados tropicais mostram que as fontes autóctones são os principais recursos desses sistemas (March e Pringle, 2003; Moulton, 2006; Neres-Lima *et al.* - submetido).

O efeito de predadores também parecem ser um fator limitante da produção secundária de macroinvertebrados. Estudos mostram que peixes têm efeito direto na comunidades do camarão *Potimirim brasiliiana* e do Efemeroptera Baetidae inibindo suas atividades de pastagem e bioturbação, o que resulta no aumento de perífíton (Moulton *et al.*, 2009; 2010). Produção secundária é uma importante ferramenta de investigação das relações entre a comunidade bentônica e o seu ambiente e que fornecem mais informações do que medidas de densidade (Benke, 1993; Ramírez e Pringle, 1998).

Outra questão antiga e bem debatida é em relação à biodiversidade e funcionamento de ecossistemas (Salomon, 2008). Existem duas respostas que podem avaliar essa questão. A resposta linear (curva tipo A) considera todas as espécies fundamentais no funcionamento do ecossistema, incluindo as espécies raras, A outra resposta é curvilínea (curva tipo B) e sugere que poucas espécies mantêm o funcionamento do ecossistema, que pode haver perda da biodiversidade sem consequências para o funcionamento do ecossistema (Schwartz *et al.*, 2000, Salomon, 2008) (Figura 2). Schwartz *et al.*, (2000) avaliaram em uma revisão que as respostas curvilíneas são a maioria em estudos empíricos e teóricos.

Figura 2 - Curva tipo A: todas as espécies contribuíram da mesma maneira para o funcionamento do ecossistema. Curva tipo B: somente algumas espécies sustentam as funções do ecossistema.



Fonte: Salomon, 2008.

A comunidade de macroinvertebrados é bem utilizada em cálculos de produção secundária (Benke e Huryn, 2010). As replicações da amostragem são necessárias para obtenção de estimativas de densidades. (Benke e Huryn, 2006). Para isso é necessário determinar o esforço de amostragem em campo. Quanto mais coletas de indivíduos ou amostras são realizadas maiores são os números de espécies encontradas (Gotelli e Colwell, 2001). A riqueza observada geralmente não atinge uma assíntota numa curva de acumulação de espécies e a utilização de estimadores de riqueza pode auxiliar na determinação do esforço amostral (Gotelli e Colwell, 2001).

A produção secundária tem sido estudada por ecologistas desde a década de 60 e muitos métodos desde então tem sido elaborados. Um dos mais usados para macroinvertebrados aquáticos tem sido o método tamanho – frequência (*size-frequency*) elaborado por Hynes e Coleman (1968). Esse método sofreu modificações que permitiu a utilização em táxons individuais e incluem tempo de geração (Benke, 1984) e permite medir a produção sem a necessidade do

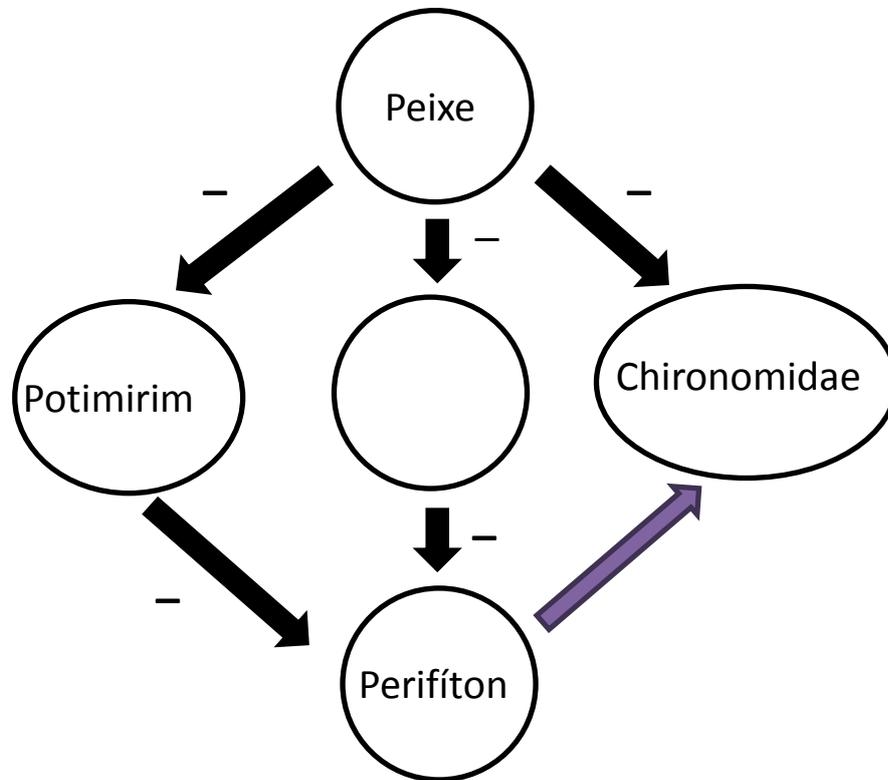
acompanhamento de uma coorte o que facilita o estudo nessa área e aumentou o número de trabalhos (Benke e Hury, 2006).

Nossos objetivos foram determinar o esforço amostral para coletas de macroinvertebrados, avaliando o desempenho de quatro estimadores de riqueza (Chao 2, Jack1, Jack 2 e Boot) e medir a produção secundária anual da comunidade de macroinvertebrados ao longo de um córrego de Mata Atlântica, avaliando os fatores que influenciam esse processo. Entre os objetivos específicos estão:

- 1) Verificar a mudança da produção secundária ao longo do rio, em diferentes áreas sombreadas.
- 2) Verificar a mudança da produção secundária nos diferentes substratos e habitats.
- 3) Identificar as principais espécies que contribuem para o processo de produção secundária.
- 4) Avaliar a produção secundária na presença e ausência de peixes.

A teoria do RCC descreve mudanças na estrutura e função da comunidade ao longo do rio (1ª a 12ª ordem). Esperamos encontrar de acordo com essa teoria mudanças em um córrego de terceira ordem, de forma mais específica e ampliada. Sendo assim, esperamos que a produção secundária de fragmentadores seja alta na cabeceira e diminua a jusante do rio e que a produção de raspadores e coletores aumente (Vannote et al, 1980). Também esperamos encontrar um efeito direto de predação dos peixes na produção secundária de Baetidae, *Potimirim brasiliiana* (raspadores) e Chironomidae. O efeito direto de peixes na população de Chironomidae pode favorecer-los indiretamente com o aumento de perifiton causado pela diminuição dos raspadores (Souza *et al.*, 2007; Moulton *et al.*, 2009, 2010) (Figura 3).

Figura 3 - Diagrama dos possíveis efeitos diretos de peixes sobre as populações de Baetidae, Chironomidae, Potimirim e o efeito indireto de peixes no perifíton.



O primeiro capítulo se refere ao estudo de esforço amostral para a comunidade de macroinvertebrados. Para isso utilizamos quatro estimadores de riqueza (Jack 1, Jack 2, Boot e Chao 2) para os substratos perda, areia e folhiço em habitats de corredeira e poço. O segundo capítulo se refere ao estudo de produção secundária de macroinvertebrados ao longo do rio em diferentes substatos e habitas.

1 ESFORÇO AMOSTRAL PARA COLETAS DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS

1.1 Introdução

A riqueza de espécies é uma variável importante da biodiversidade e fornece a base de muitos modelos ecológicos (Gotelli e Colwell, 2001) Estudos de conservação como as escolhas de áreas de proteção ou comparações entre áreas preservadas e impactadas estão diretamente ligadas à riqueza de espécies (Melo e Froehlich, 2001). Porém não é uma tarefa fácil medi-la, principalmente em ambientes tropicais que apresentam altas taxas de riqueza de espécies (Blackburn e Gaston, 1996; Boyero *et al.*, 2011).

Um grande desafio em estudos de comunidades de macroinvertebrados está em mensurar a riqueza de espécies. Quantificar o número de espécies em uma área preservada pode ser algo impossível para estudos de invertebrados. Comunidades são unidades abertas e vulneráveis a migrações revelando sempre espécies não coletadas anteriormente (Melo, 2008; Longino *et al.*, 2002). Quanto mais coletas de indivíduos ou amostras são realizadas maiores são os números de espécies encontradas, em que a riqueza observada geralmente não atinge uma assíntota na curva de acumulação de espécies, apesar de uma amostragem intensiva (Gotelli e Colwell, 2001). Assim os métodos para estimar a riqueza de espécies são técnicas que otimizam o tempo do pesquisador e são indicados por autores (Burnham e Overton, 1979; Smith e van Belle, 1984, Melo e Froehlich, 2001). A ausência dessa informação inviabiliza a comparação da riqueza de espécies de diferentes localidades (Magurran, 2005).

A melhor maneira de resolver isso é a utilização de estimadores de riqueza. Existem três grupos de estimadores, a extrapolação da curva de acumulação de espécie, métodos paramétricos e métodos não paramétricos (Melo e Froehlich, 2001). A curva de acumulação de espécies é uma representação gráfica que plota o número cumulativo de espécies descobertas em função do esforço amostral empenhado no estudo (Colwell e Coddington, 1994), permitindo avaliar quanto o estudo se aproxima da riqueza total. Métodos paramétricos são dependentes da abundância de cada táxon encontrado que são ajustados a um modelo de

frequência esperada. Métodos não paramétricos se baseiam no número de espécies observadas e no número de espécies raras e seu desempenho depende da distribuição dos dados (Colwell e Coddington, 1994; Melo e Froehlich, 2001; Magurran, 2005).

A aplicação dos estimadores de riqueza auxiliam os trabalhos de biomonitoramento com métodos simples e fáceis. A aplicação desses métodos encorajam os pesquisadores a divulgarem o esforço amostral utilizados em seus estudos (Magurran, 2005).

Os objetivos do estudo foram:

- 1) avaliar o desempenho de cada método para estimar a riqueza total através da riqueza observada de macroinvertebrados em um córrego de Mata Atlântica,
- 2) avaliar a riqueza de espécies em diferentes substratos (pedra, areia e folhiço) nos habitats (corredeira e poço).

1.2 Materiais e Métodos

1.2.1 Área de estudo

Nosso estudo foi realizado no rio Andorinha, Ilha Grande no Estado do Rio de Janeiro, Brasil (23°04' to 23°14'S e 44°05' to 44°23'W) (Figura 4). A área preservada de Mata Atlântica situa-se dentro do Parque Estadual da Ilha Grande. O córrego da Andorinha é de terceira ordem, com uma bacia de área total de aproximadamente 1260 ha e extensão de 7 km de comprimento; sua formação geológica é de gnaiss do Pré-Cambriano. A concentração média de nutrientes foram $9,1 \mu\text{mol L}^{-1} \text{NO}_3 + \text{NO}_2\text{-N}$, $0,15 \mu\text{mol L}^{-1} \text{NH}_4\text{-N}$ e $0,22 \mu\text{mol L}^{-1} \text{PO}_4\text{-P}$ em junho de 2012 (Lourenço-Amorim et al, 2014).

Figura 4 - Localização da área de estudo. Rio Andorinha, Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.



1.2.2 Pontos de amostragem

Escolhemos cinco pontos com diferente gradiente de sombreamento (Tabela 1). O ponto Valium é um afluente do rio Andorinha e utilizamos ele para representar a cabeceira do rio Andorinha que não temos acesso. O ponto Jararaca localiza-se a 254m de altitude. O ponto Characidium está a 82 m de altitude, possui uma menor área sombreada, e podemos classifica-lo como um ponto de transição entre os pontos sombreados e os não sombreados. Os pontos Lambari e Capivara (38 e 36m de altitude respectivamente) não são sombreados, se localizam mais próximos à foz. Em todos os pontos pedra corredeira é o mais predominante. (Tabelas 1 e 2; fotos em anexo). A quantificação da disponibilidade de substratos e habitats foram realizadas através de transectos de cinco em cinco metros ao longo do trecho de cada ponto. Em cada transecto, com a utilização de uma trena, fizemos anotações do tipo de substrato e habitat de 0,5 em 0,5 m.

Tabela 1 - Caracterização dos pontos do rio Andorinha e Valium, Ilha Grande.

Ponto	Coordenadas	Altitude (m)	Área da bacia (Km ²)	Distância da foz (m)	Abertura de canópia (%)
Valium	S23°10,836' W44°11,665'	69	-	-	12
Jararaca	S23° 10.521' W44° 12.510'	254	7,06	2231	27
Characidium	S23° 10.933' W44° 12.137'	82	11,03	1240	45
Lambari	S23°11.062' W44°12.040'	38	11,4	683	90
Capivara	S23° 11.175' W44° 11.928'	36	11,89	497	92

Tabela 2 - Disponibilidade de substrato (pedra, areia e folhiço) e habitat (poço e corredeira) de cada ponto do rio Andorinha, Ilha Grande.

Ponto		% substrato pedra	% substrato areia	% substrato folhiço	% habitat poço	% habitat corredeira
Valium	Alto	69	28	3	17	83
Jararaca	Alto	77	23	0	20	80
Characidium	Baixo	91	8	1	23	77
Lambari	Baixo	81	19	0	31	69
Capivara	Baixo	83	17	0	50	50

1.2.3 Coleta de macroinvertebrados

Fizemos as coletas com surber (0,30 x 0,30m), malha de 250 μ m, em agosto de 2013. As amostras foram armazenadas em sacos apropriados com vedação com álcool a 70% e posteriormente identificadas até o menor nível taxonômico possível com auxílio de estereoscópio e chaves de identificação (Merritt e Cummins, 1996; Mugnai *et al.*, 2010). Em cada ponto fizemos coletas de substrato (areia, pedra e folhiço) nos habitats de corredeira e poço (Tabela 3).

Tabela 3 - Número de surbers por ponto, substrato e habitat no córrego da Andorinha, Ilha Grande.

Ponto	Substrato	Habitat	Nº surbers
Valium	Areia	corredeira	7
Valium	Areia	poço	13
Valium	Folhiço	poço	2
Valium	Pedra	corredeira	14
Valium	Pedra	poço	8
Jararaca	Areia	corredeira	6
Jararaca	Areia	poço	9
Jararaca	Pedra	corredeira	20
Jararaca	Pedra	poço	10
Characidium	Areia	poço	18
Characidium	Folhiço	poço	7
Characidium	Pedra	corredeira	20
Characidium	Pedra	poço	19
Lambari	Areia	corredeira	17
Lambari	Areia	poço	13
Lambari	Pedra	corredeira	20
Lambari	Pedra	poço	16
Capivara	Areia	corredeira	11
Capivara	Areia	poço	9
Capivara	Pedra	corredeira	20
Capivara	Pedra	poço	20

1.2.4 Análise de dados

Para estimar a riqueza total através da riqueza observada fizemos a curva de acumulação dos táxons encontrados e aplicamos os métodos não paramétricos para os cinco pontos, utilizando o programa estatístico R (R Development Core Team, 2010) e o pacote BiodiversityR (Kindt e Coe, 2005).

Existem dois tipos de dados utilizados para estudos de riqueza de espécies, dados de incidência em que cada espécie é notada como estando presente em uma amostra; e dados de abundância em que a abundância de cada espécie é notada em cada amostra (Gotelli, 2011). Para esse estudo utilizamos apenas os métodos não paramétricos de incidência (Jack 1 e 2, Chao e Boot) resumidos na tabela abaixo (Tabela 4).

Tabela 4 - Estimadores de riqueza não paramétricos.

Estimadores de riqueza	Abreviações	
Chao 2	Chao 2	<p>Estima a riqueza utilizando as espécies raras e o número total de espécies observadas na amostra para calcular a sua riqueza.</p> $S_{\text{Chao 2}} = S_{\text{obs}} + \frac{Q_1^2}{2Q_2}$ <p>Onde: S_{obs} é o número de espécies observadas nas amostra; Q_1 é o número de espécies em somente uma amostra; Q_2 é o número de espécies em duas amostras.</p>
Jackknife de primeira ordem	Jack 1	<p>Estima a riqueza utilizando o número de espécies que ocorrem em apenas uma amostra (<i>uniques</i>).</p> $S_{\text{Jack 1}} = S_{\text{obs}} + Q_1 \left(\frac{m-1}{m} \right)$ <p>Onde: S_{obs} é o número de espécies observadas nas amostra; Q_1 o número de espécies que ocorrem em uma amostra; m é o número de espécies que ocorrem em uma amostras.</p>
Jackknife de segunda ordem	Jack 2	<p>Utiliza os <i>uniques</i> e o número de indivíduos que ocorrem em duas amostras (<i>duplicates</i>).</p> $S_{\text{Jack 2}} = S_{\text{obs}} + \left[\frac{Q_1(2m-3)}{m} - \frac{Q_2(m-2)^2}{m(m-1)} \right]$ <p>Onde: S_{obs} é o número de espécies observadas nas amostra; Q_1 o número de espécies que ocorrem em uma amostra; Q_2 é o número de espécies que ocorrem em duas amostras; m é o número de espécies que ocorrem em uma amostras.</p>
Bootstrap	Boot	<p>Estima a riqueza total utilizando dados de todas as espécies (não só das espécies raras).</p> $S_{\text{boot}} = S_{\text{obs}} + \sum_{k=1}^{S_{\text{obs}}} (1 - p_k)^m$ <p>Onde: S_{obs} é o número de espécies observadas nas amostra; p_k é a proporção das amostras que contém a espécie K; m é o número total de amostras.</p>

Adaptado de Magurran, 2005.

