JOSÉ AUGUSTO NEGREIROS ARAGÃO

Dinâmica populacional e avaliação do estoque do camarão rosa (*Farfantepenaeus subtilis* Pérez-Farfante 1967) na plataforma continental amazônica brasileira.

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências – Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Doutor Miguel Petrere Junior

São Carlos

2012

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Atendimento ao Usuário do Serviço de
Biblioteca – EESC/USP

Aragão, José Augusto Negreiros

A659d Dinâmica populacional e avaliação do estoque do camarão rosa (*Farfantepenaeus subtilis* Pérez-Farfante 1967) na plataforma continental amazônica brasileira / José Augusto Negreiros Aragão ; orientador Miguel Petrere Júnior. São Carlos, 2012.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2012.

ARAGÃO, José Augusto Negreiros. **Dinâmica populacional e avaliação do estoque do camarão rosa (*Farfantepenaeus subtilis* Pérez-Farfante 1967) na plataforma continental amazônica brasileira.** Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências – Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **JOSÉ AUGUSTO NEGREIROS ARAGÃO.**

Título da tese: "Dinâmica populacional e avaliação do estoque do camarão rosa (*Farfantepenaeus subtilis* Pérez-Farfante 1967) na plataforma continental amazônica brasileira".

Data da defesa: 12/09/2012

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. **Miguel Petrere Júnior (Orientador)**
(Universidade do Estado do Amazonas/UEA)

Prof. Associado **Francisco Arthur da Silva Vecchia**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Dr. **Acácio Ribeiro Gomes Tomás**
(Instituto de Pesca/Centro APTA do Pescado Marinho)

Dr. **Antônio Olinto Avila da Silva**
(Instituto de Pesca/Centro APTA do Pescado Marinho)

Prof^a. Dr^a. **Carolina Viviana Minte Vera**
(Universidade Estadual de Maringá/UEM)

Resultado:

APROVADO

Aprovado

Acácio Ribeiro Gomes Tomás

aprovado

Aprovado

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:
Prof. Dr. **Frederico Fabio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Titular **Denis Vinicius Coury**

Ao grande amigo e admirável pessoa, **Ítalo José Araruna Vieira** (*in memoriam*), que tanta falta faz à pesquisa sobre recursos pesqueiros no Pará e na Amazônia. Sem seu continuado esforço, ao longo de 30 anos de trabalho a frente do Cepnor, não teria sido possível a elaboração desta tese.

AGRADECIMENTOS

Minha expressão de gratidão maior é dirigida à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, por tudo que me ofereceu, e ao meu empregador, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), por ter permitido minha participação nesta empreitada.

Sou muito grato ao meu amigo e orientador, Prof. Dr. Miguel Petrere Junior, pelos ensinamentos, apoio e exemplo de dedicação acadêmica. Minha admiração por ele é antiga e vem se consolidando há muitos anos. Também a sua esposa, Tuca, que várias vezes me acolheu com muita gentileza em sua residência.

Sem o profissionalismo e desprendimento da Kátia e do Israel e, obviamente, do Ítalo, não seria possível a realização deste trabalho. A maior parte das atividades de campo, coleta e compilação de dados foi coordenada ou conduzida diretamente por eles.

Agradeço ao Igarashi, da Indústria de Pesca da Amazônia S. A. (AMASA), e ao Joca, da Pesqueira Maguary, por facilitaram o acesso às informações bem como por terem cedido parte importante dos dados e do material aqui utilizado.

Merece também minha gratidão o Prof. Melquíades Pinto Paiva, o maior responsável por cunhar a mente investigativa dos engenheiros de pesca da primeira turma do estado do Ceará, e ao Dr. Soloncy Cordeiro de Moura (*in memoriam*) que sempre acreditou e apoiou o trabalho daquele grupo de jovens que no ano de 1976 ingressou no Programa de Pesquisa de Desenvolvimento Pesqueiro do Brasil (PDP).

Aos colegas de trabalho e amigos Paulo Lira, Geovânio, Hiram, Zé Dias, Joaquim Benedito, Mauro Moura, Zé Airton, Sônia, Claudão, Samuel, Paulo Studart e aos amigos de longa data Serjão, Henrique, Valdísio, Perpétuo, Julinho, Carlos Henrique, Caroco, Carlinhos, Ricardo Fróes, Jaime e Flavinho agradeço pela amizade e incentivo.

Agradeço também ao Henrique Giacomini, com quem tive o privilégio de morar em Rio Claro, ao Fábio Morcego, a Úrsula, ao Alberto, a Ju e a Blanca que também me acolheram e foram companhias prazerosas.

Finalmente, não poderia deixar de manifestar profunda gratidão à minha família, Bernadete, minha esposa, Henrique, filho, Letícia e Juliana, filhas, Anita, minha mãe e Chico D.O., meu pai, que foram tolerantes e ofereceram apoio durante todo o tempo em que estive dedicado a este trabalho.

E agradeço a Deus, pela vida.

É prazerosa a sensação do dever cumprido com retidão.

RESUMO

ARAGÃO, J. A.N **Dinâmica populacional e avaliação do estoque do camarão rosa, *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez-Farfante 1967), na plataforma continental amazônica**. 243 p. 2012. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

O camarão rosa (*Farfantepenaeus subtilis*) explorado pela pesca industrial na plataforma continental amazônica brasileira possui um ciclo de vida curto, mas complexo, habitando áreas oceânicas, mais ao norte da área de ocorrência, na fase adulta e larval, e áreas estuarinas e lagunares na fase de pós-larva e juvenil. O período de maior intensidade de reprodução se estende de maio a setembro e logo após a reprodução as larvas eclodem e iniciam sua migração para áreas costeiras, passando por diversas fases, onde se assentam e residem principalmente entre junho e outubro. A partir de setembro até janeiro do ano seguinte é maior a intensidade de recrutamento de juvenis às áreas oceânicas, onde passam a amadurecer e, a partir de dezembro, começam a ser capturados pela pesca industrial. A maior abundância da população adulta em termos de biomassa vai de março a agosto quando também se verificam as maiores capturas. As fêmeas crescem mais que os machos e estão presentes sempre em maior proporção nas capturas (61%). Os comprimentos assintóticos foram estimados em 231 mm ($k = 1,6 \text{ ano}^{-1}$) e 205 mm ($k = 0,94 \text{ ano}^{-1}$), para fêmeas e machos respectivamente. A população apresenta taxa de mortalidade natural relativamente elevada, $2,53 \text{ ano}^{-1}$ para fêmeas e $1,83 \text{ ano}^{-1}$ para machos, sendo observadas acentuadas flutuações de recrutamento e abundância, com evidências de que são fortemente governadas pelas condições ambientais. O estoque vem sendo explorado em níveis moderados nos anos recentes ($E = 0,45$), embora tenha sofrido elevadas taxas de exploração na década de 80, o que levou a uma redução do tamanho da população. O rendimento máximo sustentável, considerado uma média de longo prazo, foi estimado em 4.032 toneladas de cauda por ano, para um esforço de pesca de 19.370 dias de mar. Nos últimos anos, se observa uma tendência de recuperação

da biomassa populacional, mas com as oscilações anuais características da espécie. A vazão do rio Amazonas é o fator ambiental que governa com mais intensidade as condições do ambiente costeiro na região e verificou-se que suas flutuações estão correlacionadas a alterações na abundância da população da espécie. Postula-se que o aporte e sobrevivência das larvas e pós-larvas no ambiente costeiro seja influenciada pela intensidade da vazão do rio. O período em que se assentam nos berçários na zona costeira coincide com a estação de vazante do rio, sendo a sobrevivência favorecida por vazões abaixo da média e vice-versa. Portanto, medidas de ordenamento voltadas para o uso sustentável do recurso devem estar associadas ao conhecimento das condições ambientais nesta fase, bem como a estudos sobre a abundância de pós-larvas e juvenis na faixa costeira.

Palavras Chave: Camarão rosa, Pesca de camarão, Dinâmica populacional, Administração pesqueira, Fatores ambientais, Modelos preditivos, Plataforma continental amazônica.

ABSTRACT

ARAGÃO, J. A.N Population dynamics and stock assessment of the brown shrimp, ***Farfantepenaeus subtilis*, (Pérez-Farfante 1967) in the Amazon continental shelf**. 243 p. 2012. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

The brown shrimp (*Farfantepenaeus subtilis*) exploited by the industrial fishery on the continental shelf of the Brazilian Amazon has a short but complex life cycle, inhabiting oceanic areas, at the north of the area of occurrence, during the adult and larval stages, and estuarine areas and lagoons in post-larval and juvenile. The period of highest intensity of reproduction extends from May to September and soon after the hatch, the larvae start their migration to coastal areas, passing through several stages, where they settle and remain resident between June and October. From September to January of the following year the intensity of recruitment to ocean areas is higher, and once there they start to mature and are caught by the industrial fishery from December on. The highest abundance of the adult population in terms of biomass is observed from March to August when the largest catches also occur. Females grow larger than males and are always present in greater proportion in catches (61%). The asymptotic lengths were estimated at 231 mm ($k = 1.6 \text{ year}^{-1}$) and 205 mm ($k = 0.94 \text{ year}^{-1}$) for females and males respectively. The population has a natural mortality rate relatively high, 2.53 year^{-1} for females and 1.83 years^{-1} for males, and pronounced fluctuations in recruitment and abundance are observed, with evidence of being strongly governed by environmental conditions. The stock has been exploited at moderate levels in recent years ($E = 0.45$), although it has suffered high rates of exploitation in the 80's, which led to a reduction in population size. The maximum sustainable yield, considered a long-term average, was estimated at 4,032 ton of tail per year for a fishing effort of 19,370 days at sea. In recent years, it is observed a tendency of recovering of the population biomass, but annual fluctuations are characteristics of the species. The flow of the Amazon River is the main environmental factor that governs the conditions of the coastal

environment in the region and it was found that it is correlated with the fluctuation of the brown shrimp population abundance. It is postulated that the uptake and survival of larvae and post larvae in the coastal environment is influenced by the intensity of river flow. The period during which they settle at the nurseries in the coastal zone coincides with the dry season and their survival is favored when the flow of the river is below the average, and vice versa. Therefore, management measures aimed at sustainable use of the resource must be associated with the knowledge of environmental conditions during this phase, as well as studies on the abundance of post-larvae and juveniles in the coastal zone.

Keywords: Brown shrimp, Prawn fishery, Population dynamics, Fisheries administration, Environmental factors, Predictive models, Amazon continental shelf.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Principais áreas de pesca de camarões peneídeos na plataforma continental amazônica brasileira.	21
Figura 1.2 - Diagrama esquemático do ciclo de vida de camarões peneídeos. Adaptado de GILLET, 2008.	28
Figura 2.1 - Medidas morfométricas tomadas nas amostras bioestatísticas de <i>F. subtilis</i> na costa Norte do Brasil.	42
Figura 2.2 - Locais de coleta de amostras de <i>F. subtilis</i> nos estuários do Nordeste do estado do Pará.	44
Figura 3.1 - Tamanho médio mensal do <i>F. subtilis</i> capturado na pesca industrial na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.	53
Figura 3.2 - Tamanho médio do <i>F. subtilis</i> , por faixa de profundidade e latitude, capturado nas pescarias industriais na plataforma continental amazônica.	56
Figura 3.3 - Dinâmica mensal da frota de arrasto atuando na captura de <i>F. subtilis</i> , no ano de 2010, na plataforma continental amazônica (Fonte: MPA).	57
Figura 3.3 - Tamanho médio mensal (mm) do <i>F. subtilis</i> capturado nos estuários do nordeste do estado do Pará, de 1997 a 2005.	60
Figura 4.1 - Exemplo de perfil da verossimilhança (“likelihood”) do valor de λ que oferece a transformação ótima para cálculo das regressões	72
Figura 4.2 - Relação peso total versus comprimento total para o <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica.	75
Figura 4.3 - Relação peso cauda versus comprimento de cauda para o <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica.	75
Figura 4.4 - Relação comprimento total versus comprimento cauda para o <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica.	76
Figura 4.5 - Relação peso total versus peso cauda para o <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica.	76
Figura 5.1 – Proporção de fêmeas e machos nas capturas da pesca industrial de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica.	90
Figura 5.2 - Frequência relativa de estádios de maturação de fêmeas de <i>F. subtilis</i> , por classe de comprimento, nas amostras da pesca industrial na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.	94
Figura 5.3 - Frequência relativa mensal de estádios de maturação III e IV de fêmeas de <i>F. subtilis</i> , nas amostras da pesca industrial na plataforma continental amazônica.	94
Figura 5.4 - Proporção de estádios de maturação de fêmeas de <i>F. subtilis</i> , por latitude e faixa de profundidade, nas amostras da pesca industrial na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.	95
Figura 5.5 - Proporção de ovários nos estádios III e IV por classe de comprimento nas amostras da pesca industrial na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004, com indicação do tamanho de primeira maturação sexual.	96

Figura 5.6 - Proporção de fêmeas de <i>F. subtilis</i> com tamanho maior que o tamanho de primeira maturação, nas amostras da pesca industrial na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.	97
Figura 5.7 - Tamanhos modais mensais (mm) nas distribuições de frequência nas amostras de <i>F. subtilis</i> nos estuários do Nordeste do estado do Pará.	98
Figura 5.8 - Participação relativa de indivíduos jovens de <i>F. subtilis</i> nas amostras da pesca industrial na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.	99
Figura 5.9 - Participação relativa média mensal das categorias comerciais no processamento industrial do <i>F. subtilis</i> , na plataforma continental amazônica.....	100
Figura 5.11 – Anomalias da categoria comercial “pequeno” (51/60,61/70,71/90) no processamento das capturas de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica.	101
Figura 5.10 – Captura por unidade de esforço de pesca (kg/dias de mar) das categorias de camarões classificados como “pequenos” durante o processamento industrial em Belém, Pará.....	101
Figura 5.12 - Etapas principais do ciclo de vida do <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica	102
Figura 6.1 – Progressão modal dos comprimentos de fêmeas de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica, amostras agrupadas de 2000 a 2004.....	129
Figura 6.2 - Distribuição de frequências de comprimento de (a) fêmeas e (b) machos de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica e respectivas curvas de crescimento estimadas.	131
Figura 6.3 – Padrão de recrutamento para (a) fêmeas e (b) machos do <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica.....	139
Figura 7.1 – Taxas de captura (cpue), em quilogramas por dia de mar, observadas (linha tracejada) versus estimadas (linha cheia) nas pescarias industriais de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica, de 1978 a 2006.	161
Figura 7.2 – Trajetória da biomassa estimada da população de <i>F. subtilis</i> , com os limites do intervalo de confiança (95%) indicados por linhas tracejadas, na plataforma continental amazônica, no período de 1982 a 2006.....	162
Figura 7.3 – Biomassa projetada para o estoque de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica até 2013, com o intervalo de confiança indicado pelas linhas tracejadas.	163
Figura 7.4 – Probabilidade da biomassa projetada para os anos seguintes ser inferior a biomassa de 2005, considerando diferentes níveis de esforço de pesca.....	164
Figura 8.1 - Número estimado de indivíduos (a) fêmeas e (b) machos, no início de cada mês (linha cheia), na população de <i>F. subtilis</i> , e captura (linha tracejada), na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006.	184
Figura 8.2 – Recrutamento sazonal de a) fêmeas e b) machos de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental, de 1982 a 2006.	185
Figura 8.3 – Taxas de capturas (Cpue) sazonais de a) fêmeas e b) machos, nas pescarias de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental, de 1982 a 2006.	185
Figura 8.4 – Taxas de captura (Cpue) das pescarias de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental versus abundância estimada do estoque, de 1982 a 2005.....	186
Figura 8.5 – Coeficiente de capturabilidade para a) fêmeas e b) machos nas pescarias de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental, no período de 1982 a 2006.	187
Figura 8.6 – Mortalidade por pesca para a) fêmeas e b) machos das pescarias de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental, de 1982 a 2006.	188
Figura 8.7 – Abundância de (a) fêmeas e (b) machos versus captura em número nas pescarias industriais de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006	188

Figura 9.1 – Tendências do rendimento em peso de cauda (linha sólida), esforço de pesca em número de dias de mar (linha tracejada) e cpue em kg/dia de mar (linha pontilhada) nas pescarias industriais de <i>F. subtilis</i> , na plataforma continental amazônica, de 1978 a 2010.	199
Figura 9.2 – (a) Padrão mensal da cpue (linha sólida) e esforço de pesca (linha tracejada) e (b) tendência anual da cpue, nas pescarias industriais de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica, de 1978 a 2006. (dados para 1989/1990 não disponíveis)	200
Figura 9.3 – (a) Padrão intra-anual e (b) tendência anual da vazão do rio Amazonas, de 1982 a 2006.	200
Figura 9.4 – Padrão intra-anual da vazão do rio Amazonas (linha tracejada/pontilhada), temperatura da superfície do mar (linha pontilhada) e cpue (linha sólida) nas pescarias industriais de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica, de 1978 a 2006.	201
Figura 9.5 – Correlação entre a vazão do rio Amazonas, com defasagem negativa de (a) 3, (b) 4 (c) 5 e (d) 6 meses e a cpue das pescarias industriais do <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica.	202
Figura 9.6 – Correlação negativa entre a vazão média mensal da vazão do rio Amazonas, defasada de 4 meses (linha sólida), e cpue (linha tracejada) nas pescarias industriais de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006.	203
Figura 9.7 – Sequência de anomalias negativas da vazão do rio Amazonas no ano anterior (barras pretas) e picos de cpue no ano seguinte (barras cinza), nas pescarias industriais de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006, com indicação de episódios de El Niño (setas sólidas)	203
Figura 9.8 – Rendimento mensal observado (linha preta) das pescarias industriais de <i>F. subtilis</i> , na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006, versus o rendimento estimado (linha vermelha) pelo modelo linear.	205
Figura 9.9 – Rendimento mensal observado (linha preta) das pescarias industriais <i>F. subtilis</i> , na plataforma continental amazônica, no período de 1982 a 2006, versus rendimento estimado (linha vermelha) através de modelo de regressão linear (Griffin et al., 1976)	206
Figura 9.10 – Rendimento anual observado (linha preta) das pescarias industriais de <i>F. subtilis</i> , na plataforma continental amazônica, no período de 1982 a 2006, versus rendimento estimado (linha vermelha) através dos modelos lineares.	208
Figura 9.11 – Rendimento anual observado (linha preta) das pescarias industriais <i>F. subtilis</i> , na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006, versus rendimento estimado (linha vermelha) através de modelo de regressão não linear (Griffin et al., 1976).	209

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Proporção mensal de distribuição do esforço de pesca e captura nas pescarias de F. subtilis na plataforma continental amazônica brasileira.....	47
Tabela 3.1 - Número e duração em horas dos arrastos amostrados na pesca industrial F. subtilis na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.	51
Tabela 3.2 - Número de exemplares amostrados por subárea e por sexo na pesca industrial de F. subtilis na plataforma continental amazônica brasileira, de 2000 a 2004.	52
Tabela 3.3 - Tamanhos mínimos, máximos (mm) do F. subtilis capturado na pesca industrial na plataforma continental amazônica brasileira, de 2000 a 2004.	53
Tabela 3.4 - Tamanho médio mensal do F. subtilis capturado na pesca industrial na plataforma continental amazônica brasileira, por subárea, de 2000 a 2004.	54
Tabela 3.5- Tamanho médio (mm) do F. subtilis, por latitude e faixa de profundidade, na pesca industrial na plataforma continental amazônica brasileira, de 2000 a 2004	55
Tabela 3.6 - Número e duração (horas) dos arrastos mensais amostrados nos estuários do Nordeste do estado do Pará, de 2000 a 2004.	58
Tabela 3.7 - Número de exemplares de F. subtilis amostrados, por local e por sexo, nos estuários do Nordeste do estado do Pará, de 1997 a 2005.	58
Tabela 3.8 - Tamanhos mínimo e máximo (mm) do F. subtilis capturado nos estuários do Nordeste do estado do Pará no período de 1997 a 2005.....	59
Tabela 4.1 - Número de indivíduos nas amostragens biométricas de F. subtilis, obtidas em cruzeiros de pesquisa na plataforma continental amazônica brasileira, de 1996 a 1998.	69
Tabela 4.2. Valores máximos, médios e mínimos de medidas biométricas de F. subtilis, obtidas em cruzeiros de pesquisa na plataforma continental amazônica, de 1996 a 1998.	69
Tabela 4.3. Valores máximos, médios e mínimos mensais das medidas biométricas para fêmeas de F. subtilis, obtidas em cruzeiros de pesquisa na plataforma continental amazônica, de 1996 a 1998. ...	70
Tabela 4.4 - Valores máximos, médios e mínimos mensais das medidas biométricas para machos de F. subtilis, obtidas em cruzeiros de pesquisa na plataforma continental amazônica, de 1996 a 1998.	71
Tabela 4.5 - Parâmetros estimados para a regressão peso total (Y) versus comprimento total (X) de F. subtilis na plataforma continental amazônica brasileira.....	73
Tabela 4.6 - Parâmetros estimados para a regressão peso de cauda (Y) versus comprimento de cauda (X) de F. subtilis na plataforma continental amazônica brasileira.....	73
Tabela 4.7 - Parâmetros estimados para a regressão peso de total (Y) versus peso de cauda (X) do F. subtilis na plataforma continental amazônica brasileira.....	74
Tabela 4.8 - Parâmetros estimados para a regressão comprimento total (Y) versus comprimento de cauda (X) de F. subtilis na plataforma continental amazônica brasileira	74
Tabela 4.9 - Resultados dos testes de comparação de relações biométricas anuais de F. subtilis, na plataforma continental amazônica brasileira.	77
Tabela 4.10 - Valores médios, máximos e mínimos das medidas biométricas de F. subtilis obtidos por BARBOSA e ROCHA (1977).....	78
Tabela 4.11. Parâmetros estimados de relações biométricas de F. subtilis na plataforma continental amazônica, determinadas por outros autores e na presente análise.	81

Tabela 5.1 - Número e proporção sexual mensal de <i>F. subtilis</i> nas pescarias industriais na plataforma continental amazônica brasileira, de 2000 a 2004.	91
Tabela 5.2 - Número e proporção sexual mensal de <i>F. subtilis</i> nos estuários do Nordeste do estado do Pará, de 2000 a 2004	92
Tabela 5.3 - Frequência de estádios de maturação gonadal de fêmeas <i>F. subtilis</i> nas amostras da pesca industrial na plataforma continental amazônica brasileira, de 2000 a 2004.	93
Tabela 6.1 – Distribuição de frequência de comprimento do <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica brasileira, agrupadas para o período de 2000 a 2004.	128
Tabela 6.2 – Estimativas dos parâmetros de crescimento do <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica brasileira, determinadas pela rotina ELEFAN do FiSAT II.	130
Tabela 6.3 – Estimativa do comprimento assintótico e Z/k para fêmeas de <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica brasileira.	132
Tabela 6.4 - Estimativas de K para o <i>F. subtilis</i> , obtidas pelo método de Powell-Wetherall, a partir do comprimento assintótico médio estimado.	132
Tabela 6.5 – Estimativas da mortalidade total para o <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica pela curva de captura baseada em comprimentos linearizada.	133
Tabela 6.6 – Estimativa da mortalidade total para o <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica calculada pelo método de Jones e van Zalinge (1981).	134
Tabela 6.7 – Estimativa dos parâmetros de crescimento, mortalidade natural e performance de crescimento do <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica.	135
Tabela 6.8- Comparação entre das estimativas dos parâmetros de crescimento para o <i>F. subtilis</i> obtidas nesta análise e para outros peneídeos na costa brasileira.	136
Tabela 6.9 – Estimativas dos coeficientes de mortalidade total, mortalidade natural, mortalidade por pesca e taxa de sobrevivência do <i>F. subtilis</i>	136
Tabela 6.10 - Coeficientes de mortalidade total, natural e por pesca e taxa de exploração do <i>F. subtilis</i> e de outros peneídeos.	137
Tabela 6.11 – Estimativas dos parâmetros de seletividade para o <i>F. subtilis</i> na plataforma continental amazônica brasileira.	138
Tabela 7.1 – Capturas, esforço de pesca e cpue das pescarias industriais e e biomassa estimada da população de <i>F. subtilis</i> , na plataforma continental amazônica brasileira, de 1978 a 2006.	159
Tabela 7.2 – Valores estimados para os principais parâmetros populacionais do <i>F. subtilis</i> e pontos de referência para as pescarias, na plataforma continental amazônica brasileira.	160
Tabela 7.3 – Valores ótimos estimados para o rendimento máximo sustentável (MSY) e taxa intrínseca de crescimento (r) da população de <i>F. subtilis</i> , com intervalos de confiança corrigidos, na plataforma continental.	163
Tabela 9.1 – Variáveis pesqueiras e ambientais utilizadas na presente análise.	195
Tabela 9.2 – Resultados do modelo linear entre o rendimento mensal das pescarias industriais <i>F. subtilis</i> (Y), na plataforma continental amazônica brasileira, de 1982 a 2006, versus esforço de pesca (f), vazão mensal média do rio Amazonas, defasada de quatro meses ($VMlag$), e frequência de episódios de El Nino ($Anoi$).	205
Tabela 9.3 – Resultados da análise de regressão não linear (modelo de Griffin, 1976) entre o rendimento mensal (Y) das pescarias industriais <i>F. subtilis</i> , na plataforma continental amazônica brasileira, de 1982 a 2006, versus esforço de pesca(f) e a vazão do rio Amazonas com defasagem de cinco meses ($VMlag$).	206

Tabela 9.4 – Resultados da análise de covariância entre o rendimento anual (Y) das pescarias industriais de *F. subtilis*, na plataforma continental amazônica brasileira, de 1982 a 2006, versus esforço de pesca (f), vazão mensal média do rio Amazonas, com defasagem de um ano (*VMlag*), e frequência de episódios de El Nino (*Anoi*)..... 207

Tabela 9.5 – Resultados da análise de regressão não linear (modelo de Griffin, 1976) entre o rendimento anual das pescarias industriais *F. subtilis*, na plataforma continental amazônica brasileira, de 1982 a 2006, versus esforço de pesca (f) e vazão do rio Amazonas com defasagem de um ano (*VMAlag*)..... 208

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	19
1.1 A plataforma continental amazônica brasileira	24
1.2 Biologia, ciclo de vida e habitat.....	25
1.3 Áreas de pesca.....	32
1.4 Sistemas de captura.....	34
1.5 Ordenamento das pescarias.....	39
2. BASE DE DADOS.....	41
2.1 Dados utilizados e metodologia de coleta.....	41
2.2 Sistematização e processamento dos dados	49
3. COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE TAMANHOS.....	50
3.1 Introdução	50
3.2 Material e métodos.....	50
3.3 Resultados	51
3.4 Discussão	60
3.5 Conclusões.....	61
4. RELAÇÕES BIOMÉTRICAS	63
4.1 Introdução	63
4.2 Material e métodos.....	64
4.3 Resultados	68
4.4 Discussão	77
4.5 Conclusões.....	82
5. REPRODUÇÃO E RECRUTAMENTO.....	83
5.1 Introdução	83
5.2 Material e métodos.....	84
5.3 Resultados	90
5.4 Discussão	103
5.5 Conclusões.....	113
6. CRESCIMENTO E MORTALIDADE.....	115

6.1 Introdução	115
6.2 Material e métodos.....	117
6.3 Resultados	127
6.4 Discussão	139
6.5 Conclusões.....	146
7. AVALIAÇÃO DO ESTOQUE - Modelo de Dinâmica de Biomassa.....	148
7.1 Introdução	148
7.2 Material e métodos.....	151
7.3 Resultados	158
7.4 Discussão	164
7.5 Conclusões.....	169
8. AVALIAÇÃO DO ESTOQUE - Modelo baseado em crescimento estocástico.....	171
8.1 Introdução	171
8.2 Material e métodos.....	172
8.3 Resultados	183
8.4 Discussão	189
8.5 Conclusões.....	192
9. FATORES AMBIENTAIS ASSOCIADOS AO RENDIMENTO DAS PESCARIAS	194
9.1 Introdução	194
9.2 Material e métodos.....	194
9.3 Resultados	199
9.4 Discussão	209
9.5 Conclusões.....	216

1. INTRODUÇÃO

Camarões são crustáceos da Ordem Decápoda que inclui também lagostas e caranguejos. Grande diversidade de espécies compõe estes grupos, sendo conhecidas mais de 3 mil em todo o mundo, das quais 40 são de maior interesse comercial. São geralmente agrupados em duas categorias principais: os camarões de águas quentes, cujas espécies pertencem à família Penaeidae, e os camarões de águas frias, que compreendem as famílias Caridae, Pandalidae e Crangonidae. Suportam uma grande variedade de pescarias em áreas tropicais, subtropicais e subpolares em todo o mundo (CASCORBI, 2004, GILLETT, 2008).

Cerca de 3,4 milhões de toneladas de camarão selvagem são capturados anualmente no mundo, sendo uma importante “commodity” no mercado internacional de pescado, cuja comercialização gera divisas da ordem de 10 bilhões de dólares aos países exportadores (GILLETT, 2008). A maior parte das capturas mundiais é composta de espécies de águas quentes, representadas por oito grupos de espécies principais da família Penaeidae: *Artemesia*, *Metapenaeopsis*, *Metapenaeus*, *Parapenaeopsis*, *Parapenaeus*, *Farfantepenaeus*, *Trachypenaeus* e *Xiphopenaeus* (HOLTHUIS, 1980).

As pescarias de camarão no mundo são realizadas, em sua maior parte, por frotas industriais, mas importantes pescarias são conduzidas também em nível de pequena escala, inclusive por barcos não motorizados e artes de pesca operadas manualmente. Em alguns casos a exploração destes valiosos recursos é feita de forma ordenada e racional, mas esta não é a regra e, em muitas regiões do planeta, a sobre-exploração reduz acentuadamente os benefícios sociais e econômicos que poderiam ser gerados pela atividade (CASCORBI, 2004, GILLETT, 2008).

Por outro lado, o arrasto motorizado utilizado nas operações de pesca e os correspondentes descartes de peixes e outros organismos aquáticos capturados têm gerado muita controvérsia em relação aos impactos ambientais provocados pela

atividade. As pescarias de camarão respondem por 2% das capturas mundiais, embora sejam responsáveis por 30% das capturas de fauna acompanhante (ALVERSON, 1998, ALVERSON et al., 1994).

As espécies comercialmente mais importantes que ocorrem na costa brasileira pertencem à família Penaeidae e a três gêneros distintos: (1) *Farfantepenaeus*, cujos representantes são *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez-Farfante 1967), *Farfantepenaeus brasiliensis* (Latreille 1817), e *Farfantepenaeus paulensis* (Pérez-Farfante 1967), conhecidos como camarão rosa; (2) *Litopenaeus*, destacando-se o *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad 1936), denominado camarão-branco; (3) *Xiphopenaeus*, sendo *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller 1862), o camarão-sete-barbas, a espécie principal nos desembarques nacionais (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, 2011).

No Brasil, grande variedade de tipos de barcos e de artes de pesca é utilizada na exploração do camarão, desde embarcações industriais com casco de ferro, operando com redes de arrasto de porta, até pequenas canoas, assim como pescadores desembarcados, operando com redes de lance. Os desembarques totais no ano de 2007 foram estimados em 35,5 mil toneladas de peso inteiro, sendo 21,7 % oriundos da região Norte, 31,0 % da região Nordeste, 14,1 % da região Sudeste e 33,1 % da região Sul (IBAMA, 2008).

Na plataforma continental da Amazônia brasileira, a área de pesca de peneídeos está localizada entre a foz do rio Parnaíba (02°53'S), na divisa do estado do Piauí e Maranhão, e a foz do rio Oiapoque (04°23'N), na fronteira com a Guiana Francesa, compreendendo a costa do Amapá, Pará e Maranhão. Constitui parte de um extenso banco camaroneiro que se prolonga até as proximidades da foz do rio Orenoco, na Venezuela, cobrindo cerca de 223.000 km², conhecida como "área Brasil-Guiana". Pescarias de pequena e média escala são conduzidas na faixa costeira desta área e pescarias industriais na zona oceânica (IBAMA, 1994).

A pesca de pequena escala é realizada em estuários, baías e águas rasas e as capturas são compostas, pela ordem de importância de volume, por camarão-branco (*L. schmitti*), camarão-sete-barbas (*X. kroyeri*) e camarão rosa (*F. subtilis*), além de

uma espécie de camarão de água doce (*Macrobrachium amazonicum* Heller, 1862). Informações detalhadas sobre esta atividade não estão disponíveis na literatura especializada e não existem sequer estatísticas confiáveis sobre os desembarques ou número de unidades pesqueiras operando (ARAGÃO et al., 2001).

A área de pesca onde atua a frota industrial corresponde à faixa oceânica da plataforma continental amazônica brasileira, principalmente, no trecho situado na costa dos estados do Pará e do Amapá, principalmente em faixas de profundidade que variam de 40 a 80 metros (Figura 1.1). As capturas das pescarias industriais de camarão rosa são compostas principalmente pelo *F. subtilis*, embora haja registros da captura de outras espécies como o *F. brasiliensis* e *L. schmitti* (camarão branco). Nos últimos anos, no entanto, observa-se que a participação relativa do *F. subtilis* chega a representar praticamente a totalidade dos desembarques (ARAGÃO; CINTRA; SILVA, 2004).

Figura 1.1 - Principais áreas de pesca de camarões peneídeos na plataforma continental amazônica brasileira.

