Marcelo Petracco

Produção secundária da macrofauna bentônica da zona entremarés no
segmento norte da praia do Una, litoral sul do estado de São Paulo

Tese apresentada ao Instituto Oceanográfico da
Universidade de São Paulo, como parte dos
requisitos para a obtenção do título de Doutor
em Ciências, área de Oceanografia Biológica

Orientadora: Profª. Dra. Thais Navajas Corbisier

Co-Orientador: Prof. Dr. Ricardo Silva Cardoso

São Paulo
2008

Universidade de São Paulo
Instituto Oceanográfico

Produção secundária da macrofauna bentônica da zona entremarés no
segmento norte da praia do Una, litoral sul do estado de São Paulo

Marcelo Petracco

Tese apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, como parte dos
requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências, área de Oceanografia Biológica

Julgada em ____/____/____ por,

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

Prof(a). Dr(a).

Conceito

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho à minha
esposa Daniela e ao meu filho Felipe

EPIGRAFE

Não sei como o mundo me vê; mas a mim mesmo
pareço ter sido apenas um menino brincando na praia,
entretendo-me com encontrar de quando em quando um
seixo mais liso ou uma concha mais bela do que o ordinário
enquanto todo o vasto oceano da verdade jazia inexplorado diante de mim

Issac Newton (1727)

AGRADECIMENTOS

À Thais pela extrema paciência, apoio, incentivo e orientação científica ao longo de todo trabalho, às diversas e minuciosas correções da tese e proveitosas discussões e ainda por ter me iniciado no mundo dos isótopos estáveis.

Ao amigo Ricardo pela extrema paciência, incentivo, orientação científica e pelas inúmeras dúvidas sanadas sobre diversos tópicos desse estudo, principalmente em relação a dinâmica e a produção secundária.

Aos técnicos competentes e incansáveis Manoel Gomes dos Santos e Tomas Edison da Silva pela imensa contribuição nas coletas e também nos laboratórios do IOUSP. Valeu Manezão e Tomas !!

Ao motorista do IOUSP Valter Barbosa (Vartão) pela grande ajuda ao longo de todo trabalho.

Aos amigos Ivan, Caia, Tati, Gabi, Pisetta, Gustavo, Maria Cláudia, Juliana, Paulinha, Mari, pela enorme contribuição no trabalho de campo que enfrentaram “manadas de mutucas”, polvinhas, entre outros. Desculpe se esqueci de alguém !

À amiga Gabriela R. Vera pelos fundamentais amostradores e pela ajuda na coleta e procedimentos em campo do material biológico para análise isotópica.

À Marcelo Podrigues pela elaboração da figura da área de estudo

Ao Instituto Florestal do Estado de São Paulo, à Comissão Técnico Científica e ao responsável pela unidade da Estação Ecológica Juréia-Itatins (EEJI), Joaquim do Marco Netto por possibilitar o desenvolvimento desse estudo e ao apoio logístico fornecido.

Aos funcionários da EEJI pelo grande apoio durante o trabalho de campo e especialmente ao Leopoldo e Izilda.

Ao Prof. Dr. Luis Ricardo L. Simone do Museu da Universidade de São Paulo pela identificação dos moluscos.

Ao Prof. Dr. Edmundo Ferraz Nonato pela identificação dos poliquetas

À Profª. Dra. Ana Maria Setubal Pires Vanin pela identificação de *Excirolana armata*.

Ao Prof. Dr. Roberto Munehisa Shimizu pela identificação de *Callichirus major*, pelo empréstimo do amostrador, e por ensinar os procedimentos referentes a determinação do sexo e a medição dos indivíduos de *C. major*.

Aos Profs. Drs. Rubens Mendes Lopes e Alexander Turra pelas proveitosas discussões durante a minha qualificação.

À Dra Flávia M. P. Saldanha Correa pelo auxílio na determinação da biomassa do fitoplâncton.

À técnica do IOUSP Marta Stephan por possibilitar o uso da balança analítica.

À Noelle Arruda e Tatiana Ramos pela ajuda na triagem da macrofauna e imensa ajuda na medição dos isópodes. À Noelle ainda pela contagem e determinação dos estágios dos ovos/embriões de *Excirolana armata* e pela imensa ajuda no laboratório.

À Paula Simão Batich pela imensa ajuda na medição nos caranguejos.

Ao pessoal do laboratório de Ecologia do Meio-bentos pela força ao longo desse estudo.

Ao IOUSP e DOB por possibilitar o desenvolvimento desse estudo.

À FAPESP pelo apoio financeiro fornecido para o desenvolvimento desse estudo (processo nº 03/07089-5).

A Márcia Maria Benevides pelo incentivo, ajuda e pelos seus cafés renovadores.

Ao amigo Flavio Accursio que muito me ajudou nos últimos anos, viabilizando esse estudo.

Aos meus sogros Galvão e Watfa e minha cunhada “exportada” Patricia pelo apoio e incentivo constantes. Ao meu sogro pelo auxílio nos fundamentos de integral e derivada.

Aos meus queridos pais Francisco e Elena e aos meus irmãos Fabio e Paula pelo apoio, carinho e incentivo e constante disposição em ajudar nesse trabalho. A minha irmã Paula e à amiga Maria Rita pelas sugestões na tese durante o reveillon.

À minha querida esposa e companheira Daniela por todo carinho, força, incentivo e apoio principalmente nos momentos mais difíceis desse estudo. Ainda à minha esposa e ao meu filho Felipe agradeço por me “suportarem” no último ano desse estudo, inclusive por ouvirem palavras do tipo: produção, P/B.... centenas de vezes. A Daniela agradeço também a elaboração do Abstract.

SUMÁRIO

Resumo	ix
Abstract	x
Lista de tabelas	xi
Lista de figuras	xiv
Introdução Geral	01
Capítulo 1: Área de estudo e fatores Ambientais	17
Área de Estudo	17
Fatores Ambientais	19
Materiais e Métodos	19
Resultados e Discussão	23
Referências Bibliográficas	29
Capítulo 2: Dinâmica populacional e produção secundária de <i>Hastula cinerea</i> (Born, 1778) (Gastropoda, Terebridae)	37
1 Introdução	37
Materiais e Métodos	39
Resultados	45
Discussão	48
Referências Bibliográficas	62
Capítulo 3: Dinâmica populacional e produção secundária de <i>Excirolana armata</i> (Dana, 1853) (Isopoda, Cirolanidae)	78
Introdução	78
Materiais e Métodos	80
Resultados	84
Discussão	88
Referências Bibliográficas	101
Capítulo 4: Dinâmica populacional e produção secundária de <i>Austinixa patagoniensis</i> (Rathbun, 1918) (Brachyura, Pinnotheridae)	117
Introdução	117
Materiais e Métodos	119
Resultados	121
Discussão	124
Referências Bibliográficas	132

Capítulo 5: Dinâmica populacional e produção secundária de <i>Callichirus major</i> (Say, 1818) (Thalassinidea, Callianassidae)	145
Introdução	145
Materiais e Métodos	147
Resultados	151
Discussão	154
Referências Bibliográficas	163
 Capítulo 6: Análise preliminar de métodos utilizados para estimar a produção secundária	172
Introdução	172
Materiais e Métodos	175
Resultados	180
Discussão	183
Referências Bibliográficas	195
 Capítulo 7: Estudo da trama trófica na praia do Una	207
Introdução	207
Materiais e Métodos	211
Resultados e Discussão	214
Referências Bibliográficas	221
Considerações finais	227
Anexos	231

RESUMO

Este estudo teve como objetivo estimar a produção secundária e a taxa de renovação (P/B) do gastrópode *Hastula cinerea*, do isópode *Excirolana armata* e dos decápodes *Austinixa patagoniensis* e *Callichirus major* na zona entremarés da praia do Una, situada na Estação Ecológica Juréia-Itatins, litoral sul do estado de São Paulo. Para essa finalidade, coletas mensais foram realizadas durante o período de dezembro/03 a novembro/05 em duas áreas, A (24°28,67'S e 47°07,36'W) e B (24°27,53'S e 47°05,86'W), no segmento norte da praia que apresenta estado morfodinâmico dissipativo. *H. cinerea* apresentou distribuição diferencial de acordo com o tamanho dos organismos entre as áreas, com predominância de indivíduos menores na área A, o que conduziu à maior abundância, produção (ca 0,18 g PSLC m⁻² ano⁻¹) e razão P/B nessa área. Baixas razões P/B dessa espécie (entre 0,8 e 1,3 ano⁻¹) foram decorrentes de crescimento lento, ausência de indivíduos recém-recrutados na zona entremarés e falha no recrutamento no segundo ano de estudo. Essas baixas razões foram corroboradas pela alta expectativa de vida estimada para essa espécie (4,8 anos). As estimativas de produções de *E. armata*, restritas à área B, foram semelhantes entre machos e fêmeas, assim como entre os anos (ca 0,25 g PSLC m⁻² ano⁻¹). As P/B dos machos (entre 3,2 e 4,3 ano⁻¹) foram superiores às das fêmeas (ca 3,1 ano⁻¹), decorrentes dos menores comprimentos alcançados pelos machos. Altos valores de P/B de *E. armata* na praia do Una foram decorrentes de crescimento rápido que se refletiram em altas taxas de mortalidade (Z) e baixas expectativas de vida. Verificou-se uma correlação significativa e inversa entre a P/B e a expectativa de vida ao utilizar estimativas dos cirolanídeos *E. armata* e *E. braziliensis* obtidas em estudos de praias arenosas brasileiras. O caranguejo *A. patagoniensis* apresentou densidade média anual de 1 indivíduo.galeria⁻¹ do talassinídeo *C. major* e de cerca de 6 indivíduos.m⁻². Essas baixas densidades conduziram à reduzida biomassa e, conseqüentemente, a uma pequena produção, apesar das consideráveis taxas de renovação estimadas para esse braquiúro (ca 2,5 ano⁻¹). *C. major* apresentou a maior produção (2,33 g PSLC m⁻² ano⁻¹) dentre as espécies estudadas. Ao considerar a ampla distribuição dessa espécie ao longo da face praial na área B (mais de 50 metros), na qual foi obtida a sua produção, a estimativa em faixa de metro linear (ca 130 g PSLC m⁻¹ ano⁻¹) foi a mais adequada para demonstrar a importância dessa espécie. A baixa razão P/B de *C. major*, 0,9 ano⁻¹, indica reduzida capacidade de compensar sobreexploração, fato esse crítico para uma espécie freqüentemente extraída em praias brasileiras para utilização como isca. Ao analisar os métodos de produção da taxa de crescimento específica em peso (TCEP) e da freqüência de comprimento (FC), a partir de algumas estimativas de estudos de praias arenosas brasileiras e do presente estudo, verificou-se que esses tenderam a gerar estimativas similares. Os métodos empíricos analisados, entretanto, tenderam a sobre- ou subestimar acentuadamente as estimativas de produções, não fornecendo estimativas confiáveis. Com relação às interações tróficas, as razões isotópicas estáveis de carbono e nitrogênio dos consumidores na praia do Una evidenciaram que os hábitos alimentares das espécies/gêneros estão de acordo com os referidos na literatura, no geral, e que o ecossistema da praia do Una depende basicamente do material particulado em suspensão, apesar de indícios de que o microfítobentos também possa ter papel relevante na trama trófica dessa praia. As plantas das dunas, entretanto, aparentemente não contribuem como produtores primários nesse ecossistema.

Palavras-chave: praias arenosas; macrofauna bentônica; produção secundária; taxa de renovação; métodos de produção; isótopos estáveis de C e N, Estação Ecológica Juréia-Itatins.

ABSTRACT

This study has as objective to estimate the secondary production and turnover rate (P/B) of the gastropod *Hastula cinerea*, the isopod *Excirrolana armata* and the decapods *Austinixa patagoniensis* e *Callichirus major* in the intertidal zone of Una beach, situated in Estação Ecológica Juréia-Itatins, on the southern coast of the state of São Paulo. For that purpose, monthly samplings were carried out during the period going from December/03 to November/05 in two areas, A (24°28,67'S and 47°07,36'W) and B (24°27,53'S and 47°05,86'W), in the northern segment of the beach, which presents dissipative morphodynamic state. *H. cinerea* presented differential distribution according to the individual sizes between the areas, with predominance of smaller individuals in area A, which led to the higher abundance, production (ca 0.18 g PSLC m⁻² ano⁻¹) and P/B ratio in this area. Low P/B ratios of this species (between 0.8 e 1.3 ano⁻¹) were caused by slow growth, lack of newly recruited individuals in the intertidal zone and flaws in the recruitment in the second year of study. These low ratios were corroborated by the high life span estimated for this species (4.8 years). The production estimates for *E. armata*, limited to area B, were similar between males and females, as well as between the years (ca 0.25 g PSLC m⁻² year⁻¹). Male P/B (between 3.2 and 4.3 year⁻¹) were superior to the female ones (ca 3.1 year⁻¹), resulting from the smaller lengths reached by males. High P/B values for *E. armata* in Una beach resulted from its fast growth, which were shown in high mortality rates (Z) and low lifespans. A significant and inverse correlation between P/B and life span was verified as estimates obtained in studies of Brazilian sandy beaches for the cirolanidae *E. armata* and *E. braziliensis* were used. The crab *A. patagoniensis* presented an average annual density of 1 individual.burrow⁻¹ for the talassinidae *C. major* and of approximately 6 individuals.m⁻². These low densities led to the limited biomass and, consequently, to a small production, in spite of the considerable turnover rates estimated for this brachyurous (ca 2.5 year⁻¹). *C. major* presented the highest production (2.33 g PSLC m⁻² year⁻¹) among the studied species. When considering the vast distribution of this species along the beach face in area B (more than 50 meters), in which its production was obtained, the estimate in linear meter strip (ca 130 g PSLC m⁻¹ year⁻¹) was more appropriate to demonstrate the importance of this species. The low P/B ratio of *C. major*, 0.9 year⁻¹, indicates limited capacity to compensate over exploration, which is critical for a species frequently extracted in Brazilian beaches to be used as bait. While analyzing the methods of production of specific growth rate in weight (SGRW) and of length frequency (LF), from some estimates in studies of Brazilian sandy beaches and in the present study as well, it was verified that the mentioned methods tended to generate similar estimates. The empirical methods that were analyzed, however, tended to strongly super or underestimate the production estimates, thus not providing reliable estimates. With relation to trophic relations, the stable isotopic ratios of carbon and nitrogen of consumers in Una beach made it evident that the feeding habits of the species/genders are in accordance with the ones referred to in literature, generally speaking, and that the Una beach ecosystem depends basically on the suspended particulate material, in spite of indications that microphytobenthos may also play a relevant role in the trophic web in this beach. The plants in the dunes, nevertheless, apparently do not contribute as primary producers in this ecosystem.

Key words: sandy beaches; benthonic macrofauna; secondary production; turnover rate; methods of production; stable isotopes of C and N; Estação Ecológica Juréia-Itatins.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 Variáveis físicas obtidas para as duas áreas de estudo. Distância da linha d'água até ponto de referência, no limite inferior da vegetação (m); inclinação da face praial (1/m); média do diâmetro médio (mm) e média do coeficiente de seleção do sedimento ao longo dos perfis; temperatura (C°) e salinidade (ups) da água do mar. no indica dados não obtidos. Média 1 e Média 2 correspondem as médias dos valores do primeiro ano (dezembro/03 a novembro/04) e do segundo ano (dezembro/04 a novembro/05). DP = desvio padrão. 31

Tabela 1.2. Valores médios de clorofila *a* ($\mu\text{g.l}^{-1}$), feopigmentos ($\mu\text{g.l}^{-1}$) e matéria orgânica em suspensão (MOS; mg.l^{-1}) da zona de surfe e matéria orgânica do sedimento (%) com respectivos desvios padrão para as áreas A e B da praia do Una. 31

Tabela 2.1. *Hastula cinerea*. Parâmetros de crescimento (valor médio $\pm$ erro padrão) estimados por ajuste não linear da função de crescimento de von Bertalanffy. 68

Tabela 2.2. *Hastula cinerea*. Expectativa de vida (EV), tamanho máximo (L_{max}) e tamanho no qual 99% da população está representada (L_{99}), índice de performance de crescimento phi prime (ϕ') e taxa de mortalidade (Z) durante os períodos de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano). 68

Tabela 2.3. *Hastula cinerea*. Produção secundária em $\text{mg PSLC m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ (P) e em $\text{mg PSLCm}^{-2} \text{ano}^{-1}$ (P), biomassa média anual (B) em mg PSLC m^{-1} e em mg PSLC m^{-2} (B), e taxa de renovação (P/B; ano^{-1}) estimadas entre os períodos de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano) de acordo com os métodos da taxa de crescimento específica em peso mensal (TCEP mensal), anual (TCEP anual) e da frequência de comprimento (FC) paras áreas A, B e total (A+B) da praia do Una. A produção e as biomassas médias são apresentadas em metro quadrado visando possibilitar comparações com outros estudos. 68

Tabela 3.1. *Excirolana armata*. Parâmetros de crescimento (valor médio $\pm$ erro padrão) estimados por ajuste não linear da função de crescimento de von Bertalanffy. 106

Tabela 3.2. *Excirolana armata*. Expectativa de vida (EV), tamanho máximo (L_{max}) e tamanho no qual 99% da população está representada (L_{99}), índice de performance de crescimento phi prime (ϕ') e taxa de mortalidade (Z) durante os períodos de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano). 106

Tabela 3.3. *Excirolana armata*. Produção secundária (P) em $\text{mg PSLC m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ e em $\text{mg PSLCm}^{-1} \text{ano}^{-1}$, biomassa média (B) em mg PSLC m^{-1} e em mg PSLC m^{-2} e taxa de renovação (P/B; ano^{-1}) estimados entre os períodos de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano) de acordo com os métodos da taxa de crescimento específica em peso (TCEP) e da frequência de comprimento (FC) paras machos e fêmeas. A produção e as biomassas médias são apresentadas também em metro quadrado visando possibilitar comparações com outros estudos. 106

Tabela 3.4. *Excirolana armata*. Comprimento assintótico ($L_{\infty \text{ mm}}$), parâmetro de curvatura ($K \text{ ano}^{-1}$), expectativa de vida do maior indivíduo coletado (E_m anos) e do tamanho que representa 99% da população (E_{99} anos), tamanho máximo (L_{max} mm) e índice de performance de crescimento phi prime (ϕ') em diferentes latitudes (Lat). 107

Tabela 3.5. Produção em $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$, P/B (ano^{-1}) e expectativa de vida (anos) e latitude (Lat) referente a estudos de produção de cirolanídeos habitantes da zona entremarés. 107

Tabela 3.6. Produção g PSLC $\text{m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ (P), taxa de renovação (P/B ano^{-1}), expectativa de vida (anos), taxa de mortalidade ($Z \text{ano}^{-1}$), hábito alimentar (HA) e latitude aproximada (LAT) de estudos referentes aos crustáceos peracáridos, habitantes de praias arenosas, Isopoda (I) e Amphipoda (A). Hábito alimentar: filtrador (F), necrófago (P), necrófago/predador (NP), (H) herbívoro e detritívoro (D). Em estudos que apresentam expectativa de vida e de mortalidade para cada sexo foi realizada média entre estes valores. Em estudos que utilizaram mais de um método de produção obteve-se uma estimativa média de produção e da P/B. 108

Tabela 4.1. *Austinixa patagoniensis*. Parâmetros de crescimento (valor médio $\pm$ erro padrão) estimados por ajuste não linear da função de crescimento de von Bertalanffy. 137

Tabela 4.2. *Austinixa patagoniensis*. Expectativa de vida (EV), tamanho máximo (L_{max}) e tamanho no qual 99% da população está representada (L_{99}), índice de performance de crescimento phi prime (ϕ') e taxa de mortalidade (Z). 137

Tabela 4.3. *Austinixa patagoniensis*. Produção secundária (P) em g PSLC $\text{galeria}^{-1} \text{ano}^{-1}$ e em g PSLC $\text{m}^{-2} \text{ano}^{-1}$, biomassa média (B) em g PSLC galeria^{-1} e em g PSLC m^{-2} e taxa de renovação (P/B; ano^{-1}) estimadas entre o período de outubro/04 a setembro/05 de acordo com os métodos da taxa de crescimento específica em peso (TCEP) e da frequência de comprimento (FC) para machos e fêmeas nas áreas A e B da praia do Una. 137

Tabela 4.4. Produção g PSLC $\text{m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ (P), taxa de renovação (P/B ano^{-1}), expectativa de vida (anos), taxa de mortalidade ($Z \text{ano}^{-1}$), hábito alimentar (HA) e latitude aproximada (LAT) de estudos referentes a grupos de espécies de crustáceos habitantes de praias arenosas. Grupos (G): Decapoda (D), Amphipoda (A), Isopoda (I); Hábito alimentar: filtrador (F), necrófago (P), necrófago/predador (NP), (H) herbívoro e detritívoro (D). Em estudos que apresentam expectativa de vida e de mortalidade para cada sexo foi realizada média entre estes valores. Em estudos que utilizaram mais de um método de produção obteve-se uma estimativa média da produção e da P/B. 138

Tabela 5.1. *Callichirus major*. Parâmetros de crescimento (valor médio $\pm$ erro padrão) estimados por ajuste não linear da função de crescimento de von Bertalanffy. 166

Tabela 5. 2. *Callichirus major*. Expectativa de vida (EV), tamanho máximo (L_{max}) índice de performance de crescimento phi prime (ϕ') e taxa de mortalidade (Z). 166

Tabela 6. 1. Produção (g PSLC $\text{m}^{-2} \text{ano}^{-1}$), biomassa (g PSLC m^{-2}), P/B ano^{-1} , expectativa de vida (EV), taxa de mortalidade $Z \text{ano}^{-1}$ e método de produção empregado nos estudos de produção da macrofauna em praias arenosa brasileiras. Símbolo dos métodos: Soma dos incrementos (SI), frequência de comprimento (FC), taxa de crescimento específica em peso (TCEP). 200

Tabela 6.2. Valores de produção (g PSLC $\text{m}^{-2} \text{ano}^{-1}$) estimados de acordo com os métodos de produção da frequência de comprimento (FC) e da taxa de crescimento específica em peso (TCEP) em estudos de espécies da macrofauna de praias arenosas brasileiras. Quando calculadas separadamente, a produção de machos e fêmeas foi somada. 201

Tabela 6.3. Estimativas de produção (P) em $\text{mg m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ de P/B (ano^{-1}) de *Austinixa patagonienis*, *Excirrolana armata* e *Hastula cinerea* de acordo com o método FC com e sem a razão Pe/Pa. 201

Tabela 6.4. Estimativa de produção, da biomassa média e da P/B de acordo com os métodos FC e TCEP de machos e fêmeas de *Excirolana armata* no primeiro ano (dezembro/03 a novembro/04) e segundo ano (dezembro/04 a novembro/05) utilizando classes de intervalo de tamanho de 0,5 e 1 mm. 202

Tabela 7.1. Espécies da macrofauna coletadas em abril/2005, na área B da praia do Una, para o estudo da trama trófica. n= número de espécimes utilizados para a análise isotópica; B: bivalve; D: decápode; I: isópode; G: gastrópode; P: poliqueta. 225

Tabela 7.2. Valores do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) (média + desvio padrão) dos produtores primários, do sedimento e dos consumidores na praia do Una. n indica o número de amostras compostas analisadas. Hábito alimentar (HB) das espécies de consumidores com base em dados da literatura; depositívoro (D), necrófago (N), predador (P) e suspensívoro (S). 225

Tabela 1. Produção (P) em g PSLC m⁻¹ ano⁻¹, P/B (ano⁻¹); expectativa de vida (EV) em anos; peso médio individual (W_m); taxa de mortalidade (Z) (ano⁻¹); período reprodutivo (PR): contínuo (C) ou sazonal (S); motilidade (MO): motilidade alta (+), média ($\pm$) e baixa (-) e estrutura de tamanho (ET): forma da distribuição de frequência de tamanho: simétrica (S), assimétrica positiva (AP) ou assimétrica negativa (AN). 230

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.1 Localização das áreas de amostragem. 32
- Figura 1.2. Variação temporal do perfil topográfico das áreas amostrais A (esquerda) e B (direita) durante o período de dezembro/03 a dezembro/04. 33
- Figura.1.3. Variação temporal do perfil topográfico da praia do Una nas áreas amostrais, A (esquerda) e B (direita) durante o período de janeiro/05 a novembro/05. 34
- Figura 1.4. Diâmetro médio do grão ao longo da face praial nas áreas A (●) e B (○). As estações 1 e 5 correspondem, respectivamente, às estações superior do mediolitoral e à linha d'água. As barras verticais indicam o desvio padrão. 35
- Figura 1.5. Variação temporal do conteúdo de matéria orgânica do sedimento nas áreas A (gráfico superior) e B (gráfico inferior) da praia do Una durante o período de dezembro/03 a agosto/05 nas zonas do mediolitoral superior (○) e médio (●). As barras verticais indicam o erro padrão. As análises desta variável na área A foi interrompida em junho/04. 35
- Figura 1.6. Variação temporal da salinidade da água do mar (●) e intersticial ao longo das zonas média (○) e superior (▲) do mediolitoral nas áreas A (gráfico superior) e B (gráfico inferior) na praia do Una no período de janeiro/04 a novembro/05. A salinidade de dezembro/03, maio/04, novembro/04, julho/05 e outubro/05 foi obtida apenas para a água do mar. No mês de maio/05 a salinidade não foi obtida. As barras verticais indicam o desvio padrão. 36
- Figura 1.7. Variação temporal das concentrações da clorofila *a* (CL *a*), feopigmentos (FEO) (gráfico a) e do material orgânico em suspensão MOS (gráfico b), da água na zona de surfe nas duas áreas amostrais da praia do Una, no período de dezembro/03 a março/05. As barras verticais indicam o desvio padrão. 36
- Figura 2.1. *Hastula cinerea*. Variação temporal da abundância do gastrópode nas áreas A (●) e B (○) durante o período de dezembro/03 a novembro/05 na praia do Una. As barras verticais indicam o erro padrão. 69
- Figura 2.2. *Hastula cinerea*. Distribuição mensal de frequências de classes de comprimento entre o período de dezembro/03 a novembro/04 na área A na praia do Una. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês. 70
- Figura 2.3. *Hastula cinerea*. Distribuição mensal de frequências de classes de comprimento entre o período de dezembro/04 a novembro/05 na área A na praia do Una. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês. 71
- Figura 2.4. *Hastula cinerea*. Distribuição mensal de frequências de classes de comprimento entre o período de dezembro/03 a novembro/04 na área B na praia do Una. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês. 72
- Figura 2.5. *Hastula cinerea*. Distribuição mensal de frequências de classes de comprimento do coletados na praia do Una entre o período de dezembro/04 a novembro/05 na área B na praia do Una. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês. 73

Figura 2.6. *Hastula cinerea*. Distribuições anuais de freqüências de classes de comprimento entre o período de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e entre dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano) amostrados nas áreas A, B e do total de indivíduos coletados (A+B) na praia do Una. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados.

74

Figura 2.7. *Hastula cinerea* Distribuição espacial entre o período de dezembro/03 a novembro/05 nas áreas A (●) e B (○) na praia do Una. As barras verticais indicam o desvio padrão. O zero indica o limite inferior da vegetação.

74

Figura 2.8. *Hastula cinerea*. Relação potencial entre o peso seco livre de cinzas individual e o comprimento da concha.

75

Figura 2.9. *Hastula cinerea*. Curva de crescimento estimada segundo a função de von Bertalanffy. Os pontos representam os comprimentos modais determinados pela rotina NORMSEP.

75

Figura 2.10. *Hastula cinerea*. Curva de captura convertida para o comprimento durante os períodos de dezembro de 03 a novembro de 04 (primeiro ano) e dezembro 04 a novembro 05 (segundo ano) na praia do Una.

76

Figura 2.11. *Hastula cinerea*. Distribuição da abundância (barras) e da produção anual (-o-) das classes de tamanho para as áreas A e B na praia do Una durante os períodos de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e dezembro/200 a novembro/05 (segundo ano). O valor da P/B para cada área/ano está indicado no canto superior de cada gráfico. As barras verticais nos valores de abundância indicam o desvio padrão.

76

Figura 2.12. *Hastula cinerea*. Variação mensal da produção e da razão mensal entre a produção e a biomassa das áreas A (●) e B (○) na praia do Una, entre o período de dezembro/03 a outubro/05.

77

Figura 3.1. *Excirolana armata*. Variação temporal da abundância de juvenis, fêmeas ovígeras, machos, fêmeas e toral na praia do Una durante o período de dezembro/03 a novembro/05. As barras verticais indicam o erro padrão.

109

Figura 3.2. *Excirolana armata*. Distribuições anuais de freqüências de classes de comprimento na praia do Una entre o período de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e entre dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano). O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados.

110

Figura 3.3. *Excirolana armata*. Distribuição mensal de freqüências de classes de comprimento na praia do Una entre o período de dezembro/03 a novembro/04. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês. Observação: entre dezembro/03 a abril/04 as amostragens foram realizadas em estações dispostas a cada 8 metros em cada transecto. A partir de maio/04 as amostragens foram realizadas em estações dispostas a cada 4 metros em cada transecto.

111

Figura 3.4. *Excirolana armata*. Distribuição mensal de freqüências de classes de comprimento na praia do Una entre o período de dezembro/04 a novembro/05. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês.

112

- Figura 3.5. *Excirolana armata*. Distribuição espacial na praia do Una entre o período de dezembro/03 a novembro/05 na área B (○). As barras verticais indicam o erro padrão. O zero indica o limite inferior da vegetação. 113
- Figura 3.6. *Excirolana armata*. Regressão entre o comprimento total de fêmeas ovígeras e o número de ovos/embriões.fêmeas ovígeras⁻¹. 113
- Figura 3.7. *Excirolana armata*. Curva de crescimento de machos (●) e fêmeas (○) estimadas segundo a função de von Bertalanffy. Os pontos representam os comprimentos modais determinados pela rotina NORMSEP. 114
- Figura 3.8. *Excirolana armata*. Curva de captura convertida para o comprimento de machos (●) e fêmeas (○) na praia do Una durante os períodos de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano). 114
- Figura 3.9. *Excirolana armata*. Relação potencial entre o peso seco livre de cinzas individual (W) e o comprimento total (CT) de machos (●) e fêmeas (○). 115
- Figura 3.10. *Excirolana armata*. Produção (gráfico A) e taxa de renovação (P/B) (gráfico B) mensal de juvenis, machos e fêmeas durante o período de dezembro/03 a outubro/05 na praia do Una. 115
- Figura 3.11. *Excirolana armata*. Distribuição da abundância (barras) e da produção anual (-o-) das classes de tamanho para machos (M) e fêmeas (F) na praia do Una durante os períodos de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano). O valor de P/B para cada área/ano está indicado no canto superior de cada gráfico. 116
- Figura 3.12. Regressão linear entre o P/B anual e a expectativa de vida (Ev) para as espécies *Excirolana armata* na praia do Una (●) e na praia de Atami (○) (Souza, 1998) e *Excirolana braziliensis* nas praias da Restinga da Marambaia (▲), e de Grumari (□) (Caetano et. al, 2006), na Prainha (■) (Veloso et al., 2003) e na costa chilena (Δ) (Zuñiga et al., 1985). 116
- Figura 4.1. *Austinixa patagoniensis*. Variação temporal da densidade (número de ind./galeria) nas áreas A (●) e B (○) da praia do Una, durante o período de outubro/2004 e novembro/2005. As barras verticais indicam o desvio padrão. 139
- Figura 4.2. *Austinixa patagoniensis*. Distribuição mensal de frequências de classes de comprimento de juvenis (barras cinzas), machos (■) e fêmeas (□) entre o período de outubro/2004 a novembro/2005 na área A da praia do Una. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês com a respectiva densidade (ind/galeria). 140
- Figura 4.3. *Austinixa patagoniensis*. Distribuição mensal de frequências de classes de comprimento de juvenis (barras cinzas), machos (■) e fêmeas (□) entre o período de outubro/2004 a novembro/2005 na área B da praia do Una. No mês de abril não foi realizada amostragem nesta área. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês com a respectiva densidade (ind/galeria). 141
- Figura 4.4. *Austinixa patagoniensis*. Porcentagem de juvenis, fêmeas, fêmeas ovígeras e machos nas áreas A (gráfico superior) e B (gráfico inferior) da praia do Una. O número abaixo dos meses indica a respectiva densidade. No mês de janeiro/2005 não foi realizada amostragem nas duas áreas. Em abril/2005 não foi realizada amostragem na área B. 142

Figura 4.5. *Austinixa patagoniensis*. Distribuição da frequência de comprimento de juvenis (barras cinzas), machos (■) e fêmeas (□) entre o período de outubro/2004 a novembro/2005, nas áreas A e B da praia do Una. 142

Figura 4.6. *Austinixa patagoniensis*. Distribuição espacial nas áreas A (●) e B (○) da praia do Una, durante o período de outubro/2004 e novembro/2005. O zero indica o limite inferior da vegetação. As barras verticais indicam o desvio padrão. 143

Figura 4.7. *Austinixa patagoniensis*. Curva de crescimento estimadas para machos (●) e fêmeas (○) segundo a função de von Bertalanffy. Os pontos representam os comprimentos modais determinados pela rotina NORMSEP. 143

Figura 4.8. *Austinixa patagoniensis*. Curva de captura convertida para o comprimento de machos (●) e fêmeas (○). 144

Figura 4.9. *Austinixa patagoniensis*. Relação potencial entre o peso seco livre de cinzas individual e a largura da carapaça de machos (●) e fêmeas (○). 144

Figura 5.1. *Callichirus major*. Distribuição de classes de tamanho do comprimento da linha talassínica (CLT) de machos e fêmeas, durante o período de janeiro a dezembro/04, coletados na área B da praia do Una. 167

Figura 5.2. *Callichirus major*. Variação temporal da densidade nas áreas A (●) e B (○) da praia do Una durante o período de janeiro a dezembro/04. As barras verticais indicam o desvio padrão. 167

Figura 5.3. *Callichirus major*. Distribuições de frequências de classes de comprimento da linha talassínica (CLT) de machos (■) e fêmeas (□) coletados na praia do Una, entre o período de janeiro a dezembro/04, na área B. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês. 168

Figura 5.4. *Callichirus major*. Distribuição espacial na praia do Una entre o período de janeiro/04 a dezembro/04 nas áreas A (●) B (○). As barras verticais indicam o desvio padrão. O zero indica o limite inferior da vegetação. 169

Figura 5.5. *Callichirus major*. Curva de crescimento estimadas para machos (●) e fêmeas (○) segundo a função de von Bertalanffy. Os pontos representam os comprimentos modais determinados pela rotina NORMSEP. 169

Figura 5.6. *Callichirus major*. Curva de captura convertida para o comprimento de machos (●) e fêmeas (○) na praia do Una durante os período de janeiro a dezembro/04. 170

Figura. 5.7 *Callichirus major*. Relação potencial entre o peso seco livre de cinzas individual (W) e o comprimento da linha talassínica (CLT) de machos (●) e fêmeas (○). 170

Figura. 5.8 *Callichirus major*. Variação mensal da taxa de renovação (P/B) de machos (●) e fêmeas (○) durante o período de janeiro a dezembro/04. 171

Figura 5.9. *Callichirus major*. Distribuição da densidade (barras) e da produção anual (-o-) das classes de tamanho para machos (M) e fêmeas (F) na praia do Una durante o período de janeiro/04 a dezembro/04. O valor de P/B para cada área/ano está indicado no canto superior de cada gráfico. 171

Figura 6.1. Valores de P/B observados ($\circ$) em estudos da macrofauna de praias arenosas e respectivas expectativa de vida e valores de P/B previstos [($\bullet$) ($\blacktriangle$)] a partir do método empírico de Robertson (1979) que relaciona P/B à expectativa de vida. ($\bullet$) indica valores de P/B previstos a partir da expectativa de vida no comprimento no qual 99% da população estava representada e ($\blacktriangle$) indica valores de P/B previstos a partir da expectativa de vida do maior indivíduo coletado (gráfico superior). Valores de P/B em relação a taxa de mortalidade Z para as populações da macrofauna de praias arenosas brasileiras e respectiva reta de regressão (linha tracejada) e reta de regressão para $P/B = Z$ (Allen, 1971) (linha cheia) (Gráfico inferior). 203

Figura 6.2. Estimativas de produção de acordo com os métodos tradicionais (média de FC e TCEP) ($\blacksquare$) e segundo o métodos empírico de Tumbiolo & Downing (1994) ($\square$), referentes as espécies de *Donax hanleyanus* (Dh) (Cardoso & Veloso, 2003), *Excirolana braziliensis* (Ebz) (Petracco, 2000), *Atlantorchestoidea brasiliensis* (Ab) (Cardoso & Veloso, 1996), *Hastula cinerea* (Hc) (este estudo), *Excirolana armata* (Ea) (este estudo), *Austinixa patagoniensis* (Ap) (este estudo), *Emerita brasiliensis* (Eb) (Petracco *et al.*, 2003), *Callichirus major* (Cm) (Souza, 1998), *Scolecipis squamata* (Ss) (Souza, 1998) e *Euzonus furciferus* (Ef) (Souza, 1998). 204

Figura 6.3. Estimativas de produção de acordo com os métodos tradicionais (T) (média de FC e TCEP), de Brey (2001) (B), de Robertson (1979) (R), de Schwinghamer *et al.* (1986) (S), de Tumbiolo & Downing (1994), e de Allen (1971) (Z) para as espécies *Excirolana braziliensis* (Ebz) (Petracco, 2000), *Hastula cinerea* (Hc) (este estudo), *Excirolana armata* (Ea) (este estudo), *Austinixa patagoniensis* (Ap) (este estudo) e *Emerita brasiliensis* (Eb) (Petracco *et al.*, 2003). 205

Figura 6.4. Relação entre o log da razão P/B e o log da expectativa de vida para peracáridos de praias arenosas. Dados obtidos na tabela 3.3 do capítulo 3. 206

Figura 7.1. Valores do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) (média $\pm$ desvio padrão) dos produtores, sedimento e consumidores da praia do Una. 226

INTRODUÇÃO GERAL

Praias arenosas constituem ecossistemas dinâmicos localizados na interface entre a terra e o mar, que compreendem a maior parte do litoral de regiões tropicais e temperadas (McLachlan, 1983). De acordo com o grau de exposição às ondas, as praias arenosas podem ser divididas em expostas e protegidas. Praias arenosas expostas apresentam, de uma forma geral, forte ação de ondas, macrofauna móvel e alto grau de oxigenação na areia. Praias arenosas protegidas são caracterizadas por fraca ação de ondas, o que possibilita a construção de tocas e galerias por organismos da macrofauna, e pela presença da camada redutora, algumas vezes, próxima à superfície (McLachlan, 1980a).

Praias arenosas expostas, um habitat marinho considerado dos mais severos (Incera *et al.*, 2006) e menos estudados que outros sistemas costeiros (Defeo & McLachlan, 2005), são classificadas segundo três tipos básicos, em função do seu estado morfodinâmico: dissipativas, intermediárias e refletivas (Short & Wright, 1983). O estado morfodinâmico é definido por três fatores: marés, ondas e areia. A interação entre o regime de marés, clima de ondas e tipo de sedimento produz uma faixa contínua de tipos morfodinâmicos de praias desde refletivas até dissipativas (Defeo & McLachlan, 2005).

O estado morfodinâmico refletivo é formado sob condições de marés e ondas menores e areia grossa. Neste tipo de praia não há zona de surfe e a energia das ondas é refletida para o mar a partir das ondas que quebram diretamente na face da praia inclinada. Em estados dissipativos, por sua vez, a praia é plana e apresenta uma larga zona de surfe (Defeo & McLachlan, 2005). Uma série de estados intermediários é reconhecida entre estes extremos e apresentam areias médias ou finas, declividade intermediária, bancos de areias e canais ao longo da praia (Short & Wright, 1983).

A presença e a extensão da zona de surfe de uma praia arenosa exposta influenciam a fonte e a disponibilidade de alimento para a macrofauna (McLachlan, 1980b, 1983; Brown & McLachlan, 1990; Menn, 2002). Dois tipos principais de praias de acordo com a presença ou ausência da zona de surfe são reconhecidos: a) praias refletivas e protegidas sem zona de surfe compreendem apenas a praia e são totalmente dependentes de alimento proveniente principalmente do mar, tais como detritos e carne em decomposição; sua fauna é inteira bentônica e b) praias de alta energia ou praias expostas dissipativas ou intermediárias, onde o ecossistema compreende desde a praia até o limite externo da circulação de células da onda de uma ampla zona de surfe (Brown & McLachlan, 1990). Este último tipo de praia produz uma tendência para a retenção, na zona de surfe, dos nutrientes gerados pela macrofauna e fauna intersticial e, como consequência, importantes florações do fitoplâncton para a alimentação de organismos filtradores da macrofauna da praia (McLachlan, 1980b). Este tipo de ecossistema pode ser independente de material proveniente do mar, tais como detritos e carne em decomposição; a fauna tipicamente inclui bentos, plâncton e nécton (Brown & McLachlan, 1990). Assim, a alta energia das ondas que torna as praias expostas inabitáveis para muitas espécies bênticas pode, ao mesmo tempo, tornar esta interface física um ecossistema produtivo (Menn, 2002).

Em um ecossistema, a produção é o meio pelo qual a energia torna-se disponível para ser transmitida de um nível trófico para outro (Waters, 1977), podendo ser definida como a quantidade de tecido elaborada por unidade de área, em um determinado período (Waters & Crawford, 1973). A produção é uma medida importante do funcionamento da população em um ecossistema (Dolbeth *et al.*, 2005) e provê uma base quantitativa para entender a importância de uma população na comunidade (Souza, 1998). Esse parâmetro é basicamente função do crescimento dos indivíduos, do padrão

de recrutamento, número de coortes por ano e da mortalidade observada na natureza. Desta forma, a produção é diretamente relacionada ao ciclo de vida das espécies e é um parâmetro-chave em ecologia populacional (Sardá, 1997; Sardá *et al.*, 2000), e uma medida composta pela densidade, biomassa, taxa de crescimento, reprodução, sobrevivência e tempo de desenvolvimento (Benke, 1993).

Estudos de produção podem ainda fornecer subsídios para elucidar a transferência de energia dentro do ecossistema, o manejo racional dos recursos biológicos (Waters, 1977; Downing, 1984) (pois é o instrumento básico para avaliar o potencial trófico dos componentes de um ecossistema) (Tumbiolo & Downing, 1994), o monitoramento de comunidades bentônicas (Wilber & Clarke, 1998) e análises de teias tróficas (Benke, 1998). A produção pode ser ainda utilizada como uma estimativa da intensidade da utilização da fonte alimentar de uma população (Benke, 1996). Além disso, os estudos de produção podem adquirir importância econômica quando relacionados com a exploração de estoques de peixes e de invertebrados (Brey, 1990). A taxa de renovação (P/B) pode ser considerada um indicador do limite máximo da exploração sustentável das populações. Devido à tendência da P/B declinar com o peso máximo individual, espécies de menor tamanho podem ser exploradas com maiores taxas que aquelas com maior tamanho corporal, uma vez que as primeiras podem repor sua biomassa mais rapidamente. Assim, de uma forma geral, espécies menores com maiores valores de P/B tendem a se recuperar mais prontamente a perturbações ambientais e, conseqüentemente, têm mais sucesso em contrabalancear a sobrexploração (Tumbiolo & Downing, 1994).

A partir de levantamento de trabalhos de referência sobre conceitos e descrição de métodos de produção secundária verifica-se que estes são mais comuns para ecossistemas de água doce (Waters, 1977; Hynes & Coleman, 1968; Benke, 1979,

1993, 1996; Downing & Rigler, 1984) quando comparados com ambientes marinhos (Crisp, 1984). Esta escassez de estudos relativos à produção secundária de comunidades bentônicas, em especial marinhas, é decorrente das dificuldades metodológicas inerentes a estes estudos, tais como, medição de todos os indivíduos coletados, identificação de coortes, estimativas de taxa de crescimento, entre outras (Edgar, 1990).

Os métodos mais comuns ou clássicos empregados para estimar a produção secundária podem ser classificados em dois tipos básicos: métodos para populações com coortes distinguíveis e não distinguíveis (Crisp, 1984; Benke, 1996). Entretanto, a abordagem clássica, ou tradicional, supracitada de estimar a produção secundária requer programas intensos de amostragem, dispendiosos e morosos (Downing, 1984; Sprung, 1993; Cusson & Bourget, 2005). Devido a estas dificuldades para estimar a produção secundária através dos métodos clássicos, vários autores têm proposto formas empíricas para a obtenção da produção ou da taxa de renovação, buscando facilitar e agilizar a elaboração desses tipos de estudos (Schwinghamer *et al.*, 1986; Banse & Mosher, 1980; Tumbiolo & Downing, 1994; Brey, 2001). Estes métodos, porém, devem ser utilizados com cautela, pois podem fornecer estimativas de produção muito diferentes para uma mesma população (Wilson, 1999).

Da mesma forma que em outros ecossistemas marinhos, a produção secundária da macrofauna de praias arenosas tem sido pouco estudada, apesar de ser um parâmetro fundamental em estudos de dinâmica de ecossistemas e fluxos de energia (Crisp, 1984).

Geralmente atribui-se às praias arenosas baixa produtividade, tanto primária quanto secundária (Dexter, 1992). Entretanto, Wilson (1999) ressaltou a importância de praias arenosas como exportadoras de produtividade para ecossistemas adjacentes e, em termos da produtividade costeira total, em virtude da amplitude desses ecossistemas.

No litoral brasileiro, devido à grande extensão desses ecossistemas, tal fato ganha ainda maior importância. Gianuca (1985) e Petracco *et al.* (2003), por sua vez, estimaram altos valores de produção e de taxa de renovação para espécies suspensívoras em praias arenosas expostas brasileiras.

A maior parte dos estudos de produção em praias arenosas se restringe a uma única espécie (McLachlan *et al.*, 1979; Zuñiga *et al.*, 1985; Donn & Croker, 1986; McLachlan & Sieben, 1991; Gonçalves *et al.*, 2005; entre outros). Entretanto, Edwards (1973), Ansell *et al.* (1978), Gianuca (1985) e Souza (1998) realizaram estudos abrangentes com estimativas de produção para toda a comunidade da macrofauna ou, pelo menos, das espécies mais abundantes.

Edwards (1973) obteve a produção secundária da macrofauna bentônica da região entremarés e do sublitoral em duas praias da costa da Venezuela. Na costa da Índia, Ansell *et al.* (1978) estudaram a produção secundária e o fluxo de energia de diversas espécies da macrofauna bentônica. Gianuca (1985) e Souza (1998) estimaram a produção de espécies abundantes da macrofauna de praias arenosas no sul do Brasil.

No litoral do Chile, Zuñiga *et al.* (1985) estimaram a produção e a taxa de renovação para o isópode *Excirolana braziliensis*, em uma praia protegida. Em praias da África do Sul, McLachlan (1979) e McLachlan & Sieben (1991) estimaram, respectivamente, a produção secundária do bivalve *Donax sordidus* e do isópode *Tylos capensis*. Na costa dos Estados Unidos, Donn & Croker (1986) estimaram a produção secundária do anfípode *Haustorius canadensis*, enquanto Wilson (1999) estudou a dinâmica e a produtividade de *Donax variabilis*. Ansell & Lagardere (1980), na costa da França, estudaram a biologia e a produção de duas espécies do gênero *Donax*. Gonçalves *et al.* (2003, 2005) estimaram em praias de Portugal a produção de dois peracáridos, o anfípode, *Talorchestia brito* e o isópode *Tylos europaeus*,

respectivamente. Marques *et al.* (2003) compararam aspectos da história de vida e da produção de populações do anfípode *Talitrus saltator* em praias da costa da Tunísia, Itália e Portugal. Na costa da Coréia do Sul, Yu & Suh (2002) estimaram a produção do anfípode *Synchelidium lenorostralum*, enquanto na costa oeste da África, Laudien *et al.* (2003), estimaram a produção de *Donax serra* em duas praias da Namíbia.

De uma forma geral observa-se um menor número de dados na última década sobre produção (com exceção dos referentes à costa de Portugal). Isto é decorrência do fato de, neste período, existir um predomínio de estudos sobre a influência de características físicas e estados morfodinâmicos das praias sobre variáveis da comunidade como riqueza, densidade e biomassa (McLachlan, *et al.*, 1993; Ricciardi & Bourget 1999; Brazeiro, 2001; McLachlan & Dorvlo, 2005; Defeo & McLachlan, 2005) e variáveis populacionais como abundância, taxas de crescimento e mortalidade e aspectos reprodutivos (Contreras *et al.*, 2003; Defeo *et al.*, 2001; Defeo & Martínez, 2003). A macroecologia de populações de praias arenosas expostas também é objeto de vários estudos, com a análise de aspectos da história de vida das populações em relação a gradientes latitudinais (Defeo & Cardoso, 2002, 2004; Cardoso & Defeo, 2003, 2004).

O número de estudos de produção para espécies da macrofauna da zona entremarés de praias brasileiras pode ser ainda considerado escasso, contrastando com a grande extensão destes ecossistemas, basicamente restritos a populações de praias situadas no sul e sudeste da costa brasileira (Gianuca, 1985; Santos, 1994; Souza, 1998; Souza & Borzone, 2000; Souza *et al.*, 1998; Cardoso & Veloso, 1996; Omena & Amaral, 2000, Salvador, 2001; Petracco *et al.*, 2003; Veloso *et al.*, 2003; Cardoso & Veloso, 2003; Caetano *et al.*, 2003; Denadai *et al.*, 2004).

Os trabalhos mais abrangentes foram realizados por Gianuca (1985) e Souza (1998). Gianuca (1985) estimou a produção secundária dos suspensívoros *Emerita*

brasiliensis, um anomuro, e dos bivalves *Mesodesma mactroides* e *Donax hanleyanus*, as três espécies mais importantes em termos de biomassa na Praia do Cassino, localizada no Rio Grande do Sul. Posteriormente, na mesma praia, Santos (1994) estimou a produção secundária do poliqueto *Scoelepis gaucha*. Souza (1998) e Souza & Borzone (2000) e Souza *et al.* (1998) estimaram, no litoral do Paraná, a produção secundária do isópode *Excirolana armata*, dos poliquetos *Euzonus furciferus*, *Scoelepis squamata*, do decápode *Callichirus major* e do equinóide *Mellita quinquiesperforata* na praia de Atami.

No litoral do Rio de Janeiro vários estudos abordaram a produção secundária da macrofauna de praias arenosas expostas. Cardoso & Veloso (1996) estimaram a produção secundária de *Atlantorchestoidea brasiliensis*, um anfípode comum da região do mediolitoral, enquanto Petracco *et al.* (2003), Cardoso & Veloso (2003), Caetano *et al.* (2003) e Caetano *et al.* (2006) estimaram a produção de *Emerita brasiliensis*, *Donax hanleyanus*, e do gastrópode *Olivancillaria vesica* e de *Excirolana braziliensis*, respectivamente.

No litoral de São Paulo os estudos de produção secundária da macrofauna de praia são relativos a praias protegidas da região norte do estado. Omena & Amaral (2000) obtiveram a produção do poliqueto *Laeonereis acuta*, Salvador (2001) estimou a produção dos bivalves *Anomalocardia brasiliensis* e *Corbula cubaniana* e Abrahão *et al.* (2006) estimaram a produção do bivalve *Tagelus plebeius*. Ainda no litoral norte de São Paulo, Denadai *et al.* (2004) estimaram a produção do gastrópode *Cerithium atratum*.

Assim, até o momento, não existem informações relativas à produção secundária da macrofauna de praias arenosas no litoral sul de São Paulo.

A produção secundária de uma população e da comunidade pode ser influenciada por diversas variáveis da estrutura e da dinâmica populacional tais como densidade, biomassa, estrutura de tamanho, taxa de crescimento e mortalidade. Devido à intensa e desorganizada ocupação antrópica em regiões litorâneas, a macrofauna bentônica de praias arenosas pode apresentar alterações significativas nestas variáveis (Defeo & de Alava, 1995; Wenner, 1998; Brazeiro & Defeo, 1999) e, conseqüentemente, na produção secundária. A praia do Una, SP, por se situar nos limites da Estação Ecológica da Juréia-Itatins, encontra-se preservada, possibilitando um estudo adequado da dinâmica populacional e da produção secundária da macrofauna. A produção secundária e a taxa de renovação obtidas nesse estudo podem ser utilizadas como parâmetro comparativo para populações de praias com o mesmo estado morfodinâmico da praia do Una, porém situadas em regiões onde a ação antrópica é intensa ou mesmo para as próprias populações da praia do Una caso ocorra degradação ambiental neste local.

Além disso, o presente estudo pode ainda contribuir, por meio de algumas informações relevantes, para a elaboração de um modelo quantitativo do fluxo de energia/matéria das espécies da macrofauna da zona entre-marés para praias expostas. E, finalmente, considerando que a carcinofauna e a malacofauna da zona entremarés de praias arenosas desempenham importante papel como recurso alimentar para espécies marinhas e terrestres (Gianuca, 1988), fica evidente a importância da obtenção de estimativas de produção de espécies desses grupos da macrofauna.

Um requisito fundamental para o entendimento do fluxo de energia/matéria orgânica nas tramas tróficas é o conhecimento das principais fontes primárias de energia e das interações tróficas entre os organismos das comunidades. A identificação dos produtores primários e a transferência de matéria orgânica para os consumidores em

diversos ecossistemas vêm sendo analisadas com sucesso por meio do uso das razões de isótopos estáveis de elementos que ocorrem naturalmente, como o carbono e o nitrogênio (Peterson & Fry, 1987; Peterson, 1999). Em praias arenosas expostas, as fontes primárias que sustentam as comunidades de consumidores podem ser as diatomáceas da zona de surfe ou epipsâmicas e/ou material importado, que inclui detritos de angiospermas e macroalgas, além de matéria orgânica dissolvida (Griffiths *et al.*, 1983; Brown & McLachlan, 1990; Menn, 2002; Adin & Riera, 2003). Porém, há poucos estudos em praias arenosas, com a abordagem isotópica, que incluam os consumidores (Currin *et al.*, 1995; Adin & Riera, 2003; Kogure, 2004; Yamagushi *et al.*, 2006) e permitam conhecer o funcionamento desses ecossistemas.

Este estudo visa analisar a dinâmica populacional e a produção secundária do gastrópode *Hastula cinerea* e dos crustáceos *Austinixa patagoniensis*, *Callichirus major* e *Excirolana armata* na zona entremarés da praia do Una. Informações relativas à trama trófica da praia do Una obtidas a partir da análise de isótopos estáveis de C e de N são também apresentadas.

Além disso, serão discutidos diferentes métodos empregados para estimar a produção secundária de invertebrados bentônicos, utilizando dados da macrofauna de praias arenosas brasileiras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAHÃO, J. R.; AMARAL, A.C.Z.; CARDOSO, R.S. 2006. Dinâmica populacional e produção secundária do bivalve *Tagelus plebeius* na planície de maré da enseada de Caraguatatuba, SP. In: *Resumos do I Congresso Brasileiro de Biologia Marinha*, UFF, Niterói, RJ. p.27.
- ADIN, R. & RIERA, P. Preferencial food source utilization among stranded macroalgae by *Talitrus saltator* (Amphipod, Talitridae): a stable isotopes study in the northern coast of Brittany (France). *Estuar. coast. shelf Sci.*, 56: 91-98.
- ANSELL, A. D.; McLUSKY, D. S.; STIRLING, A. & TREVALLION, A. 1978. Production and energy flow in the macrobenthos of two sandy beaches in the southwest India. *Proc. R. Soc. Edinb.*, 76B: 269-296.
- ANSELL, A. & LAGARDERE, F. 1980. Observations on the biology of *Donax trunculus* and *D. vittatus* at Ile d Oléron (French Atlantic Coast). *Mar. Biol.*, 57: 287-300.
- BANSE, K. & MOSHER, S. 1980. Adult body mass and annual production/biomass relationships of field populations. *Ecol. Monogr.*, 50: 355-379.
- BENKE, A. C. 1979. A modification of the Hynes method for estimating secondary production with particular significance for multivoltine populations. *Limnol. Oceanogr.*, 24: 186-171.
- BENKE, A. C. 1993. Concepts and patterns of invertebrate production in running waters. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 25:15-28.
- BENKE, A. C. 1996. Secondary production of macroinvertebrates. In: HAUER, F. R. & LAMBERTI, G. A. (eds.). *Methods in Stream Ecology*. San Diego, Academic Press. p.557-578.
- BENKE, A. C., 1998. Production dynamics of riverine chironomids: extremaly high biomass turnover rates of primary consumers. *Ecology*: 79(3): 899-910.
- BRAZEIRO, A. 2001. Relationship between species richness and morphodynamics in sandy beaches: what are the underlying factors? *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 22: 35-44.
- BRAZEIRO, A., & DEFEO, O. 1999. Effects of harvesting and density dependence on the demography of sandy beach populations: the yellow clam *Mesodesma mactroides* of Uruguay. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 182: 127-135.
- BREY, T. 1990. Estimating productivity of macrobenthic invertebrates from biomass and mean individual weight. *Meeresforsch.*, 32: 329-343.
- BREY, T., 2001. Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook. <http://www.awiBremerhaven.de/Benthic/Ecosystem/FoodWeb/Handbook/main.html> Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, Germany.