Optamos em seguir dois critérios utilizados em outros estudos (Melo e Froehlich, 2001; Oksanen, 2013), pois eles facilitam a escolha do melhor estimador de forma prática, e decidimos acrescentar um novo critério quanto ao desvio padrão de cada amostragem. São eles:

1) O menor tamanho da amostra necessária para estimar a riqueza observada na amostra total. O melhor estimador será o que alcançar primeiro a curva da riqueza observada, tendo assim o menor esforço amostral (Melo e Froehlich, 2001).

2) O menor desvio padrão das curvas dos estimadores para cada amostragem. Quanto menor o desvio padrão do estimador maior a precisão, e mais os estimadores se aproximam da riqueza observada com o menor esforço amostral.

3) O quanto a riqueza de uma subamostra se aproxima da riqueza da amostra total, para cada estimador. Ou seja, o quanto a curva do estimador com 50% de uma subamostra se aproxima do total da riqueza observada com 100% de esforço (Δy) (Oksanen, 2013).

1.2 Resultados

Foram observados setenta e nove táxons de macroinvertebrados em 279 amostras no rio Andorinha. As curvas apresentaram um padrão similar e ausência de um comportamento errático. Jack 2 e Chao atingiram a riqueza total observada do rio com menor número de amostras, enquanto que o Boot atingiu com maior número de amostras. O estimado Chao, no entanto, foi o menos preciso tendo o maior valor de desvio padrão e um esforço mínimo de 37% para alcançar a riqueza observada, já o Boot e Jack 1 tiveram menores desvio padrão, sendo portanto mais precisos, porém o esforço amostral mínimo foi de 73% e 47% respectivamente. Todas as curvas tiveram formatos parecidos quanto aos valores que uma subamostra se aproxima da riqueza da amostra total (Δy) (Tabela 5, figura 5 e 6).

Tabela 5 - Performace dos três critérios (tamanho mínimo amostral em porcentagem para atingir a riqueza observada (RO) no rio – RO = 79 táxons, média do desvio padrão e o quanto uma subamostra se aproxima da amostra total) para rio todo. Tamanho da amostra 279 surbers.

Estimador	Tam.amostra para atingir RO	Esforço mínimo para RO (%)	Precisão (SD)	Δy (total sp - 50% sp)
Jack 1	131	47	5,1	19
Jack 2	83	30	8,1	24
Boot	203	73	3,6	16
Chao	103	37	20,3	18

Figura 5 - Curva de acumulação de espécies observadas (táxons) (S) e estimadores de riqueza do rio Andorinha, Ilha Grande.

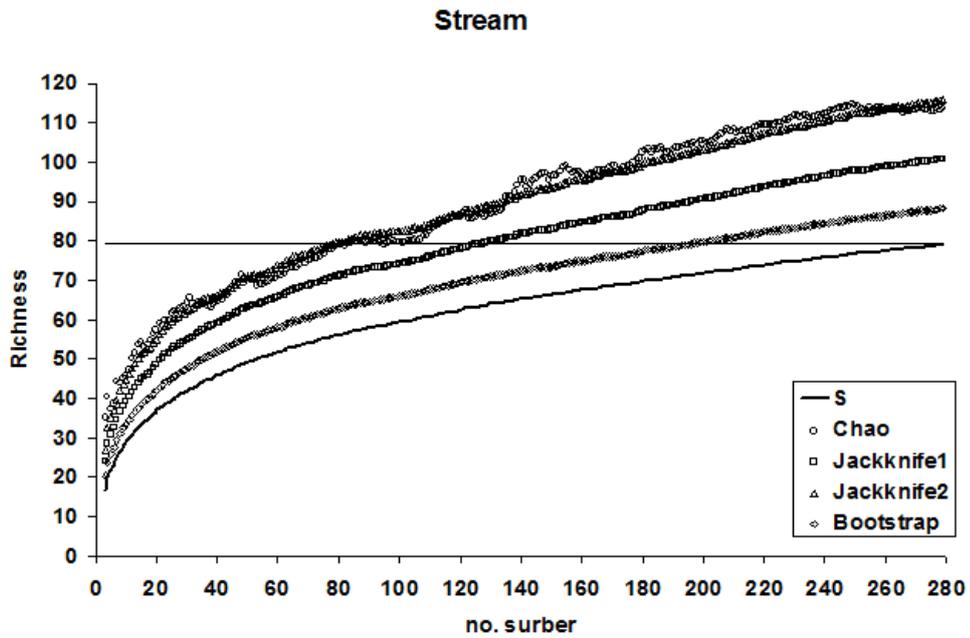
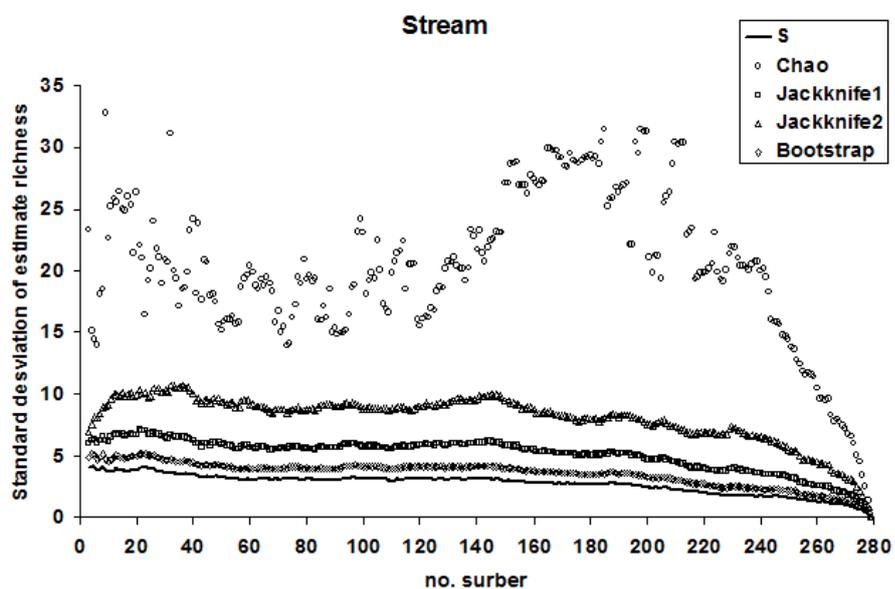


Figura 6 - Desvio padrão da curva de acumulação de espécies (táxons) (S) e estimadores de riqueza do rio Andorinha, Ilha Grande.



As curvas também apresentaram o mesmo padrão para tipos de habitat (Tabela 6 e 7; Figura. 7, 8, 9, 10, 4, 5, 6, 7). Os estimadores Jack 2 e Chao atingiram a riqueza total observada com o menor número de amostras nos habitats corredeira e poço, porém Chao foi o menos preciso tendo o maior desvio padrão e esforço amostral mínimo de 25% para corredeira e 24% para poço. Boot e Jack 1 foram os estimadores mais precisos e com os maiores esforços amostrais para atingir a riqueza observada para os dois habitats (Boot corredeira 66%, Boot poço 69%, Jack 1 corredeira 40% e Jack 1 poço 42%). Todas as curvas tiveram formato parecido quanto aos valores que uma subamostra se aproxima da riqueza da amostra total (Δy).

Tabela 6 - Performance dos três critérios (tamanho mínimo amostral em porcentagem para atingir a riqueza observada (RO) no rio – RO = 63 táxons, média do desvio padrão e o quanto uma subamostra se aproxima da amostra total) para os habitat corredeira. Tamanho da amostra 138 surbers.

Estimador	Tam.amostra para atingir RO	Esforço mínimo para RO (%)	Precisão (SD)	Δy (total sp - 50% sp)
Jack 1	55	40	4,3	11
Jack 2	33	24	7	12
Boot	91	66	3,1	10
Chao	34	25	11,7	9

Figura 7 - Curva de acumulação de espécie observadas (táxons) (S) e estimadores de riqueza do habitat corredeira do rio Andorinha, Ilha Grande.

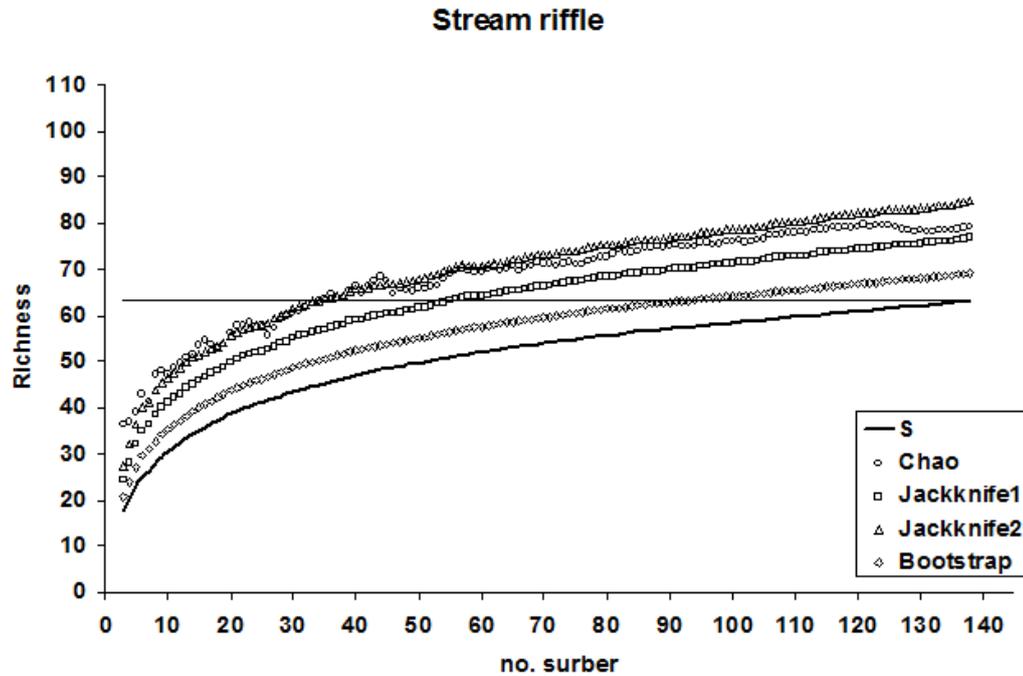


Figura 8 - Desvio padrão da curva de acumulação de espécies (táxons) (S) e estimadores de riqueza do habitat corredeira do rio Andorinha, Ilha Grande.

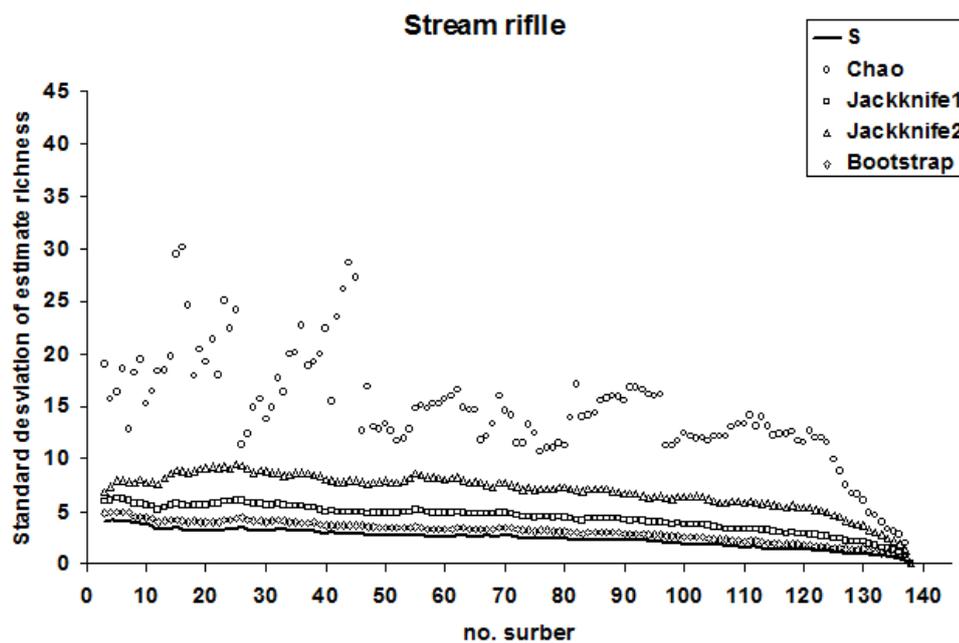


Tabela 7 - Performance dos três critérios (tamanho mínimo amostral em porcentagem para atingir a riqueza observada (RO) no rio – RO = 63 táxons, média do desvio padrão e o quanto uma subamostra se aproxima da amostra total) para os habitat poço. Tamanho da amostra 141 surbers.

Estimador	Tam.amostra para atingir RO	Esforço mínimo para RO (%)	Precisão (SD)	Δy (total sp - 50% sp)
Jack 1	59	42	5,4	20
Jack 2	39	28	8,3	24
Boot	97	69	3,8	16
Chao	34	24	22,2	15

Figura 9 - Curva de acumulação de espécie observadas (táxons) (S) e estimadores de riqueza do habitat poço do rio Andorinha, Ilha Grande.

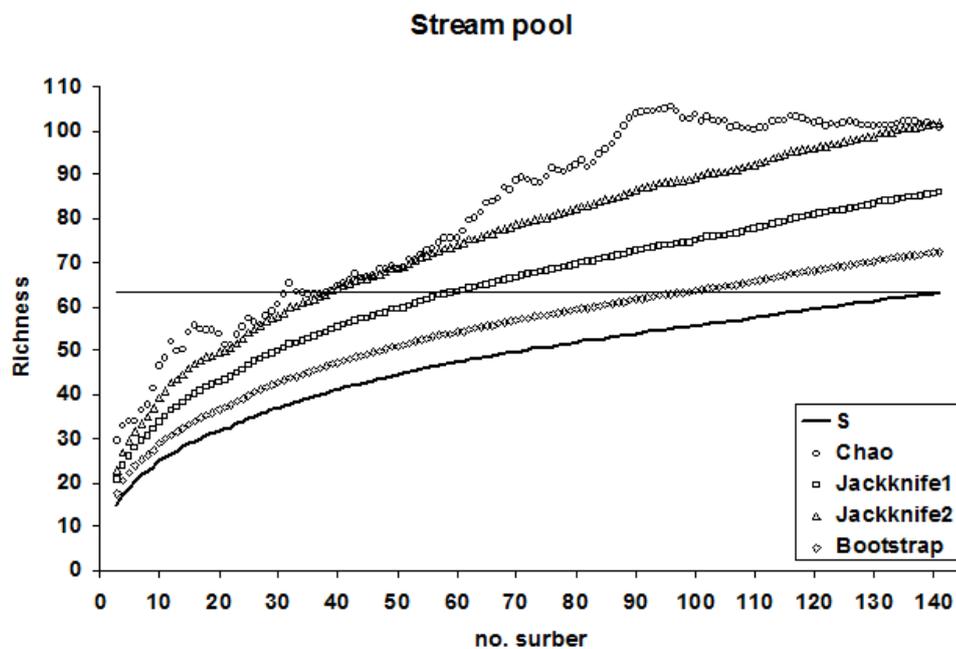
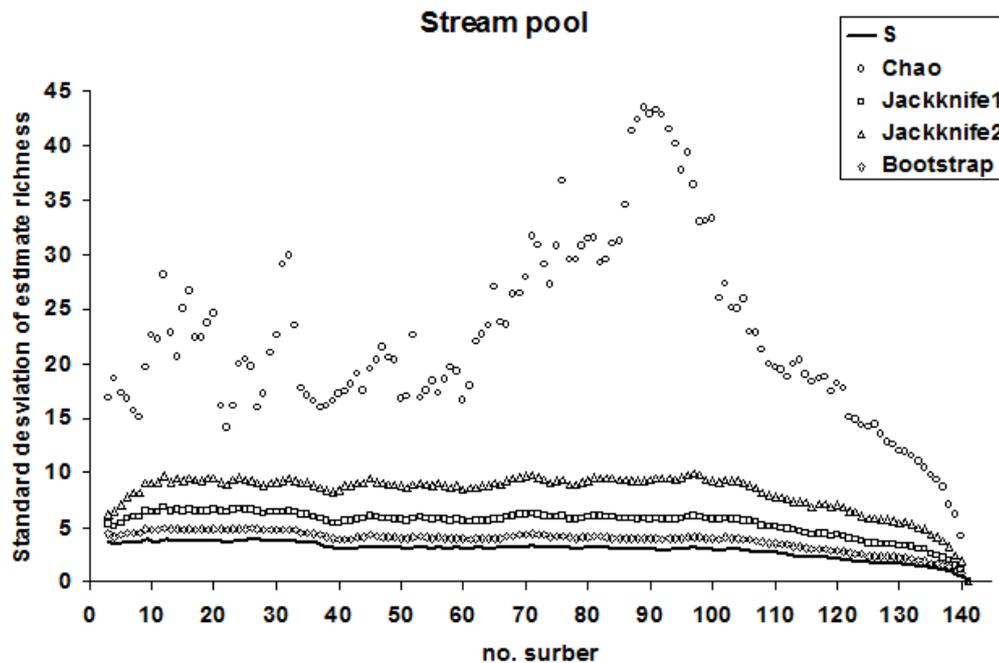


Figura 10 - Desvio padrão da curva de acumulação de espécies (táxons) (S) e estimadores de riqueza do habitat poço do rio Andorinha, Ilha Grande.