A pesca industrial do camarão rosa (*F. subtilis*) na plataforma continental amazônica brasileira é de grande relevância em nível regional e nacional, com a produção orientada principalmente ao mercado externo. É a segunda maior fonte de geração de divisas oriundas de recursos marinhos renováveis no país, secundada apenas pela pesca da lagosta. Belém, a capital do Estado do Pará, é o principal porto de desembarques e a base da indústria da pesca de camarões na região Norte. Algumas outras embarcações industriais chegaram a operar a partir de Macapá, capital do Estado do Amapá, e Fortaleza, capital do Estado do Ceará, onde há também plantas de processamento (ARAGÃO; CINTRA; SILVA, 2004, ARAGÃO et al., 2001).

Nos últimos anos, no entanto, os desembarques industriais têm diminuído, desde o recorde histórico de cerca de 6.900 toneladas de caudas, obtido em 1987/1988, para apenas 2.400 toneladas de caudas em 2005. Um declínio devido, principalmente, à redução da frota, motivada por razões econômicas. Segundo o Sindicato das Empresas de Pesca de Belém (SINPESCA) os custos, proporcionalmente, se elevaram mais que as receitas. Uma recuperação importante, no entanto, foi observada em 2006, quando o nível dos desembarques atingiu 4.400 toneladas de caudas. As exportações alcançaram um pico de cerca de 49,9 milhões de dólares, em 1994, e seguiram a mesma tendência dos desembarques totalizando apenas 19,7 milhões de dólares, em 2005, recuperando-se, em 2006, quando atingiram o montante de 32,9 milhões de dólares (MDIC/Aliceweb, 2010).

Grandes flutuações nos desembarques de camarões peneídeos são comuns em muitas pescarias em outras regiões do planeta. Tratam-se de animais de ciclo de vida complexo e de curta duração. Os pré-adultos e adultos vivem em mar aberto onde se reproduzem. Depois de vários estágios larvares plantônicos e um complexo processo migratório em direção à zona costeira, as pós-larvas se assentam em águas rasas e estuarinas, onde se desenvolvem até os estádios juvenis e retornam para o oceano (PÉREZ-FARFANTE, 1969, LARSON; AVYLE; BOZEMAN, 1989, DALL et al., 1990).

Vivendo em ambientes costeiros nas fases iniciais de vida, camarões peneídeos estão sujeitos, particularmente, a fortes flutuações na magnitude do recrutamento, governadas pelas condições ambientais altamente variáveis, e, conseqüentemente, na abundância do estoque adulto (GARCIA; LERESTE, 1981, GARCIA, 1985b, LONERAGAN et al., 1994, HAAS et al., 2001, CASCORBI, 2004). Diante destas evidências, é hoje reconhecido que as estratégias de manejo do recurso e ordenamento da pesca devem incluir os efeitos da variabilidade ambiental (GARCIA, 1989, HOFMANN; POWELL, 1998, CASTRO-ORTIZ; LLUCH-BELDA, 2008).

Na plataforma continental amazônica, as oscilações na intensidade da vazão do rio Amazonas são determinantes da salinidade na costa (SILVA; ARAÚJO; BOURLÈS, 2010), cuja influência no comportamento e sobrevivência dos estágios iniciais da vida de camarões tem sido amplamente reconhecida, podendo também afetar o transporte das larvas para as áreas de berçário. Estudos realizados no Golfo do México demonstram que o *Farfantepenaeus aztecus* exige níveis mais elevados de salinidade quando comparado com outras espécies, como o camarão branco, *F. setiferus* (St. AMANT; BROOM; FORD, 1965, ZEIN-ELDIN; RENAUD, 1986). Acredita-se que isto seja válido também para o *F. subtilis* que até alguns anos atrás era considerado uma subespécie do *F. aztecus* e recebia a denominação de *F. aztecus subtilis*.

Assim, a premissa fundamental deste trabalho é que há uma relação de causa e efeito entre a variabilidade do volume de descarga do rio Amazonas, durante o principal período de imigração e de assentamento das pós-larvas nas áreas costeiras e de desenvolvimento de juvenis, e a futura abundância da população adulta de camarão rosa (*F. subtilis*). Um maior aporte de água doce às áreas costeiras nesta fase implicaria em salinidades muito baixas e seria desfavorável à sobrevivência e desenvolvimento dos indivíduos. Outras variáveis, tais como pluviosidade e temperatura da superfície do mar também podem ser fatores importantes e foram também considerados nas análises.

No Brasil, estudos sobre a associação entre fatores ambientais e abundância de recursos aquáticos, ainda são escassos, principalmente devido à insuficiência de

dados. No caso da pesca industrial de camarão-rosa (*F. subtilis*) na plataforma continental amazônica, no entanto, temos uma oportunidade única, considerando que a atividade tem sido bem monitorada e uma longa série de dados dependentes da pesca, bem como de outros trabalhos de pesquisa, está disponível, além de séries de variáveis ambientais oriundas de diversas fontes. Além disso, estamos lidando com um estoque alvo único, capturado por uma frota que tem se mantido bastante uniforme ao longo dos anos, em uma região onde, segundo Filizola et al. (2006), a descarga do rio Amazonas é o fator predominante, com padrão sazonal bem definido, influenciando o ambiente costeiro.

O objetivo deste trabalho foi, portanto, procurar compreender melhor o ciclo de vida da espécie, a dinâmica da população e determinar o nível de exploração do estoque. Neste sentido, foram estimados os parâmetros populacionais e utilizados modelos estatísticos para avaliar a intensidade das relações entre as variáveis ambientais, as flutuações na abundância da população e a produtividade das pescarias. Espera-se assim, gerar subsídios para uma melhor gestão da pesca, com base em uma nova abordagem, que inclui a influência do ambiente sobre a variabilidade da abundância da população.

1.1 A plataforma continental amazônica brasileira

A plataforma continental amazônica brasileira está situada entre a foz do rio Oiapoque (5°N, 51°W), fronteira do Brasil com a Guiana Francesa, e a Baía de São Marcos (2°S, 44°W), no estado do Maranhão. Caracterizada por baixo relevo fisiográfico, ampla zona costeira, elevado número de rios de drenagem e processo ativo de erosão e sedimentação, abrange a maior extensão contínua de manguezais do planeta, com uma área total de 7.591 km², entre a Baía de Marajó (PA) até a ponta do Tubarão, Baía de São José (MA), além de cerca de 1.800 km² na costa do estado do Amapá (SOUZA-FILHO, 2005). A zona costeira está sob influência direta do ciclo hidrológico da região, representado principalmente pela descarga do Rio Amazonas, caracterizado por dois períodos típicos: "seca" entre outubro e novembro, e "cheias", entre maio-junho (FILIZOLA et al. 2006).

A bacia do rio Amazonas constitui o maior sistema de rios na Terra, em termos de descarga, com um volume extremamente elevado, estimado em $5,2 \times 10^{12} \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$, representando cerca de 20% da descarga mundial de água para os oceanos, o que o torna um fator de influência em nível global das condições ambientais (BÉNÉ; MOGUEDET, 1998). Esta descarga é responsável pelo extenso substrato, composto de lama e areia, que cobre grande parte da plataforma continental da região. A pluma do rio pode chegar a 300 km da costa, durante o período de descarga máxima, e 50 km durante o período de descarga mínima, com uma forte influência sobre a salinidade e turbidez da água (SILVA; ARAÚJO; BOURLÈS, 2010).

Muitos autores reconhecem que o fenômeno El Niño/Oscilação Sul (ENOS) é um dos principais estímulos à variabilidade ambiental nos trópicos e seu impacto é generalizado, com forte influência na temperatura e regime de chuvas em todo o planeta. Considera-se que as fases El Niño e La Niña do ciclo de ENOS governam, pelo menos em parte, o ciclo das "cheias" e das "secas" na região amazônica. De modo geral, os períodos dominados pelo "El Niño" são mais secos e quentes que o normal na Amazônia, enquanto que sob a influência da "La Niña" são mais úmidos e frios (FOLEY et al., 2002; POVEDA; MESA, 1997).

Por outro lado, o claro padrão sazonal da climatologia da região há muito tem sido indicado como o principal fator governando o ciclo biológico das espécies aquáticas (BATES, 1869). Indivíduos e populações, sem dúvida, estão sob influência do clima local, devido a fatores como temperatura, ventos, correntes e chuva, mas esses fatores são, frequentemente, governados por fenômenos que se estendem por áreas muito extensas. Interações entre o oceano e a atmosfera podem formar sistemas dinâmicos, exibindo padrões complexos de variação, que influenciam profundamente os processos ecológicos em várias maneiras (OTTERSEN et al., 2001).

1.2 Biologia, ciclo de vida e habitat

Distribuição das espécies

A família Penaeidae é composta por 14 gêneros e 110 espécies, sendo encontrados principalmente em regiões tropicais e subtropicais. Constitui-se num dos mais

valiosos recursos pesqueiros mundiais, particularmente em áreas onde as condições são favoráveis à manutenção de seu ciclo de vida (regiões de mangues, lagoas, plataformas amplas e rasas, etc.), tais como as que ocorrem no Golfo do México, nordeste da América Latina, em algumas áreas do oeste da África, no sudeste da Ásia e desde a costa oeste da Índia até o Golfo de Carpentária (HOLTHUIS, 1980; GARCIA, 1988).

O gênero *Farfantepenaeus* inclui as espécies que respondem pela maior parte das capturas nas Américas do Sul e do Norte, entre elas o *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad, 1939), *Farfantepenaeus notialis* (Pérez Farfante, 1967), *Farfantepenaeus aztecus* (Ives, 1891), *Farfantepenaeus brasiliensis*, *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900), *F. subtilis* e *F. paulensis*. São espécies, em geral, onívoras e tendem a ser ativas durante a noite, quando são, mais frequentemente, capturadas (PÉRES-FARFANTE, 1969, HOLTHUIS, 1980, CASCORBI, 2004). De acordo com Garcia (1985a), no entanto, o *F. notialis* na Costa do Marfim apresenta atividade diurna, devido, provavelmente, às condições de elevada turbidez da água. Interessante notar que, hoje, melhores rendimentos das pescarias de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica brasileira vêm sendo obtidos durante o dia (PAIVA et al., 2008), sugerindo também maior atividade da espécie neste período.

Ciclo de vida curto, dimorfismo sexual, elevadas taxas de crescimento e de mortalidade são características das populações de peneídeos (CASCORBI, 2004). A expectativa de vida das espécies fica entre 18 a 24 meses, com várias fases de vida em diferentes ambientes, e o comprimento total varia de 150-160 mm, para algumas espécies menores (*Metapenaeus spp.*, *Xiphopenaeus spp.*), a 300 mm para o camarão tigre gigante (*Penaeus monodon* Fabricius, 1798), com a distribuição espacial por tamanhos, em geral, relacionada à profundidade (GARCIA, 1988). Devido à vulnerabilidade a predadores, em diferentes fases do ciclo de vida, se constituem num importante elo da cadeia alimentar marinha (GILLETT, 2008).

Sendo organismos de vida curta, camarões peneídeos tendem a responder rapidamente às mudanças ambientais e ajustam sua proporção sexual a

distribuições de idade flutuantes, podendo intensificar a mudança de sexo em função do aumento da taxa de exploração, e assim, proteger, de alguma forma, a população da sobrepesca (CHARNOV; HANNAH, 2002). Várias respostas às alterações ambientais são indicadas na literatura especializada, como mudanças no desempenho do crescimento (LÓPEZ-MARTÍNEZ et al., 2003), nas taxas de mortalidade natural (GARCÍA, 1996; LÓPEZ-MARTÍNEZ et al., 2002), na intensidade e período de desova e no padrão de recrutamento (EHRHARDT; LEGAULT, 1999), na capturabilidade e ciclo reprodutivo (LEAL-GAXIOLA et al., 2001).

Reprodução e nascimento

Camarões peneídeos amadurecem, se acasalam e desovam em alto mar, onde as fêmeas liberam ovos demersais, dos quais eclodirão, dentro de 14 a 24 horas, larvas planctônicas que durante 2 a 3 semanas passam por cinco estágios de “nauplius”, três estágios de “protozoa” e três estágios de “mysis”. Durante este período, vão sendo transportados, ou advectados, para as áreas costeiras (Figura 1.2), e se transformam em pós-larvas planctônicas, com alguns milímetros de comprimento e a aparência do adulto, mas possuindo somente dois ou três dentes subrostrais. Ao atingirem o comprimento total de 6 a 12 milímetros assentam nas lagoas e estuários e adquirem hábitos bentônicos. Quando o rostro toma forma definitiva, mas ainda não é possível distinguir o sexo por caracteres externos, os indivíduos são considerados juvenis. No momento em que passa a ser possível a identificação do sexo são considerados pré-adultos e adultos quando começam a se reproduzir, a partir de 6 a 8 meses de idade. A reprodução, em geral, ocorre durante todo o ano, mas um ou dois picos de reprodução têm sido relatados, dependendo da região e da espécie (COSTELLO; ALLEN, 1970; PARRACK, 1979; GARCIA; LERESTE, 1981, LARSON; AVYLE; BOZEMAN, 1989; LONERAGAN et al., 1994, CASCORBI, 2004; GILLET, 2008).

A associação entre as formas iniciais de vida de camarões peneídeos e manguezais é bem conhecida. A extensão destes habitat adequados ao desenvolvimento dos juvenis tem sido considerada crucial para determinar a abundância futura de adultos. Alguns autores encontraram um efeito negativo associado à perda de

mangues em relação à abundância do recurso (LONERAGAN et al., 2005, PRIMAVERA, 1998, VANCE et al., 1998). Há evidências confiáveis de que o camarão café (*F. aztecus*) do Golfo do México, por exemplo, seleciona como berçário habitat pantanoso com vegetação abundante (*Spartina alterniflora*). Devido a seu comportamento carnívoro, alimentam-se da epifauna e intra-fauna, organismos frequentemente abundantes em habitat com vegetação, e buscam também por proteção contra predadores nestes ambientes (ZIMMERMAN; MINELO; ZAMORA, 1984, MINELLO; ZIMMERMAN, 1991, SHERIDAN, 1992).

Figura 1.2 - Diagrama esquemático do ciclo de vida de camarões peneídeos. Adaptado de GILLET, 2008.

Migração para áreas costeiras

O transporte das larvas e pós-larvas para a zona costeira tem a duração aproximada de 3 a 4 semanas e pode compreender centenas de quilômetros, sendo governado por processo complexo e pouco compreendido, no qual mais de um mecanismo como ventos, correntes de maré, advecção, reação a gradientes de salinidade, movimentos verticais, etc., podem estar envolvidos, de forma simultânea ou em série (HUGHES, 1969, HILL, 1991, ROTHLSBERG; CHURCH; FANDRY, 1995, CRIALES et al., 2006). Ao se aproximar das áreas de berçário, a pós-larva adquire rapidamente hábitos semi-bentônicos e em seguida se assenta no substrato

(GARCIA, 1988b). As variações nas condições ambientais resultam em grande flutuação na abundância destas fases iniciais de vida e têm forte influência nas taxas de crescimento (HAAS et al., 2001, CRIALIS et al., 2005, SAOUD; DAVIS, 2003).

Embora muitos fatores afetem a migração, e também o assentamento de pós-larvas e desenvolvimento de juvenis nos estuários, é reconhecido que camarões peneídeos em seu ciclo inicial de vida são especialmente sensíveis a alterações na salinidade da água e podem ser afetados por variações no deságue fluvial no ambiente estuarino (ROGERS et al., 1993, WENNER et al., 2005, CALAZANS et al., 2010). Estudos mais abrangentes, no entanto, ainda são necessários para melhor compreensão de como os fatores ambientais influenciam a abundância da população de camarão e, eventualmente, como isso se traduz no desempenho das pescarias (HAAS et al., 2001, DIOP et al., 2007)

Pré-adultos

A pós-larva atinge a fase juvenil quando o rostro toma forma completa, vivendo em áreas rasas ricas em detritos, tais como lagunas, mangues, leitos de algas marinhas ou sargaços flutuantes, dependendo do local e da espécie. A sobrevivência durante esta fase de vida depende muito da sincronia apropriada entre a data de chegada das pós-larvas nas zonas costeiras e de condições climáticas favoráveis. Quando o petasma e o téllico se encontram completamente desenvolvidos são considerados juvenis avançados ou sub-adultos, iniciando a migração de volta ao oceano (COSTELLO; ALLEN, 1970, GARCIA; LERESTE, 1981, GARCIA, 1985b, LARSON; AVYLE; BOZEMAN, 1989, LONERAGAN et al., 1994, CASCORBI, 2004).

Migração para o oceano

Os sub-adultos começam a migrar para o mar com três a quatro meses de idade e um tamanho aproximado de 80 a 100 mm de comprimento total. Este processo migratório é mais evidente para camarões rosa, como o *F. aztecus* e o *F. duorarum*, que para camarões branco, como o *L. schmitti*, e em sistemas lagunares do que em estuários ou manguezais aberto, onde o fenômeno pode começar mais cedo e é mais progressivo, sendo governado pelo gradiente de salinidade (GARCIA, 1985b). O

recrutamento do camarão rosa (*F. duorarum*) à pesca, na baía da Flórida, ocorre quando os indivíduos atingem o tamanho comercial de 67+ caudas por libra, 4 a 5 meses depois dos estágios larvais (EHRHARDT; LEGAULT, 1999).

A interação entre alterações ontogenéticas na capacidade de osmorregulação de camarões e fatores climáticos sazonais, tais como mudanças abruptas no ciclo de chuvas, salinidade, temperatura ou nível de água e correntes, desencadeia a migração em massa para o mar, de indivíduos cujo comprimento médio varia sazonalmente e, também, de ano para ano. Em geral, a migração segue um ciclo lunar e é máxima na lua nova e lua cheia (GARCIA, 1988). A migração ocorre durante a noite com a maré vazante estando vinculada ao processo de mudança de carapaça (BODDEKE et al., 1977, apud GARCIA, 1988).

Adultos

Uma vez no mar, os camarões peneídeos continuam amadurecendo, à medida que crescem e se dispersam nas áreas de pesca, em águas cada vez mais profundas, e desovam depois de atingir o tamanho mínimo de primeira maturação, quando as condições ambientais são adequadas (FORD; ST. AMANT, 1971, apud GARCIA, 1985b). Concentrações de adultos são geralmente encontradas em pesqueiros de fundos moles, ao largo da costa, com diferentes proporções de cascalho, areia e lama, e em profundidades que variam de poucos metros (*Penaeus indicus* H. Milne-Edwards, 1837) a 200 metros ou mais (*Penaeus marginatus* Randall, 1840 e *Penaeus plebejus* Hess) (GARCIA, 1988).

Camarões tropicais atingem o tamanho de primeira maturação, quando os primeiros indivíduos de uma coorte começam a liberar ovos, com 6 a 7 meses de idade. Mas a maturação em massa, quando a grande maioria da coorte está desovando, ocorre com aproximadamente 10 a 12 meses de idade. São organismos altamente fecundos que podem produzir de 50.000 a 1.300.000 ovos, dependendo do tamanho e espécie, liberando vários lotes durante a época da desova (GARCIA, 1988; CROCOS; VAN DER VELDE, 1995).

De acordo com Crocos e Kerr (1983), o acasalamento do *Penaeus merguensis* (De Man 1888) no Golfo de Carpentaria, na Austrália, pode ocorrer várias vezes durante a fase adulta, provavelmente após cada muda. Eles também observaram, em experimentos de laboratório, que a duração média do período entre mudas é 27 a 30 dias, a uma temperatura de 27°C, sugerindo que este padrão poderia ser assumido também para a população natural.

Em nível de população, no entanto, a desova pode ser considerada contínua, com períodos sazonais de maior intensidade e pelo menos um, e às vezes dois, picos principais ao longo do ano. Estes picos frequentemente ocorrem durante períodos de transição, que separam estações fria e quente, caracterizados por condições hidrológicas e climatológicas típicas, como aumento ou diminuição da temperatura, correntes e ventos de baixa velocidade, picos de produtividade primária, bem como alta pluviosidade e acentuadas quedas de salinidade (GARCIA, 1985b)

F. subtilis

O camarão rosa (*F. subtilis*) capturado na plataforma continental amazônica brasileira é a espécie foco do presente trabalho. Possui ampla distribuição na faixa de águas tropicais do Atlântico Leste, se estendendo desde Cuba até o Estado do Rio de Janeiro, Brasil (PÉREZ-FARFANTE, 1969). Embora a dinâmica do ciclo de vida de *F. subtilis* não tenha sido estudada em detalhes na plataforma continental amazônica brasileira, Gillett (2008) sugeriu que a maioria das características biológicas descritas para os camarões peneídeos do Golfo do México, onde eles têm sido alvo de vários estudos, são, em geral, aplicáveis aos demais camarões de águas quentes em outras regiões do mundo.

Há evidências suficientes de que *F. subtilis* é também uma espécie de longevidade curta, com uma única classe etária principal, que passa parte de seu ciclo vida no mar e parte em áreas costeiras. Indivíduos maiores são capturados em áreas de águas profundas, enquanto os exemplares menores são encontrados próximos à costa, em águas rasas e estuários (SUDAM/UFMA, 1981, EHRHARDT; ARAGÃO; SILVA, 1999, SILVA et al., 2002, ARAÚJO et al., 2009, MARQUES, 2009).

Na plataforma continental amazônica brasileira é bem conhecida a associação entre o camarão rosa (*F. subtilis*) e um pesqueiro particular conhecido vulgarmente como "lixreira", situado entre latitudes de 00°20'N e 01°10'N e longitudes de 47°00'W e 47°55'W. Neste pesqueiro tem sido relatada a presença de abundantes bancos de algas onde predomina, ao longo do ano, alta proporção de indivíduos pequenos nas capturas, principalmente a partir do final do último trimestre até o primeiro trimestre do ano seguinte (CUTRIN; SILVA; CINTRA, 2001).

1.3 Áreas de pesca

A área onde se desenvolvem as pescarias fica compreendida entre a foz do rio Parnaíba (02°53'S), no Estado do Piauí, e a foz do rio Oiapoque (04°23'N), na fronteira com a Guiana Francesa, compreendendo a costa dos Estados do Maranhão, Pará e Amapá. Na faixa costeira, a pesca é praticada em águas rasas, nos estuários e nas reentrâncias por embarcações artesanais e barcos de pequena escala. Uma frota de média escala, composta por barcos de madeira motorizados com cerca de 8 a 12 m de comprimento opera numa faixa intermediária, até cerca de 30 m a 40 m de profundidade, na costa leste do Maranhão (IBAMA, 1994). Na zona de mar aberto atua a frota industrial, principalmente entre a faixa de profundidade de 40m a 80m.

Três subáreas de características distintas são identificadas na região de alto mar e foram detalhadamente descritas por Studart-Gomes (1988), conforme se segue:

✓ Costa do Maranhão – localizada entre a foz do rio Parnaíba (02°53'S) e o cabo Gurupi (00°53'S), esta subárea é chamada, costumeiramente, de "Maranhão" pelos pescadores. Suas características gerais são: pesqueiros de pouca profundidade (20-40m), fundo liso de pegadores isolados, substrato duro (areia grossa), pescaria basicamente noturna, uma vez que, durante o dia, é pequena a ocorrência de camarão e grande a de peixe, com rendimentos e tamanhos de camarão muito variáveis. Os pesqueiros desta subárea são denominados pelos nomes dos acidentes geográficos da costa, sendo os mais importantes: Canárias, Caju, Preguiças, Tutóia, Mangue Seco, São João, Apeuzinho, São Jorge e Gurupi. A pesca nesta subárea a partir de agosto é um pouco difícil devido à ocorrência exagerada de algas mais ao sul, e de muito vento leste. O principal pesqueiro localiza-se, aproximadamente,

entre as longitudes 042°00'W e 043°00'W, sendo denominado "área de Tutóia". Entre as longitudes de 044°30'W e 047°00'W, a captura de camarões restringe-se a alguns trechos muito pequenos, em virtude da quase contínua irregularidade do relevo submarino.

✓ Amazonas - esta subárea abrange a faixa compreendida entre as latitudes 00°50'N e 02°30'N sendo conhecida como "Amazonas", devido à influência mais direta que recebe das águas do grande rio. Os pesqueiros situam-se em profundidades entre 40 e 60 m e o substrato é variável, ora constituído de lama, areia ou pedra, e existem pesqueiros de fundo liso, bancos grandes e suaves e os famosos "pula-pula" (bancos pequenos e repetitivos). Os pesqueiros, em sua maioria, são denominados pelo tipo de fundo ou fauna acompanhante e os principais são: Lixeira, Bico de Papagaio (tipo de concha), Pedreiras, Norte e Sul das Pedras, Poço do Japonês, Banco do Manezinho, Aranhas (tipo de estrela do mar), que é o maior deles com 11 bancos grandes e suaves, e a "descida dos poços" ou "oropove" (*drop-off*), que marca uma mudança no grau de declividade da plataforma. A produtividade e tamanhos do camarão não são uniformes. Acredita-se que, nos pesqueiros ao norte desta área, o camarão seja mais graúdo, enquanto que o pesqueiro conhecido como "lixreira", situado entre as latitudes de 00°20'N a 01°10'N e longitudes de 047°00'W a 047°55'W, sempre apresenta camarão de menor porte. É desta subárea que se origina a grande maioria do camarão desembarcado em Belém.

✓ Costa do Amapá – situada entre as latitudes 02°30'N e 04°23'N (Cabo Orange), esta subárea é denominada de "Norte" pelos pescadores. Suas características básicas são os bancos e os chamados "buracos", verdadeiras formações tipo "*canyons*", em grande quantidade e quase sempre na direção 220°/70°, em formato de meia lua. Nesta subárea as correntes são bastante acentuadas, variando de 0,8 a 4,5 nós e, de acordo com as marés, na direção de 200° a 090°. Possivelmente devido a isso, a encosta noroeste (NW) dos bancos é constituída de pedras soltas e pegadores, tornando proibitivo o arrasto neste lado. Portanto, toda a pescaria processa no lado sudeste (SE) dos bancos. A pesca nestes "*canyons*" é que mais exige do mestre e do barco, pois tem que haver um contínuo controle de correnteza, direção de arrasto, posicionamento e relevo/tipo do fundo,

exigindo manobras cuidadosas, e implica em maior custo operacional. Em compensação, é uma região que oferece camarão graúdo e, quando ocorre camarão, os rendimentos são elevados, embora, de repente, eles possam desaparecer por alguns dias. Normalmente os “buracos” recebem denominações bem peculiares: Buraco Lula ou 50 Braças, Buraco de Mero ou de Peixe, 40 Braças, Adelagolí, Buraco de Dinheiro, Longolí (*long gallery*), Buraco de Areia, Duas Cabeças, Bigolí (*big gallery*), Buraco de Lama, Comprido, Maracanã, Buraco da Pedra, Vê Pequeno, Vê Grande, Buraco do Doido, Pirapema, Buraco do Galo, Espadarte, Pequeno México, Arraia e Barbeiro. Além destes últimos buracos existem ainda o “Beiradão” (entre 62 e 68 m) e em seguida “Estrela Xerife” (tipo de estrela do mar), que acompanha a linha da costa e onde se iniciam os “*canyons*”. O arrasto nesta faixa é tranquilo, tendo-se que ter apenas o cuidado de não ir muito “por terra”, devido ao excesso de lama, ou muito “por fora”, devido aos bancos. Existe ainda nesta subárea o pesqueiro chamado de Cabo Orange que se caracteriza por grandes quantidades de pequenos acidentes geográficos no fundo, exigindo várias mudanças no rumo do arrasto e pelo excesso da fauna acompanhante em determinadas épocas do ano.

1.4 Sistemas de captura

As pescarias de camarão na costa Norte do Brasil são conduzidas por embarcações artesanais, barcos motorizados de casco de madeira e barcos industriais de casco de ferro. A seguir a descrição apresentada por Aragão et al. (2001):

1.4.1 Pescarias artesanais e de pequena escala

As informações sobre as pescarias artesanais e de pequena escala na faixa costeira são escassas e muitas vezes desatualizadas. Não existem estatísticas confiáveis sobre os desembarques de camarão ou mesmo a quantidade de unidades produtivas em operação. Assim, só é possível apresentar algumas informações descritivas das pescarias, que ocorrem com maior intensidade nos Estados do Maranhão e do Pará.

As pescarias artesanais são realizadas nos estuários, reentrâncias e águas rasas próximas à costa. As operações de pesca são desenvolvidas com aparelhos de pesca

fixos ("rede zangaria"), que atuam passivamente ao sabor das marés, com pequenas redes de arrasto de abertura fixa ("puçá-de-arrasto") operadas manualmente, com redes tipo arrastão de praia ("rede de lance"), operadas manualmente com auxílio de uma pequena embarcação, e com redes de lançar ("tarrafa"). As principais espécies capturadas, em ordem decrescente de importância, são o camarão rosa (*F. subtilis*), o camarão-branco (*F. schmitti*) e o camarão-sete-barbas (*X. kroyeri*). A intensidade de ocorrência das espécies depende do local, da época do ano e das variações de salinidade.

No Pará, a pesca artesanal é praticada nos estuários por pescadores desembarcados. As artes de pesca mais utilizadas são a "tarrafa" e o "puçá-de-arrasto". As espécies capturadas são juvenis de camarão rosa, camarão branco e camarão sete barbas. Pequenas embarcações, com comprimento de até 6 m e propulsão a remo ou à vela, são também utilizadas para deslocamento dos pescadores. Tratam-se, na maioria dos casos, de pescarias de subsistência cujo excedente é comercializado localmente. Os principais locais de desembarques no estado estão localizados nos municípios de Bragança, Vizeu e Curuçá. Nas calhas dos rios há, ainda, uma pescaria dirigida ao camarão-canela (*M. amazonicum*), com a utilização de armadilhas semelhantes a covos, conhecidas como "matapi" (IBAMA, 1998).

No Maranhão ocorrem pescarias artesanais ao longo de todo o litoral, nas reentrâncias e zona costeira, sendo praticadas, também, por pescadores desembarcados, com a utilização de "zangaria", "puçás-de-arrasto" e "rede de lance". Embarcações de pequeno porte, de até 8 m de comprimento e propulsão à vela, são utilizadas no transporte dos pescadores, do material de pesca e da produção, e auxiliam a pesca com a "rede de lance". As principais espécies capturadas são, também, juvenis de camarão rosa, camarão branco e camarão sete barbas. Pequenas capturas de camarão rosa são realizadas durante todo o ano enquanto o camarão-branco é mais abundante no período de maio a agosto. Os principais locais de desembarques são Turiaçu, Apicum-açu, Cururupu, Guimarães, Cedral, São Luís, Tutóia, Humberto de Campos, Primeira Cruz, São José de Ribamar, Paço do Lumiar e Barreirinhas (SUDAM/UFMA, 1981; IBAMA, 1998).

1.4.2 Pescarias de média escala

Na área do “Maranhão”, concentram-se, ainda, as operações dos barcos de média escala, com comprimento entre 8 a 12 m, pertencentes às frotas do estado do Maranhão e do Piauí. As capturas são realizadas, também, com arrasto duplo, em faixas de 10 a 40 m de profundidade, ao longo de todo o ano, com os melhores rendimentos no segundo semestre. Os dados mais recentemente publicados indicam que, no período entre 1979 e 1991, a frota do estado variou entre o mínimo de 11 embarcações em 1979 e o máximo de 23 embarcações em 1981. No último ano para o qual se dispõe de informações (1991) a pesca foi realizada por 16 embarcações. No segundo trimestre do ano, alguns barcos industriais, principalmente do Ceará, eventualmente operavam nesta área, realizando arrastos noturnos de até 6 horas de duração (IBAMA, 1998).

1.4.3 Pescarias industriais

A pesca industrial de camarão rosa na costa nordeste da América Latina, conhecida como área Brasil-Guiana, vem sendo praticada por frotas de diversos países desde o final década de 1950 (JONES; DRAGOVICH, 1973). A atividade passou ser praticada por barcos nacionais em 1969, quando empresas sediadas em Belém, no Estado do Pará, passaram a operar uma pequena frota composta de 5 embarcações. Aos poucos este número foi sendo ampliado e, em 1978, já atingia 50 unidades. No final dos anos 1970's, o Brasil passou a adotar uma política de arrendamento de embarcações estrangeiras que, em poucos anos, permitiu a ampliação e substituição de parte da frota nacional, dando início à formação de uma moderna frota de bandeira brasileira. Por volta de meados da década de 1980, à medida que a frota genuinamente nacional crescia, o governo brasileiro passou a desestimular os arrendamentos, o que resultou na gradativa redução do número destes barcos e na incorporação de alguns deles à frota nacional (IBAMA, 1994).

Os barcos industriais que operam tradicionalmente na pesca de camarão rosa na costa Norte são camaroneiros típicos, com casco de aço, comprimento total entre 19 e 25 m de comprimento e potência do motor principal variando de 325 a 425 hp. Estão equipados com modernos equipamentos de navegação e comunicação e

possuem sistema de congelamento a bordo. Utilizam, geralmente, duas redes de arrasto, puxadas com o auxílio de “tangones” laterais, e realizam, geralmente, 3 a 4 arrastos diários, com duração aproximada de 4-6 horas, durante o período de maior produtividade das pescarias, e apenas dois arrastos noturnos, de duração um pouco maior, na entressafra. Nos últimos anos, no entanto, os arrastos na entressafra passaram a ser realizados durante dia, não havendo ainda uma explicação clara para esta alteração. A tripulação dos barcos é composta tipicamente por 5 homens, incluindo o comandante.