- BROWN, A. C. & McLACHLAN, A. 1990. *Ecology of Sandy Shores*. Elsevier Science Publishers. Amsterdam, 328p.
- CAETANO, C.H.S.; CARDOSO, R.S.; VELOSO, V.G. & SILVA, E.S. 2006. Population biology and secondary production of *Excirolana braziliensis* (Isopoda: Cirolanidae) in two sandy beaches of southeastern Brazil. *J. coast. Res.* 22(4): 825-835.
- CAETANO, C.H.S.; VELOSO, V.G. & CARDOSO, R.S. 2003. Population biology and secondary production of *Olivancillaria vesica vesica* (Gmelin, 1791) (Gastropoda: Olividae) on a sandy beach in southeastern Brazil. *J. molluscan Stud.*, 69: 67-73.
- CARDOSO, R.S. & DEFEO, O. 2003. Geographical patterns in reproductive biology of the Pan-American sandy beach isopod *Excirolana braziliensis*. *Mar. Biol.*, 143: 573-581.
- CARDOSO, R.S. & DEFEO, O. 2004. Biogeographical patterns in life history traits of the Pan-American sandy beach isopod *Excirolana braziliensis*. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 61: 559-568.
- CARDOSO, R.S. & VELOSO, V.G. 1996. Population biology and secondary production of the sandhopper *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda: Talitridae) at Prainha Beach, Brazil. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 142: 111-119.
- CARDOSO, R.S., & VELOSO, V.G., 2003. Population dynamics and secondary production of the wedge clam *Donax hanleyanus* (Bivalvia: Donacidae) on a high energy, subtropical beach of Brazil. *Mar. Biol.*, 142: 153-162.
- CONTRERAS, H.; JARAMILLO, E.; DUARTE, C. & McLACHLAN, A. 2003. Population abundances, growth and natural mortality of the crustacean macroinfauna at two sand beach morphodynamic types in southern Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 76: 543-561.
- CRISP, D. J. 1984. Energy Flow Measurements. In: HOLME, N. A. & McINTYRE, A. D. (eds.). *Methods for the Study of Marine Benthos*. IBP Handbook no. 16 Oxford, Blackwell Scientific Publications. p. 284-372.
- CURRIN, C.A.; NEWELL, S.Y. & PAERL, H.W. 1995. The role of standing dead *Spartina alterniflora* and benthic microalgae in salt marsh food webs: considerations based on multiple stable isotope analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 121: 99-116.
- CUSSON, M. & BOURGET, E. 2005. Global patterns of macroinvertebrate production in marine benthic habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 297:1-14.
- DEFEO, O. & CARDOSO, R.S., 2002. Macroecology of population dynamics and life history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* Atlantic sandy beaches of South America. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 239: 169-179.

- DEFEO, O. & CARDOSO, R.S. 2004. Latitudinal patterns in abundance and life-history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* on South American sandy beaches. *Divers. Distrib.*, 10: 89-98.
- DEFEO, O. & de ALAVA, A. 1995. Effects of human activities on long-term trends in sandy beach populations: the wedge clam *Donax hanleyanus* in Uruguay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 123: 73-82.
- DEFEO, O.; GÓMEZ, J. & LERCARI, D., 2001. Testing the swash exclusion hypothesis in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 212: 159-170.
- DEFEO, O & MARTÍNEZ, G. 2003. The habitat harshness hypothesis revisited: life history of the isopod *Excirrolana braziliensis* in sandy beaches with contrasting morphodynamics. *J. mar. biol. Assoc. UK.*, 83: 331-340.
- DEFEO, O. & McLACHLAN, A. 2005. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 295: 1-20.
- DENADAI, M.R; AMARAL, A.C.Z. & TURRA, A. 2004. Biology of a tropical intertidal population of *Cerithium atratum* (Born, 1778) (Mollusca, Gastropoda). *J. Nat. Hist.*, 38(13): 1695-1710.
- DEXTER, D. M. 1992. Sandy beach community structure: the role of exposure and latitude. *J. Biogeogr.*, 19:59-66.
- DOLBETH, M.; LILLEBO, A.I.; CARDOSO, P.G.; FERREIRA S.M. & PARDAL, M.A. 2005. Annual production of estuarine fauna in different environmental conditions: An evaluation of the estimation methods. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 326: 115-127.
- DONN, T. E. & CROKER, R. A. 1986. Seasonal patterns of production in the sandy-beach Amphipod *Haustorius canadensis*. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 22: 675-687.
- DOWNING, J. A. 1984. Assessment of secondary production: the first step. In: DOWNING, J. A. & RIGLER, F. H. (eds.). *A manual on the assessment of secondary productivity in fresh waters*. IBP Handbook no.17, Oxford, Blackwell Scientific Publications. p. 1-18.
- DOWNING, J. A. & RIGLER, F. H. (eds.). 1984. *A manual on the assessment of secondary productivity in fresh waters*. IBP Handbook no.17, Oxford, Blackwell Scientific Publications. 501 p.
- EDGAR, G. J. 1990. The use of the size structure of benthic macrofaunal communities to estimate faunal biomass and secondary production. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 137: 195-214.
- EDWARDS, R. R. C. 1973. Production ecology of two Caribbean marine ecosystems. II. Metabolism and energy flow. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 1: 319-333.

- GIANUCA, N. M. 1985. The *Ecology of a Sandy Beach in Southern Brazil*. Ph.D. Thesis, University of Southampton. 330p.
- GONÇALVES, S.C.; PARDAL, M.A.; CARDOSO, P.G.; FERREIRA, S.M. & MARQUES, J.C. 2005. Biology, population dynamics and secondary production of *Tylos europaeus* (Isopoda, Tylidae) on the western coast of Portugal. *Mar. Biol.*, 147: 631-641.
- GONÇALVES, S.C.; MARQUES, J.C.; PARDAL, M.A.; BOUSLAMA, M.F.; GTARI, M. EL. & CHARFI-CHEIKHROUHA, F. 2003. Comparison of biology, dynamics, and secondary production of *Talorchestia brito* (Amphipoda, Talitridae) in Atlantic (Portugal) and Mediterranean (Tunisia) populations. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 58: 901-916.
- GRIFFITHS, C. L.; STENTON-DOZEY, J. M. E. & KOOP, K. 1983. Kelp wrack and energy flow through a sand beach. In: McLACHLAN, A & ERASMUS, T. (eds). *Sandy Beaches as Ecosystems*. The Hague, W. Junk. p. 547-556.
- HYNES, H. B. N. & COLEMAN, M. H. 1968. A simple method of assessing the annual production of stream benthos. *Limnol. Oceanogr.*, 13: 569-573.
- INCERA, M.; LASTRA, M. & LÓPEZ, J. 2006. Effect of swash climate and food availability on sandy beach macrofauna along the NW coast of the Iberian Peninsula. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 314: 25-33.
- KOGURE, Y. 2004. Stable carbon and nitrogen isotope analysis of the sublittoral benthic food web structure of an exposed sandy beach. *Bull. Biogeogr. Soc. Japan*, 59 : 15-25/Abstract.
- LAUDIEN, J.; BREY, T. & ARNTZ, W.E. 2003. Population structure, growth and production of the surf clam *Donax serra* (Bivalvia, Donacidae) on two Namibian sandy beaches. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 58S: 105-115.
- MARQUES, J.C.; GONÇALVES, S.C.; PARDAL, M.A.; CHELAZZI, L.; COLOMBINI, I; FALLACI, M.; BOUSLAMA, M.F.; GTARI, M.EL.; CHARFI-CHEIKHROUHA, F. & SCAPINI, F. 2003. Comparison of *Talitrus saltator* (Amphipoda, Talitridae) biology, dynamics, and secondary production in Atlantic (Portugal) and Mediterranean (Italy and Tunisia) populations. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 58S: 127-148.
- McLACHLAN, A. 1979. Growth and production of *Donax sordidus* Hanley on open sandy beach in Algoa Bay. *S. Afr. J. Zool.*, 14: 61-66.
- McLACHLAN, A. 1980a. The definition of sand beaches in relation to exposure: a simple rating system. *S. Afr. J. Zool.*, 76: 137-138.
- McLACHLAN, A. 1980b. Exposed sandy beaches as semi-closed ecosystems. *Mar. environm. Res.*, 4: 59-63.

- McLACHLAN, A. 1983. Sandy Beach Ecology - a review. In: McLACHLAN, A & ERASMUS, T. (eds.). *Sandy Beaches as Ecosystems*. The Hague, W. Junk. p. 321-380.
- McLACHLAN, A.; COOPER, C & van der HORST. 1979. Growth and production of *Bullia rhodostoma* on an open sandy beach in Algoa Bay. *S. Afr. J. Zool.*, 14: 49-53.
- McLACHLAN, A.; JARAMILLO, E.; DONN, T.E., & WESSELS, F. 1993. Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. *J. Coast. Res.*, 15 (Special Issue): 27-38.
- McLACHLAN, A. & DORVLO, A. 2005. Global patterns in sandy beach macrobenthic communities. *J. coast. Res.*, 21: 674-687.
- McLACHLAN, A. & SIEBEN, P. R. 1991. Growth and production of *Tylos capensis* Krauss 1843 (Isopoda). *Crustaceana*, 61(1): 43-48.
- MENN, I. 2002. Beach morphology and food web structure: comparison of an eroding and an accreting sandy shore in the North Sea. *Helgol. Mar. Res.*, 56:177-189.
- OMENA, E. P. & AMARAL, A. C. Z. 2000. Population dynamics and secondary production of *Laeonereis acuta* (Treadwell, 1923) (Nereididae:Polichaeta). *Bull. mar. Sci.*, 67(1): 421-431.
- PETERSON, B.J. 1999. Stable isotopes as tracers of organic matter input and transfer in benthic food webs: a review. *Acta Oceanol.*, 20: 479-487.
- PETERSON, B.J. & FRY, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 18:293-320.
- PETRACCO, M.; VELOSO, V. G. & CARDOSO, R. S. 2003. Population dynamics and secondary production of *Emerita brasiliensis* (Crustacea: Hippidae) at Prainha Beach, Brazil. *P.S.Z.N. Mar. Ecol.*, 24 (3): 385-391.
- RICCIARDI, A. & BOURGET, E. 1999. Global patterns of macroinvertebrate biomass in marine intertidal communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 185: 21-35.
- SALVADOR, L. B. 2001. *Malacofauna da região entre-marés de praias de areia com fragmentos de rocha*. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 74p.
- SANTOS, P. J. P. 1994. Population dynamics and production of *Scoelelepis gaucha* (Polychaeta: Spionidae) on the sandy beaches of Southern Brazil. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 110: 159-165.
- SARDÁ, R. 1997. The use of general relationships to estimate secondary production in coastal habitats: a revision based on a case study. *Publ. Esp. Inst. Esp. Oceanogr.* 23: 11-22.

- SARDÁ, R.; PINEDO, S. & DUESO, A. 2000. Estimating secondary production in natural populations of polychaetes: some general constraints. *Bull. mar. Sci.*, 67(1): 433-447.
- SCHWINGHAMER, P; HARGRAVE, B; PEER, D. & HAWKINS, C. M. 1989. Partitioning of production and respiration among size groups of organisms in an intertidal benthic community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 31: 131-142.
- SHORT, A. D. & WRIGHT, L. D. 1983. Physical variability in sandy beaches. In: McLACHLAN, A., ERASMUS, T. (eds.). *Sandy Beaches as Ecosystems*. The Hague, W. Junk. p. 133-144.
- SOUZA, J R. B. 1998. *Produção secundária da macrofauna bentônica de praia de Atami - PR*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, 129p.
- SOUZA, J. R. B. & BORZONE, C. A. 2000. Population dynamics and secondary production of *Scoelepis squamata* (Polychaeta: Spionidae) in an exposed sandy beach of southern Brazil. *Bull. mar. Sci.*, 67(1):221-233.
- SOUZA, J. R. B., BORZONE C. A. & BREY, T. 1998. Population dynamics and secondary production of *Callichirus major* (Crustacea: Thalassinidea) on a southern Brazilian sandy beach. *Arch. Fish. Mar. Res.*, 46(2): 151-164.
- SPRUNG, M. 1993. Estimating macrobenthic secondary production from body weight and biomass: a field test in a nonboreal intertidal habitat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 100: 103-109.
- TUMBIOLO, M. L & DOWNING, J. A. 1994 . An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 114: 165-174.
- VELOSO, V. G.; CARDOSO, R. S. & PETRACCO, M. 2003. Secondary production of the intertidal macrofauna of Prainha beach, Brazil. *J. coast. Res.*, 15 (Special Issue): 385-391.
- WATERS, T. F. 1977. Secondary production in inland waters. *Adv. ecol. Res.*, 10: 91-164.
- WATERS, T. F. & CRAWFORD, G. M. 1973. Annual production of a stream mayfly population: a comparison of methods. *Limnol. Oceanogr.*, 19: 286-296.
- WENNER, A. 1988. Crustaceans and other invertebrates as indicators of beach pollution. In: D. F. SOULE & G. S. KLEPPEL (Eds.), *Marine organisms as indicators*. Springer-Verlag, New York: 199-229.
- WILBER, D. H. & CLARKE, D. G. 1998. Estimating secondary production and benthic consumption in monitoring studies: a case study of the impacts of dredged material disposal in Galveston Bay, Texas. *Estuaries*, 21(2): 230-245.

- WILSON J. G. 1999. Population dynamics and energy budget for a population of *Donax variabilis* (Say) on a exposed South Carolina beach. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 239: 61-83.
- YAMAGUCHI, H.; TAKAI, N.; UENO, M. & HAYASHI, I. 2006. Changes of the trophic position of the Japanese flounder *Paralichthys olivaceus* juvenile in a sandy sublittoral area in Wakasa bay, Sea of Japan, examined by carbon and nitrogen isotope analyses. *Fish. Sci.*, 72:449-451.
- YU, O.H. & SUH, H. 2002. Secondary production of *Synchelidium lenorostratum* (Amphipoda, Oedicerotidae) on a temperate sandy shore, southern Korea. *J. crustacean Biol.*, 22(2): 467-473.
- ZUÑIGA, O.; PENA, R. & CLARKE, M. 1985. Historia de vida y producción de *Excirolana braziliensis* Richardson, 1912 (Isopoda: Cirolanidae). *Estud. Oceanol.*, 4: 9-19.

CAPÍTULO 1

AREA DE ESTUDO E FATORES AMBIENTAIS

1 ÁREA DE ESTUDO

A praia do Una localiza-se dentro dos limites da Estação Ecológica Juréia-Itatins, que abrange parte dos municípios de Iguape, Itariri, Miracatu e Peruíbe e parte de suas porções litorâneas, possuindo uma área de 79270 ha (Menezes, 1994). No litoral sul do estado de São Paulo e, particularmente, na região onde se situa a praia do Una predominam praias de estado morfodinâmico do tipo intermediário e dissipativo (Souza & Suguio, 1996). Essa praia possui cerca de 12,5 km de extensão e é limitada ao norte pela margem direita do Rio Una, e ao sul, pelo morro do Grajaúna e apresenta orientação NE-SW. Em relação ao sedimento, apresenta composição diferenciada ao longo da sua extensão com areias muito finas nos arredores da foz do rio Una e areias médias a aproximadamente 4 Km do morro do Grajaúna (Menezes, 1994). O tipo morfodinâmico e a inclinação apresentam diferenças ao longo da praia (Souza & Souza, 2004). Segundo estes autores, no norte da praia a inclinação é suave, com média de 2° e o estado morfodinâmico é do tipo dissipativo, o que contrasta com a porção centro-sul com inclinação mais pronunciada e tipo morfodinâmico intermediário com presença de cúspides e bermas. Na maior parte da praia, predominam correntes de deriva para NE, porém na parte sul da praia predominam correntes de deriva para SW (Souza & Souza, 2004). Segundo o esquema de classificação do grau de exposição proposto por McLachlan (1980a) a praia foi classificada como exposta (pontuação=13).

A escolha das áreas de coleta, A (24°28,67'S e 47°07,36'W) e B (24°27,53'S e 47°05,86'W) (Figura 1.1), localizadas na parte mais ao norte da praia foi devido ao fato desta região apresentar estado morfodinâmico do tipo dissipativo (Menezes, 1994; Souza & Souza, 2004; Moelmann, 2003), onde geralmente a densidade e a riqueza das

espécies é maior do que em condições do tipo intermediário-refletivo (McLachlan, 1983; Brown & McLachlan, 1990; Defeo & McLachlan, 2005). O tipo morfodinâmico intermediário ocorre na porção centro-sul da praia onde o declive é mais pronunciado (Souza & Souza, 2004) e o sedimento mais grosso. Maior riqueza e abundância no segmento dissipativo (norte) da praia do Una foram confirmadas a partir de coletas-piloto realizadas em julho, setembro e outubro/03 para a escolha das áreas de amostragem a partir de uma avaliação da composição, abundância e distribuição ao longo do eixo horizontal da praia da macrofauna da zona entremarés, da adequação dos amostradores biológicos e da avaliação de esforço amostral factível. Estas atividades foram direcionadas para os grupos selecionados para a pesquisa: a malacofauna e a carcinofauna.

2 FATORES AMBIENTAIS

2.1 MATERIAIS E MÉTODOS

As coletas das variáveis ambientais nas áreas A ($24^{\circ}28,67' S$ e $47^{\circ}07,36' W$) e B ($24^{\circ}27,53' S$ e $47^{\circ}05,86' W$) (Figura 1.1) foram realizadas mensalmente entre o período de dezembro/03 a novembro/05. Entretanto, algumas variáveis ambientais não foram obtidas ao longo de todo período supracitado (ver a seguir) devido a dificuldades logísticas.

No sentido de realizar comparações entre os anos das variáveis ambientais denominou-se o período entre dezembro/03 a novembro/04 de primeiro ano e o período entre dezembro/04 a novembro/05 de segundo ano.

A estação meteorológica situada na praia do Una esteve danificada durante a maior parte do período amostral, o que impossibilitou a utilização das variáveis ambientais desta estação.

2.1.1 Inclinação da face praial

A inclinação da face praial foi obtida mensalmente nas duas áreas, inicialmente (dezembro/03 a janeiro/04) por meio de nivelamento com uso de duas balizas de 2 metros de altura, graduadas em centímetros, e uma mangueira transparente de 10 metros de extensão contendo água. No entanto, a partir de março/04 até novembro/05 adotou-se o método das balizas de Emery (1961) que consiste no uso das mesmas balizas, porém a diferença entre a altura, que reflete a topografia, é determinada pela interseção, na baliza mais alta, da linha imaginária que liga a linha do horizonte com o topo da baliza mais baixa. Este método é mais simples para se obter as medidas e fornece resultados muito próximos daqueles obtidos com o uso da mangueira, conforme verificado em campo. A obtenção dos dados de inclinação foi determinada a cada 8 metros da face praial.

2.1.2 Granulometria

Para análise granulométrica foram coletadas mensalmente, de janeiro/04 a maio/05 em cada área, cinco amostras de sedimento em cinco estações estabelecidas ao longo de um dos 3 transectos dispostos para a coleta da macrofauna, utilizando-se um amostrador cilíndrico de 5 cm de diâmetro e enterrado a uma profundidade de 10 cm. As estações extremas (1 e 5) foram posicionadas, respectivamente, no limite inferior da vegetação e na linha d'água. As demais estações foram distribuídas de forma equidistante entre as estações supracitadas. As amostras foram acondicionadas em potes plásticos e transportadas ao Laboratório de Sedimentologia do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo onde foram lavadas para remoção de sais, secas em estufa e submetidas a peneiramento (em peneiras com malhas de intervalo de 0,5 ϕ). Para determinação dos parâmetros estatísticos diâmetro médio e coeficiente de seleção, utilizou-se o Programa Momento 4 do Prof. Dr. Paulo César Fonseca Giannini, IGc-USP e os resultados expressos em ϕ e mm ($\phi = -\log_2 \text{ mm}$). Para caracterização granulométrica das duas áreas de coleta, como o diâmetro médio do grão e grau de seleção do sedimento, foram utilizados apenas os dados referentes a um ciclo anual (janeiro a dezembro/04).

Os dados referentes ao período compreendido entre janeiro e maio/05 foram, juntamente com os dados supracitados, utilizados para investigar uma possível diferença entre o diâmetro do grão entre as áreas A e B. Para tanto, utilizou-se o teste não paramétrico pareado de Wilcoxon uma vez que, após a logaritmização, os dados referentes à área A não alcançaram normalidade conforme verificado pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. As amostras foram pareadas de acordo com a estação na qual foram obtidas para cada área.

2.1.3 Matéria orgânica do sedimento

Foram analisadas as amostras de conteúdo de matéria orgânica do sedimento relativas à faixa de distribuição do isópode *Excirolana armata*, zonas média e superior do mediolitoral pois, devido ao fato desta espécie de isópode ser necrófaga (Gianuca, 1985), a matéria orgânica pode ser um indicativo do alimento disponível.

Para obtenção do conteúdo de matéria orgânica, foram coletadas amostras do sedimento nas duas áreas de estudo, entre o período de dezembro/03 a junho/04 na área A, e entre dezembro/03 a abril/05 na área B. A interrupção da amostragem de sedimento para obtenção da matéria orgânica na área A a partir de julho/04 foi consequência da interrupção da amostragem de *E. armata* nesta área, devido à pequena abundância.

As amostragens de sedimento foram realizadas nas zonas média e superior do mediolitoral, com a obtenção de 3 amostras por zona com um amostrador cilíndrico de 2,5 cm de diâmetro e profundidade de penetração de 5 cm. Após a coleta, as amostras foram mantidas em local refrigerado até o transporte para o Laboratório de Sedimentologia (IGc-USP). No laboratório a matéria orgânica das amostras de sedimento foi determinada através da reação de oxidação com H_2O_2 (Gross, 1971).

2.1.4 Salinidade e temperatura

Três amostras de água intersticial foram coletadas mensalmente de dezembro/03 a novembro/05, em cada uma das zonas do mediolitoral (inferior, média e superior) de cada área, para a determinação da salinidade com o uso de refratômetro. O mesmo procedimento foi empregado para determinar a salinidade da água do mar. Observou-se ao longo das coletas que a salinidade da água intersticial na zona inferior do mediolitoral (espraçamento) era igual à salinidade da água do mar. Assim, a amostragem da água intersticial na zona inferior foi suprimida e mantida a amostragem d'água do mar. A partir de agosto/05 apenas uma amostra na zona superior do mediolitoral foi

obtida mensalmente, até novembro/05. A temperatura da água do mar foi registrada mensalmente, em cada área amostral com um termômetro digital de precisão de 0,1°C.

2.1.5 Biomassa Fitoplanctônica e Material Orgânico em Suspensão

Entre o período de dezembro/03 a março/05 foram obtidas triplicatas de 1 l da água superficial na zona de arrebentação, em cada área de coleta (profundidade de cerca de 1 metro) para a determinação da biomassa fitoplanctônica e da matéria orgânica em suspensão. As amostras da água foram mantidas no escuro e refrigeradas e, após cerca de duas horas, foram filtradas em filtros Millipore AP40. Para a obtenção da matéria orgânica em suspensão (MOS), os filtros foram previamente queimados em mufla à temperatura de 450°C por uma hora e pesados. Após a filtração em campo, os filtros utilizados para a determinação da MOS e dos fitopigmentos foram acondicionados em frasco com sílica-gel e transportados para o laboratório em São Paulo. Em laboratório, a clorofila *a* e os feopigmentos foram extraídos em acetona 90% e suas concentrações estimadas com uso de espectrofluorímetro, segundo Lorenzen (1967), como medida indireta da biomassa fitoplanctônica. Os filtros para a determinação da MOS foram secos em estufa a 80°C por 24 horas, pesados, calcinados a 450°C por uma hora e novamente pesados em balança com precisão de 10^{-4} g.

Devido à dificuldade logística encontrada para a filtração em campo das amostras da água do mar, decorrente da ausência de energia elétrica adequada para esta atividade, as variáveis supracitadas não foram obtidas nos meses de novembro/03, fevereiro, julho e outubro/04 e janeiro/05.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Inclinação da face praial

Nos dois anos de estudo (dezembro/03 a novembro/04 e dezembro/04 a novembro/05) as duas áreas, A e B (Figura 1.1), apresentaram valores próximos de extensão entre a linha d'água e o ponto de referência localizado no limite inferior da vegetação [$A_1 = 93 \pm 18$ m, $B_1 = 98 \pm 20$ m e $A_2 = 104 \pm 12$ e $B_2 = 102 \pm 14$ m (média $\pm$ desvio padrão)] (Tabela 1.1).

As duas áreas apresentaram inclinações bastante próximas, com médias muito similares entre os dois anos amostrais, em torno de $1,57^\circ$ (ou $1/37$ m $\pm$ 3,64 DP) e $1,41^\circ$ (ou $1/41$ m $\pm$ 4,33 DP) para a área A e B, respectivamente. A área A, localizada mais ao sul em relação à área B, forneceu valores de inclinação ligeiramente superiores na maior parte do período amostral (em 17 dos 23 meses analisados) (Tabela 1.1 e Figuras 1.2 e 1.3).

Nas áreas de estudo não se obteve uma variação sazonal muito marcada da inclinação da praia. Nas figuras 1.2 e 1.3 observa-se que durante o verão, principalmente do primeiro ano, tanto na área A como B, existiu uma tendência para os perfis praias serem menos côncavos. Essa tendência também foi verificada durante meses de outono (abril/05 na área B), primavera (outubro/05 na área B), e inverno (agosto/04 na área B). Porém, alguns processos erosivos ocorreram tanto no inverno (junho/04 nas duas áreas e junho/05 na área A) como na primavera (setembro/05 na área A, outubro/05 na área A e novembro/05 nas duas áreas). (Figuras 1.2 e 1.3). Esses processos de erosão e acreção são muito importantes para a macrofauna; entretanto, este fator ganha mais importância em praias refletivas onde mudanças na face praial ocorrem mais freqüentemente e acentuadamente (Brazeiro, 2001).

3.2 Granulometria

Os sedimentos das duas áreas foram caracterizados por predomínio de areia fina e muito fina (Tabela 1.1) com maiores valores médios de diâmetro médio em praticamente todos os meses para a área A (Tabela 1.1). Foi verificada diferença significativa entre o diâmetro médio do grão entre as duas áreas ($W = 2278$; 75 pares, $p < 0,0001$). Na área A, cerca de 85% das amostras apresentaram diâmetro médio classificados como areia fina. Já na área B existe praticamente uma equivalência entre as amostras classificadas como areia muito fina (54%) e fina (46%). Os maiores valores de diâmetro médio obtidos para a área A corroboram a diferença na declividade das duas áreas de coleta, uma vez que locais com maior declive tendem a apresentar grãos maiores (McLachlan & Brown, 2006) (Tabela 1.1). Essa diferença em relação à declividade e granulometria provavelmente está associada à presença predominante de corrente de deriva para NE, criando a tendência de transição do estado morfodinâmico de sul para norte (Souza & Souza, 2004) e, logicamente, uma diminuição da declividade e do diâmetro médio do sedimento em direção ao norte do arco praial. Na área A observou-se uma tendência mais acentuada que na área B para uma diminuição do diâmetro médio do grão em direção a linha d'água (Figura 1.4).

Em relação ao grau de seleção do sedimento verificou-se diferença entre as duas áreas, com a área A apresentando grau de seleção predominantemente bem selecionado (39%) e moderadamente bem selecionado (35%) e com uma porcentagem menor de amostras com sedimento muito bem selecionado (22%) (Tabela 1.1). Já a área B apresentou grande predomínio de amostras de sedimento do tipo muito bem selecionado (78%) seguido por amostras com sedimento bem selecionado (18%).

3.3 Matéria orgânica

As porcentagens do conteúdo de matéria orgânica no sedimento nas duas áreas foram baixas, sendo superior a 1% apenas em março/05 na área B (Figura 1.5 e Tabela 1.2). Na área A, entre o período de dezembro/03 a junho/04, os valores de matéria orgânica da zona média e superior do mediolitoral foram muito semelhantes com predomínio de maiores valores na zona média do mediolitoral. Já na área B observou-se uma grande alternância em relação aos maiores valores obtidos nas duas zonas entre o período dezembro/03 a junho/04; entretanto, entre agosto/04 a abril/05, houve uma predominância de maiores valores na zona média do mediolitoral.

3.4 Salinidade e temperatura

A salinidade média da água do mar foi em torno de 32 ups nas duas áreas amostrais (Tabela 1.1). A baixa salinidade na área A em julho/04 (25 ups) foi decorrente de intensa chuva durante a amostragem (Figura 1.6) como também verificado por Moellmann (2003) em julho de 1999. Em dezembro/04, janeiro, setembro, outubro e principalmente novembro/05 também ocorreram menores valores de salinidade decorrentes de intensas chuvas (Tabela 1.1). De uma forma geral, a salinidade da água do mar entre as duas áreas apresenta padrão semelhante ao longo do período amostral. A salinidade intersticial das zonas média e superior do mediolitoral apresentou variações ligeiramente distintas nas duas áreas de estudo e a salinidade intersticial foi sempre mais baixa na zona superior da praia (Figura 1.6).

No primeiro ano amostral, a temperatura da água do mar apresentou variação marcadamente sazonal, com médias muito próximas entre as áreas, e com tendência a menores temperaturas no final do outono e no inverno (maio a agosto/04) (Tabela 1.1). No segundo ano amostral houve uma tendência para menores valores de temperatura no inverno (julho a setembro/05), porém estes não foram tão baixos como no primeiro ano.

3.5 Biomassa fitoplanctônica e material orgânico em suspensão

Os valores do médios do material orgânico em suspensão para as áreas A e B, entre o período de dezembro/03 a março/05, foram, respectivamente, de $44,87 \pm 78,42 \text{ mg.l}^{-1}$ e $20,36 \pm 21,32 \text{ mg.l}^{-1}$ ($\pm$ desvio padrão) (Tabela 1.2). De uma forma geral, não foram observadas diferenças marcantes entre as áreas, bem como variações temporais deste parâmetro para as duas áreas, exceto pelos picos obtidos em abril/04 para as duas áreas, em especial para a A, e em setembro/04 para a área A (Figura 1.7).

Em relação à clorofila *a* os valores médios para as duas áreas foram muito próximos, de $12,91 \pm 12,42 \text{ ug.l}^{-1}$ para a área A e $13,02 \pm 15,59 \text{ ug.l}^{-1}$ para a área B ($\pm$ desvio padrão) (Figura 1.7). Picos desta variável ocorreram no final do inverno na área A e B, respectivamente, no inverno (setembro/04) e na primavera (novembro/04). Observou-se que houve uma alternância em relação aos maiores valores obtidos durante o período de outubro/03 a dezembro/04 entre as áreas. Nos meses de fevereiro e março/05 os valores foram muito baixos.

Os valores médios de feopigmentos para as duas áreas foram similares e inferiores aos de clorofila *a* (Tabela 1.2) com um pico em novembro/04. Maiores concentrações de clorofila *a* em relação aos feopigmentos indicam produção primária autóctone.

Acumulação de diatomáceas na zona de surfe em praias dissipativas e intermediárias têm sido indicada como a principal fonte de alimento que sustenta alta biomassa do zooplâncton e do bentos (Brown & McLachlan, 1990). Margem *et al.* (2003) analisaram a biomassa fitoplanctônica da zona de surfe em duas praias do litoral do Rio de Janeiro, sendo uma intermediária, da Restinga da Marambaia, e a outra refletiva, Grumari (ca 23°S). As concentrações médias de clorofila *a* foram idênticas nas duas praias ($4,6 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$), apesar da praia da Restinga da Marambaia apresentar zona

de surfe mais extensa. Esta última praia sustenta rica e abundante macrofauna bentônica (Petracco, observação pessoal). No litoral do Paraná, Rezende (1995 *apud* Rorig & Garcia, 2003) verificou que a biomassa da clorofila *a* na praia do Pontal do Sul (ca 25°S), de estado intermediário, no inverno (5,33 $\mu\text{g l}^{-1}$) e no verão (5,06 $\mu\text{g l}^{-1}$) foi bastante semelhante. A zona de surfe da praia do Cassino, por sua vez, apresenta importantes florações de diatomáceas (Gianuca, 1985; Rorig & Garcia, 2003) que provêm importante fonte de carbono tornando o sistema auto-sustentável (Rorig & Garcia, 2003), sendo responsável pela riqueza e abundância da macrofauna bentônica (ver Gianuca, 1985; Alves & Pezzuto, 1998; Alves & Rodrigues, 2003) e alta produtividade de componentes bentônicos (Gianuca, 1985; Santos, 1994). Na praia do Cassino (ca 33°S) alta concentração de clorofila *a* foram estimadas: 50 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Rorig & Garcia, 2003) e 102 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Odebrech *et al.*, 1995 *apud* Rorig & Garcia, 2003). Na praia dos Navegantes, no litoral de Santa Catarina (ca 26°S), Rorig *et al.* (1997), estimaram a concentração da clorofila *a* em 16 e 11080 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente dentro e fora da mancha de diatomáceas amostrada, incluindo esta praia na categoria de auto-sustentável. Ansell *et al.* (1972) estimaram parâmetros físico-químicos para as praias tropicais de Cochin e Shertallai, localizadas na costa sudoeste da Índia. Estes autores não forneceram dados médios de clorofila *a* para as duas praias, apresentando-os de forma gráfica. Para Cochin observou-se o maior valor de clorofila *a* próximo a 3 $\mu\text{g l}^{-1}$ e, nos demais meses analisados (9), valores em sua maior parte entre 1 e 2 $\mu\text{g l}^{-1}$. Em Shertallai os dados de clorofila *a* foram superiores a Cochin com o maior valor ao longo de 13 meses de 13,28 $\mu\text{g l}^{-1}$. Em nove meses dentre os analisados os valores foram inferiores a 5 $\mu\text{g l}^{-1}$. Segundo McLachlan & Brown (2006) essas praias são refletivas-intermediárias. Pelo declive e granulometria das duas praias (Trevallion *et al.*, 1970; Ansell *et al.*, 1972), tendem a um estado refletivo e intermediário, respectivamente. Em

duas praias do Mar do Norte, zona temperada, Menn (2002) verificou valores de clorofila *a* em torno de 2 e 3 $\mu\text{g l}^{-1}$ para uma praia intermediária e dissipativa, respectivamente. Entretanto, esta análise foi restrita a apenas dois meses. Ao longo da costa da Califórnia, na América do Norte, verificou-se em praias, com diferentes estados morfodinâmicos, que a concentração de clorofila *a* na zona de surfe foi inferior a 4 $\mu\text{g l}^{-1}$ na maior parte das praias e apenas em três praias houve valores entre 7 e 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Dugan *et al.*, 1994).

Dados referentes à biomassa fitoplanctônica em praias arenosas são ainda escassos. Entretanto, ao comparar os dados de clorofila *a* da zona de surfe da praia do Una (cerca de 13 $\mu\text{g l}^{-1}$) com outras praias, inclusive com praias que apresentam freqüentes acumulações de diatomáceas, verifica-se que a disponibilidade alimentar originada pelo fitoplâncton na praia do Una pode ser considerada importante para a macrofauna bentônica. Tal fato ganha maior respaldo ao considerar que as amostragens na praia do Una foram realizadas de forma aleatória e não buscando uma análise específica da concentração de clorofila em manchas de diatomáceas. Assim, apesar desses dados serem pontuais e da variável analisada sofrer freqüentes flutuações, os dados de clorofila *a* para a praia do Una e a extensa zona de surfe na mesma, sugerem grande importância da biomassa fitoplanctônica para a comunidade bentônica dessa praia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, E.S. & PEZZUTO, P.R. 1998. Population dynamics of *Pinnixa patagoniensis* Rathbun, 1918 (Brachyura: Pinnotheridae) a symbiotic crab of *Sergio mirim* (Thalassinidae: Callianassidae) in Cassino Beach, Southern Brazil. *P.S.Z.N. Mar. Ecol.*, 19(1): 37-51.
- ALVES, E.S. & RODRIGUES, S. de A. 2003. Distributional patterns of *Austinixa patagoniensis* (Rathbun, 1918) (Decapoda: Pinnotheridae), a symbiotic crab of *Callichirus major* (Decapoda: Callianassidae) in Camboriú Beach, Santa Catarina, Brazil. *J. coast. Res. (SI)* 35: 408-417.
- ANSELL, A.D.; SIVADAS, P.; NARAYANAN, B.; SANKARANARAYANAN, V.N. & TREVALLION, A. 1972. The ecology of two sandy beaches in south west India. I Seasonal changes in physical and chemical factors, and in the macrofauna. *Mar. Biol.*, 17: 38-62.
- BROWN, A. C. & McLACHLAN, A. 1990. *Ecology of Sandy Shores*. Elsevier Science Publishers. Amsterdam, 328p.
- DEFEO, O. & McLACHLAN, A. 2005. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 295: 1-20.
- DUGAN, J.E.; HUBBARD, D.M. & WENNER, A.M. 1994. Geographical variation in the life history of the sand crab *Emerita analoga* (Stimpson) on the California coast: relationships to environmental variables. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 181: 255-278.
- EMERY K. O. 1961. A simple method of measuring beaches profiles. *Limnol Oceanogr.*, 6: 90-93.
- GIANUCA, N. M. 1985. The *Ecology of a Sandy Beach in Southern Brazil*. Ph.D. Thesis, University of Southampton. 330p.
- GROSS, M. G. 1971. Carbon determination. In: CARVIER, R. E., (ed.). *Producers in sedimentary petrology*. Wiley –Interscience, New York, p. 573-596.
- LORENZEN, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 343-346.
- MARGEM, H.; ALBUQUERQUE, E.; DALTO, A. & MACHADO, M.C. 2003. Microphytobenthic and phytoplanktonic biomass of the surf zone of two exposed sandy beaches. *J. coast. Res. 15 (Special Issue)*:402-407.
- McLACHLAN, A. 1980a. The definition of sand beaches in relation to exposure: a simple rating system. *S. Afr. J. Zool.*, 76: 137-138.

- McLACHLAN, A. 1983. Sandy Beach Ecology - a review. In: McLACHLAN, A & ERASMUS, T. (eds.). *Sandy Beaches as Ecosystems*. The Hague, W. Junk. p. 321-380.
- McLACHLAN, A. & BROWN, A. 2006. *Sandy Beaches as Ecosystems*. Elsevier Science Publishers. Amsterdam, 373p.
- MENEZES, M. P. 1994. *A Influência antrópica na dinâmica sedimentar costeira: estudo de casos na estação ecológica da Juréia-Itatins –SP*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo. 110p.
- MENN, I. 2002. Beach morphology and food web structure: comparison of an eroding and an accreting sandy shore in the North Sea. *Helgol. Mar. Res.*, 56:177-189.
- MOELLMANN, A.M. 2003. *Variação espacial e temporal da meiofauna de duas praias arenosas do estado de São Paulo e efeito do turismo sobre a meiofauna e os Nematoda durante o verão*. Tese de Doutorado, Universidade do Estado de São Paulo. 155p.
- RÖRIG, L.R. & GARCIA, V.M.T. 2003. Accumulations of the surf-zone diatom *Asterionellopsis glacialis* (Castracane) round in Cassino beach, southern Brazil, and its relationship with environmental factors. *J. coast. Res*, 15 (Special Issue):167-177.
- RÖRIG, L.R.; RESGALLA, C. Jr; PEZZUTO, P.R.. ALVES, E.S. & MORELLI, F. 1997. Análise ecológica de um processo de acumulação da diatomácea *Anaulus sp.* na zona de arrebenção da praia dos Navegantes (Santa Catarina, Brasil). In: ABSALÃO, R. S. & ESTEVES, A M. (Eds). *Ecologia de praias arenosas do litoral brasileiro*. Rio de Janeiro, *Oecol. Bras.*, 3: 29-43.
- SANTOS, P. J. P. 1994. Population dynamics and production of *Scoelepis gaucha* (Polychaeta: Spionidae) on the sandy beaches of Southern Brazil. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 110:159-165.
- SOUZA, C. R. G. & SOUZA, A. P. 2004. Geologia e geomorfologia da área da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, A. V. & DULEBA, W. (eds.). *Estação Ecológica Juréia Itatins. Ambiente físico, flora e fauna*. Holos, Ribeirão Preto, p. 16-35.
- SOUZA, C. R. G. & SUGUIO, K. 1996. Coastal erosion and beach morphodynamics along the state of São Paulo (SE Brazil). *An. Acad. bras. Ciência*, 68:405-424.
- TREVALLION, A.; ANSELL, A.D.; SIVADAS, P. & NARAYANAN, B. 1970. A preliminary account of two sandy beaches in south west India. *Mar. Biol.*, 6: 268-279.

TABELAS

Tabela 1.1 Variáveis físicas obtidas para as duas áreas de estudo. Distância da linha d'água até ponto de referência, no limite inferior da vegetação (m); inclinação da face praial (1/m); média do diâmetro médio (mm) e média do coeficiente de seleção do sedimento ao longo dos perfis; temperatura (C°) e salinidade (ups) da água do mar. no indica dados não obtidos. Média 1 e Média 2 correspondem as médias dos valores do primeiro ano (dezembro/03 a novembro/04) e do segundo ano (dezembro/04 a novembro/05). DP = desvio padrão.

Período	Distância (m)		Inclinação (1/m)		Média do Diâmetro Médio (mm)		Coeficiente de Seleção (mm)		Temperatura (C°)		Salinidade (ups)	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Dez/03	96	64	36	33	no	no	no	no	25,5	25,1	33	32
Jan/04	72	88	33	41	0,14	0,12	0,71	0,78	24,7	25,4	33	33
Mar/04	112	120	34	40	0,16	0,11	0,71	0,77	25,5	25,5	34	34
Abr/04	112	88	46	48	0,15	0,11	0,70	0,79	26,0	26,0	34	35
Mai/04	64	88	33	42	0,14	0,12	0,76	0,82	20,7	20,9	34	33
Jun/04	112	104	38	44	0,21	0,12	0,70	0,78	20,3	20,6	34	32
Jul/04	80	72	31	37	0,23	0,13	0,69	0,81	19,3	19,1	25	32
Ago/04	112	120	35	42	0,21	0,13	0,68	0,77	20,5	20,7	32	34
Set/04	72	96	38	41	0,17	0,13	0,73	0,82	21,1	20,8	33	34
Out/04	104	128	41	48	0,15	0,13	0,75	0,79	22,0	21,6	32	33
Nov/04	88	112	37	39	0,17	0,14	0,76	0,83	22,7	22,5	32	33
Dez/04	88	88	36	37	0,15	0,14	0,80	0,82	23,5	22,7	31	32
Jan/05	96	96	37	37	0,15	0,14	0,78	0,80	24,2	24,1	30	31
Fev/05	104	80	41	35	0,15	0,14	0,76	0,81	24,3	24,7	34	35
Mar/05	104	104	40	39	0,15	0,14	0,81	0,75	26,3	26,4	34	32
Abr/05	112	80	41	49	0,14	0,14	0,82	0,79	26,1	25,5	32	34
Mai/05	96	104	38	38	0,17	0,15	0,74	0,80	24,4	24,2	no	no
Jun/05	96	104	37	39	no	no	no	no	23,4	23,7	35	33
Jul/05	96	104	33	42	no	no	no	no	21,8	22,2	35	35
Ago/05	128	128	38	47	no	no	no	no	21,7	21,0	34	35
Set/05	120	112	32	43	no	no	no	no	21,4	20,8	31	31
Out/05	96	112	32	44	no	no	no	no	no	no	29	30
Nov/05	120	120	36	36	no	no	no	no	22,6	22,6	30	28
Média 1	93,09	98,18	36,65	41,46	0,17	0,13	0,73	0,80	22,57	22,56	32,36	33,18
Média 2	104,67	102,00	36,76	40,54	no	no	no	no	23,61	23,45	32,27	32,36
DP 1	18,68	20,58	4,25	4,43	0,03	0,01	0,04	0,02	2,58	2,36	2,58	0,98
DP 2	12,51	14,52	3,17	4,54	no	no	no	no	1,67	1,77	2,71	1,20

Tabela 1.2. Valores médios de clorofila *a* ($\mu\text{g.l}^{-1}$), feopigmentos ($\mu\text{g.l}^{-1}$) e matéria orgânica em suspensão (MOS; mg.l^{-1}) da zona de surfe e matéria orgânica do sedimento (%) com respectivos desvios padrão para as áreas A e B da praia do Una.

Área	Clorofila <i>a</i>	Feopigmentos	MOS	Mat. Org. Sed.
A	12,91 ± 12,42	8,30 ± 10,46	44,87 ± 78,42	0,36 ± 0,16
B	13,02 ± 15,59	8,77 ± 13,39	20,36 ± 21,32	0,51 ± 0,26

FIGURAS

FIGURA 1.1 Localização das áreas de amostragem

Figura 1.2. Variação temporal do perfil topográfico das áreas amostrais A (esquerda) e B (direita) durante o período de dezembro/03 a dezembro/04.

Figura.1.3. Variação temporal do perfil topográfico da praia do Una nas áreas amostrais, A (esquerda) e B (direita) durante o período de janeiro/05 a novembro/05.

Figura 1.4. Diâmetro médio do grão ao longo da face praial nas áreas A (●) e B (○). As estações 1 e 5 correspondem, respectivamente, às estações superior do mediolitoral e à linha d'água. As barras verticais indicam o desvio padrão.

Figura 1.5. Variação temporal do conteúdo de matéria orgânica do sedimento nas áreas A (gráfico superior) e B (gráfico inferior) da praia do Una durante o período de dezembro/03 a agosto/05 nas zonas do mediolitoral superior (○) e médio (●). As barras verticais indicam o erro padrão. As análises desta variável na área A foi interrompida em junho/04.

Figura 1.6. Variação temporal da salinidade da água do mar (●) e intersticial ao longo das zonas média (O) e superior (▲) do mediolitoral nas áreas A (gráfico superior) e B (gráfico inferior) na praia do Una no período de janeiro/04 a novembro/05. A salinidade de dezembro/03, maio/04, novembro/04, julho/05 e outubro/05 foi obtida apenas para a água do mar. No mês de maio/05 a salinidade não foi obtida. As barras verticais indicam o desvio padrão.

Figura 1.7. Variação temporal das concentrações da clorofila *a* (CL *a*), feopigmentos (FEO) (gráfico a) e do material orgânico em suspensão MOS (gráfico b), da água na zona de surfe nas duas áreas amostrais da praia do Una, no período de dezembro/03 a março/05. As barras verticais indicam o desvio padrão.

CAPÍTULO 2

DINÂMICA POPULACIONAL E PRODUÇÃO SECUNDÁRIA DE *Hastula cinerea* (BORN, 1778) (GASTROPODA, TEREBRIDAE)

1 INTRODUÇÃO

A família Terebridae de gastrópodes marinhos é uma das famílias que constituem a superfamília Conoidea (=Toxoglossa), grupo caracterizado principalmente pela presença de um complexo aparato de veneno e modificação da porção anterior do trato alimentar (Kantor, 1990 *apud* Simone, 1998). Informações sobre os gastrópodes terebrídeos geralmente se referem à morfologia e à sistemática do grupo (Bouchet, 1981; Taylor & Miller, 1990; Taylor *et al.*, 1993; Simone, 1998, 1999). Alguns poucos estudos fornecem informações esparsas sobre aspectos da ecologia de terebrídeos (Matthews *et al.*, 1975; Vermeij *et al.*, 1980; Trueman & Brown, 1992; Bratcher & Cernohorsky, 1987), sendo os estudos sobre a biologia populacional de terebrídeos restritos aos realizados por Miller & Croker (1972) e Miller (1975, 1979).

Esta escassez de trabalhos ecológicos sobre os terebrídeos é surpreendente uma vez que estes gastrópodes estão entre os moluscos mais abundantes em ambientes arenosos tropicais e subtropicais (Miller, 1975), em profundidades de zero (entremarés) a 260 metros (Bratcher & Cernohorsky, 1987).

Apesar dos gastrópodes serem um dos habitantes mais conspícuos dentre a macrofauna de praias arenosas, apenas dois estudos se referem à dinâmica populacional e à produção secundária para este grupo em praias arenosas brasileiras (Caetano *et al.*, 2003; Denadai *et al.*, 2004). Esta escassez de estudos com essa abordagem gera uma perspectiva ainda mais preocupante, pois os gastrópodes podem apresentar interesse comercial sendo explorados pelo homem, tanto como fonte de alimento (Lana 1996), quanto para a confecção de ornamentos (Miller & Crocker, 1972; Denadai *et al.*, 2004).

Em relação ao terebrídeo *Hastula cinerea*, o panorama é o mesmo, com escassez de estudos ecológicos. Apesar de tratar-se da espécie mais comum da família Terebridae no Brasil (Matthews *et al.*, 1975), ser facilmente coletada (Marcus & Marcus, 1960), pois habita a faixa entremarés onde vive superficialmente enterrada em substrato arenoso (Matthews, *et al.*, 1975), e apresentar ampla distribuição (da Flórida, EUA, até Santa Catarina, Brasil) (Simone, 1999), as informações disponíveis sobre a ecologia desta espécie são bastante restritas. Matthews *et al.* (1975) apresentaram breves informações sobre a ecologia de *H. cinerea* na costa brasileira, e Bandel (1974), estudou aspectos reprodutivos deste gastrópode. Além destes, Marcus e Marcus (1960) enfocaram principalmente aspectos morfológicos de *H. cinerea*, abordando, brevemente, alguns aspectos ecológicos como alimentação e distribuição desta espécie predadora em praias do litoral paulista. As informações mais recentes sobre a espécie geralmente são restritas a sua ocorrência, em trabalhos sobre comunidades (Migotto *et al.*, 1993; Souza, 1998; Denadai *et al.*, 2005) ou referentes a utilização da concha de *H. cinerea* por caranguejos hermitões (Turra & Leite, 2002).

O presente estudo é o primeiro a analisar dinâmica populacional, a produção secundária e a taxa de renovação do gastrópode terebrídeo *Hastula cinerea*, em uma praia da costa brasileira, mais especificamente na praia do Una, litoral sul do estado de São Paulo.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Amostragem, procedimentos laboratoriais e cálculo da abundância

As coletas foram realizadas durante o período de dezembro/03 a novembro/05 em maré baixa de sizígia, em duas áreas situadas na porção norte do arco praial, separadas por cerca de 3 km: área A (24°28,67' S e 47°07,36' W) e área B mais ao norte (24°27,53' S e 47°05,86' W) (Figura 1.1). Em cada área delimitou-se três transectos fixos, perpendiculares à linha d'água, estendendo-se desde o limite inferior da vegetação da duna até o limite inferior da zona de espriamento separados por 8 metros entre si. Adotou-se amostragem do tipo “direcionada à espécie” (Defeo & Rueda, 2002), com base nos 3 transectos em cada área de estudo. Nesta forma de coleta, a amostragem é restrita à distribuição espacial de cada espécie e não necessariamente ao longo de toda a largura da praia. Iniciou-se as coletas a partir da linha d'água em cada um dos três transectos subindo em direção à duna, em estações amostrais estabelecidas a cada 8 metros. Quando nenhum indivíduo desta espécie foi coletado em duas estações consecutivas de cada transecto, a amostragem desta espécie foi finalizada (*sensu* Gómez & Defeo, 1999). Para a coleta dos indivíduos utilizou-se um delimitador quadrado de base metálica de 0,25m² e o sedimento foi cavado com pá a uma profundidade de cerca de 7 cm. O material proveniente da pá foi lavado no local com um puçá com malha de 1 mm. O material foi conservado em formol a 4 % neutralizado.

Em laboratório foi anotado o número de indivíduos por quadrado e respectiva estação de coleta. O comprimento das conchas foi medido por meio de um paquímetro de 0,1 mm de acuracidade e os indivíduos agrupados em classes de tamanho de intervalos de 1 mm. As conchas foram quebradas com uma morça, os indivíduos removidos, lavados e secos a 70°C por 48 h, pesados, calcinados em mufla durante 4h a 500°C e novamente pesados. A relação entre o comprimento da concha e o peso

corporal foi estimada por meio da função potencial $W = a \cdot L^b$ onde W é o peso médio individual (mg) em peso seco livre de cinzas (PSLC); L é o comprimento da concha (mm); a e b são constantes.

A abundância numérica foi estimada por meio do número de indivíduos por faixa de transecto também denominada abundância por metro linear: IST (ind.m⁻¹) segundo a equação proposta por Gómez & Defeo (1999) e Defeo & Rueda (2002):

$IST_r = (\sum q_i/n) * D$, onde: q é densidade (ind. m⁻²) em cada estação de coleta (i); n é o número de amostras do transecto r, e D é o comprimento da distribuição da espécie no transecto r. A densidade dos amostradores é extrapolada para metro quadrado.

A alta mobilidade da macrofauna de praias arenosas e seus hábitos migratórios (mareal, diurno, sazonal ou decorrentes de tempestades) causam variações expressivas na distribuição das espécies ao longo do perfil (Brown & McLachlan, 1990, Alves, 2004). Assim o cálculo da abundância por meio da faixa do transecto (metro linear) ao longo do perfil praial é uma estimativa mais precisa que a obtida em metro quadrado (Brown & McLachlan, 1990; Defeo & Rueda 2002). Entretanto, para possibilitar comparações de variáveis como abundância, biomassa e produção com outros estudos, os dados neste estudo serão apresentados, no geral e principalmente no item discussão, em unidade de metro quadrado.

2.2 Crescimento, expectativa de vida e taxa de mortalidade

A obtenção dos parâmetros de crescimento foi realizada de acordo com Gómez & Defeo (1999), por meio da determinação mensal das modas de distribuição de frequência de comprimento com a Rotina NORMSEP do Programa FISAT II (Gayanilo *et al.*, 2005). Tal procedimento foi realizado separadamente para cada área de estudo devido à diferença de tamanho dos indivíduos entre as áreas e assim seguir as coortes de forma mais eficaz. A partir da idade t=0 (idade dos indivíduos no recrutamento)

acompanhou-se as modas mensalmente sendo possível assim elaborar uma chave de idade-comprimento (Gómez & Defeo, 1999). Posteriormente, a chave de idade-comprimento obtida foi utilizada para ajustar a curva de crescimento de von Bertalanffy com oscilação sazonal (Somers, 1988; Hoenig & Hanumara, 1990) por procedimento não linear com uso do algoritmo quasi-Newton (Gómez & Defeo, 1999; Defeo *et al.*, 2001).

$$L_t = L_\infty \left\{ 1 - e^{[-k(t-t_0) + KC/2\pi * \sin 2\pi(t-WP) - KC/2\pi * \sin 2\pi(t_0-WP)]} \right\}$$

onde L_t é o comprimento na idade t , L_∞ é o comprimento máximo teórico alcançado pela espécie, K é o parâmetro de curvatura, C é a constante da amplitude da oscilação sazonal do crescimento, t_0 é a idade no comprimento zero e WP é o período (expresso como uma fração decimal do ano) onde o crescimento é mais lento.

Devido ao fato do menor indivíduo coletado (6 mm) já ter recrutado a um algum tempo, o tamanho no recrutamento ($t=0$) foi baseado em: a) observação de Marcus & Marcus (1960) e Matthews *et al.* (1975) segundo os quais a protoconcha (concha do estágio larval) desta espécie apresenta tamanho considerável, com cerca de 1 mm e b) através da análise da protoconcha dos indivíduos coletados na praia do Una determinou-se o comprimento da protoconcha em torno de 1 mm. Assim *H. cinerea* provavelmente recruta com comprimento próximo a este tamanho.

Como entre as modas de distribuição de frequência de tamanho de 6 e 10 mm obteve-se uma estimativa de tempo de cerca de 90 dias e, considerando que o crescimento no período logo após o recrutamento é mais rápido que os intervalos supracitados, supôs-se em 45 dias o tempo para os indivíduos de 1 mm alcançarem 6 mm de comprimento. Para verificar a influência desta suposição sobre os parâmetros de crescimento estimados, utilizou-se também 30 e 60 dias para o intervalo supracitado. Observou-se que os valores de L_∞ e K foram bastante próximos aos estimados

inicialmente conforme indicado pelos valores de ϕ' ; 2,88, 2,89 e 2,90, respectivamente para intervalos de 30, 45 e 60 dias (ver adiante a definição deste índice). Esta suposição da idade dos indivíduos recém-recrutados (entre 1 e 6 mm) foi decorrente da ausência de informação sobre a idade destes indivíduos na literatura corrente.

A expectativa de vida foi obtida por meio do comprimento no qual 99% dos indivíduos da população estavam representados (L_{99}) (Cardoso & Veloso, 1996) e também a partir do maior comprimento observado ($L_{\max}$). O índice de *performance* de crescimento *phi prime* (ϕ') foi calculado a partir da fórmula $2\log(L_{\infty}) + \log K$ (Pauly & Munro, 1984).

A taxa de mortalidade instantânea (Z) foi calculada por meio de modelo exponencial simples negativo, por meio do método da curva de captura convertida para o comprimento (Pauly *et al.* 1995) disponível no programa FISAT II (Gayanilo *et al.*, 2005). Z foi estimado segundo a fórmula: $\ln(N) = g - Z \cdot t$, onde N é o número de indivíduos, g é o intercepto da regressão, Z , em módulo, é a taxa de mortalidade instantânea, e t é a idade estimada para cada coorte (Pauly *et al.* 1995).

2.3 Produção secundária

A produção secundária foi obtida por dois métodos:

1- Método da Frequência de Comprimento ou método de Hynes modificado (FC) (Hynes & Coleman, 1968; Hamilton, 1969; Benke, 1979; Menzie, 1980), o qual estima a produção por meio da determinação do número de indivíduos “perdidos” (removidos) entre sucessivas classes de tamanho e a perda de biomassa que isto representa; a produção é obtida por meio da soma das perdas da biomassa. Produção é dada pela equação:

$P = \sum (N_j - N_{j+1}) (W_j * W_{j+1})^{1/2}$, onde N_j é o número de indivíduos que estão crescendo na classe de tamanho j durante o ano; W_j é o peso médio individual da classe j ; e $(W_j * W_{j+1})^{1/2}$ é o peso médio geométrico entre duas classes de comprimentos sucessivos; $N_j = i * n * 365 / CPI * P_e / P_a$, onde i é o número de classes de tamanho, n é o número médio de indivíduos em cada classe de tamanho; CPI é o tempo gasto entre o recrutamento do indivíduo na população até a sua morte na classe de maior tamanho; P_e é a proporção estimada do ciclo da vida gasto em cada classe de comprimento; e P_a é a proporção real do ciclo de vida gasto em cada classe de comprimento.