Para os substratos pedra e areia, os estimadores Jack 2 e Chao também atingiram a riqueza total observada com o menor número de amostras. Chao foi o menos preciso tendo o maior desvio padrão, porém teve o menor esforço amostral mínimo de 17% para pedra e 25% para areia. Boot e Jack 1 foram os estimadores mais precisos e com os maiores esforços amostrais para atingir a riqueza observada para os dois habitats (Boot pedra 60%, Boot areia 65%, Jack 1 pedra 34% e Jack 1 areia 37%). Todas as curvas tiveram formato parecido quanto aos valores que uma subamostra se aproxima da riqueza da amostra total (Δy) (Tabelas 8 e 9 e Figuras 11, 12, 13, 14).

Tabela 8 - Performace dos três critérios (tamanho mínimo amostral em porcentagem para atingir a riqueza observada (RO) no rio – RO = 67 táxons, média do desvio padrão e o quanto uma subamostra se aproxima da amostra total) para o substrato pedra. Tamanho da amostra 167 surbers.

Estimador	Tam.amostra para atingir RO	Esforço mínimo para RO (%)	Precisão (SD)	Δy (total sp - 50% sp)
Jack 1	57	34	4,9	8
Jack 2	34	20	7,9	4
Boot	101	60	3,4	10
Chao	29	17	13,8	2

Figura 11 - Curva de acumulação de espécie observadas (táxons) (S) e estimadores de riqueza do substrato pedra do rio Andorinha, Ilha Grande.

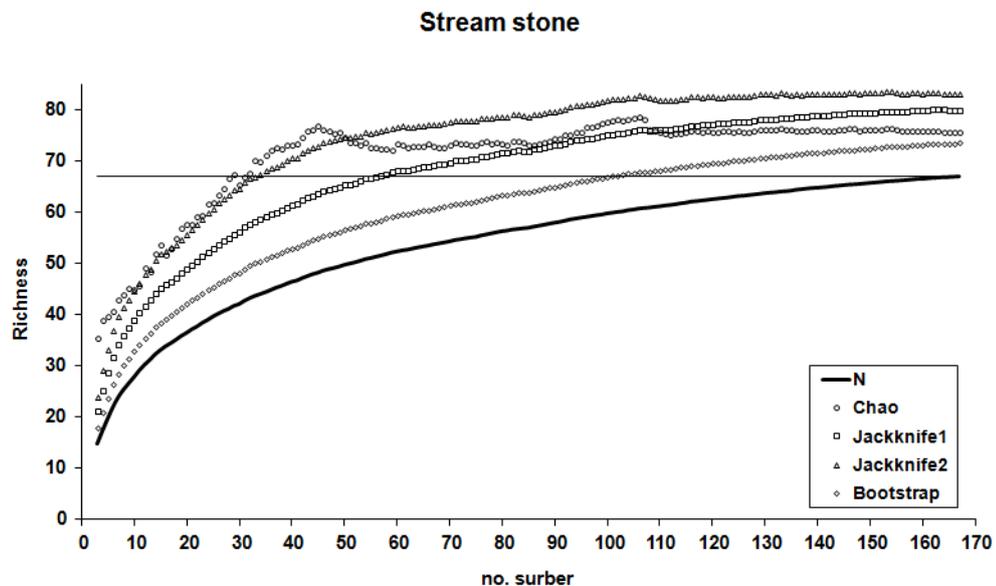


Figura 12 - Desvio padrão da curva de acumulação de espécies (táxons) (S) e estimadores de riqueza do substrato pedra do rio Andorinha, Ilha Grande.

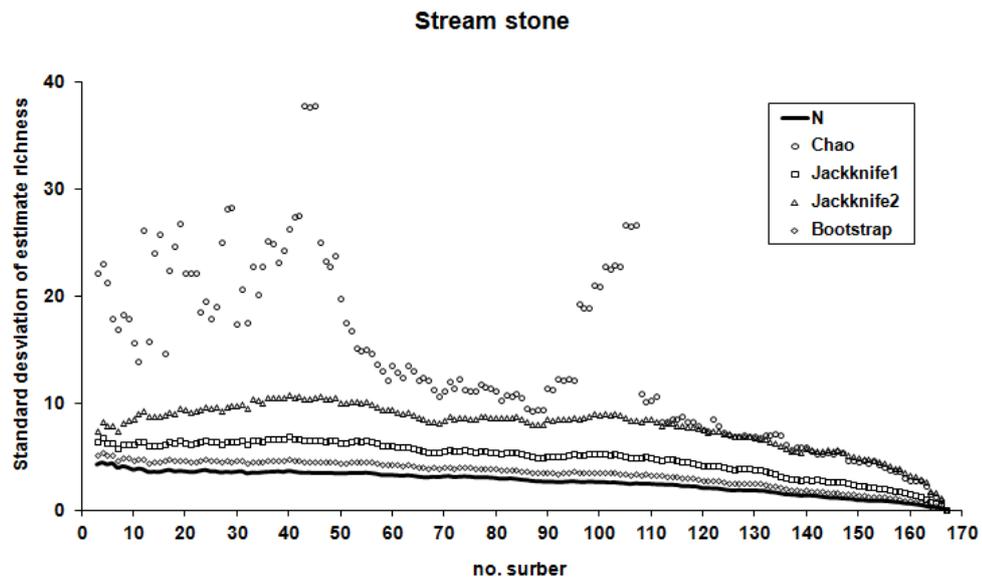


Tabela 9 - Performace dos três critérios (tamanho mínimo amostral em porcentagem para atingir a riqueza observada (RO) no rio – RO = 46 táxons, média do desvio padrão e o quanto uma subamostra se aproxima da amostra total) para o substrato areia. Tamanho da amostra 106 surbers.

Estimador	Tam.amostra para atingir RO	Esforço mínimo para RO (%)	Precisão (SD)	Δy (total sp - 50% sp)
Jack 1	39	37	3,7	7
Jack 2	25	24	5,7	8
Boot	69	65	2,6	6
Chao	27	25	12,9	4

Figura 13 - Curva de acumulação de espécie observadas (táxons) (S) e estimadores de riqueza do substrato areia do rio Andorinha, Ilha Grande.

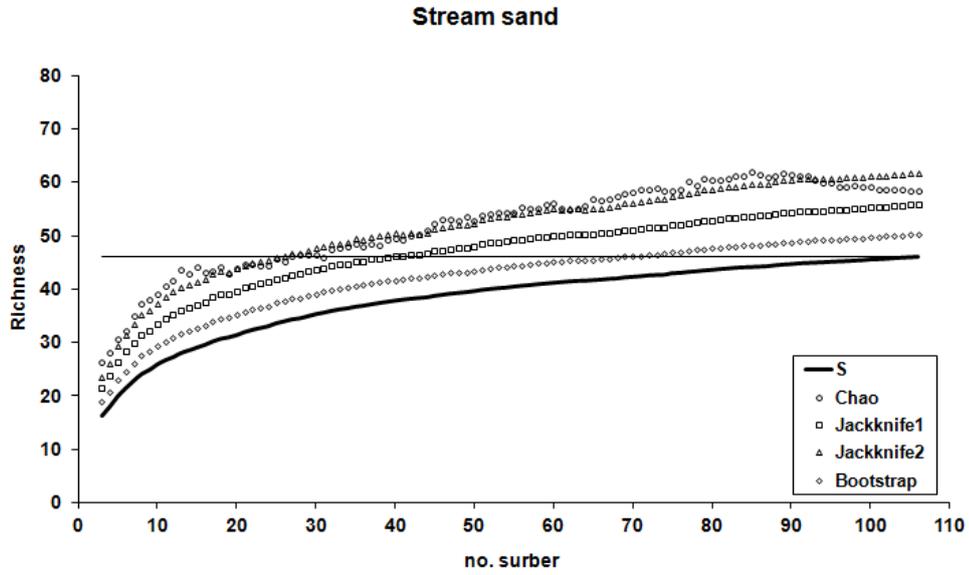
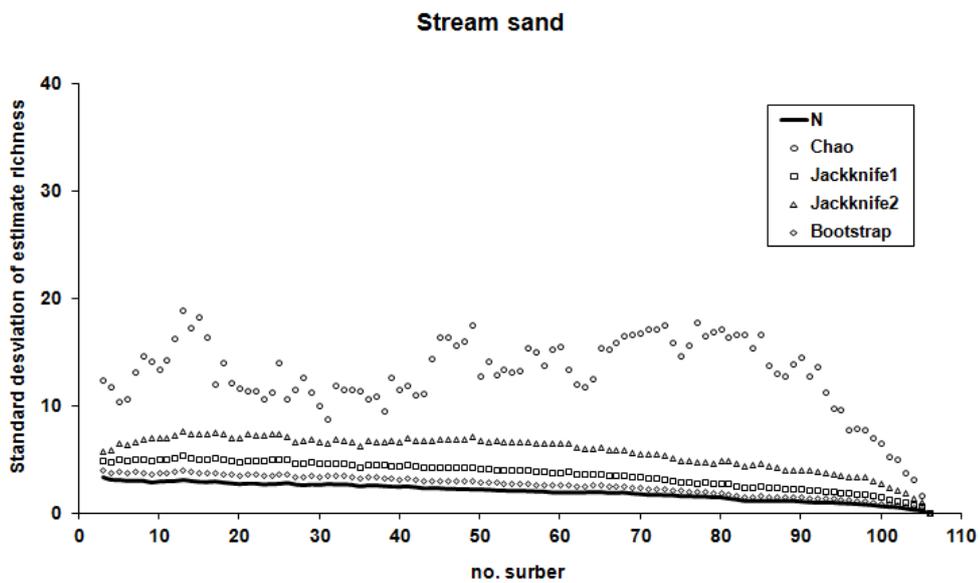


Figura 14 - Desvio padrão da curva de acumulação de espécies (táxons) (S) e estimadores de riqueza do substrato areia do rio Andorinha, Ilha Grande.



Encontramos a mesma riqueza de espécies nos habitat de corredeira e poço, 63 táxons, porém corredeira apresentou um aumento mais rápido da riqueza de espécies em relação ao número de amostras (número de surber) (Figura 15). Foi observada maior riqueza no substrato pedra (67 táxons) que no substrato areia (46 táxons) (Figura 16). Folhiço não foi representativo, esteve presente em dois pontos (Valium e Characidium) e em baixas proporções, provavelmente pelo curto tempo de residência do folhiço em córrego, típico de encostas.

Figura 15 - Curva de acumulação de espécies observadas (táxons) em relação ao número de surbers nos habitats corredeira e poço no rio Andorinha, Ilha Grande (corredeira $SD \pm 4$ e poço $SD \pm 3,7$).

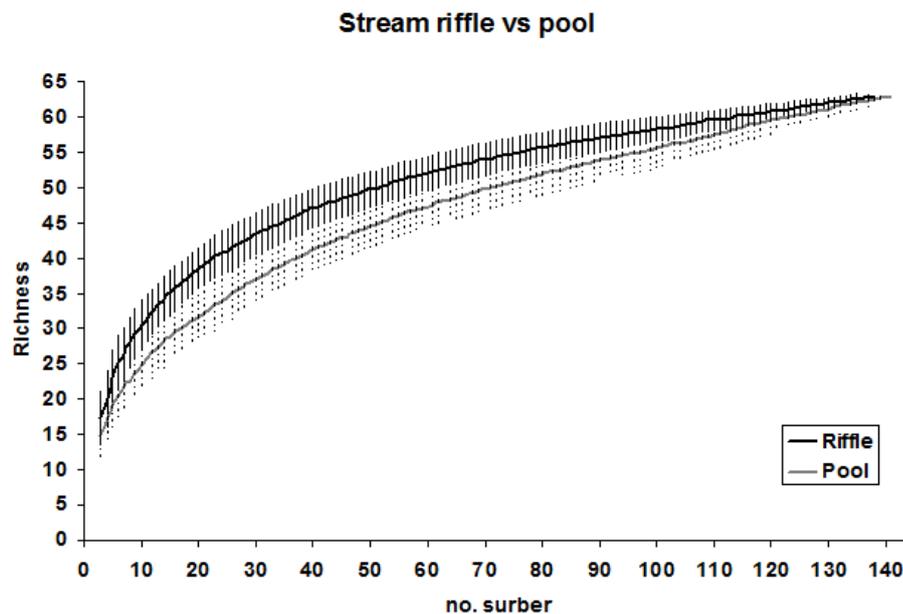
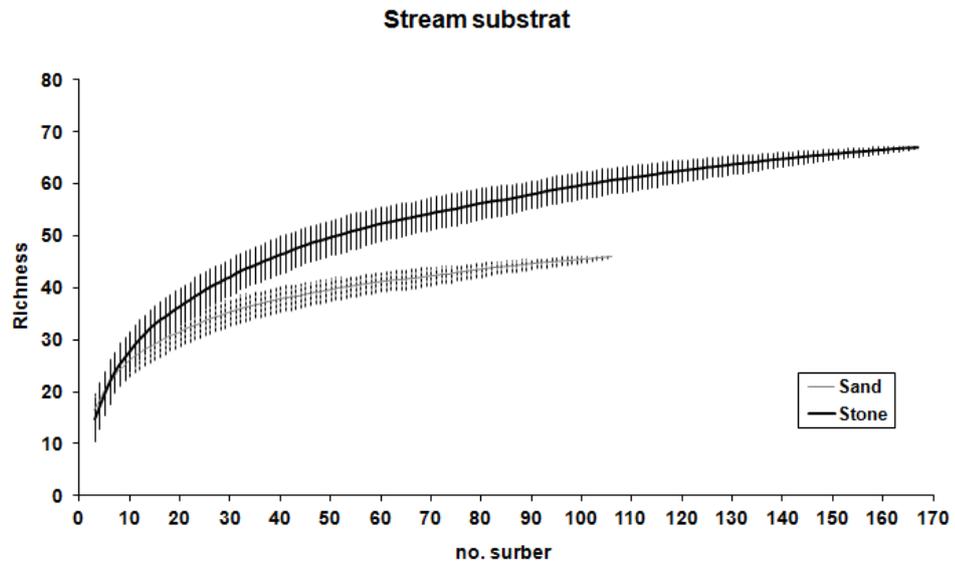


Figura 16 - Curva de acumulação de espécies observadas (táxons) em relação ao número de surbers nos substratos pedra e areia no rio Andorinha, Ilha Grande (Desvio padrão; areia SD \pm 3,4 e pedra SD \pm 4,2).



1.4 Discussão

Os estimadores de riqueza de espécies proporcionam para os pesquisadores técnicas que auxiliam na avaliação da riqueza de espécies de uma região sem a necessidade de inventários completos e de alto custo (Peterson e Meier, 2003). Os métodos não paramétricos escolhidos para estimar a riqueza de espécies mostraram bons resultados em critérios diferentes. Os resultados variaram entre os dois primeiros critérios (tamanho mínimo necessário para alcançar a riqueza observada e precisão das curvas). Quanto ao terceiro critério não houve muita diferença entre os estimadores. Jack 2 foi o melhor estimador quanto ao critério do menor tamanho da amostra. Chao 2 também alcançou a riqueza observada com o menor número de amostras, mas as curvas não foram precisas. Entretanto, Chao 2 foi considerado um estimador confiável em muitos estudos. Walther e Morand, 1998 estudaram comunidades de parasitas e compararam nove métodos de estimativas de riqueza de espécies, o melhor desempenho foi Chao 2 e Jack 1. Em um estudo em três lagos na Inglaterra, o melhor estimador para comunidade de macroinvertebrados foi Chao 2 (Foggo, 2003). Ugland et al, 2003 também utilizou Chao 2 para estimar a riqueza de espécies em seus estudos.

Boot e Jack 1 foram inferiores a Jack 2 devido o tamanho da amostra necessária para estimar a riqueza observada, porém mais precisos que Jack 2. Boot em outros estudos apresentou a mesma necessidade de amostras maiores para estimar a riqueza observada (Colwell & Coddington, 1994 e Chazdon et al. 1998, Melo e Froehlich, 2001). Outros autores relatam que com o aumento do esforço de amostragem o Boot apresenta um desempenho melhor que os outros estimadores (Smith & van Belle, 1984; Walther & Morand, 1998). Jack 1 foi considerado o melhor estimador em comunidades de macroinvertebrados na região neotropical da Argentina (Basualdo, 2011). Os melhores estimadores de acordo com os critérios escolhidos para avaliação foram Jack 1 e Jack 2. Escolhemos Jack 2 como melhor estimador para comunidades de macroinvertebrados devido o menor esforço amostral e por ser um dos mais precisos. Jack 2 também foi considerado e indicado como melhor estimador para macroinvertebrados em trabalhos anteriores. Melo e Froehlich (2001) examinaram o desempenho de 13 métodos para estimar a riqueza de macroinvertebrados em escala regional e local em córregos do sudeste do Brasil onde Jack 2 teve o melhor desempenho e observaram que uma amostra de 40

unidades pode ser estimada utilizando apenas 10 unidades de amostragem. Martinez-Sonzet *al.* (2010) também testaram o desempenho de alguns estimadores de riqueza para macroinvertebrados em lagos na Espanha e o melhor estimador foi Jack 2. Peterson e Meier (2003) estudaram Asilidae (Diptera) em coleções científicas em museus na Dinamarca e apontam entre oito métodos Jack 1 e Jack 2 como os mais precisos. Colwell e Coddington também avaliaram oito métodos em um estudo de banco de sementes e sugeriram o uso de Jack 2 e Chao 2.