A grande maioria dos barcos industriais está sediada em Belém, estado do Pará, mas alguns se encontram no estado do Ceará. A frota total chegou a contar com mais de 250 embarcações, nos anos 80, mas, em 2006, era composta por apenas 123 unidades, sendo 108 no Pará e 15 no Ceará. Atuam, basicamente, nas áreas do Amazonas e Amapá, realizando, normalmente, entre 4 a 6 viagens durante o ano, com duração de 40 a 50 dias. Os melhores rendimentos são obtidos de fevereiro a junho, período em que as operações de pesca são realizadas tanto durante o dia quanto a noite. No segundo semestre do ano, as operações concentram-se no período noturno e alguns barcos deslocam-se para pescar na área do Maranhão.

A partir do final dos anos 1990, a frota tem concentrado operações, exclusivamente, entre as latitudes de 00°15' S e 04°50' N, que corresponde à subárea do Amazonas e Amapá, na faixa de profundidade de 40 a 80 m, e as operações estão mais concentradas no período diurno. As capturas são compostas basicamente de *F. subtilis*, e uma pequena ocorrência de *F. brasiliensis*. Nos últimos anos a participação relativa do *F. subtilis* chega a representar 99% dos desembarques, conforme dados do Projeto Pesca e Bioecologia de Camarões na Costa Norte do Brasil (CEPNOR/IBAMA).

Na pesca industrial do camarão rosa, grande proporção de outros organismos aquáticos vivos também é capturada, incluindo considerável diversidade de moluscos, crustáceos e peixes. Parte destas capturas é composta por espécies de valor comercial, mas apenas uma proporção relativamente pequena é aproveitada, sendo a maioria descartada. Estas capturas, denominadas fauna acompanhante pela

literatura, se constituem num dos grandes impactos gerados por esta pescaria. Nas pescarias de pequena e média escala o problema também existe, com o agravante que grande a parcela dos peixes capturados ser constituída de exemplares jovens.

Estudos realizados nos anos 1980 por Damasceno (1988) indicavam que para cada quilograma de cauda de camarão, eram capturados 7,2 kg de peixes, crustáceos e moluscos, dos quais 4,4 kg de reconhecida aceitação como alimento humano. A captura anual de fauna acompanhante foi estimada entre 19.000 t e 24.000 t, mas, somente uma pequena parcela destas capturas era aproveitada.

Damasceno e Evangelista (1991) estimaram a produção de fauna acompanhante total das pescarias de camarão rosa na região Norte em 20.638 t, com um volume aproveitável estimado em 17.401 t. Cerca de 150 espécies foram identificadas na composição da fauna acompanhante do camarão rosa sendo, em termos percentuais, 90% das capturas são peixes, 7,5% crustáceos e 2,5% moluscos.

Estudos recentes indicam uma proporção menor de fauna acompanhante nas pescarias de camarão rosa. Paiva et al. (2009) relatam que para cada quilograma de camarão capturado pela pesca industrial, são capturados em média 4,28 kg de fauna acompanhante, sendo 42,9% de peixes ósseos, 3,1% crustáceos e 49,5% de uma “mistura” composta de peixes, crustáceos e moluscos de pequeno porte, e 5,0% de elasmobrânquios. Estimam que no ano de 2003 foram capturadas nestas pescarias, apenas nos estados do Pará e Amapá, 17,2 mil toneladas de fauna acompanhante.

Entre as espécies de valor comercial que compõe as capturas de fauna acompanhante destacam-se: pescada gó (*Macrodon ancylodon* Bloch & Schneider, 1801), pescada (*Cynoscion jamaicensis* Vaillant & Bocourt, 1883), pargo (*Lutjanus purpureus* Poey, 1853), trilha (*Upeneus parvus* Poey, 1853), camarão sete barbas (*X. kroyeri*), lagostas (*Panulirus argus*), tubarões e arraias, bagres da família Ariidae e moluscos (PAIVA et al., 2008).

1.5 Ordenamento das pescarias

As medidas de regulamentação em vigor, para a pesca de camarão na Região Norte do Brasil, estão voltadas principalmente para o controle do esforço de pesca e a proteção do recrutamento de juvenis às áreas de crescimento e de pesca. O fechamento da pesca na área tem sido estabelecido entre o último e primeiro trimestre do ano, quando é maior a intensidade de recrutamento à pesca e as principais medidas de ordenamento em vigor são as seguintes:

- ✓ Limitação da frota para operar entre a foz do rio Parnaíba, na divisa dos Estados do Maranhão e Piauí, e a divisa do Brasil com a Guiana Francesa, em 250 barcos (Portaria No N-7 de 25 de fevereiro de 1980);
- ✓ Proibição do emprego de qualquer tipo de rede de arrasto a menos de 3 milhas da costa no Estado do Piauí (Portaria No N-15 de 15 de junho de 1981);
- ✓ Proibição da pesca com qualquer tipo de arrasto por embarcação motorizada a menos de 10 milhas da costa, entre a fronteira dos Estados do Maranhão e Pará e a divisa do Brasil com a Guiana Francesa (Portaria No N-11, de 13 de maio de 1987);
- ✓ Proibição do emprego de qualquer tipo de rede de arrasto, inclusive com tração manual ou a vela, a menos de 3 milhas da Costa do Estado do Piauí na área compreendida entre as longitude de 41o 20' e 41o 30' W (Portaria No 121-N de 19 de novembro de 1992);
- ✓ Proibição da pesca de arrasto por embarcação com tração motorizada a menos 10 milhas da costa no Estado do Maranhão e permissão para o arrasto por embarcações motorizadas com tamanho inferior a 10 TBA na área entre 10 e 3 milhas, com licença para pesca do camarão-sete-barbas (Portaria No 96 –N de 31 de agosto de 1993);
- ✓ Obrigatoriedade do uso do acessório para escape de tartarugas marinhas em redes de pesca (TED) em barcos camaroeiros no litoral brasileiro (Portaria No 36-N de 07 de abril de 1994);
- ✓ Proibição anual do exercício da pesca de arrasto com tração motorizada para captura de camarões, na área compreendida entre a divisa dos Estados do

Piau e Cear e a divisa do Brasil com a Guiana Francesa, no perodo de 21 de dezembro a 28 de fevereiro (Portaria No 116/97 de 03 de outubro de 1997).

Estas medidas estavam na direo certa e contemplavam os principais aspectos relacionados proteo do estoque. Porm, o setor produtivo reclamava dos problemas econmicos que vinha enfrentado, o que provocou a paralisao de grande nmero de embarcaes, e solicitou uma reviso das medidas. Em 1997, aps exaustivas discusses com a direo do IBAMA, as medidas foram alteradas, em carter experimental e temporrio, com a suspenso do defeso no ano de 1998 e no ano de 1999. Esta suspenso deveria, porm, ter sido acompanhada do seguinte conjunto de medidas complementares:

- ✓ Limitao do nmero de barcos, ficando estabelecido um nmero mximo de 150 barcos para operar na pescaria;
- ✓ Fechamento da pesca na rea conhecida como "lixeira" (latitude de 0020'N a 0110'N e longitudes de 04700'W a 04755'W), onde deveriam ser lanados blocos de concreto para tentar garantir a aplicao desta medida;
- ✓ Estabelecimento de uma quota de captura anual (TAC) de 4.400t;
- ✓ Proibio da pesca de arrasto na zona costeira por barcos motorizados a menos de 10 milhas da costa em toda a rea.

As alteraes propostas, no entanto, no foram implementadas pelo IBAMA, mesmo porque apenas parte dos blocos de concreto foi colocada na lixeira e no vinha sendo suficiente para impedir a pesca. Assim, continuam em vigor as medidas citadas anteriormente, tendo havido a suspenso do defeso nos anos de 1998 e 1999.

2. BASE DE DADOS

Os dados utilizados neste trabalho fazem parte da base de dados do Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Norte do Brasil (CEPNOR), que compõe a rede de centros de pesquisa do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Compreende dados relativos ao período de 1976 a 2010, obtidos através de prospecções pesqueiras, embarques de observadores de bordo, pescarias experimentais na zona estuarina, levantamentos realizados junto a empresas de pesca e dados obtidos junto a agências governamentais. No período de 1976 a 1989 as amostras e a compilação dos dados estavam a cargo da extinta Superintendência do Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE) e, a partir de 1999, com a criação do IBAMA, passaram para a responsabilidade do CEPNOR.

2.1 Dados utilizados e metodologia de coleta

a) Amostras biológicas realizadas durante prospecções pesqueiras

Amostras biológicas foram obtidas em cruzeiros de prospecção realizados pelo navio de pesquisa Almirante Paulo Moreira, com redes de arrasto, nos meses de setembro a dezembro de 1996, maio de 1997, fevereiro a abril e novembro de 1998. Os cruzeiros eram delineados com o objetivo de mapear os recursos demersais na área e estimar a biomassa de camarões. Porém, devido a irregularidade na condução dos mesmos, foram utilizados neste trabalho as amostras biológicas de *F. subtilis* apenas para cálculo de relações biométricas.

Durante os cruzeiros, uma vez finalizado cada arrasto, era feito o registro da data, posição, profundidade, peso da captura total, peso da captura de camarões e da fauna acompanhante, composição das capturas por espécie. Os camarões capturados eram acondicionados em "basquetas" plásticas com gelo, devidamente etiquetadas, e armazenadas na câmara refrigerada do navio.

Por ocasião dos desembarques, os camarões eram levados ao laboratório onde era feita a identificação da espécie, a sexagem e a biometria de todos os exemplares

capturados, compreendendo comprimento total, comprimento de carapaça e comprimento de cauda, bem como identificado o estágio de maturação sexual de fêmeas. A identificação específica dos indivíduos amostrados foi realizada com o auxílio de bibliografias especializadas em sistemática de crustáceos, entre estas, os trabalhos de Pérez-Farfante (1969, 1988), Voss (1955), Fischer (1978), Holthuis (1980), Takeda (1983).

As medidas biométricas tomadas nas amostras coletadas durante os cruzeiros de prospecção, bem como nas demais amostras analisadas neste trabalho, estão descritas a seguir e ilustradas na Figura 2.1:

- Comprimento total (L_t) – distância linear, ao milímetro inferior, tomada do extremo distal do rostrum ao extremo posterior do télson;
- Comprimento da cauda ou abdômen (L_c) - distância linear, ao milímetro inferior, tomada do extremo anterior do primeiro segmento abdominal ao extremo posterior do télson;
- Peso total (W_t) – peso total do indivíduo em gramas com precisão de 0,01 g;
- Peso da cauda ou abdômen (W_c) – peso da cauda ou abdômen do indivíduo em gramas, com precisão de 0,01 g.

Figura 2.1 - Medidas morfométricas tomadas nas amostras bioestatísticas de F. subtilis na costa Norte do Brasil.

Medidas de comprimento foram tomadas com paquímetro de aço, escala de 0-350 mm, com o abdômen dos indivíduos levemente pressionado sobre uma superfície plana. A pesagem foi feita após a drenagem do excesso de água no corpo do animal, com papel toalha, e o peso correspondente obtido com uma balança semi-analítica com precisão de 0,01g.

b) Amostras biológicas mensais das capturas industriais

Amostras biológicas mensais das capturas comerciais foram obtidas através do embarque de observadores de bordo em barcos da frota industrial, realizados durante as temporadas de pesca, no período de 2000 a 2004, principalmente nas subáreas do Amazonas e Amapá. Os embarques eram mensais e embora não houvesse interferência na rota do barco, estabelecida de acordo com os interesses do comandante, se procurava obter amostras nas duas áreas principais de captura, Amazonas e Amapá. Nos meses de novembro e dezembro de 2000 e janeiro e fevereiro de 2001 as amostras foram obtidas em cruzeiros de levantamentos exploratórios realizados com barcos comerciais, utilizando apenas redes de sondagem ("try-net"). Parte destas amostras foi obtida na subárea do Maranhão, no mês de janeiro de 2000 e dezembro de 2001, sendo compostas de pequeno número de exemplares amostrados.

Para cada arrasto amostrado era feito o registro da data da operação, período do dia, posição geográfica (latitude e longitude), profundidade, estimativa do peso da captura de camarões e de fauna acompanhante. As amostras de camarão eram compostas de pelo menos 300 indivíduos, selecionados de forma aleatória das capturas do arrasto. Era feita então a identificação do sexo e a biometria dos indivíduos, compreendendo comprimento total e comprimento do cefalotórax e comprimento do abdômen, bem como o estágio de maturação sexual das fêmeas.

O comprimento total era obtido com os indivíduos gentilmente esticados sobre uma régua de medição em forma de "L" deitado, coberta com papel impermeável escalonado, com a ponta do rostro tocando a seção vertical da régua. O papel era

então furado com uma haste pontiaguda (espécie de agulha) no final do télson. O sexo de cada indivíduo era então identificado e o estágio gonadal das fêmeas classificado de acordo com a escala descrita na próxima seção.

c) Amostras mensais realizadas através de pescarias experimentais nos estuários do Nordeste Paraense, no período de 1997 a 2005.

Um programa de amostragem biológica mensal nos estuários da costa Nordeste do estado do Pará foi iniciado em 1995 e continua sendo conduzido até a presente data. Porém, a irregularidade com que tem sido conduzido o trabalho nos últimos anos nos levou a incluir nas análises somente os dados até 2005.

As amostras foram obtidas através de pescarias conduzidas com “puçá-de-arrasto”, em três localidades, situadas a diferentes distâncias da costa, nos municípios de Salinópolis, Bragança e Vigia (Figura 2.2).

Figura 2.2 - Locais de coleta de amostras de F. subtilis nos estuários do Nordeste do estado do Pará.

As pescarias eram realizadas preferencialmente à noite, quando quantidades relativamente maiores são capturadas (DeLANCEY; JENKINS; WHITAKER, 1994), durante a maré vazante, no final de cada mês. Quando necessário mais de uma operação de pesca era realizada de forma a se obter uma captura de cerca de 300 indivíduos de *F. subtilis*. Para cada operação de pesca era feito o registro do local de captura, data da coleta, duração da operação, da salinidade e temperatura da água.

O produto das pescarias era acondicionado em caixas isotérmicas e conduzido para análise em laboratório, onde a captura era separada por espécie e pesada, seguindo-se a biometria, identificação do sexo e estágio de muda do *F. subtilis* e dos demais crustáceos que compunham as capturas.

d) Amostras realizadas durante o processamento industrial nas empresas de pesca de Belém, estado do Pará, em 1980 e no período de 1997 a 2006

Durante o processamento industrial do camarão, as caudas são classificadas, de maneira geral, em dez diferentes categorias comerciais, de acordo com o peso/comprimento individual. Cada categoria corresponde a determinado número de caudas, com peso/comprimento aproximadamente igual, em uma libra de peso. Por exemplo, a categoria 40/50 corresponde a aproximadamente 45 caudas, com peso em torno de 10,1 g, em uma libra. As principais categorias são: 10/15; 16/20; 21/25; 26/30; 31/40; 41/50; 51/60; 61/70; 71/90; 91/120. Existe ainda a categoria "broken" onde são agrupadas caudas de camarões com avarias ("quebradas"), com a carapaça mole ou algum outro tipo de "defeito".

No período de 1997 a 2006, amostras mensais de 100 a 200 caudas (abdômen) de camarões de cada categoria comercial foram obtidas mensalmente durante o processamento industrial em duas das principais empresas de pesca de Belém, nas quais é processada a maioria do camarão produzido na região. De cada indivíduo era feito o registro do comprimento e sexo, com o objetivo de se determinar a composição das categorias e, posteriormente, dos desembarques por tamanhos e gênero.

Em alguns anos foi feita também amostragem de pesos de cauda para se determinar a relação comprimento versus peso. Na base de dados do CEPNOR existem ainda registros históricos de amostras de distribuição de frequência em peso por categoria comercial, realizadas no ano de 1980. No entanto, embora o programa de amostragem tenha continuado nos anos seguintes, os dados se extraviaram, voltando a ser encontrados registros apenas a partir de 1997, principalmente de amostras de comprimento de abdômen.

e) Dados de captura e esforço e resultado do processamento industrial, no período de 1976 a 2006.

Durante o período coberto por estas análises, todo o camarão rosa (*F. subtilis*) capturado pela frota industrial na plataforma continental amazônica era desembarcado nas empresas processadoras e direcionado ao mercado externo. As empresas, em geral, têm o registro dos principais dados de cada viagem, incluindo o nome do barco, a data de partida e de chegada, o desembarque em quilogramas de cauda e as quantidades processadas por categoria comercial. Estes dados eram compilados nas empresas de Belém e Macapá, pela equipe do CEPNOR, e dados do total desembarcado por viagem eram obtidos em duas empresas processadoras pela equipe do IBAMA, em Fortaleza, no estado do Ceará. Em Belém chegaram a operar, nos anos 80, doze empresas processadoras, mas, em 2006, apenas quatro empresas continuavam em atividade.

Como a produção da frota industrial de camarão rosa (*F. subtilis*), até 2006, era totalmente destinada às empresas processadoras e exportada para o mercado internacional, se aceita que, pelo menos até aquele ano, os dados do processamento industrial correspondem aos desembarques. Os descartes no mar, por sua vez, são considerados pouco expressivos, embora isso talvez não seja verdadeiro para algumas áreas e épocas do ano. Assim, se considera que o desembarque total registrado corresponde às capturas totais das pescarias e o esforço de pesca, em termos de dias de mar, representa o esforço de pesca total (ARAGÃO; CINTRA; SILVA, 2004).

Ressalte-se, porém, que em alguns anos a compilação dos dados não abrangeu os desembarques totais. No entanto, sempre cobriu bem mais da metade das quantidades processadas na indústria e a expansão para a produção total foi realizada a partir dos dados de exportação e das quantidades totais processadas, obtidas de outras fontes, como o Serviço de Inspeção Federal do Ministério da Agricultura (MA) e Ministério do Desenvolvimento Indústria e Comércio Exterior (MDIC). Durante o processo de expansão a categoria “*broken*” foi distribuída de

forma proporcional dentro de cada categoria comercial (ARAGÃO; CINTRA; SILVA, 2004).

Tendo em vista a longa duração das viagens, os dados de esforço e captura registrados para cada viagem foram posteriormente redistribuídos ao longo dos meses, de forma a refletir de forma mais apropriada o período de captura. Nos anos em que se dispunha dos dados de saída e chegada da embarcação, o procedimento consistiu simplesmente em estimar a captura obtida em cada mês a partir da captura por unidade de esforço média (cpue) da viagem e do número de dias de operação do barco mês a mês.

Porém, em alguns anos não haviam dados de saída e chegada da embarcação, somente o mês em que ocorreu o desembarque. No entanto, a partir do procedimento de redistribuição para os anos em que os dados eram completos, verificou-se que havia uma repetição do padrão de distribuição do esforço e captura para a frota como um todo, ao longo dos meses do ano, conforme a tabela 2.1.

*Tabela 2.1 – Proporção mensal de distribuição do esforço de pesca e captura nas pescarias de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica.*

Meses	Proporção mensal		
	1o Mes	2o Mês	Demais meses
1o Mês	1.00	0.44	0.07
2o Mês		0.56	0.52
Demais meses			0.41

Assim, se considerou que os dados de captura e esforço registrados para o primeiro mês de operação da frota correspondem a 100% do que foi capturado naquele mês. Os dados registrados para o segundo mês de operação correspondiam a 56% de capturas realizadas no mês e a 44% de capturas no primeiro mês. Os dados de captura e esforço registrado para os demais meses corresponderam a 41% de capturas realizadas no próprio mês, a 52% de capturas realizadas no mês anterior e a 7% de capturas realizadas no mês anterior ao anterior. Este padrão foi então utilizado para redistribuir o esforço e captura para alguns anos em que não se dispunha dos dados de saída e chegada da embarcação. Embora este procedimento

pareça um pouco empírico, acredita-se que seja mais coerente que alocar a captura total no mês que ocorreu cada desembarque.

f) Dinâmica da frota

Mapas mensais que mostram as áreas de concentração das atividades da frota industrial de arrasto, para o ano de 2010, foram obtidos junto ao Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA). Os mapas são gerados a partir dos dados obtidos pelo Programa de Rastreamento de Embarcações de Pesca por Sensoriamento Remoto (PREPS), executado por aquele Ministério, e serão comparados com a distribuição espacial dos tamanhos individuais do camarão rosa na área de pesca.

g) Dados de exportação do Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio (MDIC/Aliceweb)

No sistema de informações sobre exportações brasileiras, desenvolvido pela Secretaria de Comércio Exterior (SECEX), do Ministério do Desenvolvimento Indústria e Comércio (MDIC), denominado Aliceweb, encontram-se as exportações mensais de camarões por tipo de produto, por estado de origem e porto de origem e destino (<http://alicesweb.desenvolvimento.gov.br/>). As exportações de camarão rosa (*F. subtilis*) são realizadas pelos portos de Belém e Fortaleza e até 2006 estes dados correspondiam a todo o camarão processado nas empresas e foram utilizados para ajustes da produção total nos anos em que a cobertura dos dados foi parcial.

h) Dados hidrológicos do Sistema de Informações da Agência Nacional de Águas (ANA)

Os dados hidrológicos utilizados nas análises foram descarga média mensal do rio Amazonas e descarga média mensal do rio Gurupí, em metros cúbicos por segundo, bem como a precipitação pluviométrica mensal na costa Nordeste do estado do Pará. Estes dados estão disponíveis na base de dados sistema de informações hidrológicas (HidroWeb), sob a responsabilidade da Agência Nacional de Águas (ANA) e podem ser obtidos no site <http://hidroweb.ana.gov.br/>.

Os dados de vazão do rio Amazonas foram medidos na estação hidrológica de Óbidos-Linigrafo, no município Óbidos, e a vazão do rio Gurupí na estação de Alto Bonito, no município de Viseu, ambos no estado do Pará. A precipitação pluviométrica média foi estimada com base em valores mensais medidos em várias estações na região nordeste do Pará.

i) Dados oceanográficos do sistema de informações da Agência Aero-espacial Americana (NASA-USA)

Dados oceanográficos, incluindo temperatura média da superfície do oceano em toda a área de ocorrência e captura do camarão rosa (*F. subtilis*) e o índice multivariado das fases dos eventos El Niño e La Niña (Multivariate ENSO index – MEI), foram obtidos na base de dados da Agência Aero-Espacial Americana (NASA) estando disponíveis nos sites:

<http://poet.jpl.nasa.gov/> e <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/>.

2.2 Sistematização e processamento dos dados

Cada capítulo deste trabalho utiliza uma metodologia específica para o tipo de análise que é realizada, estando devidamente descritas em cada seção. Mas, de uma forma geral, os dados das amostras foram agrupados considerando sexos separados e analisados numa escala de tempo mensal e anual, levando-se em conta, também, a distribuição espacial e batimétrica, quando era o caso.

Os dados das amostras foram sistematizados e digitados em planilhas eletrônicas, utilizando-se o software livre “OpenOffice” e, a partir daí, a manipulação e aplicação dos modelos de avaliação de estoques e testes estatísticos para cada tipo de análise foi conduzida por meio da citada ferramenta e do software livre denominado “R” (R Development Core Team, 2010), disponível no site:

<http://cran.r-project.org/web/packages/nlrwr/index.html>.

3. COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE TAMANHOS

3.1 Introdução

A descrição do ciclo de vida dos peneídeos indica que, em geral, estas espécies ocupam diferentes ambientes ao longo das diversas fases de sua existência, realizando migrações no sentido do oceano para a costa, nas fases iniciais de vida, e da costa para o oceano na fase juvenil avançada, o que resulta numa estratificação da distribuição espacial e temporal de tamanhos (GARCIA, 1985b, 1988; GILLET, 2008).

Embora não existam estudos mais conclusivos, baseados, por exemplo, em trabalhos de marcação, evidências relativas aos tamanhos capturados nas diferentes latitudes, na plataforma continental amazônica brasileira, indicam que este comportamento se aplica ao camarão rosa (*F. subtilis*), conforme será demonstrado na análise a seguir, que objetiva caracterizar a distribuição sazonal, espacial e batimétrica dos tamanhos.

3.2 Material e métodos

Na presente análise, foram utilizados os dados das amostras obtidas a bordo da frota industrial, durante o período de 2004 a 2005, bem como das amostras realizadas nos estuários do Nordeste paraense, no período de 1997 a 2005. Na maioria dos anos, tanto nas pescarias industriais como nas pescarias no estuário, a coleta das amostras não foi conduzida de forma regular e não se dispõe de amostras para todos os meses do ano, em todas as subáreas e municípios, durante os períodos considerados. Por este motivo, algumas análises foram realizadas com os dados de todos os anos agrupados numa base mensal.

Os dados de comprimento dos indivíduos obtidos nas amostras da pesca industrial de todo o período foram agrupados numa base mensal, considerando sexo e mês de captura. Determinou-se o tamanho mínimo, máximo e médio mensal para fêmeas e machos, considerando apenas as duas subáreas de pesca principais, Amazonas e

Amapá. Em seguida o mesmo procedimento foi adotado considerando as latitudes e diferentes faixas de profundidade. A área do Maranhão não foi incluída nas análises devido a pouca representatividade das amostras e, também, à separação de áreas evidenciada pela Figura 1.1, Capítulo 1, que pode ser um indicativo de estoques diferentes. Além do mais, esta área não sendo frequentada, atualmente, pela frota industrial.

Os dados de comprimento dos exemplares procedentes das amostras obtidas no estuário para todo o período foram, também, agrupados numa base mensal, considerando sexo e mês de realização da amostra. Determinou-se o tamanho mínimo, máximo e médio mensal para fêmeas e machos, nas amostras obtidas nos três municípios onde foram realizadas as pescarias experimentais.

3.3 Resultados

Distribuição espaço temporal na área oceânica

Durante o período coberto pelas amostras a bordo da frota industrial, de 2000 a 2004, foram monitorados 1.826 arrastos (Tabela 3.1), nas duas áreas de pesca principais, Amazonas e Amapá, com duração média de 4,7 horas, desde o momento de lançamento da rede até seu recolhimento, totalizando 7.940,6 horas de pesca.

Tabela 3.1 - Número e duração em horas dos arrastos amostrados na pesca industrial F. subtilis na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.

Subárea	Arrasto (*)	Jan	Feb	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total	%
Maranhao	No. de Arrastos	21											33	54	3%
	Duração total	21,0											33,0	54,0	1%
	Duração média	1,0											1,0		
Amazonas	No. de Arrastos	47	61	179	164	162	98	115	97	42	85	39	41	1130	62%
	Duração total	47,0	280,5	770,9	743,7	746,4	456,4	541,7	478,0	212,1	407,8	185,0	41,0	4910,5	62%
	Duração média	1,0	4,6	4,3	4,5	4,6	4,7	4,7	4,9	5,0	4,8		1,0	4,6	
Amapá	No. de Arrastos			22	5	50	55	190	78	185	34		23	642	35%
	Duração total			92,8	18,5	207,6	242,2	830,1	386,0	989,0	187,0		23,0	2976,1	37%
	Duração média			4,2	3,7	4,2	4,4	4,4	4,9	5,3	5,5		1,0	4,8	
Total	No. de Arrastos	68	61	201	169	212	153	305	175	227	119	39	97	1826	
	Duração total	68,0	280,5	863,6	762,2	954,0	698,6	1371,8	864,0	1201,1	594,8	185,0	97,0	7940,6	100%
	Duração média	1,0	4,6	4,3	4,5	4,5	4,6	4,5	4,9	5,3	5,0		1,0	4,7	

(*) Os arrastos nos meses de janeiro e dezembro foram conduzidos com rede de sondagem ("try-net") e não foram incluídos na estimativa da duração média geral.

A maioria dos arrastos monitorados foi realizada na subárea do Amazonas, correspondendo a 62% do número total de arrastos e, também, de horas arrastadas. Na área do Amapá, o número de arrastos correspondeu a 35% e o número de horas a 37% do total. Apenas 3% dos arrastos monitorados foram realizados na área do Maranhão, representando somente 1% do total de horas.

Um número total de 293.367 indivíduos foi amostrado, sendo 178.230 fêmeas e 115.137 machos (Tabela 3.2). Na subárea do Amazonas foram amostrados 186.554 indivíduos e na subárea do Amapá 104.829 indivíduos. Na subárea do Maranhão apenas 1.984 indivíduos foram amostrados, e somente nos meses de janeiro e dezembro de 2000.

Tabela 3.2 - Número de exemplares amostrados por subárea e por sexo na pesca industrial de F. subtilis na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.

Subarea	Sexo	Jan	Feb	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total
Maranhao	Fêmeas	140											980	1120
	Machos	165											699	864
	Total	305											1679	1984
Amazonas	Fêmeas	2468	6465	17010	17789	16765	10630	11653	9726	4194	9914	4177	885	111676
	Machos	1726	3683	11922	10825	12020	7174	8487	6696	2620	6481	2362	882	74878
	Total	4194	10148	28932	28614	28785	17804	20140	16422	6814	16395	6539	1767	186554
Amapa	Fêmeas			2740	690	5016	7584	20026	7812	17668	3850		48	65434
	Machos			756	206	2888	3516	11604	5626	12313	2465		21	39395
	Total			3496	896	7904	11100	31630	13438	29981	6315		69	104829
Total	Fêmeas	2608	6465	19750	18479	21781	18214	31679	17538	21862	13764	4177	1913	178230
	Machos	1891	3683	12678	11031	14908	10690	20091	12322	14933	8946	2362	1602	115137
	Total	4499	10148	32428	29510	36689	28904	51770	29860	36795	22710	6539	3515	293367

Os tamanhos dos camarões capturados pela pesca industrial variaram de 35 mm a 231 mm (Tabela 3.3). O tamanho mínimo das fêmeas foi de 40 mm, observado no mês de julho na subárea do Amazonas, e o tamanho máximo foi de 231 mm, observado em agosto na subárea do Amapá. O tamanho mínimo dos machos foi de 35 mm, observado no mês de maio, na subárea do Amazonas e o tamanho máximo foi de 205 mm, observado em julho na subárea do Amapá. Na área do Amazonas, sempre se encontram os menores tamanhos e há uma tendência de se encontrar tamanhos pequenos de fêmeas e machos ao longo de todo o ano, oscilando em torno de 55 mm e 50 mm respectivamente.

Tabela 3.3 - Tamanhos mínimos, máximos (mm) do F. subtilis capturado na pesca industrial na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.

Subarea	Sexo	Jan	Feb	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total
<i>Tamanho mínimo (mm)</i>														
Amazonas	Fêmeas	58	78	58	49	58	65	40	47	64	50	42	66	40
	Macho	47	77	62	40	35	40	69	52	72	48	43	50	35
Amapa	Fêmeas			77	74	63	88	55	57	54	71		78	54
	Macho			67	68	65	63	61	47	68	85		93	47
<i>Tamanho máximo (mm)</i>														
Amazonas	Fêmeas	176	182	200	205	204	204	210	218	191	190	170	173	218
	Macho	144	181	196	163	169	170	186	174	150	161	134	158	196
Amapa	Fêmeas			186	189	200	210	218	231	227	228	0	196	231
	Macho			158	160	157	168	205	198	204	189	0	136	205

Na área como um todo, a tendência dos tamanhos médios é se tornarem maiores até o mês de julho, atingindo 138 mm, com uma queda em agosto, mas logo voltando a subir em setembro, mantendo em seguida uma tendência decrescente até novembro. O aumento do tamanho médio em setembro é reflexo da maior intensidade de pesca em latitudes mais ao norte (Figura 3.1).

Figura 3.1 - Tamanho médio mensal do F. subtilis capturado na pesca industrial na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.

Na subárea do Amazonas os tamanhos médios tendem a aumentar do fim do ano anterior, até meados do ano seguinte, atingindo o maior valor em julho (132 mm). Em agosto os tamanhos começam a diminuir e em outubro/novembro atingem os

menores valores (105 mm). Na subárea do Amapá, os tamanhos médios aumentam até junho/julho (145 mm e 142 mm) e se mantêm entre 133 e 140 mm nos meses seguintes. Os menores valores na subárea do Amapá são observados em março e abril (127 mm).

O tamanho médio para toda a área e sexos agrupados foi de 129 mm, sendo o menor tamanho médio (105 mm) observado no mês de novembro e o maior (138 mm) no mês de julho (Tabela 3.4). Para as fêmeas o tamanho médio em toda a área foi de 137 mm, sendo o menor tamanho médio (107 mm) observado no mês de novembro e o maior (148 mm) observado no mês de julho. O comprimento médio dos machos foi de 117 mm, sendo o menor tamanho médio observado no mês de novembro (105 mm) e o maior no mês de julho (124 mm).

Tabela 3.4 - Tamanho médio mensal do F. subtilis capturado na pesca industrial na plataforma continental amazônica, por subárea, de 2000 a 2004.

Subarea	Sex	Jan	Feb	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total
Amazonas	Fêmeas	129	132	131	136	135	134	142	132	124	108	107	123	131
	Macho	114	114	115	116	116	114	118	111	108	99	100	107	113
	Agrupados	123	126	124	128	127	126	132	123	118	105	105	115	124
Amapá	Fêmeas			130	131	142	152	151	144	146	150		140	147
	Macho			115	113	121	129	128	124	125	124		118	125
	Agrupados			127	127	135	145	142	136	137	140		133	139
Total	Fêmeas	129	132	131	136	137	142	148	137	142	120	107	119	137
	Macho	114	114	115	116	117	118	124	117	122	106	100	105	117
	Agrupados	123	126	125	128	129	133	138	129	134	115	105	113	129

O tamanho médio na subárea do Amazonas para os sexos agrupados foi de 124 mm, sendo o menor tamanho (em torno de 105 mm) observado nos meses de outubro e novembro enquanto o maior tamanho (132 mm) foi observado no mês de julho. O tamanho médio das fêmeas nesta área foi de 131 mm, com o menor tamanho (em torno de 107 mm) observado nos meses de outubro e novembro e o maior (142 mm) no mês de julho. Para os machos o tamanho médio foi de 113 mm, com os menores tamanhos médios (em torno de 99 mm) observados nos meses de outubro a novembro e o maior tamanho médio (118 mm) no mês de julho.