2-Método da taxa de crescimento específico em peso (TCEP) ou Método de Crisp 3A (1984). É um método aplicável para a produção de estoques com recrutamento com classes de idade não separáveis (Crisp, 1984). A produção é dada pela equação:

$P = \sum \sum f_i * G_i * w_i * \Delta t$, onde f_i é o número de indivíduos da classe de tamanho que estão na população durante o Δt ; G_i é a taxa de crescimento específico em peso da classe i ; w_i é o peso médio da classe de tamanho; e Δt é o intervalo de tempo entre as coletas. A taxa G_i foi estimada por meio da fórmula: $G_i = \ln w_{i+1} - \ln w_i / \Delta t_{(i+1-1)}$. Este método pode ser utilizado de duas formas: a) aplicado para período entre coletas, como descrito acima a partir da média da abundância entre dois meses consecutivos (denominado para o estudo de *H. cinerea* como Crisp mensal) e b) diretamente para o período de um ano, por meio da fórmula $P = \sum G_i * B_i$, onde P é a produção anual em determinada classe de tamanho, G_i é taxa de crescimento específico anual em peso na classe de tamanho i , e B_i é a biomassa média anual na classe de tamanho i (Crisp anual).

2.4 Análises Estatísticas

Correlações lineares de Pearson foram utilizadas com o objetivo de verificar possíveis relações entre a abundância e os fatores abióticos salinidade, temperatura,

inclinação da praia e diâmetro médio do grão utilizando os dados obtidos nas duas áreas amostrais. A normalidade destes dados foi evidenciada por meio do teste Kolmogorov-Smirnov. Correlações lineares de Pearson foram empregadas também para verificar possíveis relações entre as variáveis biológicas produção e abundância e produção e biomassa. Os dados de biomassa e produção sofreram transformação logarítmica $\log(x + 1)$ para alcançar normalidade, evidenciada por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov. O teste *t-student* pareado foi utilizado para verificar possíveis diferenças entre a abundância, biomassa e a produção entre as áreas A e B utilizando os dados médios mensais entre os três transectos. Para testar a significância da regressão peso-comprimento os dados foram logaritimizadas, e submetidos ao teste da ANOVA. Em todas as análises o nível de significância de 5 % foi adotado (Zar, 1996).

3 RESULTADOS

3.1 Estrutura populacional

O gastrópode *H. cinerea* apresentou abundância média ao longo do primeiro ano de estudo (dezembro/03 a novembro/04) de 698 ± 494 ind. m^{-1} ($\pm$ desvio padrão) na área A e 354 ± 165 ind m^{-1} na área B e de 526 ± 322 ind m^{-1} e 234 ± 147 ind m^{-1} no segundo ano (dezembro/04 a novembro/05), respectivamente para as áreas A e B. Foi verificada diferença significativa entre as áreas, com maior abundância média na área A ($t = 3,65$, g.l.=22, $p < 0,001$). Em relação aos fatores abióticos, a abundância foi correlacionada significativamente apenas com a temperatura ($r = 0,46$, $F = 11,74$, g.l. = 43, $p < 0,001$). Entretanto, quando se utilizaram apenas os meses de maior abundância (> 600 ind. m^{-1}) verificou-se correlação significativa inversa entre abundância e declividade ($r = -0,61$, $F = 6,36$, g.l. = 11, $p < 0,05$).

Na área A ocorreu maior amplitude de flutuação temporal na abundância em relação à área B (Figura 2.1) e observou-se maiores valores desta variável nos meses de primavera e do verão, com diminuição dos valores durante o meio do outono (maio/03 e 04) e menores valores durante o inverno. Na área B não se verificou variação temporal da abundância e os valores foram menores que os da área A praticamente em todos os meses. Nos meses de julho/04 e novembro/05 não foram amostrados indivíduos nas áreas A e B, respectivamente.

Recrutamentos foram praticamente restritos ao primeiro ano amostral e à área A, com eventos no final da primavera (dezembro/03) e início do verão (janeiro/04). No segundo ano amostral o recrutamento foi praticamente inexistente com a incorporação de pouquíssimos indivíduos em janeiro/05 (Figuras 2.1 a 2.5).

O menor e o maior indivíduos coletados mediram respectivamente 6 e 31,5 mm. Nos dois anos de estudo, a área A foi representada por indivíduos menores que os

coletados na área B. No primeiro ano amostral, nas áreas A e B, as modas da frequência de comprimento ocorreram nas classes de 16 e 24 mm, respectivamente, enquanto que no segundo ano as modas nas duas áreas foram semelhantes, ocorrendo nas classes de 24 e 26 mm, respectivamente (Figura 2.6).

Nas duas áreas a espécie ocorreu na mesma faixa de distribuição sendo as mesmas unimodais (Figura 2.7). A distribuição de *H. cinerea* apresentou pico de densidade a 28 metros do nível médio da maré baixa (ca 100m).

3.2 Relação peso – comprimento

A equação de regressão entre o comprimento total da concha e o peso médio individual em peso seco livre de cinzas (PSLC) foi expressa como:

$$W_{(\text{mg PSLC})} = 0,0013 \text{ CT}_{(\text{mm})}^{2,9046} \quad (n = 87; r = 0,95, p < 0,001) \quad (\text{Figura 2.8}).$$

3.3 Crescimento, expectativa de vida e taxa de mortalidade

Os parâmetros de crescimento de *H. cinerea* estão na tabela 2.1. A população apresentou pequena diminuição ($C = 0,30$) no crescimento durante o inverno ($WP = 0,57$). A expectativa de vida deste gastrópode foi estimada em 4,79 anos levando em consideração o maior organismo coletado nas duas áreas (31,5 mm) (Tabela 2.2). Quando utilizou-se o comprimento no qual 99% da população está representada a expectativa de vida estimada é de 2,08 e 2,76 anos, respectivamente para o primeiro e segundo anos. A curva de crescimento de *H. cinerea* é apresentada na figura 2.9.

A taxa de mortalidade (Z) do primeiro ano ($3,78 \text{ ano}^{-1}$) foi superior à do segundo ano ($2,68 \text{ ano}^{-1}$) (Tabela 2.2 e Figura 2.10).

3.4 Produção secundária e taxa de renovação (P/B)

Os valores médios anuais de biomassa média alternaram entre os anos e as áreas, com maiores valores no primeiro ano na área B de $4173 \pm 2131 \text{ mg PSLC m}^{-1}$ ($\pm$

desvio padrão), e no segundo ano na área A, $6192 \pm 3347 \text{ mg PSLC m}^{-1}$ (Tabela 2.3), Não foi verificada diferença significativa entre as médias da biomassa entre as áreas.

Os valores de produção e de taxa de renovação oscilaram pouco de acordo com o método empregado (Tabela 2.3). Foi verificada diferença significativa da média da produção entre as áreas com maior valor na área A ($t = 2,64$, g.l. = 21, $P < 0,01$). Ao considerar as duas área (A+B), os valores de produção oscilaram entre 0,19 e 0,11 g PSLC $\text{m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente para o primeiro e segundo anos considerando as duas áreas (A+B) e os valores de P/B foram 1,26 e 0,69 ano^{-1} , respectivamente (Tabela 2.3). Maiores valores de P/B foram estimados no primeiro ano nas duas áreas, entre 1,73 e 0,86 ano^{-1} (Tabela 2.3 e Figura 2.11). Já no segundo ano estes valores foram estimados em 0,83 e 0,52 ano^{-1} , respectivamente para as áreas A e B.

A produção secundária foi significativamente relacionada com a abundância (A: $r = 0,82$, $F = 41,55$, g.l. = 21, $p < 0,0001$ e B: $r = 0,70$, $F = 19,61$, $n = 21$ $p < 0,001$) e com a biomassa nas duas áreas (A: $r = 0,65$, $F = 15,20$, g.l. = 21, $p < 0,001$ e B: $r = 0,82$, $F = 41,55$, g.l. = 21, $p < 0,0001$). A variação temporal da produção, obtida a partir do método de Crisp mensal, mostrou padrão semelhante à da variação temporal da abundância com maiores valores durante a primavera (exceto na primavera do segundo ano) e verão com diminuição durante o meio do outono e inverno (Figuras 2.1 e 2.12).

Os valores mensais de taxa de renovação foram superiores ao longo de todo o período para a área A. Nas duas áreas estas razões foram levemente superiores no primeiro ano de estudo, sendo esta superioridade praticamente imperceptível na área B (Figura 2.12).

4 DISCUSSÃO

4.1 Estrutura populacional

A densidades médias anuais obtidas para a praia do Una para *H. cinerea*, entre de 20 ± 12 e 12 ± 6 ($\pm$ DP) indiv. m^{-2} , foram superiores à relatada por Bandel (1974) em uma praia colombiana ($10 \text{ ind.}m^{-2}$) e dos terebrídeos *Terebra affinis* e *T. crenulata* ($1-2 \text{ ind.}m^{-2}$) e próximas às verificadas para *T. gouldi* e *T. textilis* (cerca de $15 \text{ ind.}m^{-2}$) por Miller & Crocker (1972), no Havaí. Entretanto, estes dados devem ser analisados com cautela, pois como comentado anteriormente (materiais e métodos), a abundância em metro quadrado não é muito eficiente para comparações entre populações de diferentes locais ou para avaliar variação temporal na abundância de uma população (Gómez & Defeo, 1999; Defeo & Rueda, 2002).

Em populações de macrofauna de praias arenosas a flutuação temporal na abundância é comum e associada a fatores biológicos, como recrutamento (Veloso & Cardoso, 1999), alta mortalidade e migração (McLachlan & Brown, 2006), flutuação sazonal da presa, ou devido a fatores físicos, como declividade (Caetano *et al.* 2003), salinidade, temperatura (Leber, 1982) e forte ação de ondas devido a tempestades (McLachlan & Brown, 2006). Para *H. cinerea*, o recrutamento explica parcialmente essa flutuação, com alta abundância nos meses de dezembro/03 e janeiro/04. Os picos ocorridos nos meses de abril e outubro/04 na área A não podem ser explicados por meio do recrutamento. Outros fatores além do recrutamento devem influenciar a flutuação sazonal desta população. Durante os meses de julho/04 na área A e novembro/05 na área B observou-se ausência de indivíduos. Nestes meses baixos valores de salinidade foram registrados (A=25 e B=28 ups). Informações sobre a influência da salinidade sobre a ocorrência de *H. cinerea* têm sido contraditórias. Kamada & Shimizu (2003) observaram na praia da Enseada (Guarujá, SP) que um curso d'água influenciou negativamente a ocorrência de espécies, dentre elas *H. cinerea*. Segundo Matthews *et*

al. (1975), *H. cinerea* ocorre na faixa entremarés em locais de salinidade “mais elevada”. Na costa da Colômbia, entretanto, Bandel (1974) observou a presença de *H. cinerea* na zona de espraiamento apenas em locais onde água doce ou salobra, originada de um córrego e/ou lago localizado atrás da praia, podia penetrar em suas areias. Nas porções da praia que não recebiam aporte de água doce/salobra, ainda que com tamanho de grão e condições de surfe semelhantes, não foi registrada a presença de *H. cinerera*. Bandel (1974) inferiu que o aporte de água doce ou salobra aumentaria a abundância de anelídeos utilizado por *H. cinerea* como alimento. Almeida Dias (1997) *apud* Oliveira *et al.* (2007) por sua vez registrou a presença de *H. cinerea* na região de Cananéia em ambientes de água salobra. Conforme verificado no presente estudo por meio da ausência de correlação entre a abundância e salinidade, a salinidade não parece ser um fator importante para *H. cinerea*. A ausência de indivíduos na praia do Una nos meses de julho/04 e novembro/05 provavelmente foi devido à instabilidade na zona de espraiamento causada por chegada de forte frente fria com fortes ventos, altas ondas e chuvas (observação pessoal). Os indivíduos podem ter sido arrastados para o infralitoral ou migrado para o mesmo. Miller & Crocker (1972) sugeriram que a distribuição de *Terebra gouldi* é limitada ao infralitoral como uma forma de evitar a ação das ondas. Dugan *et al.* (2000) verificaram que duas espécies de crustáceos anomuros migram para o infralitoral quando ocorrem condições de maior instabilidade na zona entremarés, retornando para a mesma quando as condições se tornam mais amenas. Uma possível relação entre a abundância de presas, como poliquetas (Marcus & Marcus, 1960; Rios, 1994), é improvável pois os poliquetas são extremamente abundantes nas áreas de coleta na praia do Una, principalmente na área B (Petracco, dados não publicados).

Estudos recentes mostraram que interações biológicas são particularmente importantes em praias dissipativas com alta riqueza, altas densidades e substrato

relativamente estável, enquanto populações de praias refletivas são principalmente reguladas por respostas individuais ao ambiente (Defeo *et al.*, 2003; Defeo & McLachlan, 2005). *H. cinerea* apresentou correlação significativa e inversa com a declividade apenas na ocorrência de altas abundâncias. Tal fato pode indicar competição intraespecífica por espaço e/ou por alimento em altas abundâncias e aumento do declive. *H. cinerea* é um migrador mareal e utiliza o pé de forma semelhante a uma “vela” (observação pessoal) para realizar deslocamentos de acordo com o ciclo da maré, conforme observado para *H. salleana* (Kornicker, 1961), e, provavelmente, como estratégia de captura de presas como verificado para *H. inconstans* (Miller, 1979). Com a subida da maré *H. cinerea* se desenterra e inicia a migração mareal. Com o aumento do declive em meses de alta abundância, provavelmente, parte dos organismos pode migrar para o infralitoral ou ao longo da praia para evitar a competição intraespecífica uma vez que o aumento do declive tende a diminuir a faixa disponível para a distribuição de *H. cinerea*. Competição intraespecífica têm sido amplamente relatada para populações de praias arenosas expostas (Brazeiro & Defeo, 1999; Lima *et al.*, 2000; Defeo *et al.*, 2001; Lozoya & Defeo, 2006).

O fato da abundância estar correlacionada com a temperatura da água do mar é decorrente do fato do recrutamento ocorrer em período de alta temperatura como em dezembro/03.

Uma possível hipótese para a discrepância na abundância (Figura 2.1) e na estrutura de tamanho dos indivíduos entre as duas áreas (Figuras 2.2 a 2.6) baseia-se no fato do recrutamento ser restrito praticamente à área A e à hidrodinâmica local. Correntes de deriva para NE na porção intermediária/norte da praia (Souza & Souza, 2004) levam parte dos indivíduos que habitam a área A para a área B, localizada mais ao norte. Apesar de não se conhecer o tempo gasto durante o transporte entre as áreas e,

conseqüentemente, o crescimento dos organismos ao longo deste transporte, parece que esse processo se restringe a organismos intermediários/maiores, e não aos organismos menores os quais, teoricamente, deveriam ser os mais suscetíveis à ação de correntes. Os indivíduos intermediários/maiores podem fazer uso da corrente de deriva e migrar a partir da área de recrutamento. Assim, observa-se na área B menor abundância e o predomínio de organismos mais velhos (maiores) do que a área A. No segundo ano, a falha no recrutamento, foi responsável pela menor abundância de indivíduos na área A e conseqüentemente na área B. Vários estudos sobre gastrópodes mostram que é comum a este grupo a distribuição espacial dos indivíduos de acordo com o tamanho (Noda & Nakao, 1995; Denadai *et al.*, 2004). Para tanto os indivíduos realizam migrações que podem ser tanto em direção ao infralitoral (Berry & Othman, 1983; Noda & Nakao, 1995; Caetano *et al.*, 2003; Denadai *et al.*, 2004) ou migrações horizontais, ou seja, ao longo da costa (Denadai *et al.*, 2004). Essas migrações a partir da área de recrutamento para demais áreas conforme ocorre o crescimento dos indivíduos podem estar relacionadas à reprodução (Noda & Nakao, 1995; Denadai *et al.*, 2004). Miller & Crocker, (1972) observaram para *Terebra gouldi* uma distribuição espacial diferencial de acordo com o tamanho e sugeriram que os organismos ao maturar se dispersam a partir da área de recrutamento para colonizar novas áreas. Apesar de não existirem informações relativas a *H. cinerea* sobre o tamanho a partir do qual os indivíduos tornam-se maturos, a distribuição diferencial de acordo com o tamanho dos organismos nas duas áreas da praia do Una parece ser decorrente de comportamento reprodutivo. Entretanto, a dispersão dos organismos da área A para a B pode ainda ser decorrente de um comportamento direcionado à evitar/diminuir a competição intraespecífica.

O fato do menor indivíduo coletado medir 6 mm, apesar do comprimento da protoconcha indicar que os indivíduos recrutam com cerca de 1 mm de comprimento,

pode ser decorrente da preferência por habitats diferentes ao longo da ontogenia dos organismos. Assim os indivíduos recém-recrutados tenderiam a habitar o infralitoral, devido à menor de ação de ondas neste local quando comparada com a zona de espreamento. Miller (1979) verificou que indivíduos menores que 10 mm de *H. inconstans* eram desalojados durante forte ação de ondas no infralitoral. *H. cinerea* habita uma faixa ainda mais severa que *H. inconstans*. Assim esta hipótese é bastante plausível. Outra hipótese reside na ocorrência de interações biológicas, como a competição intraespecífica ao longo da ontogenia que poderia conduzir os indivíduos menores de *H. cinerea* ao infralitoral. Uma terceira hipótese reside no fato do tempo gasto para os organismos recém recrutados (1 mm) se deslocarem até a zona entremarés. Apesar da distância entre a zona entremarés e o local do recrutamento não ser conhecida, esta hipótese é possível já que o crescimento destes organismos recém recrutados é bastante rápido. Maior suscetibilidade dos organismos menores a dessecação pode ainda ser causa da distribuição diferencial de acordo com o tamanho, com os mesmos se distribuindo no infralitoral.

A diferença entre os valores das modas relativas à distribuição da frequência de comprimento entre os dois anos na área A é decorrente do maior sucesso do recrutamento no primeiro ano, o que se reflete em uma maior porcentagem de indivíduos menores neste período e uma distribuição de frequência de comprimento dos organismos mais simétrica quando comparado com o segundo ano que apresentou assimetria positiva (Figura 2.6). Na área B observou-se que a assimetria positiva da distribuição de frequência de comprimento no primeiro intensificou-se no segundo ano.

O recrutamento da população de *H. cinerea* é bastante restrito temporalmente, com apenas um evento anual, no final da primavera (dezembro/03) ou início do verão (janeiro/05) (Figuras 2.2 a 2.5). A diferença entre os anos no sucesso do recrutamento

pode estar relacionada a diversos fatores atuantes durante os estágios capsular, larval, de recrutamento e de pós recrutamento. A predação das cápsulas ovais pode ocorrer assim como observado para *Olivancillaria vesica auricularia* por Rocha-Barreira (2003). Entretanto, as condições oceanográficas para retenção das larvas deve ser o principal fator no sucesso do recrutamento de *H. cinerea* principalmente devido à fase larval desta espécie ser longa (Bratcher & Cernohorsky, 1987), como indicado pelo comprimento da protoconcha (Marcus & Marcus, 1960). Durante o recrutamento o “clima da zona de espraçamento” provavelmente tem papel fundamental para influenciar a taxa de sobrevivência dos recrutas, uma vez que intensas frentes frias podem causar alta mortalidade entre os recrutas (McLachlan & Brown, 2006). E, finalmente, na fase de pós-recrutamento a pressão por predação não pode ser descartada. O braquiúro *Arenaeus cribarius*, comum nas áreas de coleta na praia do Una (observação pessoal), é um predador freqüente em praias arenosas expostas (Gianuca 1998) e estão entre suas presas os bivalves *Donax hanleyanus*, *D. gemmula* e *Mesodesma mactroides* (Gianuca, 1988). Uma vez que este decápode tem a capacidade de utilizar outras espécies de moluscos como presas, provavelmente possui a capacidade de quebrar a concha de indivíduos pequenos de *H. cinerea*. Miller & Crocker (1975), a partir de observações em laboratório e em campo, relataram que *Terebra gouldi* sofre predação diferencial de acordo com o tamanho, os indivíduos menores sendo predados de forma eficaz pelo caranguejo *Callapa hepatica* e o gastrópode *Natica marochiensis*, enquanto que a mortalidade por predação destas espécies sobre os indivíduos maiores de *T. gouldi* seria insignificante. Miller (1979) por sua vez, verificou uma diminuição significativa entre a primeira e segundo classe anuais. Segundo o autor a predação por *Portunus sanguinolentus* e a ocorrência de fortes ondas durante o inverno, que desalojam organismos menores que 10 mm, podem ter causado significativa mortalidade destes

indivíduos. Futuros estudos devem ser realizados para elucidar os processos físicos e biológicos que influenciam o recrutamento de *H. cinerea* na praia do Una.

4.2 Crescimento e expectativa de vida

Devido à escassez de dados relativos à dinâmica e a inexistência de dados de produção de terebrídeos (já mencionada), e – ao que parece – também de outras famílias da super família Conoidea, a análise de *H. cinerea* neste estudo não se restringe à comparação com estes grupos e foi estendida a gastrópodes da Subclasse Prosobranchia de ambientes marinhos.

A expectativa de vida de *H. cinerea* na praia do Una (*ca* 24°S), 4,74 anos, foi superior a uma população de *H. inconstans* (3 a 4 anos) em uma praia do Havaí (*ca* 21°N) (Miller, 1979), porém inferior a uma população de *Terebra gouldi* (7 e 10 anos), em uma planície arenosa no Havaí (*ca* 21°N) (Miller & Croker, 1972; Miller, 1975). *H. cinerea* apresentou também menor expectativa de vida em relação a representantes de outras famílias da superfamília Conoidea. Powell & Cummins (1985) *apud* Heller (1990) estimaram a expectativa de vida de *Conus arenatus* em 19 anos, enquanto que Perron (1982) estimou este parâmetro para *Conus pennaceus* em 10 anos, no Havaí.

Em relação a estudos com estimativas de expectativa de vida de populações pertencentes a outras superfamílias de gastrópodes marinhos, Denadai *et al.* (2004) estimaram a expectativa de vida de *Cerithium atratum* na praia do Engenho, litoral norte do estado de São Paulo (*ca* 24°S), em um ano. Esta baixa expectativa de vida, entretanto, pode ser explicada pelo fato da população ser representada em sua maioria por indivíduos pequenos (90% da população). Caetano *et al.* (2003) estimaram a expectativa de vida de *Olivancillaria vesica*, na praia da Restinga da Marambaia, RJ (*ca* 23°S), em torno de 5 anos, valor próximo ao estimado para *H. cinerea*.

O crescimento de gastrópodes está relacionado com o seu tamanho. Segundo Heller (1990) gastrópodes muito pequenos tendem a ter expectativa de vida entre 2 e 3 anos. Assim como os conoídeos supracitados, *H. cinerea* não se encaixa neste padrão.

4.3 Produção secundária

Quando necessário a abundância, a biomassa e a produção serão apresentadas em unidade de metro quadrado para viabilizar a comparação com outros estudos, pois a grande maioria destes apresenta as variáveis supracitadas em metro quadrado.

A maior produção na área A, apesar de não ter sido observada diferença significativa para a biomassa, pode ser explicada pelo fato da área A ser composta, principalmente, por indivíduos de tamanho menor que da área B e também devido à maior abundância na primeira área.

Picos de produção na área A nos meses de abril e outubro/04 são devidos à maior abundância nestes meses (Figuras 2.1 e 2.12). Tal fato se deve à forte correlação significativa entre abundância e produção tanto na área A quanto na área B. O pico de dezembro/04 foi devido à alta biomassa na área A nesse mês. Cabe ressaltar que no método de Crisp mensal a produção é calculada a partir da abundância e consequentemente a biomassa entre dois meses consecutivos, no caso de dezembro/03, entre este mês e janeiro/04 (Figura 2.12).

Maiores valores de P/B mensais na área A no primeiro ano amostral, entre dezembro/03 a novembro/04 com queda desta variável a partir de dezembro/04 são decorrentes da distribuição de frequência de classes de tamanho durante cada mês. Ao observar as figuras 2.2 a 2.5, verifica-se, de uma forma geral, o deslocamento de modas de classes de tamanho a partir de dezembro/03 até o final do período amostral e, como decorrência, menores valores de P/B mensais (Figuras 2.2 a 2.5 e 2.12). Esta variação também foi observada para a área B; entretanto, foi muito mais tênue.

Da mesma forma, maiores valores anuais de P/B na área A se devem ao fato da distribuição de frequência nesta área ser praticamente simétrica em contraposição à distribuição na área B com forte assimetria positiva o que indica a presença em quase sua totalidade de organismos maiores (Tabela 2.3 e Figuras 2.11 e 2.12). Como consequência do crescimento assintótico, os indivíduos menores/intermediários apresentam maiores taxas de crescimento em peso que os organismos mais velhos (maiores) (Robertson, 1979; Sprung, 1993; Urban & Campos, 1994).

Os valores de produção de *H. cinerea*, entre 0,11 e 0,19 g PSLC m⁻² ano⁻¹ considerando as duas áreas (A+B), foram próximos aos obtidos para o predador opistobrânquio *Olivancillaria vesica* na praia da Restinga da Marambaia, RJ (ca 24°S), entre 0,14 e 0,21 g PSLC m⁻² ano⁻¹ (Tabela 2.3). Apesar de *H. cinerea* apresentar densidade entre 20 e 12 ind.m⁻², bem superior a *O. vesica* (média anual <1 ind.m⁻²), o maior tamanho do olivídeo e, conseqüentemente, maior biomassa individual e com taxa de crescimento K semelhante (0,70 ano⁻¹) pode ter conduzido à produção semelhante. As produções das duas populações supracitadas foram inferiores à do herbívoro *Cerithium atratum* obtida por Denadai *et al.* (2004) na praia do Engenho D'Água, SP (ca 24°S). A produção superior de *C. atratum* (1,15 g PSLC m⁻² ano⁻¹) provavelmente está relacionada principalmente a sua alta abundância e provavelmente ao fato da estimativa da produção se restringir a organismos menores, com rápida taxa de crescimento e, conseqüentemente, rápida incorporação de biomassa.

No litoral da África do Sul, nas praias de Kings Beach e Maitland River (ca 33°S), McLachlan *et al.* (1979) e McLachlan & Van der Horst (1979), respectivamente, estimaram a produção do gastrópode necrófago *Bullia rhodostoma*, uma espécie bem representada nessas praias. Os valores de produção foram de 0,17 e 0,53 g PSLC m⁻² ano⁻¹ e de densidade foram, de 8 e 20 ind.m⁻², respectivamente. O maior valor de

produção estimado por McLachlan & Van der Horst (1979) foi decorrente da maior biomassa de *B. rhodostoma* na praia de Maitland River, uma vez que as duas populações apresentaram valores de performance de crescimento (ϕ) bastante próximos (2,62 e 2,65). Segundo McLachlan & Van der Horst (1979) a praia de Maitland River fornece maior disponibilidade alimentar do que a praia de Kings Beach o que pode explicar a maior biomassa na primeira praia. A estrutura de tamanho das populações poderia ter contribuído para a diferença observada na produção, porém os valores similares de P/B entre as populações não indicam isto (0,74 e 0,77 ano⁻¹). O valor de produção estimado por McLachlan *et al.* (1979) foi bastante próximo aos de *H. cinerea*.

A taxa anual P/B é um indicativo da atividade metabólica de uma população (Hawkins & Hartnoll, 1983) e é relacionada a aspectos biológicos, tais como a taxa de crescimento, taxa de mortalidade (Allen, 1971; Santos, 1994), estrutura de tamanho (Petracco *et al.*, 2003), amplitude do período reprodutivo e conseqüente número coortes.ano⁻¹ (Waters, 1977; Cusson & Bourget, 2005) e a expectativa de vida (Robertson, 1979; Cusson & Bourget, 2005). Vários fatores ambientais podem influenciar estas variáveis biológicas, tais como a temperatura, que pode influenciar o crescimento e o período reprodutivo (Defeo & Cardoso, 2002, 2004; Cardoso & Defeo, 2003, 2004), a disponibilidade alimentar que pode aumentar a taxa de crescimento (Benke, 1996) e a taxa de predação, que pode influenciar a taxa de mortalidade e a expectativa de vida (McLachlan *et al.*, 1979).

Eventos de recrutamento são fundamentais para determinar a estrutura de tamanho da população e, conseqüentemente, a razão P/B (Noda, 1997; Petracco *et al.*, 2003). O fato de *H. cinerea* apresentar pulso de recrutamento restrito a um mês por ano com falha no segundo ano, conduziu a uma estrutura de tamanho simétrica no primeiro ano e positivamente assimétrica no segundo e contribuiu para os valores observados

serem baixos, principalmente no segundo ano. Seguindo o mesmo raciocínio, Noda (1997) verificou ao longo de seis anos decréscimo anual da taxa de renovação P/B em uma população do gastrópode suspensívoro e depositívoro de superfície *Umbonium costatum* na região infralitoral arenosa em uma Baía do Japão. Este autor verificou maior valor de produção e de P/B subsequente a um forte pulso de recrutamento com gradual diminuição destas variáveis, decorrente de recrutamento limitado nos anos seguintes. Assim, Noda (1997) atribuiu o decréscimo temporal da produção e da taxa de renovação unicamente à estrutura populacional. Populações dominadas por organismos mais velhos tendem a apresentar baixos valores de P/B, enquanto que populações compostas em sua maioria por organismos menores, tendem a apresentar maiores valores de P/B (Urban & Campos, 1994; Noda 1997). Isto é consequência do declínio da taxa de crescimento específica em peso em organismos maiores. Estes organismos tendem a alocar maior parte de sua energia para a reprodução ao invés do crescimento.

A taxa de renovação P/B possibilita comparar a produção entre espécies ou populações com diferentes biomassas (Plante & Downing, 1989). Quando se realiza uma comparação dos valores de P/B de *H. cinerea* com de outros gastrópodes de praias arenosas verifica-se que os valores desse terebrídeo (entre 0,69 e 1,26 ano⁻¹) são próximos aos obtidos por Caetano *et al.* (2003) para *O. vesica* (entre 1,02 e 1,11 ano⁻¹), inferiores aos obtidos para *C. atratum* (3,90 ano⁻¹, Denadai *et al.*, 2004) e superiores aos obtidos para *B. rhodostoma*, entre 0,74 e 0,77 ano⁻¹ nas duas praias da África do Sul (McLachlan & van der Horst, 1979; McLachlan *et al.*, 1979).

A expectativa de vida pode embasar estas comparações uma vez que é uma variável biológica intimamente relacionada à razão P/B, tanto que Robertson (1979) propôs uma relação empírica inversa entre estas variáveis. A taxa de mortalidade Z também está relacionada com a P/B, pois, segundo Allen (1971), para populações que

se ajustam ao modelo de crescimento de von Bertalanffy, $Z = P/B$. A maior P/B para a população de *C. atratum* pode ser relacionado com a abundância de organismos menores, com baixa expectativa de vida, em torno de 1 ano. Os valores próximos de P/B entre *H. cinerea* e *O. vesica* podem ser corroborados pela semelhança na expectativa de vida entre as duas populações, em torno de 5 anos, quando considerado o maior indivíduo coletados nos dois estudos. Entretanto, as taxas de mortalidade de *H. cinerea* (2,66-2,89 ano⁻¹) e de *O. vesica* (2,12- 2,56 ano⁻¹), apesar de próximas entre si foram superiores às taxas P/B das populações. Em relação a *B. rhodostoma* os baixos valores de P/B (0,74-0,77 ano⁻¹) podem ser tanto explicados pela baixa mortalidade das populações nas duas praias (1,54 e 0,42 ano⁻¹) assim como pela baixa taxa de crescimento e/ou pela baixa taxa de predação (McLachlan *et al.*, 1979). A alta expectativa de vida de *B. rhodostoma*, de mais de 10 anos (McLachlan *et al.*, 1979), corrobora os baixos valores de P/B .

A partir de dados de literatura levantados por Robertson (1979) referentes a gastrópodes (n=14) verifica-se que a razão P/B entre os gastrópodes variou entre 0,28 e 5,15 ano⁻¹. Hawkins & Hartnoll (1983) compilaram um maior número de estudos (n=24) e verifica-se neste trabalho que a amplitude de P/B para gastrópodes marinhos pastadores da zona entremarés situa-se entre 0,24 e 5,15 ano⁻¹, com a maior parte das espécies com taxa de renovação em torno de 1 ano⁻¹. Estes últimos autores elaboraram uma regressão entre o P/B e a expectativa de vida para esses gastrópodes pastadores da zona entremarés. Apesar de *H. cinerea* ser um predador, o valor de P/B obtido com esta relação, 1,46 ano⁻¹ é próximo ao obtido para o primeiro ano para a população na praia do Una.

Os valores baixos de P/B de *H. cinerea* na praia do Una também podem estar associados ao número de coortes.ano⁻¹. O número de coortes.ano⁻¹ e a estrutura de tamanho da população são os principais fatores que influenciam a P/B (Robertson,

1979) e o número de coortes.ano⁻¹, por sua vez influencia a expectativa de vida (Cusson & Bourget, 2005). Segundo Waters (1979) a P/B de uma população com uma coorte anual é cerca de duas vezes menor que uma população com duas coortes anuais. *H. cinerea* apresentou no primeiro ano basicamente uma coorte anual com apenas um pulso de recrutamento anual. No segundo ano o valor bastante baixo da P/B, típico de altas latitudes, como já citado, foi decorrente da ausência de recrutamento e consequentemente ausência de nova coorte neste período.

O presente estudo mostra a necessidade de amostragens de mais de um ano em estimativas de produção secundária da macrofauna em praias arenosas, uma vez que verificou-se taxas de renovação entre os anos bastante diferentes para *H. cinerea*. Evidencia ainda a necessidade de amostragem nestes ambientes em mais de uma área, uma vez que vários estudos nestes ambientes restringem a amostragem a apenas um local de coleta. Se tal fato ocorresse na praia do Una e a área escolhida fosse a área B, a produção de *H. cinerea* seria extremamente subestimada. Provavelmente, uma melhor estimativa da produção da população seria obtida se uma área intermediária entre A e B também fosse amostrada. Entretanto, isto tornaria as campanhas mais dispendiosas e acarretaria um esforço amostral ainda maior o que poderia ser inviável. De toda forma como indicado pelas observações nas importantes coletas-piloto e por meio da confirmação de uma coleta realizada ao longo da praia, posteriormente, em dezembro/06, a distribuição de *H. cinerea* se restringe basicamente à porção norte do arco praial, porção esta acredita-se bem amostrada (duas áreas de coleta ao longo de aproximadamente 3 Km de extensão).

A produção estimada para *H. cinerea* na praia do Una pode ter sido, provavelmente, subestimada por dois motivos. Um deles foi decorrente dos indivíduos recém recrutados, entre 1 e 6 mm não serem amostrados. O outro motivo foi devido a

migração dos organismos em situações de alta abundância e aumento do declive e, provavelmente, devido à instabilidade da zona de espraçamento, indicada por baixos valores de salinidade (julho/04 e novembro/05). Assim, estudos em praias arenosas devem de acordo com a espécie abordada, buscar incluir no desenho amostral o infralitoral. Entretanto, tal procedimento é bastante dificultoso, principalmente em praias expostas como a praia do Una.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLEN, K. R., 1971. Relation between production and biomass. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 28: 1573-1581.
- ALVES, E. S. 2004. *O efeito da morfodinâmica praial e suas variações temporais de curto e médio prazo sobre a macrofauna bentônica de três praias arenosas expostas de Santa Catarina, Brasil*. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo. 247p.
- BANDEL, K. 1974. Spawning, development and ecology of some higher Neogastropoda from Caribbean sea of Colombia (South America). *The Veliger*, 19(2) 176-193.
- BENKE, A. C. 1979. A modification of the Hynes method for estimating secondary production with particular significance for multivoltine populations. *Limnol. Oceanogr.*, 24: 186-171.
- BENKE, A. C. 1996. Secondary production of macroinvertebrates. In: HAUER, F. R. & LAMBERTI, G. A. (eds.). *Methods in Stream Ecology*. San Diego, Academic Press. p.557-578.
- BERRY A.J. & OTHMAN, Z.B. 1983. An annual cycle of recruitment, growth and production in a Malasyan population of the Trichacean Gastropod *Umbonium vestiarium* (L.). *Estuar. coast. shelf. Sci.*, 17: 357-363.
- BOUCHET, P. 1981 Evolution of larval development in eastern Atlantic Terebridae (Gastropoda), neogene to recent. *Malacologia*, 21(1-2): 363-369.
- BROWN, A. C. & McLACHLAN, A. 1990. *Ecology of Sandy Shores*. Elsevier Science Publishers. Amsterdam, 328p.
- BRATCHER, T. & CERNOHORSKY, W. O. 1987. *Living Terebras of the World*. American Malacologists, Inc, New York, 240p.
- BRAZEIRO, A., & DEFEO, O. 1999. Effects of harvesting and density dependence on the demography of sandy beach populations: the yellow clam *Mesodesma mactroides* of Uruguay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 182: 127-135 .
- CAETANO, C.H.S.; VELOSO, V.G. & CARDOSO, R.S. 2003. Population biology and secondary production of *Olivancillaria vesica vesica* (Gmelin, 1791) (Gastropoda: Olividae) on a sandy beach in southeastern Brazil. *J. mollusca. Stud.*, 69: 67-73.
- CARDOSO, R.S. & DEFEO, O. 2003. Geographical patterns in reproductive biology of the Pan-American sandy beach isopod *Excirrolana braziliensis*. *Mar. Biol.*, 143: 573-581.
- CARDOSO, R.S. & DEFEO, O. 2004. Biogeographical patterns in life history traits of the Pan-American sandy beach isopod *Excirrolana braziliensis*. *Estuar. coast. shelf. Sci.*, 61: 559-568.

- CRISP, D. J. 1984. Energy Flow Measurements. In: HOLME, N. A. & McINTYRE, A. D. (eds.). *Methods for the Study of Marine Benthos*. IBP Handbook no. 16 Oxford, Blackwell Scientific Publications. p. 284-372.
- CUSSON, M. & BOURGET, E. 2005. Global patterns of macroinvertebrate production in marine benthic habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 297:1-14.
- DEFEO, O. & CARDOSO, R.S., 2002. Macroecology of population dynamics and life history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* in Atlantic sandy beaches of South America. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 239: 169-179.
- DEFEO, O. & CARDOSO, R.S. 2004. Latitudinal patterns in abundance and life-history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* on South American sandy beaches. *Divers. Distrib.*, 10: 89-98.
- DEFEO, O.; GÓMEZ, J. & LERCARI, D., 2001. Testing the swash exclusion hypothesis in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 212: 159-170.
- DEFEO, O. & McLACHLAN, A. 2005. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 295: 1-20.
- DEFEO, O. & RUEDA, M. 2002. Spatial structure, sampling design and abundance estimates in sandy beach macroinfauna: some warnings and new perspectives. *Mar. Biol.*, 140:1215-1225.
- DENADAI, M.R; AMARAL, A.C.Z. & TURRA, A. 2004. Biology of a tropical intertidal population of *Cerithium atratum* (Born, 1778) (Mollusca, Gastropoda). *J. Nat. Hist.*, 38(13): 1695-1710.
- DENADAI, M.R; AMARAL, A.C.Z. & TURRA, A. 2005. Structure of molluscan assemblages in sheltered intertidal unconsolidated environments. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, 48(5): 825-839.
- DUGAN, J.E.; HUBBARD, D.M. & LASTRA, M. 2000. Burrowing abilities and swash behavior of three crabs, *Emerita analoga*, *Stimpson*, *Blepharipoda occidentalis* Randall, and *Lepidopa californica* Efford, (Anomura, Hippoidea). Of exposed sandy beaches. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 255: 229-245.
- GAYANILO, F.C.Jr.; SPARRE, P. & PAULY, D. 2005. *FAO-ICLARM stock assessment tools II (FISAT II). User's guide*. FAO Computerized Information Series (Fisheries). No. 8, Revised version, Rome, FAO. 168p.
- GIANUCA, N.M. 1985. *The Ecology of a Sandy Beach in Southern Brazil*. Ph.D. Thesis, University of Southampton. 330p.
- GIANUCA, N.M. 1988. Recursos naturais nas praias arenosas do Sul do Brasil. *Inf. UNESCO Ciênc. Mar.*, 47: 89-94.

- GÓMEZ, J., & DEFEO, O. 1999. Life history of the sandhopper *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda) in sandy beaches with contrasting morphodynamics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 182, 209-220.
- HAMILTON, A. L. 1969. On estimating annual production. *Limnol. Oceanogr.*, 14: 771-782.
- HAWKINS, S.J. & HARTONLL 1983. Grazing of intertidal algae by marine invertebrates. *Oceanogr. mar. biol. a. Rev.*, 21: 195-282.
- HELLER, J. 1990. Longevity in molluscs. *Malacologia*, 31(2): 259-295.
- HOENIG, J. M. & HANUMARA, R. C. 1990. A empirical comparison of seasonal growth models. *Fishbyte*, 8 (1): 32-34.
- HYNES, H. B. N. & M. H. COLEMAN, 1968. A simple method of assessing the annual production of stream benthos. *Limnol. Oceanogr.*, 13: 569-573.
- KAMADA, B.P. & SHIMIZU, R.S. 2003. Influência da descarga de água doce na macrofauna da região entremarés da praia da Enseada, Guarujá, São Paulo. In: *VI Congresso de Ecologia do Brasil.*, Fortaleza. p.212.
- KORNICKER, L.S. 1961. Tidal responses of *Terebra salleana*. *Ecology*, 42: 207.
- LANA, P DA C. 1996. *O bentos da costa brasileira: avaliação crítica e levantamento bibliográfico*. FEMAR, Rio de Janeiro, 432p.
- LEBER, K., M. 1982. Seasonality of macroinvertebrates on a temperate high wave energy sandy beach. *Bull. mar. Sci.*, 32(1): 86-98.
- LIMA, M.; BRAZEIRO, A. & DEFEO, O. 2000. Population dynamics of the yellow clam *Mesodesma mactroides*: recruitment variability, density-dependence and stochastic processes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 207: 97-108.
- LOZOYA, J.P. & DEFEO, O. 2006. Effects of a freshwater canal discharge on an ovoviviparous isopod inhabiting an exposed sandy beach. *Mar. Fresh. Res.*, 57: 421-428.
- MARCUS, E. & MARCUS, E. 1960. On *Hastula cinerea*. *Bol. Fac. Fil. Univ. S. Paulo. Zool.*, 23 (260): 25-54.
- MATTHEWS, H.R.; COELHO, A.C.S.; CARDOSO, P. S. & KEMPF, M. 1975. Notas sobre a família Terebridae no Brasil. *Arq. Mus. Nac. RJ.*, 55: 85-104.
- McLACHLAN, A. & BROWN, A. 2006. *Sandy Beaches as Ecosystems*. Elsevier Science Publishers. Amsterdam, 373p.
- McLACHLAN, A.; COOPER, C & van der HORST. 1979. Growth and production of *Bullia rhodostoma* on an open sandy beach in Algoa Bay. *S. Afr. J. Zool.*, 14: 49-53.

- McLACHLAN, A. & Van der HORST. 1979. Growth and reproduction of two mollusks from an exposed sandy beach. *S. Afr. Tydskr. Dierk.*, 14(4): 194-201.
- MENZIE, C. A. 1980. A note on the Hynes method of estimating secondary production. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 770-773.
- MIGOTTO, A.E.; TIAGO, C.G. & MAGALHÃES, A.R.M. 1993. Malacofauna marinha da região costeira do canal de São Sebastião, SP, Brasil: Gastropoda, Bivalvia, Polyplacophora e Scaphopoda. *Bolm. Inst. oceanogr., S Paulo*, 41 (1/2):13-27.
- MILLER, B.A. 1975. The biology of *Terebra gouldi* Deshayes, 1859, and a discussion of life history similarities among other terebrids of similar proboscis type. *Pacif. Sci.*, 29 (3): 227-241.
- MILLER, B.A. 1979. The biology of *Hastula inconstans* (Hinds, 1844) and a discussion of life history similarities among other *Hastulas* of similar proboscis type. *Pacif. Sci.*, 33(3): 289-306.
- MILLER, B.A. & CROKER, R.A. 1972. Distribution and abundance of an isolated population of *Terebra gouldi* (Gastropoda: Terebridae) on a Hawaiian subtidal sand flat. *Ecology* 53 (6): 1120-1126.
- NODA, T. 1997. Temporal changes in secondary production of a population of the subtidal sand snail *Umbonium costatum* in Hakodate bay, northern Japan: importance of annual change in age structure. *J. coast. Res.*, 37: 145-152.
- NODA, T. & NAKAO, S. 1995. Spatio-temporal population dynamics of the sand snail *Umbonium costatum*: importance of ontogenetic migration and annual recruitment variability. *Mar. Biol.*, 123: 815-820.
- OLIVEIRA, S.A. de; BLASQUEZ, F.J.H.; ANTUNES, S.A. & MAIA, A.A.M. 2007. Metacercárias de *Ascocotyle (Phagicola) longa* Ransom, 1920 (Digenea: Heterophyidae), em *Mugil platanus*, no estuário de Cananéia, SP, Brasil. *Ciência Rural*, 37(4): 1056-1059.
- PAULY, D., MOREAU, J. ABAD, N. 1995. Comparison of age structure and length-converted catch curves of brown trout *Salmo trutta* in two French rivers. *Fish. Res.*, 22: 197-204.
- PAULY, D., & MUNRO, J.L. 1984. Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *Fishbyte*, 2, 21.
- PERRON, F.E. 1982. Inter and intraspecific patterns of reproductive effort in four species of cone shells (*Conus* spp.). *Mar. Biol.*, 68: 161-167.
- PETRACCO, M.; VELOSO, V. G. & CARDOSO, R. S. 2003. Population dynamics and secondary production of *Emerita brasiliensis* (Crustacea: Hippidae) at Prainha Beach, Brazil. *P.S.Z.N. Mar. Ecol.*, 24 (3): 385-391.

- PLANTE, C. & A. DOWNING, 1989. Production of freshwater invertebrate population in lakes. *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 46: 1489-1498.
- RIOS, E. C. 1994. *Seashells of Brazil*. Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande. 429p.
- ROBERTSON, A. I. 1979. The relationship between annual production: biomass ratio and lifespan for marine macrobenthos. *Oecologia*, 38: 193-202.
- ROCHA-BARREIRA, C.da A. 2003. Desenvolvimento embrionário e larval de *Olivancillaria vesica auriculata* (Lamarck, 1810) (Mollusca, Gastropoda, Olividae) em condições de laboratório. *Atlântica*, 25(2): 107-116.
- SANTOS, P. J. P. 1994. Population dynamics and production of *Scoelelepis gaucha* (Polychaeta: Spionidae) on the sandy beaches of Southern Brazil. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 110:159-165.
- SIMONE, L.R.L. 1998. A phylogenetic study of Terebridae (Mollusca, Caenogastropoda, Terebridae) base on species from Western Atlantic. *J. Comp. Biol.*, 3(2): 137-150.
- SIMONE, L.R.L. 1999. Comparative morphology and systematics of Brazilian Terebridae (Mollusca, Gastropoda, Conoidea), with descriptions of three new species. *Zoosystema*, 21(2):1999-248
- SOMERS, I. F. 1988. On a seasonally oscillating growth function. *Fishbyte*, 6(1): 8-11.
- SOUZA, J R. B. 1998. *Produção secundária da macrofauna bentônica de praia de Atami - PR*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, 129p.
- SOUZA, C. R. G. & SOUZA, A. P. 2004. Geologia e geomorfologia da área da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, A. V. & DULEBA, W. (eds.). *Estação Ecológica Juréia Itatins. Ambiente físico, flora e fauna*. Holos, Ribeirão Preto, p. 16-35.
- SPRUNG, M. 1993. Estimating macrobenthic secondary production from body weight and biomass: a field test in a nonboreal intertidal habitat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 100: 103-109.
- SCHWINGHAMER, P; HARGRAVE, B; PEER, D. & HAWKINS, C. M. 1989. Partitioning of production and respiration among size groups of organisms in an intertidal benthic community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 31: 131-142.
- TAYLOR, J.D.; KANTOR, Y.I. & SYSOEV, A.V. 1993. Foregut anatomy, feeding mechanisms, relationships and classification of the Conoidea (=Toxogloss) (Gastropoda). *Bull. Nat. Hist. Mus. Lond.*, 59(2): 125-170.
- TAYLOR, J.D. & MILLER, J.A. 1990. A new typer of gastropod proboscis: the foregut of *Hastula bacillus* (Gastropoda: Terebridae). *J. Zool. Lond.*, 220: 603-617.

- TRUEMAN, E.R. & BROWN, A.C. 1992. The burrowing habit of marine gastropods. *Adv. mar. Biol.*, 28: 389-431.
- TUMBILOLO, M. L & DOWNING, J. A. 1994 . An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 114: 165-174.
- TURRA, A. & LEITE, F.P.P. 2002. Shell utilization patterns of a tropical of intertidal hermit crab assemblage. *J. mar. bio. Assoc. UK.*, 82: 97-107.
- URBAN, H.-J. & CAMPOS, B. 1994. Populaton dynamics of the bivalves *Gari solida*, *Semele solida* and *Protothaca thaca* from a small bay in Chile at 36°S. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 115: 93-102.
- VERMEIJ, G.J.; ZIPSER, E. & DUDLEY, E.C. 1980. Predation in time and space: peeling and drilling in terebrid gastropods. *Paleobiology* 6(3): 322-364.
- WATERS, T. F. 1977. Secondary production in inland waters. *Adv. ecol. Res.*, 10: 91-164.
- WATERS, T. F. 1979. Influence of benthos life history upon estimation of secondary production. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 36: 1425-1430.
- ZAR J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey. 662p.

TABELAS

Tabela 2.1. *Hastula cinerea*. Parâmetros de crescimento (valor médio $\pm$ erro padrão) estimados por ajuste não linear da função de crescimento de von Bertalanffy.

Parâmetros	valores	Erro Padrão	p
L_{∞} (mm)	32,66	0,89439	0,000
K (ano ⁻¹)	0,74	0,04964	0,000
C	0,30	0,08556	0,001
WP	0,57	0,04402	0,000
t_0 (ano)	-0,06	0,02095	0,002

Tabela 2.2. *Hastula cinerea*. Expectativa de vida (EV), tamanho máximo ($L_{\max}$) e tamanho no qual 99% da população está representada (L_{99}), índice de performance de crescimento phi prime (ϕ') e taxa de mortalidade (Z) durante os períodos de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano).

	$L_{\max}$ (mm)	EV (anos)	L_{99} (mm)	EV (anos)	ϕ'	Z (ano ⁻¹)
1º ano	29,5	3,13	26,02	2,08	2,90	3,78
2º ano	31,5	4,79	28,43	2,76		2,68

Tabela 2.3. *Hastula cinerea*. Produção secundária em mg PSLC m⁻² ano⁻¹ (P) e em mg PSLC m⁻² ano⁻¹ (P), biomassa média anual (B) em mg PSLC m⁻¹ e em mg PSLC m⁻² (B), e taxa de renovação (P/B; ano⁻¹) estimadas entre os períodos de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano) de acordo com os métodos da taxa de crescimento específica em peso mensal (TCEP mensal), anual (TCEP anual) e da frequência de comprimento (FC) para áreas A, B e total (A+B) da praia do Una. A produção e as biomassas médias são apresentadas em metro quadrado visando possibilitar comparações com outros estudos.

Área (unidade)	A (m ⁻²)			B (m ⁻²)			A + B (m ⁻²)		
Método	P	B	P/B	P	B	P/B	P	B	P/B
FC 1º ano	219,65	126,53	1,74	143,15	160,09	0,89	192,48	148,59	1,30
FC 2º ano	155,47	189,95	0,82	70,14	134,85	0,52	100,34	162,22	0,62
TCEP anual 1º ano	213,52	126,53	1,69	140,02	160,09	0,87	187,50	148,59	1,26
TCEP anual 2º ano	152,38	189,95	0,80	70,66	134,85	0,52	112,12	162,22	0,69
TCEP mensal 1º ano	204,56	121,22	1,69	143,16	153,24	0,93	183,94	142,62	1,29
TCEP mensal 2º ano	154,60	196,44	0,79	73,77	141,28	0,52	113,40	167,33	0,68
Área (unidade)	A (m ⁻¹)			B (m ⁻¹)					
Método	P	B	P/B	P	B	P/B			
FC 1º ano	6676	3861	1,73	3578	4173	0,86			
FC 2º ano	5140	6192	0,83	2020	3866	0,52			
TCEP anual 1º ano	6493	3861	1,68	3499	4173	0,84			
TCEP anual 2º ano	5030	6192	0,81	2030	3866	0,53			
TCEP mensal 1º ano	5959	3636	1,64	3320	3940	0,84			
TCEP mensal 2º ano	5358	6643	0,81	2371	4430	0,54			

FIGURAS

Figura 2.1. *Hastula cinerea*. Variação temporal da abundância do gastrópode nas áreas A (●) e B (○) durante o período de dezembro/03 a novembro/05 na praia do Una. As barras verticais indicam o erro padrão.

Figura 2.2. *Hastula cinerea*. Distribuição mensal de freqüências de classes de comprimento entre o período de dezembro/03 a novembro/04 na área A na praia do Una. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês.

Figura 2.3. *Hastula cinerea*. Distribuição mensal de freqüências de classes de comprimento entre o período de dezembro/04 a novembro/05 na área A na praia do Una. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês.

Figura 2.4. *Hastula cinerea*. Distribuição mensal de freqüências de classes de comprimento entre o período de dezembro/03 a novembro/04 na área B na praia do Una. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês.

Figura 2.5. *Hastula cinerea*. Distribuição mensal de frequências de classes de comprimento do coletados na praia do Una entre o período de dezembro/04 a novembro/05 na área B na praia do Una. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês.

Figura 2.6. *Hastula cinerea*. Distribuições anuais de freqüências de classes de comprimento entre o período de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e entre dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano) amostrados nas áreas A, B e do total de indivíduos coletados (A+B) na praia do Una. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados.

Figura 2.7. *Hastula cinerea* Distribuição espacial entre o período de dezembro/03 a novembro/05 nas áreas A (●) e B (○) na praia do Una. As barras verticais indicam o desvio padrão. O zero indica o limite inferior da vegetação.

Figura 2.8. *Hastula cinerea*. Relação potencial entre o peso seco livre de cinzas individual e o comprimento da concha.

Figura 2.9. *Hastula cinerea*. Curva de crescimento estimada segundo a função de von Bertalanffy. Os pontos representam os comprimentos modais determinados pela rotina NORMSEP.

Figura 2.10. *Hastula cinerea*. Curva de captura convertida para o comprimento durante os períodos de dezembro de 03 a novembro de 04 (primeiro ano) e dezembro 04 a novembro 05 (segundo ano) na praia do Una.

Figura 2.11. *Hastula cinerea*. Distribuição da abundância (barras) e da produção anual (-o-) das classes de tamanho para as áreas A e B na praia do Una durante os períodos de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e dezembro/2004 a novembro/05 (segundo ano). O valor da P/B para cada área/ano está indicado no canto superior de cada gráfico. As barras verticais nos valores de abundância indicam o desvio padrão.

Figura 2.12. *Hastula cinerea*. Variação mensal da produção e da razão mensal entre a produção e a biomassa das áreas A (●) e B (○) na praia do Una, entre o período de dezembro/03 a outubro/05.

CAPÍTULO 3

DINÂMICA POPULACIONAL E PRODUÇÃO SECUNDÁRIA DE *Excirolana armata* (DANA, 1853) (ISOPODA, CIROLANIDAE)

1 INTRODUÇÃO

Os peracáridos isópodes cirolanídeos são membros conspícuos do supralitoral e da franja da zona entremarés de praias arenosas (McLachlan & Jaramillo, 1995; Lozoya & Defeo, 2006). Um dos representantes dos cirolanídeos, o gênero *Excirolana*, é o táxon mais amplamente distribuído em praias arenosas ao longo do mundo (McLachlan & Brown, 2006). Este gênero é ovovivíparo e não apresenta dispersão larval, recrutando diretamente como juvenis (estágio “manca”) diminuindo assim o fluxo gênico entre as populações (Klapow, 1970). Esses isópodes se enterram em condições de maré baixa, porém são nadadores ativos durante marés altas (Yannicelli *et al.*, 2001, 2002).

O isópode *Excirolana armata* apresenta distribuição ao longo da costa do Atlântico da América do Sul, a partir do estado do Rio de Janeiro, Brasil, até a costa de Buenos Aires, Argentina (Castro & Brum, 1969), e é comum em praias do estado morfodinâmico dissipativo e intermediário, enquanto que *E. braziliensis*, outro cirolanídeo comum em praias brasileiras, ocorre num espectro mais amplo de estados morfodinâmicos (Defeo *et al.*, 1992; Giménez & Yannicelli, 1997). A biologia de *E. armata* foi abordada em vários aspectos tais como em relação à distribuição espacial vertical (de Alava & Defeo, 1991; Giménez & Yannicelli, 1997; Neves & Bemvenuti, 2006) e horizontal (Giménez & Yannicelli, 2000), a competição entre espécies congênicas (Defeo *et al.*, 1997), ritmos de atividade (Yannicelli *et al.*, 2001) e a habilidade natatória (Yannicelli *et al.*, 2002). No entanto, poucos estudos abordam aspectos da dinâmica populacional de *E. armata* (de Alava & Defeo, 1991; Souza, 1998; Lozoya & Defeo, 2006) e, apesar de sua freqüente abundância e em praias dissipativas (de Alava & Defeo, 1991; Defeo *et al.*, 1992, Souza & Gianuca, 1995;

Giménez & Yannicelli, 2000; Lercari & Defeo, 2003), apenas um estudo estimou a produção secundária deste cirolanídeo (Souza, 1998).

Decorrente do fato de *E. armata* ser um representante importante em termos de abundância na praia do Una, sendo utilizado como alimento tanto por consumidores marinhos, como peixes (de Alava & Defeo, 1991), e provavelmente por consumidores terrestres, como aves, conforme registrado para *E. braziliensis* (Zuñiga *et al.*, 1985), torna-se relevante o estudo de aspectos da biologia dessa espécie. Além disso, até o presente momento, não existe nenhuma informação relativa à biologia deste isópode para as praias do estado de São Paulo. Desta forma, este estudo visa analisar dinâmica populacional, a produção secundária e a taxa de renovação do cirolanídeo *E. armata* na praia do Una, litoral sul de São Paulo.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Amostragem biológica e procedimentos laboratoriais

As coletas foram realizadas durante o período de dezembro/03 a novembro/05 em maré baixa de sizígia em duas áreas situadas na porção norte do arco praial, separadas por cerca de 3 km: área A (24°28,67' S e 47°07,36' W) e área B mais ao norte (24°27,53' S e 47°05,86' W) (Figura 1.1). Em cada área delimitou-se três transectos fixos, perpendiculares à linha d'água, estendendo-se desde o limite inferior da vegetação da duna até o limite inferior da zona de espraçamento separados por 8 metros entre si. Durante o período de dezembro/03 a abril/04 as coletas foram realizadas nas duas áreas, A e B. Entretanto verificou-se que a abundância de *E. armata* na área A foi muito baixa e provavelmente não possibilitaria o estudo adequado do crescimento da população. Desta forma, a partir de maio/04, as coletas se restringiram à área B, na qual intensificou-se o esforço amostral ao longo dos três transectos, com estações de coleta dispostas de 4 em 4 metros.