A utilização dos estimadores de riqueza é uma ferramenta valiosa para ecologistas, mas deve ser usado com cautela e apenas ser um produto mínimo da riqueza verdadeira, pois nunca alcançaremos a riqueza real de uma comunidade aberta e com muitas espécies raras. Diversos trabalhos apontam estimadores diferentes como sendo o melhor ou o mais aconselhável. Isso ocorre, pois esses estimadores de riqueza funcionam de forma particular para cada conjunto de dados e isso deve ser considerado na escolha do melhor estimador (Melo e Froehlich, 2001).

A riqueza de espécies observada nos habitat de poço e corredeira foi igual. Alguns trabalhos (Buss et al, 2004; Silveira et al, 2006), apresentam maior riqueza de macroinvertebrados em corredeira, provavelmente porque corredeiras são mais propícias a receber maior aporte de nutrientes e oxigênio, e os organismos podem investir mais em reprodução e crescimento do que na captura de alimento. No presente estudo, apenas no habitat poço ocorreu presença de folhiço que provavelmente contribuiu com a riqueza de espécies nesse habitat. O substrato folhiço é originado do material orgânico de folhas e galhos que caem no rio da mata ciliar do entorno e geram abrigo e recursos abundante para fauna (Benke e Wallace, 1990).

O substrato pedra apresentou maior riqueza de espécies do que o substrato areia, provavelmente devido a sua maior complexidade que o torna mais estável que o substrato areia. Outros estudos também relatam a maior riqueza de espécies no substrato pedra (Brown e Brussock, 1991; Velásquez e Miserendino, 2003). Henrique-Oliveira e Nessimian (2010) em um estudo de dezoito córregos de diferentes altitudes acharam maior riqueza taxonômica em cascalho, uma transição entre areia e pedra, e associou isso a variabilidade de tamanhos de partículas e velocidades de corrente .

Os resultados desse estudo permitem sugerir Jack 2 como o melhor estimador de riqueza de espécies para estudos com comunidades de macroinvertebrados. A riqueza de espécies observadas (79 táxons) em 279 amostras de surber no córrego da Andorinha pode ser estimada utilizando 83 amostras de surbers para atingir a mesma riqueza observada. A riqueza de espécies em diferentes habitats foi igual, porém corredeira alcançou o número de espécies observadas com o menor número de surbers. Houve também uma maior riqueza de espécies no substrato pedra, esse substrato tem maior complexidade e por tanto são mais estáveis. Os estimadores de riqueza são uma ferramenta valiosa para ecólogos que fornecem informações quanto ao esforço amostral auxiliando nos trabalhos de preservação e conservação.

2 PRODUÇÃO SECUNDÁRIA DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM UM CÓRREGO DE MATA ATLÂNTICA

2.1 Introdução

Estudos de produção secundária em córregos podem ajudar a responder diversas questões ecológicas que são fundamentais para o desenvolvimento de teorias de fluxo em ecossistemas aquáticos (Benke e Huryn, 2006). Essas questões envolvem fluxo de energia entre ecossistemas, análises de relações tróficas, análises de impacto ambiental e uso do solo, bioindicadores, entre outros, que são importantes para o entendimento da estrutura e conservação das comunidades (Benke e Huryn, 2010).

Existem poucos estudos de produção secundária da comunidade de macroinvertebrados em rios tropicais (Ramírez e Pringle, 1998; Dudgeon, 1999, Aguiar *et al.*, 2015). Benke (2010 b) aponta valores inferiores de densidade e tamanho corporal em ambientes tropicais em relação aos táxons correspondentes em ambientes temperados. De acordo com a Teoria Metabólica Ecológica indivíduos menores terão taxas metabólicas mais altas do que indivíduos maiores sendo influenciados por altas temperaturas (Brown, 2004). A temperatura mais elevada pode gerar padrões de curto ciclo de vida e alta taxa de crescimento, que resultam em maiores taxas de produção secundária e razão P/B em riachos tropicais (Benke, 1984).

Muitos fatores bióticos (competição, predação, densidade, biomassa) e abióticos (temperatura, recursos alimentares, tipos de substrato, nutrientes) influenciam a produção secundária (Benke, 2010). A estrutura e distribuição da comunidade bentônica estão fortemente relacionadas com os tipos de substratos (Buss *et al.*, 2004; Henriques-Oliveira e Nessimian, 2010). Para uma medida fiável da produção secundária todos os substratos devem ser levados em consideração no estudo.

Vannote *et al.* (1980) propôs a Teoria de Contínuo de Rio (*The River Continuum Concept* (RCC) que prevê mudanças físicas longitudinais ao longo do rio que alteram a estrutura da comunidade. É esperado que animais fragmentadores sejam mais abundantes nas cabeceira dos rios com importante papel no processamento de folhas e galhos, sendo o recurso alóctone o principal em rios de

1° a 3ª ordem, caracterizando um ambiente heterotrófico. Ao longo do rio (4ª a 6ª ordem) o fluxo se torna maior e o sombreamento diminui devido a maior largura das margens. Nesse caso são esperados animais coletores e raspadores com maior contribuição de recursos autóctones devido a maior incidência de luz e produção de algas, tornando o ambiente autotrófico. Em ordens maiores o sistema volta a ser heterotrófico devido o fator turbidez diminuir a incidência de luz. Contudo estudos em córregos florestados tropicais mostram que as fontes autóctones são os principais recursos desses sistemas (March e Pringle, 2003; Moulton, 2006; Neres-Lima *et al.* - submetido). Sendo assim, a teoria deve ser aplicada com cautela, pois fluxos temperados são distintos de fluxos tropicais. O efeito de predadores também tem sido relatado como um fator limitante da produção secundária de macroinvertebrados. Estudos mostram que peixes têm efeito direto na comunidades do camarão *Potimirim brasiliiana* e do Ephemeroptera Baetidae inibindo suas atividades de pastagem e bioturbação, o que resulta no aumento de perifíton (Moulton *et al.*, 2009; 2010). Produção é uma importante ferramenta de investigação das relações entre a comunidade bentônica e o seu ambiente e que fornecem mais informações, como biomassa, densidade, taxa de crescimento, do que medidas de densidade (Benke, 1993; Ramírez e Pringle, 1998).

Nosso objetivo foi medir a produção secundária anual de macroinvertebrados ao longo de um córrego de Mata Atlântica e verificar alguns fatores que podem influenciar esse processo longitudinalmente: (1) verificar a mudança da produção secundária ao longo do rio, em diferentes áreas sombreadas; (2) verificar a mudança da produção secundária nos diferentes substratos e habitats; (3) identificar as principais espécies que contribuem para o processo de produção secundária; (4) avaliar a produção secundária na presença e ausência de peixes.

2.2 Materiais e métodos

2.2.1 Área de estudo

Nosso estudo foi realizado no córrego Andorinha, Ilha Grande no sul do Estado do Rio de Janeiro, Brasil (23°04' to 23°14'S e 44°05' to 44°23'W) (Figura 17). A área preservada de Mata Atlântica situa-se dentro do Parque Estadual da Ilha Grande. O córrego da Andorinha é de terceira ordem, bem preservado com abundante mata ciliar. Possui uma bacia de área total de aproximadamente 1.260 ha e extensão de 7,0 km de comprimento; com formação geológica de gnaisses do Pré-Cambriano. A entrada média de material alóctone no período em estudo foi de 0,262 g de matéria m⁻² dia⁻¹ (Lisboa, dados não publicados). A concentração média de nutrientes foram 9,1 μmol L⁻¹ NO₃ + NO₂-N, 0,15 μmol L⁻¹ NH₄-N e 0,22 μmol L⁻¹ PO₄-P em junho de 2012 (Lourenço-Amorim *et al.*, 2014).

Figura 17 - Localização da área de estudo. Córrego da Andorinha, Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.



2.2.2 Pontos de amostragem

Escolhemos cinco pontos com altitudes distintas ao longo do córrego (Tabela 10). Os pontos no rio Andorinha foram nomeados da seguinte forma: Valium (Val), Jararaca (Jar), Characidium (Cha) são sombreados e Lambari (Lam) e Capivara (Cap) são pontos mais abertos e próximos à foz (Tabela 10; fotos em anexo). A temperatura da água variou entre 17-22°C ao longo do ano. O rio apresenta uma cachoeira (Mãe d'Água) que serve de barreira para a maioria dos peixes a montante. O peixe *Characidium japuhybensis* é o único peixe que ocorre em um ponto (Cha) acima da cachoeira, mas em baixa densidade. Abaixo da cachoeira encontramos as espécies predadoras *Bryconamericus microcephalus* e *Phalloceros anisophallos*. Os pontos a cima da cachoeira encontram-se os pontos Val, Jar, Cha e abaixo os pontos Lam e Cap (Figura 18).

Figura 18 - Distribuição dos cinco pontos de amostragem e a barreira natural (Cachoeira da Mãe d'Água) no Córrego da Andorinha, Ilha Grande, Rio de Janeiro.



Foto: Joanna E. M.

Tabela 10 - Caracterização dos pontos do córrego da Andorinha e Valium, Ilha Grande, Rio de Janeiro.

Ponto	Coordenadas	Altitude (m)	Área da bacia (Km ²)	Distância da foz (m)	Abertura de canópia (%)
Valium	S23°10,836' W44°11,665'	69	-	-	12
Jararaca	S23° 10.521' W44° 12.510'	254	7,06	2231	27
Characidium	S23° 10.933' W44° 12.137'	82	11,03	1240	45
Lambari	S23°11.062' W44°12.040'	38	11,4	683	90
Capivara	S23° 11.175' W44° 11.928'	36	11,89	497	92

2.2.3 Coleta de macroinvertebrados

Fizemos as coletas com surber, malha de 250 µm, nos meses de agosto de 2013 a julho de 2014. As amostras foram armazenadas em sacos apropriados com vedação (whirlpak) com álcool a 70% e posteriormente identificadas até o nível de taxonômico de família e com auxílio de estetoscópio e chaves de identificação (Merritt e Cummins, 1996; Mugnai *et al.*, 2010). Os táxons foram identificados em grupos funcionais de alimentação - GFA (Merritt e Cummins, 1996). Os táxons com mais de um GFA tiveram sua taxa produção dividida pelos referentes grupos. Todos os tipos do GFA de coletores foram agrupados (Tabela A em anexo com GFA).

Em cada ponto fizemos coletas de substrato (areia, pedra e folhiço) nos habitats de corredeira e poço. Para estimarmos o esforço amostral fizemos a curva de acumulação de espécies e aplicamos os índices de riqueza de espécie para os cinco pontos. As curvas tenderam a estabilizar em torno de dez amostras. As coletas foram feitas de acordo com esse resultado, sendo limitada em alguns pontos pela disponibilidade do substrato, totalizando 281 amostras e 30.308 indivíduos. Utilizamos somente os dois primeiros meses (campanha 1 - agosto e campanha 2 - setembro de 2013) para medir a produção secundária anual nesse estudo.

2.2.4 Análise dos dados

Para estimar a produção foi preciso dividir a população em classes de tamanhos e determinar a biomassa para aplicação do método tamanho-frequência (size – frequency). A quantidade de classes de tamanho foi escolhida arbitrariamente (10 classes) em função do comprimento do corpo. A média do tamanho foi determinada pelo limite inferior e superior de cada classe. Para medirmos os animais, utilizamos micro-régua milimetrada, seguindo as proporções descritas na Tabela 11. A biomassa total individual foi calculada através das relações empíricas de massa-comprimento (Benke et al., 1999) e a densidade através do produto da abundância pelo número e área de surbers ao quadrado (0,3 m²) em cada substrato habitat (Tabela A em anexo com valores *a* e *b*).

$$\text{Massa seca (mg)} = a.L \text{ (mm)}^b$$

Onde: *a* e *b* são constantes, *L* comprimento.

Para o cálculo da massa-comprimento de *P.brasiliana* utilizamos a seguinte relação (Neres-Lima, não publicado).

$$\text{Massa seca (g)} = 0,224 * \text{comprimento cefalotorax (cm)}^{2,711}$$

Tabela 11 - Relação do número de indivíduos por amostra e números a medir em cada amostra por coleta, site, substrato e habitat.

Número de indivíduos por amostra	A medir
n < 20	Medir todos
20 < n < 200	Mínimo 20 indivíduos
n > 200	Mínimo 10% do total da amostra

O método tamanho – frequência não necessita do acompanhamento de coorte. Ele estima a produção através da média da distribuição das classes de tamanho, e como se aproximam de uma curva da mortalidade de uma coorte média

(Benke, 2006). A diminuição na densidade (ΔN) entre as categoria de tamanho, é multiplicada pela massa média entre as categorias de tamanho (W média). Somando do produto de W média por ΔN , o total deve ser multiplicado pelo número das classes de tamanho (Benke e Huryn, 2006). É necessário multiplicar essa produção pelo intervalo de produção de coorte (IPC) para estimar a produção secundária anual. Os IPC são adotados quando o tempo de desenvolvimento dos táxons estudados são diferentes de uma ano. Sendo assim, faz se necessário uma correção da estimativa de produção multiplicando $12/IPC$, relativo ao tempo médio do desenvolvimento larval (Benke e Huryn, 2006). Para a maioria dos táxons estudados os IPC foram retiradas de um trabalho realizado na Costa Rica (Jackson e Sweeney, 2005) e nas Filipinas para Simuliidae (Bright, 1982). Foram utilizados os IPC de estudos em ambientes tropicais para melhor adequação ao nosso estudo. (Tabela A em anexo com valores de IPC).

$$P = Bp \times CT \times (12/IPC)$$

Onde:

P: produção anual

Bp: biomassa perdida

CT: número de classes de tamanho

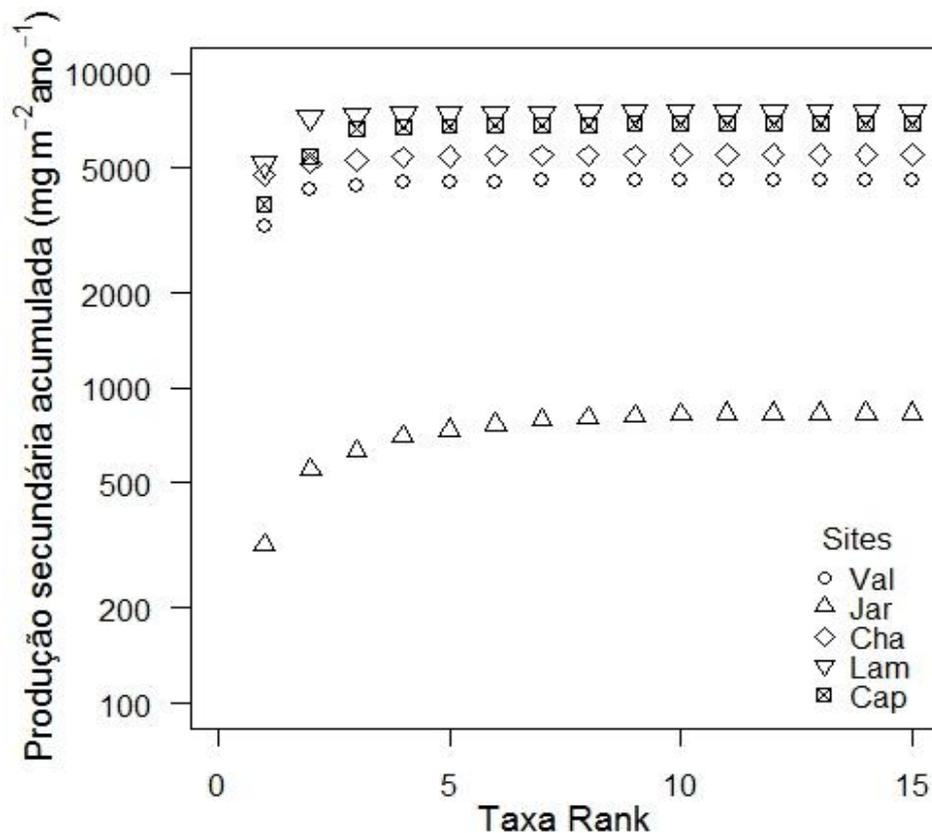
IPC: intervalo de produção de coorte

Foi utilizada uma ANOVA para comparar a produção secundária de Baetidae, Chironomidae, *P. brasiliiana* e macroinvertebrados predadores em pontos com peixe e sem peixe. Para as análises utilizamos o programa estatístico R (R Development Core Team, 2010).(Tabela C com dados estatísticos em anexo).