O tamanho médio na subárea do Amapá, para os sexos agrupados, foi de 139 mm, sendo o menor tamanho (em torno de 127 mm) observado nos meses de março a

abril e o maior tamanho médio (145 mm) no mês de julho. O tamanho médio das fêmeas nesta área foi de 147 mm, com o menor tamanho (em torno de 130 mm) observado nos meses de março a abril e o maior (em torno de 152 mm) nos meses de junho e julho. Para os machos o tamanho médio foi de 125 mm, com os menores tamanhos médios (em torno de 115 mm) observados nos meses de março a abril e o maior tamanho médio (129 mm) observado no mês de julho.

Os dados mostram que a distribuição dos tamanhos médios do *F. subtilis* na plataforma continental amazônica apresenta clara estratificação temporal e espacial. A estratificação temporal fica evidenciada com a variação dos tamanhos médios, tanto para machos como para fêmeas, ao longo dos meses do ano. A estratificação na distribuição espacial de tamanhos, considerando os sexos agrupados, fica evidenciada com base nos dados da Tabela 3.5, onde se apresenta um resumo da tendência geral de distribuição dos tamanhos por latitude e por faixa de profundidade.

Tabela 3.5- Tamanho médio (mm) do F. subtilis, por latitude e faixa de profundidade, na pesca industrial na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004

Sexo	Faixa Profund.	Latitude					Total
		00°N	01°N	02°N	03°N	04°N	
Fêmeas	<40	126	134	142	148	145	136
	40-60	123	127	139	147	142	130
	60-80		124	151	147	149	148
	>80				147	150	149
	Total	124	128	141	147	148	136
Machos	<40	111	113	118	127	123	115
	40-60	109	111	119	124	122	113
	60-80		111	114	126	125	125
	>80				126	129	128
	Total	110	111	118	125	125	117
Agrupados	<40	119	126	132	141	138	127
	40-60	117	120	131	139	136	124
	60-80		119	138	139	139	139
	>80				138	140	139
	Total	118	122	132	139	139	128

Os menores tamanhos médios são encontrados na latitude de 00°N, em profundidades abaixo de 60 metros, sendo a média geral 117 mm. O tamanho médio das fêmeas foi 123 mm e dos machos 109 mm. Os maiores indivíduos são

encontrados em profundidades acima de 80 metros e na latitude de 04°N, onde o tamanho médio geral é de 139 mm, sendo de 148 mm para fêmeas e 129 mm para machos. A Figura 3.2 ilustra o evidente aumento de tamanhos nas latitudes mais ao Norte e também em função do aumento da profundidade (Figura 3.2).

Figura 3.2 – Variação dos tamanhos do F. subtilis, por faixa de profundidade e latitude, capturado nas pescarias industriais na plataforma continental amazônica.

Deve-se notar que as subáreas do Amazonas e Amapá correspondem a diferentes faixas de latitude Norte. Como foi dito antes, a subárea do Amazonas compreende as latitudes 00°N 01°N e 02°N, mais próxima à foz do Amazonas, enquanto a subárea do Amapá fica mais ao Norte, compreendendo as latitudes 03°N e 04°N, onde os pesqueiros são mais profundos. Podemos concluir que a distribuição espacial e temporal dos tamanhos é um indicativo do crescimento dos indivíduos ao longo do ano e do gradativo deslocamento da população adulta em direção a áreas mais profundas e mais ao Norte.

A Figura 3.3 mostra a dinâmica da frota ao longo dos meses do ano de 2010. O gradativo deslocamento da concentração das atividades da frota na área, com o

passar dos meses, indicada pela cor vermelha, pode ser tomado como evidencia da movimentação do camarão rosa (*F. subtilis*) em direção às áreas mais ao norte.

Figura 3.3 – Distribuição espaço-temporal da frota de arrasto atuando na captura de *F. subtilis*, no ano de 2010, na plataforma continental amazônica (Fonte: MPA).

Distribuição espaço temporal nos estuários

Nos estuários foram realizadas 329 operações de pesca exploratória totalizando 308,1 horas de operação, com uma média de 0,9 horas por operação. O número de operações está distribuído de forma bastante equilibrada entre os municípios onde foram realizadas, uma vez que, como regra, ao final de cada mês era feita uma operação em cada local, procurando-se amostrar um número aproximadamente igual de exemplares (Tabela 3.6).

Tabela 3.6 - Número e duração (horas) dos arrastos mensais amostrados nos estuários do Nordeste do estado do Pará, de 2000 a 2004.

Município	Arrastos	Jan	Feb	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total	%
Bragança	Número	8	6	9	9	9	9	9	11	9	10	9	8	106	32,2%
	Duração total	11,0	5,8	11,2	9,8	7,0	8,9	10,3	11,9	8,0	11,3	10,7	11,4	117,3	38,1%
	Duração média	1,4	1,0	1,2	1,1	0,8	1,0	1,1	1,1	0,9	1,1	1,2	1,4	1,1	
Salinas	Número	7	7	8	11	9	8	9	11	9	10	9	8	106	32,2%
	Duração total	7,0	5,7	6,3	9,3	8,8	6,2	9,5	9,8	7,9	10,3	11,5	10,2	102,6	33,3%
	Duração média	1,0	0,8	0,8	0,8	1,0	0,8	1,1	0,9	0,9	1,0	1,3	1,3	0,9	
Vigia	Número	9	7	4	4	6	10	13	15	12	14	13	10	117	35,6%
	Duração total	7,2	6,1	2,4	4,1	4,7	6,3	10,2	9,9	6,6	9,1	10,6	10,9	88,2	28,6%
	Duração média	0,8	0,9	0,6	1,0	0,8	0,6	0,8	0,7	0,6	0,6	0,8	1,1		
Total	Número	24	20	21	24	24	27	31	37	30	34	31	26	329	100,0%
	Duração total	25	18	20	23	20	21	30	32	22	31	33	33	308,1	
	Duração média	1,0	1,1	1,1	1,0	1,2	1,3	1,0	1,2	1,3	1,1	0,9	0,8	0,9	

Foram capturados e amostrados 80.169 indivíduos, durante todo o período considerado (1997 a 2005), sendo 44.187 fêmeas e 35.982 machos, com uma média anual de 6.681 indivíduos e média mensal de 557 indivíduos (Tabela 3.7).

Tabela 3.7 - Número de exemplares de F. subtilis amostrados, por local e por sexo, nos estuários do Nordeste do estado do Pará, de 1997 a 2005.

Local	Sex	Jan	Feb	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total
Bragança	Femea	666	843	799	669	1125	1148	1503	1109	1665	1422	693	832	12474
	Macho	605	693	562	593	730	843	1037	1223	1146	945	463	649	9489
Salinas	Femea	1172	1969	1957	2017	2028	936	1583	1224	1201	1173	687	1194	17141
	Macho	917	1801	1406	1690	1627	808	1208	985	1237	1048	555	840	14122
Vigia	Femea	951	171	132		32	756	2245	1529	1728	2502	2727	1799	14572
	Macho	790	119	102		21	439	1826	1433	1539	2171	2224	1707	12371
Total	Femea	2,789	2,983	2,888	2,686	3,185	2,840	5,331	3,862	4,594	5,097	4,107	3,825	44,187
	Macho	2,312	2,613	2,070	2,283	2,378	2,090	4,071	3,641	3,922	4,164	3,242	3,196	35,982

O tamanho dos camarões capturados no estuário variou de um mínimo de 18 mm a um máximo de 143 mm (Tabela 3.8). O menor tamanho de fêmeas foi de 18 mm, observado no mês de maio em Salinópolis, e o maior tamanho foi de 143 mm,

observado no mês fevereiro no município de Bragança. O menor tamanho de machos foi de 19 mm, observado no mês de junho em Salinópolis e o maior tamanho foi de 142 mm, observado no mês de dezembro, também em Salinópolis.

Em relação a tamanhos máximos e mínimos, em função da localidade, deve-se notar que no município de Salinópolis, o mais próximo da linha da costa, se observa a maior faixa de variação dos tamanhos máximos, entre 107-142 mm para fêmeas e entre 83-143 mm para machos. A menor faixa de variação de tamanhos máximos é observada no município de Vigia, o mais distante da linha da costa, entre 66-117 mm para fêmeas e entre 68-125 mm para machos.

Tabela 3.8 - Tamanhos mínimo e máximo (mm) do F. subtilis capturado nos estuários do Nordeste do estado do Pará no período de 1997 a 2005.

Local	Sexo	Jan	Feb	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Total
<i>Minimum size (mm)</i>														
Salinas	Fêmeas	19	21	23	24	18	23	22	26	21	25	25	22	18
	Machos	22	22	30	19	25	19	25	23	23	25	24	30	19
Bragança	Fêmeas	30	22	20	21	30	20	20	24	25	21	27	27	20
	Machos	25	30	31	22	28	32	27	27	28	30	31	29	22
Vigia	Fêmeas	32	34	40		35	25	25	20	19	24	25	22	19
	Machos	33	26	45		39	19	23	20	21	20	22	27	19
<i>Maximum size (mm)</i>														
Salinas	Fêmeas	113	128	107	118	135	132	128	120	122	120	142	131	142
	Machos	109	115	88	100	118	112	111	129	110	122	118	142	142
Bragança	Fêmeas	112	120	126	83	105	105	100	133	125	128	138	143	143
	Machos	108	99	85	78	93	95	88	129	120	111	119	118	129
Vigia	Fêmeas	104	87	102		66	116	114	106	117	102	99	98	117
	Machos	102	88	88		68	97	106	102	110	125	97	108	125

Ao longo dos meses do ano, ao se levar em conta os três municípios, há evidente de variação do tamanho médio dos juvenis no estuário, sem uma tendência muito definida. Quando se considera, porém, apenas Salinópolis e Bragança, os municípios mais próximos da linha da costa, verifica-se com mais clareza que o tamanho médio começa a crescer a partir de março e maiores comprimentos médios são observados em todos os meses a partir de maio (Figura 3.3).

Figura 3.3 - Tamanho médio mensal (mm) do F. subtilis capturado nos estuários do nordeste do estado do Pará, de 1997 a 2005.

Embora o assentamento de pós-larvas no estuário ocorra continuamente ao longo do ano, acredita-se que vai se intensificando a partir de março, com a chegada daquelas oriundas dos indivíduos que amadureceram e desovaram mais cedo. Como os juvenis residentes no estuário, à medida que crescem, vão ficando mais vulneráveis ao arrasto, o tamanho médio nas capturas neste ambiente vai aumentando com o passar dos meses. A partir de maio/junho, os maiores tamanhos começam a ser atingidos, pois os indivíduos provenientes do assentamento das pós-larvas, oriundas do início do período mais intenso de reprodução, já teriam crescido o suficiente, aumentando a quantidade de juvenis de maior porte vulneráveis ao arrasto.

3.4 Discussão

O período de tempo relativamente longo de coleta das amostras a bordo da frota industrial, bem como no estuário, e o considerável tamanho das amostras, permite concluir que os tamanhos mínimos, máximos e médios encontrados são representativos da população no ambiente natural. Os resultados confirmam que as fêmeas crescem até tamanhos maiores que os machos, sendo uma conclusão

comumente reportada para peneídeos por outros autores (GARCIA; LERESTE, 1981; LÓPEZ-MARTÍNEZ, 2003, LEITE; PETRERE, 2006).

A estratificação de tamanhos por latitude e/ou subárea, por faixa de profundidade, bem como os menores tamanhos encontrados nos estuários, são evidências claras da semelhança do ciclo de vida *F. subtilis*, com o de outros peneídeos, em outras regiões do mundo. Indivíduos adultos são encontrados em alto mar e juvenis nas regiões costeiras, evidenciando os movimentos migratórios dos juvenis para o oceano e das fases jovens em direção às áreas costeiras (CASCORBI, 2004; GILLET, 2008). Os menores tamanhos, observados no começo do ano, na subárea do Amapá, e o aumento gradativo do tamanho ao longo dos meses evidenciam que, à medida que os camarões vão crescendo, a migração para esta subárea vai se intensificando.

Por outro lado, a evolução dos tamanhos ao longo dos meses do ano, com os menores tamanhos médios verificados no último trimestre do ano, indica que o período de maior intensidade de migração do estuário para o mar se inicia em setembro/outubro, continuando por alguns meses seguintes. Um período de maior intensidade de reprodução tem sido reportado por vários autores, seguido da migração e residência no estuário e depois o retorno para o alto mar (PÉREZ-FARFANTE, 1969, LARSON; AVYLE; BOZEMAN, 1989, DALL et al. 1990)

A presença de juvenis no estuário, ao longo de todo ano, revela o caráter contínuo da reprodução, mas a evolução dos tamanhos, com maiores tamanhos médios no final da primeira e na segunda metade do ano, sugere que este é o período de maior abundância de juvenis de maior porte residindo no estuário, período em que estariam na fase de preparação para iniciar a migração para áreas oceânicas.

3.5 Conclusões

✓ As faixas de tamanhos máximos são maiores na localidade de Salinópolis, que fica mais próxima do litoral, principalmente no final da primeira e na segunda metade do ano quando, provavelmente, é mais intensa a migração para o alto mar;

- ✓ A estratificação espacial, evidenciada por maiores tamanhos em latitudes mais ao Norte e em maiores profundidade, e pela ocorrência de menores tamanhos no estuário, demonstra a migração das fases iniciais de vida do oceano para a costa e a migração dos juvenis da costa para oceano;
- ✓ A estratificação temporal dos tamanhos no oceano e no estuário sugere que o período de residência dos juvenis no estuário é mais marcado a partir do final da primeira metade do ano e o período de migração mais intensa para o oceano ocorre na segunda metade do ano.

4. RELAÇÕES BIOMÉTRICAS

4.1 Introdução

Estabelecer relações entre as variáveis biométricas permite verificar diferenças morfométricas entre espécies e dimorfismo sexual em uma mesma espécie. Em algumas pescarias são também de fundamental importância para trabalhos de avaliação de estoques e outros estudos que envolvem composição das capturas por tamanho. Muitas vezes, determinadas medidas fundamentais não podem ser obtidas por ocasião dos desembarques, tendo que ser estimadas a partir da conversão de outras. No caso da pesca industrial do camarão rosa (*F. subtilis*) na plataforma continental amazônica, por exemplo, os exemplares capturados são, em geral, descabeçados no mar e desembarcados na forma de “cauda” (abdômen), não sendo possível tomar em terra medidas como comprimento total e comprimento de cefalotórax.

Alguns autores já apresentaram equações descrevendo relações entre algumas variáveis biométricas do camarão rosa (*F. subtilis*), para a costa norte do Brasil e costa nordeste da América do Sul, respectivamente, com base em dados anuais agrupados (BARBOSA; ROCHA, 1977, DRAGOVICH; JONES; BOUCHER, 1980). As amostras utilizadas nas citadas análises eram, no entanto, relativamente pequenas e apresentavam faixas de comprimento limitadas. Por outro lado, as medições, principalmente de peso, eram possivelmente bem menos acuradas que aquelas obtidas hoje, com equipamentos de maior precisão.

Portanto, considerando-se a quantidade de amostras disponíveis no Laboratório de Crustáceos do CEPNOR, bem como a qualidade dos dados biométricos ali existentes, foram recalculadas algumas das relações estimadas pelos citados autores, com o objetivo de rever e refinar as estimativas dos parâmetros, bem como calculadas outras, ainda não disponíveis, tendo em vista a necessidade de relações confiáveis para se utilizar na secção de avaliação de estoque do presente trabalho.

4.2 Material e métodos

Para cálculo das relações biométricas foram utilizados os dados das amostras obtidas nos cruzeiros de prospecção realizadas na plataforma continental amazônica brasileira pelo navio de pesquisa Almirante Paulo Moreira, pertencente ao IBAMA/CEPNOR, no período de 1996 a 1998. As medidas compreendem o comprimento total, o comprimento do abdômen, o peso total e o peso do abdômen.

Antes de se proceder ao ajuste das regressões foi realizada uma análise exploratória nos dados em busca de erros grosseiros ou equívocos de digitação. Isto pôde ser feito com certa facilidade, por meio de gráficos de dispersão para cada par de medidas cuja relação seria determinada e da comparação simultânea das quatro medidas tomadas. Por meio deste processo foi possível identificar, corrigir e excluir observações claramente inconsistentes, atribuídas a erros de mensuração e, na maioria dos casos, evidentes equívocos de digitação. Concluído o processo, estimaram-se estatísticas descritivas, incluindo média, valores máximos e valores mínimos para as variáveis de cada sexo e respectivos desvios padrão.

As relações consideradas no presente trabalho foram: peso total *versus* comprimento total; peso de cauda *versus* comprimento de cauda; peso total *versus* peso de cauda; e comprimento total *versus* comprimento de cauda. Para efeito de estimação, foram consideradas as amostras mensais e, também, as amostras agrupadas para todo o período da coleta dos dados, uma vez que não houve regularidade de coleta durante todos os meses nos três anos de realização da pesquisa. Além disso, algumas amostras mensais apresentavam pequeno número de indivíduos, não sendo recomendável utilizá-las para estimar os coeficientes das regressões.

Os pressupostos da análise de regressão, ou seja, o padrão de normalidade da distribuição dos resíduos, a homogeneidade de variâncias e a independência dos dados, foram validados por meio de gráficos de resíduos e resíduos padronizados *versus* valores previstos e por meio de gráficos de probabilidades normais (RAGONESE et al., 1997, CRAWLER, 2007, OGLE, 2009).

O ajuste não linear das relações peso total *versus* comprimento total e peso de cauda *versus* comprimento de cauda foi feito por meio da função potência $W = aL^b e^\varepsilon$, onde a e b são constantes e ε é o termo aleatório (RICKER, 1975; SAMPSON, 2008; OGLE, 2009). As relações comprimento total *versus* comprimento de cauda e peso total *versus* peso de cauda são descritas por uma função linear do tipo $y = a + bx$ e o ajuste foi feito por meio do modelo de regressão linear simples.

Os modelos utilizados para cálculo das relações foram:

- Relação peso total *versus* comprimento total: $Wt = aLt^b e^\varepsilon$
- Relação peso de cauda *versus* comprimento de cauda: $Wc = aLc^b e^\varepsilon$
- Relação peso total *versus* peso de cauda: $Wt = a + bWc + \varepsilon$
- Relação comprimento total *versus* comprimento de cauda: $Lt = a + Lc + \varepsilon$

A estimação dos parâmetros das regressões para o modelo potência foi feita utilizando-se a técnica de regressão não linear, uma vez que a função que as descreve é não linear em relação ao parâmetro b . O melhor ajuste dos dados à curva é obtido minimizando-se a soma dos quadrados dos resíduos (SQR) em relação aos parâmetros (β):

$$SQR(\beta) = \sum_{i=1}^n [y_i - f(x_i, \beta)]^2$$

Diferentemente da regressão linear, para se obter a minimização da soma dos quadrados (SQR) e a consequente estimação dos parâmetros são necessários métodos numéricos iterativos de otimização. Uma vez estimados os parâmetros (β), a variância residual estimada é dada por $s^2 = \frac{SQR}{n-p}$, onde n é o número de observações e p o número de parâmetros (FOX, 2002).

Como é comum em relações que envolvem medidas de peso e comprimento, a variância da variável resposta (peso) aumenta à medida que crescem os valores da variável explanatória (comprimento), ou seja, a variância é heterocedástica. Também, nem sempre os resíduos são normalmente distribuídos. Estes problemas

foram remediados aplicando-se uma transformação a ambos os lados da equação, o que preserva a relação original entre as variáveis (RITZ; STREIBIG, 2008):

$$y = f(x, \beta) \quad h(y) = h(f(x, \beta))$$

No caso da relação peso *versus* comprimento, por exemplo, teríamos:

$$W_t = a(L_t)^b \quad W_t = f[L_t, (a, b)] \quad hf[L_t, (a, b)] = h[a(L_t)^b] + \varepsilon$$

Para se determinar a melhor transformação a ser aplicada aos dois lados da equação foi utilizado o método Box-Cox (SOKAL; ROHLF, 1995; RITZ; STREIBIG, 2008) definido da seguinte maneira:

$$h_\lambda(y) = \begin{cases} \frac{y^\lambda - 1}{\lambda} & \lambda \neq 0 \\ \log(y) & \lambda = 0 \end{cases}$$

O método permite que se encontre o parâmetro da transformação potência (λ) que maximiza a verossimilhança ("likelihood"), quando um conjunto determinado de variáveis explanatórias é ajustado a $\frac{y^\lambda - 1}{\lambda}$ como variável resposta. Quando λ é igual a zero, obtém-se a transformação logarítmica. Nem sempre o procedimento funciona, sendo necessária nova avaliação da normalidade dos resíduos após a transformação (RITZ; STREIBIG, 2008).

O processo de transformação Box-Cox e ajuste das regressões foram realizados com a função `nls()` do *software* livre *R*, que utiliza o algoritmo de Gauss-Newton para estimar os parâmetros que minimizam *SQR* e oferecem o melhor ajuste, e com a função `boxcox.nls()` do pacote estatístico denominado *nlrwr* (RITZ; STREIBIG, 2008), também integrante do *R*.

O procedimento se inicia com um ajuste preliminar por meio da função `nls()`. A seguir o "objeto" gerado por ela é usado como entrada na função `boxcox.nls()`, que estima o parâmetro λ , bem como os parâmetros β da relação, maximizando o perfil da verossimilhança logaritmizado ("log likelihood"). Somente o "objeto" resultante da função `nls()` precisa ser fornecido à função `boxcox.nls()`. A estimativa do parâmetro

λ foi obtida por meio da regressão calculada para os dados com os sexos agrupados e o mesmo valor utilizado para o cálculo da regressão das fêmeas e machos separados, de forma que as curvas pudessem ser comparadas.

Uma vez que a função $nls()$ está fundamentada em processos iterativos, ela requer valores iniciais para proceder a estimação dos parâmetros. Estes valores foram obtidos por meio do ajuste linear tradicional, com transformação logarítmica, e alimentaram a função por ocasião do ajuste preliminar. No passo seguinte, conforme já foi dito, as estimativas finais dos parâmetros foram obtidas com a função $boxcox.nls()$ e os resíduos reavaliados graficamente. Foram então elaborados gráficos dos dados brutos sobrepostos pelas curvas ajustadas.

No caso da relação peso total *versus* peso de cauda, embora o modelo utilizado tenha sido linear ($W_t = a + bW_c + \varepsilon$), os cálculos foram feitos utilizando-se também a função $nls()$, uma vez que os dados apresentam variância heterocedástica, com resíduos no formato típico de corneta.

Diferenças entre as curvas mensais, não foram avaliadas devido à variação nas faixas de comprimento mensais das amostras, seja devido ao crescimento do camarão, seja devido aos diferentes tamanhos de amostras. Nos meses correspondentes ao início do ano os tamanhos menores tendem a predominar nas amostras. Isso já seria suficiente para a obtenção de curvas diferentes entre os meses. Ressalte-se ainda que, em alguns meses, o pequeno tamanho das amostras não permite o cálculo de coeficientes consistentes para as curvas.

Diferenças entre as curvas para os dados de machos e fêmeas agrupados, para todo o período, no entanto, foram avaliadas por meio da “análise da soma dos quadrados dos resíduos (ARSS)”. Este teste foi aplicado por meio dos seguintes procedimentos (HADDON, 2011):

- Para cada conjunto de dados i , ajusta-se uma curva e calcula-se a soma dos quadrados dos resíduos (RSS_i) e os graus de liberdade associados GL_i ;
- Os RSS_i e os GL_i resultantes para cada curva são adicionados obtendo-se $\sum RSS_i$ e $\sum GL_i$;

- Os dados utilizados para cálculo de todas as curvas são agrupados e uma nova curva é ajustada para estes dados agrupados ("pooled") sendo a soma dos quadrados dos desvios (RSS_p) e os graus de liberdade (GL_p) calculados.

A partir destas estatísticas, uma estatística F é calculada:

$$F = \frac{\frac{RSS_p - \sum RSS_i}{DF_p - \sum DF_i}}{\frac{\sum RSS_i}{\sum DF_i}} = \frac{\frac{RSS_p - \sum RSS_i}{3(K-1)}}{\frac{\sum RSS_i}{N-3K}}$$

Onde os graus de liberdade são dados por $3(k-1)$ e $(N-3k)$, sendo k o número de curvas sendo comparadas e N o tamanho das amostras agrupadas. O princípio do teste envolve a comparação da soma dos quadrados dos resíduos (RSS_p) para a hipótese de que todas as curvas são coincidentes e, neste caso, cada conjunto de dados seria efetivamente uma amostra da mesma população, contra o resultado da soma dos quadrados dos resíduos ($\sum RSS_i$) da hipótese que os conjuntos de dados se originam de populações independentes. Na verdade, este teste pode ser aplicado a qualquer tipo de curvas (HADDON, 2011; RITZ; STREIBIG, 2008).

4.3 Resultados

Um total de 4.904 indivíduos foi amostrado em todo o período dos quais 2.224 eram fêmeas e 2.680 machos (Tabela 4.1). Ao longo dos três anos de amostras, os cruzeiros não foram conduzidos em todos os meses e em 1997 houve apenas um cruzeiro no mês de maio. Por outro lado, algumas amostras, principalmente nos meses de agosto de 1996 e março de 1998 são compostas por um pequeno número de indivíduos. Decidiu-se então utilizar nas análises os dados dos três anos agrupados por mês.

*Tabela 4.1 - Número de indivíduos nas amostras biométricas de *F. subtilis*, obtidas em cruzeiros de pesquisa na plataforma continental amazônica, de 1996 a 1998.*

Sexo	1996					1997			1998			Total
	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Mai	Fev	Mar	Abr	Mai	Nov	
Fêmea	71	154	130	219	96	309	424	7	39	379	396	2224
Macho	27	107	209	177	120	681	636	14	125	356	228	2680
Total	98	261	339	396	216	990	1060	21	164	735	624	4904

Estatísticas descritivas, contemplando valores mínimos, médios e máximos observados para comprimento total (Lt), comprimento de cauda (Lc), peso total (Wt) e peso de cauda (Wc), para as amostras agrupadas de cada sexo do camarão rosa (*F. subtilis*), para todo o período, são apresentados na Tabela 4.2. Deve-se ressaltar que os números totais da Tabela 4.1 e Tabela 4.2 diferem devido a inexistência de alguns valores ou a eliminação de valores inconsistentes para as diferentes medidas.

*Tabela 4.2. Valores máximos, médios e mínimos de medidas biométricas de *F. subtilis*, obtidas em cruzeiros de pesquisa na plataforma continental amazônica, de 1996 a 1998.*

Medida	Lt (mm)			Lc (mm)			Wt (g)			Wc (g)		
Sexo	Fêmea	Macho	Geral	Fêmea	Macho	Geral	Fêmea	Macho	Geral	Fêmea	Macho	Geral
(n)	2130	2526	4656	2124	2524	4648	2124	2524	4648	2130	2526	4656
Máximo	214,0	190,0	214,0	138,0	127,0	138,0	70,9	47,5	70,9	44,8	30,3	44,8
Média	133,9	123,5	128,2	85,4	79,4	82,2	17,4	12,2	14,6	11,3	8,1	9,6
Mínimo	60,0	65,0	60,0	40,0	35,0	35,0	1,2	1,5	1,2	0,8	0,8	0,8
Desv. pad.	24,0	14,8	20,2	15,8	10,0	13,3	9,7	5,1	8,0	5,9	3,3	4,9

Verifica-se na Tabela 4.2 que uma ampla faixa de comprimentos foi contemplada nas amostras, variando de um comprimento total mínimo entre 60 e 65 mm e um máximo entre 214 e 190 mm, para fêmeas e machos respectivamente. Uma ampla faixa de valores é, também, observada para os pesos totais, variando de um mínimo de 1,2 e 0,8 mm e um máximo de 70,9 e 47,5 mm, para machos e fêmeas respectivamente. Os maiores valores máximos observados no comprimento e peso total para fêmeas, bem como o maior comprimento e peso médio, confirmam que elas crescem bem mais que os machos, principalmente em relação ao peso, indicando, ainda, que as fêmeas são mais obesas que os machos.

Na Tabela 4.3 e Tabela 4.4, são apresentados valores mínimos, médios e máximos mensais das medidas biométricas para fêmeas e machos. Verifica-se diferenças nas faixas de comprimento mensais, o que é atribuído ao tamanho variável das amostras, bem como às diferentes áreas de captura. Nota-se, também, que, ao longo dos meses, aumentos ou diminuição dos valores mínimos de uma medida são acompanhados por aumentos ou diminuição de seus valores médios e máximos, o que pode estar relacionada à área de captura e às fases do ciclo de vida da espécie.

Tabela 4.3. Valores máximos, médios e mínimos mensais das medidas biométricas para fêmeas de F. subtilis, obtidas em cruzeiros de pesquisa na plataforma continental amazônica, de 1996 a 1998.

Mês	Fev	Abr	Mai	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Medida	Lt (mm)							
(n)	422	39	614	71	154	129	606	95
Máximo	173,0	198,0	186,0	188,0	214,0	202,0	207,0	165,0
Média	142,6	157,7	137,2	148,7	133,1	139,0	124,2	111,1
Mínimo	90,0	133,0	70,0	80,0	90,0	90,0	60,0	64,0
Desv. pad.	16,9	14,9	19,1	20,8	23,2	27,0	27,0	22,8
Medida	Wt (g)							
(n)	422	39	614	71	154	129	606	95
Máximo	38,5	54,3	47,6	42,0	70,9	55,2	68,1	28,5
Média	19,5	27,9	17,9	21,5	16,7	17,4	15,7	8,3
Mínimo	4,0	14,6	2,1	3,1	4,0	3,4	1,2	1,7
Desv. pad.	6,7	8,4	8,0	8,8	11,4	11,6	11,3	5,8
Medida	Lc (mm)							
(n)	418	39	612	71	155	130	603	96
Máximo	109,0	125,0	125,0	120,0	136,0	130,0	138,0	105,0
Média	90,1	101,9	88,2	95,4	85,1	88,7	79,0	69,7
Mínimo	56,0	83,0	44,0	50,0	58,0	55,0	40,0	42,0
Desv. pad.	10,3	9,9	12,6	13,2	14,6	17,6	18,0	14,5
Medida	Wc (g)							
(n)	418	39	612	71	155	130	603	96
Máximo	22,1	34,3	30,6	25,9	39,5	33,8	44,8	18,6
Média	12,3	18,0	11,7	13,7	10,3	11,8	10,4	5,7
Mínimo	3,1	9,7	1,4	1,9	2,7	2,4	0,8	1,1
Desv. pad.	3,9	5,1	4,9	5,3	6,5	7,3	7,0	3,7

*Tabela 4.4 - Valores máximos, médios e mínimos mensais das medidas biométricas para machos de *F. subtilis*, obtidas em cruzeiros de pesquisa na plataforma continental amazônica, de 1996 a 1998.*

Mês	Fev	Abr	Mai	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Medida	Lt (mm)							
(n)	632	124	951	27	107	209	356	120
Máximo	148,0	190,0	170,0	159,0	171,0	165,0	167,0	148,0
Média	124,3	147,5	123,0	125,6	119,7	125,2	119,1	110,3
Mínimo	87,0	110,0	77,0	97,0	88,0	88,0	65,0	85,0
Desv. pad.	8,1	18,5	11,7	13,5	16,2	16,2	19,3	11,1
Medida	Wt (g)							
(n)	632	124	951	27	107	209	356	120
Máximo	19,1	47,5	33,2	21,5	32,2	25,9	28,9	20,0
Média	12,4	22,7	11,7	11,5	10,6	11,4	12,0	7,4
Mínimo	3,8	7,7	3,1	4,9	3,9	3,7	1,5	3,2
Desv. pad.	2,3	9,3	3,7	3,8	5,2	4,5	6,1	2,7
Medida	Lc (mm)							
(n)	629	126	951	27	108	210	354	119
Máximo	95,0	127,0	109,0	102,0	111,0	107,0	105,0	95,0
Média	80,0	95,6	79,1	81,1	77,3	80,1	76,5	70,1
Mínimo	50,0	71,0	50,0	63,0	57,0	55,0	35,0	52,0
Desv. pad.	5,4	11,8	7,7	9,3	11,0	10,8	13,4	7,7
Medida	Wc (g)							
(n)	629	126	951	27	108	210	354	119
Máximo	13,0	30,3	21,0	14,6	19,5	17,3	18,5	12,9
Média	8,1	14,9	7,8	7,7	7,0	7,8	8,2	5,0
Mínimo	2,8	5,2	2,0	3,2	2,6	2,4	0,8	2,1
Desv. pad.	1,5	5,7	2,4	2,6	3,2	2,9	3,9	1,8

Os gráficos de dispersão dos dados aqui analisados sugeriram, como era esperado, que uma função potência, com dois parâmetros e um termo de erro multiplicativo, fosse utilizada para modelar a relação peso *versus* comprimento. A função potência, geralmente utilizada neste tipo de análise, e as relações entre estas variáveis são bem fundamentadas em bases biológicas. Como já foi dito, a função foi linearizada e os dados transformados com base no procedimento já descrito. A título de ilustração, a Figura 4.1 mostra um exemplo do gráfico produzido pela função *boxcoc.nls()*, utilizada para estimar o valor de lambda (λ) que oferece a transformação ótima para cálculo das regressões, onde se observa o perfil da verossimilhança ("likelihood") para a citada variável.