As coletas tiveram início a partir do limite inferior da vegetação das dunas “descendo” em direção à linha d'água, até a zona de espraçamento, em cada um dos três transectos, para a coleta dos organismos. De cada estação foi retirada uma amostra de sedimento com um cilindro de 20 cm de diâmetro enterrado a uma profundidade de 20 cm. As amostras foram lavadas em um córrego em peneiras de malha de 0,5 mm de abertura e fixadas em formol neutralizado a 4%.

Com este desenho amostral, cerca de 65 amostras.mês⁻¹ foram obtidas com um alto esforço amostral. Após concluir um ano de coleta (novembro/04) e verificar que a distribuição de *E. armata* era limitada à faixa superior-média do mediolitoral adotou-se a seguinte estratégia para definir a faixa a ser amostrada. Antes do início de cada coleta, na faixa correspondente ao limite inferior da distribuição de *E. armata* no ano anterior, o sedimento era escavado para verificar a presença desse isópode. Se os organismos não

eram encontrados, o procedimento de escavação era realizado para cima, em intervalos de 4 metros, até encontrar os indivíduos. Após verificar o limite inferior da distribuição desse isópode naquele dia, a amostragem era realizada incluindo três estações (12 metros) abaixo do limite observado para maior segurança na amostragem. Tal procedimento foi facilitado devido ao padrão recorrente de distribuição de *E. armata* ao longo da face praial durante o período de estudo. A eficácia da estratégia empregada para definir a faixa de amostragem de *E. armata* no segundo ano de coleta foi evidenciada pelo fato de que todas as amostras obtidas na faixa inferior de amostragem não continham indivíduos desse isópode.

A abundância, a biomassa e a produção secundária foram expressas em metro linear, porém quando foi necessário realizar comparações com outros estudos estas variáveis foram também apresentadas em unidade de metro quadrado.

O comprimento total do isópode *E. armata* foi obtido com auxílio de estereomicroscópio com ocular micrométrica, sendo que cada indivíduo coletado foi mensurado desde a extremidade do rostro até o final do telson. Os indivíduos foram classificados em juvenis (indivíduos pequenos sem características sexuais definidas) e adultos. Indivíduos pertencentes às classes entre 1 e 2,5 mm foram considerados juvenis, pois a maior parte destes não apresentou características sexuais definidas. Adultos foram separados em machos, fêmeas e fêmeas ovígeras (presença de ovos ou embriões). A diferenciação entre machos e fêmeas foi realizada por meio da presença/ausência do par de pênis localizado no sétimo segmento torácico e estilete no segundo pleópode. As fêmeas não apresentam características sexuais reconhecíveis (Dexter, 1977).

Para obtenção do peso seco livre de cinzas individual (PSLC) os indivíduos foram secos a 70°C por 48 h, pesados, calcinados em mufla durante 4h a 500°C e

novamente pesados. A relação entre o comprimento total e o peso corporal foi estimada por meio da função potencial $W = a \cdot CT^b$ onde W é o peso médio individual (mg) em peso seco livre de cinzas (PSLC); CT é o comprimento total (mm); a e b são constantes.

2.2 Fecundidade

Para estimar a fecundidade, os ovos/embriões foram retirados do marsúpio das fêmeas ovígeras previamente medidas, e contados. A relação entre o comprimento total e a fecundidade das fêmeas ovígeras foi expresso por meio da função potencial $F = a \cdot CT^b$, onde F é o número de ovos/embriões por fêmea ovígera e CT (mm) é o comprimento total; a e b são constantes.

2.3 Crescimento, expectativa de vida e taxa de mortalidade

Devido à pequena amplitude de tamanho dos indivíduos, os mesmos foram agrupados em classes de tamanho de 0,5 mm para o estudo do crescimento e da mortalidade. Para a obtenção dos parâmetros de crescimento foi elaborada uma chave de idade-comprimento. Essa chave de idade-comprimento foi utilizada para ajustar a curva de crescimento de von Bertalanffy com oscilação sazonal (Somers, 1988; Hoenig & Hanumara, 1990) por procedimento não linear com uso do algoritmo quasi-Newton (Gómez & Defeo, 1999; Defeo *et al.*, 2001). Para a elaboração da chave de *E. armata* o tamanho no recrutamento ($t=0$), ou seja o tamanho do menor indivíduo coletado foi de 1,25 mm. A expectativa de vida foi obtida por meio do comprimento no qual 99% dos indivíduos da população estavam representados (L_{99}) (Cardoso & Veloso, 1996) e também a partir do maior comprimento observado (L_{max}). O índice de *performance* de crescimento *phi prime* (ϕ') foi calculado a partir da fórmula $2\log(L_{\infty}) + \log K$ (Pauly & Munro, 1984).

A taxa de mortalidade instantânea (Z) foi calculada por meio de modelo exponencial simples negativo, pelo método da curva de captura convertida para o

comprimento (Pauly *et al.* 1995) disponível no programa FISAT II (Gayanilo *et al.*, 2005). Curvas de crescimento e taxas de mortalidade foram obtidas separadamente para machos e fêmeas. Para tanto, os juvenis, indivíduos de classes de 1 a 2,5 mm, foram divididos de forma equitativa entre os sexos.

2.4 Produção secundária

A produção secundária foi obtida por meio dos métodos da frequência de comprimento (FC) (Hynes & Coleman, 1968; Hamilton, 1969; Benke, 1979; Menzie, 1980) e da taxa de crescimento específica em peso (TCEP) (Crisp, 1984) descritos no segundo capítulo.

2.5 Análises Estatísticas

Correlações lineares de Pearson foram utilizadas com o objetivo de verificar possíveis relações entre a abundância da população e de juvenis e entre taxas de renovação (P/B) mensais e abundância de fêmeas ovígeras. O teste *t*-student pareado foi utilizado para verificar possíveis diferenças na abundância, biomassa e produção entre os sexos ao longo de todo período de estudo. A normalidade dos dados acima foi evidenciada por meio do teste Kolmogorov-Smirnov. Os dados da relação fecundidade-comprimento total foram linearizados por meio de transformação logarítma tendo sua significância verificada pelo teste da ANOVA. Para testar a significância da regressão peso-comprimento de machos e fêmeas os dados foram linearizados por meio de transformação logarítmica $\log(x+1)$, e submetidos ao teste da ANOVA. Posteriormente uma ANCOVA foi empregada para verificar possível diferença entre as regressões de machos e fêmeas, utilizando o comprimento como covariável. Em todas as análises o nível de significância de 5 % foi adotado (Zar, 1996).

3 RESULTADOS

3.1 Variação temporal da abundância, estrutura de tamanho e zonação

A abundância média anual de *E. armata* foi de 5841 ± 340 indiv.m⁻¹ e de 6210 ± 200 indiv.m⁻¹ ($\pm$ erro padrão), respectivamente no primeiro e segundo anos. Maiores valores de abundância foram verificados durante os meses de primavera (setembro a dezembro/04) e verão (fevereiro a março/05) (Figura 3.1). Um acentuado pico de abundância ocorreu em novembro/04. Não foi verificada diferença entre a abundância média de machos e fêmeas (machos: 2246 ± 86 e 2586 ± 116 indiv.m⁻¹ e fêmeas: 2177 ± 123 e 2795 indiv.m⁻¹, respectivamente para o primeiro e segundo anos). De uma forma geral observou-se semelhança na flutuação temporal entre os sexos com alternância de maiores valores ao longo dos meses (Figura 3.1).

Fêmeas ovígeras e juvenis foram amostrados ao longo de todo o período de estudo, com exceção do mês de julho/04 no qual foi verificada ausência de juvenis. Maior abundância de fêmeas ovígeras tendeu a ocorrer nos meses de inverno e primavera, entre julho a dezembro, e para os juvenis, em meses da primavera (outubro e novembro/04, dezembro/03 e 04). O acentuado pico na abundância de juvenis em novembro/04, não foi recorrente em novembro/05, apesar da abundância de fêmeas ovígeras em meses precedentes, principalmente em setembro/05. Foi observada uma correlação significativa positiva entre a abundância total e de juvenis ($r = 0,82$, $F_{1,20} = 42,93$, $p < 0,0001$).

O menor indivíduo coletado mediu 1,25 mm. O tamanho dos machos oscilou entre 2,73 mm e 7,39 mm, enquanto que a maior fêmea capturada mediu 8,41 mm. Os juvenis apresentaram moda nas classes 2 e 2,5 mm, respectivamente para o primeiro e segundo ano, enquanto os machos e as fêmeas apresentaram modas recorrentes nas classes de 3,5 e 4,5 mm, respectivamente (Figura 3.2). A proporção sexual entre fêmeas

e machos foi de 1,07:1 e 0,92:1 (machos: fêmeas) para o primeiro e segundo anos respectivamente, não diferindo estatisticamente da proporção esperada de 1:1.

A distribuição mensal de frequência de comprimento (Figuras 3.3 e 3.4) mostrou que recrutamentos ocorreram na maior parte do período de estudo, exceto nos meses de março e julho/04 e junho/05, com pulsos de recrutamento concentrados nos meses de primavera e verão.

E. armata distribuiu-se na faixa superior-média do mediolitoral, com pico de densidade na faixa de 28 metros a partir do limite inferior da vegetação (distância=0) (Figura 3.5). O nível médio da linha d'água, determinado ao longo das coletas, ocorreu a cerca de 100 metros a partir da distância zero. Assim, pode-se afirmar que o pico médio de distribuição de *E. armata* ocorreu a cerca de 72 metros da linha d'água média.

3.2 Fecundidade

A menor e a maior fêmea ovígera apresentou 3,98 e 7,39 mm, respectivamente. A relação entre o número de ovos/embriões por ninhada e o comprimento total das fêmeas ovígeras mostrou que a fecundidade aumenta significativamente com o tamanho das fêmeas: $F = 0,2308 * CT^{2,1087}$ ($r = 0,76$, g.l. = 107, $p < 0,0001$) (Figura 3.6)

O número de embriões.fêmeas⁻¹ oscilou entre 2 (4,77 mm) e 18 (7,39 mm) com comprimento médio das fêmeas ovígeras de 5,67 mm $\pm$ 0,73 e número médio de 10 $\pm$ ovos/embriões por fêmeas ($\pm$ DP).

3.3 Crescimento, expectativa de vida e taxa de mortalidade

O comprimento assintótico (L_{∞}) foi superior para as fêmeas enquanto o inverso ocorreu com o parâmetro de curvatura (K) (Tabela 3.1 e Figura 3.7). A constante de oscilação sazonal foi muito semelhante entre os sexos estimada em cerca de 0,50 com diminuição no crescimento durante o inverno, com o WP para machos e fêmeas

estimados em 0,54 e 0,58, respectivamente. O índice de performance de crescimento (ϕ') das fêmeas (2,10) foi ligeiramente superior em relação aos machos (2,04).

A expectativa de vida dos machos foi inferior tanto ao considerar o comprimento no qual 99% dos indivíduos estava representado (machos: 0,77-0,79 anos e fêmeas 0,88-0,99 anos) quanto considerando o maior indivíduo amostrado (machos: 1,30 anos e fêmeas 1,93 anos) (Tabela 3.2). Maiores taxas de mortalidade (Z) alternaram entre machos ($4,90-7,36 \text{ ano}^{-1}$) e fêmeas ($5,53-6,46 \text{ ano}^{-1}$) nos dois anos de estudo (Figura 3.8).

3.4 Relação peso – comprimento

As regressões entre o comprimento total (CT) e o peso médio individual de machos e fêmeas em peso seco livre de cinzas (PSLC) (Figura 3.9) não apresentaram diferença significativa ($F_{1,107} = 3,05$, $p > 0,05$). As regressões e respectiva significância foram expressas da seguinte forma:

Fêmeas: $W_{(\text{mg PSLC})} = 0,0198 * CT_{(\text{mm})}^{2,4573}$ ($r = 0,94$, $F = 436,04$, g.l. = 53, $p < 0,0001$);

Machos: $W_{(\text{mg PSLC})} = 0,0191 * CT_{(\text{mm})}^{2,5579}$ ($r = 0,96$, $F = 822,54$, g.l. = 55, $p < 0,0001$);

3.5 Produção secundária e taxa de renovação (P/B)

Verificou-se que as fêmeas apresentaram biomassa média significativamente superior aos machos ($t = 2,71$, g.l. = 21, $p < 0,01$), porém o mesmo não ocorreu com a produção. As taxas de renovação dos machos (entre $3,19$ e $4,36 \text{ ano}^{-1}$) foram superiores às das fêmeas (entre $3,10$ e $3,24 \text{ ano}^{-1}$) nos dois anos de estudo, independentemente do método utilizado (Tabela 3.3). A taxa P/B anual dos machos foi superior no primeiro ano, enquanto que as fêmeas apresentaram valores semelhante entre os anos.

A variação temporal da produção para juvenis, machos e fêmeas e total seguiu padrão semelhante com mais de 50% da produção de todo período de estudo concentrando-se entre os meses de agosto/04 a março/05 (Figura 3.10). As fêmeas,

entretanto, apresentaram altos valores de produção também em março e junho/05. O maior pico de produção para as quatro categorias, juvenis, machos, fêmeas e total ocorreu em novembro/04.

A taxa de renovação mensal das fêmeas tendeu a um padrão inverso do encontrado para a distribuição temporal da abundância das fêmeas ovígeras (Figuras 3.1 e 3.10) com maiores taxas de P/B entre os meses de janeiro/fevereiro a maio e menores entre junho a outubro nos dois anos de estudo, sendo verificada uma correlação negativa entre estas duas variáveis ($r = -0,58$, $F = 9,59$, g.l. = 20, $p < 0,001$). Já os machos tenderam a um padrão mais homogêneo de oscilação da taxa P/B com exceção do período compreendido entre junho a setembro/05 no qual ocorreu diminuição dessa razão. Os juvenis também tenderam a uma variação temporal homogênea da P/B, exceto no mês de julho/04, reflexo da ausência de juvenis neste mês.

4 DISCUSSÃO

4.1 Variação temporal da abundância, estrutura de tamanho e zonação

O cirolanídeo *E. armata* apresentou elevada abundância na praia do Una (*ca* 24°S) (*ca* 200 indiv.m⁻²), próxima a abundância média global (*ca* 250 indiv.m⁻²) estimada por Defeo & Martínez (2003) a partir de praias de sedimentos finos como a praia de Barrancos no litoral do Paraná (*ca* 25°S) (Souza & Gianuca, 1995), da Barra del Chuy (*ca* 33°S) e do Sur (*ca* 34°S) no Uruguai (de Alava e Defeo, 1991; Brazeiro & Defeo, 1996; Giménez & Yannicelli, 2000). As praias do Paraná e do Uruguai apresentaram aspectos físicos semelhantes à praia do Una: declive suave com sedimento classificado como areia fina e muito fina, com areia bem selecionada e ampla zona de surfe. Além disso, a praia do Una assim como relatado para a Barra del Chuy (de Alava & Defeo, 1991), não apresentou processos marcantes de erosão ou acreção.

O tamanho médio do grão é um parâmetro fundamental para o estabelecimento de *E. armata*. Defeo *et al.* (1997) verificaram que esta espécie é altamente específica em relação ao sedimento, apresentando grande seletividade por sedimento composto por areia fina. Yannicelli *et al.* (2002) observaram como consequência do aumento do diâmetro do grão maior tempo gasto para o enterramento de *E. armata* o que pode aumentar a exposição a predadores, a dessecação e a elevação do gasto energético. Estes autores classificaram *E. armata* como especialista em termos de tamanho de grão. Esta seletividade de *E. armata* a areia fina pode explicar as baixas abundâncias obtidas na área A da praia do Una, uma vez que o diâmetro do grão nesta área foi significativamente superior à da área B.

Flutuações temporais na abundância decorrente de recrutamento como verificado para *E. armata* por meio da correlação significativa entre a abundância total e de juvenis é comum em espécies habitantes de praias arenosas expostas (Gianuca, 1985;

Veloso & Cardoso, 1999). Os picos de abundância total no mês de novembro/04 com 15883 ind.m⁻¹ está intimamente associado à alta abundância de juvenis neste mês (Figura 3.1).

Souza (1998) descreveu um padrão latitudinal de recrutamento para *E. armata*. Segundo este autor, a população desta espécie na praia de Atami, Paraná, apresentou dois períodos de aumento na abundância devido ao recrutamento, na primavera e no outono, enquanto que as populações estudadas na praia do Cassino, no Rio Grande do Sul (*ca* 33°S) (Gianuca, 1985), e na praia da Barra del Chuy, no Uruguai (*ca* 33°S) (de Alava & Defeo, 1991) apresentaram um pico de recrutamento anual. Na praia do Una (*ca* 24°S) verificou-se no primeiro ano um intenso pico de recrutamento, na primavera (novembro/04), e no segundo ano ocorreram picos de recrutamentos menos intensos no final de verão (março/05) e outono (agosto/05). Esperava-se um acentuado pico recorrente de recrutamento em novembro/05 devido a abundância de fêmeas ovígeras em meses precedentes (setembro e outubro/05), entretanto, provavelmente, este pico ocorreu posteriormente à última coleta (novembro/05). De toda forma, a presença de juvenis, principalmente das classes de 1 e 1,5 mm em 7 meses e 5 meses no primeiro e segundo anos, respectivamente, e a presença de fêmeas ovígeras em todo o período amostral indica que a reprodução desta população é contínua (Figuras 3.1, 3.3 e 3.4).

Considerando as classes de 3 a 8 mm de machos e fêmeas, a proporção sexual de *E. armata* na praia do Una (*ca* 24°S) não foi significativamente diferente do esperado de 1:1. Entretanto, pode-se observar que em classes menores, de 3,5 a 4,5 mm, os machos foram mais abundantes que as fêmeas, que por sua vez tiveram maior frequência nas classes de tamanho maiores (entre 5 a 8 mm) (Figura 3.2). Em estudo sobre macroecologia de *E. brasiliensis*, Cardoso & Defeo (2003) verificaram forte tendência para um aumento da proporção relativa de fêmeas em populações de praias

temperadas. A proporção sexual verificada para a população de *E. armata* na praia do Una (M:F=1:1), assemelha-se àquelas obtidas para as populações de *E. braziliensis* em latitude próxima, (ca 23°S) em três praias no litoral do Rio de Janeiro (Cardoso & Defeo, 2003). O número de embriões.fêmeas⁻¹ registrado na praia do Una, entre 2 e 18, foi semelhante à população da praia de Atami (entre 1 e 16) (Souza, 1998), porém inferior à população da praia do Cassino (8-31) (Gianuca, 1985). Na Barra del Chuy Lozoya & Defeo (2006) observaram valores máximos de embriões/fêmeas ovígeras próximos a 40.

O comprimento da menor ovígera da praia do Una (3,98 mm) foi inferior à observada na praia de Atami (4,20 mm), enquanto que a maior fêmea ovígera na praia do Una (7,39 mm) foi superior à verificada na praia de Atami (6,6 mm) (Souza, 1998). Por outro lado, tanto a maior quanto a menor fêmea ovígera da praia do Una foram inferiores às da praia do Cassino (7,1 e 10,6 mm) (Gianuca, 1985). O comprimento médio das fêmeas ovígeras na praia do Una (5,67 mm) também foi inferior ao observado na praia da Barra del Chuy (8 mm) (Lozoya & Defeo, 2006). Estes dados supracitados indicam uma tendência a um padrão latitudinal em relação à fecundidade e ao comprimento das fêmeas ovígeras de *E. armata*. O menor indivíduo amostrado, assim como as fêmeas ovígeras, tendeu a um aumento com a latitude a partir da praia do Una (1,25mm) (24°S) em direção as praias de Atami (1,75 mm) (25°S) (Souza, 1998), do Cassino (2,5 mm) (33°S) (Souza, 1998) e da Barra del Chuy (2,0 mm) (33°S) (Lozoya & Defeo, 2006). Estes aspectos reprodutivos de *E. armata* foram semelhantes aos obtidos para *E. braziliensis* ao longo da costa do Atlântico. Cardoso & Defeo (2003) observaram que fêmeas ovígeras atingem maturidade em menor tamanho em praias subtropicais do que em populações de praia temperadas, enquanto que nestas últimas as fêmeas atingem maior tamanho máximo. Além disso, o número médio de embriões foi

negativamente correlacionado com a temperatura. Uma tendência para o aumento dos juvenis com a diminuição da temperatura também foi reportado para *E. braziliensis* (Cardoso & Defeo, 2003). Segundo esses autores a produção de juvenis menores de *E. braziliensis* em praia tropicais em relação as temperadas pode estar relacionada a diminuição do tamanho da maturação das fêmeas e ao longo período reprodutivo; esta diminuição do tamanho dos embriões e conseqüentemente dos juvenis permite a produção de mais de uma ninhada, com aumento do número de gerações da população.

Isópodes cirolanídeos apresentam geralmente marcada zonação na zona entremarés sendo indicador do mediolitoral do esquema de zonação proposto por Dahl (1952). Na praia do Una *E. armata* apresentou zonação bem marcada com pico de ocorrência na franja do supralitoral e na zona superior do mediolitoral. O mesmo padrão foi observado por Souza (1998) no Paraná e Neves & Bemvenuti (2006) em praias do Rio Grande do Sul (*ca* 30°S). No Uruguai (*ca* 33°S), entretanto, *E. armata* distribuiu-se principalmente na zona superior da zona de espraiamento. Este padrão diferenciado encontrado por de Alava & Defeo (1991) foi atribuído à existência de uma faixa com condições ótimas de conteúdo d'água e penetrabilidade do sedimento.

4.2 Crescimento, expectativa de vida e taxa de mortalidade

Observou-se na praia do Una (*ca* 24°S) que os machos de *E. armata* alcançaram menor comprimento que os fêmeas, da mesma forma que na praia de Atami (25°S), no Paraná, (Souza, 1998). Entretanto, os machos e as fêmeas amostrados na praia do Una, apresentaram, respectivamente, comprimentos máximos de 7,39 e 8,41 mm, bem superiores aos da praia de Atami, 5,60 e 6,60 mm (Souza, 1998) (Tabela 3.4). Existe uma tendência dos indivíduos alcançarem maiores comprimentos em latitudes menores (Defeo & Cardoso, 2002; Cardoso & Defeo, 2004), ou seja, o inverso do que ocorreu entre as duas praias. No entanto, devido a proximidade latitudinal entre as duas praias,

esperavam-se comprimentos máximos próximos. A partir dos dados obtidos nas praia do Cassino (*ca* 33°S) e da Barra del Chuy (*ca* 33°S), Uruguai, estudadas por Gianuca (1985) e Lozoya & Defeo (2006), respectivamente, observou-se a tendência latitudinal supracitada com maiores comprimentos máximos de machos (9,2 e 9,3 mm) e de fêmeas (10,6 e 10,7 mm) em relação à praia do Una e de Atami. O comprimento máximo teórico (L_{∞} = 15mm) estimado para a população de *E. armata* por de Alava & Defeo (1991), na mesma praia uruguaia, também indica uma diferença entre os maiores indivíduos nesta praia em relação às praias do Una e principalmente de Atami.

A discrepância entre o maiores indivíduos de machos e fêmeas coletados nas praias do Una e de Atami podem ser explicadas por duas hipóteses não excludentes relacionadas a uma provável maior disponibilidade alimentar e/ou a uma maior competição intraespecífica na praia de Atami devido à maior abundância do isópode nessa praia. Defeo & Cardoso (2002) verificaram no litoral do Uruguai forte influência da disponibilidade alimentar sobre os parâmetros de crescimento de fêmeas de *Emerita brasiliensis*. Em uma praia dissipativa auto-sustentável (*sensu* McLachlan, 1980), devido à alta produção primária, observou-se um aumento do comprimento máximo e do parâmetro de curvatura em relação às fêmeas habitantes de uma praia refletiva, com menor disponibilidade alimentar e localizada na mesma latitude. A diferença entre esses parâmetros conduziu a uma menor, porém discreta expectativa de vida para as fêmeas sujeitas à maior disponibilidade alimentar (Defeo & Cardoso, 2002).

A maior abundância de *E. armata* na praia de Atami, com média anual em torno de 8500 ind.m⁻¹, quanto comparada com a praia do Una, entre 5841 e 6210 ind.m⁻¹, pode ter conduzido a um processo de denso-dependência. Vários estudos têm demonstrado a importância de interações intra (Brazeiro & Defeo, 1999; Lima *et al.*, 2000; Defeo *et al.*, 2001) e interespecíficas (Defeo & de Alava, 1995; Cardoso &

Veloso, 2003). Em praias dissipativas ou em áreas inalteradas pelo homem, altas abundâncias promovem interações intraespecíficas, como por exemplo taxas de crescimento e de mortalidade denso-dependente, de forma mais eficaz do que em praias refletivas ou antropicamente alteradas (Defeo & McLachlan, 2005). Nestas últimas, ambientes mais severos com baixa riqueza, os fatores físicos exercem maior controle sobre as populações do que as interações biológicas (Defeo & McLachlan, 2005). Um processo denso-dependente na praia de Atami pode ter conduzido a uma menor taxa de crescimento e a menores comprimentos máximos quando comparados à praia do Una. Defeo *et al.* (1997) verificaram no Uruguai que *E. armata* em condições de alopatría com *E. braziliensis* atingiu menor tamanho do que na ausência de *E. braziliensis*. Esses autores atribuíram este fato à competição entre as espécies. Apesar de *E. braziliensis* não habitar a praia de Atami, uma interação intraespecífica de *E. armata* ou interespecífica não pode ser descartada. Lozoya & Defeo (2006) verificaram para *E. armata*, em uma praia dissipativa no Uruguai, que aspectos da biologia da espécie foram controlados por fatores denso-dependentes e abióticos, com os primeiros atuando de forma mais intensa em uma área sob condições não perturbadas, enquanto o segundo prevaleceu em áreas alteradas (sob ação de forte gradiente de salinidade de origem atropical).

Maiores valores de índice de performance de crescimento de *E. armata* na praia do Una em relação às populações da praia do Uruguai e de Atami podem ser devidos a presença de *E. braziliensis*, na primeira praia (Lozoya & Defeo, 1996), o que implicaria em uma competição congénérica (*sensu* Defeo *et al.*, 1997) e ao menor comprimento e parâmetro de curvatura (K) apresentados pelos organismos na segunda praia provavelmente devido à diferença na disponibilidade alimentar entre as duas praias subtropicais (Tabela 3.4).

Em relação a expectativa de vida para machos e fêmeas da população da praia do Una observou-se que as fêmeas apresentaram maior expectativa de vida do que os machos quando se considera o comprimento no qual 99% dos indivíduos da população estava representada (fêmeas: 0,90 anos; machos: 0,78 anos) ou a partir do maior indivíduo coletado (fêmeas: 1,93 anos; machos: 1,30 anos), apesar das maiores taxas de mortalidade alternarem entre os sexos nos dois anos de estudo (Tabela 3.2 e Figura 3.8).

A expectativa de vida de machos (0,78 anos) e fêmeas (0,90 anos) na praia do Una foi bastante inferior às obtidas na praia de Atami, em torno de 1,2 e 1,9 anos, respectivamente. Estes valores se aproximam mais do estimado por Gianuca (1985) na praia do Cassino (*ca* 33°S) em torno de 1 ano. Porém, ao considerar o maior indivíduo amostrado na praia do Una as expectativas de vida (machos = 1,3 e fêmeas = 1,9 anos) tornam-se muito semelhantes às da praia de Atami. No litoral do Uruguai, Lozoya e Defeo (2006) estimaram a expectativa de vida de *E. armata* em torno de 1,9 anos e para machos e 2,4 para fêmeas, enquanto que de Alava & Defeo (1991) estimaram em 3 anos a expectativa de vida de *E. armata* na mesma praia do Uruguai (*ca* 33°S). Cardoso & Defeo (2004), em estudo de macroecologia de *E. brasiliensis*, verificaram uma tendência para o decréscimo da expectativa de vida a partir de clima temperado em direção a praias subtropicais. Estes autores atribuíram esta tendência à maior mortalidade em clima subtropical decorrente do aumento da taxa de metabolismo determinado por alto consumo de oxigênio em altas temperaturas, fato este refletido no aumento do parâmetro K (*sensu* Moreau, 1987 *apud* Cardoso & Defeo, 2004). De uma forma geral a mesma tendência parece ocorrer com *E. armata*, entretanto alguns resultados são inesperados como a maior semelhança entre as expectativas de vida entre a população da praia do Una e do Cassino, do que em relação a praia de Atami. A expectativa de vida depende das taxas de crescimento e de mortalidade. A taxa de

crescimento pode, além da temperatura, e conseqüentemente de diferenças latitudinais, ser influenciada por demais fatores como por exemplo a disponibilidade alimentar (Lozoya & Defeo, 2006), interações intra e interespecífica e estado morfodinâmico da praia, entre outros. Lozoya & Defeo (2006) observaram diminuição no crescimento de *E. armata* devido à diferença na disponibilidade alimentar e de gradiente de salinidade. A diferença entre a expectativa de vida das populações da praia do Una e de Atami pode estar relacionada à hipótese de maior disponibilidade alimentar na praia do Una e/ou a competição intraespecífica. Estes resultados “inesperados” podem ainda ser decorrentes do método empregado para estimar parâmetros de crescimento (análise de histogramas ou obtenção de parâmetros de crescimento) como também do método empregado para estimar os parâmetros de crescimento (ELEFAN ou decomposição das freqüências de comprimento e posterior ajuste da curva) que são utilizados para calcular a expectativa de vida.

A mortalidade apresentou padrão inverso a expectativa de vida com maiores taxas na praia do Una (Z entre 4,90 e 7,63 ano⁻¹) decrescendo em relação a Atami (Z entre 3,16 e 3,49 a⁻¹) (Souza, 1998) e no Uruguai ($Z=1,79$) (de Alava & Defeo, 1991).

4.3 Produção secundária e taxa de renovação (P/B)

A produção de machos e fêmeas pode ser analisada a partir da distribuição de freqüência de comprimento e da biomassa. A superior biomassa média das fêmeas não conduziu a maior produção para este sexo. A ausência de diferença da produção entre os sexos pode ser elucidada ao observar que a distribuição de comprimento dos machos apresenta alta abundância de indivíduos pequenos, principalmente na classes de 3,5 a 4,5 (Figuras 3.2, 3.3 e 3.4). Estes indivíduos pequenos apresentam alta taxa de crescimento específica em peso, e conseqüentemente alta produção apesar da pequena contribuição na biomassa.

A razão P/B de machos foi superior à das fêmeas nos dois anos de estudo, principalmente no primeiro ano. (Figura 3.11 e Tabela 3.3). Tal fato foi devido aos machos de *E. armata* tenderem a apresentar menores tamanhos (Souza, 1998; Lozoya & Defeo, 2006). A maior P/B dos machos no primeiro ano em relação ao segundo foi decorrente da distribuição de frequência de comprimento apresentar assimetria negativa (Figura 3.11). Já no segundo ano a distribuição dos machos foi mais simétrica. A P/B das fêmeas foi igual nos dois anos de estudo. A maior abundância de juvenis das classes de 1,5 e 2 mm no primeiro ano foi compensada pela abundância de indivíduos ainda pequenos, das classes de 2,5 a 3,5 mm no segundo ano, levando à igualdade da reposição da biomassa. Além disso, a presença de indivíduos de 7,5 e 8 mm no primeiro ano, que são importantes em termos de biomassa, mas que praticamente não contribuem na produção, devido à baixa taxa de crescimento específica em peso (G) foi fator importante para a semelhança da razão entre os dois anos.

A distribuição das taxas de renovação mensais das fêmeas apresentou maior oscilação que machos e juvenis. As P/Bs mensais das fêmeas foram inferiores nos meses de maior abundância de fêmeas ovígeras, junho a outubro/03 e 04, conforme verificado por meio da correlação inversa entre esta variável e a abundância de fêmeas ovígeras. Durante o período reprodutivo, com maior proporção de fêmeas ovígeras, ocorreu maior abundância dos indivíduos de maior comprimento e, conseqüentemente baixas P/Bs mensais (Figura 3.10). Após este período reprodutivo, a alta mortalidade entre as fêmeas maiores, bem exemplificado nos meses de março e abril/05, e a incorporação de indivíduos menores (3 a 3,5 mm), decorrente de pulsos de recrutamento em dezembro/03 e novembro/04 conduziu a maiores P/B mensais entre os meses de janeiro/fevereiro a maio nos dois anos. Os machos apresentaram menores taxas de P/B mensais entre junho a agosto/05 decorrentes da maior proporção de indivíduos maiores

nestes meses, enquanto os juvenis apresentaram menor P/B em julho/04, devido à ausência destes indivíduos neste mês.

A produção anual na praia do Una (*ca* 0,52 g PSLC m⁻² ano⁻¹) foram superiores às obtidas para *E. armata* por Souza (1998) na praia de Atami (*ca* 0,35 g PSLC m⁻² ano⁻¹) e para *E. braziliensis* em duas praias refletivas do Rio de Janeiro, Prainha (*ca* 0,26 g PSLC m⁻² ano⁻¹) (Veloso *et al.* 2003) e Grumari (*ca* 0,13 g PSLC m⁻² ano⁻¹), porém ligeiramente inferiores às obtidas na praia do tipo intermediária, Restinga da Marambaia (*ca* 0,56 g PSLC m⁻² ano⁻¹), também no litoral do Rio de Janeiro (*ca.* 23°S) (Caetano *et al.*, 2006) (Tabela 3.5). Entretanto, as praias do Rio de Janeiro, são menos largas que as praias dissipativas do Una e de Atami e os isópodes ocupam uma faixa mais restrita (observação pessoal). Assim, as produções estimadas para *E. braziliensis* nas praias cariocas, inclusive da Restinga da Marambaia, devem ser inferiores às estimadas para *E. armata* se expressas em metro linear. Na praia protegida de Antofagasta, Chile (*ca* 23°S), Zuñiga *et al.* (1985) estimaram produção de *E. braziliensis* em 1,92 g PSLC m⁻² ano⁻¹ (valores convertidos em PSLC segundo Ricciardi & Bourget, 1998). Estes autores observaram grande quantidade de restos de algas de diversas espécies na zona entremarés. Este aporte de matéria orgânica e a conseqüente alta disponibilidade alimentar direta ou indireta pode ser responsável pela alta produção estimada para *E. braziliensis*. De acordo com Benke (1996), a produção secundária é uma estimativa da intensidade da utilização dos recursos alimentares de uma população.

A taxa P/B é um bom parâmetro para comparar a produtividade de entre diferentes populações e espécies (Ansell *et al.*, 1978). Esta taxa é uma medida padronizada que possibilita comparações entre populações e espécies com biomassa individual diferentes (Plante & Downing, 1989).

Assim como a maior parte da macrofauna de praias arenosas, espécies do gênero *Excirolana* apresentam geralmente crescimento rápido, alta mortalidade e baixa expectativa de vida, e tenderiam assim a apresentar altas taxas de P/B. Segundo McLachlan & Brown (2006) formas menores da macrofauna como isópodes e anfípodes tendem a apresentar maior taxa de renovação. *E. armata* apresenta atividade na maior parte do tempo quando o espraçamento cobre mais de 50% da área de enterramento do cirolanídeo, possui boa capacidade natatória e, assim como *E. braziliensis*, rápida taxa de enterramento (Yannicelli *et al.*, 2001, 2002), características que indicam alta taxa metabólica. Cartes *et al.* (2002), ao comparar crustáceos bentônicos (epifauna e infauna) e hiperbentônicos, verificaram que a capacidade natatória (motilidade) está associada a maior taxa de P/B. Tanto *E. armata* quanto *E. braziliensis* apesar de se enterrarem durante a maré baixa apresentam efetiva capacidade natatória e alta motilidade. Apesar das características supracitadas, baixas estimativas de P/B têm sido observadas para o gênero *Excirolana*, principalmente ao considerar que estas se concentram em regiões subtropicais (Souza, 1998; Veloso *et al.* 2003; Caetano *et al.* 2006). Novamente pode-se recorrer à distribuição de frequência de tamanho para entender parcialmente os baixos valores de P/B neste táxon. Conforme observado para *E. armata* no presente estudo e para *E. braziliensis* (Petracco, 2000 dados não publicados; Defeo *et al.* 1997; Martínez & Defeo, 2003) populações dessas espécies tendem a apresentar marcada moda em classes intermediárias e menor proporção de indivíduos juvenis/pequenos tendendo algumas vezes a uma distribuição simétrica (Figura 3.11; ver Figura 3 superior de Defeo & Martínez (2003) e Figura 4a de Defeo *et al.* (1997)). Esta pequena proporção de indivíduos pequenos contribui para baixas P/B.

As taxas de renovação na praia do Una são juntamente com as estimadas por Zuñiga *et al.* (1985) as maiores para já estimadas para o gênero *Excirolana*. Os altos

valores estimados na praia do Una, apesar do padrão de distribuição de frequência de comprimento supracitado, foram decorrentes de altas taxas de crescimento. Estes valores foram superiores aos obtidos para o cirolanídeo habitante da zona entremarés *Cirolana harfordi*, na costa da Califórnia, EUA (ca 36°N), (Johnson, 1976) (Tabela 3.5). As P/B estimadas para espécies de *Excirolana* da zona entremarés foram superiores às estimadas para os isópodes semi-terrestres oniscídeos *Tylos capensis* (1,38 ano⁻¹) e *T. europaeus* (1,58 ano⁻¹) em praias de clima temperado localizadas na África do Sul (ca 33°S) e Portugal (ca 40°S), respectivamente (McLachlan & Sieben, 1991; Gonçalves *et al.*, 2005) (Tabela 3.6). As altas expectativas de vidas estimadas para estas duas espécies de isópodes tilídeos, entre 3 e 5 anos, corroboram baixas P/B.

De uma forma geral, as taxas de renovação das espécies/populações de *Excirolana* se aproximam das obtidas para os anfípodes peracáridos talitrídeos *Atlantorchestoidea brasiliensis* (ca 2,2 ano⁻¹), em uma praia do Rio de Janeiro (ca 23°S) (Cardoso & Veloso, 1996), e de *Talorchestia capensis* (2,4 ano⁻¹), em uma praia da África do Sul (ca 33°S) (Van Sensus & McLachlan, 1986). Porém, foram bastante inferiores às estimativas dos também talitrídeos *Talitrus saltator*, em praias de Portugal (5,7 ano⁻¹) (ca 40 °N), Itália (8,2 ano⁻¹) (ca 40 °N) e Tunísia (7,3 ano⁻¹) (ca 37 °N) (Marques *et al.*, 2003), e *Talorchestia brito*, na costa de Portugal (5,9 ano⁻¹) e da Tunísia (7,5 ano⁻¹) (Gonçalves *et al.*, 2003) (Tabela 3.6). Altas taxas de renovação para *Talitrus saltator* e *Talorchestia brito*, apesar de habitarem praias de clima temperado, foram atribuídas ao ocorrência de duas coortes.ano⁻¹ (Marques *et al.*, 2003; Gonçalves *et al.*, 2003) refletindo baixas expectativas de vida (entre 0,5 e 1 ano). Cusson & Bourget (2005) verificaram que a expectativa de vida foi a variável que mais explicou a P/B em modelos de regressões múltiplas a partir um grande número de dados compilados de produção de macrofauna marinha. Para a regressão múltipla elaborada

entre a P/B e variáveis ambientais (temperatura) e biológicas (peso médio individual) em ambientes de substrato arenoso verificou-se que apenas a expectativa de vida foi significativamente relacionada com P/B. Assim, as baixas expectativas de vida estimadas para *T. saltator* e *T. brito* podem explicar as altas taxas de renovação, apesar dessas serem atípicas para a latitude nas quais foram obtidas.

Os dados de P/B de cirolanídeos de zona entremarés são escassos, contrastando com a ampla distribuição desta família. Além disso, referem-se principalmente ao gênero *Excirolana* e se concentram em uma estreita faixa geográfica (ca 23 - 25°S). Cardoso & Veloso (2003) verificaram um aumento da taxa P/B e da mortalidade e uma diminuição da expectativa para populações/espécies do gênero *Donax* em direção aos trópicos ao longo de ampla faixa latitudinal (ca 23°S - 51°N). Para o gênero *Excirolana* verificou-se uma correlação significativa inversa entre a expectativa de vida e a razão P/B ($r = -0,70$, $F = 5,32$, g.l. = 9, $p < 0,05$) (Figura 3.12). Futuros estudos referentes a produção de cirolanídeos em uma maior amplitude latitudinal devem ser realizados devido à importância deste grupo e possibilitarão a elaboração de relações empíricas para esta família e especificamente para o gênero *Excirolana*. Estas regressões podem facilitar estudos de produção por meio de obtenção de estimativas de forma mais rápida e menos dispendiosa. Robertson (1979) elaborou uma relação entre expectativa de vida e de P/B e utilizou espécies provenientes de diversos grupos. Entretanto, a elaboração de relações para grupos específicos pode aumentar a acuracidade das regressões para os mesmos. Sardá (2000) ao avaliar métodos empíricos utilizados para estimar a produção de poliquetas verificou que as estimativas mais acuradas foram provenientes de regressões elaboradas com um maior número de dados de produção referentes a este grupo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANSELL, A. D.; McLUSKY, D. S.; STIRLING, A. & TREVALLION, A. 1978. Production and energy flow in the macrobenthos of two sandy beaches in the southwest India. *Proc. R. Soc. Edinb.*, 76B: 269-296.
- de ALAVA, A. & DEFEO, O. 1991. Distributional pattern and population dynamics of *Excirolana armata* (Isopoda: Cirolanidae) in Uruguayan sandy beach. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 33: 433-444.
- BENKE, A. C. 1979. A modification of the Hynes method for estimating secondary production with particular significance for multivoltine populations. *Limnol. Oceanogr.*, 24: 186-171.
- BENKE, A. C. 1996. Secondary production of macroinvertebrates. In: HAUER, F. R. & LAMBERTI, G. A. (eds.). *Methods in Stream Ecology*. San Diego, Academic Press. p.557-578.
- BRAZEIRO, A. & DEFEO, O. 1996. Macrofauna zonation in microtidal sandy beaches: is it possible to identify patterns in such variable environments ? *Estuar. coast. shelf. Sci.*, 42: 523-536.
- BRAZEIRO, A., & DEFEO, O. 1999. Effects of harvesting and density dependence on the demography of sandy beach populations: the yellow clam *Mesodesma mactroides* of Uruguay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 182: 127-135.
- CAETANO, C.H.S.; CARDOSO, R.S.; VELOSO, V.G. & SILVA, E.S. 2006. Population biology and secondary production of *Excirolana braziliensis* (Isopoda: Cirolanidae) in two sandy beaches of southeastern Brazil. *J. Coast. Res.* 22(4): 825-835.
- CARDOSO, R.S. & DEFEO, O. 2003. Geographical patterns in reproductive biology of the Pan-American sandy beach isopod *Excirolana braziliensis*. *Mar. Biol.*, 143: 573-581.
- CARDOSO, R.S. & DEFEO, O. 2004. Biogeographical patterns in life history traits of the Pan-American sandy beach isopod *Excirolana braziliensis*. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 61: 559-568.
- CARDOSO, R.S. & VELOSO, V.G. 1996. Population biology and secondary production of the sandhooper *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda: Talitridae) at Prainha Beach, Brazil. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 142: 111-119.
- CARDOSO, R.S., & VELOSO, V.G., 2003. Population dynamics and secondary production of the wedge clam *Donax hanleyanus* (Bivalvia: Donacidae) on a high energy, subtropical beach of Brazil. *Mar. Biol.*, 142: 153-162.

- CARTES, J., BREY, T. SORBE, J. & MAYNOU, F. 2002. Comparing production-biomass ratios of benthos and suprabenthos in macrofaunal marine crustaceans. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 59: 1616-1625.
- CASTRO, A. L. & BRUM, I. N. S. 1969. Sobre as espécies de *Excirolana* Richardson do litoral Atlântico das Américas (Isopoda: Cirolanidae). *Bolm. Mus. Nac. RJ*, 271: 21.
- CRISP, D. J. 1984. Energy Flow Measurements. In: HOLME, N. A. & McINTYRE, A. D. (eds.). *Methods for the Study of Marine Benthos*. IBP Handbook no. 16 Oxford, Blackwell Scientific Publications. p. 284-372.
- CUSSON, M. & BOURGET, E. 2005. Global patterns of macroinvertebrate production in marine benthic habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 297:1-14.
- DAHL, E. 1952. Some aspects of the ecology and zonation of the fauna on sandy beaches. *Oikos*, 4:1-27.
- DEFEO, O.; BRAZEIRO, A. de ALAVA, A. & RIESTRA, G. 1997. Is sandy beach macroinfauna only physically controlled ? Role of substrate and competition in isopods. *Estuar. coast. shelf. Sci.*, 45: 453-462.
- DEFEO, O. & CARDOSO, R.S., 2002. Macroecology of population dynamics and life history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* Atlantic sandy beaches of South America. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 239: 169-179.
- DEFEO, O. & de ALAVA, A. 1995. Effects of human activities on long-term trends in sandy beach populations: the wedge clam *Donax hanleyanus* in Uruguay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 123: 73-82.
- DEFEO, O.; GÓMEZ, J. & LERCARI, D., 2001. Testing the swash exclusion hypothesis in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 212: 159-170.
- DEFEO, O.; JARAMILLO, E. & LYONNET, A. 1992. Community structure and intertidal zonation of the macroinfauna in the Atlantic coast of Uruguay. *J. coast. Res.*, 8: 830-839.
- DEFEO, O. & MARTÍNEZ, G. 2003. The habitat harshness hypothesis revisited: life history of the isopod *Excirolana braziliensis* in sandy beaches with contrasting morphodynamics. *J. mar. bio. Assoc. UK.*, 83: 331-340.
- DEFEO, O. & McLACHLAN, A. 2005. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 295: 1-20.
- DEXTER, D.M. 1977. Natural history of the Pan-American sand beach isopod *Excirolana braziliensis* (Crustacea: Malacostraca). *J. Zool. Lond.*, 183: 103-109.
- DONN, T. E. & CROKER, R. A. 1986. Seasonal patterns of production in the sandy-beach Amphipod *Haustorius canadensis*. *Estuar. coast. shelf. Sci.*, 22: 675-687.

- GAYANILO, F.C.Jr.; SPARRE, P. & PAULY, D. 2005. *FAO-ICLARM stock assessment tools II (FISAT II). User's guide*. FAO Computerized Information Series (Fisheries). No. 8, Revised version, Rome, FAO. 168p.
- GIANUCA, N. M. 1985. *The Ecology of a Sandy Beach in Southern Brazil*. Ph.D. Thesis, University of Southampton. 330p.
- GIMÉNEZ, L. & YANNICELLI, B. 1997. Variability of zonation patterns in temperate microtidal Uruguayan sandy beaches with different morphodynamic types. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 160: 197-207.
- GIMÉNEZ, L. & YANNICELLI, B. 2000. Longshore patterns of distributions of macroinfauna on a Uruguayan sandy beach: an analysis at different spatial scales and of their potential causes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 199:111-125.
- GÓMEZ, J., & DEFEO, O. 1999. Life history of the sandhopper *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda) in sandy beaches with contrasting morphodynamics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 182, 209-220.
- GONÇALVES, S.C.; MARQUES, J.C.; PARDAL, M.A.; BOUSLAMA, M.F.; GTARI, M. EL. & CHARFI-CHEIKHROUHA, F. 2003. Comparison of biology, dynamics, and secondary production of *Talorchestia brito* (Amphipoda, Talitridae) in Atlantic (Portugal) and Mediterranean (Tunisia) populations. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 58: 901-916.
- GONÇALVES, S.C.; PARDAL, M.A.; CARDOSO, P.G.; FERREIRA, S.M. & MARQUES, J.C. 2005. Biology, population dynamics and secondary production of *Tylos europaeus* (Isopoda, Tylidae) on the western coast of Portugal. *Mar. Biol.*, 147: 631-641.
- HAMILTON, A. L. 1969. On estimating annual production. *Limnol. Oceanogr.*, 14: 771-782.
- HASTINGS, M.H. 1981. The life cycle and productivity of an intertidal population of the amphipod *Ampelisca brevicornis*. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 12: 665-677.
- HOENIG, J. M. & HANUMARA, R. C. 1990. A empirical comparison of seasonal growth models. *Fishbyte*, 8 (1): 32-34.
- HYNES, H. B. N. & M. H. COLEMAN, 1968. A simple method of assessing the annual production of stream benthos. *Limnol. Oceanogr.*, 13: 569-573.
- JOHNSON, W.S. 1976. Population energetics of the intertidal isopod *Cirolana harfordi*. *Mar. Biol.*, 36: 351-357.
- KLAPOW, L.A. 1970. Ovoviviparity in the genus *Excirrolana* (Crustacea:Isopoda). *J. of Zool.*, 162: 359-369.

- LERCARI, D. & DEFEO, O. 2003. Variation of sandy beach macrobenthic community along a human-induced environmental gradient. *Estuar. coast. shelf. Sci.*, 58S: 17-24.
- LIMA, M.; BRAZEIRO, A. & DEFEO, O. 2000. Population dynamics of the yellow clam *Mesodesma mactroides*: recruitment variability, density-dependence and stochastic processes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 207: 97-108.
- LOZOYA, J.P. & DEFEO, O. 2006. Effects of a freshwater canal discharge on an ovoviviparous isopod inhabiting an exposed sandy beach. *Mar. Fresh. Res.*, 57: 421-428.
- MARQUES, J.C.; GONÇALVES, S.C.; PARDAL, M.A.; CHELAZZI, L.; COLOMBINI, I; FALLACI, M.; BOUSLAMA, M.F.; GTARI, M.EL.; CHARFI-CHEIKROUHA, F. & SCAPINI, F. 2003. Comparison of *Talitrus saltator* (Amphipoda, Talitridae) biology, dynamics, and secondary production in Atlantic (Portugal) and Mediterranean (Italy and Tunisia) populations. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 58S: 127-148.
- McLACHLAN, A. 1980. Exposed sandy beaches as semi-closed ecosystems. *Mar. Environm. Res.*, 4: 59-63.
- McLACHLAN, A. & BROWN, A. 2006. *Sandy Beaches as Ecosystems*. Elsevier Science Publishers. Amsterdam, 373p.
- McLACHLAN, A. & JARAMILLO, E. 1995. Zonation on sandy beaches. *Oceanogr. mar. biol. a. Rev.*, 33:305-335.
- McLACHLAN, A. & SIEBEN, P. R. 1991. Growth and production of *Tylos capensis* Krauss 1843 (Isopoda). *Crustaceana*, 61(1): 43-48.
- MENZIE, C. A. 1980. A note on the Hynes method of estimating secondary production. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 770-773.
- NEVES, F.M. & BEMVENUTI, C.E. Spatial distribution of macrobenthic fauna on three sandy beaches from northern Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Braz., J. Oceanogr.* 54(2): 135-145.
- PLANTE, C. & A. DOWNING, 1989. Production of freshwater invertebrate population in lakes. *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, 46: 1489-1498.
- PAULY, D., MOREAU, J. ABAD, N. 1995. Comparison of age structure and length-converted catch curves of brown trout *Salmo trutta* in two French rivers. *Fish. Res.*, 22: 197-204.
- PAULY, D., & MUNRO, J.L. 1984. Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *Fishbyte*, 2, 21.

- PETRACCO, M. 2000. *Produção secundária das espécies mais abundantes da macrofauna bentônica da zona entre-marés da Prainha, estado do Rio Janeiro*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 66p.
- ROBERTSON, A. I. 1979. The relationship between annual production: biomass ratio and lifespan for marine macrobenthos. *Oecologia*, 38: 193-202.
- RICCIARDI, A. & BOURGET, E. 1998. Weight - to - weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 163: 245-251.
- SARDÁ, R., PINEDO, S. & DUESO, A. 2000. Estimating secondary production in natural populations of polychaetes: some general constraints. *Bull. Mar. Sci.*, 67(1): 433-447.
- SOMERS, I. F. 1988. On a seasonally oscillating growth function. *Fishbyte*, 6(1): 8-11.
- SOUZA, J R. B. 1998. *Produção secundária da macrofauna bentônica de praia de Atami - PR*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, 129p.
- SOUZA, J R. B. & GIANUCA, N.M. 1995. Zonation and seasonal variation of the intertidal macrofauna beach of Parana state, Brazil. *Sci. Mar.*, 59(2): 103-111.
- VAN SENUS, P. & McLACHLAN, A. 1986. Growth, production, and a partial energy budget for the amphipod, *Talorchestia capensis* (Crustacea; Talitridae) in eastern Cape, South Africa. *P.S.Z.N. Mar. Ecol.*, 7(2) 165-179.
- VELOSO, V. G. & CARDOSO, R. S. 1999. Population biology of the mole crab *Emerita brasiliensis* (Decapoda: Hippidae) at Urca beach, Brazil. *J. crustacean Biol.*, 19: 147- 153.
- VELOSO, V. G.; CARDOSO, R. S. & PETRACCO, M. 2003. Secondary production of the intertidal macrofauna of Prainha beach, Brazil. *J. coast. Res.*, 15 (Special Issue): 385-391.
- YANNICELLI, B.; PALACIOS, R. & GIMÉNEZ, L. 2001. Activity rhythms of two cirolanid isopods from an exposed microtidal sandy beach in Uruguay. *Mar. Biol.*, 138: 187-197.
- YANNICELLI, B.; PALACIOS, R. & GIMÉNEZ, L. 2002. Swimming ability and burrowing time of two cirolanid isopods from different levels of exposed sandy beaches. 2002. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 273: 73-88.
- ZAR J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey. 662p.
- ZUÑIGA, O.; PENA, R. & CLARKE, M. 1985. Historia de vida y produccion de *Excirrolana brasiliensis* Richardson, 1912 (Isopoda: Cirolanidae). *Estud. Oceanol.*, 4: 9-19.

TABELAS

Tabela 3.1. *Excirrolana armata*. Parâmetros de crescimento (valor médio $\pm$ erro padrão) estimados por ajuste não linear da função de crescimento de von Bertalanffy.

Parâmetros	Machos			Fêmeas		
	Média	Erro Padrão	p	Média	Erro Padrão	p
L_{∞} (mm)	8,03	0,59589	0,00000	8,73	0,42530	0,00000
K (ano^{-1})	1,71	0,40314	0,00041	1,67	0,23712	0,00000
C	0,50	0,15876	0,04937	0,46	0,97718	0,00007
WP	0,54	0,06350	0,00002	0,58	0,04008	0,00000
t_0 (ano)	-0,05	0,01949	0,00000	-0,05	0,01546	0,00095

Tabela 3.2. *Excirrolana armata*. Expectativa de vida (EV), tamanho máximo (L_{max}) e tamanho no qual 99% da população está representada (L_{99}), índice de performance de crescimento phi prime (ϕ') e taxa de mortalidade (Z) durante os períodos de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano).

	L_{max} (mm)	EV _{max} (anos)	L_{99}	EV ₉₉ (anos)	ϕ'	Z (ano^{-1})
Machos 1º ano	7,39	1,30	5,96	0,77	2,04	5,53
Machos 2º ano	7,39	1,30	6,03	0,79		6,46
Fêmeas 1º ano	8,41	1,93	7,26	0,99	2,10	4,90
Fêmeas 2º ano	7,89	1,23	6,87	0,88		7,36

Tabela 3.3. *Excirrolana armata*. Produção secundária (P) em $\text{mg PSLC m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ e em $\text{mg PSLC m}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, biomassa média (B) em mg PSLC m^{-1} e em mg PSLC m^{-2} e taxa de renovação (P/B; ano^{-1}) estimados entre os períodos de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano) de acordo com os métodos da taxa de crescimento específica em peso (TCEP) e da frequência de comprimento (FC) para machos e fêmeas. A produção e as biomassas médias são apresentadas também em metro quadrado visando possibilitar comparações com outros estudos.

Método	Período (unidade)	Machos			Fêmeas		
		P	B	P/B	P	B	P/B
FC	1º ano (m^{-1})	8776,91	2014,71	4,36	7739,88	2401,49	3,22
FC	2º ano (m^{-1})	8474,23	2470,03	3,43	9668,11	3026,27	3,19
TCEP	1º ano (m^{-1})	8100,75	2014,71	4,02	7466,85	2401,49	3,11
TCEP	2º ano (m^{-1})	7869,85	2470,03	3,19	9375,73	3026,27	3,10
FC	1º ano (m^{-2})	255,80	58,45	4,38	217,10	67,00	3,24
FC	2º ano (m^{-2})	277,80	80,53	3,45	314,98	98,02	3,21
TCEP	1º ano (m^{-2})	236,16	58,45	4,04	209,54	67,00	3,13
TCEP	2º ano (m^{-2})	257,99	80,53	3,20	305,50	98,02	3,12

Tabela 3.4. *Excirolana armata*. Comprimento assintótico (L_{∞} mm), parâmetro de curvatura (K ano⁻¹), expectativa de vida do maior indivíduo coletado (E_m anos) e do tamanho que representa 99% da população (E_{99} anos), tamanho máximo (L_{max} mm) e índice de performance de crescimento phi prime (ϕ') em diferentes latitudes (Lat).