2.3 Resultados

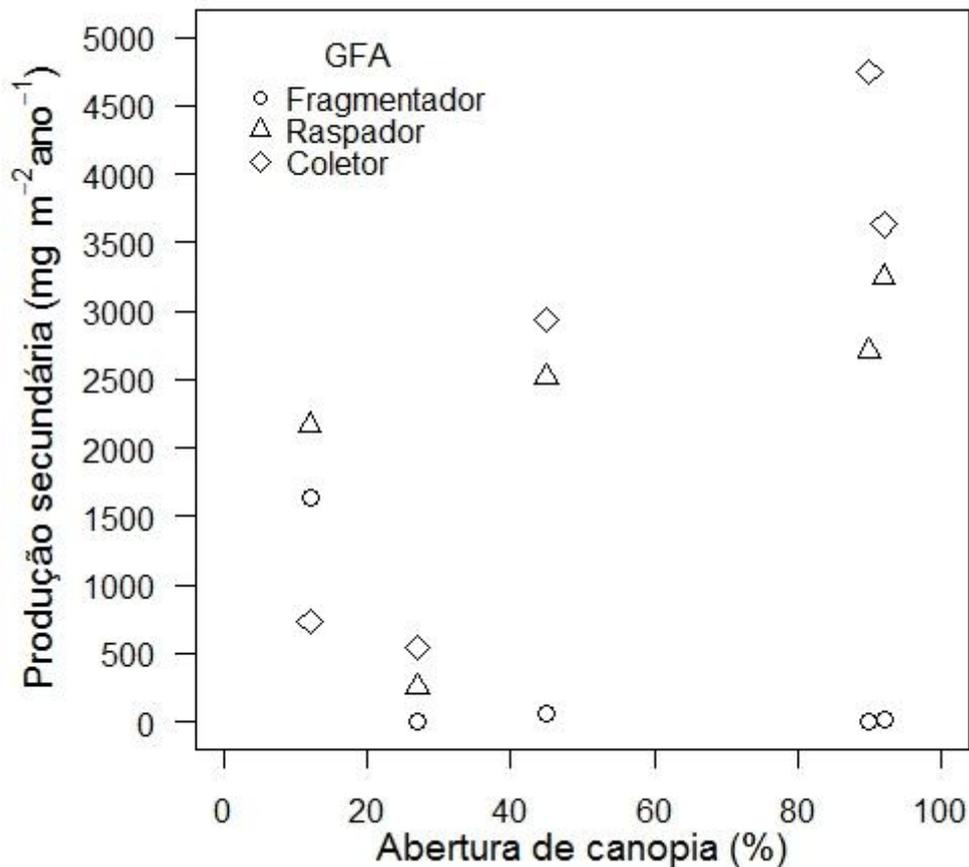
Estimamos a produção secundária e fizemos o *rank* de 15 táxons, sendo eles os mais abundantes e com maior massa corporal. Encontramos maior produção secundária anual ponderada por substrato e habitat nos pontos menos sombreados, Lam 7486 mg.m⁻².ano⁻¹ e Cap 6902 mg massa seca.m⁻².ano⁻¹. A produção no Cha, Val e Jar foram, respectivamente, 5506, 4546 e 832 mg.massa seca.m⁻².ano⁻¹ (Figura 19). A razão P/B anual média dos táxons mais produtivos (Baetidae, Chironomidae, *P.brasiliana*, Helichopsychidae) variou entre 2,4-104 ano⁻¹ e para o rio todo variou de 1,0-265 ano⁻¹ (Baetidae, Chironomidae, *P.brasiliana*, Helichopsychidae) (Tabela B em anexo com os valores de produção e razão P/B dos 15 taxóns).

Figura 19 - Produção secundária acumulada (mg massa seca.m⁻².ano⁻¹) em relação ao *rank* dos táxons mais produtivos em cada ponto de coleta.



A produção secundária de fragmentadores foi maior no ponto mais sombreado (Val) e diminui ao longo do rio com a diminuição do sombreamento. Coletores (coletor-coletor e coletor filtrador) e raspadores aumentaram com a abertura da canópi, sendo a maior produção nos sites menos sombreados. No primeiro ponto (Val) raspadores teve a produção alta devido à abundância de *Potimirim brasiliiana* (fragmentador/raspador) nesse ponto (Figura 20).

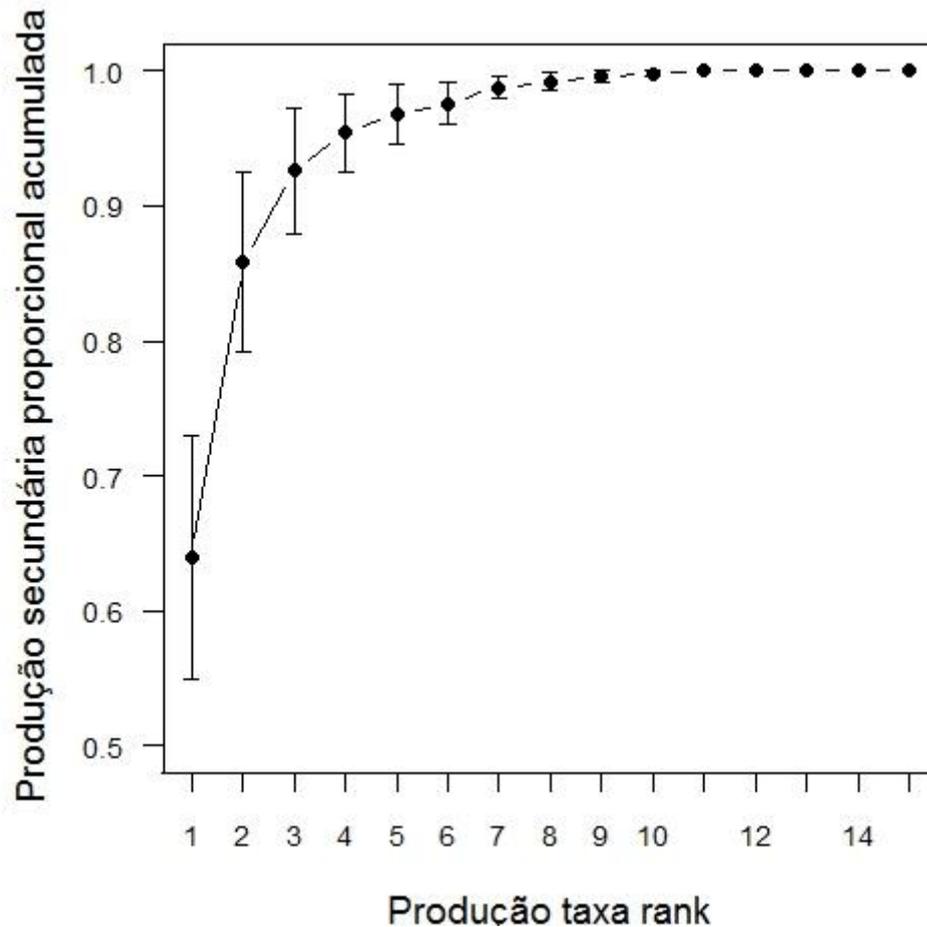
Figura 20 - Produção secundária (mg massa seca.m⁻².ano⁻¹) em relação à abertura de canópi dos grupos funcionais de alimentação.



Mais de 90% da produção secundária em todos os pontos foi sustentada por três espécies (Figura 21 e 19). As duas primeiras espécies em todos os pontos são Baetidae e Chironomidae, já a terceira espécie variou entre Helichopsychidae e Hydropsychidae, exceto no ponto Val. Isso mostra que poucas espécies são chaves no processo de produção secundária. Alguns gêneros foram identificados como os

da família de Baetidae, *Cloeodes* e *Baetodes* e da família Hydropsychidae, *Macronema* e *Smicridea*.

Figura 21 - Produção secundária proporcional acumulada (mg massa seca.m⁻².ano⁻¹) em relação a produção do rank dos táxons.



Estimamos a produção secundária anual ponderada por substratos e habitats por ponto dos seis táxons com maior produção secundária anual (Baetidae, Chironomidae, Helichopsychiidae, Hydropsychidae, *P. brasiliiana*, Leptophelbiidae). Em geral, a produção aumentou a jusante para todos os substratos e habitats. A produção secundária, biomassa e densidade nos pontos Val e Cha foi maior em folhiço poço. No ponto Jar a maior produção, densidade e biomassa foram em areia corredeira. No Lam e Cap a maior produção ocorreu em pedra corredeira e maior densidade e biomassa em areia poço e pedra corredeira (Figura 22,23,24).

Figura 22 - Produção secundária anual ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$) por substrato e habitat em cada ponto de coleta.

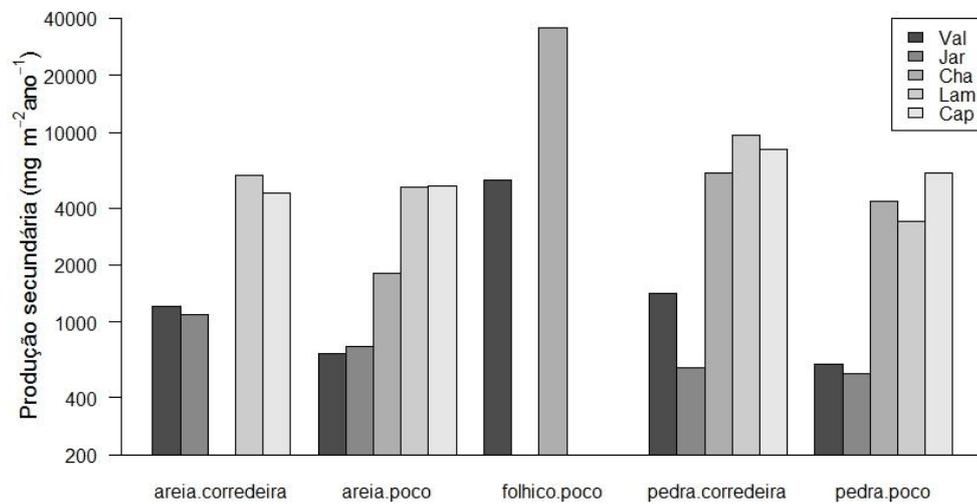


Figura 23 - Densidade média ($\text{no} \cdot \text{m}^{-2}$) por substrato e habitat em cada ponto de coleta.

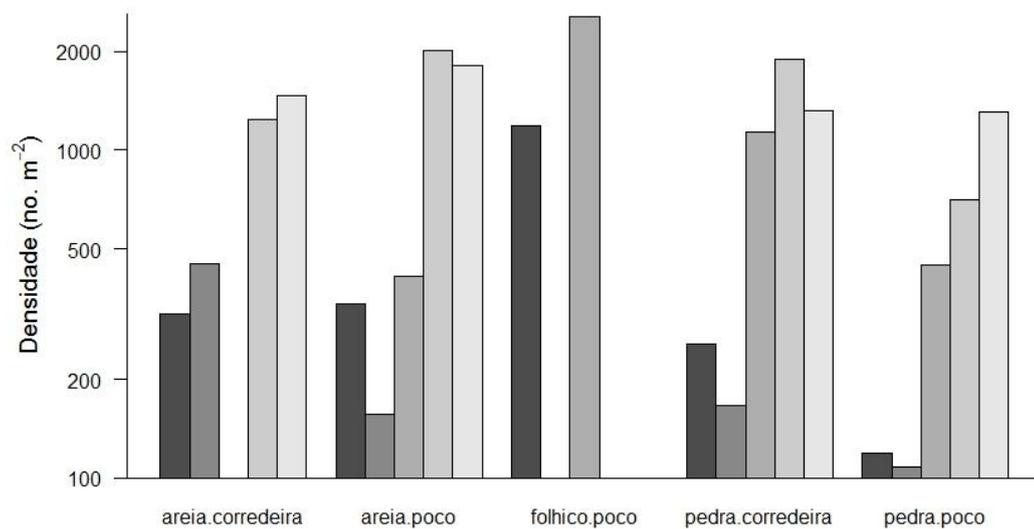
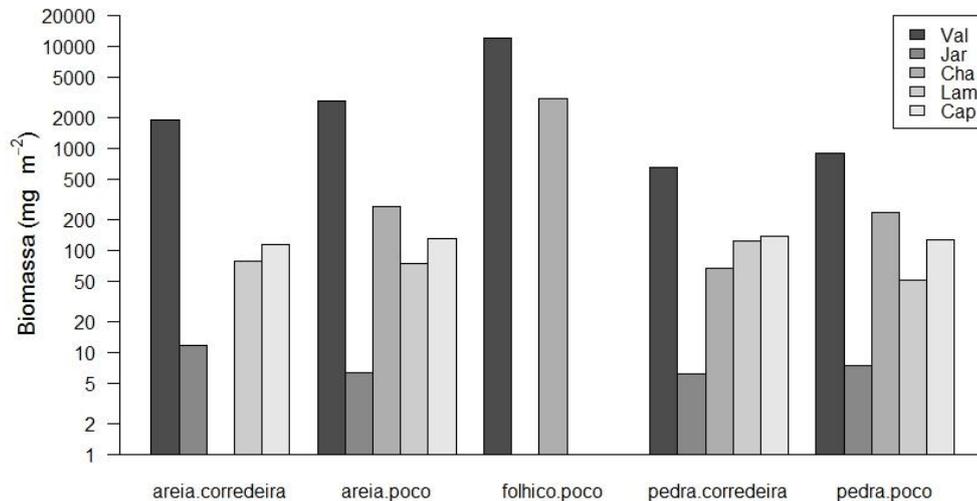
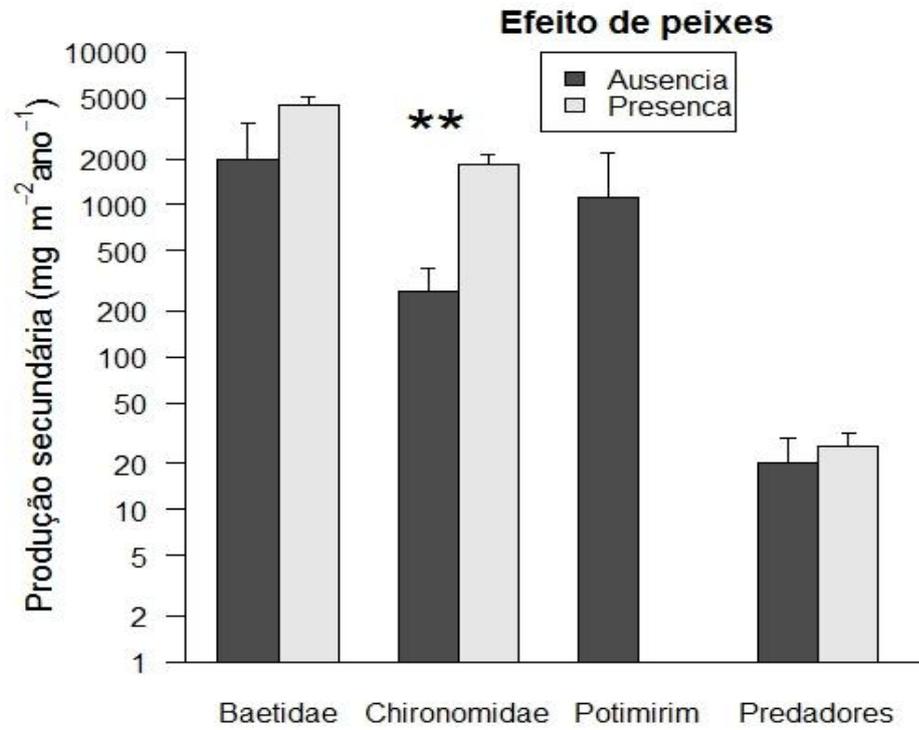


Figura 24 - Biomassa média (mg. m⁻²) por substrato e habitat em cada ponto de coleta.



O efeito de peixe na produção secundária anual média indicou ausência total de *Potimirim brasiliiana* na presença de peixes e uma alta produção na ausência. Houve maior produção de Chironomidae na presença de peixes, sendo aproximadamente 10 vezes maior do que na ausência. A produção secundária média de macroinvertebrados predadores e dos Ephemeropteras raspadores Baetidae não diferiram entre sites com e sem peixes. No ponto Jar, acima da cachoeira, não observamos ocorrência de *P.brasiliiana* e a produção de Chironomidae foi baixa (318 mg massa seca.m⁻².ano⁻¹), apenas maior que a do ponto Val (64 mg massa seca.m⁻².ano⁻¹) (Figura 25).

Figura 25 - Efeito de peixes na produção secundária dos taxóns: Baetidae, Chironomidae, *P. brasiliiana* e macroinvertebrados predadores.



2.4 Discussão

Produção secundária em ambientes tropicais

Nossos resultados variaram de 832 mg massa seca.m⁻².ano⁻¹ a 7486 mg massa seca.m⁻².ano⁻¹. A razão P/B anual dos táxons mais produtivos por habitat e substrato foi alta e variou num intervalo de 2,4 a 104 ano⁻¹ indicando uma alta taxa de reposição das populações. Segundo Benke (1993), os valores de produção secundária correspondem a aproximadamente 20% das estimativas encontradas em rios do mundo todo, mas não estão entre as taxas mais altas de produção. Dudgeon (1999) encontrou valores de produção próximos em rios em Hong Kong (5,64 – 7,64 g massa seca.m⁻².ano⁻¹) em um estudo com 19 espécies das ordens Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera e Odonata. Ramírez e Pringle (1998) em rios da Costa Rica estimaram a produção anual da comunidade de macroinvertebrados nos habitats corredeira (693 mg AFDM m⁻².ano⁻¹) e poço (226 mg AFDM m⁻².ano⁻¹) e associaram a baixa produção a não inclusão de peixes e camarões nas estimativas. A razão P/B também foi alta e variou entre 5-103 ano⁻¹. Benke e Wallace (2014), em córregos temperados na Planície Costeira dos EUA encontraram em dois anos uma das taxas mais altas de produção para um substrato de madeira submersa (148 e 203 g massa seca.m⁻².ano⁻¹), sendo alta também para o rio todo (48 e 70 g massa seca.m⁻².ano⁻¹).