Figura 4.1 - Exemplo de perfil da verossimilhança ("likelihood") do valor de lambda (λ) que oferece a transformação ótima para cálculo das regressões

Os parâmetros estimados para as equações que descrevem as relações entre as variáveis biométricas aqui analisadas, calculadas com base nas amostras mensais e nos dados agrupados, são apresentados nas Tabelas 4.5 a 4.8.

Nas Tabelas 4.5 e 4.6 verifica-se que as estimativas dos parâmetros a e b das equações que descrevem as relações mensais para peso total (Y) *versus* comprimento total (X) são altamente correlacionados. Sempre que o valor da estimativa de um dos parâmetros aumenta o outro diminui e vice-versa. Nas Tabelas 4.7 e 4.8 o comportamento das estimativas dos parâmetros a e b das relações peso total *versus* peso de cauda e comprimento total *versus* comprimento de cauda são, também, altamente correlacionados. Este comportamento é comum neste tipo de relação, que invalida a comparação das estimativas dos parâmetros entre relações, devendo-se proceder as comparações apenas entre as curvas de regressão (informação verbal¹).

¹ Informação fornecida por Miguel Petrere Junior, em 2010.

Tabela 4.5 - Parâmetros estimados para a regressão peso total (Y) versus comprimento total (X) de F. subtilis na plataforma continental amazônica.

Sexo	Parâmetro	Mês								Dados agrupados
		Fev	Abr	Mai	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
Fêmea	(n)	422	39	614	71	154	129	606	95	2136
	a	0,0000034	0,0000048	0,0000013	0,0000020	0,0000019	0,0000013	0,0000010	0,0000024	0,0000016
	d.p.(a)	0,0000006	0,0000026	0,0000002	0,0000007	0,0000004	0,0000002	0,0000001	0,0000008	0,0000001
	b	3,128	3,071	3,332	3,220	3,251	3,303	3,406	3,169	3,280
	d.p.(b)	0,036	0,108	0,034	0,070	0,041	0,039	0,029	0,067	0,016
Macho	(n)	632	124	951	27	107	209	356	120	2540
	a	0,0000298	0,0000023	0,0000049	0,0000049	0,0000030	0,0000056	0,0000011	0,0000017	0,0000023
	d.p.(a)	0,0000080	0,0000006	0,0000009	0,0000031	0,0000009	0,0000014	0,0000003	0,0000008	0,0000002
	b	2,681	3,210	3,046	3,026	3,135	2,998	3,371	3,244	3,202
	d.p.(b)	0,055	0,056	0,039	0,131	0,061	0,052	0,053	0,099	0,021

d. p. - desvio padrão

Tabela 4.6 - Parâmetros estimados para a regressão peso de cauda (Y) versus comprimento de cauda (X) de F. subtilis na plataforma continental amazônica.

Sexo	Parâmetros	Mês								Dados agrupados
		Fev	Abr	Mai	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
Fêmea	n	418	39	612	71	155	130	603	96	2133
	a	0,0000148	0,0000377	0,0000107	0,0000087	0,0000096	0,0000109	0,0000112	0,0000105	0,0000149
	d.p.(a)	0,0000021	0,0000168	0,0000012	0,0000022	0,0000017	0,0000015	0,0000011	0,0000025	0,0000009
	b	3,020	2,822	3,091	3,119	3,102	3,068	3,108	3,080	3,021
	d.p.(b)	0,032	0,096	0,026	0,056	0,040	0,031	0,023	0,055	0,014
Macho	n	629	126	951	27	108	210	354	119	2538
	a	0,0000955	0,0000120	0,0000248	0,0000177	0,0000244	0,0000373	0,0000171	0,0000103	0,0000180
	d.p.(a)	0,0000199	0,0000024	0,0000034	0,0000080	0,0000044	0,0000066	0,0000030	0,0000038	0,0000013
	b	2,587	3,065	2,891	2,946	2,877	2,784	2,994	3,072	2,965
	d.p.(b)	0,047	0,044	0,032	0,102	0,042	0,040	0,041	0,086	0,017

d. p. - desvio padrão

Tabela 4.7 - Parâmetros estimados para a regressão peso de total (Y) versus peso de cauda (X) do F. subtilis na plataforma continental amazônica.

Sexo	Parâmetros	Mês								Dados agrupados
		Fev	Abr	Mai	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
Fêmea	n	420	39	613	71	155	130	607	96	2140
	a	-0,965	-1,433	-0,367	-0,188	-0,827	-0,448	-0,057	-0,062	-0,229
	d.p.(a)	0,09	0,52	0,04	0,15	0,11	0,09	0,03	0,05	0,02
	b	1,668	1,630	1,555	1,567	1,696	1,509	1,484	1,473	1,546
	d.p.(b)	0,01	0,03	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02	0,00
Macho	n	630	125	952	27	108	210	356	120	2542
	a	-0,017	-0,970	-0,204	0,264	-0,178	-0,140	-0,020	0,306	-0,115
	d.p.(a)	0,13	0,18	0,05	0,14	0,14	0,06	0,03	0,09	0,02
	b	1,537	1,584	1,521	1,451	1,541	1,478	1,464	1,403	1,513
	d.p.(b)	0,02	0,02	0,01	0,02	0,03	0,01	0,01	0,02	0,00

d. p. - desvio padrão

Tabela 4.8 - Parâmetros estimados para a regressão comprimento total (Y) versus comprimento de cauda (X) de F. subtilis na plataforma continental amazônica.

Sexo	Parâmetros	Mês								Dados agrupados
		Fev	Abr	Mai	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
Fêmea	n	421	39	624	71	154	130	604	96	2145
	a	-2,353	8,806	6,264	0,391	-1,056	3,974	7,102	2,651	5,065
	d.p.(a)	1,47	6,13	1,18	3,08	1,66	1,59	0,71	1,71	0,48
	b	1,609	1,462	1,485	1,555	1,576	1,522	1,482	1,557	1,509
	d.p.(b)	0,02	0,06	0,01	0,03	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01
Macho	n	632	125	990	27	107	209	355	119	2578
	a	15,518	0,500	9,503	10,673	8,237	8,594	10,265	13,813	9,027
	d.p.(a)	2,07	2,48	1,23	5,45	1,96	2,05	0,92	2,78	0,57
	b	1,361	1,538	1,434	1,417	1,443	1,456	1,423	1,377	1,442
	d.p.(b)	0,03	0,03	0,02	0,07	0,03	0,03	0,01	0,04	0,01

d. p. - desvio padrão

Os gráficos de dispersão dos valores observados e das curvas ajustadas para as relações calculadas para fêmeas e machos, com todos os dados de cada medida agrupados, são apresentadas nas Figuras 4.2, 4.3, 4.4 e 4.5. Os gráficos sugerem diferenças entre as relações para fêmeas e machos, que foram avaliadas através de testes estatísticos e os resultados apresentados a seguir.

Figura 4.2 - Relação peso total versus comprimento total para o *F. subtilis* na plataforma continental amazônica.

Figura 4.3 - Relação peso cauda versus comprimento de cauda para o *F. subtilis* na plataforma continental amazônica.

Figura 4.4 - Relação comprimento total versus comprimento cauda para o *F. subtilis* na plataforma continental amazônica.

Figura 4.5 - Relação peso total versus peso cauda para o *F. subtilis* na plataforma continental amazônica.

Um resumo das estimativas dos parâmetros das equações calculadas para as relações biométricas com os dados do camarão rosa (*F. subtilis*) agrupados para todo o período e os resultados dos testes de comparação das curvas é apresentado na Tabela 4.9. Verifica-se que há diferenças altamente significativas para todas as relações entre machos e fêmeas, o que já era esperado, uma vez que as fêmeas crescem até tamanhos bem maiores e são mais obesas que os machos.

Tabela 4.9 - Resultados dos testes de comparação de relações biométricas anuais de F. subtilis, na plataforma continental amazônica.

Relação	Sexo	n	λ	a	b	F	p
Wt ~ Lt	Fêmea	2.136	0,1	0,00000163	3,280	22,56	0,000000
	Macho	2.540		0,00000233	3,202		
Wc ~ Lc	Fêmea	2.133	0,1	0,0000149	3,021	132,03	0,000000
	Macho	2.538		0,0000180	2,965		
Lt ~ Lc	Fêmea	2.145	0,0	5,065	1,509	116,07	0,000000
	Macho	2.578		9,027	1,442		
Wt ~ Wc	Fêmea	2.140	0,0	-0,229	1,546	29,06	0,000000
	Macho	2.542		-0,115	1,513		

4.4 Discussão

Os valores médios encontrados para as medidas biométricas analisadas no presente trabalho, comprimento total (*Lt*), comprimento de cauda (*Lc*), peso total (*Wt*) e peso de cauda (*Wc*), são claramente maiores para fêmeas em relação aos machos, o que ficou evidenciado também por meio de testes “*t*”. Estes valores médios estão de acordo com aqueles apresentados por Barbosa e Rocha (1977), porém, as faixas de valores mínimos e máximos apresentadas por estes autores para as mesmas variáveis são de amplitude bem menor que aquelas aqui observadas (Tabela 4.10).

Tabela 4.10 - Valores médios, máximos e mínimos das medidas biométricas de F. subtilis obtidos por BARBOSA e ROCHA (1977).

Medida	Lt (mm)		Wt (g)		Wc (g)	
	Fêmeas	Machos	Fêmeas	Machos	Fêmeas	Machos
Máximo	180,0	148,0	56,2	25,4	32,3	16,0
Médio	132,0	121,2	20,9	13,9	13,1	9,1
Mínimo	64,0	50,0	2,2	1,0	1,4	0,6

As maiores amplitudes de comprimentos e os maiores comprimentos médios verificados no presente trabalho, em comparação com aqueles indicados por Barbosa e Rocha (1977), podem se dever ao fato das amostras aqui consideradas terem sido obtidas em cruzeiros de pesquisa, onde a chance de se capturar indivíduos de uma faixa mais ampla de tamanhos é teoricamente maior, diferentemente do que ocorre na pesca comercial, onde as operações são direcionadas para áreas específicas, aquelas de maior abundância do recurso e onde se encontram os maiores tamanhos.

As relações biométricas necessárias e mais frequentemente tomadas em estudos de organismos aquáticos, de forma geral, são o peso total *versus* o comprimento total e/ou furcal. No caso do camarão rosa (*F. subtilis*) da costa norte, onde praticamente todos os desembarques são compostos de indivíduos descabeçados, são necessárias outras relações que envolvem medidas obtidas de indivíduos inteiros e de caudas (ou abdômen). As relações peso total *versus* comprimento total, peso de cauda *versus* comprimento de cauda, peso total *versus* peso de cauda e comprimento total *versus* comprimento de cauda são especialmente úteis nos estudos de avaliação de estoques.

Um aspecto importante nestas relações é que a variabilidade em peso aumenta à medida que o comprimento do indivíduo aumenta, ou seja, a variância sobre a curva de regressão é heterocedástica, conforme demonstra o aumento da dispersão dos pontos nos gráficos de dispersão e curvas ajustadas para as relações biométricas do camarão rosa (*F. subtilis*) no Norte do Brasil. De fato, as relações entre peso e comprimento para peixes e crustáceos são bem estabelecidas biologicamente e

também tendem a ser não lineares. Isto pode ser entendido, intuitivamente, considerando-se que o comprimento é uma medida linear, enquanto o peso é uma medida relacionada ao volume do corpo (OGLE, 2009).

Um dos pressupostos básicos de regressões lineares, e também não lineares, é que a variância seja uniforme ($var(\varepsilon_i) = \sigma^2$), ao longo da faixa de variação dos valores das variáveis, ou seja, a variância deve ser homocedástica (SNEDECOR; COCHRAN, 1967, SOKAL; ROHLF, 1995). Assim, as citadas relações tendem a violar este pressuposto.

O modelo tipicamente utilizado para modelar a relação peso do indivíduo *versus* comprimento é $W = aL^b e^\varepsilon$, onde a e b são constantes e ε é o termo de erro. Geralmente este modelo é transformado para uma forma linear, aplicando-se logaritmo a ambos os lados da equação, $\log(W) = \log(a) + b * \log(L) + \log(\varepsilon)$, onde a variável resposta passa a ser $y = \log(W)$, a variável explanatória $x = \log(L)$, a declividade $= b$ e interseção $= \log(a)$. Este procedimento, geralmente, torna o erro aditivo e estabiliza a variância sobre a linha de regressão, permitindo o ajuste pela técnica de regressão linear Tipo I, com base no método dos mínimos quadrados (SNEDECOR; COCHRAN, 1967, SOKAL; ROHLF, 1995, OGLE, 2009).

Porém, deve ser levado em conta que os valores estimados necessitam de ajustes na escala original uma vez que, neste tipo de procedimento, o valor estimado é a média do logaritmo do peso. Assim, o simples retro-cálculo para a escala original, por meio da exponenciação do logaritmo, resultará em subestimação do valor da variável resposta. Isto se deve ao fato de que a transformação do valor médio do logaritmo resulta na média geométrica dos valores na escala original e a média geométrica é menor que a média aritmética na escala original (SAMPSON, 2008, OGLE, 2009).

Várias alternativas para corrigir o vício no retrocálculo da estimativa do peso médio, a partir do logaritmo, têm sido sugeridas na literatura. A mais comum é multiplicar o valor retrocalculado pelo fator $e^{S_{x|y}^2/2}$, derivado da análise das características da distribuição normal e da distribuição log-normal (OGLE, 2009). Porém, com as

técnicas de computação hoje disponíveis, é mais recomendável utilizar a linearização apenas para estimar valores iniciais e calcular as estimativas finais dos parâmetros através da técnica não linear.

Vale salientar que as estimativas dos parâmetros calculadas por meio do modelo linear, com transformação logarítmica, numericamente não diferiram muito dos valores obtidos com o modelo não linear, utilizando-se a transformação Box-Cox. No entanto, os intervalos de confiança das estimativas dos parâmetros obtidos por meio da técnica não linear são mais estreitos (RITZ; STREIBIG, 2008).

Além da violação do pressuposto da homocedasticidade, é também comum que este tipo de variável apresente resíduos dos valores respostas não distribuídos normalmente. Esta característica fica claramente evidenciada por meio dos gráficos de resíduos, que apresentam uma tendência no formato de “corneta”. Nestes casos, é frequentemente possível encontrar uma transformação que irá produzir valores-resposta com distribuição de resíduos aproximadamente normais e variância constante. Para preservar a relação original entre as variáveis é necessário, porém, realizar a transformação em ambos os lados da equação, diferentemente do que se faz muitas vezes em regressão linear (RITZ; STREIBIG, 2008).

Durante o cálculo das regressões, a exclusão de observações que apresentavam simultaneamente valores extremos de resíduos e distâncias de Cook não resultou, em geral, em diferenças importantes no ajuste da nova regressão. Talvez isto se deva ao fato das amostras serem suficientemente grandes, bem como ao fato da técnica dos mínimos quadrados ser robusta a pequenos desvios de normalidade.

É comum em investigação pesqueira se avaliar diferenças estatísticas entre as estimativas dos parâmetros da regressão linear simples entre sexos, períodos, áreas, tratamentos, etc. utilizando-se o teste “ t ” (BARBOSA; ROCHA, 1977; LEITE; PETRERE JR, 2006). Neste trabalho, no entanto, não se fez esta comparação, uma vez que a alta correlação entre as estimativas dos parâmetros a e b invalida este tipo de procedimento. A comparação das curvas das relações para dados agrupados entre fêmeas e machos, no entanto, foi feita por meio do teste F , utilizando a técnica de “análise da soma dos quadrados dos resíduos (ARSS)”, descrita por

Haddon (2011), demonstrando que, em todos os casos, as curvas são simplesmente diferentes. Portanto, as conversões das medidas para a espécie têm que ser feitas utilizando-se, necessariamente, as equações determinadas para cada sexo.

Comparando a equação da relação peso total *versus* comprimento total ($W_t \times L_t$) e peso de cauda *versus* comprimento de cauda ($W_c \times L_c$) determinadas nesta análise com outras semelhantes, apresentadas nos trabalhos de Barbosa e Rocha (1977) e Dragovich, Jones e Boucher (1980), verifica-se que há uma diferença relativamente grande dos valores absolutos das estimativas dos parâmetros das mesmas, embora não seja possível a aplicação de testes estatísticos comparativos (Tabela 4.11).

Tabela 4.11. Parâmetros estimados de relações biométricas de F. subtilis, determinadas por outros autores e na presente análise.

Relação	Sexo	n	a	b	r	Autor
$W_t \sim L_t$ ($W_t = a \cdot L_t^b$)	Fêmea	559	0,00000436	3,126	0,995	BARBOSA e ROCHA (1977)
	Fêmea	326	0,00000400	3,146	0,990	DRAGOVICH <i>et al.</i> (1980)
	Fêmea	2.136	0,00000163	3,280	(*)	Presente análise (Paulo Moreira)
	Macho	519	0,00000667	3,024	0,994	BARBOSA e ROCHA (1977)
	Macho	328	0,00000474	3,105	0,990	DRAGOVICH <i>et al.</i> (1980)
	Macho	2.540	0,00000233	3,202	(*)	Presente análise (Paulo Moreira)
$W_t \sim W_c$ ($W_t = a + bW_c$)	Fêmea	546	-0,133	1,606	0,996	BARBOSA e ROCHA (1977)
	Fêmea	2.140	-0,229	1,546	(*)	Presente análise (Paulo Moreira)
	Macho	493	0,044	1,515	0,998	BARBOSA e ROCHA (1977)
	Macho	2.542	-0,115	1,513	(*)	Presente análise (Paulo Moreira)

(*) ajuste por métodos não lineares

Embora as amostras utilizadas na presente análise sejam de considerável tamanho e cubram uma faixa bem ampla dos valores das variáveis, isso, talvez, não seja suficiente para explicar as diferenças entre as estimativas dos parâmetros das equações aqui calculadas e as estimativas dos parâmetros daquelas calculadas por outros autores. É possível que as diferenças se devam, também, à maior precisão dos instrumentos de medição hoje utilizados e/ou a diferenças no processo de mensuração dos indivíduos, sendo esta última alternativa bem mais provável.

4.5 Conclusões

- ✓ As equações aqui determinadas descrevem convenientemente as relações entre as diferentes variáveis, o que fica objetivamente demonstrado através dos gráficos dos valores preditos contra os valores observados;
- ✓ As curvas para todas as relações em bases anuais aqui consideradas apresentaram diferenças altamente significativas entre machos e fêmeas;
- ✓ Os valores encontrados para as estimativas dos parâmetros das relações peso total *versus* comprimento total e peso total *versus* peso de cauda apresentam diferenças importantes em relação aqueles determinados anteriormente por outros autores;
- ✓ As duas conclusões anteriores podem implicar em sérias consequências para os resultados dos estudos de avaliação de estoques, quando os parâmetros são utilizados como dados de entrada dos mesmos.

5. REPRODUÇÃO E RECRUTAMENTO

5.1 Introdução

O conhecimento da dinâmica reprodutiva de peneídeos é de fundamental importância para o entendimento do ciclo de vida das espécies, especialmente no que diz respeito a aspectos como a relação estoque reprodutor e recrutamento, o padrão de recrutamento e as condições que favorecem o sucesso reprodutivo. O padrão sazonal de reprodução e recrutamento de peneídeos tem sido associado por muitos autores a fatores ambientais tais como intensidade de chuvas, temperatura e salinidade, que podem provocar alterações intra-anuais e inter-anuais, tanto na duração como no período de reprodução e recrutamento (GARCIA, 1985a, CROCOS; VAN DER VELDE, 1995, CROCOS; COMAN, 1997, LEAL-GAXIOLA et al., 2001). Embora se considere que a reprodução de peneídeos ocorra de forma continuada ao longo do ano, um ou dois picos de reprodução e recrutamento anuais tem sido comumente reportados na literatura (GARCIA; LERESTE, 1981, CROCOS; KERR, 1983, CROCOS et al. 2001).

A estação reprodutiva de peneídeos tem sido determinada por avaliações do índice de maturação gonadal e do percentual de fêmeas maduras em relação ao total de fêmeas capturado (THOMAS, 1974, KENNEDY; BARBER, 1981, LÓPEZ-MARTÍNEZ et al., 2005). Neste tipo de abordagem, no entanto, não se considera a grande flutuação sazonal na abundância de adultos e, portanto, no número de desovantes, que é uma característica evidente em peneídeos. Nos estudos desenvolvidos por Crocos e Kerr (1983) estes aspectos são considerados e permitem uma melhor avaliação do período e intensidade da desova e consequentemente do período de recrutamento

Na plataforma continental amazônica brasileira estudos realizados com *F. subtilis* por Isaac, Dias-Neto e Damasceno (1992) e por Cintra, Aragão e Silva (2004), sugerem dois picos de reprodução ao longo do ano, porém os períodos indicados nos dois

artigos não são inteiramente coincidentes. A presente análise é uma revisão destes estudos, utilizando séries mensais de dados dependentes da pesca, bem mais extensas e com ampla distribuição espacial, e de amostras obtidas no estuário com o objetivo de identificar com mais precisão o principal período reprodutivo, determinar o tamanho de primeira maturação, bem como obter indicativos do período de maior intensidade de recrutamento.

5.2 Material e métodos

Dados utilizados

Nesta análise foram utilizados os dados das amostras mensais coletadas a bordo de barcos comerciais que operam na pesca industrial de camarão na plataforma continental amazônica brasileira, no período de 2000 a 2004, das amostras mensais realizadas em estuários do nordeste do estado do Pará, no período de 1997 a 2005, bem como os dados de composição mensal do processamento dos desembarques industriais por categoria comercial, no período de 1982 a 2006.

Os resultados da análise da distribuição espacial e temporal dos tamanhos, realizadas no Capítulo 3, são também aqui considerados. A análise do desenvolvimento gonadal e da atividade reprodutiva limita-se, obviamente, às amostras da pesca industrial, que se referem à população adulta, e às fêmeas, uma vez que não foram determinados os estádios de maturação de machos.

Proporção sexual

Inicialmente foi estimada a proporção de indivíduos por sexo, com os dados de todos os anos agrupados numa base mensal, por classe de comprimento de 10 mm, tanto para as amostras das capturas da pesca industrial quanto das pescarias experimentais no estuário. Um teste qui-quadrado (χ^2), ao nível de 5% de significância foi conduzido para verificar a diferença entre as proporções mensal e anual entre sexos, em cada um dos ambientes.

Desenvolvimento gonadal

A maturação gonadal de fêmeas de camarões peneídeos é acompanhada por alterações morfológicas e na intensidade de coloração dos ovários tornando possível a identificação nos trabalhos de campo, com boa acuidade, do estágio de desenvolvimento gonadal, sem o auxílio de exames microscópicos. Baseados nestes critérios vários autores têm descrito escalas morfocromáticas para definição dos estádios de desenvolvimento gonadal, que apresentam muitas semelhanças entre si (KING, 1948, RAO, 1964, THOMAS, 1974, QUINTERO). No presente estudo, os estádios de maturação gonadal de fêmeas foram classificados de acordo com uma escala desse tipo, que estabelece quatro estádios, proposta por Porto e Santos (1996), descrita a seguir:

Estádio I (imaturo ou desovado) - ovários filiformes, translúcidos ou levemente esbranquiçados ou ovários flácidos, pardacentos e pouco volumosos; ocupam um pequeno volume na região do cefalotórax, não chegando a atingir o abdômen;

Estádio II (em início de maturação) - ovários mais volumosos, de coloração amarela ou amarelo-esverdeada e possuem os bordos e superfícies lisas ou com uma leve rugosidade.

Estádio III (em maturação) - ovários volumosos, com a superfície e bordos rugosos, chegando a alcançar o télson; a coloração apresenta-se fortemente esverdeada.

Estádio IV (em maturação avançada) - ovários volumosos, com a superfície e bordos bastante rugosos, bem desenvolvidos, chegando a alcançar o télson. A coloração apresenta-se verde-escura, podendo-se distinguir a olho nu a granulação resultante do desenvolvimento dos óvulos.

Fêmeas com ovários imaturos ou desovados foram, em geral, classificadas no estágio I durante os trabalhos de campo, devido à dificuldade de se identificar diferenças entre estes estádios através da observação macroscópica. Porém, indivíduos maiores, com comprimento acima do tamanho em que 75% atingem a maturação, classificados no estágio I, foram classificados, empiricamente, como

estádio IV durante a sistematização dos dados para conduzir estas análises, uma vez que, obviamente, não seriam indivíduos em primeira maturação. A frequência dos estádios de maturação por classe de comprimento foi então determinada.

Para efeito de identificação do período de maior incidência de fêmeas imaturas e maduras, os indivíduos com ovários não desenvolvidos e em início de desenvolvimento (estádios I e II) foram agrupados como imaturos enquanto aqueles em estágio de desenvolvimento e em desenvolvimento avançado (estádios III e IV) foram agrupados como maduros (THOMAS, 1974, BAUER; LIN, 1994, LÓPEZ-MARTÍNEZ et al., 2005).

Tamanho de primeira maturação

O tamanho de primeira maturação foi estimado por meio de gráfico de frequência relativa acumulada de fêmeas maduras (P_{L_t}) *versus* cada comprimento (L_t). Uma curva logística foi ajustada aos dados através de uma regressão não linear utilizando do software *R*. O modelo logístico é descrito pela seguinte equação (KING, 2007; QUINN; DERISO, 1999):

$$P_{L_t} = \frac{1}{1 + \exp(a + bL_t)}$$

Onde (P_{L_t}) é a proporção de indivíduos maduros, L_t é o comprimento correspondente, em milímetros, a e b são coeficientes do modelo de regressão.

O “tamanho de primeira maturação” foi determinado como sendo o comprimento onde a proporção de fêmeas maduras (P_L) corresponde a 50% ($L_{50\%}$) da curva logística enquanto o “tamanho de início de primeira maturação” foi estimado como sendo o comprimento onde a proporção de fêmeas maduras (P_L) corresponde a 1% ($L_{1\%}$) da curva logística. Indivíduos com tamanho abaixo do tamanho de primeira maturação são considerados juvenis ou sub-adultos (CROCOS; KERR, 1983).

Atividade reprodutiva e padrão de reprodução

O percentual mensal de fêmeas com ovários maduros era tradicionalmente muito utilizado para se determinar a atividade reprodutiva das fêmeas e a estação de desova. Penn (1980) e Crocos e Kerr (1983) propuseram uma medida considerada mais acurada da intensidade reprodutiva de fêmeas, chamado “índice de fecundidade da população” (IFP). Este índice é estimado levando em conta, também, a fecundidade individual, dada pela contribuição em termos de número de ovos, e a abundância de fêmeas maduras, ou seja, o tamanho da população desovante, obtido pela expressão:

$$IFP = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n p * a * f$$

Onde p representa o percentual de fêmeas no estágio IV, a a abundância de fêmeas (taxa de captura em número), f o número de ovos produzidos e n o número de indivíduos na área.

Courtney, Dredge e Masel (1989) também utilizaram a abundância de fêmeas adultas em cada mês e a proporção relativa das diferentes classes de comprimento de fêmeas para determinar o IFP, uma vez que a produção de ovos é influenciada pelo tamanho das fêmeas. A relação entre o peso do ovário e o comprimento da carapaça em fêmeas em início de maturação (estádio III) e madura (estádio IV) é dada por:

$$Peso\ do\ ovário = aC_L^b$$

A proporção de fêmeas se preparando para desovar (estádios III e IV) em cada mês, também, influencia a fecundidade da população e, portanto, esta proporção deve ser incorporada ao índice:

$$PFI = n * p * \sum_{f_m}^{m_s} s * (aC_L^b)$$

Onde n representa a abundância padronizada de fêmeas adultas, p representa a proporção de fêmeas adultas maduras (estádios III e IV) e s representa a proporção de fêmeas adultas nas classes de tamanho entre o tamanho de primeira maturação e o tamanho máximo encontrado na amostra.

Embora estimações da fecundidade individual de fêmeas de *F. subtilis* não estejam disponíveis para a presente análise, algumas inferências em relação ao período de maior intensidade de atividade reprodutiva foram feitas considerando-se a frequência relativa acumulada mensal de fêmeas com tamanho maior que o tamanho de primeira maturação e o índice de abundância mensal da população como um todo ao longo do ano.

Índice e padrão de recrutamento ao estuário

Por não se dispor de estudos sobre o assentamento de pós-larvas e não ser possível determinar um índice de abundância, com base nas amostras que foram coletadas nos estuários do nordeste paraense, utilizou-se uma maneira não muito convencional para tentar evidenciar o período de maior abundância de juvenis no estuário. As amostras mensais de todos os anos foram agrupadas e procurou-se avaliar a variação do comprimento médio dos indivíduos ao longo do ano, bem como a composição das distribuições de frequência de comprimento, para se tentar identificar o padrão de recrutamento no estuário. Uma limitação óbvia deste procedimento é não levar em conta as variações intra-anuais.

A análise das distribuições de frequência teve como objetivo verificar a possível existência de grupos distintos de indivíduos, através da identificação de modas ao longo dos meses (BAUER; LIN, 1994). A identificação e decomposição das modas foram feitas através do método de Bhattacharya, utilizando o programa FiSAT II (GAYANILO; SPARRE; PAULY, 2005). Utilizou-se, também, o ajuste das distribuições de frequência mensais a uma distribuição multinomial, tomando o critério da máxima verossimilhança ("likelihood") como indicativo do melhor ajuste. Os resultados foram então comparados e compatibilizados, pois ambos os métodos não deixam de apresentar certa subjetividade. Finalmente procurou-se compatibilizar o provável

período de maior atividade reprodutiva da espécie com o período de chegada das larvas no estuário e o tempo de permanência dos juvenis.

Índice e padrão de recrutamento à pesca

A intensidade do recrutamento à pesca foi determinada por meio da avaliação da proporção de juvenis nas amostras mensais coletadas a bordo da frota industrial (BAUER; LIN, 1994), considerando-se principalmente a área do Amazonas, para onde os pré-adultos tendem a se deslocar inicialmente. Como o tamanho de primeira maturação de machos não foi determinado, somente as fêmeas nestas amostras foram levadas em conta para estimar a intensidade do recrutamento e identificar o principal período em que ocorre.

Uma conclusão geral sobre o padrão de recrutamento, considerando ambos os sexos pode ser obtida, também, a partir da participação relativa mensal das categorias comerciais menores no processamento industrial (BAUER; LIN, 1994; EHRHARDT; LEGAULT, 1999), e também da taxa de captura, em quilogramas por dia de mar, de camarões que compõe as categorias de camarões pequenos ("51/60", "61/70" e "71/90"), um procedimento sugerido também por Garcia, Lemoine e Lebrum (1985).

As categorias comerciais são definidas de forma que, à medida que o número de caudas por categoria aumenta, o peso e o tamanho das caudas diminuem. Assim, a análise do percentual e das taxas de captura das categorias compostas por camarões de menor tamanho permite identificar períodos de maior captura de indivíduos jovens, tendo em conta a defasagem entre os desembarques e as captura, e tem sido utilizado como um indicativo do recrutamento para a pesca.

A análise dos dados de processamento industrial por categoria comercial foi feita numa base mensal e os dados de todos os anos foram agrupados em três grupos principais: (1) pequeno, compreendendo as categorias comerciais "51/60" a "71/90"; (2) médio, compreendendo as categorias "26/30" a "41/50"; (3) e grande, compreendendo as categorias "10/15" a "21/25". Em alguns anos há registro de processamento, também, da categoria "91/120" que, obviamente, foi incluída no grupo "pequeno".

Somente os dados de processamento, relativos aos anos compreendidos nos períodos de 1980 a 1986 e 1998 a 2000, quando não foi estabelecida a parada da pesca (defeso) e as operações de pesca foram realizadas durante todos os meses do ano, foram considerados nesta análise, por serem mais representativos do desempenho das pescarias, face ao comportamento biológico da espécie. Determinou-se então a participação relativa de cada grupo durante os meses do ano, procurando-se identificar épocas de maior captura de indivíduos menores.

5.3 Resultados

Proporção sexual

Devido ao crescimento das fêmeas até tamanhos bem maiores que os machos, a proporção entre sexos, nas classes de comprimento superiores, nas amostras das capturas industriais ao longo dos meses do ano, é bem desigual, com predomínio completo das fêmeas nas classes de comprimento acima de 160 mm. Porém, nas faixas de comprimento abaixo desse valor, apresenta oscilações, com predominância de machos em algumas faixas de classes e de fêmeas em outras (Figura 5.1).

Figura 1 5.1 – Proporção de fêmeas e machos nas capturas da pesca industrial de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.

Estas oscilações se devem, talvez, ao fato dos machos, nas faixas de idade menores, se encontrarem numa fase de vida em que o crescimento é mais rápido e já atingiram tamanhos maiores que as fêmeas, sendo relativamente mais vulneráveis ao arrasto. Nas classes acima de 130 mm, as fêmeas passam a predominar, por se encontrarem numa fase de vida em que as taxas de crescimento são relativamente mais elevadas, atingindo tamanhos maiores, sendo agora mais vulneráveis.

De uma forma geral, a proporção média anual de fêmeas e machos nas amostras da pesca industrial apresentou diferença significativa, com as fêmeas representando 61% das capturas, contra 39% dos machos ($\chi^2 = 13513,67$; $p < 2.2e-16$). Ao longo dos meses do ano a proporção sexual oscilou em torno da média anual e, portanto, foram também diferentes entre si. Ressalte-se, porém, que nos meses de outubro a janeiro, embora as fêmeas continuem a predominar, a participação dos machos aumenta bastante, coincidindo com uma maior participação de indivíduos menores nas capturas (Tabela 5.1).