Machos						Fêmeas						Lat	Fonte
L_{∞}	K	L_{max}	E_m	E_{99}	ϕ'	L_{∞}	K	L_{max}	E_m	E_{99}	ϕ'		
8,03	1,71	7,4	1,3	0,8	2,04	8,73	1,67	8,41	1,9	0,9	2,10	24°S	Este estudo
7,45	1,00 ^a	5,6		1,2	1,74	8,00	1,10 ^a	6,6		1,9	1,85	25°S	Souza (1998)
		9,2	1,0					10,6	1,0			33°S	Gianuca (1985)
9,30	0,86	9,3		1,9 ^b	1,87	10,79	0,78	10,7		2,4 ^b	1,96	33°S	Lozoya & Defeo (2006)
7,56	1,15	8,4		2,4 ^b	1,81	8,81	1,16	10,6		2,4 ^b	1,95	33°S	Lozoya & Defeo (2006)
8,12	0,95	8,1		2,1 ^b	1,79	10,39	0,78	10,3		1,9 ^b	1,92	33°S	Lozoya & Defeo (2006)
15,80 ^c	0,40 ^c		3		1,99							33°S	de Alava & Defeo (1991)

^a Valores médios entre duas coortes estimadas para cada sexo (ver Souza, 1998).

^b Expectativa de vida estimada a partir do maior comprimento modal e sua respectiva idade na chave idade-comprimento (Lozoya & Defeo, 2006).

^c Parâmetros estimados para a população (de Alava & Defeo, 1991).

Tabela 3.5. Produção em g m⁻² ano⁻¹, P/B (ano⁻¹) e expectativa de vida (anos) e latitude (Lat) referente a estudos de produção de cirolanídeos habitantes da zona entremarés.

Espécie	Machos			Fêmeas			Lat	Fonte
	P	P/B	EV	P	P/B	EV		
<i>E. braziliensis</i> *	0,26	1,70	1,67				23°S	Veloso <i>et al.</i> (2003)
<i>E. braziliensis</i>	0,04	1,5	1,71	0,04	2	1,40	23°S	Caetano <i>et al.</i> (2003)
<i>E. braziliensis</i>	0,35	2,92	1,91	0,21	1,62	1,45	23°S	Caetano <i>et al.</i> (2003)
<i>E. braziliensis</i> *	1,92 ^a	3,7	1,25				23°S	Zuñiga <i>et al.</i> (1985)
<i>E. armata</i>	0,25	4,21	0,77	0,21	3,18	0,99	24°S	Este estudo
<i>E. armata</i>	0,27	3,33	0,79	0,31	3,17	0,88	24°S	Este estudo
<i>E. armata</i>	0,18	2,13	1,2	0,17	1,64	1,9	25°S	Souza (1998)
<i>Cirolana harfordi</i> *	-----	2,39	2,0				36°N	Johnson (1976)

*Estimativa relativa à população

^a valores convertidos em PSLC segundo Ricciardi & Bourget (1998).

Tabela 3.6. Produção g PSLC m-2 ano-1 (P), taxa de renovação (P/B ano⁻¹), expectativa de vida (anos), taxa de mortalidade (Z ano⁻¹), hábito alimentar (HA) e latitude aproximada (LAT) de estudos referentes aos crustáceos peracáridos, habitantes de praias arenosas, Isopoda (I) e Amphipoda (A). Hábito alimentar: filtrador (F), necrófago (P), necrófago/predador (NP), (H) herbívoro e detritívoro (D). Em estudos que apresentam expectativa de vida e de mortalidade para cada sexo foi realizada média entre estes valores. Em estudos que utilizaram mais de um método de produção obteve-se uma estimativa média de produção e da P/B.

	Espécie	P	P/B	EV	Z	HA	Lat	Fonte
I	<i>Excirolana braziliensis</i>	0,26	1,7	1,67	2,8	NP	23°S	Veloso <i>et al.</i> (2003)
I	<i>Excirolana braziliensis</i>	0,08	1,7	1,55	3,4	NP	23°S	Caetano <i>et al.</i> (2006)
I	<i>Excirolana braziliensis</i>	0,56	2,2	1,68	2,7	NP	23°S	Caetano <i>et al.</i> (2006)
I	<i>Excirolana braziliensis</i> *	1,9	3,7	1,25	0,2	NP	23°S	Zuñiga <i>et al.</i> (1985)
I	<i>Excirolana armata</i>	0,46	3,5	0,88	5,2	NP	24°S	Este estudo (1° ano)
I	<i>Excirolana armata</i>	0,58	3,2	0,83	7,1	NP	24°S	Este estudo (2° ano)
I	<i>Excirolana armata</i>	0,35	1,9	1,55	2,7	NP	25°S	Souza (1998)
I	<i>Cirolana harfordi</i>	----	2,4	2,00	-----	P	36°N	Johnson (1976)
I	<i>Tylos capensis</i>	----	1,4	4,50	0,8	N	33°S	McLachlan & Sieben (1991)
I	<i>Tylos europaeus</i>	0,08	1,6	3,50	-----	H	40°S	Gonçalves <i>et al.</i> (2005)
A	<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i>	0,29	2,3	1,48	2,0	D	23°S	Cardoso & Veloso (1996)
A	<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i>	0,28	2,2	1,10	2,7	D	23°S	Cardoso & Veloso (1996)
A	<i>Talorchestia capensis</i>	----	2,3	1,75	0,2	D	33°S	Van Sensus & McLachlan, (1986)
A	<i>Talitrus saltator</i>	0,61	7,3	0,58	-----	H	37°N	Marques <i>et al.</i> (2003)
A	<i>Talitrus saltator</i>	0,7	5,7	0,75	-----	H	40°N	Marques <i>et al.</i> (2003)
A	<i>Talitrus saltator</i>	0,12	8,2	0,63	-----	H	42°N	Marques <i>et al.</i> (2003)
A	<i>Talorchestia brito</i>	0,22	7,5	0,54	-----	H	37°N	Gonçalves <i>et al.</i> (2003)
A	<i>Talorchestia brito</i>	0,19	5,9	0,63	-----	H	40°N	Gonçalves <i>et al.</i> (2003)
A	<i>Haustorius canadensis</i>	1,2	1,5	2,00	-----	F	43°N	Donn & Croker (1986)
A	<i>Ampelisca brevicornis</i> *	1,1	3,2	1,00	-----	----	54°N	Hastings (1981)

* valores transformados em PSLC por meio dos fatores de conversão segundo Ricciardi & Bourget (1998).

FIGURAS

Figura 3.1. *Excirrolana armata*. Variação temporal da abundância de juvenis, fêmeas ovígeras, machos, fêmeas e toral na praia do Una durante o período de dezembro/03 a novembro/05. As barras verticais indicam o erro padrão.

Figura 3.2. *Excirolana armata*. Distribuições anuais de freqüências de classes de comprimento na praia do Una entre o período de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e entre dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano). O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados.

Figura 3.3. *Excirolana armata*. Distribuição mensal de frequências de classes de comprimento na praia do Una entre o período de dezembro/03 a novembro/04. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês. Observação: entre dezembro/03 a abril/04 as amostragens foram realizadas em estações dispostas a cada 8 metros em cada transecto. A partir de maio/04 as amostragens foram realizadas em estações dispostas a cada 4 metros em cada transecto.

Figura 3.4. *Excirolana armata*. Distribuição mensal de freqüências de classes de comprimento na praia do Una entre o período de dezembro/04 a novembro/05. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês.

Figura 3.5. *Excirolana armata*. Distribuição espacial na praia do Una entre o período de dezembro/03 a novembro/05 na área B (○). As barras verticais indicam o erro padrão. O zero indica o limite inferior da vegetação.

Figura 3.6. *Excirolana armata*. Regressão entre o comprimento total de fêmeas ovígeras e o número de ovos/embriões.fêmeas ovígeras⁻¹.

Figura 3.7. *Excirrolana armata*. Curva de crescimento de machos (●) e fêmeas (○) estimadas segundo a função de von Bertalanffy. Os pontos representam os comprimentos modais determinados pela rotina NORMSEP.

Figura 3.8. *Excirrolana armata*. Curva de captura convertida para o comprimento de machos (●) e fêmeas (○) na praia do Una durante os períodos de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano).

Figura 3.9. *Excirolana armata*. Relação potencial entre o peso seco livre de cinzas individual (W) e o comprimento total (CT) de machos (●) e fêmeas (○).

Figura 3.10. *Excirolana armata*. Produção (gráfico A) e taxa de renovação (P/B) (gráfico B) mensal de juvenis, machos e fêmeas durante o período de dezembro/03 a outubro/05 na praia do Una.

Figura 3.11. *Excirolana armata*. Distribuição da abundância (barras) e da produção anual (-o-) das classes de tamanho para machos (M) e fêmeas (F) na praia do Una durante os períodos de dezembro/03 a novembro/04 (primeiro ano) e dezembro/04 a novembro/05 (segundo ano). O valor de P/B para cada área/ano está indicado no canto superior de cada gráfico.

Figura 3.12. Regressão linear entre o P/B anual e a expectativa de vida (Ev) para as espécies *Excirolana armata* na praia do Una (●) e na praia de Atami (○) (Souza, 1998) e *Excirolana braziliensis* nas praias da Restinga da Marambaia (▲), e de Grumari (□) (Caetano et. al, 2006), na Prainha (■) (Veloso et al., 2003) e na costa chilena (△) (Zuñiga et al., 1985).

CAPÍTULO 4

DINÂMICA POPULACIONAL E PRODUÇÃO SECUNDÁRIA DE *Austinixa patagoniensis* (RATHBUN, 1918) (BRACHYURA, PINNOTHERIDAE)

1 INTRODUÇÃO

Os braquiúros da família Pinnotheridae são compostos por caranguejos de pequeno porte marinhos ou estuarinos (Martins & D’Incao, 1996), que vivem, tanto em relação facultativa ou obrigatória, com uma ampla variedade de hospedeiros incluindo bivalves, poliquetas, holotúrias, equinóides, ascídias, gastrópodes (Grove & Woodin, 1996) e crustáceos cavadores (Pearse *et al.*, 1942). Essas interações podem variar desde comensalismo, mutualismo até parasitismo (Grove *et al.*, 2000), com os pinoterídeos geralmente vivendo como ecto- ou endocomensais de um ou vários possíveis hospedeiros, confinados exclusivamente ao(s) hospedeiro(s), ou apresentando estágios de vida livre, sozinhos ou compartilhando com outras espécies seu hospedeiro (Bell & Stancyk, 1983).

O gênero *Austinixa* compreende nove espécies, com ocorrência de quatro espécies no Brasil, e registros freqüentes em galerias dos Callianassidae (Manning & Felder, 1989; Coelho, 2005). O caranguejo *Austinixa patagoniensis* habita a porção superior de galerias escavadas por crustáceos calianassídeos e atua como filtrador (Rodrigues, 1966). Apresenta distribuição desde o Rio de Janeiro, no Brasil (Melo, 1996), até o Golfo de San Matias, na Argentina (Manning & Felder, 1989).

Alguns estudos abordaram a biologia dessa espécie em relação à dinâmica populacional (Alves & Pezzuto, 1998a), à distribuição espacial (Alves & Pezzuto, 1998b, Alves & Rodrigues, 2003) e ao crescimento relativo (Alves & Pezzuto, 1999; Alves *et al.*, 2005). Entretanto, estes estudos foram restritos a populações de praias do litoral sul do Brasil, com exceção do estudo realizado por Sendim *et al.* (2005, 2006),

que apresentaram resultados sobre a biologia dessa espécie para uma população do litoral do Rio de Janeiro.

Desta forma, devido à escassez de informações sobre a dinâmica de populações *A. patagoniensis* que habitam praias da região sudeste do Brasil e, mais especificamente, do estado de São Paulo, aliado ao fato de somente Alves & Pezzuto (1998a) terem abordado aspectos da dinâmica populacional, este estudo visa contribuir para o conhecimento da dinâmica populacional e da produção secundária desse caranguejo pinoterídeo.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Amostragem e procedimentos laboratoriais

As amostragens mensais foram realizadas em condições de maré baixa de sizígia, no período de outubro/04 a novembro/05, nas áreas A e B na praia do Una (Figura 1.1). Em cada área, um transecto foi estabelecido ao longo da face da praia, perpendicularmente à linha d'água, com estações dispostas a cada 8 metros. Os indivíduos foram capturados com bomba de sucção em 10 galerias do talassinídeo *Callichirus major* por estação. O material proveniente da bomba de sucção foi peneirado em malhas de abertura de 0,5 mm. Em janeiro/05 não foi realizada amostragem de *A. patagoniensis* em nenhuma das duas áreas, enquanto que, em abril/05, não foi realizada amostragem na área B.

A largura da carapaça (LC) de *A. patagoniensis* foi mensurada com auxílio de estereomicroscópio com ocular micrométrica e os indivíduos, agrupados em classes de tamanho de 0,5 mm. O sexo dos indivíduos foi determinado através da observação dos pleópodos com auxílio de estereomicroscópio. Indivíduos sem diferenciação destas estruturas foram considerados juvenis (indivíduos entre 1 e 3,5 mm de largura da carapaça).

Para obtenção do peso seco livre de cinzas individual (PSLC), os indivíduos foram secos a 70°C por 48 h, pesados, calcinados em mufla durante 4h a 500°C e novamente pesados. A relação entre a largura da carapaça e o peso corporal foi estimada por meio da função potencial $W = a \cdot LC^b$, onde W é o peso médio individual (mg) em peso seco livre de cinzas (PSLC); LC é a largura da carapaça (mm); a e b são constantes.

2. 2 Crescimento, expectativa de vida e taxa de mortalidade

Para a obtenção dos parâmetros de crescimento foi elaborada uma chave de idade-comprimento. Essa chave de idade-comprimento foi utilizada para ajustar a curva de crescimento de von Bertalanffy com oscilação sazonal (Somers, 1988; Hoenig & Hanumara, 1990) por procedimento não linear com uso do algoritmo quasi-Newton (Gómez & Defeo, 1999; Defeo *et al.*, 2001). Para a elaboração da chave de *A. patagoniensis*, o tamanho no recrutamento ($t=0$), ou seja, o tamanho do menor indivíduo coletado, foi de 1,25 mm. A expectativa de vida foi obtida por meio do comprimento no qual 99% dos indivíduos da população estavam representados (L_{99}) (Cardoso & Veloso, 1996) e também a partir do maior comprimento observado (L_{max}). O índice de *performance* de crescimento *phi prime* (ϕ') foi calculado a partir da fórmula $2\log(L_{\infty}) + \log K$ (Pauly & Munro, 1984).

A taxa de mortalidade instantânea (Z) foi calculada por meio de modelo exponencial simples negativo, pelo método da curva de captura convertida para o comprimento (Pauly *et al.* 1995) no programa FISAT II (Gayanilo *et al.*, 2005). Curvas de crescimento e taxas de mortalidade foram obtidas separadamente para machos e fêmeas. Para tanto, os juvenis foram divididos de forma equitativa entre os sexos.

2. 3 Produção secundária

A produção de *A. patagoniensis* foi estimada de acordo com os métodos da taxa de crescimento específica em peso (TCEP) (Crisp, 1984) e da frequência de comprimento (FC), ou método de Hynes modificado (Hynes & Coleman, 1968; Hamilton, 1969; Benke, 1979; Menzie, 1980). A produção secundária estimada foi referente ao período de outubro/04 a setembro/05, visando, assim, estimar este parâmetro para um ciclo anual de *A. patagoniensis*. Assim, os meses de outubro e novembro/05 não foram utilizados para as estimativas de produção.

3 RESULTADOS

3.1 Estrutura populacional

No presente estudo foi coletado um total de 662 indivíduos durante o período de outubro/2004 a novembro/2005, sendo 119 juvenis, 120 fêmeas e 134 machos, na área A, e 85 juvenis, 94 fêmeas e 110 machos, na área B. O caranguejo *A. patagoniensis* apresentou valor médio de $1,19 \pm 0,11$ indivíduos/galeria na área A e de $1,04 \pm 0,14$ indivíduos/galeria (média $\pm$ desvio padrão) na área B. De uma forma geral, a densidade de *A. patagoniensis* por galeria não apresentou acentuadas flutuações ao longo do período amostral (Figura 4.1), exceto em julho/05 na área B, apesar dos recrutamentos ocorrerem em praticamente todos os meses nas duas áreas (Figuras 4.2 a 4.4).

Os menores indivíduos coletados foram pertencentes à classe de 1 mm (1,25 mm) de largura de carapaça, enquanto que, tanto para machos quanto para as fêmeas, o maior tamanho foi da classe de 11 mm (Figura 4.5). Observou-se uma moda marcada entre os juvenis (classe de 2 e 3 mm, respectivamente para área A e B). Para machos e fêmeas, não foi observada oscilação muito marcante da frequência dos indivíduos. Para os machos, maiores frequências ocorreram nas classes de tamanho 4 e 5 mm, e 4 e 9 mm, respectivamente nas áreas A e B. Para as fêmeas, observou-se maiores frequências nas classes 4, 6 e 9 mm e 4, 8 e 9 mm, respectivamente nas áreas A e B. A menor fêmea ovígera mediu 8,07 mm.

A. patagoniensis se distribuiu na porção média-inferior do mediolitoral, na mesma faixa que *C. major*, apresentando homogeneidade na distribuição ao longo dos perfis das duas áreas (Figura 4.6).

3.2 Crescimento, expectativa de vida e taxa de mortalidade

Os parâmetros de crescimento das fêmeas K , C , e t_0 foram marginalmente significativos, enquanto que, para machos, todos os parâmetros foram significativos

($p < 0,05$) (Tabela 4.1). O parâmetro K foi superior para as fêmeas, porém o comprimento assintótico seguiu padrão oposto (Tabela 4.1). A curva de crescimento para machos e fêmeas está representada na figura 4.7. Os machos e fêmeas apresentaram expectativa de vida semelhantes (Tabela 4.2). Maiores taxas de mortalidade foram estimadas para as fêmeas nos dois anos de estudo (Tabela 4.2 e Figura 4.8). Tanto machos quanto fêmeas apresentaram pequena diminuição do crescimento e em períodos diferentes; julho para os machos e dezembro para as fêmeas.

3.3 Relação peso – comprimento

As regressões entre a largura da carapaça (LC) e o peso médio individual de machos e fêmeas em peso seco livre de cinzas (PSLC) (Figura 4.9) foram significativamente diferentes ($F_{1,160} = 4,14$, $p < 0,05$) e expressas da seguinte forma:

$$\text{Fêmeas: } W_{(\text{mg PSLC})} = 0,0328 * LC_{(\text{mm})}^{2,5446}$$

$$(r = 0,96, F = 883,18, \text{g.l.} = 82, p < 0,0001);$$

$$\text{Machos: } W_{(\text{mg PSLC})} = 0,0273 * LC_{(\text{mm})}^{2,7538}$$

$$(r = 0,96, F = 977,62, \text{g.l.} = 80, p < 0,0001).$$

A diferença significativa entre as regressões deve-se à presença de dimorfismo sexual com os machos apresentando quelípodos com forma diferente e mais robustos do que nas fêmeas (Melo, 1996).

3.4 Produção Secundária

Assim como a densidade, a produção foi inicialmente estimada por galeria *de C. major*, local onde *A. patagoniensis* habita. A produção oscilou pouco entre os sexos e áreas (0,006 e 0,008 g PSLC galeria⁻¹ ano⁻¹), com valores ligeiramente superiores dos machos em relação às fêmeas (Tabela 4.3). As taxas de renovação também foram bastante semelhantes entre os sexos, porém as estimadas para as fêmeas (2,46 e 2,87 ano⁻¹) foram superiores às dos machos (2,24 e 2,38 ano⁻¹). Como não se notou oscilação

temporal na densidade, a variação temporal da produção e da P/B de *A. patagoniensis* não foram calculadas.

Para estimar a produção em metro quadrado, utilizou-se a média de galerias de *C. major* por esta unidade de área durante o período de janeiro/04 a dezembro/04. Nas áreas A e B, *C. major* apresentou densidade média de 6,5 e 5,5 indivíduos m⁻². Assim, as produções (média dos métodos FC e TCEP) de machos e fêmeas na área A foram estimadas em, respectivamente, 0,043 e 0,041 g PSLC m⁻² ano⁻¹. Na área B, estes valores foram estimados em 0,042 e 0,034 g PSLC m⁻² ano⁻¹, respectivamente para os machos e fêmeas.

4 DISCUSSÃO

4.1 Estrutura populacional

De uma forma geral, a distribuição temporal da densidade nas duas áreas foi bastante homogênea, sem acentuadas oscilações nas duas áreas (Figura 4.1), exceto no mês de julho/05, na área A, decorrente de intenso recrutamento. A intensidade dos recrutamentos ocorridos em outubro/04 e julho e setembro/05 na área A, e em outubro e novembro/04 e setembro/05 na área B, não foram suficientes para gerar oscilações acentuadas na densidade.

A população de *A. patagoniensis* da praia do Una (ca 24°S) apresentou densidade média de cerca de 1 ind.galeria⁻¹, inferior à observada por Alves & Rodrigues (2003) na praia semi-protégida do Balneário de Camboriú, SC, (ca 27°S), com média de 2,3 ind.galeria⁻¹. Entretanto, a densidade média de *C. major*, ou seja, a disponibilidade de galerias, na praia do Una (cerca de 6 galerias.m⁻²) foi superior à observada na praia de Balneário de Camboriú (entre 0,7 e 1,3 galeria.m⁻²) (Alves & Rodrigues, 2003). A disponibilidade de galerias calculada a partir da extensão da distribuição de *C. major* na praia do Una (ca 50 metros) e na praia do Balneário de Camboriú (35 metros: ver Tabela 3 de Alves e Rodrigues, 2003) foi de aproximadamente 300 e 35 galeria.m⁻¹, respectivamente. Assim, ao calcular a abundância média de *A. patagoniensis* em metro quadrado e metro linear, obteve-se maior abundância na praia do Una (6,6 ind.m⁻² ou 330 ind.m⁻¹) em relação à praia de Santa Catarina (2,3 ind.m⁻² ou 80 ind.m⁻¹). A maior densidade de ind.galeria⁻¹ na praia do Balneário do Camboriú em relação à praia do Una provavelmente se deve à menor disponibilidade de galerias na primeira praia.

Na praia do Cassino (ca 32°S), contudo, foi observada densidade média de *A. patagoniensis* de 3,1 ind.orifício⁻¹ em orifícios escavados pelo talassinídeo *Sergio mirim* (Alves & Pezzuto, 1998a). Ao contrário de *C. major*, *Sergio mirim* escava mais de um

orifício por galeria (Rodrigues, 1966, 1983). Estes valores foram transformados por Alves & Pezzuto (1998b) em densidades médias de *A. patagoniensis* por metro quadrado de 5,9 e 33,5 ind.m⁻², respectivamente para estratos de menor e maior densidade de *S. mirim*. A partir do gráfico apresentado por esses autores, calculou-se a densidade média de orifícios de *S. mirim* em torno de 6,5 a 7 orifícios.m⁻² (valor aproximado) ao longo dos cerca de 35 metros que correspondem à distribuição deste talassinídeo na praia do Cassino. *C. major* apresentou distribuição ao longo de cerca de 50 metros na praia do Una com densidade de cerca de 6 galerias.m⁻². Desta forma, a disponibilidade de galerias/orifícios correspondeu a aproximadamente 300 galerias.m⁻¹ e 254 orifícios.m⁻¹, respectivamente nas praias do Una e do Cassino, enquanto *A. patagoniensis* apresentou abundância de 330 e 540 indiv.m⁻¹, respectivamente, sendo assim, superior na praia do Cassino. Como a disponibilidade de galerias/orifícios foi semelhante nas duas praias, a maior densidade de ind.orifício⁻¹ na praia do Cassino foi decorrente, provavelmente, de maior disponibilidade alimentar nesta praia.

A. patagoniensis apresentou grande homogeneidade em relação à distribuição ao longo dos perfis nas duas áreas da praia do Una, com pequenas oscilações ao longo desses (Figura 4.6). Alves & Pezzuto (1998b) e Alves & Rodrigues (2003) observaram padrão aleatório na distribuição desse decápode na praia do Balneário de Camburiú e na praia do Cassino, respectivamente. Esses autores atribuíram este padrão ao fato da construção de galerias de talassinídeos fornecer condições favoráveis ao estabelecimento de espécies comensais (Rodrigues & Shimizu, 1997). A ausência da ação das ondas, abrigo contra predação e a constante renovação d'água devido à atividade dos talassinídeos evita condições anóxicas (Rodrigues & Shimizu, 1997) e provê fonte de alimento constante para o filtrador *A. patagoniensis* (Rodrigues, 1966).

Os recrutas (juvenis) ocorreram praticamente em todos os meses amostrados, principalmente em meses de inverno e primavera, indicando uma reprodução contínua (Figuras 4.2 a 4.4). Nos resultados apresentados por Sendim *et al.* (2005) na praia Suja, RJ, observaram-se fêmeas ovígeras e juvenis na maior parte dos meses amostrados, o que indica uma provável reprodução contínua. Padrão reprodutivo contínuo foi também verificado no Baneário do Camboriú, SC, ao contrário do obtido na praia do Cassino, RS, cujo padrão foi sazonal (primavera e verão) (Alves & Pezzuto, 1998a; Alves *et al.*, 2005). A diferença relativa ao período reprodutivo pode ser explicada pela variação latitudinal da temperatura. O padrão latitudinal reprodutivo foi também observado para o isópode *E. braziliensis* (Cardoso & Defeo, 2003) e o anomuro *Emerita brasiliensis* (Defeo & Cardoso, 2002, 2004).

Quando se analisa o tamanho máximo dos indivíduos das populações estudadas nas praias Suja, (ca 23°S) ($LC_{\text{machos}} = 11,0$ mm, $LC_{\text{fêmeas}} = 10,3$) (Sendim *et al.*, 2005), do Una (ca 24°S) ($LC_{\text{machos}} = 11,48$ mm, $LC_{\text{fêmeas}} = 11,22$), do Balneário de Camboriú (ca 27°S) ($LC_{\text{machos}} = 13,6$ mm, $LC_{\text{fêmeas}} = 13,1$) (Alves & Rodrigues 2003; Alves *et al.*, 2005) e do Cassino (ca 32°S) ($LC_{\text{machos}} = 11,5$ mm, $LC_{\text{fêmeas}} = 11,5$) (Alves & Pezzuto, 1998a; Alves *et al.*, 2005), observa-se uma tendência para um aumento do tamanho máximo conforme o aumento da latitude até Santa Catarina. Entretanto, a população de *A. patagoniensis* da praia do Cassino, RS, não segue este padrão (ver discussão adiante).

4.2 Crescimento, expectativa de vida e taxa de mortalidade

Ambos os sexos praticamente não apresentaram diminuição de crescimento (Tabela 4.1), com valores de C muito baixos. A expectativa de vida das fêmeas, tanto quando se considera o maior tamanho, quanto quando o comprimento no qual 99% da população está representada, foi um pouco maior que a dos machos. Inversamente, a mortalidade dos machos foi maior que a das fêmeas, o que pode refletir a diferença

entre as expectativas de vida. Inesperadamente, a mortalidade da população do Una, entre 2,75, e 4,10 ano⁻¹ (Tabela 4.2 e Figura 4.8), para machos e fêmeas, respectivamente, foi semelhante à obtida na praia do Cassino (3,6 ano⁻¹) (ca 32°S) e, como esperado, menor que as obtidas na praia Suja, RJ, (ca 23°S) ($Z_{\text{machos}} = 4,92$ e $Z_{\text{fêmeas}} = 4,44$ ano⁻¹) (Sendim *et al.*, 2006).

No litoral do Rio de Janeiro, Sendim *et al.* (2006), utilizando o L_{99} , estimaram a expectativa de vida de menos de 1 ano, enquanto que, na praia do Cassino, Alves & Pezzuto (1998a) estimaram este parâmetro considerando o 95% do comprimento assintótico em 2 anos. A expectativa de vida para *A. patagoniensis* na praia do Una é, pelo menos para os machos, superior à estimada para a população da praia Suja, RJ, o que era esperado devido à diferença latitudinal. Já em relação às fêmeas, não se pôde fazer tal afirmação, pois Sendim *et al.* (2006) não apresentaram o valor exato da expectativa de vida estimada de cada sexo. No entanto, quando se compara a expectativa de vida de *A. patagoniensis* na praia do Una em relação à da população da praia do Cassino utilizando o maior indivíduo coletado, observa-se valores ligeiramente inferiores na praia do Una, porém inesperadamente próximos para as duas populações (cerca de 2 anos). Ao comparar a expectativa de vida de *A. patagoniensis* nessas duas utilizou-se o maior indivíduo coletado na praia do Una, pois na praia do Cassino o comprimento relativo a 95% do comprimento assintótico foi muito próximo do maior indivíduo coletado (11,42 e 11,5 mm).

Conforme descrito anteriormente, verificou-se uma tendência para o aumento do maior indivíduo de *A. patagoniensis* coletado com o aumento da latitude, porém a população da praia do Cassino não seguiu esta tendência. Espécies de praias arenosas podem ser caracterizadas por alta plasticidade fenotípica (Defeo & McLachlan, 2005). Características da história de vida de populações de praias arenosas podem ser

altamente plásticas ao longo de gradientes latitudinais, com ampla variação da temperatura e outros fatores ambientais levando ao ajustamento da relação ambiente-fenótipo (Defeo & McLachlan, 2005). Diferenças em relação a aspectos da história de vida de populações localizadas em gradientes de latitude têm sido bem documentado (Dugan *et al.* 1991; 1994; Defeo & Cardoso, 2002; Cardoso & Defeo, 2004). Dentre este aspectos, o aumento do tamanho máximo, a diminuição da expectativa de vida e aumento da mortalidade conforme o aumento da latitude e conseqüente diminuição da temperatura foi verificado para *Emerita analoga* (Dugan *et al.* 1991, 1994), *E. brasiliensis* (Defeo & Cardoso, 2002) e *Excironala brasiliensis* (Cardoso & Defeo, 2004). Entretanto, além da temperatura, outras características ambientais, como a disponibilidade alimentar, podem exercer forte influência sobre aspectos da história de vida das populações. Dugan *et al.* (1991, 1994) verificaram correlação significativa positiva entre a disponibilidade alimentar e os comprimentos do maior macho e da menor e maior fêmeas ovígeras. Defeo & Cardoso (2002) observaram que fêmeas de *E. brasiliensis* apresentaram maiores tamanho máximo e parâmetro de curvatura decorrentes de maior disponibilidade alimentar.

Assim, tanto a temperatura como a maior disponibilidade alimentar da praia do Cassino não fornecem suporte à semelhança de características da história de vida entre as populações de *A. patagoniensis* das praias do Una e do Cassino, tais como o tamanho máximo, expectativa de vida e mortalidade, que ocorrem apesar da diferença latitudinal. Além do tamanho máximo, alguns aspectos da biologia reprodutiva das populações de *A. patagonienis* na praia do Una, Balneário do Camboriú e do Cassino não seguem a tendência latitudinal esperada como a semelhança do tamanho da menor fêmea ovígera nas três praias (*ca* 8 mm de largura da carapaça) e tamanhos próximos de maturação tanto para machos quanto para fêmeas entre as populações das praia do Balneário do

Camboriú e do Cassino, observados a partir da análise do crescimento relativo das duas populações (Alves *et al.*, 2005).

Uma hipótese que pode explicar a semelhança entre os parâmetros populacionais supracitados é a possível competição intraespecífica de *A. patagoniensis* na praia do Cassino. Esta espécie habita apenas a porção superior da galeria (Rodrigues, 1966), que possui entre 20 a 40 cm de comprimento e 5 mm de diâmetro (Rodrigues & Shimizu, 1997). A maior densidade por orifício (média de 3,1 ind.orifício⁻¹) na praia do Cassino em relação à do Una pode ter conduzido a um processo de competição intraespecífica. Outra hipótese baseia-se no fato de a população da praia do Cassino habitar galerias de outro talassínideo, *S. mirim*, as quais podem oferecer diferentes condições daquelas fornecidas por galerias de *C. major*. Outra hipótese, ainda, reside no fato de talvez *A. patagoniensis* não apresentar a mesma plasticidade fenotípica observada para outras espécies de praias arenosas. Os valores do índice de performance de crescimento, calculado a partir de estimativas do comprimento assintótico e do parâmetro de curvatura (Pauly & Munro, 1984) das duas populações foram similares (ϕ' entre 2,3 e 2,4 na praia do Una e 2,3 na praia do Cassino), incrementando a semelhança entre aspectos da história de vida das duas populações. Esse parâmetro tende a ser semelhante entre populações da mesma espécie; porém, diversos estudos verificaram diferenças nesse índice entre populações da mesma espécie decorrentes da diferença latitudinal e, conseqüentemente, na temperatura (Defeo & Cardoso, 2002), devido ao estado morfodinâmico das praias (Contreras *et al.*, 2003), ou decorrente de acentuada diminuição na salinidade devido à construção de um canal artificial de água doce (Lozoya & Defeo, 2006).

4.3 Produção secundária e taxa de renovação

Apesar de intensa pesquisa bibliográfica, não se obteve até o momento dados de produção de outra espécie de pinoterídeo. Desta forma, a comparação da produção de *A. patagoniensis* se restringirá a dados de outros grupos/espécies de crustáceos de praias arenosas.

Verificou-se que a produção de *A. patagoniensis* foi bastante baixa, bem inferior às obtidas para decápodes filtradores de praias arenosas expostas brasileiras como *Emerita brasiliensis* (Petracco *et al.*, 2003; Gianuca 1985) e *Callichirus major* (Souza, 1998; presente estudo) (Tabela 4.4). A abundância e a alta taxa de crescimento da primeira espécie (Gianuca, 1985; Petracco *et al.*, 2003) e a alta biomassa da segunda (Souza, 1998) podem explicar maiores produções. O mesmo ocorre ao confrontar os dados de *A. patagoniensis* com os dos peracáridos; porém, a discrepância nos valores de produção é menor, pois a maior parte dos peracáridos apresenta produção inferior a 0,5 g PSLC m⁻² ano⁻¹ (Tabela 4.4). Os peracáridos isópodes e anfípodes são geralmente dominantes em relação à abundância (McLachlan, 1983), o que pode explicar maiores produções.

Quando se compara a taxa de renovação de *A. patagoniensis* com a do decápode talassinídeo filtrador *C. major*, verifica-se que o braquiúro apresentou maior taxa de renovação. *C. major* apresenta baixa taxa de crescimento (ver Souza, 1998), com uma estrutura populacional na qual dominam indivíduos com tamanho intermediário/maiores (Shimizu, 1997; Souza, 1998). A alta longevidade desta espécie, em torno de 3 a 4 anos (Shimizu, 1997; Souza, 1998), corrobora baixos valores de P/B de *C. major*. O decápode filtrador *Emerita*, apesar de possuir maior tamanho que *A. patagoniensis*, apresentou maiores P/B, com exceção do referente a *Emerita analoga* em praia de clima temperado na costa do Chile (*ca* 35°S) (Conan *et al.*, 1975) (Tabela 4.4). De uma forma

geral, organismos menores tendem a apresentar maior P/B que organismos maiores. Esta afirmação baseia-se no fato de que quanto maior o indivíduo menor o seu metabolismo. Segundo Hawkins & Hartnoll (1983), a taxa anual P/B é um indicativo da atividade metabólica de uma população. Ao comparar a expectativa de vida entre o maior indivíduo de *Emerita brasiliensis* de populações no Rio de Janeiro (ca 25°S), cerca de 1,5 anos, (Petracco *et al.*, 2003) e no RS (ca 33°S), entre 1,16 e 1,5 anos, (Gianuca, 1985), com a de *A. patagonienis* (ca 1,7 anos), verifica-se que esta variável, apesar de inferior para *E. brasiliensis*, não pode explicar a acentuada diferença na razão P/B. Como espécies do gênero *Emerita* são migradores mareais com comportamento bastante ativo na zona de espreamento (McLachlan & Brown, 2006), provavelmente seu metabolismo é, apesar do seu maior tamanho, superior ao apresentado por *A. patagoniensis*, que vive em condições amenas proporcionadas pelas galerias. Em estudo pioneiro sobre ecologia de praias, Pearse *et al.* (1942) enfatizaram o rápido crescimento de *Emerita talpoida*. Fatores que influenciam o metabolismo, como a temperatura e disponibilidade alimentar, podem também influenciar o P/B. No litoral do Chile (ca 34°S) *Emerita analoga* apresentou P/B ($0,41 \text{ ano}^{-1}$) (Conan *et al.*, 1975) inferior ao de *A. patagoniensis*. A maior taxa de renovação deste braquiúro pode ser corroborada pela maior expectativa de vida de *E. analoga* (4 anos).

Ao se analisar as taxas de renovação de *A. patagoniensis* verifica-se que estas são semelhantes às obtidas para crustáceos peracáridos, com exceção das estimativas referentes a *Talitrus saltator* (Marques *et al.*, 2003) e *Talorchestia brito* (Gonçalves *et al.* 2003). Neste caso, observa-se que a expectativa de vida corrobora semelhantes P/B. Estas últimas estimativas são, entretanto, totalmente atípicas para as latitude nas quais foram obtidas (ca 37- 42°N).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, E.S. & PEZZUTO, P.R. 1998a. Population dynamics of *Pinnixa patagoniensis* Rathbun, 1918 (Brachyura: Pinnotheridae) a symbiotic crab of *Sergio mirim* (Thalassinidae: Callianassidae) in Cassino Beach, Southern Brazil. *P.S.Z.N. Mar. Ecol.*, 19(1): 37-51.
- ALVES, E.S. & PEZZUTO, P.R. 1998b. Dispersão de *Pinnixa patagoniensis* Rathbun, 1918 (Decapoda: Pinnotheridae) no mediolitoral da praia do Cassino, RS, Brasil. *Atlântica*: 20: 5-21.
- ALVES, E.S. & PEZZUTO, P.R. 1999. Crescimento relativo de *Austinixa patagoniensis* (Rathbun, 1918) (Decapoda:Pinnotheridae), simbiote de *Sergio mirim* (Rodrigues, 1971) (Decapoda: Callianassidae) na praia do Cassino, RS. *Nauplius*, 7: 83-92.
- ALVES, E.S. & RODRIGUES, S. de A. 2003. Distributional patterns of *Austinixa patagoniensis* (Rathbun, 1918) (Decapoda: Pinnotheridae), a symbiotic crab of *Callichirus major* (Decapoda: Callianassidae) in Camboriú Beach, Santa Catarina, Brazil. *J. Coast. Res. (SI)* 35: 408-417.
- ALVES, E.S.; RODRIGUES, S. de A. & PEZZUTO, P.R. 2005. Estudo do crescimento relativo de *Austinixa patagoniensis* (Rathbun) (Decapoda: Pinnotheridae), simbiote de *Callichirus major* (Say) (Decapoda: Callianassidae) no mesolitoral da praia do Balneário Camburiú, Santa Catarina, Brasil. *Revta. bras. Zool.*, 22(3): 784-792.
- ANSELL, A. D.; McLUSKY, D. S.; STIRLING, A. & TREVALLION, A. 1978. Production and energy flow in the macrobenthos of two sandy beaches in the southwest India. *Proc. R. Soc. Edinb.*, 76B: 269-296.
- ANSELL, A.D.; SIVADAS, P.; NARAYANAN, B.; SANKARANARAYANAN, V.N. & TREVALLION, A. 1972. The ecology of two sandy beaches in south west India. I Seasonal changes in physical and chemical factors, and in the macrofauna. *Mar. Biol.*, 17: 38-62.
- BELL, J.L. & STANCYK, S.E. 1983. Population dynamics and reproduction of *Dissodactylus mellitae* (Brachyura: Pinnotheridae) on its sand dollar host *Mellita quinquesperforata* (Echinodermata). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 13: 141-149.
- BENKE, A. C. 1979. A modification of the Hynes method for estimating secondary production with particular significance for multivoltine populations. *Limnol. Oceanogr.*, 24: 186-171.
- CAETANO, C.H.S; CARDOSO, R.S.; VELOSO, V.G. & SILVA, E.S. 2006. Population biology and secondary production of *Excirolana braziliensis* (Isopoda: Cirolanidae) in two sandy beaches of southeastern Brazil. *J. Coast. Res.* 22(4): 825-835.

- CARDOSO, R.S. & DEFEO, O. 2003. Geographical patterns in reproductive biology of the Pan-American sandy beach isopod *Exciorolana brasiliensis*. *Mar. Biol.*, 143: 573-581.
- CARDOSO, R.S. & VELOSO, V.G. 1996. Population biology and secondary production of the sandhooper *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda: Talitridae) at Prainha Beach, Brazil. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 142: 111-119.
- COELHO, P.A. 2005. Descrição de *Austinixa bragantina* sp. nov. (Crustacea, Decapoda, Pinnotheridae) do litoral do Pará, Brasil. *Revta. bras. Zool.*, 22(3): 552-555.
- CONAN, G.; MELO, C. U. & YANI, G. G. 1975. Evaluation de la production d'une population littorale du crabe Hippidae *Emerita analoga* (Stimpson) par intégration des paramètres de croissance et de mortalité. 10th Eur. Symp. *Mar. Biol.*, 2: 129-150.
- CONTRERAS, H.; JARAMILLO, E.; DUARTE, C. & McLACHLAN, A. 2003. Population abundances, growth and natural mortality of the crustacean macroinfauna at two sand beach morphodynamic types in southern Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 76: 543-561.
- CRISP, D. J. 1984. Energy Flow Measurements. In: HOLME, N. A. & McINTYRE, A. D. (eds.). *Methods for the Study of Marine Benthos*. IBP Handbook no. 16 Oxford, Blackwell Scientific Publications. p. 284-372.
- DEFEO, O. & CARDOSO, R.S., 2002. Macroecology of population dynamics and life history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* Atlantic sandy beaches of South America. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 239: 169-179.
- DEFEO, O. & CARDOSO, R.S. 2004. Latitudinal patterns in abundance and life-history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* on South American sandy beaches. *Divers. Distrib.*, 10: 89-98.
- DEFEO, O.; GÓMEZ, J. & LERCARI, D., 2001. Testing the swash exclusion hypothesis in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 212: 159-170.
- DEFEO, O. & McLACHLAN, A. 2005. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 295: 1-20.
- DONN, T. E. & CROKER, R. A. 1986. Seasonal patterns of production in the sandy-beach Amphipod *Haustorius canadensis*. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 22: 675-687.
- DUGAN, J.E.; HUBBARD, D.M. & WENNER, A.M. 1994. Geographical variation in the life history of the sand crab *Emerita analoga* (Stimpson) on the California coast: relationships to environmental variables. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 181: 255-278.

- DUGAN, J.E.; WENNER, A.M. & HUBBARD, D.M. 1991. Geographic variation in the reproductive biology of the sand crab *Emerita analoga* (Stimpson) on the California coast. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 150: 63-81.
- GAYANILO, F.C.Jr.; SPARRE, P. & PAULY, D. 2005. *FAO-ICLARM stock assessment tools II (FISAT II). User's guide*. FAO Computerized Information Series (Fisheries). No. 8, Revised version, Rome, FAO. 168p.
- GIANUCA, N. M. 1985. *The Ecology of a Sandy Beach in Southern Brazil*. Ph.D. Thesis, University of Southampton. 330p
- GÓMEZ, J., & DEFEO, O. 1999. Life history of the sandhopper *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda) in sandy beaches with contrasting morphodynamics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 182, 209-220.
- GONÇALVES, S.C.; MARQUES, J.C.; PARDAL, M.A.; BOUSLAMA, M.F.; GTARI, M. EL. & CHARFI-CHEIKHROUHA, F. 2003. Comparison of biology, dynamics, and secondary production of *Talorchestia brito* (Amphipoda, Talitridae) in Atlantic (Portugal) and Mediterranean (Tunisia) populations. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 58: 901-916.
- GONÇALVES, S.C.; PARDAL, M.A.; CARDOSO, P.G.; FERREIRA, S.M. & MARQUES, J.C. 2005. Biology, population dynamics and secondary production of *Tylos europaeus* (Isopoda, Tylidae) on the western coast of Portugal. *Mar. Biol.*, 147: 631-641.
- GROVE, M.W.; FINELLI, C.M.; WETHEY, D.S. & WOODIN, S.A. 2000. The effects of symbiotic crabs on the pumping activity and growth rates of *Chaetopterus variopedatus*. *J. exp. mar. Biol., Ecol.*, 246:31-52.
- GROVE, M.W. & WOODIN, S.A. 1996. Conspecific recognition and host choice in a pea crab, *Pinnixa chaetoptera* (Brachyura: Pinnotheridae). *Biol. Bull.*, 190: 359-366.
- HAMILTON, A. L. 1969. On estimating annual production. *Limnol. Oceanogr.*, 14: 771-782.
- HASTINGS, M.H. 1981. The life cycle and productivity of an intertidal population of the amphipod *Ampelisca brevicornis*. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 12: 665-677.
- HAWKINS, S.J. & HARTONLL 1983. Grazing of intertidal algae by marine invertebrates. *Oceanogr. Mar. Bio. Ann. Rev.*, 21: 195-282.
- HOENIG, J. M. & HANUMARA, R. C. 1990. A empirical comparison of seasonal growth models. *Fishbyte*, 8 (1): 32-34.
- HYNES, H. B. N. & M. H. COLEMAN, 1968. A simple method of assessing the annual production of stream benthos. *Limnol. Oceanogr.*, 13: 569-573.

- JOHNSON, W.S. 1976. Population energetics of the intertidal isopod *Cirolana harfordi*. *Mar. Biol.*, 36: 351-357.
- LOZOYA, J.P. & DEFEO, O. 2006. Effects of a freshwater canal discharge on an ovoviviparous isopod inhabiting an exposed sandy beach. *Mar. Fresh. Res.*, 57: 421-428.
- MARQUES, J.C.; GONÇALVES, S.C.; PARDAL, M.A.; CHELAZZI, L.; COLOMBINI, I; FALLACI, M.; BOUSLAMA, M.F.; GTARI, M.EL.; CHARFI-CHEIKROUHA, F. & SCAPINI, F. 2003. Comparison of *Talitrus saltator* (Amphipoda, Talitridae) biology, dynamics, and secondary production in Atlantic (Portugal) and Mediterranean (Italy and Tunisia) populations. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 58S: 127-148.
- MANNING, R.B. & FELDER, D.L. 1989. The *Pinnixa cristata* complex in the western Atlantic, with descriptions of two new species (Crustacea:Decapoda: Pinnotheridae). *Smithsonian Contrib. Zool.*, 473, pp. 1-26.
- MARTINS, S.T. & D'INCAO, F. 1996. Os Pinnotheridae de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, Brasil (Decapoda, Brachyura). *Revta. Bras. Zool.*, 13(1): 1-26.
- McLACHLAN, A. 1983. Sandy Beach Ecology - a review. In: McLACHLAN, A & ERASMUS, T. (eds.). *Sandy Beaches as Ecosystems*. The Hague, W. Junk. p. 321-380.
- McLACHLAN, A. & BROWN, A. 2006. *Sandy Beaches as Ecosystems*. Elsevier Science Publishers. Amsterdam, 373p.
- McLACHLAN, A. & SIEBEN, P. R. 1991. Growth and production of *Tylos capensis* Krauss 1843 (Isopoda). *Crustaceana*, 61(1): 43-48.
- MELLO, G.A. 1996. *Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro*. Plêiade/FAPESP, São Paulo. 604p.
- MENZIE, C. A. 1980. A note on the Hynes method of estimating secondary production. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 770-773.
- PAULY, D., MOREAU, J. ABAD, N. 1995. Comparison of age structure and length-converted catch curves of brown trout *Salmo trutta* in two French rivers. *Fish. Res.*, 22: 197-204.
- PAULY, D., & MUNRO, J.L. 1984. Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *Fishbyte*, 2, 21.
- PEARSE, A. S.; HUMM, H.J. & WHARTON, G.W. 1942. Ecology of sand beaches at Beaufort, N. C. *Ecol. Monogr.*, 12: 135-190.
- PETRACCO, M.; VELOSO, V. G. & CARDOSO, R. S. 2003. Population dynamics and secondary production of *Emerita brasiliensis* (Crustacea: Hippidae) at Prainha Beach, Brazil. *P.S.Z.N. Mar. Ecol.*, 24 (3): 385-391.

- RICCIARDI, A. & BOURGET, E. 1998. Weight - to - weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 163: 245-251.
- RODRIGUES, S.A de. 1966. *Estudos sobre Callianassa: sistemática, biologia e anatomia*. Tese de Doutorado, Inst Biociências, Universidade de São Paulo. 168p.
- RODRIGUES, S. de A. & SHIMIZU, R.M. 1997. Autoecologia de *Callichirus major* (Say, 1818) (Crustacea:Decapoda:Thalassinidea) In: ABSALÃO, R. S. & ESTEVES, A M. (Eds.). Ecologia de praias arenosas do litoral brasileiro. Rio de Janeiro, *Oecol. Bras.*, 3: 155-170.
- SENDIM, F.& CARDOSO, R.S. 2006. Aspectos populacionais de *Austinixa patagoniensis* (Decapoda: Pinnotheridae) na praia Suja na ilha da Marambaia, RJ, Brasil. In: *Resumos do Congresso Brasileiro de Biologia Marinha 1*, Niterói, Rio de Janeiro, p.240.
- SENDIM, F.; CARDOSO, R.S. & McALLAN, J.de P. 2005. Biologia populacional de *Austinixa patagoniensis* (Decapoda: Pinnotheridae) na praia Suja na ilha da Marambaia, RJ, Brasil. In: *Resumos do Congresso Brasileiro de Oceanografia 2*, Vitória, Espírito Santo. cd-rom.
- SHIMIZU, R.M 1997. *Ecologia populacional de Scolelepis squamata (Muller, 1806) (Polychaeta:Spionidae) e Callichirus major (Say, 1818) (Crustacea:Decapoda:Thalassinidea) da Praia de Baraqueçaba*. Tese de Doutorado, Universidade do Estado de São Paulo, 49p.
- SOUZA, J R. B. 1998. *Produção secundária da macrofauna bentônica de praia de Atami - PR*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, 129p.
- SOMERS, I. F. 1988. On a seasonally oscillating growth function. *Fishbyte*, 6(1): 8-11.
- VAN SENUS, P. & McLACHLAN, A. 1986. Growth, production, and a partial energy budget for the amphipod, *Talorchestia capensis* (Crustacea; Talitridae) in eastern Cape, South Africa. *P.S.Z.N. Mar. Ecol.*, 7(2) 165-179.
- VELOSO, V. G.; CARDOSO, R. S. & PETRACCO, M. 2003. Secondary production of the intertidal macrofauna of Prainha beach, Brazil. *J. Coast. Res*, 15 (Special Issue): 385-391.
- ZUÑIGA, O.; PENA, R. & CLARKE, M. 1985. Historia de vida y produccion de *Excirolana braziliensis* Richardson, 1912 (Isopoda: Cirolanidae). *Estud. Oceanol.*, 4: 9-19.

TABELAS

Tabela 4.1. *Austinixa patagoniensis*. Parâmetros de crescimento (valor médio $\pm$ erro padrão) estimados por ajuste não linear da função de crescimento de von Bertalanffy.

Parâmetros	Machos			Fêmeas		
	Média	Erro Padrão	p	Média	Erro Padrão	p
L_{∞} (mm)	12,84	2,15440	0,00000	11,51	2,11679	0,00001
K (ano^{-1})	1,27	0,44875	0,00797	2,00	1,08439	0,07533
C	0,20	0,10047	0,04667	0,18	0,96040	0,06201
WP	0,54	0,10748	0,00002	0,94	0,25399	0,00100
t_0 (ano)	-0,06	0,02501	0,01763	-0,05	0,02779	0,05185

Tabela 4.2. *Austinixa patagoniensis*. Expectativa de vida (EV), tamanho máximo ($L_{\max}$) e tamanho no qual 99% da população está representada (L_{99}), índice de performance de crescimento phi prime (ϕ') e taxa de mortalidade (Z).

	$L_{\max}$ (mm)	$EV_{\max}$ (anos)	L_{99}	EV_{99} (anos)	ϕ'	Z (ano^{-1})
Machos	11,48	1,72	10,03	1,11	2,32	2,68
Fêmeas	11,18	1,69	9,92	0,94	2,41	4,12

Tabela 4.3. *Austinixa patagoniensis*. Produção secundária (P) em g PSLC galeria $^{-1}$ ano $^{-1}$ e em g PSLC m $^{-2}$ ano $^{-1}$, biomassa média (B) em g PSLC galeria $^{-1}$ e em g PSLC m $^{-2}$ e taxa de renovação (P/B; ano $^{-1}$) estimadas entre o período de outubro/04 a setembro/05 de acordo com os métodos da taxa de crescimento específica em peso (TCEP) e da frequência de comprimento (FC) para machos e fêmeas nas áreas A e B da praia do Una.

Área A			Machos			Fêmeas	
Método	(unidade)	P	B	P/B	P	B	P/B
TCEP	(galeria $^{-1}$)	0,0065	0,0029	2,24	0,0060	0,0023	2,61
FC	(galeria $^{-1}$)	0,0069	0,0029	2,38	0,0066	0,0023	2,87
TCEP	(m $^{-2}$)	0,0423	0,0189	2,24	0,0390	0,0149	2,61
FC	(m $^{-2}$)	0,0449	0,0189	2,38	0,0429	0,0149	2,87
Área B			Machos			Fêmeas	
Método	(unidade)	P	B	P/B	P	B	P/B
TCEP	(galeria $^{-1}$)	0,0074	0,0033	2,24	0,0059	0,0024	2,46
FC	(galeria $^{-1}$)	0,0078	0,0033	2,36	0,0064	0,0024	2,67
TCEP	(m $^{-2}$)	0,0407	0,0182	2,24	0,0325	0,0132	2,46
FC	(m $^{-2}$)	0,0429	0,0182	2,36	0,0352	0,0132	2,67

Tabela 4.4. Produção g PSLC m-2 ano-1 (P), taxa de renovação (P/B ano⁻¹), expectativa de vida (anos), taxa de mortalidade (Z ano⁻¹), hábito alimentar (HA) e latitude aproximada (LAT) de estudos referentes a grupos de espécies de crustáceos habitantes de praias arenosas. Grupos (G): Decapoda (D), Amphipoda (A), Isopoda (I); Hábito alimentar: filtrador (F), necrófago (P), necrófago/predador (NP), (H) herbívoro e detritívoro (D). Em estudos que apresentam expectativa de vida e de mortalidade para cada sexo foi realizada média entre estes valores. Em estudos que utilizaram mais de um método de produção obteve-se uma estimativa média da produção e da P/B.

G	Espécie	P	P/B	EV	Z	HA	Lat	Fonte
D	<i>Austinixa patagoniensis</i>	0,08	2,5	1,02	3,43	F	24°S	Este estudo (área A)
D	<i>Austinixa patagoniensis</i>	0,07	2,4	1,02	3,43	F	24°S	Este estudo (área B)
D	<i>Emerita holthuisi</i>	-----	12,6	0,58	-----	F	10°S	Ansell <i>et al.</i> (1972; 1978)
D	<i>Emerita brasiliensis</i>	39	8,1	0,67	8,2	F	23°S	Petracco <i>et al.</i> (2003)
D	<i>Emerita brasiliensis</i>	150	6,5	0,71	10,3	F	23°S	Petracco <i>et al.</i> (2003)
D	<i>Emerita brasiliensis</i>	238	7,3	1,33	-----	F	33°S	Gianuca (1985)
D	<i>Emerita analoga</i> *	247	0,4	> 3	2,1	F	35°S	Conan <i>et al.</i> (1975)
D	<i>Callichirus major</i>	9,34	1,0	3	2,7	F	25°S	Souza (1998)
I	<i>Excirolana braziliensis</i>	0,26	1,7	1,67	2,8	NP	23°S	Veloso <i>et al.</i> (2003)
I	<i>Excirolana braziliensis</i>	0,08	1,7	1,55	3,4	NP	23°S	Caetano <i>et al.</i> (2006)
I	<i>Excirolana braziliensis</i>	0,56	2,2	1,68	2,7	NP	23°S	Caetano <i>et al.</i> (2006)
I	<i>Excirolana braziliensis</i> *	1,9	3,7	1,25	0,2	NP	23°S	Zuñiga <i>et al.</i> (1985)
I	<i>Excirolana armata</i>	0,46	3,5	0,88	5,2	NP	24°S	Este estudo (1° ano)
I	<i>Excirolana armata</i>	0,58	3,1	0,83	7,1	NP	24°S	Este estudo (2° ano)
I	<i>Excirolana armata</i>	0,35	1,9	1,55	2,7	NP	25°S	Souza (1998)
I	<i>Cirolana harfordi</i>	-----	2,4	2,00	-----	P	36°N	Johnson (1976)
I	<i>Tylos capensis</i>	-----	1,4	4,50	0,8	N	33°S	McLachlan & Sieben (1991)
I	<i>Tylos europaeus</i>	0,08	1,6	3,50	-----	H	40°S	Gonçalves <i>et al.</i> (2005)
A	<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i>	0,29	2,3	1,48	2,0	D	23°S	Cardoso & Veloso (1996)
A	<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i>	0,28	2,2	1,10	2,7	D	23°S	Cardoso & Veloso (1996)
A	<i>Talorchestia capensis</i>	-----	2,2	1,75	0,2	D	33°S	Van Sensus & McLachlan, (1986)
A	<i>Talitrus saltator</i>	0,61	7,3	0,58	-----	H	37°N	Marques <i>et al.</i> (2003)
A	<i>Talitrus saltator</i>	0,7	5,7	0,75	-----	H	40°N	Marques <i>et al.</i> (2003)
A	<i>Talitrus saltator</i>	0,12	8,2	0,63	-----	H	42°N	Marques <i>et al.</i> (2003)
A	<i>Talorchestia brito</i>	0,22	7,5	0,54	-----	H	37°N	Gonçalves <i>et al.</i> (2003)
A	<i>Talorchestia brito</i>	0,19	5,9	0,63	-----	H	40°N	Gonçalves <i>et al.</i> (2003)
A	<i>Haustorius canadensis</i>	1,2	1,5	2,00	-----	F	43°N	Donn & Croker (1986)
A	<i>Ampelisca brevicornis</i> *	1,1	3,2	1,00	-----	----	54°N	Hastings (1981)

* valores transformados em PSLC por meio dos fatores de conversão segundo Ricciardi & Bourget (1998).

FIGURAS

Figura 4.1. *Austinixa patagoniensis*. Variação temporal da densidade (número de ind./galeria) nas áreas A (●) e B (○) da praia do Una, durante o período de outubro/2004 e novembro/2005. As barras verticais indicam o desvio padrão.