Estratégias geradas na comunidade bentônica para adaptação a alta precipitação e a predação são documentadas. Hury (1998) relatou que o forte efeito de predação de peixes sobre a comunidade bentônica selecionam indivíduos menores com ciclo de vida curto, sustentando a alta biomassa de peixes. Buss *et al.*, (2004) encontrou um forte efeito da precipitação na densidade da comunidade bentônica o que produziu uma diminuição na abundância da fauna. Alguns mecanismos de adaptação podem estar relacionados a esse fator como busca de refúgio e rápida colonização após uma enchente (Buss *et al.*, 2004).

Produção secundária ao longo do rio

Houve aumento da produção secundária anual da comunidade de macroinvertebrados a jusante. É esperada baixa diversidade nas cabeceiras devido

a menor quantidade de recursos alimentares, e que essa situação mude a jusante com o acúmulo de matéria orgânica e com a maior contribuição da produtividade primária (Vannote et al., 1980). No nosso estudo a influência da vegetação ripária pode estar relacionada com esse gradiente de produção secundária. O maior aporte de material alóctone que entra no sistema será processado por espécies fragmentadoras disponibilizando tamanhos de partículas variadas a jusante (Vannote et al., 1980). Entretanto, Aguiar *et al* (2015) em um estudo realizado no Brasil, avaliou a produção secundária instantânea nas estações secas e chuvosa num gradiente de impacto do uso do solo. A produção instantânea, biomassa e densidade total foram maiores na estação seca e não diferiram entre os pontos de amostragem ao longo do rio.

Smock e Roeding (1986) em um estudo na Carolina do Sul – USA, observaram que fragmentadores e predadores tendem a ingerirem tamanho de partículas maiores quanto maior o tamanho do indivíduo. Isto está ligado diretamente com a eficiência de assimilação, pois quanto menor a partícula maior a proporção da superfície:volume. Sendo assim, uma variedade maior de tamanhos de partículas de FPOM estará disponível para as populações a jusante. Rosi-Marshall e Wallace (2002) observaram que em um gradiente de contínuo de rio, o fluxo de matéria orgânica a jusante fornece mais recursos para a fauna local e maior produção secundária. Estamos triando outras amostras de folhizo e passando o material em peneira de 1mm e de 250µm para sabermos se os estoques de CPOM e FPOM mudam ao longo do ano.

O ponto Valium é um afluente do rio Andorinha que escolhemos para representar a cabeceira que não temos acesso. Apesar de representar o ponto de cabeceira, a produção secundária no ponto Valium foi superior ao ponto Jararaca. Valium possui alta densidade do camarão *P. brasiliiana*, que possui comprimento corporal maior do que os insetos, o que provavelmente aumentou a produção secundária nesse ponto.

A variação da produção secundária de fragmentadores, coletores e raspadores parecem estar relacionados à disponibilidade dos recursos ao longo do rio de acordo com a teoria do RCC. A produção de fragmentadores foi mais alta no ponto mais sombreado (Val). Produção de coletores foi alta em todos os pontos provavelmente devido à alta abundância de Chironomidae em todos os pontos. Houve aumento de raspadores em pontos a jusante devido o aumento de perífiton e

algas (Moulton et al, 2019). Rosi-Marshall e Wallace (2002) observaram uma variação nos recursos consumidos por macroinvertebrados ao longo do rio em ambientes temperados, com diminuição do consumo de folhas e aumento de consumo de material autóctone a jusante.

Contudo outros trabalhos mostram que recursos autóctones e FPOM são mais importantes em córregos de cabeceira e que CPOM foi pouco utilizado como fonte de energia direta (Smock e Roeding, 1986; Moulton, 2006; Neres-Lima et al. - submetido). O baixo estoque de material alóctone em córregos típicos de encosta, pode estar relacionado com a importância das algas no sistema. O tempo de residência das folhas e galhos em córregos de encosta tendem a ser reduzidos devido a inclinação. Folhas são carregados pelo fluxo de água e algas mesmo produzindo menos tem um tempo de residência maior.

Animais fragmentadores tem se mostrado raros em ambientes tropicais e temperados do sul (Boulton *et al.*, 2008). Ramírez e Pringle (1998) acharam maior predomínio de animais coletores e quase ausência de fragmentadores na Costa Rica, e indicaram que macroconsumidores ou atividades microbianas podem ser os responsáveis pela fragmentação do material (CPOM). Estudos recentes na mesma área revelam um efeito direto de *P.brasiliana* sobre o processamento de folhas (Andrade, 2015) e análises de isótopos mostraram que esses animais podem assimilar material alóctone mesmo em menor quantidade (Neres-Lima – submetido). Sendo assim, classificamos *P.brasiliana* como raspador e fragmentador. A densidade de fragmentadores em nosso estudo não foi alta, mas a produção de *P. brasiliana* esteve entre as mais altas em relação aos outros táxons, provavelmente devido ao maior comprimento corporal desses animais.

Poucas espécies foram chaves nesse processo de produção secundária, sendo três ou quatro famílias responsáveis por 90% da produção de macroinvertebrados nesse sistema. Rosi-Marshall e Wallace (2002) relataram que onze gêneros contribuíram com 66% da produção secundária anual de macroinvertebrados em um estudo na Carolina do Norte, Estados Unidos. Outros estudos mostram dominância das ordens Ephemeroptera, Diptera, e Trichoptera (Ramírez e Pringle, 1998; Benke e Wallace, 2014). Muitos estudos apontam poucas espécies sendo fundamentais nos processos ecossistêmicos (Schwartz et al., 2000; Salomon, 2008).

A produção de Baetidae e Chironomidae foram as mais altas em todos os pontos. Estudos de isótopos estáveis na mesma área mostram que o principal recurso do rio Andorinha é de origem autóctone, exceto para o ponto Cha em que a importância do material alóctone e autóctone tem igual importância (Neres-Lima *et al.* – submetido). Baetidae sendo herbívoro e coletor teve recurso disponível em todos os pontos, o que influenciou na alta produção secundária (Moulton *et al.*, 2004, Merritt e Cummins, 1996). Moulton *et al.* (2009), observou na mesma área de estudo que o crescimento de algas não foi afetado pelo sombreamento. Segundo Bunn *et al.* (1999), cabeceiras de rios sombreadas em ambientes tropicais podem ter entrada de luz suficiente para manter a produção primária. Em nosso estudo observamos que *Cloeodes* preferem habitats de poço enquanto que *Baetodes* preferem corredeira, o que faz com que a família Baetidae seja encontrado em todos os habitats. Os Chironomidae, classificados como coletores, por serem generalistas e possuem ciclo de vida rápido (Gray e Johnson, 1988), também tiveram alta produção secundária e densidade em todos os pontos. .

A produção secundária, biomassa e densidade ponderada por substrato e habitat por ponto foi mais altas no Cha folhiço poço. O folhiço formado por acúmulo de material orgânico da mata ciliar do entorno que inclui folhas, galhos e madeiras, geram abrigo e recursos abundante para fauna, proporcionado um ambiente mais estável (Benke e Wallace, 1990). Estudos mostram maior densidade de fauna no substrato folhiço de corredeira (Benke *et al.*, 1984; Buss *et al.*, 2004; Silveira *et al.*, 2006; Henriques-Oliveira e Nessimian, 2010). Além disso, no folhiço encontramos os animais que atingem maiores comprimentos corporais (Hydropsychidae e *P. brasiliiana*).

O substrato e habitat pedra corredeira também teve alta produção nos pontos estudados. Alguns estudos relatam alta riqueza de espécies no substrato pedra (Brown e Brussock, 1991; Velásquez e Miserendino, 2003). A maior densidade da fauna em correnteza pode está relacionada à disponibilidade de matéria orgânica que o fluxo proporciona (Logan e Brooker, 1983; Brown e Brussock, 1991). Ramírez e Pringle (1998) relataram maior produção secundária, densidade e biomassa de macroinvertebrados em corredeiras de córregos neotropicais. Logan e Brooker (1983) encontraram alta densidade de Díptera no habitat poço, o que pode justificar a alta densidade em areia poço.

O efeito de peixes na produção secundária

O forte efeito de peixes na produção secundária de Chironomidae ocorreu, provavelmente, pela ausência total de *P. brasiliiana* nos pontos com peixes e que provavelmente proporcionou um aumento no perifíton. Entretanto, a produção de Chironomidae no ponto Jar não foi influenciada pela ausência de *P. brasiliiana*. Apesar do sombreamento não ser um fator limitante para o crescimento do perifíton (Moulton *et al.*, 2009), pode ter ocorrido uma redução na biomassa deste, que influenciou a produção de Chironomidae. Macroinvertebrados predadores não diferiram a produção com o efeito de peixes, mostrando não ter um efeito sobre a produção de Chironomidae. A produção de Baetidae não diferiu entre os pontos e parece não ter interferido na produção de Chironomidae.

Estudos anteriores feitos no rio Andorinha revelam muitos efeitos de cascata trófica. *P. brasiliiana* e Baetidae mostraram ter forte efeito sobre o perifíton (Souza e Moulton, 2005) e peixes parecem inibir a ação de pastagem e bioturbação destes, aumentando com isso a massa perifítica (Moulton *et al.*, 2009; 2010). Sendo assim, a ausência de *P. brasiliiana* e Baetidae aumentam a variabilidade espacial e espessamento do perifíton e proporciona mais habitats e recursos para Chironomidae (Souza *et al.* 2007, Moulton *et al.* 2009). Em outro experimento, com cerca elétrica, Baetidae reduziu significativamente a densidade de Chironomidae e biomassa de perifíton na ausência de camarões (Souza *et al.*, 2007). Moulton *et al.* (2004) mostraram que o camarão *Macrobrachium olfersi* exercem efeito indireto sobre o perifíton e efeito direto sobre Baetidae por predação ou afugentamento. Checo-Gaud *et al.* (2009), em um estudo no Panamá, observaram que na ausência de larvas de anfíbios herbívoros, houve aumento da produção e biomassa de algas e aumento da produção de raspadores.

Sugerimos que Baetidae sofreu efeito direto tanto de peixes (Moulton *et al.*, 2009; 2010) como de *M. olfersi* (Moulton *et al.*, 2004), e por isso sua produção não diferiu significativamente entre sites. Os resultados sugerem também que o efeito direto de peixes foi maior em *P. brasiliiana* do que em Baetidae e que na ausência de *P. brasiliiana* o espessamento do perifíton (Souza *et al.*, 2007, Moulton *et al.*, 2009) pode disponibilizar, relativamente, abrigo para Chironomidae do que na presença desses camarões.

Os resultados indicaram que as diferentes taxas de produção secundária da comunidade de macroinvertebrados ao longo do rio estão relacionadas com as mudanças longitudinais previstos no RCC. A produção aumentou ao longo do rio e houve mudanças nos valores de produção dos grupos funcionais de alimentação. O efeito de predação de peixes também influenciou na produção de alguns táxons, mostrando muitos efeitos já previstos. Não houve mudanças na produção de Baetidae nos pontos com peixe e sem peixe e sugerimos que os efeitos de predação ocorram em todos os pontos, tanto por camarões *M. olfersi* como por peixes. Nosso estudo foi limitado pelo esforço de triagem e medições que a produção secundária direta de macroinvertebrados exige, porém o esforço amostral nos garantiu uma amostragem quantitativa de todos os substratos e habitats ao longo de um contínuo. No entanto, a continuidade do estudo permitirá uma melhor avaliação dos padrões observados nesses dois meses.

CONCLUSÃO GERAL

Sugerimos Jack 2 como o melhor estimador de riqueza de espécies para estudos com comunidades de macroinvertebrados. Jack 2 estimou a riqueza observadas de 79 táxons com o menor esforço amostral (83 amostras de um total de 279 amostras). A riqueza de espécies em diferentes habitats foi igual, porém corredeira alcançou o número de espécies observadas com o menor número de surbers. Observamos maior riqueza de espécies no substrato pedra provavelmente devido a sua maior complexidade e estabilidade. Esse estudo fornece embasamento metodológico para coletas do RAPELD.

A produção secundária aumentou ao longo do rio e houve mudanças nos valores de produção dos coletores e raspadores. A produção de fragmentadores foi baixa em todos os pontos, provavelmente devido ao baixo estoque de folhas, mesmo com alto aporte alóctone por dia. Provavelmente o sombreamento não tem efeito direto na produção. O efeito de predação de peixes influenciou na produção de alguns táxons, mostrando muitos efeitos já previstos. Sugerimos que a maior produção de Chironomidae em pontos com peixe ocorreu devido a ausência total de Potimirim. A produção de Baetidae não diferiu entre os pontos, pois eles são predados tanto por peixes como por *Machrobrachium* em pontos sem peixes. Macroinvertebrados predadores não diferiram a produção com o efeito de peixes, mostrando não ter um efeito sobre a produção de Chironomidae e peixes pareceu ter maior efeito na produção de Potimirim do que na produção de Baetidae.

REFERÊNCIAS

- Aguiar, A.C.F., Gücker, B., Brauns, M., Hille, S., & Iola Gonçalves Boëchat, I.G. 2015. Benthic invertebrate density, biomass, and instantaneous secondary production along a fifth-order human-impacted tropical river. *Environ Sci Pollut Res*, **22**: 9864-9876.
- Andrade, C. M. 2015. Processamento foliar em um córrego de Mata Atlântica: o papel dos invertebrados aquáticos e o uso de diferentes metodologias. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
- Basualdo, C.V. 2011. Choosing the best non-parametric richness estimator for benthic macroinvertebrates databases. *Rev. Soc. Entomol. Argent*, **70**:27-38.
- Benke, A.C. 1993. Baldi Memorial Letuce: Concepts and patterns of invertebrate production in running waters. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie*, **23**:15-38.
- Benke, A.C. 2010 (a). Secondary production. *Nature Education Knowledge*. 1 (8):5.
- Benke, A.C., Huryn A.D. 2010. Benthic invertebrate production – facilitating answers to ecological riddles in freshwater ecosystems. *J N Am Benthol Soc*, **29**:264–285.
- Benke, A. C. 2010. Secondary production as part of bioenergetic theory – contributions from freshwater benthic science. *River Research and Applications*, **26**:36-44
- Benke, A.C., Huryn, A.D. 2006. Secondary Production of Macroinvertebrates. Pages 691-710 in Hauer F. R., Lamberti G.A, editors. *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, New York, 2007.
- Benke, A.C., Huryn, A.D., Smock, L.A., Wallace, J.B. 1999. Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United State. *Journal of the North American Benthological Society*. 18 (3):308-43
- Benke, A.C., Van Arsdall, T.C., Gillespie, D.M., Parrish, F.K. 1984. Invertebrates productivity in a subtropical blackwater river: the importance of habitat and life history. *Ecol Monogr*, **54**:25–63.
- Benke, A.C., Wallace J.B. 1990. Wood dynamics in coastal blackwater streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **47**:92-99.

Benke, A.C., Wallace J.B. 2014. High secondary production in a Coastal Plain river is dominated by snag invertebrates and fuelled mainly by amorphous detritus. *Freshwater Biology*, doi:10.1111/fwb.12460.

Blackburn, T.M., Gaston, K.J. 1996. A sideways look at patterns in species richness, or why there are so few species outside the tropics. *Biodiversity Letters*, **3**: 44-53.

Boulton, A.J., Boyero, L., Covich, A.P., Dobson, M., Lake, S., Pearson, R 2008. Are Tropical Streams Ecologically Different from Temperat Streams. Pages 257-284 in Dudgeon D, editor. *Tropical Stream Ecology* Elsevier Inc. London, 2008.

Boyero, L. et al., 2011. A global experiment suggests climate warming will not accelerate litter decomposition in streams but might reduce carbon sequestration. *Ecology Letters*, **14**:289-294.

Bright, G.R. (1982). Secondary benthic production in a tropical island stream. *Limnol. Oceanogr*, **27**:472–480.

Brito, E.F., Moulton, T.P., Souza, M.L., Bunn, S.E. 2006. Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, south-east Brazil. *Austral Ecology*, **31**:623-33.

Brown, A.V., Brussock, P.P. 1991. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. *Hydrobiologia* **220**: 99–108.

Brown, J.H., Gillooly, J.F., Allen, A.P., Savage, V.M., West, G.B. 2004. Towarda metabolic theory of ecology. *Ecology*, **85**:1771–1789.

Bunn, S.E., Davies, P.M., Mosisch, T.D. 1999. Ecosystem measures of river health and their reponse to riparian and catchment degradation. *Freshwater Biology*, **41**:333-45.

Burnham, K.P., Overton, W.S. 1979. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology*, **60**: 927-936.

Buss, D.F., Baptista, D.F., Nessimian, J.L., Egler, M. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia*, **518**: 179-188.

Cao, Y., Williams, D.D., Williams, N.E. 1998. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? *Limnology and Oceanography*, **43**: 1403-1409.

Chazdon, R.L., Colwell, R.K., Denslow, J.S., Guariguata, M.R. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and second-ary rain forest of northeastern Costa Rica. Pages 285-309 in *Forest Biodiversity Research, Monitoring and Modelling: Conceptual Background and Old World Case Studies*. Pantheon Press.

Colón-Gaud, C., Whiles, M.R. 2009. Assessing ecological responses to catastrophic amphibian declines: Patterns of macroinvertebrate production and food web structure in upland Panamanian streams. *Limnol. Oceanogr.*, **54(1)** 331-343.