Tabela 5.1 - Número e proporção sexual mensal de F. subtilis nas pescarias industriais na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.

Mês	Número		Proporção sexual	
	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho
Jan	2348	1797	0,57	0,43
Fev	6465	3683	0,64	0,36
Mar	19750	12678	0,61	0,39
Abr	18479	11031	0,63	0,37
Mai	21781	14908	0,59	0,41
Jun	18214	10690	0,63	0,37
Jul	31679	20091	0,61	0,39
Ago	17538	12322	0,59	0,41
Set	21862	14933	0,59	0,41
Out	13764	8946	0,61	0,39
Nov	4177	2362	0,64	0,36
Dez	1913	1602	0,54	0,46
Total	177970	115043	0,61	0,39

Nas amostras do estuário a predominância das fêmeas na população juvenil é, também, evidente com 54%, enquanto os machos atingem 46% (Tabela 5.2). A diferença entre a proporção de fêmeas e machos, no entanto, é bem menor que nas capturas industriais, consequência dos menores tamanhos no estuário, o que deve contribuir para o aumento das capturas de machos.

Tabela 5.2 - Número e proporção sexual mensal de F. subtilis nos estuários do Nordeste do estado do Pará, de 2000 a 2004

Mês	Número		Proporção sexual	
	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho
Jan	2789	2312	0,55	0,45
Fev	2983	2613	0,53	0,47
Mar	2888	2070	0,58	0,42
Abr	2686	2283	0,54	0,46
Mai	3185	2378	0,57	0,43
Jun	2840	2090	0,58	0,42
Jul	5331	4071	0,57	0,43
Ago	3862	3641	0,51	0,49
Set	4594	3922	0,54	0,46
Out	5097	4164	0,55	0,45
Nov	4107	3242	0,56	0,44
Dez	3825	3196	0,54	0,46
Total	14572	12371	0,54	0,46

Desenvolvimento gonadal

Na Tabela 5.3 é apresentada a frequência dos diferentes estádios de maturação gonadal de fêmeas por classe de comprimento, a partir da qual foi elaborada a Figura 5.2, na qual é apresentada a frequência relativa de ocorrência de cada estágio de maturação de fêmeas por classe de comprimento, evidenciando a evolução de cada estágio em função da classe de comprimento.

Na verdade, indivíduos maduros são encontrados desde classes tão pequenas quanto 60-70 mm, embora em proporções muito baixas, com a frequência de ocorrência aumentando gradualmente com o aumento de tamanho, chegando a patamares mais elevados a partir de 140 mm, quando as fêmeas atingem a

maturação sexual considerada plena, e ao patamar máximo nas classes superiores, como seria esperado.

Tabela 5.3 - Frequência de estádios de maturação gonadal de fêmeas F. subtilis nas amostras da pesca industrial na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.

Classe	Frequencia absoluta					Frequência relativa			
	I	II	III	IV	Total	Estádio I	Estádio II	Estádio III	Estádio IV
40	3				3	1,00	0,00	0,00	0,00
50	18				18	1,00	0,00	0,00	0,00
60	89				89	1,00	0,00	0,00	0,00
70	389	7	4	15	415	0,94	0,02	0,01	0,04
80	1988	57	13	42	2100	0,95	0,03	0,01	0,02
90	4928	318	131	250	5627	0,88	0,06	0,02	0,04
100	6745	1453	928	1319	10445	0,65	0,14	0,09	0,13
110	7398	2996	2436	4097	16927	0,44	0,18	0,14	0,24
120	7366	4918	4488	7642	24414	0,30	0,20	0,18	0,31
130	6262	6354	6144	9995	28755	0,22	0,22	0,21	0,35
140	4797	6618	6892	10967	29274	0,16	0,23	0,24	0,37
150	3412	5759	6341	9781	25293	0,13	0,23	0,25	0,39
160	1961	3819	3972	6191	15943	0,12	0,24	0,25	0,39
170	979	1765	1834	3128	7706	0,13	0,23	0,24	0,41
180	306	643	634	1283	2866	0,11	0,22	0,22	0,45
190	52	272	257	572	1153	0,05	0,24	0,22	0,50
200		116	116	265	497	0,00	0,23	0,23	0,53
210		31	19	60	110	0,00	0,28	0,17	0,55
220									
230									

Observa-se na Figura 5.2 que a frequência de fêmeas no estágio I (imaturas) declina acentuadamente a partir da classe de 100-110 mm, enquanto o estágio II (início da maturação) passa a crescer aproximadamente na mesma proporção a partir desta classe, se estabilizando depois da classe de 130 a 140 mm. A frequência de ocorrência do estágio III (em desenvolvimento) se assemelha um pouco a uma curva em forma de sino e a frequência de ocorrência do estágio IV (maduro) é positivamente assimétrica, evidenciando a elevada proporção de indivíduos maduros nas classes de comprimento maiores, compostas, obviamente, de indivíduos mais velhos.

Figura 5.2 - Frequência relativa de estádios de maturação de fêmeas de *F. subtilis*, por classe de comprimento, nas amostras da pesca industrial na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.

Em relação aos meses do ano, a Figura 5.3 mostra que a proporção de fêmeas maduras (estádios III e IV) é maior de maio a agosto na subárea Amazonas e de maio a outubro na subárea Amapá, sendo maior de maio a setembro na área como um todo.

Figura 5.3 - Frequência relativa mensal de estádios de maturação III e IV de fêmeas de *F. subtilis*, nas amostras da pesca industrial na plataforma continental amazônica.

Levando em conta a estratificação temporal dos tamanhos médios ao longo dos meses do ano e por faixa de profundidade e latitude (Figuras 3.1 e 3.2), juntamente com a proporção mensal de indivíduos maduros (Figura 5.3) e por faixa de profundidade e latitude (Figura 5.4), pode-se concluir que a maturação das fêmeas ocorre concomitantemente à migração da população de pré-adultos para o alto mar, que vai se intensificando a partir dos meses de outubro/novembro, e do deslocamento de adultos na direção noroeste.

Figura 2 5.4 - Proporção de estádios de maturação de fêmeas de *F. subtilis*, por latitude e faixa de profundidade, nas amostras da pesca industrial na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.

Tamanhos de primeira maturação

O tamanho de primeira maturação sexual foi determinado pela regressão não linear, ajustada pelo método dos mínimos quadrados (HILBORN; MANGEL, 1997; DALGAARD, 2008). A equação abaixo descreve a curva de maturação sexual para o *F. subtilis* na plataforma Amazônica, representada pela curva logística, e os respectivos parâmetros:

$$P_{Lt} = \frac{1}{1 + \exp(12,41174 - 0,08703 * Lt)} \quad \text{erro padrão residual} = 0,007942 \text{ (185 gl)}$$

Onde P_{Lt} é a proporção de indivíduos maduros para determinado comprimento, L_t é o comprimento total, a e b são parâmetros da equação.

Como foi dito anteriormente, Crocos (1987, apud CROCOS et al., 2001) sugere que o "tamanho de primeira maturação" seja definido como o tamanho no qual 50% das

fêmeas encontram-se maduras, uma vez que o tamanho correspondente a este percentual é uma boa indicação do tamanho dos indivíduos durante o período de desova em larga escala da população. Define também o “tamanho mínimo de primeira maturação” como sendo o comprimento correspondente na curva logística à proporção de 1% de fêmeas maduras (estádio III e IV). De acordo com estes critérios, o tamanho médio de primeira maturação do *F. subtilis* na plataforma Amazônica foi estimado pela equação da curva logística em 142.6 mm enquanto o tamanho de início de maturação foi estimado em 89.8 mm (Figura 5.5).

Figura 3 5.5 - Proporção de ovários nos estádios III e IV por classe de comprimento nas amostras da pesca industrial na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004, com indicação do tamanho de primeira maturação sexual.

Atividade reprodutiva e padrão de reprodução

Embora seja observada uma proporção relativamente elevada de indivíduos maduros em setembro, é preciso notar que isto se deve ao fato de grande parte dos dados se originarem da subárea do Amapá, onde a proporção de adultos é sempre bem maior. No entanto, para efeitos de intensidade de atividade reprodutiva, deve-se levar em conta que o nível de abundância da população neste período já se encontra bastante reduzido, sendo mais elevado de março a agosto (EHRHARDT; ARAGÃO; SILVA, 1999).

A partir destes dados não é possível determinar, objetivamente, o índice de fecundidade da população (IFP), conforme definição de Penn (1980) e Crocos e Kerr (1983). Mas, a análise conjunta destes resultados permite inferir que há somente um longo pulso de maior intensidade de atividade reprodutiva, com indicativos de que isto ocorre, na área como um todo, no extenso período que vai de maio a agosto/setembro.

De forma coerente com a afirmação anterior, a Figura 5.6 mostra que a proporção de fêmeas com tamanhos maiores que o tamanho de primeira maturação sexual (142,6 mm) é mais elevada, também, no período de maio a setembro. Esta conclusão pode também ser relacionada ao ciclo hidrológico da região e ao padrão anual de temperatura na área de pesca, conforme será mostrado no Capítulo 8.

Figura 5.6 - Proporção de fêmeas de F. subtilis com tamanho maior que o tamanho de primeira maturação, nas amostras da pesca industrial na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.

Índice e padrão de assentamento

Por não se dispor de outros tipos de dados, tentou-se identificar o período de maior intensidade de assentamento de pós-larvas e abundância de residentes no estuário através da análise dos tamanhos médios, ao longo dos meses do ano, e da análise das distribuições de frequência mensais. Conforme já demonstrado no Capítulo 3, os comprimentos médios são maiores na segunda metade do ano, embora ocorra uma mistura constante de tamanhos devido à reprodução continuada e ao longo pulso

principal. A análise das distribuições de frequências, no entanto, sugere um padrão de assentamento no estuário.

Durante o primeiro semestre do ano não foi possível identificar grupos diferentes nas distribuições de frequência mensais nos estuários, porém, a partir de julho/agosto há indícios de que é possível caracterizar dois grupos distintos (Figura 6). Um grupo composto daqueles indivíduos que já atingiram tamanhos maiores, que neste período seriam mais abundantes e mais vulneráveis ao arrasto, provenientes do assentamento em meses anteriores e que estão começando a fase de migração para o alto mar. O outro grupo é composto por indivíduos menores, provenientes de assentamentos mais recentes, que aos poucos começam a ficar vulneráveis ao arrasto.

Figura 5.7 - Tamanhos modais mensais (mm) nas distribuições de frequência nas amostras de F. subtilis nos estuários do Nordeste do estado do Pará.

Isto pode ser também indicativo de que a partir de agosto se inicia um período de maior abundância de residentes no estuário, resultado dos assentamentos que se iniciaram em maio/junho e vão se tornando mais intensos com o passar dos meses, atingindo o pico entre setembro e novembro, diminuindo depois até janeiro do ano seguinte. Podemos supor então que, embora a entrada de pós-larvas no estuário ocorra ao longo de todo o ano, uma maior intensidade de entrada de pós-larvas a partir do final do primeiro semestre e nos primeiros meses do segundo semestre é o que permite a identificação dos dois grupos.

Como o período de maior intensidade de reprodução ocorre entre maio e setembro e, segundo Garcia (1988) as larvas se assentam no estuário cerca de 20 a 30 dias após a eclosão dos ovos em alto mar, maiores quantidades de pós-larvas estariam de fato entrando no estuário a partir de junho/julho, quando as águas dos rios da região começam a baixar, e nas semanas seguintes os juvenis já teriam atingido tamanho suficiente para começarem a ser capturados pelos arrastos. Portanto o período de junho/julho a setembro/outubro seria o período de maior assentamento de pós-larvas e de residência de juvenis no estuário.

Com relação ao recrutamento às áreas de pesca, a análise das amostras da pesca comercial e do processamento industrial permitiu identificar claramente um período de maior intensidade, coerente com as conclusões anteriores. Considerando que o tamanho de início de primeira maturação das fêmeas foi estimado em 89,8 mm, admitindo-se que os indivíduos abaixo deste comprimento seriam jovens e imaturos, constituindo a parcela da população que é recrutada a área de pesca. Levando-se em conta este critério, observa-se na Figura 5.8 que a participação de indivíduos imaturos nas capturas da pesca industrial começa a se elevar a partir de agosto/setembro, se acentuando nos meses de outubro e novembro, mas continuando relativamente elevada em dezembro e janeiro, tanto na área como um todo como na subárea do Amazonas.

Figura 5.8 - Participação relativa de indivíduos jovens de F. subtilis nas amostras da pesca industrial na plataforma continental amazônica, de 2000 a 2004.

A análise da participação relativa das categorias no processamento deve levar em conta que uma viagem típica dos barcos industriais tem duração de 40 a 50 dias, havendo uma defasagem média de 20 a 25 dias entre as capturas e os desembarques, sendo grande parte dos desembarques correspondentes a capturas no mês anterior, conforme já comentado. Assim, observa-se que o aumento da participação das categorias comerciais da classe “pequenos” começa em setembro/outubro indo até janeiro/fevereiro do ano seguinte, passando a diminuir a partir de então. A participação das categorias comerciais da classe “grande” apresenta comportamento exatamente inverso, enquanto as categorias da classe “média” mostram proporções relativamente estáveis, porém um pouco mais elevadas entre abril/maio e agosto/setembro (Figura 5.9).

*Figura 5.9 - Participação relativa média mensal das categorias comerciais no processamento industrial do *F. subtilis*, na plataforma continental amazônica.*

A Figura 5.1, que apresenta as anomalias da participação relativa da categoria “pequeno” (51/60, 61/70 e 71/90) no processamento das capturas industriais, é também mais uma evidência do período de recrutamento do *F. subtilis* à pesca.

*Figura 5.11 – Anomalias da categoria comercial "pequeno" (51/60,61/70,71/90) no processamento das capturas de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica.*

As conclusões anteriores são ratificadas, também, quando se avaliam as taxas de captura das categorias de menor tamanho. A Figura 5.10 mostra que as taxas de capturas de indivíduos pequenos, considerando a já citada defasagem entre os desembarques e as capturas, atingem os menores valores em julho/agosto, se intensificando rapidamente, a partir de então.

Figura 5.10 – Captura por unidade de esforço de pesca (kg/dias de mar) das categorias de camarões classificados como "pequenos" durante o processamento industrial em Belém, Pará.

Isso demonstra que a captura de indivíduos jovens está aumentando, atingindo seu pico em dezembro/janeiro. Mas é preciso ficar claro que a chegada dos juvenis às áreas de pesca, no entanto, começou a se intensificar entre dois a três meses antes, conforme já evidenciado na Figura 5.8, e eles agora são um pouco maiores e mais pesados, aumentando a vulnerabilidade ao arrasto, o que eleva as taxas de capturas em peso.

Os resultados anteriores sugerem, em resumo, que os camarões começam migrar do estuário para o mar em agosto/setembro e se intensificam de setembro a dezembro. Por outro lado, se estes camarões residem de 3 a 4 meses no estuário, o período de maior assentamento das pós-larvas ocorreu entre junho/julho e outubro, aproximadamente um mês depois do período de maior intensidade de reprodução, que ocorreria entre maio/junho e agosto/setembro. Este é um padrão médio, pois as condições ambientais podem variar de ano para ano e o período de recrutamento também.

Conclui-se que as etapas do ciclo de vida do *F. subtilis* na plataforma continental amazônica brasileira se caracterizam por apresentarem períodos de maior intensidade com a seguinte sequência de etapas para a espécie: reprodução de maio/junho a agosto/setembro; migração e residência no estuário de junho/julho a setembro/outubro; recrutamento às áreas de pesca de setembro/outubro a dezembro/janeiro; crescimento e maturação sexual de novembro/dezembro a maio/junho (Figura 5.12).

Período																		Idade (meses)	
Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Início	Término
																		12	16
																		1	3
																		4	5
																		6	11
																		12	16

Figura 5.12 – Diagrama esquemático das etapas do ciclo de vida do *F. subtilis* na plataforma continental amazônica.

5.4 Discussão

Proporção sexual

O dimorfismo sexual é comum em peneídeos, com as fêmeas crescendo mais rápido e atingindo tamanhos maiores que os machos (PÉREZ-FARFANTE, 1969, GILLET, 2008). Assim, indivíduos de um mesmo tamanho possuem taxas de crescimento diferentes dependendo do sexo e do tamanho em que se encontram, resultando em proporções viciadas em direção às fêmeas ou machos, dependendo da fase do ciclo de vida. Como resultado, nas capturas da pesca industrial, as fêmeas predominam nas classes de comprimento maiores, embora a tendência apresente oscilações nas faixas de comprimento menores. Ao longo do ano, no entanto, a proporção de fêmeas nas capturas industriais é sempre maior que a de machos, embora nos meses em que predominam os tamanhos menores, de outubro a janeiro, e no estuário, onde são capturados somente indivíduos jovens ao longo de todo o ano, a diferença entre a proporção de machos e fêmeas seja menor.

Em termos gerais, a proporção sexual encontrada no presente trabalho, 61% para fêmeas e 39% para machos nas amostras da pesca industrial, não difere da proporção encontrada por outros autores. Cintra, Aragão e Silva (2004) encontraram uma proporção praticamente igual, com 61% para fêmeas e 39% para macho, enquanto Isaac, Dias-Neto e Damasceno (1992) encontraram uma média anual de 62% para as fêmeas e de 38% para os machos, com base em amostras realizadas no ano de 1986. No estuário, uma proporção quase constante ao longo de todo o ano, em torno de 54% para fêmeas e de 46% para machos, também evidencia a predominância de fêmeas. Porém, como se tratam de indivíduos jovens, de menores tamanhos, a predominância das fêmeas é menos acentuada.

Desenvolvimento gonadal

As tendências de participação relativa dos estádios de maturação gonadal na plataforma continental amazônica brasileira tiveram comportamento semelhante aquele encontrado por Crocos e Kerr (1983) para o camarão banana (*P. merguensis*), no golfo de Carpentária, na Austrália, com diferenças em relação às

faixas de comprimento. Fêmeas maduras de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica foram encontradas em todos os meses do ano, mas no período de maio a agosto a proporção é mais elevada em relação aos indivíduos imaturos. A presença de fêmeas maduras nas amostras, ao longo de todo o ano, reforça a evidência de reprodução contínua, mas, conforme resultados já apresentados, com um pico anual.

Por outro lado, o aumento da proporção de fêmeas maduras, em função do aumento da profundidade e do deslocamento dos indivíduos na direção noroeste, à medida que crescem e se tornam adultos, mostram a sincronia entre a migração para alto mar e o amadurecimento da população. Crocos e Kerr (1983) observaram também um comportamento semelhante para o *P. merguiensis*, no golfo de Carpentária.

Tamanho de primeira maturação

Os resultados aqui obtidos mostram que o comprimento total está intimamente relacionado com a maturidade do *F. subtilis*, como seria esperado. O tamanho a partir do qual os indivíduos começam a maturar pela primeira vez é aproximadamente 90 mm, enquanto o tamanho de primeira maturação foi estimado em 142,6 mm, com idade aproximada de 10 a 12 meses. A proporção de fêmeas maduras, no entanto, atinge elevados índices já nas classes de 120 mm.

Porto e Santos (1996) estimaram em 117,5 mm o tamanho de início de primeira maturação de fêmeas de *F. subtilis* e em 91,25 mm o tamanho de machos. Isaac, Dias-Neto e Damasceno (1992) encontraram que 50% das fêmeas iniciam a maturação sexual com 110 mm e que 50% das fêmeas encontram-se maduras quando atingem 140 mm. Cintra, Aragão e Silva (2004) estimaram em 126,5 mm o tamanho em que 50% das fêmeas encontram-se no estágio II, considerando este como o tamanho de início da maturação sexual e estimaram em 135,5 mm o tamanho onde 50% das fêmeas se encontram maduras, considerado o tamanho médio de primeira maturação sexual.

Pérez-Farfante (1969) relata que o menor tamanho nos quais foram encontrados machos com o petasma fechado foi 16 mm de comprimento de carapaça ou 72 mm de comprimento total. A menor fêmea com um télico funcional tinha 18 mm de comprimento de carapaça ou 83 mm de comprimento total, o que é compatível com os resultados aqui apresentados para tamanho de início de primeira maturação sexual das fêmeas.

Notam-se algumas diferenças entre os tamanhos de início e tamanho de primeira maturação sexual estimados para o *F. subtilis* na presente análise e aqueles encontrados por outros autores, na plataforma continental amazônica. Acreditamos que isto se deva à maior representatividade das amostras aqui analisadas, de tamanhos bem maiores e com mais ampla cobertura espacial, bem como aos critérios utilizados para definir o tamanho de início de primeira maturação.

Padrão de reprodução e atividade reprodutiva

Embora seja comum a reprodução continuada em peneídeos, o que é evidenciado pela presença de camarões com ovários em mais de um estágio de maturação nas amostras mensais (THOMAS, 1974), distintos padrões podem ser observados, dependendo da espécie e/ou da área de ocorrência, sendo comum ocorrer um pico ou dois picos principais de reprodução, com predominância de um deles (CROCOS; KERR, 1983, CHA et al., 2002, COURTNEY; DREDGE; MASEL, 1989).

Mais de um período de maior intensidade de reprodução, em algumas espécies de peneídeos, são observados quando as fêmeas desovam ao atingirem o tamanho de início da primeira maturação, por volta de 6 meses de idade, e desovam novamente com mais intensidade ao atingirem 12 meses de idade (PAULY; INGLES; NEAL, 1984, GARCIA, 1988, CROCOS; COMAN, 1997). Na baía de Albatross, Golfo de Carpentária, Crocos e van der Velde (1995) encontraram um padrão de desova claramente bimodal para o *P. semisulcatus*, com um pico principal na primavera, de agosto a novembro, e um pico secundário no final do verão e outono, de janeiro a março. Verificaram também que parte das fêmeas amadurece e desova no final do verão/outono, com 6 meses de idade, mas a maioria desova na primavera, com 12 meses de idade.

Courtney, Dredge e Masel (1989) sugerem que o *M. endeavouri* e o *M. ensis* desovam principalmente no verão, em águas costeiras, na região central de Queensland, Austrália. Estudos realizados por Ayub e Ahmed (2002), no Paquistão, indicam que o *P. penicillatus*, *P. merguensis* e *Metapenaeus affinis* apresentaram dois picos de desova, o primeiro no inverno/primavera (fevereiro a maio) e o segundo em julho a setembro ou outubro, enquanto para o *P. stylifera* a desova foi mais freqüente de novembro a fevereiro. Pelo exame histológico de ovários, Kennedy e Barber (1981) evidenciaram que a desova do *P. duorarum* na plataforma continental do nordeste da Flórida ocorre de forma continuada, mas com um período principal, no final da primavera e verão.

No golfo da Califórnia, o camarão café, *F. californiensis*, apresentou elevada variabilidade inter-anual no período de reprodução, com dois padrões distintos. Em um a reprodução ocorre durante todo o ano e no outro se observa dois picos principais, um mais intenso, de março a maio, e outro de menor intensidade, de outubro a novembro. Os dois padrões evidenciam o efeito do ambiente, particularmente da temperatura, na dinâmica reprodutiva de espécies de longevidade curta. A desova continuada é favorecida por águas mais quentes, provavelmente devido a influência do El Niño, enquanto a desova em pulsos ocorre em águas com temperaturas medianas (LEAL-GAXIOLA et al., 2001).

Buckworth (1992) sugere que a diferença entre o padrão de reprodução de camarões peneídeos na região central de Queensland e estreito de Torres, na Austrália, estaria relacionada à latitude geográfica. As espécies *M. endeavouri* e *M. ensis*, em águas costeiras da região central de Queensland (18°S a 20°S), desovam principalmente no verão, enquanto o *M. endeavouri*, no estreito de Torres (9°S a 10°30'S), apresenta um elevado percentual de fêmeas com ovários visíveis em todas as estações do ano, sugerindo uma desova continuada.

A efetiva atividade reprodutiva em camarões peneídeos é definida por Crocos e Kerr (1983) e Crocos e van der Velde (1995) como a desova que, como um todo, contribui efetivamente para o recrutamento subsequente e deve ser baseada no índice de fecundidade da população como um todo, e não apenas no período em

que uma maior proporção de fêmeas maduras é encontrada em amostras da população. Crocos et al. (2001) sugerem que a proporção de fêmeas maduras é influenciada por fatores abióticos, especialmente a temperatura e a salinidade, em diferentes níveis de intensidade, dependendo da espécie.

O índice de fecundidade da população utilizado para avaliar a intensidade reprodutiva de peneídeos, determinado, tradicionalmente, com base no percentual de fêmeas maduras, é considerado um índice viciado. Um índice de fecundidade da população deve ser obtido da combinação do índice de abundância de fêmeas adultas com dados de fecundidade por tamanhos (GARCIA, 1977; STAPLES; ROTH LISBERG; GARCIA; 1989). A fecundidade das diferentes classes de tamanho de fêmea é estimada pela relação entre o peso do ovário e o comprimento da carapaça em fêmeas vitelogênicas e esta relação é também incorporada na fórmula do índice (COURTNEY; DREDGE; MASEL, 1989).

Crocos e Coman (1997) mostraram que o produto da reprodução do *P. semisulcatus*, medido na forma de produção efetiva de larvas, variou com a idade e não apresentou uma simples relação linear com a fecundidade. A produção efetiva de larvas resulta da combinação de vários fatores interagindo entre si, incluindo a fecundidade, a taxa de eclosão de ovos e a taxa de sobrevivência das larvas. Enquanto fêmeas mais jovens (menores) têm menor fecundidade, fêmeas mais velhas (maiores) têm menor taxa de eclosão de ovos e menor taxa de sobrevivência de larvas.

O índice de atividade reprodutiva *F. semisulcatus*, na Baía de Albatross, Golfo de Carpentária, variou de ano para ano, dependendo da abundância e contribuição relativa das diferentes coortes no estoque, resultando em uma bimodalidade na reprodução em alguns anos. Entretanto, na maioria dos anos, a bimodalidade não foi pronunciada, evidenciando que somente um subconjunto da população – a população efetivamente desovante – contribuí para o recrutamento subsequente e que a efetiva produção de larvas é mais elevada nos tamanhos médios, fêmeas com 12 meses de idade, sendo esta a idade de melhor desempenho reprodutivo (CROCOS; VAN DER VELDE 1995).

Variações inter-anuais na dinâmica reprodutiva de organismos aquáticos são evidências de capacidade adaptativa das espécies em resposta a eventos extremos de alterações das condições ambientais, resultando no deslocamento do período ou oscilações na intensidade da desova (PITCHER; HART, 1982). Variações na sobrevivência das larvas devido a fatores ambientais, particularmente os movimentos das massas de água, parecem determinar a importância de um dado período de desova na história de vida. (CROCOS; KERR, 1983).

Na verdade o índice de fecundidade da população é considerado função de complexas interações entre a abundância e estrutura de tamanhos das fêmeas e a proporção de desovantes. A variação espacial e temporal da atividade reprodutiva deveria ser considerada em relação à estrutura de idades do estoque e a relação estoque desovante-recrutamento deveria ser examinada juntamente com estimativas do tamanho do estoque desovante efetivo (CROCOS; VAN DER VELDE, 1995; ROTH LISBERG; CRAIG ; ANDREWARTHA, 1996; JACKSON; ROTH LISBERG; PENDREY, 2001).

O impacto do ambiente ao longo do ciclo de vida de peneídeos é especialmente mais acentuado nas formas iniciais de vida e nos juvenis (COSTELLO; ALLEN, 1970; BIELSA et al., 1983; GARCIA; LEREST, 1981; BROWDER et al., 1999; EHRHARDT; LEGAULT, 1999). Assim, o período de recrutamento pós-larvar mais significativo não é necessariamente precedido pela maior magnitude de liberação de ovos durante o ano, ilustrando a relação tênue entre a população reprodutora e recrutamento subsequente. Esta situação não é incomum em populações de peneídeos (NEAL, 1975; LERESTE; MARCILLE, 1976).

Neste trabalho não foi possível determinar o índice de fecundidade da população, uma vez que não se dispunha de estudos sobre produção de ovos, eclosão e sobrevivência de larvas. Mas, foi possível se fazer algumas inferências baseados nas conclusões de outros autores para espécies semelhantes e evidências dos resultados encontrados. Na plataforma continental amazônica brasileira, mais especificamente entre as latitudes 01°S a 04°N, a presença de fêmeas com ovários maduros ao longo de todos os meses do ano indica que a reprodução do *F. subtilis* também ocorre de

forma continuada, embora tenham sido encontradas evidências de um ou dois picos principais.

SUDEPE (1985) reporta um período de maior intensidade da atividade reprodutiva somente no segundo semestre do ano, enquanto Isaac, Dias-Neto e Damasceno (1992) indicam um período mais longo, de março a julho, e um mais curto, de setembro a outubro. Cintra, Aragão e Silva (2004) encontraram uma proporção maior de fêmeas maduras nas capturas da pesca industrial nos meses de fevereiro a abril e de julho a agosto, sugerindo que picos principais de reprodução ocorreriam nestes períodos.

Os períodos sugeridos acima como de maior intensidade de reprodução foram baseados, principalmente, na proporção de fêmeas maduras ao longo dos meses do ano, o que, como já ficou demonstrado, não é suficiente para avaliar o índice de fecundidade da população, cujo pico corresponderia ao período de reprodução em massa. No entanto, se for levada em conta a abundância da população, o período de maior participação relativa de fêmeas nas capturas e a maior fecundidade de fêmeas de tamanhos medianos, se conclui que haveria apenas um período de maior intensidade de reprodução, entre os meses maio a agosto/setembro.

Verifica-se que uma maior proporção de fêmeas com tamanhos acima do tamanho de primeira maturação, ao longo dos meses do ano, ocorre, também, no período que vai de maio a agosto/setembro, coincidindo, obviamente, com o período em que se encontram as maiores proporção de indivíduos maduros. Combinando esta evidência com a maior abundância da população nos meses de março a agosto/setembro, se pode afirmar que o período de maior atividade reprodutiva sugerido aqui, entre maio e agosto/setembro está de acordo com estas premissas.

Se amostras obtidas na subárea do Amapá forem predominantes no segundo semestre do ano, porém, pode-se concluir, erroneamente, que haveria um segundo pico de maior intensidade de reprodução, em setembro/outubro. Na verdade, isto demonstra apenas que os camarões adultos e de maiores tamanhos, que estão cada vez mais presentes na subárea do Amapá, continuam desovando, mas o resultado

efetivo da reprodução como um todo é de pouco significado, devido à diminuição acentuada da abundância da população neste período.

Considerando ainda o ciclo abiótico na região, governado pelo marcado ciclo hidrológico, conforme veremos no Capítulo 8, conclui-se que as premissas de um ciclo reprodutivo mais intenso no período de maio/junho a agosto/setembro ficam fortalecidas, pois não ocorrem alterações no padrão das condições ambientais que justifiquem mais de um pico de maior intensidade de reprodução. Variações inter- anuais no período e intensidade reprodutiva, relacionadas a alterações das condições ambientais, principalmente temperatura e salinidade, no entanto podem ocorrer e têm sido reportadas por vários autores (CROCOS, 1987, CROCOS; VAN DER VELDE, 1995, CROCOS; COMAN, 1997). Este aspecto, no entanto, não foi considerado por falta de amostras regulares em todos os meses, ao longo dos anos do estudo.

Índice e padrão de recrutamento

A análise dos diferentes estádios do ciclo vida do *F. subtilis*, da flutuação sazonal das variáveis ambientais e do esforço de pesca são pré-requisitos essenciais para se avaliar o padrão e intensidade de recrutamento de camarões peneídeos (STAPLES; ROTHELISBERG; GARCIA, 1990). Jackson, Rothlisberg e Pendrey (2001) sugerem que taxas variáveis de produção de ovos e sobrevivência dos estádios larvais podem ser determinantes para o sucesso do recrutamento à pesca do *P. semisulcatus*, no golfo de Carpentária.

O complexo ciclo biológico de camarões peneídeos, especialmente a curta longevidade, o crescimento rápido, a elevada mortalidade natural e o recrutamento altamente variável, resulta em uma população com complexa composição por tamanhos e idades, como consequência da sobreposição de gerações, dificultando a identificação de padrões de recrutamento (GARCIA, 1988, COURTNEY; DREDGE; MASEL, 1989, CROCOS; COMAN, 1997).

Diop et al. (2007) sugerem que o principal pico de reprodução do camarão branco (*L. setiferus*), no norte do Golfo do México, ocorre de maio a agosto e as pós-larvas, em seguida, recrutam para estuários da Louisiana de junho a setembro, onde

crecem durante um período de três meses. A migração de jovens e/ou sub-adultos para águas profundas sempre começa quando começa a diminuir a salinidade no estuário e compreende os meses de setembro a novembro e o progressivo movimento para águas profundas continua enquanto o camarão cresce, amadurece e depois desova.

Na Sonda de Campeche, no sul do Golfo do México, o período de recrutamento principal do camarão rosa (*F. duorarum*) ocorre entre julho e novembro, quando a salinidade tende a diminuir e a temperatura da superfície do mar (TSM) é morna e estável. O período de menor intensidade de recrutamento vai de dezembro a junho, enquanto a TSM e a salinidade atingem seus valores mais baixos e começam a se elevar durante este período (RAMÍREZ-RODRIGUES; ARREGUÍN-SÁNCHEZ; LLUCH-BELDA, 2003).