Figura 4.2. *Austinixa patagoniensis*. Distribuição mensal de freqüências de classes de comprimento de juvenis (barras cinzas), machos (■) e fêmeas (□) entre o período de outubro/2004 a novembro/2005 na área A da praia do Una. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês com a respectiva densidade (ind/galeria).

Figura 4.3. *Austinxia patagoniensis*. Distribuição mensal de freqüências de classes de comprimento de juvenis (barras cinzas), machos (■) e fêmeas (□) entre o período de outubro/2004 a novembro/2005 na área B da praia do Una. No mês de abril não foi realizada amostragem nesta área. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês com a respectiva densidade (ind/galeria).

Figura 4.4. *Austinixa patagoniensis*. Porcentagem de juvenis, fêmeas, fêmeas ovígeras e machos nas áreas A (gráfico superior) e B (gráfico inferior) da praia do Una. O número abaixo dos meses indica a respectiva densidade. No mês de janeiro/2005 não foi realizada amostragem nas duas áreas. Em abril/2005 não foi realizada amostragem na área B.

Figura 4.5. *Austinixa patagoniensis*. Distribuição da frequência de comprimento de juvenis (barras cinzas), machos (■) e fêmeas (□) entre o período de outubro/2004 a novembro/2005, nas áreas A e B da praia do Una.

Figura 4.6. *Austinixa patagoniensis*. Distribuição espacial nas áreas A (●) e B (○) da praia do Una, durante o período de outubro/2004 e novembro/2005. O zero indica o limite inferior da vegetação. As barras verticais indicam o desvio padrão.

Figura 4.7. *Austinixa patagoniensis*. Curva de crescimento estimadas para machos (●) e fêmeas (○) segundo a função de von Bertalanffy. Os pontos representam os comprimentos modais determinados pela rotina NORMSEP.

Figura 4.8. *Austinixa patagoniensis*. Curva de captura convertida para o comprimento de machos (●) e fêmeas (○).

Figura 4.9. *Austinixa patagoniensis*. Relação potencial entre o peso seco livre de cinzas individual e a largura da carapaça de machos (●) e fêmeas (○).

CAPÍTULO 5

DINÂMICA POPULACIONAL E PRODUÇÃO SECUNDÁRIA DE *Callichirus major* (SAY, 1818) (THALASSINIDEA, CALLIANASSIDAE)

1 INTRODUÇÃO

O decápodo *Calichirus major* (Say 1818), popularmente conhecido como “corrupto”, vive em galerias na região entremarés e no infralitoral de praias protegidas (Shimizu, 1997) e expostas (Souza, 1998), atuando como filtrador (Rodrigues & Shimizu, 1997). Essa espécie ocorre desde a Carolina do Norte, EUA até o sul do Brasil (Rodrigues, 1983; Dworschak, 2000) e apresenta importante papel nos ecossistemas de praias devido a sua atividade bioturbadora e ao fato de suas galerias fornecerem condições favoráveis ao estabelecimento de diversas espécies comensais, como braquiúros, bivalves, e copépodes (Rodrigues & Shimizu, 1997).

C. major foi estudada sob diversos aspectos, tais como, desenvolvimento larval (Rodrigues, 1976; Strasser & Felder, 1999a), comportamento larval durante o recrutamento (Strasser & Felder, 1999b, 1999c), densidade e crescimento relativo (Rodrigues, 1983) e estrutura das galerias (Rodrigues & Shimizu, 1997), entre outros. Especificamente no Brasil, a ecologia desta espécie foi objeto de estudos com diversos enfoques na região sul (Souza, 1998; Souza, & Borzone, 2003) e sudeste (Rodrigues, 1983; Shimizu, 1997; Rodrigues & Shimizu, 1997, Shimizu & Rosso, 2000) e, recentemente, no nordeste da costa brasileira (Botter-Carvalho *et al.*, 2002, 2007). Esta diversidade de estudos reflete a frequência, abundância e alta biomassa que esta espécie pode alcançar e, certamente, devido ao fato de *C. major* ser utilizado como isca, desde a década de 80, no litoral do Brasil, sendo, assim, relevante entender as conseqüências desta atividade na biologia desta espécie (Shimizu, 1997; Souza, & Borzone, 2003, Botter-Carvalho *et al.*, 2007). Entretanto, até o momento, apenas uma estimativa de produção secundária foi obtida para essa importante espécie de praias arenosas (Souza,

1998; Souza *et al.*, 1998). O presente estudo investigou alguns aspectos da dinâmica populacional e estimou a produção e taxa de renovação de *C. major* na praia do Una, na Estação Ecológica Juréia-Itatins, litoral sul de São Paulo, onde a extração deste crustáceo é proibida, propiciando, assim, um estudo adequado de aspectos da biologia desta população.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Amostragem, cálculo da densidade e procedimentos laboratoriais

As coletas foram realizadas durante o período de janeiro/04 a dezembro/04, na praia do Una, em maré baixa de sizígia, em duas áreas situadas na porção norte do arco praial, separadas por cerca de 3 km: área A ($24^{\circ}28,67' S$ e $47^{\circ}07,36' W$) e área B mais ao norte ($24^{\circ}27,53' S$ e $47^{\circ}05,86' W$) (Figura 1.1). Em cada área, um transecto foi estabelecido ao longo da face praial, perpendicularmente à linha d'água, estendendo-se desde o limite inferior da vegetação da berma até a zona inferior de espraçamento, com estações dispostas a cada 8 metros. A densidade de *C. major* foi obtida nas duas áreas utilizando-se um quadrado metálico com 1 metro de lado também em estratos distribuídos de 8 em 8 metros. Em cada área a densidade foi estimada pela contagem do número de orifícios encontrados em 10 quadrados contíguos de 1 metro de lado em cada estrato. Para cálculos da densidade e biomassa, cada orifício correspondeu a um indivíduo (Rodrigues, 1983).

Os indivíduos foram capturados com bomba de sucção de 5 cm de diâmetro, sendo que cerca de 100 indivíduos distribuídos de forma equitativa entre as estações foram amostrados mensalmente. Os indivíduos foram conservados em formol a 4 % neutralizado. Estimativas do crescimento e da produção de *C. major* foram estimados a partir dos dados obtidos dos indivíduos capturados na área B, uma vez que, na área A, a captura apresentou maior dificuldade, devido ao fato de nessa última área o sedimento ser menos fino.

O comprimento da linha talassínica dos indivíduos de *C. major* coletados na área B foi medido com paquímetro de 0,05 mm de precisão. Esses indivíduos foram agrupados em classes de tamanho de 1mm. O sexo dos indivíduos foi determinado com

auxílio de estereomicroscópio para a observação da localização dos gonóporos (segundo e quarto par de pereiópodos nos machos e fêmeas, respectivamente).

Para obtenção do peso seco livre de cinzas individual (PSLC), os indivíduos foram secos a 70°C por 48 h, pesados, calcinados em mufla durante 4h a 500°C e novamente pesados. A relação entre o comprimento total e o peso corporal foi estimada por meio da função potencial $W = a \cdot CLT^b$, onde W é o peso médio individual (g) em peso seco livre de cinzas (PSLC); CLT é o comprimento da linha talassínica (mm); a e b são constantes.

2.2 Crescimento, expectativa de vida e taxa de mortalidade

Para a obtenção dos parâmetros de crescimento foi elaborada uma chave de idade-comprimento. Essa chave de idade-comprimento foi utilizada para ajustar a curva de crescimento de von Bertalanffy com oscilação sazonal (Somers, 1988; Hoenig & Hanumara, 1990) por procedimento não linear com uso do algoritmo quasi-Newton (Gómez & Defeo, 1999; Defeo *et al.*, 2001). A elaboração da chave de *C. major* iniciou-se a partir do menor indivíduo coletado (4 mm), comprimento esse associado à idade de 7 meses, que corresponde ao período intermediário (dezembro), no qual as fêmeas ovígeras apresentaram altas abundâncias (entre outubro e fevereiro) e os indivíduos de 4 mm foram coletados na praia do Una (julho/04). Cabe ressaltar que indivíduos recém-recrutados de *C. major*, assim como de outros talassinídeos, não produzem aberturas de galerias visíveis (Shimizu & Rodrigues, 2000) ou habitam o infralitoral, não sendo desta forma coletados (Souza, 1998; Shimizu, 1997; Pezzuto, 1998). Shimizu (1997) e Shimizu & Rodrigues (2000) estimaram o tempo entre o recrutamento e a construção de aberturas de galerias visíveis entre 5 a 8 meses, ou seja, um período próximo ao estimado na praia do Una. Assim, o tamanho no recrutamento ($t=0$) estimado para as outras espécies, não foi obtido para *C. major*.

Como o parâmetro t_0 das fêmeas não foi significativo (ver adiante), utilizou-se o mesmo valor obtido para os machos, uma vez que esse parâmetro não tende a se alterar entre os sexos.

A expectativa de vida foi estimada considerando-se o comprimento do maior indivíduo coletado da mesma forma que Shimizu (1997), Souza *et al.*, (1998) e Botter-Carvalho *et al.* (2007), visando a comparação dessa variável na praia do Una com as demais populações supracitadas. Para machos, entretanto, observou-se apenas um indivíduo de 16 mm. Como não foi verificado nenhum macho na classe de 15 mm, e considerando que o comprimento de 16 mm é quase idêntico ao L_{∞} , o que poderia sobrestimar a expectativa de vida dos machos, o tamanho utilizado para o cálculo de expectativa de vida foi do maior organismo da classe de 14 mm (14,9 mm).

A taxa de mortalidade instantânea (Z) foi calculada por meio de modelo exponencial simples negativo, pelo método da curva de captura convertida para o comprimento (Pauly *et al.* 1995) disponível no programa FISAT II (Gayanilo *et al.*, 2005). Curvas de crescimento e taxas de mortalidade foram obtidas separadamente para machos e fêmeas. O índice de *performance* de crescimento phi prime (ϕ') foi calculado a partir da fórmula $2\log(L_{\infty}) + \log K$ (Pauly & Munro, 1984).

2.3 Produção secundária

A produção secundária foi obtida por meio dos métodos da taxa de crescimento específica em peso (TCEP) (Crisp, 1984) descrito no segundo capítulo.

2.4 Análises estatísticas

Correlações lineares de Pearson foram utilizadas com o objetivo de verificar possíveis relações entre a densidade da população e os fatores ambientais como inclinação da praia, clorofila *a* e o material orgânico em suspensão (MOS).

O teste do Qui-Quadrado χ^2 foi empregado para verificar possível diferença na proporção entre os sexos. Para testar a significância da regressão peso-comprimento de machos e fêmeas, os dados foram linearizados por meio de transformação logarítmica $\log(x+1)$, e submetidos ao teste da ANOVA. A normalidade dos dados foi verificada por meio do teste de Smirnov-Kolmogorov. Posteriormente uma ANCOVA foi empregada para verificar uma possível diferença entre as regressões de machos e fêmeas, utilizando o comprimento como covariável. Em todas as análises, o nível de significância de 5 % foi adotado (Zar, 1996).

3 RESULTADOS

3.1 Estrutura populacional

No período de estudo foram coletados 1034 indivíduos na área B, dos quais 610 eram fêmeas e 424, machos. Os menores indivíduos coletados para machos e fêmeas possuíam 4 mm de comprimento da linha talassínica (CLT). Apenas um macho alcançou tamanho maior (16 mm) que as fêmeas (14,9 mm) (Figura 5.1).

A razão sexual da população, 0,69:1 (machos:fêmeas), foi significativamente diferente do valor esperado de 1:1 ($\chi^2 = 33,46$; g.l. =1; $p < 0,0001$). Diferenças na razão sexual deslocadas para as fêmeas foram também identificadas em maiores classes de tamanho, de 11 a 13 mm, nas quais as fêmeas apresentaram maior frequência ($\chi^2 = 12,30, 42,80$ e $26,85$; $p < 0,001$, respectivamente). Entretanto, entre as classes de 6 a 9 mm os machos apresentaram maiores porcentagens que as fêmeas.

As fêmeas apresentaram um moda bem marcada na classe de 12 mm. Já os machos não apresentaram uma moda tão acentuada, e tiveram maior frequência entre as classes de 10 a 12 mm, embora o maior indivíduo coletado tenha sido um macho de 16 mm.

Foi registrada densidade média de $6,64 \text{ ind m}^{-2} \pm 1,67$ na área A, e de $5,45 \text{ ind m}^{-2} \pm 1,05$ (média $\pm$ desvio padrão) na área B (Figura 5.2). Na área B observou-se um aumento da densidade após o mês de julho/04 e uma menor oscilação temporal dos valores de densidade, sem a presença de picos marcantes, com exceção dos ocorridos em agosto e outubro provavelmente associados ao processo de recrutamento (Figuras 5.2 e 5.3).

Nas duas áreas, não foi observada correlação significativa entre a densidade de *C. major* e os fatores inclinação da praia, clorofila *a*, material orgânico em suspensão e a temperatura d'água do mar.

Fêmeas ovígeras ocorreram durante o período de outubro a fevereiro (observação pessoal). Na figura 5.3, observa-se o início do recrutamento no fim do outono (junho/04) e sua intensificação no final do inverno e início da primavera (set/out/nov/04). Durante o verão e maior parte do outono não ocorreram recrutamentos, podendo ser observado de janeiro a maio um padrão de deslocamento das modas de machos e fêmeas para classes maiores, com praticamente ausência de indivíduos entre 4 e 6 mm.

O nível médio da linha d'água, determinado ao longo do período de janeiro a dezembro/04, foi de 92 e 97 m, respectivamente para as áreas A e B. A distribuição espacial de *C. major* ocorreu na zona média-inferior do mediolitoral (Figura 5.4), com comportamentos diferentes nas duas áreas. Na área A, com um limite superior de distribuição acima do observado na área B, picos de densidade ocorreram na parte superior-média da distribuição de *C. major* (ca 72-80 m), com tendência ao decréscimo da densidade em direção a linha d'água. Já na área B, não se observou picos de densidade ao longo da distribuição, mas sim um crescimento suave da densidade até atingir um patamar próximo à linha d'água média (ca 96 m), que se manteve constante em direção ao infralitoral (Figura 5.4).

3.2 Crescimento, expectativa de vida e mortalidade

Os valores de L_{∞} , K , do índice ϕ' e da expectativa de vida foram muito semelhantes entre os sexos (Tabelas 5.1 e 5.2). Tanto machos quanto fêmeas apresentaram pequena oscilação sazonal no crescimento, como indicado pelo valor do parâmetro C ($C=0,20$). No entanto, esse parâmetro não foi significativo para ambos os sexos. A taxa de mortalidade dos machos foi ligeiramente superior à das fêmeas. As curvas de crescimento e da captura convertida para o comprimento de machos e fêmeas de *C. major* estão representadas nas figuras 5.5 e 5.6, respectivamente.

3.3 Relação peso – comprimento

As regressões entre o comprimento da linha talassínica (CLT) e o peso médio individual de machos e fêmeas em gramas de peso seco livre de cinzas (PSLC) (Figura 5.7) apresentaram diferença significativa ($F_{1,90} = 3,05$, $p < 0,001$). As regressões e respectiva significância foram expressas da seguinte forma:

Fêmeas: $W_{(g\ PSLC)} = 0,0003 * CLT_{(mm)}^{2,9638}$ ($r = 0,95$, $F = 191,31$, g.l. = 47, $p < 0,0001$);

Machos: $W_{(g\ PSLC)} = 0,0002 * CLT_{(mm)}^{3,2280}$ ($r = 0,96$, $F = 185,73$, g.l. = 44; $p < 0,0001$).

3.3 Produção secundária e taxa de renovação

A produção de machos e fêmeas de *C. major* foi, respectivamente, de 1,07 e 1,28 g PSLC m⁻² ano⁻¹. Inversamente, a taxa de renovação das fêmeas foi inferior à dos machos, porém bastante próximas, estimadas em 0,96 e 1,15 ano⁻¹.

Em relação à variação mensal da P/B (Figura 5.8) observa-se pequena oscilação dessa variável para machos e fêmeas, com exceção do maior valor registrado para os machos no mês de setembro/04. A distribuição da produção por classes de tamanho diferiu entre os sexos. Para machos, um pico de produção ocorreu na classe de 10 mm, enquanto que para as fêmeas, um pico de produção foi observado na classe de 12 mm (Figura 5.9).

4 DISCUSSÃO

Proporções sexuais deslocadas para as fêmeas são verificadas na maioria das populações de talassinídeos (Souza *et al.*, 1998; Shimizu, 1997, Pezzuto, 1998). A população de *C. major* apresentou menor proporção de machos na praia do Una (0,69:1, machos: fêmeas), o mesmo ocorrendo nas classes de tamanho maiores (11 a 13 mm). Porém, nas classes inferiores, de 6 a 9 mm, ocorreu maiores porcentagens de machos. Shimizu (1997) obteve uma razão sexual de 1:2,5 para *C. major* deslocada para as fêmeas da praia de Baraqueçaba, litoral norte do estado de São Paulo (ca 24°S), enquanto que Souza *et al.* (1998) verificaram que as fêmeas totalizaram cerca de 63% dentre os indivíduos coletados na praia de Atami, Paraná (ca 25°S). Este padrão de proporção sexual em calianassídeos tem sido explicado por diversas hipóteses (Shimizu, 1997). Segundo Felder & Lovett (1989), a mortalidade diferencial de machos adultos decorrente de combates pode explicar este padrão populacional. Outra hipótese levantada por Dumbald *et al.* (1996) baseia-se na predação diferencial de machos no momento que estes saem de suas galerias à procura de fêmeas.

Alguns autores têm apontado o estado morfodinâmico da praia como importante fator que afeta as estimativas da densidade dos talassinídeos, pois processos de erosão e deposição podem “romper” as aberturas das galerias, o que pode mascarar os dados reais de densidade (Howard & Frey, 1975; *apud* Botter-Carvalho *et al.*, 2002). Assim, as estimativas de densidade de *C. major*, apesar de facilitadas pela ocorrência de apenas 1 indivíduo por galeria (Rodrigues, 1983) (ao contrário de outras espécies desse grupo que constroem sistema de galerias, como, por exemplo, *Sergio mirim* - ver Pezzuto, 1998), devem ser avaliadas com extrema cautela. A estimativa de densidade por meio da observação de aberturas de galerias pode subestimar esta variável, uma vez que os organismos menores, recém recrutados, vivem em galerias com aberturas muito

pequenas, dificilmente visualizadas (Shimizu & Rosso, 2000). Outros fatores além do tamanho dos indivíduos, como erosão e deposição do sedimento e o tipo de sedimento, podem também resultar em estimativas errôneas. Entretanto, como *C. major* habita galerias com mais de 1,5 metros de profundidade (Rodrigues & Shimizu, 1997), este método, apesar de ser bastante suscetível a erros, é o único disponível.

Os valores de densidade obtidos na praia do Una, entre 5,45 e 6,64 ind.m⁻², são inferiores àqueles observados na praia de Atami, Paraná, por Souza *et al.* (1998) (10.1 ind.m⁻²), porém superiores aos descritos por Shimizu (1997) e Botter-Carvalho *et al.* (2002), respectivamente, nas praias de Baraqueçaba (litoral de São Paulo) e da Piedade, Pernambuco (ca 8°S). A praia de Atami é uma praia dissipativa (Souza, 1998), com baixa atividade de extração (Souza & Borzone, 2003). A praia de Baraqueçaba é uma praia protegida, com sedimento caracterizado como areia fina (Shimizu, 1997) e com baixos valores de declividade (Shimizu, 1991). Em abril de 1994, *C. major* apresentava densidade em torno de 6 indiv. m⁻², porém, após um derramamento de petróleo na praia de Baraqueçaba (Shimizu, 1997) em maio de 1994, a densidade da população diminuiu, estabilizando em cerca de 2 indiv.m⁻² até dezembro de 1995. A praia de Piedade é uma praia exposta, com areias finas, apresentando densidade de 1 a 2 ind. m⁻² (Botter-Carvalho *et al.*, 2002). Segundo Botter-Carvalho *et al.* (2007), a população de *C. major* é bastante explorada na praia da Piedade (cerca de 30 pescadores/dia capturam seletivamente indivíduos maiores). Seria esperado que os valores de densidade estimados na praia do Una fossem próximos aos obtidos em Atami, já que a praia do Una também é uma praia dissipativa e situada dentro de uma estação ecológica onde é proibida a extração deste crustáceo. Entretanto, logicamente, outros fatores como disponibilidade alimentar (apesar de não ter sido observada correlação significativa entre a densidade e a clorofila *a* e MOS da água do mar na praia do Una), predação,

entre outros, precisam ser analisados para melhor elucidar os fatores mais importantes na densidade de *C. major*.

As diferenças na distribuição espacial dessa espécie nas duas áreas da praia do Una podem ser decorrentes das diferenças da granulometria e da posição da linha d'água média entre as áreas A (ca 92 m) e B (ca 97 m). Picos de densidade na faixa intermediária da distribuição de *C. major* na área A, seguidos por diminuição da densidade em direção ao infralitoral, podem ser decorrentes do aumento do diâmetro do grão médio ao longo da face da praia (ver Figura 1.4, capítulo 1). Já na área B, praticamente não ocorre mudança do diâmetro médio do grão ao longo da face da praia, o que pode ter conduzido à ausência de picos marcantes na distribuição de *C. major* nessa área. O fato de *C. major* apresentar limite superior de distribuição na área A em relação à área B está associado ao fato de, na área A, a linha d'água média ter ocorrido em posição superior em relação à área B, e de, provavelmente, o espreado na área A alcançar uma faixa mais superior da face da praia, apesar da maior inclinação observada na área A. Nas duas áreas, a distribuição de *C. major* parece se estender ao infralitoral conforme também verificado por Souza (1998).

Em relação ao período reprodutivo de *C. major*, indicado pela presença de fêmeas ovígeras, verificou-se diferenças entre populações em função da temperatura e da disponibilidade alimentar. Na praia do Una foi verificada presença de fêmeas ovígeras entre os meses de outubro e fevereiro (observação pessoal), enquanto que, na praia de Atami, este período foi mais restrito, e compreendeu os meses de novembro a janeiro (Souza, 1998). Na praia de Baraqueçaba, fêmeas ovígeras ocorreram no período de agosto a dezembro/janeiro (Shimizu, 1997). No entanto, em latitude semelhante, na praia de José Menino, Santos, Rodrigues (1983) relatou a presença de fêmeas ovígeras ao longo de todo o ano. Segundo Rodrigues & Shimizu (1997), tal fato deve-se à alta

disponibilidade alimentar nessa praia decorrente de efeito antrópico de despejos de esgostos. Na praia da Piedade, fêmeas ovígeras também ocorreram praticamente durante todo o ciclo anual (Botter-Carvalho *et al.*, 2007), decorrente, provavelmente, da baixa latitude da região de estudo e, conseqüentemente, da alta temperatura da água do mar.

O recrutamento na praia do Una iniciou-se no final do inverno, e intensificou-se na primavera. Eventos de recrutamento também foram registrados na primavera nas praias de Baraqueçaba e Atami (Shimizu, 1997; Souza 1998). Porém, Souza (1998) verificou outro pico de recrutamento que ocorreu durante o outono (maio).

Shimizu (1997) verificou picos populacionais recorrentes entre os anos no mês de outubro, associando-os a eventos de recrutamento. Na área B, observou-se maiores valores de densidade a partir de agosto/04, principalmente em agosto e outubro/04, provavelmente devido ao recrutamento que teve início em junho/04. O maior pico de densidade na área A, que ocorreu em setembro, também deve refletir o recrutamento (Figura 5.2).

No mês de julho, em ambas as áreas, foram registradas as menores densidades. Tal fato também foi observado por Souza (1998), que o atribuiu à mortalidade e/ou à diminuição da atividade escavadora neste período. A hipótese de alta mortalidade na praia do Una é improvável. No mês de julho/2004, baixos valores de densidade foram estimados para as duas áreas, apesar do recrutamento ter iniciado neste mês (Figura 5.3), o que torna esperado, desta forma, um aumento da densidade populacional e não o inverso, como pode ser observado nas figuras 4.2 e 4.3. Assim, na praia do Una, provavelmente, grande parte dos orifícios foram “soterrados” devido ao intenso revolvimento do sedimento decorrente de forte frente fria indicada por fortes chuvas e altas ondas no local (observação pessoal e dados de salinidade da tabela 1.1, capítulo 1), apesar da ausência de correlação entre a inclinação da praia e a densidade de *C. major*.

Além disso, Botter-Carvalho *et al.* (2002) detectaram que variações devido a processos de erosão e deposição, que se refletem nos perfis da praia, afetaram estimativas de densidade, porém não a estrutura de tamanho da população, refutando, assim, a hipótese de que indivíduos menores teriam maior dificuldade para manter seus respectivos orifícios abertos durante estes processos sedimentares. Portanto, como muito bem observado por Botter-Carvalho *et al.* (2002), a contagem dos orifícios de calianassídeos para estimar a densidade é um grande problema para o estudo de espécies deste grupo, pois a densidade estimada pode sofrer grandes flutuações temporais que não refletem reais flutuações da população.

Nas distribuições das classes de tamanho de *C. major* na praia do Una, as fêmeas apresentaram maiores frequências em classes de tamanho superiores, com distribuição assimétrica deslocada para as classes de maior tamanho, quando comparada à distribuição menos assimétrica dos machos (Figura 5.1). Este padrão assemelha-se muito ao do também talassinídeo *Sergio mirim* na praia do Cassino (Pezzuto, 1988). Contudo, na praia do Una o maior indivíduo coletado foi macho, pertencente à classe de 16 mm (apenas um indivíduo), enquanto que a maior fêmea coletada pertenceu à classe de 14 mm. Para a população estudada na praia de Baraqueçaba, Shimizu (1997) verificou padrão inverso para distribuição de modas, com os machos apresentando moda em classe maior que as fêmeas (14 e 13 mm, respectivamente), e alcançando o maior comprimento que as fêmeas (16 e 15 mm, respectivamente). Na praia de Atami, tanto machos quanto fêmeas alcançaram tamanho máximo na classe de 14 mm. Assim, não se verificou, a partir dos estudos supracitados, um padrão latitudinal em relação aos maiores indivíduos. Tal fato provavelmente é decorrente da pequena amplitude latitudinal em questão (*ca* 23-25°S). Entretanto, segundo Botter-Carvalho *et al.* (2007), o tamanho reduzido do maior indivíduo coletado na praia da Piedade (*ca* 8°S) (12,6

mm) em relação as demais populações de *C. major* se deve à exploração seletiva de organismos maiores nessa praia. Além disso, este comprimento não é muito inferior aos obtidos nas praias do Una e de Atami, ao considerar a grande diferença latitudinal entre as populações.

A expectativa de vida de *C. major* nas praias do Una (3,16 anos), de Atami (cerca 3 anos) (Souza, 1998), e da Baraqueçaba (no mínimo 4 anos) (Shimizu, 1997) foram semelhantes. Na praia da Piedade, expectativas de vida de cerca de 2,05 a 2,26 anos foram estimadas, respectivamente, para fêmeas e machos (Botter-Carvalho *et al.*, 2007). Segundo esses autores, a menor expectativa de vida estimada, assim como o tamanho do maior indivíduo amostrado da população da praia da Piedade em relação às demais populações, é reflexo da forte exploração dessa população, principalmente dos indivíduos mais velhos. Ao estimar a expectativa de vida a partir do comprimento relativo a 95% do comprimento assintótico, a expectativa de vida (*ca* 3,3 anos) (Botter-Carvalho *et al.*, 2007) se assemelha às obtidas para as populações das praias do Una, de Atami e da Baraqueçaba.

Em relação à mortalidade para a população da praia do Una, verificou-se que este parâmetro foi ligeiramente superior para os machos ($Z = 2,47$ e $2,68 \text{ ano}^{-1}$, respectivamente para fêmeas e machos). Uma possível explicação para a maior mortalidade entre os machos, apesar dessa diferença ser pequena, pode ser decorrente de combates entre os mesmos. Felder & Lovett (1989) indicaram que os combates entre os machos como uma possível causa para o deslocamento da proporção sexual para as fêmeas. Da mesma forma, esta pode ser a razão para a maior mortalidade observada para os machos na praia do Una. Souza (1998) estimou valores de mortalidade na praia de Atami ($2,75$ e $3,84 \text{ ano}^{-1}$, respectivamente, para machos e fêmeas) ligeiramente superiores aos obtidos na praia do Una. Na praia da Piedade, altas taxas de mortalidade

foram estimadas, em torno de 3,08 e 3,96 ano⁻¹, para fêmeas e machos, respectivamente, segundo os autores, decorrentes da forte exploração da população.

Os índices de performance de crescimento ϕ' estimados nas praia do Una, de Baraqueçaba, de Atami e da Piedade foram muito próximos, em torno de 2,3. Além disso verifica-se uma grande semelhança entre os parâmetros de crescimento K e L_{∞} estimados nestes estudos e, ao contrário de outras espécies de praias arenosas, alterações imperceptíveis desses parâmetros em função da temperatura.

A produção de *C. major* na praia do Una (2,33 g PSLC m⁻² ano⁻¹) foi inferior à obtida por Souza *et al.* (1998) na praia de Atami (9,07 g PS m⁻² ano⁻¹). Tal fato pode ser explicado basicamente por dois fatores; na praia de Atami, a densidade média anual foi praticamente o dobro da praia do Una, 10 e 5,45 galerias.m⁻², respectivamente. Além do mais, Souza *et al.* (1998) estimaram a produção em peso seco (PS), ao invés de peso seco livre de cinzas. Uma porção representativa do peso de crustáceos é devido a material inorgânico, ou seja, às cinzas. No entanto, como já citado neste estudo, comparações por meio do metro linear permitem comparações mais adequadas temporalmente e entre praias. Ao calcular a produção anual por faixa de metro linear para *C. major*, obtém-se uma produção de cerca de 116 g PSLC m⁻¹, valor que demonstra a importância deste decápode na praia do Una. Na praia de Atami, *C. major* também ocorre uma ampla faixa da praia (Souza, 1998).

Nos dois estudos verificou-se que a produções das fêmeas foi um pouco superior à dos machos. Tal fato é decorrente da maior densidade das fêmeas em relação aos machos, como também observado por diversos autores. Contudo, o maior peso dos machos em relação às fêmeas compensa a diferença na densidade fornecendo, assim, valores similares de produções. Outro fator que contribuiu para valores de produção semelhantes entre os sexos foi a similaridade dos parâmetros L_{∞} e K e,

conseqüentemente, dos valores do índice phi prime (cerca de 2,3). Os P/B mensais de machos e fêmeas oscilaram pouco temporalmente, porém maiores valores dessa variável no mês de setembro, principalmente para os machos, são decorrentes do intenso recrutamento nesse mês.

Maiores valores de taxa de renovação dos machos ocorrem devido à diferença na estrutura de tamanho desses em relação as fêmeas. Os machos apresentaram distribuição mais simétrica que as fêmeas que, por sua vez, apresentaram forte assimetria positiva (Figura 5.9). Os valores da taxa de renovação de fêmeas ($0,96 \text{ ano}^{-1}$) e de machos ($1,15 \text{ ano}^{-1}$) foram praticamente idênticos aos verificados em Atami, com valores de $0,99$ e $1,15 \text{ ano}^{-1}$, respectivamente. Conseqüentemente, a taxa de renovação das população das duas populações também foi muito semelhante; ($U_{na} = 1,04 \text{ ano}^{-1}$; Atami = $1,06 \text{ ano}^{-1}$). Esses baixos valores de P/B indicam uma estrutura de tamanho composta principalmente por organismos maiores, conforme também observado por Shimizu (1997) e Pezzuto (1998). Este padrão de estrutura populacional é recorrente em talassinídeos e é atribuído à desaceleração do crescimento nos indivíduos maiores (Shimizu & Rodrigues, 1997; Dworschak, 1988) e, provavelmente, à baixa mortalidade desses, devido à estabilidade ambiental e proteção contra predação fornecida pelas galerias. Duas explicações têm sido atribuídas a baixa densidade de organismos menores em populações de talassinídeos (Pezzuto, 1998): i) devido ao fato desses organismos recrutarem no infralitoral e, posteriormente, migrarem para a região entremarés e ii) devido à construção de galerias imperceptíveis dos organismos menores. Provavelmente a segunda explicação, conforme argumentado por Pezzuto (1998), é a mais plausível. Esta baixa proporção de indivíduos menores contribui para as baixas P/B de talassinídeos.

Espécies com baixa P/B são mais sensíveis à exploração que aquelas com altas taxas de renovação, por incorporarem biomassa mais rapidamente. Devido ao fato dessa espécie ser amplamente utilizada como isca longo do litoral do Brasil, com alteração da estrutura populacional, dentre outras características da história de vida de *C. major* (Souza & Borzone, 2003; Botter-Carvalho *et al.*, 2007), a implementação de planos de manejo são essenciais para esta importante espécie de praias arenosas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BOTTER-CARVALHO, M.L.; SANTOS, P.J.P & CARVALHO, P.V.V.C. 2002. Spatial distribution of *Callichirus major* (Say 1818) (Decapoda: Callinassidae) on a sandy beach, Piedade, Pernambuco, Brazil. *Nauplius*, 10(2): 97-109.
- BOTTER-CARVALHO, M.L.; SANTOS, P.J.P & CARVALHO, P.V.V.C. 2007. Population dynamics of *Callichirus major* (Say, 1818) (Crustacea, Thalassinidea) on a beach in northeastern Brazil. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 71: 508-516.
- CRISP, D. J. 1984. Energy Flow Measurements. In: HOLME, N. A. & McINTYRE, A. D. (eds.). *Methods for the Study of Marine Benthos*. IBP Handbook no. 16 Oxford, Blackwell Scientific Publications. p. 284-372.
- DEFEO, O.; GÓMEZ, J. & LERCARI, D., 2001. Testing the swash exclusion hypothesis in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 212: 159-170.
- DWORSCHAK, P.C. 1988. The biology of *Upogebia pusilla* (Petagna) (Decapoda, Thalassinidae). III Growth and production. *P.S.Z.N. Mar. Ecol.*, 9:51-77.
- DWORSCHAK, P.C. 2000. Global diversity in the Thalassinidea (Decapoda) *J. crustacean Biol.*, 20: 238-245.
- DUMBAULD, B.R.; ARMSTRONG, D.A. & FELDMAN, K.L. 1996. Life-history characteristics of two sympatric thalassinidean shrimps *Neotrypaea californiensis* and *Upogebia pugettensis*, with implications for oyster culture. *J. crustacean Biol.*, 16(4): 689-708.
- FELDER, D.L. & LOVETT, D.L. 1989. Relative growth and sexual maturation in the estuarine ghost shrimp *Callinassa louisianensis* Schmitt, 1935. *J. crustacean Biol.*, 9:540-553.
- GAYANILO, F.C.Jr.; SPARRE, P. & PAULY, D. 2005. *FAO-ICLARM stock assessment tools II (FISAT II). User's guide*. FAO Computerized Information Series (Fisheries). No. 8, Revised version, Rome, FAO. 168p.
- GÓMEZ, J., & DEFEO, O. 1999. Life history of the sandhopper *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda) in sandy beaches with contrasting morphodynamics. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 182, 209-220.
- HOENIG, J. M. & HANUMARA, R. C. 1990. A empirical comparison of seasonal growth models. *Fishbyte*, 8 (1): 32-34.
- PAULY, D., MOREAU, J. ABAD, N. 1995. Comparison of age structure and length-converted catch curves of brown trout *Salmo trutta* in two French rivers. *Fish. Res.*, 22: 197-204.
- PAULY, D., & MUNRO, J.L. 1984. Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *Fishbyte*, 2, 21.

- PEZZUTO, P.R. 1998. Population dynamics of *Sergio mirim* (Rodrigues, 1971) (Decapoda, Thalassinidea: Callianassidea) in Cassino Beach, Southern Brazil. *P.S.Z.N. Mar. Ecol.*, 19(2): 89-109.
- RODRIGUES, S. de A. 1966. *Estudos sobre Callianassa: sistemática, biologia e anatomia*. Tese de Doutorado, Inst Biociências, Universidade de São Paulo. 168p.
- RODRIGUES, S. de A. 1976. Sobre a reprodução, embriologia e desenvolvimento larval de *Callichirus major* Say, 1818 (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea). *Bolm. Zool. Univ. S. Paulo*, 1: 85-104.
- RODRIGUES, S. de A. 1983. *Aspectos da biologia de Thalassinidea do Atlântico tropical americano*. Tese de Livre Docência. Universidade de São Paulo. 174p.
- RODRIGUES, S. de A. & SHIMIZU, R.M. 1997. Autoecologia de *Callichirus major* (Say, 1818) (Crustacea:Decapoda:Thalassinidea) In: ABSALÃO, R. S. & ESTEVES, A M. (Eds.). Ecologia de praias arenosas do litoral brasileiro. Rio de Janeiro, *Oecol. Bras.*, 3: 155-170.
- SHIMIZU, R.M 1997. *Ecologia populacional de Scolelepis squamata* (Muller, 1806) (Polychaeta:Spionidae) e *Callichirus major* (Say, 1818) (Crustacea:Decapoda:Thalassinidea) da Praia de Baraqueçaba. Tese de Doutorado, Universidade do Estado de São Paulo, 49p.
- SHIMIZU, R.M. & RODRIGUES, S. de A. 2000. Population ecology of *Callichirus major* (Say, 1818) (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea) on a sandy beach in southeastern Brazil. In: KLEIN, J.C.V.V. & SCHRAM, F.R. (eds.). The biodiversity crisis and crustacean. *Proceedings of the fourth International Crustacean Congress*, Amsterdam, the Netherlands, 1998. Rotterdam, A.A. Balkema Publishers. p. 311-322 (Crustacean Issues 12).
- SHIMIZU, R.M. & ROSSO, S. 2000. Influence of an oil spill on the abundance of *Callichirus major* (Say, 1818) on a sandy beach in southeastern Brazil (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea). *Nauplius*: 8(1): 63-72.
- SOUZA, J R. B. 1998. *Produção secundária da macrofauna bentônica de praia de Atami - PR*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, 129p.
- SOUZA, J.R.B & BORZONE, C.A. 2006. A extração de corrupto, *Callichirus major* (Say) (Crustacea, Thalassinidae), para uso como isca em praias do litoral do Paraná: as populações exploradas. *Revta. bras. Zool.*, 20(4): 625-630.
- SOUZA, J. R. B., BORZONE C. A. & BREY, T. 1998. Population dynamics and secondary production of *Callichirus major* (Crustacea: Thalassinidea) on a southern Brazilian sandy beach. *Arch. Fish. Mar. Res.*, 46(2): 151-164.
- SOMERS, I. F. 1988. On a seasonally oscillating growth function. *Fishbyte*, 6(1): 8-11.

- STRASSER, K.M. & FELDER, D.L. 1999a. Larval development in two population of the ghost shrimp *Callichirus major* (Decapoda: Thalassinidea) under laboratory conditions. *J. crustacean Biol.*, 19(4) : 844-878.
- STRASSER, K.M. & FELDER, D.L. 1999b. Settlement cues in a Atlantic coast population of ghost shrimp *Callichirus major* (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 183: 217-225.
- STRASSER, K.M. & FELDER, D.L. 1999c. Sand as a stimulus for settlement in ghost shrimp *Callichirus major* (Say) and *C. islagrande* (Schmitt) (Crustacea: Decapoda: Thalassinidea). *J. exp. Mar. Biol. Ecol.*, 239: 211-222.
- ZAR J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey. 662p.

TABELAS

Tabela 5.1. *Callichirus major*. Parâmetros de crescimento (valor médio $\pm$ erro padrão) estimados por ajuste não linear da função de crescimento de von Bertalanffy.

Parâmetros	Machos			Fêmeas		
	Média	Erro Padrão	p	Média	Erro Padrão	p
L_{∞} (mm)	16,03	2,62744	0,00000	16,29	1,52579	0,00000
K (ano ⁻¹)	0,86	0,32935	0,01552	0,83	0,21568	0,00139
C	0,20	0,14008	0,16324	0,20	0,35497	0,15932
WP	0,97	0,09337	0,00000	0,43	0,09976	0,00045
t_0 (ano)	0,25	0,02501	0,04520	-0,05	0,05834	0,30932

Tabela 5. 2. *Callichirus major*. Expectativa de vida (EV), tamanho máximo ($L_{\max}$) índice de performance de crescimento phi prime (ϕ') e taxa de mortalidade (Z).

	$L_{\max}$ (mm)	$EV_{\max}$ (anos)	ϕ'	Z (ano ⁻¹)
Machos	14,90 ^a	3,16	2,34	2,68
Fêmeas	14,90	3,16	2,34	2,47

^a para o cálculo da expectativa de vida dos machos foi utilizado o comprimento de 14,90 mm, ao invés do maior indivíduo coletado.

FIGURAS

Figura 5.1. *Callichirus major*. Distribuição de classes de tamanho do comprimento da linha talassínica (CLT) de machos e fêmeas, durante o período de janeiro a dezembro/04, coletados na área B da praia do Una.

Figura 5.2. *Callichirus major*. Variação temporal da densidade nas áreas A (●) e B (○) da praia do Una durante o período de janeiro a dezembro/04. As barras verticais indicam o desvio padrão.

Figura 5.3. *Callichirus major*. Distribuições de freqüências de classes de comprimento da linha talassínica (CLT) de machos (■) e fêmeas (□) coletados na praia do Una, entre o período de janeiro a dezembro/04, na área B. O número no canto superior de cada gráfico indica o número de indivíduos mensurados em cada mês.

Figura 5.4 *Callichirus major*. Distribuição espacial na praia do Una entre o período de janeiro/04 a dezembro/04 nas áreas A (●) B (○). As barras verticais indicam o desvio padrão. O zero indica o limite inferior da vegetação.

Figura 5.5. *Callichirus major*. Curva de crescimento estimadas para machos (●) e fêmeas (○) segundo a função de von Bertalanffy. Os pontos representam os comprimentos modais determinados pela rotina NORMSEP.

Figura 5.6. *Callichirus major*. Curva de captura convertida para o comprimento de machos (●) e fêmeas (○) na praia do Una durante os período de janeiro a dezembro/04.

Figura. 5.7 *Callichirus major*. Relação potencial entre o peso seco livre de cinzas individual (W) e o comprimento da linha talassínica (CLT) de machos (●) e fêmeas (○).

Figura. 5.8 *Callichirus major*. Variação mensal da taxa de renovação (P/B) de machos (●) e fêmeas (○) durante o período de janeiro a dezembro/04.

Figura 5.9. *Callichirus major*. Distribuição da densidade (barras) e da produção anual (-o-) das classes de tamanho para machos (M) e fêmeas (F) na praia do Una durante o período de janeiro/04 a dezembro/04. O valor de P/B para cada área/ano está indicado no canto superior de cada gráfico.

CAPÍTULO 6
ANÁLISE PRELIMINAR DE MÉTODOS EMPREGADOS PARA ESTIMAR A
PRODUÇÃO SECUNDÁRIA

1 INTRODUÇÃO

Hynes, em 1970 *apud* Waters (1977) relatou que os estudos sobre produção secundária em rios estavam no seu início. Esta afirmação provavelmente também pode ser aplicada para ambientes marinhos na época. Algumas publicações estimularam estudos com este enfoque. Publicações relacionadas ao Programa Internacional (International Biological Programme: IBP) geraram valiosos manuais contendo a descrição de métodos de produção secundária para diversos grupos/ambientes, entre estes, referentes a peixes (Ricker, 1968), a ambientes dulcícolas (Edmondson & Winberg, 1971; Downing & Rigler, 1984) e a bentos marinhos (Crisp, 1984), que estimularam muito o crescimento de estudos referentes à produção secundária (Waters, 1977). Algumas revisões como a realizada por Waters (1977) também foram fundamentais para um avanço nos trabalhos de produção secundária.

Outro fato importante para estimular a realização de estudos de produção foi a elaboração do método de Hynes (Hynes & Coleman, 1968; Hamilton, 1969; Benke, 1979; Menzie, 1980), atualmente denominado de método de Hynes modificado ou, mais corriqueiramente, método da frequência de comprimento (FC). O método da frequência de comprimento surgiu, originalmente, como uma forma de estimar a produção de comunidades, além de possibilitar estimativas para populações com coortes não distinguíveis. Este método era basicamente utilizado em estudos de limnologia porém, mais recentemente, é bastante utilizado em estudos de ambientes marinhos (Cartes *et al.*, 2002; Gonçalves *et al.*, 2005; Kevrekidis & Wilke, 2005). Apesar de ter sido inicialmente proposto para estimativas de toda a comunidade (Hynes & Coleman, 1968), atualmente passou a ser utilizado para o cálculo de uma espécie por vez, pois

para o cálculo simultâneo de várias espécies exige algumas condições, tais como, semelhança no tamanho máximo e na taxa de crescimento entre as espécies, condições as quais dificilmente encontra-se em campo (Waters, 1979).

Os métodos desenvolvidos para estimativas de produção secundária podem ser classificados em 4 grupos. São eles:

i) Métodos para populações com coortes distinguíveis: são geralmente aplicáveis quando a reprodução é restrita a um curto período de tempo, propiciando a identificação da coorte, e a obtenção temporal de dados de densidade e do incremento em peso dos indivíduos da coorte em questão, tais como o método da soma dos incrementos, da soma das perdas (Waters, 1977, Crisp, 1984), da curva de Allen (Allen, 1951) e da taxa de crescimento específica em peso (Waters, 1977; Crisp, 1984).

O Método dos Incrementos para Coortes distinguíveis (Crisp, 1984) é muito utilizado e baseia-se no incremento da biomassa em uma determinada coorte em um determinado período (intervalo entre as coletas). Computada por:

$$P = [(N_t + N_{t+1})/2] * (W_{t+1} - W_t)$$
, onde N_t é o número de indivíduos da coorte no momento t ; W_t é o peso médio dos indivíduos no momento t . Por meio do uso de rotinas de análise de progressão modal e posterior “associação” entre as modas é possível a identificação das coortes que serão submetidas ao cálculo da produção secundária como descrito acima.

ii) Métodos para populações sem coortes distinguíveis: decorrem do fato da população apresentar reprodução contínua. São também chamados métodos baseados em classes de tamanho (Cusson & Bourget, 2005), a saber, o método da frequência de comprimento (FC) (Hynes & Coleman, 1968; Benke, 1979; Menzie, 1980) e da taxa de crescimento específica em peso (TCEP) (Waters, 1977; Crisp, 1984).

iii) Métodos empíricos: são obtidos a partir de relações entre a produção ou da taxa de renovação e variáveis biológicas tais como expectativa de vida (Robertson, 1979), peso médio individual (Schwinghamer *et al.*, 1986), peso individual na primeira maturação (Banse & Mosher, 1980) ou variáveis biológicas e físicas como a temperatura, grupo taxonômico, peso máximo individual, profundidade, ambiente, entre outros (Tumbiolo & Downing, 1994; Brey, 2001).

iv) Métodos fisiológicos: lidam com taxas metabólicas e são aplicados quando se objetiva conhecer o balanço energético de uma população, incluindo taxas de ingestão, assimilação, respiração, entre outras em adição à produção. Entretanto, estes métodos requerem trabalho laboratorial minucioso, assim outros métodos, devem ser utilizados quando o objetivo é estimar apenas a produção (Waters, 1977).

Este capítulo visa comparar alguns métodos empregados para estimar a produção secundária de invertebrados bentônicos utilizando dados de produção secundária da macrofauna de praias arenosas brasileiras (Tabela 6.1).

2 MATERIAIS & MÉTODOS

Neste estudo apenas métodos não aplicáveis a coortes distintas foram analisados. Os métodos aplicáveis a coortes não foram avaliados aqui pois apenas um estudo, o de Souza (1998) utilizou concomitantemente métodos para coortes separáveis e para coortes não separáveis. Os métodos analisados foram:

1- Método da Frequência de Comprimento ou método de Hynes modificado (FC) (Hynes & Coleman, 1968; Hamilton, 1969; Benke, 1979; Menzie, 1980), o qual estima a produção por meio da determinação do número de indivíduos “perdidos” (removidos) entre sucessivas classes de tamanho e a perda de biomassa que isto representa; a produção é obtida por meio da soma das perdas de biomassa. Produção é dada pela equação:

$$P = \sum (N_j - N_{j+1}) (W_j * W_{j+1})^{1/2}$$
, onde N_j é o número de indivíduos que estão crescendo na classe de tamanho j durante o ano; W_j é o peso médio individual da classe j ; e $(W_j * W_{j+1})^{1/2}$ é o peso médio geométrico entre duas classes de comprimentos sucessivos; $N_j = i * n * 365 / \text{CPI} * P_e / P_a$, onde i é o número de classes de tamanho, n é o número médio de indivíduos em cada classe de tamanho; CPI é o tempo gasto entre o recrutamento do indivíduo na população até a sua morte na classe de maior tamanho; P_e é a proporção estimada do ciclo da vida gasto em cada classe de comprimento; e P_a é a proporção real do ciclo de vida gasto em cada classe de comprimento.

O método FC foi comparado com o método da taxa de crescimento específica em peso (TCEP), utilizando para tanto dados de produção de estudos da macrofauna de praias arenosas brasileiras que empregaram ambos os métodos. O método FC foi ainda analisado por meio de duas abordagens: verificar possíveis alterações nas estimativas de produção de *Hastula cinerea*, *Excirolana armata* e *Austinixa patagoniensis* a partir da exclusão da razão P_e / P_a , uma vez que este método é mais frequentemente utilizado sem esta

razão introduzida por Menzie (1980) (ver Brey, 1998; Cartes *et al.*, 2002; Gonçalves *et al.*, 2005). A razão P_e/P_a é um fator de correção empregado quando o crescimento linear não pode ser assumido (Hamilton, 1969; Menzie, 1980).

Outra abordagem consistiu na alteração do número de classes de tamanho (i) de machos e fêmeas de *E. armata* (classes de comprimento de 0,5 e 1 mm), para verificar possíveis alterações na produção decorrentes deste procedimento, uma vez que esse método computa a produção a partir da soma da biomassa “perdida” devido à diminuição da densidade dos indivíduos ao longo das classes de tamanho.

2-Método da taxa de crescimento específico em peso (TCEP); Método de Crisp 3A (1984). É um método aplicável para a produção de estoques com recrutamento com classes de idade não separáveis (Crisp, 1984). A produção é dada pela equação:

$P = \sum \sum f_i * G_i * w_i * \Delta t$, onde f_i é o número de indivíduos da classe de tamanho que estão na população durante o Δt ; G_i é a taxa de crescimento específico em peso da classe i ; w_i é o peso médio da classe de tamanho; e Δt é o intervalo de tempo entre as coletas. A taxa G_i foi estimada por meio da fórmula: $G_i = \ln w_{i+1} - \ln w_i / \Delta t_{(i+1-i)}$. Este método pode ser utilizado de duas formas: a) aplicado para período entre coletas, como descrito acima a partir da média da abundância entre dois meses consecutivos (Crisp 1984) ou b) diretamente para o período de um ano, por meio da fórmula $P = \sum G_i * B_i$, onde P é a produção anual em determinada classe de tamanho, G_i é taxa de crescimento específico anual em peso na classe de tamanho i , e B_i é a biomassa média anual na classe de tamanho i . (Wates, 1977).

Para verificar possíveis alterações na estimativa deste método decorrente do número de classes de tamanho utilizado, diferentes intervalos de classes de tamanho (0,5 e 1 mm) foram empregados no cálculo da produção dos dois anos de machos e fêmeas de *E. armata*. Este método foi ainda comparado com o método FC a partir das estimativas

provenientes de estudos de produção da macrofauna de praias arenosas que utilizaram ambos os métodos.

3- Método de Allen (1971). Segundo este autor, para populações não exploradas e que apresentam crescimento de acordo com o modelo de von Bertalanffy, e mortalidade de acordo com o modelo exponencial simples negativo, a taxa de mortalidade instantânea (Z) é igual à taxa de renovação (P/B). Assim $Z \text{ ano}^{-1} = P/B \text{ ano}^{-1}$.¹ Para avaliação deste método elaborou-se uma regressão entre as estimativas de produção estimadas para a macrofauna de praias arenosas brasileiras e as respectivas taxas de mortalidade (Tabela 6.1). Não foram incluídos nessa análise os dados de Z referentes a *Emerita brasiliensis* ($10,30 \text{ ano}^{-1}$) (Petracco, 2000; Petracco *et al.*, 2003) e a *Scolecipis gaucha* ($11,35 \text{ ano}^{-1}$) (Santos, 1994) pois estes valores tenderam a “alavancar” acentuadamente a reta de regressão. Os demais valores de P/B obtidos por Santos (1994) para *S. gaucha* também não foram considerados uma vez que foram estimados a partir da taxa de mortalidade (Z) (Tabela 6.1).

4- Métodos Empíricos.

O método de Robertson (1979) que relaciona a razão P/B e a expectativa de vida segundo a regressão: $\log P/B = 0,66 - 0,726 \log EV$ foi analisado comparando os dados de P/B estimados nos estudos de praias arenosas brasileiras (dados observados) com os estimados com o método de Robertson (1979) (dados previstos) a partir da expectativa de vida fornecida nesses estudos (Tabela 6.1). Foram incluídas nessa análise todas as espécies da tabela 6.1 cujas expectativas de vida foram fornecidas pelos autores. Para testar a significância da regressão obtida com os dados observados de P/B e respectiva expectativa de vida os mesmos foram linearizados por meio de transformação logarítmica e submetidos ao teste da ANOVA. Posteriormente uma ANCOVA foi empregada para verificar possível diferença entre as regressões dos dados observados e

dos dados estimados com o método de Robertson (1979), utilizando a expectativa de vida como covariável.

O método de Tumbiolo & Downing, (1994) que incorporou variáveis físicas foi avaliado a partir de comparações com estimativas obtidas com os métodos tradicionais (FC e TCEP) utilizando para tanto estimativas referentes às espécies: *Donax hanleyanus* (Cardoso & Veloso, 2003), *Excirolana braziliensis* (Petracco, 2000), *Atlantorchestoidea brasiliensis* (Cardoso & Veloso, 1996), *H. cinerea* (este estudo), *E. armata* (este estudo), *A. patagoniensis* (este estudo), *Emerita brasiliensis* (Petracco *et al.*, 2003), *C. major* (Souza, 1998), *Scolelepis squamata* (Souza, 1998) e *Euzonus furciferus* (Souza, 1998). Buscou-se abranger nesse item estimativas referentes aos principais grupos que habitam praias arenosas, como bivalves, gastrópodes, decápodes, peracáridos e poliquetas. Além disso, como este método utiliza o peso médio individual máximo foram incluídas nessa análise espécies de diferentes tamanhos e conseqüentemente com pesos máximos diferentes.

O método de Tumbiolo & Downing (1994) é descrito da seguinte forma:

$\log P = + 0,24 + 0,96 \log B - 0,21 W_{\max} + 0,03 T - 0,16 \log (Z+1)$, onde :

P é a produção em gramas de peso seco $m^{-2} \text{ ano}^{-1}$; B é a biomassa média em gramas de peso seco m^{-2} ; $W_{\max}$ é o peso do maior indivíduo coletado em miligramas de peso seco; T é a temperatura da superfície da água do mar ($^{\circ}\text{C}$) e Z é a profundidade em metros, na qual vive a população analisada. A conversão do peso seco livre de cinzas em peso seco e vice-versa foi realizada utilizando os fatores de conversão disponibilizados por Brey (2001).

E finalmente os métodos de Brey (2001), de Robertson (1979) de Schwinghamer *et al.* (1986) e de Allen (1971) foram analisados comparando-se as produções obtidas com esses métodos (dados previstos) com as obtidas segundo o

métodos tradicionais (FC e TCEP) (dados observados) para as espécies *E. braziliensis* (Petracco, 2000), *H. cinerea* (este estudo), *E. armata* (este estudo), *A. patagoniensis* (este estudo) e *E. brasiliensis* (Petracco *et al.*, 2003).

O método de Schwinghamer *et al.* (1986) é descrito da seguinte forma:

$P/B = 0,525 * W_{\text{médio}}^{-0,304}$, onde P/B é taxa de renovação (ano^{-1}) $W_{\text{médio}}$ é o peso médio individual em Kcal.

O método de Brey (2001) incorpora diversas variáveis como peso médio individual, grupo taxonômico, profundidade, temperatura, habitat (marinho ou água doce) e devido à sua complexidade sua fórmula não será descrita aqui.

3 RESULTADOS

3.1 Métodos da frequência de comprimento (FC) e da taxa de crescimento específica em peso (TCEP)

De uma forma geral os métodos FC e TCEP forneceram valores bastante próximos de produção (Tabela 6.2). O método FC tendeu a sobrestimar os valores de produção em 10 estimativas dentre as 14 analisadas, com baixa sobrestimação média de $8,31 \pm 5\%$ ($\pm$ DP) e maior sobrestimativa de 17% para *E. brasiliensis*. Já a subestimação de método FC ocorreu em três estimativas, com subestimação média de $22 \pm 16,50\%$ ($\pm$ DP), sendo a maior delas de 40% referente a *Olivancillaria vesica*. Na estimativa relativa ao segundo ano de *E. brasiliensis* o valor obtido pelos dois métodos foi idêntico.

A partir da exclusão da razão Pe/Pa (Tabela 6.3), observou-se que as produções e, conseqüentemente, as razões P/B de *H. cinerea*, *A. patagoniensis* e *E. armata* foram fortemente subestimadas, com subestimação média de -36, -38 e -42%, respectivamente, e média total de $-38 \pm 13\%$ ($\pm$ DP). Os valores mais subestimados foram referentes à produção do primeiro ano de *H. cinerea* na área A (-57%) e às fêmeas de *E. armata* no primeiro ano (-53%). A menor subestimação foi referente à produção de *H. cinerea* no segundo ano de estudo na área B (-8%).

Em relação à resposta dos dois métodos conforme alteração do número de classes, observou-se que as estimativas fornecidas por meio do método FC alteraram-se muito pouco em função do número de classes utilizado ($1,59 \pm 1,13\%$; média $\pm$ DP). Maiores alterações de acordo com o número de classes utilizado, apesar de discretas foram verificadas para as estimativas do método TCEP ($7,24 \pm 2,13\%$; média $\pm$ DP) (Tabela 6.4 e Anexos 1 a 16).