Colwell, R.K., Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions Royal Society of London. Series B*, **345**: 101-118.

Cunningham, R.B., Lindenmayer, D.B. 2005. Modeling count data of rare species: some statistical issues. *Ecology*, **86**: 1135-1142.

Dudgeon, D. 1999. Patterns of variation in secondary production in a tropical stream. *Archiv für Hydrobiologia*, **144(3)** :271-281.

Foggo, A., Rundle, S.D., Bilton, D.T. 2003. The net result: evaluating species richness extrapolation techniques for littoral pond invertebrates. *Freshwater Biology*, **48**: 1756-1764.

Gotelli, N.J., Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, **4**: 379-391.

Gotelli, N.J., Colwell, R.K. 2011. Estimating species richness. Page 39-54 in Magurran, A.E., Mc Gill, B.J., editors. *Biological Diversity. Frontiers in Measurement and Assessment*. Oxford, New York.

Gray, L.J., Johnson, K.W. 1988. Trophic structure of benthic macroinvertebrates in Kings Creek. *Trans. Kans. Acad. Sci.*, **91**: 178-184.

Henriques-Oliveira, A.L., Nessimian, J.L. 2010. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **22 (4)**:424-41.

Hurn, A.D. 1998. Ecosystem-level evidence for top-down and bottom-up control of production in a grassland stream system. *Oecologia*, **115** :173-183.

Hynes, H.B.N., Coleman, M.J. 1968. A simple method os assessing the annual produvton of stream benthos. *Limnology and Oceanography*, **13(4)**:569-573.

Jackson, J.K., Sweeney, B.W. 2005. Egg and larval development times for 35 species of tropical stream insects from Costa Rica, *J.N. Am. Benthol. Soc.*, **14(1)**: 115-130.

Kindt, R. & Coe, R. (2005) Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. World Agroforestry Centre (ICRAF), Nairobi. ISBN 92-9059-179-X.

Logan, P., Brooker, M.P. 1983. The macroinvertebrate faunas of riffles and pools. *Water Research*, **17**: 263–270.

Longino, J.T., Coddington, J., Colwell, R.K. 2002. The Ant Fauna of a Tropical Rain Forest: Estimating Species Richness Three Different Ways. *Ecology*, **83**: 689-702.

Lourenço-Amorim, C.; Neres-Lima, V.; Moulton, T. P.; Sassada-Sato, C. Y.; Oliveira-Cunha, P., Zandonà, E. 2014. Control of periphyton standing crop in an Atlantic Forest stream: the relative roles of nutrients, grazers and predators. *Freshwater Biology*, **59**: 2365-2373.

Magurran, A.E. 2004. How many species. Page 72-99 in *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. Australia.

March, J.G., Pringle, C.M. 2003. Food web structure and basal resource utilization along a tropical island stream continuum, Puerto Rico. *Biotropica*, **35**:84-93.

Martinez-Sanz, C., García-Criado, F., Ailález, C.F., Aláez, A.F. 2010. Assessment of richness estimation methods on macroinvertebrate communities of mountain ponds in Castilla y León (Spain). *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.*, **46**:101-110.

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

Melo, A.S., Froehlich, C.G. 2001. Evaluation of methods for estimating macroinvertebrate species richness using individual stones in tropical streams. *Freshwater Biology*, **46**: 711-721.

Merritt, R.W., Cummins, K.W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3th edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Page 1158.

Moulton, T. P., Souza, M. L., Silveira, R. M. L. and Krsulovic, F. A. M., 2004. Effects of ephemeropterans and shrimps on periphyton and sediments in a coastal stream (Atlantic forest, Rio de Janeiro, Brazil). *Journal of the North American Benthological Society*, **23**:868-881.

Moulton, T.P. 2006. Why the world is green, the waters are blue and foodwebs in small streams in the atlantic rainforest are predominantly driven by microalgae? *Oecologia Brasiliensis*, **10**:78-89.

Moulton, T.P., Souza, M.L., Silveira, R.M.L., Krsulović, F.A.M., Silveira, M.P., Assis, J.C.F., Francischetti, C.N. 2010. Patterns of periphyton are determined by cascading trophic relationships in two neotropical streams. *Marine and Freshwater Research*, **61**: 57-64.

Moulton, T.P., Souza, M.L., Walter, T.L., Krsulović, F.A.M., 2009. Patterns of periphyton chlorophyll and dry mass in a neotropical stream: a cheap and rapid analysis using a hand-held fluorometer. *Marine and Freshwater Research*, **60**:224-233.

Mugnai, R., Nessimian, J.L., Baptista, D.F. 2010. Manual de Identificação de Macroinvertebrados do Estado do Rio de Janeiro. 1ª edição. Rio de Janeiro, Technical Books.

Neres-Lima, V., Brito, E.F., Krsulović, F.A.M., Detweiler, A.M., Hershey, A.E., Moulton, T.P. (*submetido*). The importance of autochthonous vs. allochthonous basal food sources to the food web of a tropical stream along a shading and altitudinal gradient.

Oksanen, J. 2013. Vegan: ecological diversity. Id: diversity-vegan.Rnw 2807 2013-12-05 11:50:52Z jarioksa processed with vegan 2.0-10 in R Under development.

Oksanen, J., F. Guillaume Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., R. B. O'Hara, R.B., Gavin L. Simpson, G.L., Solymos, P., M. Henry, M.H., Stevens, Wagner, H. (2011). *vegan: Community Ecology* Package. R package version 2.0-1. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Petersen, F.T., Meier, R., Larsen, M.N. 2003. Testing species richness estimation methods using museum label data on the Danish Asilidae. *Biodiversity and Conservation*, **12**: 687-701.

R Development Core Team. 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Ramírez, A., Pringle, C.M. 1998. Structure and production of a benthic insect assemblage in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological Society*, **17 (1)**:443-63.

Rosi-Marshall, E., Wallace, J.B. 2002. Invertebrate food webs along a stream resource gradient. *Freshwater*, **47**:129-141.

Salomon A.K. 2008. Ecosystems: Ecosystem Function and Biodiversity. Pages 16-26 in Jorgensen S.E, editor. *Ecosystem Ecology*. Elsevier B.V, Amsterdam 2009.

Schwartz, M.W., Brigham, C.A., Hoeksema, J.D., Lyons, K.G., Mills, M.H., Van Mantgem, P.J. 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia*, **122**:297-305.

Silveira, M.P., Buss, D.F., Nessimian, J.L., Baptista, D.F. 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a southeastern Brazilian river. *Brazilian Journal of Biology*, **66**: 623-632.

Smith, E.P., Van Belle, G. 1984. Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics*, **40**: 119-129.

- Smock, L.A., Roeding, C.E. 1986. The trophic basis of production of the macroinvertebrate community of a southeastern U.S.A. blackwater stream. *Holarctic Ecology* **9**: 165-174.
- Souza, M. L., Moulton, T. M. 2005. The effects of shrimps on benthic material in a Brazilian island stream. *Freshwater Biology*, **50**: 592-602.
- Souza, M.L., Moulton, T.P., Silveira, R.M.L., Krsulovic´, F.A.M., Brito, E.F. 2007. Responses of Chironomidae (Diptera: Insecta) to exclusion of shrimps and Ephemeroptera in a coastal forest stream, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **67**:47–51.
- Ugland, K.I., Gray, J.S., Ellingsen, K.E. 2003. The species-accumulation curve and estimation of species richness. *Journal of Animal Ecology*, **72**: 888-897.
- 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*, **37**: 130-137.
- Velásquez, S.M., Miserendino, M.L. 2003. Habitat type and macroinvertebrate assemblage in low order Patagonian streams. *Archiv für Hydrobiologie*, **158**: 461-483.
- Walther, B.A., Morand, S. 1998. Comparative performance of species richness estimation methods. *Parasitology*, **116**: 395-405.

TABELAS E FOTOS

Tabelas A - Intervalo de Produção de Coorte (IPC) em meses dos táxons estudados (Bright, 1982; Jackson e Sweeney, 2005); constantes *a* e *b* da relação empírica massa-comprimento (Benke et al, 1999); Grupo Funcional de Alimentação (GFA) (Merritt e Cummins, 1996; Andrade, 2015).

Família	CPI (mês)	a	b	GFA
Chironomidae	1,6	0,0018	2,617	Coletor
Hydropsychidae	3,4	0,0046	2,926	Coletor
Leptohyphidae	2,6	0,0061	3,194	Coletor
Simulidae	6	0,002	3,011	Coletor
Acarina	12	0,001	1	Predador
Perlidae	4	0,0099	2,879	Predador
Tanypodinae	1,3	0,0018	2,617	Predador
Gripopterygidae	4	0,0094	2,754	Raspador
Helichopsychidae	2,5	0,0125	3,096	Raspador
Baetidae	1	0,0053	2,875	Raspador/Coletor
Elmidae	12	0,0074	2,879	Raspador/Coletor
Hydroptilidae	1	0,01216	2,57	Raspador/Coletor
Leptophlebiidae	5,3	0,0047	2,686	Raspador/Coletor
Leptoceridae	7	0,0034	3,212	Raspador/Fragmentador
Atyidae (P.brasiliana)	24			Raspador/Fragmentador

Tabela B - Valores de produção secundária (P) em mgmassa seca.m⁻².ano⁻¹; razão P/B em ano⁻¹; Biomassa (B) em mg.m⁻²; Densidade (D) em n°ind. m⁻², para cada ponto-substrato-habitat de cada táxon estudado. Número de surbers na 1^a e 2^a campanha.

Ponto - Substrato - Habitat	Táxon	P	P/B	B	D	1 ^o camp.	2 ^a camp.
Valium.areia.corredeira	Acarina	0,03	5	0,01	16	4	5
Valium.areia.corredeira	Baetidae	810,0	93	8,69	105		
Valium.areia.corredeira	Chironomidae	87,9	78	1,13	45		
Valium.areia.corredeira	Elmidae	14,1	3	4,27	31		
Valium.areia.corredeira	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Valium.areia.corredeira	Helichopsychidae	0	0	0	0		
Valium.areia.corredeira	Hydropsychidae	300,9	50	5,99	17		

Valium.areia.corredeira	Hydroptilidae	0	0	0,00	0		
Valium.areia.corredeira	Leptoceridae	12,6	66	0,19	9		
Valium.areia.corredeira	Leptohiphidae	0,0	0	0,00	0		
Valium.areia.corredeira	Leptophlebiidae	13,1	31	0,42	24		
Valium.areia.corredeira	Perlidae	0,0	0	0,00	0		
Valium.areia.corredeira	Potimirim	5,9	3	1,85	124		
Valium.areia.corredeira	Simulidae	11,8	15	0,78	34		
Valium.areia.corredeira	Tanypodinae	41,3	71	0,58	29		
Valium.areia.poco	Acarina	0,1	4	0,03	61		
Valium.areia.poco	Baetidae	344,9	76	4,55	41	4	9
Valium.areia.poco	Chironomidae	326,3	91	3,57	166		
Valium.areia.poco	Elmidae	31,0	5	6,42	54		
Valium.areia.poco	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Valium.areia.poco	Helichopsychidae	0	0	0	0		
Valium.areia.poco	Hydropsychidae	0	0	0	0		
Valium.areia.poco	Hydroptilidae	0	0	0	0		
Valium.areia.poco	Leptoceridae	9,3	74	0,13	7		
Valium.areia.poco	Leptohiphidae	0	0	0	0		
Valium.areia.poco	Leptophlebiidae	0	0	0	0		
Valium.areia.poco	Perlidae	0	0	0	0		
Valium.areia.poco	Potimirim	7,4	3	2,92	132		
Valium.areia.poco	Simulidae	9,3	11	0,85	19		
Valium.areia.poco	Tanypodinae	48,2	69	0,70	32		
Valium.folhico.poco	Acarina	0,02	7	0,00	7	1	1
Valium.folhico.poco	Baetidae	561,1	89	6,27	61		
Valium.folhico.poco	Chironomidae	481,8	74	6,48	222		
Valium.folhico.poco	Elmidae	0	0	0	0		
Valium.folhico.poco	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Valium.folhico.poco	Helichopsychidae	0	0	0	0		
Valium.folhico.poco	Hydropsychidae	4413,3	25	173,15	50		
Valium.folhico.poco	Hydroptilidae	0	0	0	0		
Valium.folhico.poco	Leptoceridae	240,9	1	472,19	110		
Valium.folhico.poco	Leptohiphidae	0	0	0	0		
Valium.folhico.poco	Leptophlebiidae	113,0	12	9,45	50		
Valium.folhico.poco	Perlidae	0	0	0	0		
Valium.folhico.poco	Potimirim	42,6	4	11,82	806		
Valium.folhico.poco	Simulidae	0	0	0	0		
Valium.folhico.poco	Tanypodinae	130,3	67	1,93	67		
Valium.pedra.corredeira	Acarina	0,02	4	0,005	12	7	7
Valium.pedra.corredeira	Baetidae	1283,0	96	13,35	168		
Valium.pedra.corredeira	Chironomidae	40,8	93	0,44	25		
Valium.pedra.corredeira	Elmidae	6,1	4	1,42	10		
Valium.pedra.corredeira	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Valium.pedra.corredeira	Helichopsychidae	0	0	0	0		
Valium.pedra.corredeira	Hydropsychidae	48,1	89	0,54	3		
Valium.pedra.corredeira	Hydroptilidae	0	0	0	0		

Valium.pedra.corredeira	Leptoceridae	0	0	0	0		
Valium.pedra.corredeira	Leptohiphidae	0	0	0	0		
Valium.pedra.corredeira	Leptophlebiidae	39	12	3,23	21		
Valium.pedra.corredeira	Perlidae	0	0	0	0		
Valium.pedra.corredeira	Potimirim	1,7	3	0,62	38		
Valium.pedra.corredeira	Simulidae	33,3	4	7,70	98		
Valium.pedra.corredeira	Tanypodinae	3,3	134	0,02	2		
Valium.pedra.poco	Acarina	0	0	0	0	2	6
Valium.pedra.poco	Baetidae	568,9	58	9,82	34		
Valium.pedra.poco	Chironomidae	21,2	106	0,20	9		
Valium.pedra.poco	Elmidae	1,6	9	0,17	6		
Valium.pedra.poco	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Valium.pedra.poco	Helichopsychidae	0	0	0	0		
Valium.pedra.poco	Hydropsychidae	0	0	0	0		
Valium.pedra.poco	Hydroptilidae	0	0	0	0		
Valium.pedra.poco	Leptoceridae	0	0	0	0		
Valium.pedra.poco	Leptohiphidae	0	0	0	0		
Valium.pedra.poco	Leptophlebiidae	6,3	15	0,42	5		
Valium.pedra.poco	Perlidae	0	0	0	0		
Valium.pedra.poco	Potimirim	3,0	3	0,89	70		
Valium.pedra.poco	Simulidae	0	0	0	0		
Jararaca.aria.corredeira	Acarina	0,2	5	0,04	73	1	5
Jararaca.aria.corredeira	Baetidae	60,7	134	0,45	20		
Jararaca.aria.corredeira	Chironomidae	1014,2	94	10,83	397		
Jararaca.aria.corredeira	Elmidae	8,8	6	1,52	20		
Jararaca.aria.corredeira	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Jararaca.aria.corredeira	Helichopsychidae	0	0	0	0		
Jararaca.aria.corredeira	Hydropsychidae	0	0	0	0		
Jararaca.aria.corredeira	Hydroptilidae	0	0	0	0		
Jararaca.aria.corredeira	Leptoceridae	0	0	0	0		
Jararaca.aria.corredeira	Leptohiphidae	0	0	0	0		
Jararaca.aria.corredeira	Leptophlebiidae	15,0	41	0,37	34		
Jararaca.aria.corredeira	Perlidae	4,2	95	0,04	8		
Jararaca.aria.corredeira	Potimirim	0	0	0	0		
Jararaca.aria.corredeira	Simulidae	0	0	0	0		
Jararaca.aria.corredeira	Tanypodinae	0	0	0	0		
Jararaca.aria.poco	Acarina	0,3	5	0,07	124	6	3
Jararaca.aria.poco	Baetidae	41,4	192	0,22	10		
Jararaca.aria.poco	Chironomidae	700,0	114	6,15	146		
Jararaca.aria.poco	Elmidae	14,0	6	2,54	36		
Jararaca.aria.poco	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Jararaca.aria.poco	Helichopsychidae	0	0	0	0		
Jararaca.aria.poco	Hydropsychidae	0	0	0	0		
Jararaca.aria.poco	Hydroptilidae	0	0	0	0		
Jararaca.aria.poco	Leptoceridae	40,0	17	2,34	7		
Jararaca.aria.poco	Leptohiphidae	0	0	0	0		