Ehrhardt e Legault (1999) concluíram que o recrutamento de camarão rosa (*F. duorarum*), na Baía da Flórida ocorre durante todo o ano, mas há um ou mais picos sazonais, enquanto a magnitude e a posição mensal dos picos se modificam ao longo de décadas. Estas alterações podem ser explicadas por uma população reprodutora variável resultando em diferentes níveis de produção de ovos, por mudanças ambientais nas áreas de berçário, que modulam um suprimento quase constante de ovos, ou uma combinação destes.

No sudeste do golfo de Carpentária, juvenis de *P. merguensis* começam emigrar dos estuários após dezembro, recrutando-se à pesca em fevereiro-março (STAPLES, 1980b, *apud* CROCOS; KERR, 1983). Vance et al. (1998) sugeriram que a variação na abundância de larvas em alto mar pode ser responsável pela subsequente bimodalidade na abundância de pós-larvas no estuário.

Tem sido enfatizada na literatura especializada que a elevada variabilidade na intensidade de recrutamento de peneídeos é uma das principais razões para a ausência de uma clara relação estoque reprodutor/recrutamento (SRR) (GARCIA, 1983, GARCIA, 1996, EHRHARDT; LEGAULT, 1999). Somente para algumas espécies, em circunstâncias específicas, quando o efeito do ambiente é levado em consideração, sob um enfoque multivariado, tem sido encontrada uma relação

determinista para o estoque reprodutor e o recrutamento (PENN; CAPUTI,1985, GRACIA, 1991).

Diferentes índices têm sido associados ao sucesso do recrutamento, dependendo das possibilidades e meios disponíveis para a realização de pesquisas mais detalhadas e, conseqüentemente, dos dados disponíveis. Em condições menos favoráveis, índices baseados em dados da pesca comercial têm sido utilizados. Garcia, Lemoine e Lebrum (1985) utilizaram a taxa de captura, em quilogramas por dia de pesca, de camarões que compõe as categorias comerciais menores, como índice de recrutamento do *F. subtilis* na Guiana Francesa, um procedimento considerado usual. Ehrhardt e Legault (1999) estudaram a variabilidade do recrutamento levando em conta a densidade do camarão rosa (*F. duorarum*) juvenil, na baía da Flórida, e concluíram que existe uma dependência significativa entre o recrutamento à pesca e a densidade de juvenis.

Quando se analisa somente dados da pesca comercial, o ciclo do recrutamento irá refletir o período reprodutivo e migratório com possíveis distorções, devido ao comportamento da frota e a alterações nas condições ambientais. Para efeito de avaliação de estoques, isto implica que a idade dos indivíduos visados pela pesca pode variar de uma geração a outra e que a sazonalidade do recrutamento pode ser exagerada quando determinada apenas a partir da abundância dos tamanhos pequenos nas capturas dos arrasteiros comerciais (GARCIA, 1985a).

Garcia (1985a) sugere que os camarões peneídeos começam a aparecer nas capturas em alto mar, na maioria dos casos, menos de um mês depois de realizarem a migração em direção ao oceano. Ehrhardt e Legault (1999) chegaram a conclusões semelhantes, sugerindo que os camarões subadultos da espécie *F. duorarum* se recrutam à pesca, na baía da Flórida, em tamanhos que correspondem a categoria comercial de 67+ caudas por libra, 4-5 meses depois do estágio larval.

Na plataforma continental amazônica brasileira, há evidências que o recrutamento do camarão rosa (*F. subtilis*) às áreas de pesca é, também, altamente variável e, embora ocorra de forma contínua ao longo do ano, atinge um pico entre o último trimestre do ano e o início do primeiro trimestre do ano seguinte, sendo modulado

pelo regime de chuvas. Assim, sendo uma população constituída de uma geração principal, a diminuição gradual na abundância ao longo do ano é conspícua e acentuada pela mortalidade por pesca (ERHARDT; ARAGÃO; SILVA, 1999).

Neste capítulo, a intensidade e o padrão de recrutamento foram avaliados com base na proporção de indivíduos imaturos nas amostras da pesca comercial e na participação das categorias “pequenos” no resultado do processamento industrial, mas a variabilidade inter-anual não foi considerada. Estudos prévios (ERHARDT; ARAGÃO; SILVA, 1999) mostram, no entanto, que a intensidade do recrutamento anual varia de forma considerável. No Capítulo 7, que trata da avaliação do estoque, estes aspectos serão novamente considerados com base na abundância estimada de indivíduos imaturos no mar.

5.5 Conclusões

- ✓ A proporção média anual de fêmeas de *F. subtilis* nas amostras obtidas a bordo dos barcos industriais foi de 62% e a de machos 38%. A proporção de fêmeas também foi maior que a de machos ao longo de todos os meses do ano;
- ✓ A proporção de machos e fêmeas variou de acordo com a faixa de comprimento. Os machos predominam nas classes de comprimento menores. Nas classes intermediárias inferiores as fêmeas passam a predominar e nas classes intermediárias superiores, os machos voltam a predominar. As fêmeas predominam de forma marcante nas classes superiores;
- ✓ O tamanho de início de primeira maturação sexual do *F. subtilis*, onde 1% dos indivíduos se encontra maduro, foi estimado em 89,8 mm, enquanto o tamanho médio de primeira maturação sexual, no qual pelo menos 50% dos indivíduos encontram-se maduros na população, foi estimado em 142,6 mm;
- ✓ O período de maior intensidade reprodutiva do *F. subtilis*, na plataforma continental amazônica brasileira está provavelmente compreendido entre maio e agosto/setembro, sendo este considerado o principal período de reprodução da espécie;

- ✓ O assentamento de pós-larvas e o período de residência de juvenis nas zonas estuarinas, com duração sugerida de 3 a 4 meses, devem ocorrer com maior intensidade no período compreendido entre os meses de julho a outubro;
- ✓ Entre 3 e 4 meses após o período larvar, os sub-adultos migram para o alto mar e cerca de um mês depois estão vulneráveis e recrutados à pesca, ficando o período de maior intensidade de recrutamento compreendido entre setembro do ano em curso e janeiro do ano seguinte.
- ✓ As etapas do ciclo de vida do camarão rosa (*F. subtilis*) na plataforma continental amazônica brasileira se caracterizam por apresentarem períodos de maior intensidade sendo sugerida a seguinte sequência: reprodução de maio/junho a agosto/setembro; migração e residência no estuário de junho/julho a agosto/setembro; recrutamento às áreas de pesca de setembro/outubro a novembro/janeiro; crescimento e maturação sexual de novembro/dezembro a março/abril.

6. CRESCIMENTO E MORTALIDADE

6.1 Introdução

Estimativas dos parâmetros populacionais de crescimento e mortalidade natural são essenciais como dados de entrada para aplicação dos modelos analíticos de avaliação de estoques. Diferentes métodos, principalmente baseados em chaves de idade e comprimento, estão disponíveis para estimação destes parâmetros, no entanto, nem sempre se dispõe de dados suficientes e adequados para se obter estimativas acuradas dos mesmos.

A estimação dos parâmetros de crescimento (K e L_{∞}) em crustáceos, como é o caso de camarões peneídeos, é dificultada ainda mais pela inexistência de estruturas calcárias rígidas, por serem invertebrados que mudam frequentemente de carapaça (PAULY, 1984; GARCIA 1985a). Nestes casos, são utilizados, em geral, métodos derivados das distribuições de frequência de comprimento, mas existem outras limitações para a utilização destes métodos quando se tratam de camarões peneídeos tropicais. As flutuações e os extensos períodos de maior intensidade de reprodução e recrutamento resultam na mistura dos grupos desovantes, dificultando o seguimento de uma geração ao longo de seu ciclo de vida (PAULY, 1980, MUNRO ; PAULY, 1983).

O crescimento de camarões peneídeos através de mudas resulta num padrão descontínuo a nível individual, o que poderia criar ainda mais dificuldades na escolha de um método para sua modelagem. No entanto, a aparente falta de sincronismo de muda entre os indivíduos, o grande número de ocorrência de mudas durante o ano e as elevadas taxas de crescimento permitem a aplicação de modelos de crescimento contínuo, e o modelo de von Bertalanffy, quando aplicado à população como um todo, tem se mostrado adequado (PARRACK, 1979; GARCIA; LE RESTE, 1981; SPARRE; VENEMA, 1998).

A imprecisão de alguns métodos para determinação de parâmetros de crescimento está relacionada também à seletividade dos aparelhos de pesca, um complicador adicional no processo de identificação e separação de modas (MUNRO; PAULY, 1983). Mesmo assim, a técnica de análise de distribuição de frequência pode ser utilizada e alguns métodos menos subjetivos foram desenvolvidos e procedimentos para contornar estes problemas, pelo menos parcialmente, têm sido sugeridos e aplicados com bons resultados (PAULY; INGLES; NEAL, 1984, GARCIA, 1985, PAULY, 1987, SPARRE; VENEMA, 1998).

A taxa instantânea de mortalidade natural (M) é, também, um parâmetro fundamental para os estudos de avaliação de estoques, estando diretamente relacionada à produtividade do estoque, ao rendimento que dele pode ser obtido e às taxas de exploração ótima e pontos de referência para o ordenamento da pesca. Porém, é um dos parâmetros mais difíceis de ser estimado para populações de organismos aquáticos, apresentando, geralmente, pouca acuidade (PAULY, 1980, GARCIA, 1985a, MAUNDER, 2009).

Métodos como marcação/recaptura têm sido utilizados, inclusive para peneídeos (COSTELO; ALLEN, 1968, PARRACK, 1979), sendo considerados os métodos mais promissores para estimação da mortalidade natural (MAUNDER, 2009). Mas, devido às dificuldades e altos custos deste tipo de estudo, estimativas deste parâmetro têm sido obtidas frequentemente através de equações empíricas, desenvolvidas por Pauly (1980) e Munro (1984).

Mesmo com evidências que a mortalidade natural se altera de acordo com a idade e o crescimento, é prática comum na modelagem de populações de peixes e crustáceos se assumir que M é constante na fase de exploração do estoque adulto. Mesmo no caso de camarões peneídeos, onde este é um pressuposto muito forte, uma vez que a exploração dos estoques se inicia já na fase juvenil, se assume que a mortalidade natural é constante, embora alguns estudos já comecem a levar em conta estas variações (RAMÍREZ-RODRÍGUEZ; ARREGUÍN-SÁNCHEZ, 2003).

Neste trabalho a mortalidade natural (M) também será considerada um parâmetro constante ao longo do ciclo de vida da espécie, mas convém ressaltar que as

análises do nível de exploração dos estoques referem-se apenas à pesca industrial, que atua basicamente sobre a população adulta e, em parte, sub-adulta, ao tempo em que é baixa a intensidade da pesca artesanal. Acredita-se, assim, que o pressuposto de mortalidade natural constante, neste caso, seja um pouco mais realista.

Apesar das dificuldades, nos últimos anos grande número de trabalhos tem utilizado as técnicas citadas anteriormente para estimar parâmetros populacionais e realizar avaliação de estoques, dentre outros: Ramírez-Rodríguez e Arreguín-Sánchez (2000), Tzeng (2001), Ramirez-Rodrigues, Arreguín-Sanches e Lluch-Belda (2003), Nevárez et al. (2006), Leite e Petrere (2006).

6.2 Material e métodos

Dados utilizados

Foram utilizados nestas análises os dados de comprimento das amostras obtidas a bordo de barcos industriais, no período de 2000 a 2004, agrupados para todas as áreas de pesca. Tabelas de distribuição de frequência foram elaboradas para cada ano e para os dados consolidados para todo o período, agrupados em classes de 5 mm e 10 mm, de forma que se pudesse avaliar qual o melhor conjunto de dados e qual intervalo de classe que iria permitir análises mais consistentes.

Os parâmetros de crescimento e mortalidade natural, bem como o padrão de recrutamento, foram estimados com a utilização do programa computacional "*FiSAT II - FAO/ICLARM Stock Assessment Tools*" (GAYANILO; SPARRE; PAULY, 2005), que incorpora várias rotinas que executam técnicas baseadas em distribuição de frequência de comprimentos que são comumente aplicadas na estimação de parâmetros e avaliação de estoques de recursos pesqueiros, especialmente em águas tropicais.

Estimação dos parâmetros de crescimento (L_{∞} e k)

As estimações foram conduzidas através da rotina de análise eletrônica de frequência de comprimento ELEFAN (*Eletronic Length Frequency Analysis*) do

programa FiSAT, descrita originalmente por Pauly e David (1981), bem como através das rotinas que aplicam o método de Powell-Wetherall (SPARRE; VENEMA, 1998) e a análise de progressão modal de Bhattacharya (1967). Devido à dificuldade de separação de modas se tentou utilizar também um ajuste através de distribuição de frequência multinomial (HADDON, 2011). Os resultados da análise de progressão modal foram então utilizados, tentativamente, como dados de entrada para o método de Gulland e Holt (SPARRE; VENEMA, 1998).

As estimativas dos parâmetros de crescimento L_{∞} e k , por meio dos diferentes métodos citados, foram comparadas procurando-se identificar aquele método e conjunto de parâmetros que oferecia o melhor índice de ajuste e compatibilidade com o comportamento biológico da espécie. Os procedimentos descritos a seguir foram, então, aplicados inicialmente para fêmeas e depois para machos, levando-se em conta os vários pares de anos consecutivos e os dados agrupados para todo o período. Para efeito apenas de comparação com outros trabalhos foram estimados também os parâmetros para os sexos agrupados.

Diante das evidências constatadas de que, em geral, os dados agrupados para todo o período fornecem melhores resultados, no corpo do trabalho somente os resultados detalhados obtidos para fêmeas para os vários pares de anos são apresentados, com o objetivo de ilustrar esta conclusão. As estimativas dos vários parâmetros para machos se referem somente aos resultados consolidados obtidos para todo o período.

Análise eletrônica de distribuição de frequência (ELEFAN)

A rotina ELEFAN, incorporada ao FiSAT II, cujos detalhes de procedimentos são descritos por Pauly e David (1981), estima os parâmetros de crescimento através da equação de von Bertalanffy, com uma modificação para contemplar a sazonalidade do crescimento, dada pela expressão:

$$L_t = L_{\infty} \left(1 - e^{-[k(t-t_0)+S_{t_s}+S_{t_0}]} \right)$$

Onde:

- $S_{t_s} = (Ck/2\pi)\sin [2\pi(t - t_s)]$
- $S_{t_0} = (Ck/2\pi)\sin [2\pi(t_0 - t_s)]$
- L_t é o comprimento no tempo t
- t_0 é a "idade do indivíduo" quando o comprimento (L_t) é igual a zero
- L_∞ é o comprimento assintótico
- k é a taxa de crescimento (a taxa na qual L_t se aproxima de L_∞)
- t_s corresponde ao início da oscilação senoidal do crescimento, relativa a $t = 0$
- C representa a intensidade da oscilação sazonal do crescimento

Na rotina ELEFAN II, ao invés de t_s , se utiliza, no entanto, outro parâmetro, denominado "*winter point*" ($W_p = t_s + 0.5$). Neste trabalho, porém, não se considerou a sazonalidade no crescimento, uma vez que a variação de temperatura na área de pesca é pequena, sendo os valores de C e W_p fixados em zero. Vale ressaltar que Pauly, Ingles e Neal (1984) citam vários estudos de crescimento de camarões peneídeos tropicais onde os parâmetros da curva de crescimento foram estimados sem considerar a oscilação sazonal. Utilizou-se, assim, a expressão simplificada de von Bertalanffy:

$$L_t = L_\infty[1 - \exp(k(t - t_0))]$$

O ajuste da curva foi feito seguindo os procedimentos sugeridos na literatura (PAULY; INGLES; NEAL, 1984, PAULY, 1987), procurando-se obter a combinação de parâmetros que fornecesse o melhor índice de ajuste (R_n), a partir das amostras. Nos procedimentos sugeridos por estes autores não se faz referência à correção das distribuições de frequência com base na curva de seleção e, assim, adotaram-se os seguintes passos para estimar os parâmetros de crescimento:

- a) Estimação dos parâmetros de crescimento L_∞ e K utilizando-se a rotina "*Automatic Search*" com ponto inicial variável;
- b) Nova estimação do parâmetro de crescimento K foi obtida através da rotina "*K_Scan*". Este procedimento permite que se obtenha estimativas mais refinadas do parâmetro K da equação de von Bertalanffy (PALOMARES et al. 1987).

- c) Estimação dos parâmetros de crescimento L_{∞} e K utilizando-se a rotina "*Automatic Search*" com o ponto inicial fixo obtido no procedimento anterior;
- d) Estimação dos parâmetros de crescimento L_{∞} e K utilizando-se também a rotina "*Automatic Search*" com um ponto inicial fixo determinado visualmente;
- e) Os valores foram comparados e selecionados os valores considerados compatíveis com os parâmetros de crescimento, levando em conta, principalmente, o índice de ajuste (Rn) e o gráfico da curva de crescimento;

As estimações foram feitas com distribuições de frequência agrupadas em classes de 10 mm, uma vez que foram consideradas mais adequadas para a faixa de variação de comprimento da espécie, de acordo com critérios sugeridos por Erzini (1990). Tentativas com classes de 5 mm não apresentaram resultados que pudessem ser considerados satisfatórios, com Rn muito baixos.

Para efeito de comparação, procurando-se obter valores mais consistentes para os parâmetros, foram calculadas estimativas levando em conta as distribuições de frequência de comprimento mensais para diferentes pares de anos consecutivos e os dados consolidados para o período como um todo. Assim, a primeira estimativa foi obtida utilizando-se somente as distribuições de frequência de comprimentos mensais dos anos de 2000 e 2001, numa sequência contínua de meses que vai de maio/2000 a outubro/2001. Novas estimativas foram calculadas com os pares de anos 2001-2002, 2002-2003 e 2003-2004. Em seguida, as distribuições de frequência disponíveis para todo o período de 2000 a 2004 foram agrupadas numa base mensal e os parâmetros reestimados.

Método de Powell-Wetherall

O parâmetro de crescimento L_{∞} foi estimado aplicando-se, também, o método de Powell-Wetherall (WETHERALL; POLOVINA; RALSTON, 1987, SPARRE; VENEMA, 1998). O método é um aprimoramento da equação de Beverton-Holt, baseada em comprimentos, permitindo a estimação de L_{∞} e Z/K , pois utiliza, além do comprimento médio dos indivíduos em exploração total ($\bar{L}$), a relação linear entre este comprimento médio e o comprimento a partir do qual os indivíduos estejam sob

exploração total L' , denominado “comprimento de corte”. Deve-se notar que L' pode assumir qualquer valor igual ou maior que o menor comprimento a partir do qual todos os indivíduos sofrem exploração total. Para uma série de “comprimentos de corte” arbitrários (L') obtém-se um conjunto de estimativas de Z o que permite converter a equação de Beverton-Holt em uma regressão onde L' é variável independente (SPARRE; VENEMA, 1998):

$$\bar{L} - L' = a + bL'$$

Onde:

$$Z/k = -(1 + b)/b \quad \text{e} \quad L_{\infty} = a/-b$$

Os valores encontrados para o comprimento assintótico através deste método foram então utilizados como dados de entrada para se obter valores alternativos de L_{∞} e K que foram comparados com aqueles obtidos em outras rotinas.

Método de progressão modal

Foi realizada também uma tentativa de estimar os parâmetros de crescimento através de progressão modal. A separação das modas e estimação dos respectivos comprimentos médios foi feita através do método de Bhattacharya e também ajustando os dados das distribuições de frequência mensal a uma da distribuição multinomial, através de um processo iterativo, calibrado por uma função objetiva de máxima verossimilhança (HADDON, 2011). Os incrementos de comprimentos foram utilizados tentativamente como dados de entrada para aplicação do método gráfico de Gulland e Holt.

Estimação da mortalidade total

A estimação da mortalidade total pode ser feita a partir da curva de captura linearizada que consiste basicamente de um gráfico dos logaritmos naturais dos números de indivíduos nos vários grupos de idade (N_i) *versus* suas correspondentes idades ou grupos de idade (t_i), onde Z é estimado a partir da declividade (b) correspondente à parte descendente da curva dada pela expressão: $\ln(N_i) = a + bt$

(SPARRE; VENEMA, 1998). O pressuposto fundamental deste método é que a parte linear da curva pode ser extrapolada, de forma legítima, até a região anterior, onde os pontos estão fora da reta e a declividade da reta corresponde à mortalidade total (Z). Assim, Z poderia ser considerado constante para uma ampla faixa de comprimentos, e para toda a extensão da curva, não fosse o efeito da seleção do aparelho de pesca (PAULY, 1984).

Estimativas de taxas de mortalidade total podem ser obtidas, também, através de métodos baseados em comprimentos. Curvas de captura linearizadas convertidas para comprimentos são funcionalmente equivalentes a curvas de captura baseadas em idades e estão fundamentadas nos mesmos pressupostos, sendo utilizadas geralmente quando não se dispõe de dados por idade (SPARRE; VENEMA, 1998). Dois grupos principais de métodos são utilizados: aqueles baseados em amostras que pressupõem um sistema de parâmetros constantes para a população; e métodos baseados no comprimento médio de captura.

No primeiro grupo se enquadram o método de gráfico de Jones e van Zalinge (1981) e a curva de captura convertida em comprimentos modificada por Pauly (1990). No outro estão os métodos de Beverton e Holt (SPARRE; VENEMA, 1998), Ault e Ehrhardt (1991) e Ssetongo e Larkin (1973) que estimam a taxa de mortalidade a partir do tamanho de primeira captura. Há ainda o método empírico de Hoenig (1983) que relaciona a longevidade máxima da espécie com sua taxa de mortalidade natural.

Tendo em vista que os métodos fornecem apenas estimativas aproximadas da mortalidade total, bem como por nem sempre se dispor dos dados necessários para aplicar alguns deles, utilizou-se neste trabalho apenas o método da curva de captura convertida a comprimentos linearizada e o método de gráfico de Jones e van Zalinge (1981). Vale ressaltar ainda que as mortalidades totais e por pesca serão determinadas com mais acuidade através dos métodos de avaliação de estoques que serão utilizados posteriormente.

Curva de captura convertida para comprimentos linearizada

A formulação original da curva de captura convertida para comprimentos resulta numa subestimação da mortalidade total quando os indivíduos mais velhos crescem lentamente e diferentes idades se sobrepõem como é o caso de camarões peneídeos. Para corrigir o efeito das diferentes taxas de crescimento por idade, Pauly (1983) sugere a seguinte expressão que leva em conta o tempo necessário para um indivíduo passar de uma classe de comprimento a outra:

$$\ln\left(N_i/\Delta t_i\right) = a + bt'_i$$

Onde:

- N_i número de indivíduos na classe i
- Δt_i é o intervalo de tempo para um indivíduo crescer de L_i a L_{i+1} dado por $\Delta t_i = (1/k) \ln\left(\frac{L_\infty - L_{i+1}}{L_\infty - L_i}\right)$
- L é o comprimento médio ou centro de classe de L_i a L_{i+1} dado por $L = (L_i + L_{i+1})/2$
- $t'_i = (1/k) \ln[1 - (L/L_\infty)]$

Agrupar amostras de capturas mensais ao longo de um período de tempo relativamente longo, pelo menos um ano, é, também, particularmente importante em peixes e camarões de vida curta, uma vez que a estrutura da população como um todo é afetada, geralmente, por um ou dois pulsos sazonais de recrutamento. Por outro lado, para prevenir que uma grande amostra mensal tenha forte influência nos dados agrupados como um todo se deve converter os números absolutos nas amostras em participação relativa por grupo, antes da junção (PAULY; INGLES; NEAL, 1984).

Diante das considerações anteriores, neste trabalho, a estimação do coeficiente de mortalidade total ($Z \text{ ano}^{-1}$), foi feita através da curva de captura convertida por comprimentos, incorporada ao FiSAT II, a partir das estimativas finais de L_∞ e K e

dos dados de distribuição de frequência mensais de comprimento agrupadas para todo o período.

Curva de captura de Jones e van Zalinge

A curva de captura baseada em comprimentos de Jones e van Zalinge (1981) fundamenta-se na relação entre a captura acumulada em número de indivíduos de tamanhos maiores ou iguais a determinado tamanho L_i e a captura acumulada em número de indivíduos de tamanhos maiores ou iguais a determinado tamanho maior L_{i+1} . A razão entre estas quantidades fornece uma estimativa direta da taxa de sobrevivência de L_i a L_{i+1} :

$$S = \frac{\sum_{L_{i+1}}^{\infty} N_{i+1}}{\sum_{L_i}^{\infty} N_{i+1}}$$

A partir desta relação e da equação crescimento de von Bertalanffy, Jones e van Zalinge (1981) derivaram um método gráfico relacionando os logaritmos do número capturado acumulado de cada tamanho maior que determinado tamanho L *versus* os logaritmos dos valores de $L_{\infty} - L_i$ em que uma parte da curva é linear e sua inclinação corresponde a Z/K , conforme a expressão:

$$\ln C_{(L_i, L_{\infty})} = a + \frac{Z}{k} \ln(L_{\infty} - L_i)$$

Onde:

- $C_{(L_i, L_{\infty})}$ captura acumulada de L_i a L_{∞}
- $\frac{Z}{k} = \text{declividade} \rightarrow Z = k * \text{declividade}$

Estimação da mortalidade natural

Pauly, Ingles e Neal (1984) sugerem que, para um K constante, espécies de pequeno porte geralmente têm uma taxa de mortalidade natural maior que animais de maior porte. Pode ser demonstrado também que a temperatura média do ambiente, pelo menos em peixes, tem influência direta sobre o crescimento. Com base nestes pressupostos e em vários conjuntos de estimativas de parâmetros de

crescimento, Pauly (1980) propôs uma equação empírica para estimação aproximada da mortalidade natural ($M \text{ ano}^{-1}$) que relaciona M com t_0 , L_∞ e k e a temperatura média (T) na área de ocorrência do recurso:

$$\log_{10}(M) = -0,0066 - 0,279 \log_{10}(L_\infty) + 0,6543 \log_{10}(k) + 0,4634 \log_{10}(T)$$

Onde: L_∞ comprimento assintótico expresso em cm; k é a constante de crescimento; T é a temperatura expressa em °C.

Embora a equação tenha sido desenvolvida para peixes, os autores sugerem que pode ser aplicada para estimar de forma aproximada a mortalidade natural de camarões peneídeos, com base no fato de que ambos os grupos geralmente compartilham o mesmo ambiente, tendo sido o método aqui utilizado para estimar o coeficiente de mortalidade natural.

Estimação da longevidade

Pauly, Ingles e Neal (1984) propõem também que, se o crescimento dos indivíduos é descrito pela equação de Von Bertalanffy e for assumido que o comprimento máximo atingido por eles corresponde a aproximadamente 95% do comprimento assintótico (L_∞), a longevidade pode ser estimada pela expressão: $t_{max} = 3/k$.

Índice de performance de crescimento(ϕ):

Para grupos de organismos "afins" a relação entre o logaritmo do coeficiente de crescimento, K , *versus* o logaritmo do peso assintótico, W_∞ é linear, com uma declividade de $2/3 = 0.67$ (PAULY, 1980):

$$\log_{10}(K) = \phi - 0.67 \log_{10}(W_\infty)$$

Assim, a equação acima pode ser usada para caracterizar os organismos de uma dada família onde o crescimento é descrito pela equação de von Bertalanffy. O parâmetro ϕ está diretamente relacionado ao metabolismo e, portanto, ao consumo de alimentos. Se for assumido que $W_\infty = a(L_\infty)^3$ obtém-se o índice de performance de crescimento em termos de comprimento assintótico, determinado pela equação de Munro e Pauly (1983):

$$\phi' = \log_{10}(k) + 2 \log_{10}(L_{\infty})$$

Através destas equações determinou-se o índice de performance do crescimento do *F. subtilis* que foi comparado com aqueles calculados por outros autores para outros peneídeos.

Determinação do padrão de recrutamento

Com o objetivo de se comparar com os resultados obtidos no capítulo anterior, o padrão de recrutamento foi determinado também através do FiSAT II, que analisa a estrutura das capturas uma vez corrigido o efeito da seleção. As frequências de comprimento são retroprojetadas através do tempo, gerando padrões de recrutamento que podem ser utilizados para obter informações objetivas, relacionadas à extensão e magnitude da estação de desova. O método utiliza a equação inversa de von Bertalanffy, permitindo alocar idades relativas à distribuição de comprimentos (PAULY, 1987):

$$t(L) = t_0 - \frac{1}{K} \ln \left(1 - L/L_{\infty} \right)$$

Probabilidades de captura e padrão de seletividade

Como alternativa a métodos experimentais, a curva de probabilidades de captura pode ser obtida extrapolando-se os pontos da parte ascendente da curva de captura convertida para comprimentos. As probabilidades de captura (P_L) são dadas pela razão entre os pontos obtidos a partir da extrapolação da reta ajustada à curva de captura convertida para comprimentos para seu braço ascendente e os correspondentes pontos observados, partindo do forte pressuposto que a mortalidade total continua constante nesta parte da curva (PAULY; INGLES; NEAL, 1984, GULLAND; ROSEMBERG, 1992).

A rotina "*Probabilities of Capture*" do FiSAT II é uma aplicação deste procedimento permitindo estimar as probabilidades de captura, bem como os comprimentos de 25% ($L_{25\%}$), 50% ($L_{50\%}$) e 75% de captura ($L_{75\%}$), usando estimativas do comprimento assintótico (L_{∞}) e do parâmetro de curvatura (K). As probabilidades

podem então ser utilizadas para corrigir as distribuições de frequência originais, dividindo-se o número de indivíduos efetivamente capturados pelas respectivas probabilidades de captura ($N_{new} = N_{old}/P_L$, onde P_L é a probabilidade de captura da classe de comprimento L).

Estimação da mortalidade pesca

Uma vez que os coeficientes de mortalidade total (Z) e mortalidade natural (M) tenham sido estimados, através da curva de captura e da equação empírica de Pauly (1980), respectivamente, estimativas de igual forma grosseiras do coeficiente de mortalidade por pesca (F) podem ser obtidas simplesmente subtraindo a mortalidade natural (M) da mortalidade total ($F = Z - M$).

Estimação da taxa de exploração

Estima-se a taxa de exploração (E) pela razão entre o coeficiente de mortalidade por pesca (F) e o coeficiente de mortalidade total (Z) através da expressão: $E = F/Z$. O parâmetro E descreve a proporção de uma dada coorte da população que morre efetivamente devido à pressão de pesca (SPARRE; VENEMA, 1998).

6.3 Resultados

Estimação dos parâmetros de crescimento

Na Tabela 6.1 são apresentadas as distribuições de frequência utilizadas na presente análise. A estimação dos parâmetros de crescimento do *F. subtilis* através de progressão modal não foi possível dada a dificuldade de separação acurada das modas. O método de Bhattacharya envolve muita subjetividade e o ajuste da distribuição multinomial, embora mais objetivo, fica dificultado pela mistura dos grupos, seja devido ao recrutamento contínuo e longo período de maior intensidade, seja devido aos movimentos migratórios do camarão, aliado à diversidade de áreas de operação da frota.

Tabela 6.1 – Distribuição de frequência de comprimento do F. subtilis na plataforma continental amazônica, agrupadas para o período de 2000 a 2004.

Sexo	Classe	Meses											
	Comp. (mm)	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
Fêmeas	40				1			3	1			20	
	50	2		1	1	1		12	6	1	24	55	2
	60	7		5		18	5	32	22	4	81	51	23
	70	30	3	35	21	41	32	25	78	20	195	39	85
	80	80	49	262	160	172	94	79	325	120	1042	392	162
	90	153	175	820	694	498	271	234	726	482	1956	897	169
	100	247	449	1642	1130	1208	767	688	1225	954	2373	923	204
	110	384	802	2582	1968	2389	1662	1589	1659	1731	2256	812	257
	120	423	1217	3733	3124	3390	2582	3155	2224	2835	1650	520	320
	130	501	1469	4024	3511	3851	2942	4709	2639	3715	1230	331	292
	140	550	1213	3308	3239	3964	3001	5854	2850	4187	945	87	214
	150	278	795	2185	2380	3391	3039	6210	2682	3566	682	33	97
	160	56	246	916	1325	1964	2254	4739	1782	2078	524	16	62
	170	4	41	195	611	711	1115	2827	906	1032	244	1	20
	180		6	37	248	149	320	1147	315	489	152		3
	190			4	61	29	104	302	79	372	200		2
	200			1	5	5	24	62	15	220	164		1
Machos	210						2	12	1	54	41		
	220								1	2	5		
	230								2				
	30					2							
	40	1			1	3	1		1		4	26	
	50					6			9		13	32	2
	60	7		7	1	19	7	4	6	1	26	23	34
	70	40	2	40	35	67	28	37	46	15	85	34	73
	80	55	59	261	141	235	210	189	401	166	818	186	169
	90	110	232	1008	784	1118	778	627	1156	653	2382	742	205
	100	353	779	2352	2265	2826	2007	1874	2061	1905	2577	868	471
	110	749	1470	4267	3548	3796	2551	4276	2939	3644	1409	359	454
	120	597	1007	3646	3009	4401	2602	6478	3040	4210	815	85	125
	130	44	115	921	992	2046	1752	4752	1935	2962	547	7	42
	140	2	15	90	208	333	585	1535	602	997	153		10
	150		2	25	45	47	135	239	109	301	84		13
	160		1	17	2	9	33	54	11	57	26		4
	170			21			1	20	5	13	5		
	180		1	16				2		8	2		
	190			7				3	1				
	200							1		1			

A tentativa de se utilizar os incrementos entre as modas como dados de entrada para o método de Beverton e Holt foi infrutífera, pois os pontos ficaram dispersos, impossibilitando a obtenção de valores coerentes para os parâmetros. Mas, a progressão dos comprimentos modais obtidos para fêmeas, através dos dois métodos citados anteriormente, evidencia que os indivíduos iniciaram sua fase de vida pós-larvar entre os meses de agosto e outubro (Figura 6.1), coincidindo com o período maior intensidade de assentamento das larvas no estuário proposto no capítulo anterior.