3.2 Métodos Empíricos e de Allen (1971) (Z)

A regressão entre os dados observados de P/B e respectivas expectativas de vida foi significativa, inversa e expressa da seguinte forma: $P/B = 2,9414 \cdot EV^{-0,6143}$; $r = -0,69$, $F=16,47$; g.l. = 19; $p < 0,001$ (Figura 6.1). Por meio da ANCOVA observou-se que a regressão supracitada foi, após ser logaritmizada, significativamente diferente daquela elaborada a partir das estimativas de P/B previstas com o método de Robertson (1979) ($F_{1,37} = 20,20$, $P < 0,0001$) (Figura 6.1). Os valores de P/B previstos com o método de Robertson (1979) tenderam a superestimar essa variável quando comparados aos valores de P/B observados em estudos de praias brasileiras (Figura 6.1). O método de Robertson (1979) forneceu maiores sobrestimativas da P/B para populações com menores expectativas de vida (≤ 1 ano), com média de $79,39 \pm 62\%$ ($\pm DP$). A sobrestimativa diminuiu para espécies com expectativas de vida entre 1 e 2 anos ($48 \pm 57\%$) e manteve-se para espécies entre 2 e 5 anos ($51 \pm 22\%$). As melhores estimativas previstas com o método de Robertson (1979) foram aquelas referentes às populações com maiores expectativas de vida, próximas a 5 anos (Figura 6.1).

Quando se relaciona os dados observados de P/B de estudos da macrofauna em praias arenosas brasileiras com os as respectivas taxas de mortalidade Z, verifica-se que existe correlação significativa entre estas duas variáveis: $P/B = 0,3113 \cdot Z + 1,0105$ ($r = 0,56$; $F=5,23$, g.l. = 15, $p < 0,05$ (Figura 6.1). Entretanto, ao considerar a relação proposta por Allen (1971), $P/B=Z$, observa-se que a reta de regressão obtida a partir dos dados supracitados é muito menos “inclinada” do que uma reta que assume $P/B=Z$. Ou seja, para valores de P/B observados nos estudos brasileiros, verifica-se taxas de mortalidade (Z) superiores.

Em relação ao método de Tumbiolo & Downing (1994), observou-se forte tendência a sobrestimar os valores observados de produção de todas as espécies analisadas, exceto a de *Emerita brasiliensis* (Figura 6.2).

Ao analisar a produção de *E. brasiliensis* (Petracco, 2000), *H. cinerea* (este estudo), *E. armata* (este estudo), *A. patagoniensis* (este estudo) e *E. brasiliensis* (Petracco *et al.*, 2003), os métodos de Brey (2001), Tumbiolo & Downing (1994) e de Allen (1971) (Z) tenderam a sobrestimar fortemente a produção (entre 90 a 190% em média) enquanto que os melhores resultados foram obtidos com os métodos de Robertson (1979) e Schwinghamer *et al.* (1986) (Figura 6.3).

4 DISCUSSÃO

4.1 Métodos da frequência de comprimento (FC) e da taxa de crescimento específica em peso (TCEP)

Quando se compara os dados obtidos com o método de frequência de comprimento (FC) aos estimados com o método da taxa de crescimento específica em peso (TCEP), observa-se grande semelhança nos valores fornecidos por meio dos dois métodos (Tabela 6.2). Caetano *et al.* (2003), entretanto, em um estudo de dois anos de produção do gastrópode *O. vesica*, estimaram, no primeiro ano, valores muito semelhantes entre os métodos. Porém, no segundo ano, o método da FC tendeu a subestimar a produção. Quando se observa o P/B estimado no segundo ano, nota-se que foram próximos (1,04 e 1,06 ano⁻¹); desse modo, a diferença obtida na produção foi decorrente de diferentes biomassas médias calculadas de acordo com o método.

É importante ressaltar que os dois métodos partem de princípios muito diferentes. O FC computa a produção a partir da soma da biomassa “perdida” devido à diminuição da densidade dos indivíduos ao longo das classes de tamanho, enquanto que o método TCEP lida com o aumento do peso individual entre classes de tamanho e relaciona esta diferença ao tempo gasto em cada classe de tamanho, obtendo, assim, uma taxa de crescimento em peso em cada classe de tamanho. Uma vantagem do método TCEP em relação ao FC reside no fato de que, no primeiro, pode-se calcular a produção entre intervalos de coletas. Entretanto, a precisão do método TCEP quando aplicado para populações com coortes não distinguíveis praticamente não foi discutida até o momento, apesar desse método ser largamente utilizado para coortes não distinguíveis (Urban & Campos, 1994; Ramón, 2003; Riascos, 2006) e, segundo Cartes *et al.* (2002), ser preferível ao método FC.

A precisão do método FC é, ainda, motivo de controvérsia (ver Waters, 1979; Rigler & Downing, 1984; Benke, 1996). Alguns autores verificaram que o método da frequência de comprimento superestimou a produção em relação aos métodos de coortes (Waters & Crawford, 1973; Donn & Croker, 1986), enquanto outros autores verificaram valores condizentes entre os métodos FC e de coortes (Carrasco & Arcos, 1984; Giberson & Galloway, 1985) e entre os métodos FC e TCEP (Ceccherelli & Mistri, 1991).

A principal dificuldade na aplicação do método FC é a obtenção acurada de valores da CPI (expectativa de vida máxima). Plante & Downing (1990), ao comparar o método FC com métodos de coortes, verificaram que o método FC não apresentou uma tendência sistemática para sobre- ou subestimar a produção de invertebrados de ambientes lênticos. Entretanto, segundo esses autores, o método FC é menos preciso que os métodos de coortes, principalmente em função de erros gerados a partir de estimativas imprecisas do fator CPI. Benke (1984) enfatizou a necessidade do conhecimento da história de vida (principalmente da CPI) para obter estimativas acuradas com o método FC. Benke (1996), em ampla análise de estudos de produção de ambientes dulcícolas, verificou que o método FC não apresentou tendência sistemática para sobre- ou subestimar a produção. Além disso, dentre os 101 estudos analisados, em cerca de 43% a diferença entre o método FC e o método de coorte utilizado foi inferior a 10% e, em 80% dos casos, inferior a 30%. Segundo Waters (1979), o método FC ganhou aceitação após os diversos refinamentos realizados por Hamilton (1969) e Benke (1979). Assim, a tendência atual para o uso mais amplo deste método pode indicar uma maior confiabilidade no mesmo. Sardá (1997) e Cartes *et al.* (2002) utilizaram o método FC como “controle” para avaliar métodos empíricos. Cusson & Bourget (2005), em trabalho de revisão na busca de padrões globais de produção entre

grupos taxonômicos e habitats (entre outras variáveis), selecionaram os trabalhos a serem utilizados segundo alguns critérios, tais como, desenho amostral empregado para coleta da macrofauna, jornal no qual o estudo foi publicado e, em relação aos métodos de produção, apenas os estudos que empregaram métodos de coortes e aqueles a que chamaram de métodos baseados em classes de tamanhos, no caso, FC e TCEP. Dados de produção estimados segundo métodos empíricos, assim como dados nos quais o crescimento foi estimado em laboratório, não foram incluídos. Tal fato reflete, acredita-se, a maior confiabilidade dos métodos TCEP e FC. Ademais, a semelhança entre os valores comparados no presente estudo reforça a confiabilidade do método FC.

Ao analisar a utilização dos métodos FC e da TCEP em relação à exclusão da razão Pe/Pa , verificou-se que esse procedimento alterou de forma considerável as estimativas de produção, principalmente no primeiro ano de *H. cinerea* na área A e no segundo ano das fêmeas de *E. armata*. Essa última espécie apresentou, no período supracitado, alta frequência de organismos nas classe entre 3,0 e 3,5 mm, superiores ao primeiro ano (Figuras 3.2 e 3.11, capítulo 3). Estes indivíduos intermediários são importantes para incrementar a produção pois, apesar de apresentar biomassa considerável, apresentam ainda altas taxas de crescimento representadas por altas razões Pe/Pa , sendo, assim, importantes para a produção total (ver anexos 3 e 16). Da mesma forma, *H. cinerea*, no primeiro ano na área A, apresentou abundância considerável de indivíduos pequenos e intermediários. Em contraposição, os indivíduos de *H. cinerea* da área B no segundo ano apresentaram menor diminuição na produção decorrente da exclusão da razão Pe/Pa . Tal fato se deve à falha no recrutamento nesse período, a qual intensificou a predominância de indivíduos mais velhos nessa área, que apresentam baixas razões Pe/Pa , o que minimiza a exclusão dessa razão.

Em relação à alteração do número de classes, os métodos FC e da TCEP apresentaram pequenas modificações nas estimativas de produção. O método FC baseia-se na subtração da biomassa entre sucessivas classes de tamanho. Alterações no número de classes de tamanho e, conseqüentemente, do valor obtido a partir da subtração da biomassa de duas classes de tamanho consecutivas é compensada pela subtração subsequente. Em relação ao método da TCEP, os valores também sofreram pouca alteração, apesar dessa ter sido maior que a observada para o método FC. O método TCEP lida com a taxa de crescimento em peso em cada classe de tamanho ($G_i = \ln w_{i+1} - \ln w_i / \Delta t_{(i+1-i)}$), obtida a partir da curva de crescimento de von Bertalanffy multiplicada pela biomassa média anual em cada classe de tamanho ($P = \sum G_i * B_i$). A obtenção da taxa G para intervalos de tamanho de 0,5 ou 1 mm que será multiplicada pela respectiva biomassa média anual não tende a alterar a produção final. Porém, ao alterar as classes de tamanho de 1 para 0,5 mm, a biomassa média anual de uma classe de 1 mm não será necessariamente distribuída de forma equitativa entre duas classes de 0,5 mm, uma vez que a biomassa média anual depende da densidade registrada em cada classe. Assim, as discretas alterações na produção segundo o método da TCEP são decorrentes da alteração da biomassa média anual de acordo com a amplitude da classe de tamanho utilizada (Anexos 5 e 6).

4.2 Métodos Empíricos

Os métodos empíricos geralmente são utilizados para possibilitar a obtenção de estimativas de produção de comunidades ou, pelo menos, de parte das espécies da comunidade (Wilber & Clarke, 1998). A utilização de métodos tradicionais como os de coortes ou de classes de tamanho em estudos de produção de comunidades pode dificultar muito a elaboração do estudo, pois a aplicação desses métodos requer programas intensos de amostragem, dispendiosos e morosos.

Diversos estudos têm avaliado a acurácia dos métodos empíricos quando comparados com métodos tradicionais (ver Sardá, 1997; Sardá *et al.*, 2000; Medernach & Grémare, 1999; Dolbeth *et al.*, 2005).

Nesse contexto, o método de Robertson (1979) tem sido um dos mais avaliados. Sardá (1997), ao estudar a produção das espécies bentônicas de uma marisma na costa de Massachussets, EUA, verificou que o método de Robertson (1979) sobrestimou os valores de produção quando aplicado a espécies com baixas expectativas de vida (≤ 1 ano) e, inversamente, subestimou os valores de P/B de espécies com maiores expectativas de vida (entre 1,5 e 2 anos). Wilber & Clarke (1998), ao utilizar diversos métodos empíricos para estimar a produção da comunidade bentônica da baía de Galveston no Texas, EUA, obtiveram a maior estimativa de produção utilizando o método de Robertson (1979) para espécies de curta expectativa de vida. Assim, esse método, provavelmente, forneceu novamente valores sobrestimados para espécies de curta expectativa de vida. Dolbeth *et al.* (2005), ao comparar diversos métodos empíricos empregados para estimar a produção de 5 espécies bentônicas em duas áreas da zona entremarés do estuário de Mondego, Portugal, consideraram o método de Robertson (1979) consistente em relação ao método de coortes quando a produção das cinco espécies foi somada. Porém, ao analisar as produções das espécies isoladamente, observou-se que o método de Robertson (1979) forneceu, em média, valores de produção muito próximos aos de coortes para duas espécies com expectativa de vida entre 1,5 e 2 anos. Por outro lado, para duas espécies com baixa expectativa de vida, o método da expectativa de vida sobrestimou a produção em torno de 40 %, chegando a uma sobrestimação média de 370% para uma espécie de 5 anos de longevidade. Dolbeth *et al.* (2005) enfatizaram que nenhum método empírico “respondeu” bem a todas as espécies abordadas e que o uso dos métodos empíricos é mais apropriado se a produção

das espécies é somada; ou seja, a estimativa é realizada para a comunidade, conforme recomendado anteriormente por Brey (2001). Inversamente, Cusson & Bourget (2005), em trabalho de revisão sobre padrões globais de produção de invertebrados marinhos, observaram que o método de Robertson (1979) apresentou melhor resultado em relação a diversos métodos empíricos, enquanto que Sardá *et al.* (2000) considerou o método de Robertson (1979) um dos mais adequados para estimar a produção de três espécies de poliquetas com expectativa de vida de mais de um ano. Robertson (1979), ao elaborar a regressão entre a razão P/B e a expectativa de vida, foi bastante criterioso, excluindo estudos nos quais a expectativa de vida não foi estimada de forma acurada e a amostragem foi inadequada ou seletiva. A maior parte dos dados utilizados para a elaboração dessa regressão é relativa a moluscos; 19 bivalves, 14 gastrópodes e 16 espécies de outros grupos. As diferenças supracitadas entre os dados observados por Sardá *et al.* (1997), Dolbeth *et al.* (2005) e os estimados de acordo com o método de Robertson (1979) podem ser decorrentes de importantes aspectos biológicos que influenciam a produção das espécies, porém não considerados nesse método, como a estrutura de tamanho da população. A diferença significativa entre a regressão obtida nesse estudo a partir dos dados de P/B observados em estudos de praias arenosas e os valores de P/B previstos a partir das expectativas de vida segundo o método de Robertson (1979) podem ainda ser decorrentes de: i) a maior partes dos estudos de praias brasileiras terem utilizado expectativa de vida relativa ao comprimento, no qual 99% da população estava representada, ao contrário de Robertson (1979) que utilizou a expectativa máxima das espécies [entretanto, a sobrestimação da P/B também ocorreu em dados cuja expectativa foi calculada a partir do maior indivíduo coletado, tais como, os obtidos para *C. major* no presente estudo e Souza *et al.* (1998)]; ii) uma quantidade considerável dos dados utilizados para a elaboração da regressão de

Robertson (1979) apresentarem altas expectativas de vida (superiores a 6 anos) em contraposição com as apresentadas pela macrofauna de praias arenosas cuja maior expectativa de vida foi de 5 anos (Tabela 6.1), o que poderia explicar a maior associação entre os valores de P/B observados e os previstos para espécies com maior expectativa de vida (Figura 6.1); iii) a maior parte dos dados selecionados por Robertson (1979) serem relativos a moluscos, enquanto que dentre as 20 espécies utilizadas no presente estudo, 5 são decápodes, 5 são peracáridos, 4 são bivalves, 3 são gastrópodes e 3, poliquetas.

De toda forma, parece que o método de Robertson (1979) apresenta tendência a sobrestimar a P/B a partir de expectativas de vida curta, conforme verificado nesse estudo e por Sardá (1997), apesar de ser um dos métodos empíricos mais consistentes (Cusson & Bourget, 2005). Segundo Dolbeth *et al.* (2005), o fato desse método depender de expectativas de vida obtidas com precisão dificulta a aplicação do mesmo. Cusson & Bourget (2005) também enfatizaram que a expectativa de vida não é uma das variáveis mais indicadas para a elaboração de regressões empíricas devido à dificuldade inerente à estimação dessa variável por conta da predação e/ou intensa exploração.

Um procedimento que poderia aprimorar os métodos baseados na longevidade consistiria na elaboração de regressões para grupos e ambientes específicos; no caso, grupos de macrofauna de praias arenosas. A partir dos dados observados de P/B e de expectativa de vida do peracáridos da tabela 3.3 do capítulo 3, elaborou-se uma regressão altamente significativa ($p < 0,0001$) e com alto coeficiente de correlação (-0,89) (Figura 6.4). Entretanto, seria fundamental padronizar a estimativa de vida utilizada (relativa ao comprimento 99% ou ao maior indivíduo coletado).

O método empírico de Tumbiolo & Downing (1994) forneceu, como também observado por Cartes *et al.* (2002), valores de produção muito sobrestimados com

média de $267 \pm 438\%$ ($\pm DP$), exceto para *Emerita brasiliensis* (com subestimação de -50%) (Figura 6.2). Essa subestimação referente à produção de *E. brasiliensis* é decorrente do fato das regressões não considerarem, de uma forma geral, relações entre espécies de maior tamanho e alta P/B (Sardá, 1997). A sobrestimação foi superior para espécies com menor peso máximo (≤ 6 mg PS), tais como os poliquetas e peracáridos, com sobrestimação média para este grupo de $421 \pm 598\%$ ($\pm DP$). Já para o grupo que abrangeu espécies com maior peso máximo (>20 mg PS) como os decápodes e os moluscos, a sobrestimação média foi de $113 \pm 598\%$ ($\pm DP$). Assim, a sobrestimação, apesar de considerável, tendeu a diminuir bastante de acordo com o aumento do peso máximo da espécie. Segundo Sardá (1997), esse método, assim como a maior parte dos métodos empíricos analisados por esse autor, tendeu a sobrestimar a produção de espécies com peso médio individual menor que 1 mg, porém o inverso ocorreu com espécies com peso médio individual maior que 1 mg. Dolbeth *et al.* (2005) observou que o método de Tumbiolo & Down (1994) tendeu a subestimar a produção das espécies do estuário Mondego. O método de Tumbiolo & Downing (1994), entretanto, apresentou resultados satisfatórios segundo Cusson & Bourget (2005), Wilber & Clarke (1998) e Sardá *et al.* (2000). Da mesma forma que o método de Robertson (1979), o método de Tumbiolo & Downing (1994) oscilou bastante em sua capacidade de fornecer valores previstos de produção condizentes com os estimados por métodos clássicos. Assim, aparentemente, a incorporação de dados físicos como a temperatura e a profundidade, não necessariamente melhoram a precisão do método.

Os métodos de Brey (2001), de Tumbiolo & Downing (1994) e de Allen (1971), apesar de empregados a um pequeno número de espécies ($n=5$), tenderam a sobrestimar acentuadamente a produção ($191 \pm 193\%$; $163 \pm 145\%$; $90 \pm 72\%$, respectivamente) (Figura 6.3). Já os métodos de Schwinghamer *et al.* (1986) e de Robertson (1979), que

se baseiam em apenas uma variável (no caso, biológica), tenderam a fornecer valores mais próximos ($-25 \pm 37\%$ e $42 \pm 45\%$, respectivamente). Porém, esses resultados ainda não são satisfatórios em comparação com os métodos da TCEP e da FC (Figura 6.3). Dolbeth et al. (2005) verificou tendência sistemática do método de Schwinghamer *et al.* (1986) em subestimar a produção, enquanto que Wilber & Clarke (1998) obtiveram as menores produções com esse método.

A partir das análises realizadas com os métodos de regressão, verificou-se grande variação entre as estimativas desses métodos de acordo com as espécies e os ambientes abordados. Todos os métodos falharam em fornecer estimativas consistentes de produção ou de P/B. A incorporação de dados físicos tais como temperatura e profundidade não parecem melhorar a acurácia dessas regressões. Além das variáveis utilizadas nos diversos métodos, outros fatores como estrutura de idade/tamanho, disponibilidade alimentar, e recrutamento, entre outros, não são consideradas por essas regressões, o que conduz às acentuadas sobre- ou subestimações. Assim, estes métodos empíricos devem ser utilizados com extrema cautela (Sardá, 1997; Wilson, 1999). Benke (1993) relatou que, ao utilizar métodos empíricos, o autor deve estar preparado para obter dados de produção sobre- ou subestimados em até 300%, ou até superiores, conforme verificado no presente estudo. Brey (2001) também enfatizou a restrição do método empírico por ele elaborado, ressaltando que este deve ser utilizado apenas para a obtenção da produção da comunidade, pois a sobre- ou subestimação da produção de uma espécie pode ser compensada por resultados de outras espécies. Segundo Sardá (1997, *et al.* 2000), os métodos empíricos devem ser “calibrados” tanto em relação ao ecossistema em questão quanto para os grupos que serão abordados.

4.3 Método de Allen (1971) (Z)

Brey (1986) enfatizou a facilidade da obtenção da P/B a partir da relação $Z=P/B$ utilizando a rotina ELEFAN e, posteriormente, a curva de captura convertida para o comprimento do Programa FISAT para obtenção da taxa de mortalidade Z e, conseqüentemente, da P/B. Segundo Brey (1986), forte sobreposição de coortes ou mais de dois recrutamentos por ano impossibilitam a utilização do ELEFAN. Algumas condições que tornam a estimação de Z possível são: i) flutuações em subseqüentes recrutamentos devem ser pequenas; ii) caso a amostragem seja seletiva, tal fato deve ocorrer apenas com os organismos menores; ou seja os indivíduos intermediários/maiores deve ser adequadamente amostrados; iii) os dados devem se ajustar ao modelo de mortalidade exponencial simples.

Os dados observados em estudos de praias arenosas de P/B, apesar de significativamente correlacionados com Z (Figura 6.1), são superiores aos previstos a partir da mortalidade. Utilizando a regressão obtida a partir de P/B e Z observados em estudos de praias brasileiras, obtém-se, para valores de $Z = 1, 2, 3$ e 4 ano^{-1} , valores de P/B de 1,32, 1,63, 1,95 e 2,25 ano^{-1} , respectivamente. Assim, a obtenção da P/B a partir da taxa de mortalidade Z pode gerar considerável erro na estimativa da P/B. Apesar de Allen (1971) ter demonstrado matematicamente e Brey (1999), empiricamente, a relação $Z = P/B$ não foi observada a partir dos dados estimados em praias brasileiras. Uma possível explicação reside no fato dos dados não se ajustarem ao modelo exponencial simples negativo. Porém, as quatro espécies analisadas nesse estudo; *H. cinerea*, *E. armata*, *A. patagoniensis* e *C. major* apresentaram altos coeficientes de correlação da curva de captura convertida para o comprimento que segue o modelo exponencial simples negativo. Os menores coeficientes de correlação foram observados para machos de *A. patagoniensis* ($r = -0,81$) e para o segundo ano dos machos de *E.*

armata ($r = - 0,91$). Os demais coeficientes para as quatro espécies analisadas foram iguais ou superiores à $- 0,98$. Apesar desses altos valores de coeficientes de correlação, as taxas de mortalidade estimadas para essas quatro espécies sempre foram superiores às P/B obtidas. Outra condição necessária para que a relação $Z=P/B$ seja aceita reside no fato de que a população não sofra exploração (Brey, 1986), o que pode levar a uma alteração da estrutura de tamanho em relação aos organismos intermediários/maiores a partir dos quais a taxa de mortalidade (Z) é estimada. A seletividade amostral “contra” organismos maiores pode ter o mesmo efeito. Entretanto, em praias arenosas, e, provavelmente, em ambientes marinhos, a seletividade amostral é mais comum em organismos menores, o que não afeta a estimativa da mortalidade. Em relação a uma possível exploração das populações de praias arenosas brasileiras apresentadas na tabela 6.1, há que se fazer uma análise mais minuciosa, que não foi realizada nesse estudo. Entretanto, das 16 populações analisadas em relação a P/B e à mortalidade, 13 provavelmente não sofrem exploração, seja porque as praias em que habitam são pouco frequentadas (como, por exemplo, a praia de Atami), seja por serem restritas ao público (como a praia do Una e da Restinga da Marambaia), ou, ainda, por serem espécies que não costumam ser exploradas pelo homem, como os peracáridos. Assim, futuras análises serão necessárias para elucidar a ausência da relação $Z=P/B$ verificada nesse estudo.

Segundo Cusson & Bourget (2005), a melhor forma de estimar corretamente a produção somática de animais bênticos é por meio do uso de métodos baseados em séries de medidas temporais da densidade populacional e do peso corporal (método de coortes e métodos baseados em classes de tamanho). Existe uma certa unanimidade entre os pesquisadores de que os métodos que seguem coortes (logicamente, quando os dados permitem a sua aplicação) são os preferidos (Benke, 1993). Estes métodos lidam

com o decréscimo da densidade devido à mortalidade e com o aumento do peso individual devido ao crescimento. Entretanto, a decomposição das frequências de comprimento, ou seja, separação de coortes, deve ser realizada apenas quando os dados possibilitam tal procedimento. Estimativas provenientes de separação de coortes “questionáveis” tendem a gerar estimativas bastante duvidosas; e, neste caso, é melhor utilizar o método da TCEP (Brey, com. pessoal).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAHÃO, J. R.; AMARAL, A.C.Z.; CARDOSO, R.S. 2006. Dinâmica populacional e produção secundária do bivalve *Tagelus plebeius* na planície de maré da enseada de Caraguatatuba, SP. In: *Congresso Brasileiro de Biologia Marinha 1*, UFF, Niterói, RJ. p.27.
- ALLEN, K.R. 1951. The Horokiwi Stream. *Fish. Bull. N. Z. Marine. Dept.* 10, p. 1-238.
- ALLEN, K. R., 1971: Relation between production and biomass. *J. Fish. Res. Bd Can.*, 28: 1573-1581.
- BANSE, K. & MOSHER S. 1980. Adult body mass and annual production/biomass relationships of field populations. *Ecol. Monogr.*, 50: 355-379.
- BENKE, A. C. 1979. A modification of the Hynes method for estimating secondary production with particular significance for multivoltine populations. *Limnol. Oceanogr.*, 24: 186-171.
- BENKE, A. C. 1993. Concepts and patterns of invertebrate production in running waters. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 25:15-28.
- BENKE, A. C. 1996. Secondary production of macroinvertebrates. In: HAUER, F. R. & LAMBERTI, G. A. (eds.). *Methods in Stream Ecology*. San Diego, Academic Press. p.557-578.
- BREY, T. 1986. Estimation of annual P/B-ratio and production of marine benthic invertebrates from length-frequency data. *Ophelia, Suppl.* 4: 45-54.
- BREY, T. 1999. Growth performance and mortality in aquatic macrobenthic invertebrates. *Adv. mar. Biol.*, 35:153-223.
- BREY, T., 2001. Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook. <http://www.awiBremerhaven.de/Benthic/Ecosystem/FoodWeb/Handbook/main.html> Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research, Germany.
- CAETANO, C.H.S.; CARDOSO, R.S.; VELOSO, V.G. & SILVA, E.S. 2006. Population biology and secondary production of *Excirolana braziliensis* (Isopoda: Cirolanidae) in two sandy beaches of southeastern Brazil. *J. coast. Res.* 22(4): 825-835.
- CAETANO, C.H.S.; VELOSO, V.G. & CARDOSO, R.S. 2003. Population biology and secondary production of *Olivancillaria vesica vesica* (Gmelin, 1791) (Gastropoda: Olividae) on a sandy beach in southeastern Brazil. *J. molluscan. Stud.*, 69: 67-73.
- CARDOSO, R.S. & VELOSO, V.G. 1996. Population biology and secondary production of the sandhooper *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda: Talitridae) at Prainha Beach, Brazil. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 142: 111-119.

- CARDOSO, R.S., & VELOSO, V.G., 2003. Population dynamics and secondary production of the wedge clam *Donax hanleyanus* (Bivalvia: Donacidae) on a high energy, subtropical beach of Brazil. *Mar. Biol.*, 142: 153-162.
- CARRASCO, F.D. & ARCOS, D.F. 1984 Life history and production of a cold-temperate population of the sublittoral amphipod *Ampelisca araucana*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 14: 245-252.
- CARTES, J., BREY, T. SORBE, J. & MAYNOU, F. 2002. Comparing production-biomass ratios of benthos and suprabenthos in macrofaunal marine crustaceans. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 59: 1616-1625.
- CECHERELLI, V.U & MISTRI, M. 1991. Production of the meiobenthic harpacticoid copepod *Canuella perplexa*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 68: 225-234.
- CRISP, D. J. 1984. Energy Flow Measurements. In: Holme, N. A. & McIntyre, A. D. (eds.). *Methods for the Study of Marine Benthos*. IBP Handbook no. 16 Oxford, Blackwell Scientific Publications. p. 284-372.
- CUSSON, M. & BOURGET, E. 2005. Global patterns of macroinvertebrate production in marine benthic habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 297:1-14.
- DENADAI, M.R; AMARAL, A.C.Z. & TURRA, A. 2004. Biology of a tropical intertidal population of *Cerithium atratum* (Born, 1778) (Mollusca, Gastropoda). *J. Nat. Hist.*, 38(13): 1695-1710.
- DOLBETH, M.; LILLEBO, A.I.; CARDOSO, P.G.; FERREIRA S.M. & PARDAL, M.A. 2005. Annual production of estuarine fauna in different environmental conditions: An evaluation of the estimation methods. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 326: 115-127.
- DONN, T. E. & CROKER, R. A. 1986. Seasonal patterns of production in the sandy-beach Amphipod *Haustorius canadensis*. *Estuar. coast. shelf Sci.*, 22: 675-687.
- DOWNING, J. A. 1984. Assessment of secondary production: the first step. In: Downing, J. A. & Rigler, F. H. (eds.). *A manual on the assessment of secondary productivity in fresh waters*. IBP Handbook no.17, Oxford, Blackwell Scientific Publications. p. 1-18.
- DOWNING, J. A. & RIGLER, F. H. (eds.). 1984. *A manual on the assessment of secondary productivity in fresh waters*. IBP Handbook no.17, Oxford, Blackwell Scientific Publications. 501 p.
- EDMONSON, W.T. & WINBERG, G.G. 1971. *A manual on methods for the assessment of secondary production in fresh waters*. IBP Handbook no.17, Oxford, Blackwell Scientific Publications. 358p.
- GIANUCA, N. M. 1985. *The Ecology of a Sandy Beach in Southern Brazil*. Ph.D. Thesis, University of Southampton. 330p.

- GIBERSON, D.J. & GALLOWAY, T.D. 1985. Life history and production of *Ephoron album* (Say) (Ephemeroptera: Polymitarcidae) in the Valley River, Manitoba. *Can. J. Zool.*, 63: 1668-1674.
- GONÇALVES, S.C.; PARDAL, M.A.; CARDOSO, P.G.; FERREIRA, S.M. & MARQUES, J.C. 2005. Biology, population dynamics and secondary production of *Tylos europaeus* (Isopoda, Tylidae) on the western coast of Portugal. *Mar. Biol.*, 147: 631-641.
- HAMILTON, A. L. 1969. On estimating annual production. *Limnol. Oceanogr.*, 14: 771-782.
- HYNES, H. B. N. & COLEMAN, M. H. 1968. A simple method of assessing the annual production of stream benthos. *Limnol. Oceanogr.*, 13: 569-573.
- KEVREKIDIS, T. & WILKE, T. 2005. Life cycle, population dynamics and productivity of *Ventrosia maritima* in the Evros delta (northern Aegean Sea). *J. Mar. Biol. Ass. UK.*, 85: 375-382.
- MEDERNACH, L. & GRÉMARE, A. 1999. Comparaison de méthodes d'évaluation de la production secondaire d'une population de l'annélide polychète *Ditrupa arietina* (O.F. MULLER). *Oceanol. acta*, 22(3):337-352.
- MENZIE, C. A. 1980. A note on the Hynes method of estimating secondary production. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 770-773.
- OMENA, E. P. & AMARAL, A. C. Z. 2000. Population dynamics and secondary production of *Laeonereis acuta* (Treadwell, 1923) (Nereididae:Polichaeta). *Bull. mar. Sci.*, 67(1): 421-431.
- PETRACCO, M. 2000. *Produção secundária das espécies mais abundantes da macrofauna bentônica da zona entre-marés da Prainha, estado do Rio Janeiro*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 66p.
- PETRACCO, M.; VELOSO, V. G. & CARDOSO, R. S. 2003. Population dynamics and secondary production of *Emerita brasiliensis* (Crustacea: Hippidae) at Prainha Beach, Brazil. *P.S.Z.N. Mar. Ecol.*, 24 (3): 385-391.
- PLANTE, C. & DOWNING, J.A. 1990. Empirical evidence for differences among methods for calculating secondary production. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 9(1): 9-16.
- RÁMON, M. 2003. Population dynamics and secondary production of the cockle *Ceratosma edule* (L.) in a backbarrier tidal flat of the Wadden Sea. *Sci. Mar.*, 67(4): 429-443.
- RIASCOS, J.M.V. 2006. Effects of El Niño-Southern oscillation on the population dynamics of the tropical bivalve *Donax dentifer* from Málaga bay, Colombian Pacific. *Mar. Biol.*, 148(6): 1283-1293.

- ROBERTSON, A. I. 1979. The relationship between annual production: biomass ratio and lifespan for marine macrobenthos. *Oecologia*, 38: 193-202.
- RICKER, W.E. (ed.). 1968. *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. IBP Handbook no. 3, Oxford, Blackwell Scientific Publications.
- SANTOS, P. J. P. 1994. Population dynamics and production of *Scoelelepis gaucha* (Polychaeta: Spionidae) on the sandy beaches of Southern Brazil. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 110:159-165.
- SALVADOR, L. B. 2001. *Malacofauna da região entre-marés de praias de areia com fragmentos de rocha*. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 74p.
- SARDÁ, R. 1997. The use of general relationships to estimate secondary production in coastal habitats: a revision based on a case study. *Publ. Es. Inst. Esp. Oceanogr.* 23: 11-22.
- SARDÁ, R.; PINEDO, S. & DUESO, A. 2000. Estimating secondary production in natural populations of polychaetes: some general constraints. *Bull. Mar. Sci.*, 67(1): 433-447.
- SCHWINGHAMER, P; HARGRAVE, B; PEER, D. & HAWKINS, C. M. 1989. Partitioning of production and respiration among size groups of organisms in an intertidal benthic community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 31: 131-142.
- SOUZA, J R. B. 1998. *Produção secundária da macrofauna bentônica de praia de Atami - PR*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, 129p.
- TUMBILOLO, M. L & DOWNING, J. A. 1994 . An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 114: 165-174.
- URBAN, H.-J. & CAMPOS, B. 1994. Populaton dynamics of the bivalves *Gari solida*, *Semele solida* and *Protothaca thaca* from a small bay in Chile at 36°S. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 115: 93-102.
- WATERS, T. F. 1977. Secondary production in inland waters. *Adv. Ecol. Res.*, 10: 91-164.
- WATERS, T. F. 1979. Influence of benthos life history upon estimation of secondary production. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 36: 1425-1430.
- WATERS, T. F. & CRAWFORD, G. M. 1973. Annual production of a stream mayfly population: a comparison of methods. *Limnol. Oceanogr.*, 19: 286-296.
- WILBER, D. H. & CLARKE, D. G. 1998. Estimating secondary production and benthic consumption in monitoring studies: a case study of the impacts of dredged material disposal in Galveston Bay, Texas. *Estuaries*, 21(2): 230-245.

WILSON, J. G. 1999. Population dynamics and energy budget for a population of *Donax variabilis* (Say) on an exposed South Carolina beach. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 239: 61-83.

Tabela 6. 1. Produção (g PSLC m⁻² ano⁻¹), biomassa (g PSLC m⁻²), P/B ano⁻¹, expectativa de vida (EV), taxa de mortalidade Z (ano⁻¹) e método de produção empregado nos estudos de produção da macrofauna em praias arenosas brasileiras. Símbolo dos métodos: Soma dos incrementos (SI), frequência de comprimento (FC), taxa de crescimento específica em peso (TCEP). Grupos (G): Bivalvia (B), Decapoda, Gastropoda, (G) Peracarida (P), Polychaeta (PO). *A. brasiliensis* indica *Atlantorchestoidea brasiliensis*.

G	Espécie	P	B	P/B	EV	Z	Lat	Local	Método	Fonte
B	<i>Donax hanleyanus</i>	3,67	2,53	1,45	1,47	1,55	23°S	RJ	TCEP	Cardoso, Veloso (2003)
B	<i>Tagelus plebeius</i>	1,53	1,14	1,37	2,25	3,12	23°S	RS	TCEP	Abrão et al. (2006)
B	<i>Corbula cubaniana</i>	0,06	0,03	1,87		1,88	23°S	SP	TCEP	Salvador (2001)
B	<i>Anomarcocardia brasiliiana</i>	1,47	0,79	1,85	2,00	1,41	23°S	SP	TCEP	Salvador (2001)
B	<i>Donax hanleyanus</i>	13,56	3,45	3,90			33°S	RS	SI	Gianuca (1985)
B	<i>Mesodesma mactroides</i>	185	107	1,70	5,00		33°S	RS	TCEP	Gianuca (1985)
G	<i>Olivancillaria vesica</i>	0,15	0,14	1,07	5,00	3,12	23°S	RJ	TCEP-FC	Caetano et al. (2003)
G	<i>Cerithium atratum</i>	1,15	0,29	3,90	1,60		23°S	SP	SI	Denadai et al. (2004)
G	<i>Hastula cinerea</i>	0,18	0,15	1,26	4,79	3,78	24°S	SP	TCEP-FC	Este estudo
P	<i>A. brasiliensis</i>	0,28	0,13	2,16	1,17	2,45	23°S	RJ	TCEP-FC	Cardoso & Veloso (1996)
P	<i>Excirolana braziliensis</i>	0,05	0,04	1,50	1,71	2,82	23°S	RJ	TCEP	Caetano et al. (2006)
P	<i>Excirolana braziliensis</i>	0,35	0,12	2,92	1,90	2,20	23°S	RJ	TCEP	Caetano et al. (2006)
P	<i>Excirolana armata</i>	0,52	0,15	3,41	0,86	6,01	24°S	SP	TCEP-FC	Este estudo
P	<i>Excirolana armata</i>	0,35	0,19	1,86	1,60	2,56	25°S	PR	TCEP-FC	Souza (1998)
D	<i>Austinixa patagoniensis</i>	0,08	0,03	2,49	1,02	3,43	24°S	SP	TCEP-FC	Este estudo
D	<i>Callichirus major</i>	2,33	2,04	1,04	3,16	2,57	24°S	SP	TCEP	Este estudo
D	<i>Emerita brasiliensis</i>	153	26	6,62	0,69	10,30	25°S	RJ	TCEP-SI	Petracco et al. (2003)
D	<i>Callichirus major</i>	9,33	9,11	1,02	3,00	2,75	25°S	PR	TCEP-FC	Souza (1998)
D	<i>Emerita brasiliensis</i>	238	32	7,30	1,33		33°S	RS	SI	Gianuca (1983)
PO	<i>Scolecopsis squamata</i>	0,59	0,21	2,78	0,57	5,52	25°S	PR	TCEP	Souza (1998)
PO	<i>Euzonus furciferus</i>	0,46	0,21	2,13	1,80	3,20	25°S	PR	TCEP	Souza (1998)
PO	<i>Laeonereis acuta</i>	3,80	1,90	2,00	1,00		23°S	SP	SI	Omena e Amaral (2000)
PO	<i>Scolecopsis gaucha</i>	2,82	0,78	3,61		3,62	33°S	RS	Z	Santos (1994)
PO	<i>Scolecopsis gaucha</i>	0,50	0,07	6,87		6,84	33°S	RS	Z	Santos (1994)
PO	<i>Scolecopsis gaucha</i>	1,84	0,14	12,92		11,35	33°S	RS	TCEP	Santos (1994)

Tabela 6.2. Valores de produção (g PSLC m⁻² ano⁻¹) estimados de acordo com os métodos de produção da frequência de comprimento (FC) e da taxa de crescimento específica em peso (TCEP) em estudos de espécies da macrofauna de praias arenosas brasileiras. Quando calculadas separadamente, a produção de machos e fêmeas foi somada.

Espécie/Método	TCEP	FC	Fonte
<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i> 1º ano	0,30	0,28	Cardoso & Veloso (1996)
<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i> 2º ano	0,28	0,29	Cardoso & Veloso (1996)
<i>Austinixa patagoniensis</i> (área A)	0,08	0,09	Presente estudo
<i>Austinixa patagoniensis</i> (área B)	0,07	0,08	Presente estudo
<i>Emerita brasiliensis</i> 1º ano	39,86	46,88	Petracco <i>et al.</i> (2003)
<i>Emerita brasiliensis</i> 2º ano	150,95	156,07	Petracco <i>et al.</i> (2003)
<i>Excirolana armata</i> 1º ano	0,44	0,47	Presente estudo
<i>Excirolana armata</i> 2º ano	0,56	0,59	Presente estudo
<i>Excirolana brasiliensis</i> 1º ano	0,26	0,26	Petracco (2000)
<i>Excirolana brasiliensis</i> 2º ano	0,25	0,26	Petracco (2000)
<i>Hastula cinera</i> 1º ano	0,18	0,19	Presente estudo
<i>Hastula cinera</i> 2º ano	0,10	0,11	Presente estudo
<i>Olivancillaria vesica</i> 1º ano	0,17	0,14	Caetano <i>et al.</i> (2003)
<i>Olivancillaria vesica</i> 2º ano	0,21	0,15	Caetano <i>et al.</i> (2003)

Tabela 6.3. Estimativas de produção (P) em mg m⁻² ano⁻¹ de P/B (ano⁻¹) de *Austinixa patagoniensis*, *Excirolana armata* e *Hastula cinerea* de acordo com o método FC com e sem a razão Pe/Pa.

Espécie/sexo/período/área	Estimativas com Pe/Pa		Estimativas sem Pe/Pa	
	P	P/B	P	P/B
<i>A. patagoniensis</i> machos área A	44,74	2,40	30,55	1,64
<i>A. patagoniensis</i> fêmeas área A	42,71	2,88	25,63	1,73
<i>A. patagoniensis</i> machos área B	41,08	2,27	23,79	1,32
<i>A. patagoniensis</i> fêmeas área B	35,25	2,7	21,96	1,69
<i>E. armata</i> machos 1º ano	255,80	4,38	158,49	2,71
<i>E. armata</i> fêmeas 1º ano	217,10	3,24	102,72	1,53
<i>E. armata</i> machos 2º ano	277,80	3,45	204,06	2,53
<i>E. armata</i> fêmeas 2º ano	314,98	3,21	159,37	1,63
<i>H. cinerea</i> 1º ano área A	219,65	1,74	92,39	0,73
<i>H. cinerea</i> 2º ano área A	173,37	0,91	117,31	0,62
<i>H. cinerea</i> 1º ano área B	143,15	0,89	79,89	0,59
<i>H. cinerea</i> 2º ano área B	79,89	0,59	73,56	0,55

Tabela 6.4. Estimativa de produção, da biomassa média e da P/B de acordo com os métodos FC e TCEP de machos e fêmeas de *Excirolana armata* no primeiro ano (dezembro/03 a novembro/04) e segundo ano (dezembro/04 a novembro/05) utilizando classes de intervalo de tamanho de 0,5 e 1 mm.

Sexo/Ano/Classes	FC			TCEP		
	P	B	P/B	P	B	P/B
Machos 1º ano 0,5 mm	255,80	58,45	4,38	236,16	58,45	4,04
Machos 1º ano 1 mm	252,65	57,88	4,37	222,85	57,88	3,85
Fêmeas 1º ano 0,5 mm	217,10	67,00	3,24	209,54	67,00	3,13
Fêmeas 1º ano 1 mm	216,05	67,32	3,21	191,77	67,32	2,85
Machos 2º ano 0,5 mm	277,80	80,53	3,46	257,99	80,53	3,20
Machos 2º ano 1 mm	273,66	80,43	3,40	244,46	80,43	3,04
Fêmeas 2º ano 0,5 mm	314,98	98,02	3,21	305,50	98,02	3,12
Fêmeas 2º ano 1 mm	305,30	98,07	3,11	276,22	98,07	2,82

FIGURAS

Figura 6.1. Valores de P/B observados ($\circ$) em estudos da macrofauna de praias arenosas e respectivas expectativa de vida e valores de P/B previstos [$(\bullet)$ ($\blacktriangle$)] a partir do método empírico de Robertson (1979) que relaciona P/B à expectativa de vida. ($\bullet$) indica valores de P/B previstos a partir da expectativa de vida no comprimento no qual 99% da população estava representada e ($\blacktriangle$) indica valores de P/B previstos a partir da expectativa de vida do maior indivíduo coletado (gráfico superior). Valores de P/B em relação a taxa de mortalidade Z para as populações da macrofauna de praias arenosas brasileiras e respectiva reta de regressão (linha tracejada) e reta de regressão para $P/B = Z$ (Allen, 1971) (linha cheia) (Gráfico inferior).

Figura 6.2. Estimativas de produção de acordo com os métodos tradicionais (média de FC e TCEP) (■) e segundo o métodos empírico de Tumbiolo & Downing (1994) (□), referentes as espécies de *Donax hanleyanus* (Dh) (Cardoso & Veloso, 2003), *Excirolana braziliensis* (Ebz) (Petracco, 2000), *Atlantorchestoidea brasiliensis* (Ab) (Cardoso & Veloso, 1996), *Hastula cinerea* (Hc) (este estudo), *Excirolana armata* (Ea) (este estudo), *Austinixa patagoniensis* (Ap) (este estudo), *Emerita brasiliensis* (Eb) (Petracco *et al.*, 2003), *Callichirus major* (Cm) (Souza, 1998), *Scolecopsis squamata* (Ss) (Souza, 1998) e *Euzonus furciferus* (Ef) (Souza, 1998).

Figura 6.3. Estimativas de produção de acordo com os métodos tradicionais (T) (média de FC e TCEP), de Brey (2001) (B), de Robertson (1979) (R), de Schwinghamer *et al.* (1986) (S), de Tumbiolo & Downing (1994), e de Allen (1971) (Z) para as espécies *Excirolana braziliensis* (Ebz) (Petracco, 2000), *Hastula cinerea* (Hc) (este estudo), *Excirolana armata* (Ea) (este estudo), *Austinixa patagoniensis* (Ap) (este estudo) e *Emerita brasiliensis* (Eb) (Petracco *et al.*, 2003).

Figura 6.4. Relação entre o log da razão P/B e o log da expectativa de vida para peracáridos de praias arenosas. Dados obtidos na tabela 3.3 do capítulo 3.

CAPÍTULO 7

ESTUDO DA TRAMA TRÓFICA NA PRAIA DO UNA

1 INTRODUÇÃO

Praias arenosas expostas não apresentam macrófitas fixas abaixo da linha de deixa e as redes tróficas essencialmente dependem do mar, e o ambiente terrestre tem papel relativamente menor (McLachlan, 1983).

As fontes primárias de alimento em praias arenosas são, predominantemente, provenientes do mar como o fitoplâncton da zona de surfe, em praias do tipo intermediária e dissipativa, o microfitobentos, em praias protegidas ou de areia fina, e as macrófitas (algas ou angiospermas) encalhadas nas praias. A contribuição a partir da terra se limita às plantas das dunas (McLachlan, 1983; Brown & McLachlan, 1990; McLachlan & Brown, 2006).

Além dos produtores primários, cadáveres em decomposição de peixes, tartarugas e aves marinhas também atuam como fonte de alimento em praias arenosas, porém geralmente com menor importância (McLachlan & Brown, 2006), exceto quando grandes mamíferos encalham na praia (Menn, 2002).

A contribuição de cada fonte de alimento nas praias arenosas depende basicamente do tipo morfodinâmico dessas. Num extremo, as praias refletivas apresentam ausência ou reduzida zona de surfe e, conseqüentemente, baixa ou praticamente nula produção fitoplanctônica. Em contraste, as praias dissipativas com ampla zona de surfe apresentam geralmente alta produção fitoplanctônica e, conseqüentemente, uma fonte mais estável de alimento para a macrofauna que as praias refletivas (McLachlan, 1980a; McLachlan & Brown, 2006). Outro aspecto que influencia a contribuição do tipo de fonte alimentar é a proximidade das praias arenosas de outros ecossistemas como costões rochosos, pradarias de angiospermas marinhas, marismas e manguezais que podem fornecer considerável quantidade de alimento por

meio de restos vegetais, especialmente após tempestades (McLachlan, 1983; Brown & McLachlan, 1990; McLachlan & Brown, 2006). As fontes alimentares predominantes são extremamente importantes para determinar os grupos tróficos e espécies dominantes da macrofauna das praias (McLachlan, 1981a; McLachlan & Brown, 2006).

Em termos de interações tróficas, a macrofauna de praias arenosas faz parte de uma rede trófica “maior” constituída pelo zooplâncton, peixes e aves marinhas, enquanto que a fauna intersticial, em princípio, constitui uma rede trófica “menor”. A presença dos componentes dessas duas redes tróficas e sua importância relativa depende do estado morfodinâmico da praia. Em praias refletivas a biota intersticial é geralmente mais importante do que a macrofauna e essa última depende de aportes marinhos. Já em praias dissipativas a rede trófica “maior” é bem desenvolvida e geralmente não depende de aporte alimentar marinho (Menn, 2002). De uma forma geral, em praias arenosas expostas essas duas redes tróficas são virtualmente separadas, sem ligação entre si (McLachlan, 1983; Brown & McLachlan, 1990; McLachlan & Brown, 2006).

Os estudos das relações tróficas de praias geralmente restringem-se ao hábito alimentar dos componentes da comunidade, com destaque à ampla utilização das espécies da macrofauna bentônica da zona entremarés como alimento de peixes e braquiúros da zona de surfe (DeLancey, 1989; Mode & Ross, 1983; McDermott, 1983; Laziak, 1983; Nelson, 1986). São poucos os estudos que incluem aspectos da trofodinâmica da macrofauna bentônica da zona entremarés traçando fluxos das fontes primárias de matéria orgânica para níveis tróficos superiores (ver McLachlan & Brown, 2006). Entretanto, McLachlan *et al.* (1981b) e McLachlan & Bate (1985) elaboraram e quantificaram as vias de energia ao longo do ecossistema de praias (praia-zona de surfe) de estado morfodinâmico intermediário-dissipativo da costa sudeste na África do Sul a partir de informações de diversos estudos realizados na região. No litoral da Índia,

Ansell *et al.* (1978) descreveram o fluxo de energia entre as espécies da macrofauna da zona entre marés de praias com estado morfodinâmico refletivo-intermediário (McLachlan & Brown, 2006). Menn (2002), no Mar do Norte, comparou a composição e a abundância dos componentes das redes tróficas “maior” e “menor” em função do estado morfodinâmico de duas praias do tipo intermediária e dissipativa.

Para a elaboração de teias tróficas da zona entremáres são geralmente utilizadas informações obtidas a partir do estudo do hábito/comportamento alimentar das espécies (Efford, 1966; Wolcott, 1978; Gianuca, 1988), tanto por meio de observação em campo (Wolcott, 1978; Robertson & Pfeiffer, 1982; Leber, 1982), quanto em experimentos em laboratório (Behbehani & Croker, 1982; Moore & Francis, 1985) ou a partir da análise do conteúdo estomacal e/ou pelotas fecais (Leber, 1982; Behbehani & Croker, 1982; Moore & Francis, 1985). Entretanto, as metodologias associadas a essas abordagens são de difícil execução, principalmente em espécies da macrofauna de praias que possuem geralmente pequeno tamanho, atuam como suspensívoras, depositívoras, necrófagas ou mesmo em predadoras, que trituram de forma intensa os itens alimentares. Além disso, espécies bentônicas podem apresentar mais de um comportamento alimentar (Wolcott, 1978; Dauer, 1983; Pardo & Amaral, 2004) que pode se alterar em função das condições ambientais. Ao considerar que espécies de praias arenosas são bastante generalistas (McLachlan & Brown, 2006) e que nesses ambientes a disponibilidade alimentar pode sofrer acentuadas oscilações temporais, a definição do comportamento/hábito alimentar torna-se ainda mais crítica. Ademais, a análise do conteúdo estomacal fornece uma informação sobre a dieta mais recente e não permite a identificação de todos os itens consumidos (Pinnegar & Polunin, 2000).

O enriquecimento de isótopos estáveis de C e N entre níveis tróficos vem sendo comumente utilizado como ferramenta em estudo de fluxo de matéria orgânica em

tramas tróficas (Peterson & Fry, 1987; Peterson, 1999). O uso da razão de isótopos estáveis baseia-se no fato de que a composição isotópica de um consumidor é enriquecida por um fator de 3-4 ‰ e de ~ 1 ‰ para o N e o C, respectivamente, em relação a sua dieta (Peterson & Fry, 1987). O valor de $\delta^{13}\text{C}$ varia pouco entre consumidor e alimento e indica a fonte de matéria orgânica, enquanto que o valor de $\delta^{15}\text{N}$ indica o nível trófico, além da fonte de matéria orgânica. As razões $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ representam a assimilação do alimento consumido num período determinado pela taxa de renovação dos tecidos (Pinnegar & Polunin, 2000). Assim, o método de isótopos estáveis torna-se uma ferramenta extremamente útil para se analisar a fonte de alimento, bem como as vias de fluxo da matéria orgânica e o nível trófico dos consumidores nesses ambientes de praias.

Este estudo teve como objetivo caracterizar a trama trófica da praia do Una, por meio da identificação das fontes primárias de matéria orgânica para os principais componentes e a posição trófica das espécies da macrofauna da zona entremarés com o uso da análise dos isótopos estáveis de C e N.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Para o estudo da trama trófica da praia do Una utilizaram-se amostras de organismos vivos coletados em abril de 2005, na área B da praia (Figura 1.1). Para a coleta da macrofauna da zona entremarés foram utilizados diferentes métodos, durante uma maré baixa de sizígia.

Parte da macrofauna, os poliquetos *Euzonus furciferus* e *Scolecipis squamata*, o isópode *Excirolana armata*, o anomura *Lepidopa richmondi* e o bivalve *Donax hanleyanus*, foi coletada por meio da escavação do sedimento com pá e posterior lavagem do material, no local, em peneiras de 0,5 mm. Outros indivíduos que vivem enterrados parcial ou superficialmente foram coletados manualmente procurando-se as respectivas marcas típicas deixadas no sedimento (os gastrópodes *Hastula cinerea* e *Olivancillaria vesica* e o bivalve *Mesodesma mactroides*) ou por meio da observação direta e captura dos indivíduos (o caranguejo *Ocypode quadrata*). Indivíduos que vivem em galerias, como o caranguejo *Austinixa patagoniensis* e o talassinídeo *Callichirus major*, foram coletados com bomba de sucção.

Na base da Estação Ecológica Juréia Itatins, os indivíduos foram separados vivos, sempre que possível, por morfo-espécie, e os indivíduos maiores foram dissecados para a retirada de fragmentos da musculatura (Ver tabela 7.1). Os indivíduos menores foram mantidos por 24 horas em água do mar filtrada para depleção do conteúdo estomacal. O material particulado em suspensão (MPS) foi obtido por filtração da água do mar em filtros de fibra de vidro GF/F (tamanho de poro 0,7 µm), previamente queimados em mufla. Amostras de sedimento foram obtidas e folhas de plantas (*Ipomea* sp, *Hydrocotyle* sp e *Spartina* sp) localizadas nas dunas foram coletadas manualmente. Todo o material obtido foi devidamente acondicionado em papel de alumínio dentro de sacos plásticos e mantido em congelador.

Com relação à macrofauna, tanto os indivíduos pequenos inteiros ou amostras de musculatura foram agrupados para formar amostras compostas. Buscou-se, quando possível, obter três réplicas de amostras compostas para a análise dos isótopos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para cada componente da trama trófica da praia (Tabela 7.2).

No laboratório do IOUSP, o material congelado foi liofilizado por 48 horas. Posteriormente, as amostras foram moídas e transformadas em pó utilizando-se gral e pistilo. Para a análise da razão isotópica de C dos crustáceos menores, cujo corpo inteiro foi utilizado para a análise, as amostras foram acidificadas conforme proposto por Jacob *et al.* (2005), uma vez que o carbono inorgânico presente na carapaça destes indivíduos aumenta o valor do $\delta^{13}\text{C}$. As amostras para a análise do $\delta^{15}\text{N}$ não foram acidificadas.

As razões isotópicas são expressas pela notação δ , em partes por mil, de acordo com a seguinte relação:

$$\delta (\text{‰}) = [(R_{\text{amostra}}/R_{\text{padrão}}) - 1] \times 1000 \text{ onde: } R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C} \text{ ou } {}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N} \text{ (Button, 1991)}$$

O padrão de referência para o carbono é o PDB (Pee Dee Belemnite) e para o nitrogênio, é o N_2 atmosférico.

As análises isotópicas foram realizadas no Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA) da Universidade de São Paulo. A composição isotópica do carbono e nitrogênio foi determinada pela combustão automática da amostra em um analisador elementar Carlo Erba (CHN-1110), acoplado ao espectrômetro de massa Finnigan Delta Plus.

O nível trófico (NT) dos consumidores foi estimado de acordo com a fórmula:

$$\text{NT} = [(\delta^{15}\text{N}_{\text{consumidor secundário}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{consumidor primário}})/2,54] + 2$$

Na fórmula, 2,54 representa o fator de enriquecimento médio do $\delta^{15}\text{N}$ (Δ) entre um nível trófico e outro (Vanderklif & Ponsard, 2003). Este valor foi considerado em função dos resultados de enriquecimento entre níveis tróficos, obtidos em um estudo de

tramas tróficas na costa sudeste do Brasil (Corbisier, 2006), inferiores ao valor tradicionalmente utilizado é 3,4‰ (Minagawa & Wada, 1984). Para o cálculo do NT, foi utilizado o valor de $\delta^{15}\text{N}$ de consumidores primários (Vander Zanden & Rasmussen, 2001), que apresentam uma maior longevidade e refletem um tempo médio maior de assimilação do fitoplâncton (Minagawa & Wada, 1984), o qual possui um ciclo de vida muito curto em relação aos consumidores maiores. Desse modo, o **2** representa o valor para o nível trófico de um consumidor primário, sendo que o valor 1 representa o nível trófico do produtor primário. Foi utilizado como valor de $\delta^{15}\text{N}$ do consumidor primário, a média dos valores dos bivalves suspensívoros analisados (7,5‰).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os produtores primários da praia do Una tiveram valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ distintos, que variaram entre -28,9 (dicotiledôneas C_3 , *Hydrocotyle* sp e *Ipomea* sp) e -12,7‰ (monocotiledônea C_4 , *Spartina* sp), sendo que o material particulado em suspensão (MPS) teve valor de -22,6‰ (Tabela 7.2 e Figura 7.1). Essa distinção isotópica dos produtores primários quanto ao $\delta^{13}\text{C}$ é importante para a identificação das diferentes fontes de alimento em um ecossistema (Currin *et al.*, 1995). Um valor de 20‰ para o MPS foi registrado em uma praia do litoral do Japão (Yamaguchi *et al.*, 2006). O valor do $\delta^{13}\text{C}$ do MPS na praia do Una sugere alguma influência de material terrígeno, uma vez que os valores do MPS de áreas marinhas da costa sudeste variaram entre -21,1 e -20,5‰ (Matsuura & Wada, 1994) e -18,6‰ (Corbisier *et al.*, 2006). Valores menores (entre -22,4 e -24,2‰) foram observados em período de inverno, na costa sudeste, e foram atribuídos à composição do fitoplâncton ou à influência de material particulado de origem terrígena, uma vez que detritos de plantas terrestres C_3 têm assinatura mais negativa (Corbisier, 2006).