Jararaca.areia.poco	Leptophlebiidae	0	0	0	0		
Jararaca.areia.poco	Perlidae	0	0	0	0		
Jararaca.areia.poco	Potimirim	0	0	0	0		
Jararaca.areia.poco	Simulidae	0	0	0	0		
Jararaca.areia.poco	Tanypodinae	36,0	53	0,68	16		
Jararaca.pedra.corredeira	Acarina	0,0	4	0,00	6	10	10
Jararaca.pedra.corredeira	Baetidae	256,4	110	2,33	52		
Jararaca.pedra.corredeira	Chironomidae	155,2	90	1,72	93		
Jararaca.pedra.corredeira	Elmidae	29,9	5	6,03	73		
Jararaca.pedra.corredeira	Gripopterygidae	123	17	7,14	39		
Jararaca.pedra.corredeira	Helichopsychidae	27,3	44	0,63	6		
Jararaca.pedra.corredeira	Hydropsychidae	125,8	119	1,05	11		
Jararaca.pedra.corredeira	Hydroptilidae	12,5	15	0,83	20		
Jararaca.pedra.corredeira	Leptoceridae	8,4	53	0,16	5		
Jararaca.pedra.corredeira	Leptohiphidae	2,2	19	0,12	2		
Jararaca.pedra.corredeira	Leptophlebiidae	6,3	19	0,33	3		
Jararaca.pedra.corredeira	Perlidae	46,1	24	1,92	39		
Jararaca.pedra.corredeira	Potimirim	0	0	0	0		
Jararaca.pedra.corredeira	Simulidae	0	0	0	0		
Jararaca.pedra.corredeira	Tanypodinae	4,7	51	0,09	4		
Jararaca.pedra.poco	Acarina	0	0	0	0	6	4
Jararaca.pedra.poco	Baetidae	400,0	90	4,46	55		
Jararaca.pedra.poco	Chironomidae	26,6	102	0,26	22		
Jararaca.pedra.poco	Elmidae	48,6	7	6,91	145		
Jararaca.pedra.poco	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Jararaca.pedra.poco	Helichopsychidae	108,1	41	2,62	31		
Jararaca.pedra.poco	Hydropsychidae	0	0	0	0		
Jararaca.pedra.poco	Hydroptilidae	12,8	64	0,20	6		
Jararaca.pedra.poco	Leptoceridae	28,6	30	0,94	7		
Jararaca.pedra.poco	Leptohiphidae	0	0	0	0		
Jararaca.pedra.poco	Leptophlebiidae	0	0	0	0		
Jararaca.pedra.poco	Perlidae	0	0	0	0		
Jararaca.pedra.poco	Potimirim	0	0	0	0		
Jararaca.pedra.poco	Simulidae	0	0	0	0		
Jararaca.pedra.poco	Tanypodinae	22,2	57	0,39	12		
Characidium.areia.poco	Acarina	0,2	3	0,08	106	10	8
Characidium.areia.poco	Baetidae	1250,1	72	17,33	129		
Characidium.areia.poco	Chironomidae	531,6	87	6,10	248		
Characidium.areia.poco	Elmidae	3,0	2	1,39	18		
Characidium.areia.poco	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Characidium.areia.poco	Helichopsychidae	13,6	33	0,41	3		
Characidium.areia.poco	Hydropsychidae	0	0	0	0		
Characidium.areia.poco	Hydroptilidae	6,2	53	0,12	5		
Characidium.areia.poco	Leptoceridae	0	0	0	0		
Characidium.areia.poco	Leptohiphidae	0	0	0	0		
Characidium.areia.poco	Leptophlebiidae	16,0	30	0,54	23		

Characidium.areia.poco	Perlidae	1,4	58	0,02	2		
Characidium.areia.poco	Potimirim	0,6	2	0,24	8		
Characidium.areia.poco	Simulidae	0	0	0	0		
Characidium.areia.poco	Tanypodinae	87,3	46	1,90	56	5	2
Characidium.folhico.poco	Acarina	0,3	3	0,09	128		
Characidium.folhico.poco	Baetidae	0	0	0	0		
Characidium.folhico.poco	Chironomidae	2852,0	14	202,03	1897		
Characidium.folhico.poco	Elmidae	30,8	3	8,96	31		
Characidium.folhico.poco	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Characidium.folhico.poco	Helichopsychidae	0	0	0	0		
Characidium.folhico.poco	Hydropsychidae	32536,2	15	2113,88	147		
Characidium.folhico.poco	Hydroptilidae	0	0	0	0		
Characidium.folhico.poco	Leptoceridae	888,8	2	472,94	194		
Characidium.folhico.poco	Leptohiphidae	0	0	0	0		
Characidium.folhico.poco	Leptophlebiidae	349,1	3	111,45	497		
Characidium.folhico.poco	Perlidae	0	0	0	0		
Characidium.folhico.poco	Potimirim	1,3	2	0,65	11		
Characidium.folhico.poco	Simulidae	0	0	0	0		
Characidium.folhico.poco	Tanypodinae	87,8	3	27,42	406		
Characidium.pedra.corredeira	Acarina	0,02	3,89	0,004	7	10	10
Characidium.pedra.corredeira	Baetidae	5459,4	94	58,25	821		
Characidium.pedra.corredeira	Chironomidae	578,8	100	5,79	303		
Characidium.pedra.corredeira	Elmidae	19,3	2	7,82	53		
Characidium.pedra.corredeira	Gripopterygidae	54	16	3	22		
Characidium.pedra.corredeira	Helichopsychidae	54,2	26	2,06	7		
Characidium.pedra.corredeira	Hydropsychidae	63,7	102	0,62	5		
Characidium.pedra.corredeira	Hydroptilidae	16,0	38	0,43	15		
Characidium.pedra.corredeira	Leptoceridae	0	0	0	0		
Characidium.pedra.corredeira	Leptohiphidae	1,5	28	0,06	2		
Characidium.pedra.corredeira	Leptophlebiidae	0	0	0	0		
Characidium.pedra.corredeira	Perlidae	4,0	77	0,05	7		
Characidium.pedra.corredeira	Potimirim	0,0	0	0,00	0		
Characidium.pedra.corredeira	Simulidae	5,7	12	0,48	18		
Characidium.pedra.corredeira	Tanypodinae	0	0	0	0		
Characidium.pedra.poco	Acarina	0,1	4	0,02	24	10	9
Characidium.pedra.poco	Baetidae	4278,7	74	57,70	397		
Characidium.pedra.poco	Chironomidae	33,8	112	0,30	24		
Characidium.pedra.poco	Elmidae	1,5	5	0,32	3		
Characidium.pedra.poco	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Characidium.pedra.poco	Helichopsychidae	0	0	0	0		
Characidium.pedra.poco	Hydropsychidae	0	0	0	0		
Characidium.pedra.poco	Hydroptilidae	0	0	0	0		
Characidium.pedra.poco	Leptoceridae	0	0	0	0		
Characidium.pedra.poco	Leptohiphidae	0	0	0	0		
Characidium.pedra.poco	Leptophlebiidae	17,3	18	0,96	20		
Characidium.pedra.poco	Perlidae	0	0	0	0		

Characidium.pedra.poco	Potimirim	0,4	2	0,18	6		
Characidium.pedra.poco	Simulidae	0	0	0	0		
Characidium.pedra.poco	Tanypodinae	5,8	52	0,11	3		
Lambari.areia.corredeira	Acarina	0,4	6	0,07	132	7	10
Lambari.areia.corredeira	Baetidae	3914,9	80	48,92	402		
Lambari.areia.corredeira	Chironomidae	1748,7	81	21,68	711		
Lambari.areia.corredeira	Elmidae	6,6	2	3,91	22		
Lambari.areia.corredeira	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Lambari.areia.corredeira	Helichopsychidae	106,8	29	3,73	19		
Lambari.areia.corredeira	Hydropsychidae	42,8	86	0,50	3		
Lambari.areia.corredeira	Hydroptilidae	20,9	50	0,42	12		
Lambari.areia.corredeira	Leptoceridae	63,3	23	2,73	19		
Lambari.areia.corredeira	Leptohiphidae	14,2	20	0,72	27		
Lambari.areia.corredeira	Leptophlebiidae	100,2	25	3,93	109		
Lambari.areia.corredeira	Perlidae	0	0	0	0		
Lambari.areia.corredeira	Potimirim	0	0	0	0		
Lambari.areia.corredeira	Simulidae	6,1	13	0,48	23		
Lambari.areia.corredeira	Tanypodinae	144,7	78	1,85	163		
Lambari.areia.poco	Acarina	0,3	2	0,20	238	5	8
Lambari.areia.poco	Baetidae	1029,1	72	14,28	98		
Lambari.areia.poco	Chironomidae	3988,8	73	54,35	1833		
Lambari.areia.poco	Elmidae	4,2	6	0,66	12		
Lambari.areia.poco	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Lambari.areia.poco	Helichopsychidae	46,1	29	1,59	10		
Lambari.areia.poco	Hydropsychidae	29,9	265	0,11	4		
Lambari.areia.poco	Hydroptilidae	0	0	0	0		
Lambari.areia.poco	Leptoceridae	34,2	29	1,18	19		
Lambari.areia.poco	Leptohiphidae	0	0	0	0		
Lambari.areia.poco	Leptophlebiidae	66,0	23	2,91	72		
Lambari.areia.poco	Perlidae	0	0	0	0		
Lambari.areia.poco	Potimirim	0	0	0	0		
Lambari.areia.poco	Simulidae	0	0	0	0		
Lambari.areia.poco	Tanypodinae	100,2	14	7,27	163		
Lambari.pedra.corredeira	Acarina	0,3	5	0,06	124	10	10
Lambari.pedra.corredeira	Baetidae	7272,4	77	94,50	632		
Lambari.pedra.corredeira	Chironomidae	2317,5	105	22,06	1228		
Lambari.pedra.corredeira	Elmidae	27,0	5	5,30	61		
Lambari.pedra.corredeira	Gripopterygidae	19	33	0,58	9		
Lambari.pedra.corredeira	Helichopsychidae	115,7	24	4,73	15		
Lambari.pedra.corredeira	Hydropsychidae	0,0	0	0,00	0		
Lambari.pedra.corredeira	Hydroptilidae	58,0	48	1,21	45		
Lambari.pedra.corredeira	Leptoceridae	0	0	0	0		
Lambari.pedra.corredeira	Leptohiphidae	5,0	5	1,01	19		
Lambari.pedra.corredeira	Leptophlebiidae	25,1	22	1,16	21		
Lambari.pedra.corredeira	Perlidae	0	0	0	0		
Lambari.pedra.corredeira	Potimirim	0	0	0	0		

Lambari.pedra.corredeira	Simulidae	6,1	10	0,63	11		
Lambari.pedra.corredeira	Tanypodinae	4,3	71	0,06	2		
Lambari.pedra.poco	Acarina	0,2	2	0,09	126	6	10
Lambari.pedra.poco	Baetidae	1905,6	68	28,07	115		
Lambari.pedra.poco	Chironomidae	1457,8	68	21,60	575		
Lambari.pedra.poco	Elmidae	0	0	0	0		
Lambari.pedra.poco	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Lambari.pedra.poco	Helichopsychidae	48,6	29	1,69	9		
Lambari.pedra.poco	Hydropsychidae	0	0	0	0		
Lambari.pedra.poco	Hydroptilidae	0	0	0	0		
Lambari.pedra.poco	Leptoceridae	0	0	0	0		
Lambari.pedra.poco	Leptohiphidae	0	0	0	0		
Lambari.pedra.poco	Leptophlebiidae	1,9	40	0,05	4		
Lambari.pedra.poco	Perlidae	0	0	0	0		
Lambari.pedra.poco	Potimirim	0	0	0	0		
Lambari.pedra.poco	Simulidae	0	0	0	0		
Lambari.pedra.poco	Tanypodinae	11,1	64	0,17	13		
Capivara.areia.corredeira	Acarina	0,2	5	0,04	82	5	6
Capivara.areia.corredeira	Baetidae	2143,5	85	25,08	236		
Capivara.areia.corredeira	Chironomidae	932,4	91	10,27	437		
Capivara.areia.corredeira	Elmidae	21,5	3	7,80	42		
Capivara.areia.corredeira	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Capivara.areia.corredeira	Helichopsychidae	534,6	32	16,67	151		
Capivara.areia.corredeira	Hydropsychidae	404,1	24	16,61	13		
Capivara.areia.corredeira	Hydroptilidae	7,5	64	0,12	4		
Capivara.areia.corredeira	Leptoceridae	96,2	16	6,17	27		
Capivara.areia.corredeira	Leptohiphidae	56,9	19	3,04	81		
Capivara.areia.corredeira	Leptophlebiidae	780,5	18	44,12	631		
Capivara.areia.corredeira	Perlidae	0	0	0	0		
Capivara.areia.corredeira	Potimirim	0	0	0	0		
Capivara.areia.corredeira	Simulidae	48,5	13	3,76	140		
Capivara.areia.corredeira	Tanypodinae	111,2	52	2,13	57		
Capivara.areia.poco	Acarina	0,1	2	0,05	61	4	5
Capivara.areia.poco	Baetidae	1619,4	119	13,59	295		
Capivara.areia.poco	Chironomidae	2480,2	68	68,46	1174		
Capivara.areia.poco	Elmidae	12,2	4	3,22	16		
Capivara.areia.poco	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Capivara.areia.poco	Helichopsychidae	860,5	23	37,57	84		
Capivara.areia.poco	Hydropsychidae	55,4	88	0,63	4		
Capivara.areia.poco	Hydroptilidae	83,2	65	1,28	27		
Capivara.areia.poco	Leptoceridae	174,0	38	4,53	114		
Capivara.areia.poco	Leptohiphidae	51,4	23	2,25	106		
Capivara.areia.poco	Leptophlebiidae	225,6	28	8,19	248		
Capivara.areia.poco	Perlidae	0	0	0	0		
Capivara.areia.poco	Potimirim	0	0	0	0		
Capivara.areia.poco	Simulidae	0,6	35	0,02	6		

Capivara.areia.poco	Tanypodinae	38,7	19	2,01	50		
Capivara.pedra.corredeira	Acarina	0,05	6	0,01	18	10	10
Capivara.pedra.corredeira	Baetidae	5736,5	95	60,13	648		
Capivara.pedra.corredeira	Chironomidae	1022,0	98	10,38	557		
Capivara.pedra.corredeira	Elmidae	12,6	2	5,80	51		
Capivara.pedra.corredeira	Gripopterygidae	3	39	0	2		
Capivara.pedra.corredeira	Helichopsychidae	1416,9	21	67,07	104		
Capivara.pedra.corredeira	Hydropsychidae	0	0	0	0		
Capivara.pedra.corredeira	Hydroptilidae	5,4	63	0,09	3		
Capivara.pedra.corredeira	Leptoceridae	0	0	0	0		
Capivara.pedra.corredeira	Leptohiphidae	19,5	19	1,03	32		
Capivara.pedra.corredeira	Leptophlebiidae	8,1	27	0,30	9		
Capivara.pedra.corredeira	Perlidae	0	0	0	0		
Capivara.pedra.corredeira	Potimirim	0	0	0	0		
Capivara.pedra.corredeira	Simulidae	19,5	16	1,26	64		
Capivara.pedra.corredeira	Tanypodinae	0	0	0	0		
Capivara.pedra.poco	Acarina	0,1	3	0,03	52	10	10
Capivara.pedra.poco	Baetidae	2760,0	65	42,29	197		
Capivara.pedra.poco	Chironomidae	2037,3	82	24,78	1003		
Capivara.pedra.poco	Elmidae	2,8	8	0,37	12		
Capivara.pedra.poco	Gripopterygidae	0	0	0	0		
Capivara.pedra.poco	Helichopsychidae	1301,5	22	59,49	102		
Capivara.pedra.poco	Hydropsychidae	0	0	0	0		
Capivara.pedra.poco	Hydroptilidae	19,9	37	0,54	18		
Capivara.pedra.poco	Leptoceridae	0	0	0	0		
Capivara.pedra.poco	Leptohiphidae	46,8	28	1,68	97		
Capivara.pedra.poco	Leptophlebiidae	2,9	45	0,06	7		
Capivara.pedra.poco	Perlidae	0	0	0	0		
Capivara.pedra.poco	Potimirim	0	0	0	0		
Capivara.pedra.poco	Simulidae	0	0	0	0		
Capivara.pedra.poco	Tanypodinae	17,6	44	0,40	10		

Tabela C - ANOVA: para comparar a produção secundária de Baetidae, Chironomidae, *P. brasiliiana* e macroinvertebrados predadores em pontos com peixe e sem peixe.

```
> Model=aov(Producao~Peixes,Prod.peixe2[Taxa=="Baetidae",])
> summary(Model)
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Peixes	1	7417549	7417549	1.7885	0.2735
Residuals	3	12442388	4147463		

```
> Model=aov(Producao~Peixes,Prod.peixe2[Taxa=="Chironomidae",])
> summary(Model)
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Peixes	1	2965510	2965510	38.677	0.00838 **
Residuals	3	230021	76674		

```
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
```

```
> Model=aov(Producao~Peixes,Prod.peixe2[Taxa=="Predadores",])
> summary(Model)
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Peixes	1	44.36	44.357	0.2305	0.664
Residuals	3	577.23	192.409		

```
> Model=aov(Producao~Peixes,Prod.peixe2[Taxa=="Total",])
> summary(Model)
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Peixes	1	15261553	15261553	3.7048	0.1499
Residuals	3	12358341	4119447		

Fotos dos pontos



Figura A - Ponto Valium, foto do dossel. Cárrego da Andorinha, Ilha Grande.



Figura B - Ponto Jararaca, Cárrego da Andorinha, Ilha Grande.



Figura C - Ponto Characidium, Córrego da Andorinha, Ilha Grande.



Figura D - Ponto Lambari, Córrego da Andorinha, Ilha Grande.



Figura E - Ponto Capivara, Corrego da Andorinha, Ilha Grande.