O valor do $\delta^{15}\text{N}$ variou de 1,4 a 3,5‰ nas angiospermas do supralitoral e foi de 7,0‰ no MPS. Esses valores estão dentro do intervalo esperados, tanto os mais baixos das angiospermas (Wada & Hattori, 1991), como o do MPS, sendo o intervalo de variação dos valores observados para o material particulado na costa sudeste de 6,9 a 9,9‰ (Matsuura & Wada, 1994; Corbisier *et al.*, 2006).

O valor de $\delta^{13}\text{C}$ do sedimento foi de -19,1‰ e foi um pouco mais alto que os observados em áreas da plataforma continental interna da costa sudeste (entre -22,1 e -20,0‰) (Matsuura & Wada, 1994; Mahiques *et al.*, 1999; Corbisier *et al.*, 2006). O alto valor do $\delta^{15}\text{N}$ (9,5‰) não deve ser considerado uma vez que as porcentagens de N das amostras foram muito baixas ($\text{N} < 0,01\%$), o que interfere na análise isotópica do N.

Na costa sudeste, na plataforma continental, onde os teores de matéria orgânica são maiores, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos sedimentos variaram entre 4,94 e 10,46 ‰, com médias entre 6 e 8 ‰ (Mahiques *et al.*, 1999; Corbisier, 2006).

Dentre os organismos da macrofauna, os bivalves *D. hanleyanus* e *M. mactroides*, e os crustáceos *C. major* e *A. patagoniensis*, suspensívoros, mostraram valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -15,3 e -16,3 ‰ e de $\delta^{15}\text{N}$ entre 6,8 e 7,6 ‰, valores próximos aos do MPS (Tabela 7.2 e Figura 7.1). O enriquecimento do $\delta^{13}\text{C}$ entre o MPS e os consumidores primários, porém, foi de 6 ‰ o que não é comumente esperado (Peterson & Fry, 1987). Entretanto, não foi analisado o zooplâncton que deve apresentar valores intermediários entre o MPS e os suspensívoros. Além disso, em estudo que foi realizado na costa sudeste do Brasil, o enriquecimento entre o MPS e os consumidores primários suspensívoros também foi acima do referido tradicionalmente na literatura que é de 3 a 4 ‰ (Corbisier, 2006), fato também observado por Fry (1988), no banco George, EUA.

O poliqueta depositívoro/suspensívoro *S. squamata* e o isópode necrófago *E. armata* apresentaram valores de $\delta^{13}\text{C}$ em torno de -16 ‰, próximos aos dos suspensívoros, porém valor de $\delta^{15}\text{N}$ de 8,4 ‰, intermediário entre os dos suspensívoros e do poliqueta depositívoro *E. furciferus*. *E. armata* provavelmente atua como necrófago alimentando-se de suspensívoros mortos. O poliqueta *E. furciferus*, que se alimenta de sedimento, teve valor de $\delta^{13}\text{C}$ próximo aos anteriores, mas um valor de $\delta^{15}\text{N}$ mais alto, de 9,3 ‰ (Tabela 7.2 e Figura 7.1).

O caranguejo *O. quadrata* é relatado como extremamente oportunista, atuando como necrófago, depositívoro e predador, alterando seu hábito alimentar de acordo com os itens alimentares disponíveis. Este braquiúro mostrou valor do $\delta^{13}\text{C}$ mais próximo ao do sedimento do que do MPS, o que indica hábito de comedor de sedimento. Os suspensívoros podem também fazer parte de sua dieta, mas o valor de $\delta^{15}\text{N}$ (8,0 ‰) é

pouco enriquecido em relação a estes e, é mais próximo ao do depositívoro/suspensívoro *S. squamata* e não dos predadores ($\delta^{15}\text{N} > 9\text{‰}$). Segundo Vanderklift & Ponsard (2003) organismos detritívoros (depositívoros ou suspensívoros) têm baixo enriquecimento do $\delta^{15}\text{N}$ em relação à sua dieta ($\Delta \sim 0,53\text{‰}$), o que parece confirmar o hábito alimentar de comedor de sedimento do caranguejo. *O. quadrata* ao atuar como depositívoro, por meio da formação de pelotas alimentares pode extrair mais de 70% da clorofila *a* do sedimento (Robertson & Pfeiffer, 1982). Esses autores sugeriram que o hábito depositívoro deve ocorrer concomitantemente à predação. Entretanto, a ausência de *Emerita* e a ocorrência errática suspensívoro *Donax* na praia do Una (observação pessoal), presas comuns de *O. quadrata* (Fales, 1976; Leber, 1982; Wolcott, 1978; Petracco, 2000), pode ter restringido o comportamento alimentar desse braquiúro na praia do Una. Porém, existe a possibilidade de *O. quadrata* atuar como necrófago, utilizando os cadáveres em decomposição que encalham na praia do Una, cujas assinaturas isotópicas não foram obtidas neste estudo, tais como de insetos, peixes, tartarugas e cetáceos (observação pessoal), conforme descrito por Britton & Morton (1994). No entanto, nesse caso a assinatura do $\delta^{15}\text{N}$ seria próxima à de um carnívoro.

Os gastrópodes carnívoros, predadores lentos, *O. vesica* e *H. cinerea* devem preda organismos sedentários, como os bivalves, e seus valores de $\delta^{13}\text{C}$ (-14,1 e -13,1 ‰, respectivamente) e de $\delta^{15}\text{N}$ (9,6 e 11,5 ‰) indicam este hábito. Porém, como citado na literatura (Marcus & Marcus, 1960) e devido à abundância de poliquetas na praia do Una, estes últimos também devem fazer parte da dieta de *H. cinerea*.

O anomuro *L. richmondi*, considerado na literatura como suspensívoro (Perez, 1999), mostrou valores de $\delta^{13}\text{C}$ (-14,1 ‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (10,2 ‰) similares ao do gastrópode carnívoro *O. vesica*, o que não condiz com o hábito referido na literatura; entretanto,

Corbisier (com. pessoal) também encontrou valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ para *Lepidopa sp.*, na plataforma continental interna do litoral sul de São Paulo, próximos aos estimados na praia do Una, o que sugere uma revisão do hábito alimentar da espécie. Ademais, Britton & Morton (1994) relataram que *Hippa pacifica*, representante da família Hippidae, a mesma família de *L. richmondi* pode atuar como necrófago.

As plantas das dunas, tanto C_3 como C_4 , aparentemente não contribuem para a teia trófica da zona entremarés da praia do Una. Fragmentos dessas plantas podem ser muito refratários e permanecer bastante tempo na linha de deixa (McLachlan & Brown, 2006). Os anfípodes talitrídeos, comuns habitantes do supralitoral de praias arenosas expostas, são consumidores dos restos de vegetais presentes na linha de deixa (McLachlan & Brown, 2006). Entretanto, na praia do Una, em marés de sizígia as dunas são facilmente alcançadas pela maré o que pode: i) tornar a praia do Una um ambiente inadequado para esses anfípodes talitrídeos devido ao risco de imersão (*sensu* Defeo & McLachlan, 2005) ou ii) conduzir a migração desses anfípodes para a zona das dunas em marés de sizígia, hipótese mais plausível já que se observou “saltões” na região do supralitoral da praia do Una, fato observado por Adin e Riera (2003) em relação a *Talitrus saltator* nas dunas de uma praia na França. Esses autores, por meio da investigação com isótopos estáveis, verificaram que *T. saltator* apresentou seletividade na alimentação, utilizando predominantemente algas pardas na sua dieta. Por outro lado, Moore & Francis (1985) verificaram que a dieta do talitrídeo *Orchestia gammarellus*, apesar de também ser composta preferencialmente por algas, está associada à disponibilidade de alimento vegetal, entre o qual angiospermas do supralitoral. Ambos os estudos supracitados foram realizados em praias com grande aporte de restos de algas na face praial. Na praia do Una, os restos vegetais na linha de deixa se restringem às plantas das dunas (observação pessoal). Assim, é possível que

estas constituam parte importante na alimentação de talitrídeos na praia do Una, caso a segunda hipótese seja corroborada.

De um modo geral, nessa primeira abordagem sobre a trama trófica da praia do Una, as razões isotópicas dos consumidores estão de acordo com os hábitos alimentares das espécies/gêneros referidos na literatura, exceto para o anomuro *L. richmondi*. Esses resultados poderão ser utilizados na construção de um diagrama do fluxo de energia da praia em conjunto com os resultados de produção secundária. A trama parece ser baseada principalmente no material particulado em suspensão (MPS), com menor participação do sedimento e aparente ausência de contribuição das plantas das dunas, em especial as C_3 . A presença de depositívoros como *E. furciferus* e, no caso, *O. quadrata*, apesar das baixas porcentagens de matéria orgânica verificadas no sedimento da praia do Una (ver Figura 1.5 capítulo 1), está associada à grande capacidade destes na exploração da matéria orgânica do sedimento. *E. furciferus* provavelmente consegue ingerir uma grande quantidade de sedimento para a captação de matéria orgânica conforme observado para o também ofelídeo *Thoracophelia mucronata* (McConnaughey & Fox, 1949) e *O. quadrata* pode extrair mais de 70% da clorofila *a* do sedimento ao atuar como depositívoro (Robertson & Pfeiffer, 1982).

As microalgas do sedimento não foram analisadas neste trabalho. Porém, em estudos que avaliaram as assinaturas isotópicas desses microprodutores, os valores de $\delta^{13}C$ variaram entre -17,6 e -13,0 ‰ (Currin *et al.*, 1995) e entre -16,8 e -15,8 ‰ (Kogure, 2004), o que sugere que o microfitobentos pode constituir um importante produtor primário na praia do Una, uma vez que vários consumidores têm valor de $\delta^{13}C$ nesse intervalo. Na data da coleta e em diversos meses durante 2004/2005 foram observadas manchas esverdeadas extensivas das microalgas na areia da praia (observação pessoal). No sublitoral de uma praia exposta, Kogure (2004) evidenciou

com a análise dos isótopos de C e N, que as diatomáceas bentônicas constituem uma importante fonte de alimento para a trama trófica desse ecossistema, além do fitoplâncton.

Em termos de níveis tróficos, se for considerado o valor de 2,54 ‰ como fator de enriquecimento médio do $\delta^{15}\text{N}$ entre um nível trófico e outro (Vanderklif & Ponsard, 2003; Corbisier, 2006), e não o tradicional de 3,4 ‰ (Minagawa & Wada, 1984), tem-se 3,6 níveis tróficos na comunidade bentônica da praia do Una, sem considerar os predadores de topo. Em área costeira da plataforma continental sudeste do Brasil, os invertebrados carnívoros de topo, como braquiúros e estrelas do mar, ocupam um nível trófico a mais, entre 4 e 5 (Corbisier *et al.*, 2006; Corbisier, 2006).

Além dos caranguejos, peixes e aves marinhas estão entre os principais predadores de espécies da macrofauna de praias arenosas (McLachlan & Brown, 2006). Possíveis predadores das espécies da zona entremarés da praia do Una, apesar de não analisados quanto à assinatura isotópica, incluem o braquiúro *Arenaeus cribarius*, espécie muito comum na praia do Una (observação pessoal). Este portunídeo tem sido categorizado como predador tanto de crustáceos (*Emerita*), quanto de bivalves (*Donax*), na zona de espriamento (Leber, 1982). Provavelmente esse siri-chita é capaz de se alimentar na praia do Una tanto de indivíduos de *Donax* como indivíduos menores do gastrópode *H. cinerea*. Na plataforma continental interna ao largo de Cabo Frio, *A. cribarius* teve valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 11,5 ‰ (Corbisier, 2006) e, ao largo de Santos de 11,9 ‰ (Corbisier, com. pessoal), valores similares ao de *H. cinerea*.

Diversos estudos têm demonstrado a importância da macrofauna bentônica da zona entremarés na alimentação de peixes, inclusive de espécies comerciais (Penchaszadeh, 1983; Mode & Ross, 1983; Nelson, 1986; DeLancey, 1989). A zona de surfe representa uma importante área de criação para vários peixes fornecendo alimento

e proteção contra predadores (Gianuca, 1988). Porém, não foi realizado um levantamento da ictiofauna na praia do Una. A avifauna também tem sido reportada como importante predadora da macrofauna da zona entremarés (McLachlan *et al.*, 1980; McLachlan e Bate, 1984; Gianuca, 1988). Em levantamento sobre as aves da Estação Ecológica Juréia-Itatins, onde se situa a praia do Una, Develey (2004) observaram a batuíra *Charadrius collaris*, o gaivotão *Larus dominicanus* e o piru-piru *Haematopus palliatus*, espécies conhecidas por se alimentar da macrofauna de praias (Gianuca, 1988; Novelli, 1997).

A estrutura trófica da comunidade da macrofauna da praia do Una é condizente com o padrão observado em praias arenosas expostas e, principalmente em praias dissipativas, com abundância de espécies suspensívoras que apresentam, geralmente, maior biomassa que os demais níveis tróficos (McLachlan & Brown, 2006). Apesar da biomassa da maior parte das espécies não ter sido determinada, a alta produção do suspensívoro *C. major* quando comparada com a do necrófago *E. armata* e do predador *H. cinerea* demonstra a importância dos suspensívoros na praia do Una, que por sua vez atraem diversos predadores tanto invertebrados quanto vertebrados, reforçando a importância do material particulado em suspensão como fonte alimentar predominante nesse ecossistema. As microalgas bentônicas também podem ter papel importante como fonte de alimento, principalmente para os poliquetas e o caranguejo *O. quadrata*, fato que necessita de análise futura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADIN, R. & RIERA, P. Preferencial food source utilization among stranded macroalgae by *Talitrus saltator* (Amphipod, Talitridae): a stable isotopes study in the northern coast of Brittany (France). *Estuar. coast. shelf Sci.*, 56: 91-98.
- BEHBEHANI, M. I. & CROKER, R. A. 1982. Ecology of beach wrack in northern New England with special reference to *Orchestia platensis*. *Estuar. coast. Shelf Sci.*, 15: 611-620.
- BRITTON, J. C. & MORTON, B. 1994. Marine carrion and scavenger. *Oceanogr. mar. Biol. a. Rev.*, 32: 369-434 .
- BROWN, A. C. & McLACHLAN, A. 1990. *Ecology of Sandy Shores*. Elsevier Science Publishers. Amsterdam, 328p.
- BUTTON, T.W. 1991. Stable carbon isotope ratios of natural materials: I Sample preparation and mass spectrometric analysis In: COLEMAN, D.C. & FRY, B. (eds.). *Carbon isotope techniques*. Chp 10, Academic Press, New York, pp. 155-171.
- CAETANO, C.H.S.; VELOSO, V.G. & CARDOSO, R.S. 2003. Population biology and secondary production of *Olivancillaria vesica vesica* (Gmelin, 1791) (Gastropoda: Olividae) on a sandy beach in southeastern Brazil. *J. molluscan Stud.*, 69: 67-73.
- CORBISIER, T.N. 2006. Trofodinâmica do ecossistema bentônico de plataforma continental da costa sudeste do Brasil; uso de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio. Tese de Livre Docência, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 116p.
- CORBISIER, T.N.; SOARES, L.S.H.; PETTI, M.A.V.; MUTO, E.Y.; SILVA, M.H.C.; McCLELLAND, J. & VALIELA, I. 2006. Use of isotopic signatures to assess the food web in a tropical shallow marine ecosystem of Southeastern Brazil. *Aquat. Ecol.*, 40:381-390.
- DAUER, D.M. 1983. Functional morphology and feeding behavior of *Scoelepis squamata* (Polychaeta: Spionidae). *Mar. Biol.*, 77: 279-285.
- DEVELEY, P. F. 2004. As aves da estação ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, O.AV. & DULEBA, W. (Eds.). *Estação ecológica Juréia-Itatins. Ambiente físico, flora e fauna*. Holos, Ribeirão Preto, 2004. 386p.
- DEFEO, O. & McLACHLAN, A. 2005. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 295: 1-20.
- DeLANCEY, L. B. 1989. Trophic relationship in the surf zone during summer at Folly Beach, South Carolina. *J. Coast. Res.*, 5(3): 477-488.
- EFFORD, I. E. 1966. Feeding in the sand crab, *Emerita analoga* (Stimpson) (Decapoda, Anomura). *Crustaceana*, 10: 167-182.
- FALES, R. R. 1976 Apparent predation on the mole crab *Emerita talpoida* (Say) by the crab *Ocypode quadrata* (Fabricius). *Chesapeake Sci.*, 17(1): 65.

- FAUCHALD, K. & JUMARS, P.A. 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Oceanogr. Mar. Biol. A. Rev.*, 17: 193-284.
- FRY, B. 1988. Food web structure on Georges Bank from stable C, N, and S isotopic compositions. *Limnol. Oceanogr.*, 33:1182-1190.
- GIANUCA, N. M. 1988. Recursos naturais nas praias arenosas do Sul do Brasil. *Inf. UNESCO Ciênc. Mar.*, 47: 89-94.
- JACOB, U.; MINTENBECK, K.; BREY, T.; KNUST, R. & BEYER, K. 2005. Stable isotope food web studies: a case for standardized sample treatment. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 287: 251-253.
- LASIAK, T. A. 1983. The impact of surf-zone fish communities on faunal assemblages associated with sandy beaches. In: McLACHLAN, A & ERASMUS, T. (eds.). *Sandy Beaches as Ecosystems*. The Hague, W. Junk p. 501-506.
- LEBER, K., M. 1982. Seasonality of macroinvertebrates on a temperate high wave energy sandy beach. *Bull. mar. Sci.*, 32(1): 86-98.
- MAHIQUES, M.M.; MISHIMA, Y. & RODRIGUES, M. 1999. Characteristics of the sedimentary organic matter on the inner and middle continental shelf between Guanabara Bay and São Francisco do Sul, southeastern Brazilian margin. *Continental Shelf Res.*, 19:775-798.
- MATSUURA, Y. & WADA, E. 1994 Carbon and nitrogen stable isotope ratios in marine organic matters of the coastal ecosystem in Ubatuba, southern Brazil. *Ciência Cult.*, 46:142-146
- McCONNAUGHEY, B.H. & FOX, D.L. 1949. The anatomy and biology of the marine polychaete *Thoracophelia mucronata* (Treadwell) Ophellidae. *Univ. Calif. Publ. Zool.*, 47(12): 319-340.
- McDERMOTT, J. J. 1983. Food web in the surf zone of an exposed sandy beach along the mid-Atlantic coast of the United States. In: McLACHLAN, A & ERASMUS, T. (eds.). *Sandy Beaches as Ecosystems*. The Hague, W. Junk. p. 529-537.
- McLACHLAN, A. 1980a. Exposed sandy beaches as semi-closed ecosystems. *Mar. Environm. Res.*, 4: 59-63.
- McLACHLAN, A. 1983. Sandy Beach Ecology - a review. In: McLACHLAN, A & ERASMUS, T. (eds.). *Sandy Beaches as Ecosystems*. The Hague, W. Junk. p. 321-380.
- McLACHLAN, A. & BATE, G. 1984. Carbon budget for a high energy surf zone. *Vie Milieu*. 34(2/3): 67-77.

- McLACHLAN, A. & BROWN, A. 2006. *Sandy Beaches as Ecosystems*. Elsevier Science Publishers. Amsterdam, 373p.
- McLACHLAN, A.; ERASMUS, T.; DYE, A.H.; WOOLDRIDGE, T.; VAN DER HORST, G.; ROSSOUW, G.; LASIAK, T.A. & McGWYNNE, L. 1981b. Sand beach energetics: an ecosystem approach towards a high energy interface. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 13:11-25.
- McLACHLAN, A.; WOOLDRIDGE, T. & DYE, A.H. 1981a. The ecology of sandy beaches in Southern Africa. *S. Afr. Tydskr. Dierk.*, 16(4): 219-231.
- McLACHLAN, A.; WOOLDRIDGE, T.; SCHRAMM, M. & KÜHN, M. 1980. Seasonal abundance, biomass and feeding of shore birds on sandy beaches in the eastern Cape, South Africa. *Ostrich*, 51: 44-51.
- MENN, I. 2002. Beach morphology and food web structure: comparison of an eroding and an accreting sandy shore in the North Sea. *Helgol. Mar. Res.*, 56:177-189.
- MINAGAWA, M. & WADA, E. 1984 Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochim. cosmochim. Acta* 48:1135-1140
- MODDE, T. & ROSS, T. 1983. Trophic relationship of fishes occurring with a surf zone habitat in the northern Gulf of Mexico. *NE Gulf Sci.*, 6(2): 109-120.
- MOORE, P.G & FRANCIS, C.H. 1985. Some observations on food and feeding of the supralittoral beach-hopper *Orchestia gammarellus* (Pallas) (Crustacea: Amphipod). *Ophelia* 24(3): 183-197.
- NELSON, W. G. 1986. Predation and prey population variation in a high energy sand beach macrofaunal community. *Ophelia*, 26: 305-316.
- NOVELLI, R. Aves marinhas costeiras do Brasil: identificação e biologia. 1997. Cinco Continentes, Porto Alegre. 92p.
- PARDO, E.V. & AMARAL, A.C.Z. 2004. Feeding behaviour of *Scolecipis* sp. (POLYCHAETA: SPIONIDAE). *Braz. J. Oceanogr.*, 52(1):75-79.
- PENCHASZADEH, P. E. 1983. Sub-tidal sandy beach trophic structure in the area of Punta Moron, Venezuela. In: McLACHLAN, A & ERASMUS, T. (eds.). *Sandy Beaches as Ecosystems*. The Hague, W. Junk. p. 523-528.
- PÉREZ, D. 1999. Mercury levels in mole crabs *Hippa cubensis*, *Emerita brasiliensis*, *E. portoricensis* and *Lepidopa richmondi* (Crustacea: Decapoda: Hippidae) from a sandy beach at Venezuela. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 63: 320-326.
- PETERSON, B.J. 1999. Stable isotopes as tracers of organic matter input and transfer in benthic food webs: a review. *Acta oceanol.*, 20: 479-487.

- PETERSON, B.J. & FRY, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. ecol. Syst.*, 18:293-320.
- PETRACCO, M. 2000. *Produção secundária das espécies mais abundantes da macrofauna bentônica da zona entre-marés da Prainha, estado do Rio Janeiro*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 66p.
- PINNEGAR, J.K. & POLUNIN, N.V.C. 2000. Contributions os stable-isotops data to elucidating food weebos of Mediterranean rocky littoral fishes. *Oecologia*, 122: 399-409.
- RIOS, E. C. 1994. *Seashells of Brazil*. Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande. 429p.
- ROBERTSON, J.R. & PFEIFFER, W.J. 1982. Deposit-feeding by the ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius). ? *J. exp. mar. Bio. Ecol.*, 56: 165-177.
- RODRIGUES, S. de A. 1966. *Estudos sobre Callianassa: sistemática, biologia e anatomia*. Tese de Doutorado, Inst Biociências, Universidade de São Paulo. 168p.
- RODRIGUES, S. de A. 1983. *Aspectos da biologia de Thalassinidea do Atlântico tropical americano*. Tese de Livre Docência. Universidade de São Paulo. 174p.
- VANDERKLIFT, M.A. & PONSARD, S. 2003. Sources of variation in consumer $\delta^{15}\text{N}$ enrichment: a meta-analysis. *Oecologia*, 136: 169-182.
- WADA, E. & HATTORI, A. 1991. Variation of $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ in nitrogen cycling and its significance in marine environments. In: WADA, E. & HATTORI, A. (eds.). *Nitrogen in the sea: forms, abundances, and rate processes*. CRC Press, Boca Raton, 208p.
- VANDERKLIFT, M.A. & PONSARD, S. 2003. Sources of variation in consumer $\delta^{15}\text{N}$ enrichment: a meta-analysis. *Oecologia*, 136: 169-182.
- VANDER ZANDER, M.J. & RASMUSSEN, J.B. 2001. Variation in the $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: implications for aquatic food web studies. *Limnol. Oceanogr.*, 46: 2061-2066.
- WOLCOTT, T. G. 1978. Ecological role of ghost crabs, *Ocypode quadrata* (Fabricius) on an ocean beach: scavenger or predator ? *J. exp. mar. Bio. Ecol.*, 31: 67-82.
- YAMAGUCHI, H.; TAKAI, N.; UENO, M. & HAYASHI, I. 2006. Changes of the trophic position of the japanese flounder *Paralichthys olivaceus* juvenile in a sandy sublittoral area in Wakasa bay, Sea of Japan, examine by carbon and nitrogen isotope analices. *Fish. Sci.*, 72:449-451.
- YANNICELLI, B.; PALACIOS, R. & GIMÉNEZ, L. 2002. Swimming ability and burrowing time of two cirolanid isopods from different levels of exposed sandy beaches. 2002. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 273: 73-88.

TABELAS

Tabela 7.1. Espécies da macrofauna coletadas em abril/2005, na área B da praia do Una, para o estudo da trama trófica. n= número de espécimes utilizados para a análise isotópica; B: bivalve; D: decápode; I: isópode; G: gastrópode; P: poliqueta.

Espécies	Grupo	Material analisado	n
<i>Donax hanleyanus</i>	B	Musculatura do pé	12
<i>Mesodesma mactroides</i>	B	Musculatura do pé	3
<i>Callichirus major</i>	D	Musculatura dos pereiópodos	20
<i>Austinixa patagoniensis</i>	D	Todo o indivíduo	42
<i>Ocypode quadrata</i>	D	Musculatura dos pereiópodos	6
<i>Lepidopa richmondi</i>	D	Todo o indivíduo	18
<i>Olivancillaria vesica</i>	D	Musculatura do pé	7
<i>Hastula cinerea</i>	G	Musculatura do pé	30
<i>Excirolana armata</i>	I	Todo o indivíduo	47
<i>Euzonus furciferus</i>	P	Todo o indivíduo	112
<i>Scolecipis squamata</i>	P	Todo o indivíduo	167

Tabela 7.2. Valores do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) (média + desvio padrão) dos produtores primários, do sedimento e dos consumidores na praia do Una. n indica o número de amostras compostas analisadas. Hábito alimentar (HB) das espécies de consumidores com base em dados da literatura; depositívoro (D), necrófago (N), predador (P) e suspensívoro (S).

Grupo/Espécie	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$		amostras n	HB	Referências
	Média	dp	Média	dp			
monocotiledônea C4 <i>Spartina sp</i>	-12,65	0,33	3,49	0,13	2		
dicotiledônea C3 <i>Ipomea sp</i>	-28,93	0,49	1,38	0,22	2		
dicotiledônea C3 <i>Hydrocotyle sp</i>	-26,80	0,03	2,28	0,17	2		
MPS	-22,56	0,34	7,05	0,12	3		
Sedimento	-19,11	0,61	9,46	0,76	3		
<i>Donax hanleyanus</i>	-15,30	0,18	7,59	0,09	3*	S	McLachlan & Brown (2006)
<i>Mesodesma mactroides</i>	-15,64	0,11	7,41	0,26	3*	S	Gianuca (1988); McLachlan & Brown (2006)
<i>Austinixa patagoniensis</i>	-15,36		6,84	0,21	1*(C) 3*(N)	S	Rodrigues (1966)
<i>Callichirus major</i>	-16,30	0,13	7,41	0,31	3*	S	Rodrigues (1983)
<i>Ocypode quadrata</i>	-18,35	0,32	7,98	0,68	3*	P, N, D	Wolcott (1978); Robertson & Pfeiffer (1982)
<i>Scolecipis squamata</i>	-16,05		8,44		1*	S e D	Dauer (1983)
<i>Excirolana armata</i>	-15,73		8,38		1*(C) 1*(N)	N e P	Gianuca (1988); Yannicelli <i>et al.</i> (2002)
<i>Euzonus furciferus</i>	-16,04	0,10	9,32	0,05	3*	D	Fauchald & Jumars (1979); Gianuca (1988)
<i>Olivancillaria vesica</i>	-14,05	0,15	9,58	0,13	3*	P	Gianuca (1988); Caetano <i>et al.</i> (2003)
<i>Lepidopa richmondi</i>	-14,13	0,06	10,20	0,26	3*	S	Pérez (1999)
<i>Hastula cinerea</i>	-13,08	0,15	11,52	0,07	3*	P	Marcus & Marcus (1960); Rios (1994)

* indica número de amostras compostas

Figura 7.1. Valores do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) (média $\pm$ desvio padrão) dos produtores, sedimento e consumidores da praia do Una.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A produção secundária está relacionada a diversas variáveis biológicas e é uma medida constituída por densidade, biomassa, taxa de crescimento, reprodução, sobrevivência e tempo de desenvolvimento. Da mesma forma, a taxa de renovação está associada a diversas características das populações, tais como, estrutura de tamanho/idade, padrão reprodutivo, taxas de crescimento, mortalidade, expectativa de vida, peso médio individual ou grupo trófico. Algumas dessas características são, por sua vez, influenciadas por fatores ambientais como disponibilidade alimentar, latitude e, conseqüentemente, a temperatura, e fatores biológicos como competição inter- e intraespecífica e pressão por predação. A influência de diversos fatores sobre a produção e a taxa de renovação dificulta a análise e o entedimento da variação de ambos.

A partir das estimativas de produção e da P/B obtidas nesse estudo, na praia do Una, para o gastrópode *Hastula cinerea* e os crustáceos *Excirolana armata*, *Austinixa patagoniensis* e *Callichirus major*, espécies com diferenças em relação ao tamanho e peso médio individual, expectativa de vida, padrão de recrutamento, estrutura de tamanho, motilidade e comportamento alimentar (carnívoro, necrófago ou suspensívoro), pode-se tecer algumas considerações sobre a variação interespecífica da produção e da P/B em função de algumas variáveis biológicas.

Na praia do Una, o suspensívoro *C. major* apresentou produção bem superior à das demais espécies (Tabela 1). Tal fato foi decorrente da alta biomassa alcançada por essa espécie ao longo da face da praia. A baixa produção do também suspensívoro *A. patagoniensis* foi decorrente da baixa densidade e, conseqüentemente, reduzida biomassa. O cirolanídeo necrófago *E. armata*, por sua vez, apresentou produção bem inferior à de *C. major*, porém superior às produções somadas de *A. patagoniensis* e *H.*

cinerea (Tabela 1). A alta abundância do cirolanídeo de pequeno tamanho conduziu a uma biomassa média semelhante à observada para *H. cinerea*, apesar da diferença do peso médio individual das duas espécies. Entretanto, a maior produção de *E. armata* em relação a *H. cinerea* foi decorrente do crescimento mais rápido da primeira espécie.

As maiores taxas de P/B observadas para *E. armata*, superiores às das demais espécies, foram decorrentes do menor peso médio individual, rápido crescimento, alta motilidade, estrutura de tamanho simétrica e reprodução contínua, e corroboradas pela menor expectativa de vida dessa espécie. Da mesma forma, maiores valores da P/B de *A. patagoniensis* em relação a *H. cinerea* e *C. major* foram consequência do menor peso médio individual, padrão reprodutivo contínuo, motilidade “intermediária” e estrutura de tamanho assimétrica negativa, com maior frequência dentre os juvenis, apesar da uniformidade observada na maior parte das classes de tamanho. *C. major* apresentou a menor P/B dentre as quatro espécies. Tal fato foi decorrente da estrutura de tamanho fortemente assimétrica negativa, alto peso médio individual, crescimento lento, baixa motilidade e reprodução sazonal. *H. cinerea*, por sua vez, apresentou as características citadas para *C. major*. Esta espécie, apesar de ser um migrador mareal, aparenta baixa motilidade, uma vez que se utiliza das ondas da zona do espraçamento para locomoção.

A taxa de mortalidade (Z) foi superior à razão P/B entre as espécies analisadas. Na tabela 1, observam-se valores semelhantes de mortalidade para *C. major*, *H. cinerea*, e *A. patagoniensis*, apesar das diferenças nas taxas de renovação entre as espécies.

Baixos valores de P/B estimados para *H. cinerea* e, principalmente, para *C. major* são preocupantes, uma vez que essas espécies são exploradas pelo homem; a primeira, como ornamento e a segunda, frequentemente, como isca.

Em relação aos métodos de produção avaliados neste estudo, reforçou-se a confiabilidade no método da frequência de comprimento (FC), que apresentou estimativas semelhantes ao método da taxa de crescimento específica em peso (TCEP), de ampla utilização. Inversamente, os métodos empíricos forneceram valores de produção e de P/B acentuadamente sobre- ou subestimados. A incorporação de variáveis ambientais como temperatura não melhoraram a acurácia desses métodos. Em revisão sobre padrões globais de produção em ambientes marinhos, variáveis bióticas foram mais importantes que variáveis ambientais para explicar a variação da produção e da P/B e, especificamente, a expectativa de vida foi a variável biótica que mais explicou a P/B. Assim, estudos futuros que busquem a elaboração de relações empíricas acuradas entre a P/B e a expectativa de vida “calibradas” para grupos e ecossistemas específicos (como a macrofauna de praias arenosas) podem ser de grande importância. Contudo, para essa finalidade é necessário um número representativo de estimativas acuradas de produção e da expectativa de vida desses grupos. De qualquer forma, esses métodos empíricos devem ser evitados ou utilizados com extrema cautela.

Esse estudo corroborou a afirmação segundo a qual em praias arenosas expostas e, principalmente, em praias do tipo morfodinâmico dissipativo, os suspensívoros são responsáveis pela maior parte da biomassa e, conseqüentemente, da produção. Apesar da biomassa e produção dos também suspensívoros *Donax hanleyanus* e *D. gemmula* não terem sido determinadas na praia do Una, a alta produção do suspensívoro *C. major*, quando comparada com a do necrófago *E. armata* e do predador *H. cinerea*, demonstrou a importância dos suspensívoros na praia do Una, que por sua vez, atraem diversos predadores tanto invertebrados quanto vertebrados, reforçando a importância do material particulado em suspensão como fonte alimentar predominante nesse ecossistema, conforme verificado por meio da análise de isótopos estáveis de C e N. Por

sua vez, o microfitobentos provavelmente também apresenta papel relevante na trama trófica dessa praia. As plantas das dunas, entretanto, aparentemente não contribuem como produtores primários nesse ecossistema. Futuros estudos sobre tramas tróficas em praias arenosas são fundamentais para o entendimento da contribuição das fontes primárias existentes e sua utilização, principalmente em função do estado morfodinâmico da praia.

Deve-se ressaltar ainda a necessidade de: i) quando possível, para espécies cuja distribuição não se limite à região entremarés, elaborar desenhos amostrais que incluam o infralitoral, possibilitando, assim, estimativas mais acuradas da produção e da taxa de renovação (esse procedimento, entretanto, apresenta grande dificuldade em praias arenosas expostas como a praia do Una) e; ii) apresentar os valores de produção em unidade de faixa de transecto (metro linear), o que possibilita uma representação mais real da importância da espécie na comunidade em termos de produtividade.

Tabela 1. Produção (P) em g PSLC m⁻¹ ano⁻¹, P/B (ano⁻¹); expectativa de vida (EV) em anos; peso médio individual (W_m); taxa de mortalidade (Z) (ano⁻¹); período reprodutivo (PR): contínuo (C) ou sazonal (S); motilidade (MO): motilidade alta (+), média (±) e baixa (-) e estrutura de tamanho (ET): forma da distribuição de frequência de tamanho: simétrica (S), assimétrica positiva (AP) ou assimétrica negativa (AN).

Variáveis	P		P/B		EV		W _m		Z		PR	MO	ET
Espécie/sexo	M	F	M	F	M	F	M	F	M	F			
<i>C. major</i>	64,11	52,54	1,15	0,96	3,16	3,16	0,42	0,41	2,68	2,47	S	-	AP
<i>H. cinerea</i> ^a	2,02-6,58		0,52-1,70		4,8		0,012		2,68-3,78		S	-	AP
<i>A. patagoniensis</i>	2,13	1,87	2,30	2,65	1,72	1,69	0,004	0,004	2,68	4,12	C	±	AN
<i>E. armata</i>	8,31	8,56	3,75	3,15	1,2	1,9	0,0008	0,0009	6,0	6,0	C	+	S

^aAs variáveis relativas à *H. cinerea* são referentes à população

ANEXOS

Anexo 1. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método FC de machos de *Excirrolana armata* no primeiro ano (dezembro/03 a novembro/04) utilizando intervalos de classes de 0,5 mm.

Classes	n _j	Pe	Pa	Pe/Pa	1/CPI	N _j	N _j - N _{j+1}	W _j	(W _j * W _{j+1})	(W _j *W _{j+1}) ^{0.5}	Produção	Bio média
1,25	0,69	0,08	0,02	3,89	0,69	24,26		0,03				0,02
1,75	4,21	0,08	0,02	3,58	0,69	135,83	-111,57	0,08	0,00	0,05	-5,80	0,34
2,25	8,59	0,08	0,02	3,21	0,69	249,34	-113,51	0,15	0,01	0,11	-12,51	1,31
2,75	4,86	0,08	0,03	2,92	0,69	127,95	121,39	0,25	0,04	0,20	23,85	1,23
3,25	5,88	0,08	0,03	2,54	0,69	134,72	-6,76	0,39	0,10	0,31	-2,13	2,29
3,75	24,61	0,08	0,04	2,05	0,69	454,61	-319,90	0,56	0,22	0,47	-149,58	13,82
4,25	15,90	0,08	0,05	1,57	0,69	225,50	229,11	0,77	0,43	0,66	150,98	12,30
4,75	12,97	0,08	0,08	1,01	0,69	118,60	106,90	1,03	0,79	0,89	95,31	13,33
5,25	5,57	0,08	0,14	0,57	0,69	28,52	90,09	1,33	1,36	1,17	105,24	7,39
5,75	1,23	0,08	0,12	0,62	0,69	6,87	21,64	1,68	2,22	1,49	32,28	2,05
6,25	1,25	0,08	0,10	0,79	0,69	8,92	-2,04	2,07	3,48	1,86	-3,81	2,60
6,75	0,47	0,08	0,11	0,70	0,69	2,94	5,98	2,53	5,24	2,29	13,68	1,18
7,25	0,19	0,08	0,25	0,31	0,69	0,54	2,40	3,03	7,66	2,77	6,65	0,59
7,5	0,00						0,54			3,03	1,64	
											255,80	58,45
											P/B =	4,38

Anexo 2. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método FC de machos de *Excirrolana armata* no primeiro ano (dezembro/03 a novembro/04) utilizando intervalos de classes de 1 mm.

Classes	n _j	Pe	Pa	Pe/Pa	1/CPI	N _j	N _j - N _{j+1}	W _j	(W _j * W _{j+1})	(W _j *W _{j+1}) ^{0.5}	Produção	Bio média
1,50	4,90	0,14	0,04	3,69	0,69	87,93		0,05				0,26
2,50	13,45	0,14	0,05	2,83	0,69	185,21	-97,29	0,20	0,01	0,10	-10,07	2,68
3,50	30,49	0,14	0,07	2,10	0,69	310,98	-125,76	0,47	0,09	0,31	-38,49	14,35
4,50	28,87	0,14	0,13	1,14	0,69	160,07	150,90	0,90	0,42	0,65	97,95	25,84
5,50	6,79	0,14	0,26	0,55	0,69	18,14	141,94	1,50	1,34	1,16	164,22	10,16
6,50	1,72	0,14	0,21	0,68	0,69	5,73	12,41	2,29	3,43	1,85	22,99	3,94
7,50	0,19	0,14	0,25	0,57	0,69	0,54	5,19	3,31	7,58	2,75	14,28	0,64
8,50	0,00						0,54			3,31	1,78	
											252,65	57,88
											P/B =	4,37

Anexo 3. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método FC de machos de *Excirrolana armata* no segundo ano (dezembro/04 novembro/05) utilizando intervalos de classes de 0,5 mm.

Classes	n _j	Pe	Pa	Pe/Pa	1/CPI	N _j	N _j - N _{j+1}	W _j	(W _j * W _{j+1})	(W _j *W _{j+1}) ^{0.5}	Produção	Bio média
1,25	0,10	0,08	0,02	3,89	0,69	3,39		0,03				0,00
1,75	0,74	0,08	0,02	3,58	0,69	23,93	-20,54	0,08	0,00	0,05	-1,07	0,06
2,25	4,18	0,08	0,02	3,21	0,69	121,30	-97,36	0,15	0,01	0,11	-10,73	0,64
2,75	7,53	0,08	0,03	2,92	0,69	198,46	-77,16	0,25	0,04	0,20	-15,16	1,91
3,25	7,16	0,08	0,03	2,54	0,69	163,94	34,52	0,39	0,10	0,31	10,85	2,79
3,75	20,52	0,08	0,04	2,05	0,69	379,03	-215,09	0,56	0,22	0,47	-100,57	11,52
4,25	18,27	0,08	0,05	1,57	0,69	259,07	119,96	0,77	0,43	0,66	79,05	14,13
4,75	18,13	0,08	0,08	1,01	0,69	165,82	93,25	1,03	0,79	0,89	83,14	18,64
5,25	12,77	0,08	0,14	0,57	0,69	65,40	100,42	1,33	1,36	1,17	117,32	16,96
5,75	4,76	0,08	0,12	0,62	0,69	26,68	38,72	1,68	2,22	1,49	57,75	7,97
6,25	1,84	0,08	0,10	0,79	0,69	13,09	13,60	2,07	3,48	1,86	25,35	3,81
6,75	0,59	0,08	0,11	0,70	0,69	3,70	9,39	2,53	5,24	2,29	21,48	1,49
7,25	0,20	0,08	0,25	0,31	0,69	0,57	3,13	3,03	7,66	2,77	8,67	0,62
7,5	0,00						0,57			3,03	1,73	
											277,80	80,53
											P/B =	3,45

Anexo 4. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método FC de machos de *Excirolana armata* no segundo ano (dezembro/04 novembro/05) utilizando intervalos de classes de 1 mm.

Classes	n _j	Pe	Pa	Pe/Pa	1/CPI	N _j	N _j - N _{j+1}	W _j	(W _j * W _{j+1})	(W _j *W _{j+1}) ^{0.5}	Produção	Bio média
1,50	0,84	0,14	0,04	3,69	0,69	15,04		0,05				0,05
2,50	11,71	0,14	0,05	2,83	0,69	161,30	-146,26	0,20	0,01	0,10	-15,15	2,33
3,50	27,67	0,14	0,07	2,10	0,69	282,25	-120,95	0,47	0,09	0,31	-37,02	13,02
4,50	36,40	0,14	0,13	1,14	0,69	201,82	80,43	0,90	0,42	0,65	52,21	32,58
5,50	17,53	0,14	0,26	0,55	0,69	46,79	155,03	1,50	1,34	1,16	179,38	26,21
6,50	2,43	0,14	0,21	0,68	0,69	8,08	38,72	2,29	3,43	1,85	71,70	5,56
7,50	0,20	0,14	0,25	0,57	0,69	0,57	7,51	3,31	7,58	2,75	20,67	0,67
8,50	0,00						0,57			3,31	1,88	
											273,66	80,43
											P/B =	3,40

Anexo 5. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método TCEP de machos de *Excirolana armata* no primeiro ano (dezembro/03 a novembro/04) utilizando intervalos de classes de 0,5 mm.

Classes	f _i	w _i	Bio média	G anual	Produção
1,25	0,69	0,03	0,02	34,55	0,81
1,75	4,21	0,08	0,34	20,48	6,88
2,25	8,59	0,15	1,31	14,69	19,19
2,75	4,86	0,25	1,23	11,10	13,70
3,25	5,88	0,39	2,29	8,27	18,94
3,75	24,61	0,56	13,82	5,83	80,60
4,25	15,90	0,77	12,30	3,98	48,94
4,75	12,97	1,03	13,33	2,31	30,78
5,25	5,57	1,33	7,39	1,18	8,69
5,75	1,23	1,68	2,05	1,18	2,42
6,25	1,25	2,07	2,60	1,38	3,59
6,75	0,47	2,53	1,18	1,13	1,34
7,25	0,19	3,03	0,59	0,47	0,28
				58,45	236,16
				P/B =	4,04

Anexo 6. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método TCEP de machos de *Excirolana armata* no primeiro ano (dezembro/03 a novembro/04) utilizando intervalos de classes de 1 mm.

Classes	f _i	w _i	Bio média	G anual	Produção
1,50	4,90	0,05	0,26	23,50	6,20
2,50	13,45	0,20	2,68	11,87	31,77
3,50	30,49	0,47	14,35	6,57	94,23
4,50	28,87	0,90	25,84	2,85	73,66
5,50	6,79	1,50	10,16	1,14	11,61
6,50	1,72	2,29	3,94	1,22	4,81
7,50	0,19	3,31	0,64	0,89	0,57
				57,88	222,85
				P/B =	3,85

Anexo 7. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método TCEP de machos de *Excirolana armata* no primeiro ano (dezembro/04 a novembro/05) utilizando intervalos de classes de 0,5 mm

Classes	fi	wi	Bio média	G anual	Produção
1,25	0,10	0,03	0,00	34,55	0,11
1,75	0,74	0,08	0,06	20,48	1,21
2,25	4,18	0,15	0,64	14,69	9,33
2,75	7,53	0,25	1,91	11,10	21,24
3,25	7,16	0,39	2,79	8,27	23,05
3,75	20,52	0,56	11,52	5,83	67,20
4,25	18,27	0,77	14,13	3,98	56,22
4,75	18,13	1,03	18,64	2,31	43,04
5,25	12,77	1,33	16,96	1,18	19,93
5,75	4,76	1,68	7,97	1,18	9,41
6,25	1,84	2,07	3,81	1,38	5,27
6,75	0,59	2,53	1,49	1,13	1,69
7,25	0,20	3,03	0,62	0,47	0,29
			80,53		257,99
			P/B=		3,20

Anexo 8. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método TCEP de machos de *Excirolana armata* no primeiro ano (dezembro/04 a novembro/05) utilizando intervalos de classes de 1 mm

Classes	fi	wi	Bio média	G anual	Produção
1,50	0,84	0,05	0,05	23,50	1,06
2,50	11,71	0,20	2,33	11,87	27,67
3,50	27,67	0,47	13,02	6,57	85,52
4,50	36,40	0,90	32,58	2,85	92,87
5,50	17,53	1,50	26,21	1,14	29,95
6,50	2,43	2,29	5,56	1,22	6,79
7,50	0,20	3,31	0,67	0,89	0,60
			80,43		244,46
			P/B =		3,04

Anexo 9. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método FC de fêmeas de *Excirolana armata* no primeiro ano (dezembro/03 a novembro/04) utilizando intervalos de classes de 0,5 mm.

Classes	nj	Pe	Pa	Pe/Pa	1/CPI	Nj	Nj - Nj+1	Wj	(Wj * Wj+1)	(Wj*Wj+1)^.5	Produção	Bio média
1,25	0,45	0,07	0,01	4,98	0,48	16,14		0,03				0,02
1,75	4,26	0,07	0,01	4,64	0,48	143,35	-127,21	0,08	0,00	0,05	-6,59	0,33
2,25	8,61	0,07	0,02	4,37	0,48	272,41	-129,06	0,15	0,01	0,11	-13,77	1,25
2,75	3,77	0,07	0,02	4,01	0,48	109,70	162,72	0,24	0,03	0,19	30,24	0,90
3,25	4,86	0,07	0,02	3,61	0,48	127,15	-17,45	0,36	0,09	0,29	-5,10	1,74
3,75	8,11	0,07	0,02	3,14	0,48	184,61	-57,46	0,51	0,18	0,43	-24,56	4,13
4,25	6,65	0,07	0,03	2,63	0,48	126,54	58,06	0,69	0,35	0,59	34,51	4,61
4,75	11,11	0,07	0,03	2,04	0,48	164,57	-38,03	0,91	0,63	0,79	-30,22	10,12
5,25	10,30	0,07	0,05	1,41	0,48	105,19	59,38	1,16	1,06	1,03	61,17	11,99
5,75	8,13	0,07	0,08	0,84	0,48	49,30	55,90	1,46	1,70	1,30	72,82	11,85
6,25	5,98	0,07	0,09	0,74	0,48	32,04	17,26	1,79	2,60	1,61	27,85	10,69
6,75	1,83	0,07	0,07	0,95	0,48	12,59	19,45	2,16	3,86	1,97	38,22	3,96
7,25	0,45	0,07	0,07	0,93	0,48	3,03	9,56	2,57	5,56	2,36	22,55	1,15
7,75	0,62	0,07	0,11	0,59	0,48	2,64	0,39	3,03	7,81	2,79	1,10	1,88
8,25	0,67	0,07	0,37	0,18	0,48	0,88	1,76	3,54	10,73	3,28	5,76	2,38
8,50	0,00						0,88			3,54	3,11	
											217,10	67,00
											P/B =	3,24

Anexo 10. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método FC de fêmeas de *Excirolana armata* no primeiro ano (dezembro/03 a novembro/04) utilizando intervalos de classes de 1 mm.

Classes	n _j	Pe	Pa	Pe/Pa	1/CPI	N _j	N _j - N _{j+1}	W _j	(W _j * W _{j+1})	(W _j *W _{j+1})^0.5	Produção	Bio média
1,50	4,71	0,13	0,03	4,51	0,48	81,96		0,05				0,25
2,50	12,39	0,13	0,03	3,92	0,48	187,61	-105,65	0,19	0,01	0,10	-10,61	2,33
3,50	12,98	0,13	0,04	3,15	0,48	157,87	29,74	0,43	0,08	0,28	8,46	5,58
4,50	17,76	0,13	0,06	2,16	0,48	147,93	9,94	0,80	0,34	0,59	5,82	14,17
5,50	18,43	0,13	0,13	0,98	0,48	70,11	77,82	1,31	1,04	1,02	79,43	24,07
6,50	7,81	0,13	0,16	0,78	0,48	23,52	46,59	1,97	2,57	1,60	74,71	15,37
7,50	1,07	0,13	0,18	0,68	0,48	2,79	20,73	2,80	5,51	2,35	48,67	2,98
8,50	0,67	0,13	0,37	0,34	0,48	0,88	1,91	3,81	10,65	3,26	6,23	2,56
9,50	0,00						0,88			3,81	3,34	
											216,05	67,32
											P/B =	3,21

Anexo 11. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método FC de fêmeas de *Excirolana armata* no primeiro ano (dezembro/04 a novembro/05) utilizando intervalos de classes de 0,5 mm.

Classes	n _j	Pe	Pa	Pe/Pa	1/CPI	N _j	N _j - N _{j+1}	W _j	(W _j * W _{j+1})	(W _j *W _{j+1})^0.5	Produção	Bio média
1,25	0,19	0,07	0,01	5,33	0,48	6,96		0,03				0,01
1,75	0,63	0,07	0,01	4,98	0,48	21,11	-14,15	0,08	0,00	0,05	-0,73	0,05
2,25	4,32	0,07	0,02	4,68	0,48	136,54	-115,43	0,15	0,01	0,11	-12,31	0,63
2,75	7,68	0,07	0,02	4,30	0,48	223,15	-86,60	0,24	0,03	0,19	-16,10	1,83
3,25	12,65	0,07	0,02	3,87	0,48	330,63	-107,49	0,36	0,09	0,29	-31,39	4,53
3,75	14,07	0,07	0,02	3,36	0,48	320,21	10,42	0,51	0,18	0,43	4,46	7,17
4,25	8,07	0,07	0,03	2,81	0,48	153,53	166,68	0,69	0,35	0,59	99,06	5,59
4,75	15,56	0,07	0,03	2,19	0,48	230,52	-76,99	0,91	0,63	0,79	-61,18	14,18
5,25	14,50	0,07	0,05	1,51	0,48	148,17	82,35	1,16	1,06	1,03	84,83	16,90
5,75	10,35	0,07	0,08	0,90	0,48	62,73	85,44	1,46	1,70	1,30	111,30	15,08
6,25	7,65	0,07	0,09	0,79	0,48	41,00	21,73	1,79	2,60	1,61	35,07	13,68
6,75	5,02	0,07	0,07	1,02	0,48	34,55	6,45	2,16	3,86	1,97	12,68	10,85
7,25	2,52	0,07	0,07	1,00	0,48	17,05	17,50	2,57	5,56	2,36	41,28	6,48
7,75	0,35	0,07	0,11	0,63	0,48	1,47	15,57	3,03	7,81	2,79	43,53	1,05
8,25	0,00						1,47			3,03	4,46	
											314,98	98,02
											P/B =	3,21

Anexo 12. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método FC de fêmeas de *Excirolana armata* no primeiro ano (dezembro/04 a novembro/05) utilizando intervalos de classes de 1 mm.

Classes	n _j	Pe	Pa	Pe/Pa	1/CPI	N _j	N _j - N _{j+1}	W _j	(W _j * W _{j+1})	(W _j *W _{j+1})^0.5	Produção	Bio média
1,50	0,82	0,14	0,03	5,15	0,48	14,28		0,05				0,04
2,50	11,99	0,14	0,03	4,48	0,48	181,68	-167,39	0,19	0,01	0,10	-16,81	2,26
3,50	26,72	0,14	0,04	3,60	0,48	325,06	-143,38	0,43	0,08	0,28	-40,79	11,49
4,50	23,63	0,14	0,06	2,46	0,48	196,83	128,23	0,80	0,34	0,59	75,11	18,85
5,50	24,85	0,14	0,13	1,12	0,48	94,55	102,28	1,31	1,04	1,02	104,40	32,46
6,50	12,67	0,14	0,16	0,89	0,48	38,18	56,37	1,97	2,57	1,60	90,40	24,96
7,50	2,86	0,14	0,18	0,77	0,48	7,49	30,69	2,80	5,51	2,35	72,04	8,01
8,50	0,00						7,49			2,80	20,97	0,00
											305,30	98,07
											P/B =	3,11

Anexo 13. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método TCEP de fêmeas de *Excirolana armata* no primeiro ano (dezembro/03 a novembro/04) utilizando intervalos de classes de 0,5 mm.

Classes	fi	wi	Bio média	G anual	Produção
1,25	0,45	0,03	0,02	30,63	0,47
1,75	4,26	0,08	0,33	21,34	7,12
2,25	8,61	0,15	1,25	16,02	20,03
2,75	3,77	0,24	0,90	12,25	11,00
3,25	4,86	0,36	1,74	9,44	16,46
3,75	8,11	0,51	4,13	7,19	29,71
4,25	6,65	0,69	4,61	5,34	24,61
4,75	11,11	0,91	10,12	3,74	37,86
5,25	10,30	1,16	11,99	2,34	28,13
5,75	8,13	1,46	11,85	1,27	15,11
6,25	5,98	1,79	10,69	1,04	11,12
6,75	1,83	2,16	3,96	1,24	4,90
7,25	0,45	2,57	1,15	1,14	1,31
7,75	0,62	3,03	1,88	0,67	1,26
8,25	0,67	3,54	2,38	0,19	0,46
			67,00		209,54
			P/B =		3,13

Anexo 14. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método TCEP de fêmeas de *Excirolana armata* no primeiro ano (dezembro/03 a novembro/04) utilizando intervalos de classes de 1 mm.

Classes	fi	wi	Bio média	G anual	Produção
1,50	4,71	0,05	0,25	21,83	5,51
2,50	12,39	0,19	2,33	12,51	29,15
3,50	12,98	0,43	5,58	7,50	41,88
4,50	17,76	0,80	14,17	4,10	58,11
5,50	18,43	1,31	24,07	1,56	37,54
6,50	7,81	1,97	15,37	1,06	16,26
7,50	1,07	2,80	2,98	0,80	2,40
8,50	0,67	3,81	2,56	0,36	0,91
			67,32		191,77
			P/B =		2,85

Anexo 15. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método TCEP de fêmeas de *Excirolana armata* no primeiro ano (dezembro/04 a novembro/05) utilizando intervalos de classes de 0,5 mm.

Classes	fi	wi	Bio média	G anual	Produção
1,25	0,19	0,03	0,01	30,63	0,20
1,75	0,63	0,08	0,05	21,34	1,05
2,25	4,32	0,15	0,63	16,02	10,04
2,75	7,68	0,24	1,83	12,25	22,37
3,25	12,65	0,36	4,53	9,44	42,80
3,75	14,07	0,51	7,17	7,19	51,53
4,25	8,07	0,69	5,59	5,34	29,86
4,75	15,56	0,91	14,18	3,74	53,03
5,25	14,50	1,16	16,90	2,34	39,62
5,75	10,35	1,46	15,08	1,27	19,23
6,25	7,65	1,79	13,68	1,04	14,24
6,75	5,02	2,16	10,85	1,24	13,46
7,25	2,52	2,57	6,48	1,14	7,39
7,75	0,35	3,03	1,05	0,67	0,70
			98,02		305,50
			P/B =		3,12

Anexo 16. Estimativa de produção e da P/B de acordo com o método TCEP de fêmeas de *Excirolana armata* no primeiro ano (dezembro/04 a novembro/05) utilizando intervalos de classes de 1 mm.

Classes	fi	wi	Bio média	G anual	Produção
1,50	0,82	0,05	0,04	21,83	0,96
2,50	11,99	0,19	2,26	12,51	28,23
3,50	26,72	0,43	11,49	7,50	86,24
4,50	23,63	0,80	18,85	4,10	77,32
5,50	24,85	1,31	32,46	1,56	50,63
6,50	12,67	1,97	24,96	1,06	26,40
7,50	2,86	2,80	8,01	0,80	6,44
			98,07		276,22
			P/B =		2,82