*Figura 6.1 – Progressão modal dos comprimentos de fêmeas de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica, amostras agrupadas de 2000 a 2004.*

Elefan

Em função das considerações anteriores, optou-se por utilizar e assumir os valores obtidos por meio da análise eletrônica de frequência (ELEFAN), uma vez que a técnica foi desenvolvida visando facilitar e tornar mais objetivo o processo de estimação dos parâmetros de crescimento, especialmente quando há dificuldade na separação de modas utilizando outros métodos. Os resultados obtidos para as estimativas de parâmetros de crescimento do *F. subtilis*, através do ELEFAN, para fêmeas e machos são apresentados na Tabela 6.2.

As estimativas dos parâmetros são apresentadas por períodos, a título de ilustração, apenas para as fêmeas, tendo se assumido como estimativas finais os valores médios obtidos para o período como um todo, uma vez que, embora sejam admitidas variações interanuais nos parâmetros de crescimento de crustáceos (LÓPEZ-MARTÍNEZ et al., 2003), não se dispõe de dados para estimar os parâmetros para todos os anos do período. Por outro lado, o melhor ajuste, evidenciado pelo

índice R_n , foi obtido quando se utilizou os dados agrupados de todo o período e, assim, acredita-se que assumir um valor médio seja mais apropriado.

*Tabela 6.2 – Estimativas dos parâmetros de crescimento do *F. subtilis* na plataforma continental amazônica, determinadas pela rotina ELEFAN do FiSAT II.*

Sexo	Dados / Anos	L_{∞}	K	SS	SP	R_n
Fêmeas	2000 a 2001	225,8	1,80	6	190	0,208
	2001 a 2002	236,3	1,50	9	190	0,250
	2002 a 2003	236,3	1,40	1	120	0,314
	2003 a 2004	225,8	1,40	1	120	0,322
	Média anos	231,0	1,53			
	2000-2004	236,3	1,60	9	230	0,325
Machos	2000-2004	215,3	0,94	2	110	0,286
Agrupados	2000-2004	236,25	1,90	1	110	0,306

Na Figura 6.2 são apresentadas as distribuições de frequência de comprimentos mensais, sobrepostas pelas curvas de crescimentos determinadas pelo ELEFAN, obtidas com os dados agrupados para todo o período, assumindo-se $L_{\infty} = 236,3 \text{ mm}$ e $K = 1,6 \text{ ano}^{-1}$ para fêmeas e $L_{\infty} = 215,3 \text{ mm}$ e $K = 0,94 \text{ ano}^{-1}$ para machos. Embora se admita diferenças entre os parâmetros de crescimento de juvenis e adultos, as curvas começam aproximadamente entre junho/julho, mostrando coerência com o período sugerido de maior intensidade de reprodução e início do assentamento das larvas na região costeira. Verifica-se também coerência com o período de recrutamento dos subadultos às áreas de pesca, que se inicia em setembro/outubro.

Observa-se que, assim como em outros peneídeos, as fêmeas atingem tamanhos maiores que os machos e as estimativas dos parâmetros de curvatura das curvas de crescimento (K) são numericamente diferentes entre sexos, sendo o valor bem maior para as fêmeas, obviamente. Esta diferença entre as taxas crescimento talvez explique, conforme já foi dito, as oscilações na participação relativa de fêmeas e machos por classe de comprimentos indicada na Figura 5.1 do Capítulo 5.

a) *Fêmeas*

b) *Machos*

Figura 6.2 - Distribuição de frequências de comprimento de (a) fêmeas e (b) machos de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica e respectivas curvas de crescimento estimadas.

Powell-Wetherall

Os resultados das estimativas de L_{∞} e Z/K pelo método de Powell-Wetherall, apresentados na Tabela 6.3, são bem divergentes, dependendo do par de anos utilizados e do ponto selecionado para início da reta de regressão. Quando se utiliza os dados dos anos agrupados, são obtidos dois resultados para o valor de L_{∞} cujo valor médio é bem próximo daquele encontrado pela rotina ELEFAN do FiSAT.

*Tabela 6.3 – Estimativa do comprimento assintótico e Z/k para fêmeas de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica.*

Sexo	Dados / Anos	$L-L'$	L_{∞}	Z/K	b	a	r
Fêmeas	2000 a 2001	130	197,9	2,56	55,51	-0,281	0,986
		150	205,7	3,21	48,89	-0,238	0,984
	2001 a 2002	130	236,5	4,31	43,15	-0,185	0,917
		140	277,8	7,58	32,38	-0,117	-0,889
	2002 a 2003	130	227,4	3,61	48,73	-0,217	-0,930
		140	257,4	5,91	37,23	-0,145	-0,924
	2003 a 2004	150	216,3	3,84	44,71	-0,207	0,980
		160	233,0	5,55	35,54	-0,153	-0,982
	Média anos		231,5	4,6			
	2000-2004	140	221,5	3,9	45,42	-0,205	-0,955
		150	250,3	6,3	34,18	-0,136	-0,969
	Média 2000-2004		235,9	5,1			
Machos	2000-2004	170	222,3	4,3	42,13	-0,189	-0,997

Os resultados para os pares de anos 2000/20001 e 2003/2004 foram inferiores aqueles obtidos para os pares de anos 2001/2002 e 2002/2003, uma tendência semelhante àquela já observada para os valores obtidos pelo ELEFAN. Para os dados agrupados, os valores médios encontrados para fêmea foram $L_{\infty} = 235,9 \text{ mm}$ e $\frac{Z}{k} = 5,1 \text{ ano}^{-1}$ e para machos $L_{\infty} = 222,3 \text{ mm}$ e $\frac{Z}{k} = 4,3 \text{ ano}^{-1}$. Utilizando estes valores de L_{∞} como dados de entrada para o ELEFAN, se obtém os valores de k apresentados na Tabela 6.4.

*Tabela 6.4 - Estimativas de K para o *F. subtilis*, obtidas pelo método de Powell-Wetherall, a partir do comprimento assintótico médio estimado.*

Sexo	L_{∞}	k	SS	SL	Rn
Fêmeas	235,9	1,70	2	120	0,318
Machos	222,3	0,90	2	110	0,276

Estimação da mortalidade total a partir da curva de captura convertida a comprimentos

A representatividade das amostras é um fator crucial para a utilização da curva de captura para estimar a mortalidade total e, no caso de camarões, a distribuição

espacial está correlacionada com o tamanho dos indivíduos e a profundidade. Por outro lado, as amostras geralmente são coletadas nas áreas de maior concentração de indivíduos, onde a pesca é mais intensa e também maior o recrutamento, podendo resultar na superestimação da mortalidade total. Uma vez que o método fundamenta-se no sistema de parâmetros constantes ("steady state"), é imperativo que se utilizem amostras que contemplem períodos de um ou mais anos, (PAULY; INGLES; NEAL, 1984).

Os resultados obtidos na presente análise, considerando os vários pares de anos, para as fêmeas, e o período como um todo são apresentados na Tabela 6.5. Verifica-se que os valores são instáveis, dependem da combinação de valores de L_{∞} e K e são sensíveis à seleção dos pontos de início e final da curva. Maiores valores de L_{∞} e menores valores de K resultam em valores mais elevados da mortalidade total. Para todos os casos, porém, os valores são relativamente elevados, indicando que o nível de exploração dos estoques se encontrava intenso no período considerado.

*Tabela 6.5 – Estimativas da mortalidade total para o *F. subtilis* na plataforma continental amazônica pela curva de captura baseada em comprimentos linearizada.*

Sexo	Dados / Anos	Ponto Selecionado		L_{∞}	K	Z	Intervalo de confiança		r^2
		Ini	Fim				Inf	Sup	
Fêmeas	2000 a 2001	13	18	225,8	1,80	9,6	8,7	10,5	0,995
	2001 a 2002	11	18	236,3	1,50	6,6	5,6	7,6	0,978
	2002 a 2003	12	18	236,3	1,40	6,2	5,2	7,1	0,983
	2003 a 2004	13	18	225,8	1,40	6,9	6,2	7,7	0,994
	Média anos			231,0	1,53	7,3			
	2000 a 2004	12	18	236,3	1,60	7,2	7,94	8,70	0,993
Machos	2000 a 2004	10	18	215,3	0,94	5,6	4,53	6,59	0,959
Agrupados	2000 a 2004	12	19	236,0	1,9	9,5	8,8	10,2	-0,995

Jones e van Zalinge – Z a partir do comprimento médio

O método de Jones e van Zalinge (1981) fornece os valores apresentados na Tabela 6.6. Observa-se que, em geral, os valores para as estimativas da mortalidade total são mais baixos, em relação ao método de Powell-Wetheral, especialmente para as

fêmeas ($5,2 \text{ ano}^{-1}$), mas podem ainda ser considerados comparativamente elevados. Para machos o valor estimado foi de $5,5 \text{ ano}^{-1}$.

*Tabela 6.6 – Estimativa da mortalidade total para o *F. subtilis* na plataforma continental amazônica calculada pelo método de Jones e van Zalinge (1981).*

Sexo	Dados / Anos	Ponto Selecionado		L_{∞}	K	Z	Intervalo de confiança		
		Ini	Fim				Inf	Sup	r^2
Fêmeas	2000 a 2001	18	13	226	1,80	5,8	5,4	6,3	0,997
	2001 a 2002	19	12	236	1,50	4,5	4,1	4,9	0,991
	2002 a 2003	19	12	236	1,40	4,6	4,1	5,0	0,992
	2003 a 2004	18	13	226	1,40	5,0	4,5	5,4	0,996
	Média anos			231	1,53	5,0			
	2000 a 2004	19	13	236	1,60	5,2	4,9	5,4	0,998
Machos	2000 a 2004	17	12	215	0,94	5,5	3,8	7,3	0,953
Agrupados	2000 a 2004	19	13	236	1,9	5,1	4,9	5,4	0,998

Estimação da mortalidade natural / Longevidade

Conforme já explicitado anteriormente, a mortalidade natural (M) é um dos parâmetros populacionais mais difíceis de ser estimado. Os métodos de Beverton e Holt (SPARRE; VENEMA, 1998) e Rikhter e Efanov (1976) baseados, respectivamente, na idade máxima (T_{max}) e idade de primeira maturação (t_m) permitem apenas obter apenas uma ideia grosseira da ordem de magnitude de M , uma vez que as relações gerais entre M e a idade máxima e a idade de primeira maturação são imprecisas para animais de vida curta (GARCIA; LERESTE, 1981). A equação empírica desenvolvida por Pauly (1980) fornece também valores apenas aproximados, mas por ser de fácil aplicação será utilizada nesta análise.

As estimativas de mortalidade natural do *F. subtilis*, obtidos a partir da equação empírica de Pauly (1980), usando como dados de entrada os valores de $L_{\infty} = 236,3 \text{ mm}$ e $K = 1,6 \text{ ano}^{-1}$ para fêmeas e $L_{\infty} = 215,3 \text{ mm}$ e $K = 0,94 \text{ ano}^{-1}$ para machos, obtidos com o ELEFAN, são apresentadas na Tabela 6.7. O valor final assumido para fêmeas foi de $2,53 \text{ ano}^{-1}$ e para machos $1,83 \text{ ano}^{-1}$. Embora o método possa ser passível de questionamento uma vez que foi desenvolvido para

peixes, espera-se que forneça resultados melhores que algumas estimativas de mortalidade natural encontrados anteriormente na literatura (PAULY, 1984).

*Tabela 6.7 – Estimativa dos parâmetros de crescimento, mortalidade natural e performance de crescimento do *F. subtilis* na plataforma continental amazônica.*

Sexo	Dados / Anos	L_{∞}	K	M (Pauly)	Longevity (3/K)	W_{∞}	ϕ'
Fêmeas	2000 a 2001	226	1,80	2,76	1,67	85,3	1,54
	2001 a 2002	236	1,50	2,42	2,00	99,0	1,51
	2002 a 2003	236	1,40	2,32	2,14	99,0	1,48
	2003 a 2004	226	1,40	2,35	2,14	85,3	1,43
	Média anos	231	1,53	2,46	1,99	92,1	1,49
	2004-2005	236	1,60	2,53	1,88	99,0	1,54
Machos	2004-2005	215	0,94	1,83	3,19	68,6	1,20
Agrupados	2004-2005	236	1,90	1,49	1,58	99,0	1,54

Na Tabela 6.7 são também apresentados os valores de longevidade estimados pela fórmula também empírica sugerida por Pauly (1980), onde estimativas grosseiras da longevidade são dadas por $3/K$. Os valores de longevidade para fêmeas parecem razoáveis (1,88 anos), mas para machos (3,19 anos) são muito elevados devido ao baixo valor de K . São também apresentados os índices de performance de crescimento ϕ' determinados pela método também empírico sugerido por Pauly. O índice de performance de crescimento ϕ' para fêmeas (1,54) se enquadram na grade auximétrica proposta por Pauly (1984) para peneídeos, porém para machos (1,20) são também muito baixos. Deve-se ressaltar, no entanto que a citada grade apresenta valores para sexos agrupados.

Na Tabela 6.8 são apresentados os parâmetros de comprimento estimados e assumidos neste trabalho para o *F. subtilis* e aqueles encontrados por outros autores para algumas espécies de peneídeos no Brasil. Verifica-se que os valores de Rn aqui encontrados são relativamente mais elevados, para fêmeas e para machos, quando comparados com os valores obtidos para o *F. subtilis* por Isaac, Dias-Neto e Damasceno (1992) e para outras espécies por Leite Jr e Petrere Jr (2006).

*Tabela 6.8- Comparação entre das estimativas dos parâmetros de crescimento para o *F. subtilis* obtidas nesta análise e para outros peneídeos na costa brasileira.*

Sexo	Autor	Espécie	Comprimento		ELEFAN				Longevity (3/K)	Growth Performance	
			Min	Max	L_{∞}	K	Rn	% de Lmax		W_{∞}	ϕ' (FiSAT)
Fêmeas	Leite	<i>F. brasiliensis</i>	87	260	280	0,90	0,217	0,93	3,3		
	Leite	<i>F. paulensis</i>	91	236	250	1,10	0,210	0,94	2,7		
	Isacc et.al.	<i>F. subtilis</i>	60	220	225	1,00	0,337	0,98	3,0		
	Esta análise	<i>F. subtilis</i>	40	231	236	1,60	0,325	0,98	1,9	99,0	1,54
Machos	Leite	<i>F. brasiliensis</i>	79	219	230	0,84	0,268	0,95	3,6		
	Leite	<i>F. paulensis</i>	89	180	210	0,83	0,279	0,86	3,6		
	Isacc et.al.	<i>F. subtilis</i>	80	180	187	1,08	0,245	0,96	2,8		
	Esta análise	<i>F. subtilis</i>	35	205	215	0,94	0,286	0,95	3,2	68,6	1,20
Agrupados	Leite	<i>F. brasiliensis</i>	79	260	290	1,24	0,176	0,90	2,4		
	Leite	<i>F. paulensis</i>	89	236	275	1,34	0,168	0,86	2,2		
	Isacc et.al.	<i>F. subtilis</i>	60	220	220	1,08	0,289	1,00	2,8		
	Esta análise	<i>F. subtilis</i>	35	231	236	1,90	0,306	0,98	1,6	99,0	1,54

Estimação da mortalidade por pesca e taxa de exploração

Assumindo as estimativas de mortalidade natural (M) e de mortalidade total (Z), obtidas, respectivamente, pela equação empírica de Pauly e pelo método de Jones e van Zalinge (1981), obtiveram-se as estimativas de mortalidade por pesca (F), taxa de sobrevivência (S) e taxa de exploração (E) apresentadas na Tabela 6.9. Para fêmeas a mortalidade por pesca estimada foi de $2,67 \text{ ano}^{-1}$, para uma taxa de sobrevivência de 60%, e para machos $3,67 \text{ ano}^{-1}$, para uma taxa de sobrevivência de 40%.

*Tabela 6.9 – Estimativas dos coeficientes de mortalidade total, mortalidade natural, mortalidade por pesca e taxa de sobrevivência do *F. subtilis*.*

Sexo	$Z (\text{ano}^{-1})$	$M (\text{ano}^{-1})$	$F (\text{ano}^{-1})$	$S (\%)$
Fêmeas	5,2	2,53	2,6	56,4%
Macho	5,5	1,83	3,7	39,2%
Agupados	5,1	1,49	3,7	58,4%

Na Tabela 6.10 verifica-se que os valores aqui encontrados estão dentro da faixa dos valores apresentados por outros autores, mas são sempre superiores aos valores dos parâmetros estimados para *F. subtilis* por Isaac, Dias-Neto e Damasceno (1992).

*Tabela 6.10 - Coeficientes de mortalidade total, natural e por pesca e taxa de exploração do *F. subtilis* e de outros peneídeos.*

Sexo	Autor	Espécie	$Z (ano^{-1})$	$M (ano^{-1})$	$F (ano^{-1})$	E
Fêmeas	Leite & Petrere	<i>F. brasiliensis</i>	4,3	1,45	2,9	0,66
	Leite & Petrere	<i>F. paulensis</i>	5,1	1,71	3,4	0,66
	Pauly et al.	<i>L. setiferus</i>	6,7	2,03	4,7	0,70
	Isacc et.al.	<i>F. subtilis</i>	3,8	2,11	1,6	0,44
	Esta análise	<i>F. subtilis</i>	6,2	2,53	3,7	0,59
Machos	Leite & Petrere	<i>F. brasiliensis</i>	5,3	1,45	3,9	0,73
	Leite & Petrere	<i>F. paulensis</i>	6,2	1,71	4,5	0,72
	Pauly et al.	<i>L. setiferus</i>	5,4	2,55	2,9	0,53
	Isacc et.al.	<i>F. subtilis</i>	4,8	1,90	2,9	0,60
	Esta análise	<i>F. subtilis</i>	5,6	1,83	3,7	0,67
Agrupados	Leite & Petrere	<i>F. brasiliensis</i>	6,5	1,80	4,7	0,72
	Leite & Petrere	<i>F. paulensis</i>	6,7	1,90	4,8	0,72
	Pauly et al.	<i>F. duorarum</i>	7,1	2,40	4,7	0,66
	Isacc et.al.	<i>F. subtilis</i>	3,7	2,01	1,7	0,45
	Esta análise	<i>F. subtilis</i>	5,1	2,82	2,3	0,45

Parâmetros de seletividade

A partir das estimativas dos parâmetros de crescimento, da estimativa de mortalidade total e mortalidade natural, bem como da temperatura média no *habitat* da espécie foram estimados os parâmetro de seletividade apresentados na Tabela 6.11. O comprimento de 25% de retenção para fêmeas foi estimado em 120,1 mm e para machos em 96,7 mm. O comprimento de 50% de retenção para fêmeas foi estimado em 133,6 mm e para machos em 103,9 mm. O comprimento de 75% de retenção para fêmeas foi estimado em 144,4 mm e para machos em 112,3 mm.

*Tabela 6.11 – Estimativas dos parâmetros de seletividade para o *F. subtilis* na plataforma continental amazônica.*

Sexo	Dados / Anos	L25%	L50%	L75%
Fêmeas	2000 a 2001	121,3	137,1	148,3
	2001 a 2002	107,1	118,7	129,3
	2002 a 2003	116,1	127,5	137,4
	2003 a 2004	129,2	140,1	149,9
	Média	118,4	130,9	141,2
	2000-2004	120,1	133,6	144,4
Machos	2000 a 2004	96,7	103,9	112,3
Agrupados	2000 a 2004	106,3	119,4	132,0

Determinação do padrão de recrutamento

Uma vez que o recrutamento é caracterizado por pulsos sazonais que determinam a estrutura das distribuições de frequência, o inverso é verdadeiro, sendo possível recuperar informações sobre o padrão sazonal de recrutamento a partir das séries de distribuições de frequência de comprimento (PAULY, 1982). Este é o princípio implementado no FiSAT II, mas os resultados gerados devem ser tratados como aproximação uma vez que, embora permita identificar o número de pulsos de recrutamento e sua extensão, está baseado em dois pressupostos que raramente são observados: os parâmetros de crescimento são válidos para todos os indivíduos da amostra; e pelo menos um mês, entre os 12 meses do ano, tem recrutamento zero (MOREAU; CUENDE, 1991 *apud* LOPEZ-MARTINES et al., 2005).

O padrão de recrutamento determinado pelo FiSAT II para o *F. subtilis* é apresentado na Figura 6, e segue o padrão unimodal, tanto para fêmeas como para machos, sendo coerente com os resultados encontrados anteriormente. Ressalte-se que o gráfico não indica o período do recrutamento, mas apenas o padrão anual.

Figura 6.3 – Padrão de recrutamento para (a) fêmeas e (b) machos do *F. subtilis* na plataforma continental amazônica.

6.4 Discussão

Estimação dos parâmetros de crescimento

O crescimento de peixes, e também de crustáceos, pode ser descrito, geralmente, pela equação de von Bertalanffy. Em peneídeos, os parâmetros de crescimento, L_{∞} e k , são estimados a partir de distribuições de frequência de comprimento e geralmente diferem entre sexos, uma vez que as fêmeas atingem tamanhos maiores que machos (GARCIA; LERESTE, 1981, COURTNEY; DREDGE; MASEL, 1989, BUCKWORTH, 1992). Portanto, neste trabalho, as estimativas destes parâmetros foram conduzidas para os sexos separados, utilizando-se a equação de von Bertalanffy.

Considera-se que a estimação para sexos separados é de fundamental importância, uma vez que a diferença entre os comprimentos de machos e fêmeas é relativamente grande e os parâmetros de crescimento e mortalidade natural tem forte influência nos resultados das avaliações do estoque com métodos baseados em comprimento. Embora não seja possível fazer um ordenamento das pescarias para

sexos separados, os resultados obtidos por sexo podem ser analisados de forma conjunta e medidas de regulação mais adequadas poderão ser estabelecidas.

A definição de comprimento assintótico (L_{∞}) é o tamanho médio da coorte de uma população de camarão que crescesse indefinidamente (RICKER, 1975). É um parâmetro definido de forma imprecisa e pode variar ao longo dos anos, mas atribuir as variações nas estimativas ao comportamento biológico da espécie, com base em dados obtidos da pesca comercial, pode ser precipitado. Embora possam ser bastante informativos, por serem mais abundantes, as operações de pesca não são delineadas de forma aleatória e, conseqüentemente, deve-se ter cuidado ao tratar as amostras de comprimento como amostras aleatórias não viciadas da população (LASLETT; EVESON; POLACHECK, 2004).

Os métodos utilizados na determinação dos parâmetros de crescimento de organismos tropicais, especialmente invertebrados aquáticos, através de distribuição de frequência de comprimentos apresentam maior ou menor grau de subjetividade. Peneídeos tropicais podem ter somente uma ou duas coortes identificáveis em uma amostra e, assim os dados têm que ser coletados em diferentes períodos para que possa ser feita progressão modal (SPARRE; VENEMA, 1998). Mesmo assim, a dificuldade de separação das modas pode ser grande. No caso do método de Powell-Wetherall a dificuldade está na seleção dos pontos e na sensibilidade dos resultados a esta seleção.

Embora o ajuste de uma função de crescimento através do seguimento de modas a uma série temporal de dados de frequência de comprimento reduza o número de parâmetros a serem estimados (SCHNUTE; FOURNIER, 1980), o prolongado período de recrutamento em algumas espécies de peneídeos irá retardar a taxa de progressão dos comprimentos médios e, portanto, viciar as estimativas dos parâmetros de crescimento, pois a separação de coortes baseada na mistura de distribuições pode não ser viável. De fato, não é nem mesmo claro como definir diferentes coortes biológicas quando a população tem um período de desova e, conseqüentemente, recrutamento estendido (WANG; SOMER, 1996, LASLETT;

EVESON; POLACHECK, 2004). Isto ficou claro na tentativa de se separar as modas através do método de Bhattacharya (1967) e do ajuste da distribuição multinomial.

A análise eletrônica de frequência (ELEFAN) é, portanto, um método mais objetivo e utiliza uma técnica especialmente desenvolvida para contornar, pelo menos em parte, as dificuldades de separação de modas. Porém, apresenta, como todos os demais métodos, alguma subjetividade, embora Pauly e David (1981) o considerem um método totalmente objetivo, uma vez que o índice de ajuste (R_n) eliminaria o grau de subjetividade das estimativas, e os valores obtidos podem ser reproduzidos.

Pauly, Ingles e Neal (1984) sugerem, porém, que o método não está livre de falhas, principalmente quando se tratam de amostras pouco representativas, mas resultados inconsistentes podem ser identificados através de valores muito baixos de R_n . Assim, diante das dificuldades de utilização de dados de distribuição de frequência de crescimento para estimar parâmetros de crescimento, o ELEFAN é uma alternativa viável quando se dispõe de amostras bem representativas da população. Nestes casos, os resultados são superiores aqueles obtidos por métodos de marcação (PAULY, INGLES e NEAL, 1984).

Os pontos iniciais a partir dos quais o ELEFAN inicia os cálculos da curva de crescimento, nas rotinas "*Automatic Search*" e "*K-scan*", podem ser fixos ou variáveis. Quando um ponto inicial é fixo, diferentes curvas de crescimento, definidas por diferentes combinações de parâmetros de crescimento, serão forçadas a passar por este ponto. No caso do ponto inicial variável, curvas de crescimento serão testadas para várias possíveis escolhas do ponto inicial e somente aquela que apresentar o melhor ajuste será retida. Espera-se que os cálculos utilizando ponto inicial variável forneçam curvas de melhor ajuste, devendo ser usados como regra geral, exceto quando, por razões específicas, a curva deva passar por determinadas coordenadas. A rotina "*Response Surface Analysis*", por sua vez, pode ser eficiente, mas também, ao mesmo tempo, pode parecer confusa (GAYANILO; PAULY, 1997).

Quando duas coortes ocorrem por ano, o ELEFAN irá, se não sofrer interferência, ajustar a curva de crescimento a mais proeminente das duas coortes. Os parâmetros da segunda coorte podem ser ajustados selecionando-se visualmente uma moda

proeminente pertencendo à segunda coorte, deixando então o ELEFAN identificar o melhor conjunto de parâmetros de crescimento para uma curva forçada através desta moda. Nesta análise partimos da premissa de que a população é formada apenas de uma coorte principal e somente em alguns períodos do ano, como nos meses de recrutamento, duas coortes se sobrepõem.

Deve-se chamar atenção, também, para valores mais baixos de L_{∞} encontrados por Isaac, Dias-Neto e Damasceno (1992) para o *F. subtilis*. Acreditamos que isso se deva a utilização de dados de um único ano, bem como pelo fato das amostras utilizadas não cobrirem a amplitude de variação dos tamanhos da espécie. As faixas de comprimento dos dados observados aqui utilizados sugerem que o valor de L_{∞} encontrado pelos mencionados autores deve ter sido subestimado.

Em relação aos valores de k nota-se que, embora se encontrem na faixa sugerida por Pauly, Ingles e Neal (1984), que apontam valores variando entre 0.25 ano^{-1} e 2.5 ano^{-1} , o valor encontrado para os machos ($0,94 \text{ ano}^{-1}$) é bem menor que o das fêmeas (1.6 ano^{-1}). Isto, no entanto, parece coerente com a realidade uma vez que os machos atingem um comprimento máximo bem menor que os das fêmeas. Deve-se ressaltar que os métodos baseados em comprimentos incorporados ao ELEFAN são similares a métodos estatísticos não paramétricos e, portanto, não fornecem intervalos de confiança ou níveis de incertezas (SILVESTRE; GARCES, 2004).

Embora haja variações nos valores de longevidade de algumas espécies apresentados anteriormente, nota-se que os valores estimados na presente análise apresentaram grandes diferenças entre fêmeas (1,9 anos), machos (3,2 anos) e sexos agrupados (1,6). Como a fórmula empírica de Pauly depende exclusivamente de K , as variações nas estimativas deste parâmetro explicam as variações nas estimações da longevidade. Garcia (1988) sugere que a longevidade máxima de camarões peneídeos do gênero *Penaeus* é de cerca de 2 a 3 anos, apesar do período de exploração ser de aproximadamente 1 ano. De acordo com Pauly, Ingles e Neal (1984), em peneídeos, o valor anual de K varia entre $0,25$ a $2,5 \text{ ano}^{-1}$ e a longevidade entre 1,5 a 2,5 anos.

Índice de performance de crescimento

O índice de performance de crescimento (ϕ') obtido para fêmeas na presente análise está dentro da faixa de valores da grade auximétrica proposta por Pauly (1984) para peneídeos, embora próximo ao limite inferior. Já os valores para machos estão abaixo daqueles indicados na grade. Isto se deve ao fato deste índice ser derivado da combinação de valores de L_{∞} e W_{∞} com valores de K . O baixo valor de K encontrado para machos resultou num baixo valor do índice de performance de crescimento.

Mortalidades

Assumindo-se nesta análise os valores obtidos pelo método de Jones e van Zalinge (1981) para os parâmetros de mortalidade total para fêmeas ($6,2 \text{ ano}^{-1}$), machos ($5,6 \text{ ano}^{-1}$) e sexos agrupados ($5,1 \text{ ano}^{-1}$), verifica-se que apresentam coerência com aqueles encontrados por outros autores no Brasil e em outras regiões do mundo. Leite Jr e Petrere Jr (2006) relatam coeficientes de mortalidade total de $6,5 \text{ ano}^{-1}$ e $6,7 \text{ ano}^{-1}$ para o *F. brasiliensis* e *F. paulensis*, respectivamente, considerando sexos agrupados. Pauly, Ingles e Neal (1984) reportam valores de $5,43 \text{ ano}^{-1}$ para machos e $6,71 \text{ ano}^{-1}$ para fêmeas de *L. setiferus* e $7,07 \text{ ano}^{-1}$ para sexos agrupados do *F. duorarum* no Golfo do México.

Os valores para mortalidade total apresentados para fêmeas ($3,8 \text{ ano}^{-1}$) e para machos ($4,8 \text{ ano}^{-1}$) por Isaac, Dias-Neto e Damasceno (1982), no entanto, ficaram abaixo daqueles aqui obtidos. Embora os valores encontrados pelos métodos que estão sendo considerados sejam apenas aproximações, é preciso ressaltar que naquelas estimações foram utilizadas amostras mensais de um único ano. Segundo Pauly (1987), curvas de captura para cálculo de Z devem ser representativas de uma condição de equilíbrio, que significa uma distribuição estável de idades, durante as quais o recrutamento variou pouco ou aleatoriamente, de forma que a mortalidade total possa ser considerada constante. Mas deve-se levar em conta também que os movimentos migratórios da espécie e as áreas onde foram obtidas as amostras podem resultar numa superestimação de Z .

Estimação da mortalidade natural

Por possuírem elevados valores para a constante de crescimento (K), camarões peneídeos teriam igualmente elevados valores de mortalidade natural (M) (GARCIA; LERESTE, 1986). Os coeficientes de mortalidade natural aqui encontrados mostraram-se elevados para fêmeas ($2,53 \text{ ano}^{-1}$) e para machos ($1,86 \text{ ano}^{-1}$), mas compatíveis com aqueles indicados na literatura especializada. Mesmo no caso dos sexos agrupados, o valor bem mais alto ($2,82 \text{ ano}^{-1}$) ainda encontra-se dentro das faixas sugeridas.

No Sudeste do Brasil, Leite Jr e Petrere Jr (2006) encontraram valores médios para o coeficiente de mortalidade natural (M) da ordem de $1,8 \text{ ano}^{-1}$ e $1,9 \text{ ano}^{-1}$, para o *F. brasiliensis* e *F. paulensis*, respectivamente. Estudos utilizando a equação empírica de Pauly (1980) indicam valores de mortalidade natural entre $2,4 \text{ ano}^{-1}$ e $4,8 \text{ ano}^{-1}$ para estoques adultos de peneídeos em exploração (PAULY, 1980; PAULY; INGLES; NEAL, 1984).

Garcia (1985) sugere que os valores do coeficiente de mortalidade natural de peneídeos sejam da ordem de $2,4 (\pm 0,3) \text{ ano}^{-1}$, para estoques adultos, o que corresponde aproximadamente 0,2 por mês, e apresenta os seguintes valores médios de mortalidade natural para peneídeos em várias regiões do mundo: $2,4 \text{ ano}^{-1}$ para o *F. aztecus*, com variação entre $1,8$ a $2,5 \text{ ano}^{-1}$; $2,2 \text{ ano}^{-1}$ para o *L. setiferus*; $2,5$ a $3,0 \text{ ano}^{-1}$ para o *F. notialis*; $2,5 \text{ ano}^{-1}$ para o *F. indicus*; $2,4 \text{ ano}^{-1}$ para o *Melicertus sp.* e para o *F. merguensis*.

Estimação da mortalidade por pesca e taxa de exploração

A partir da mortalidade total e da mortalidade natural obtém-se os valores semelhantes para mortalidade por pesca para machos e fêmeas, aproximadamente $3,7 \text{ ano}^{-1}$. Para os sexos agrupados o valor foi de $2,3 \text{ ano}^{-1}$, consequência dos menores valores da mortalidade total e do elevado valor encontrado para o coeficiente de mortalidade natural. Estes valores estão muito abaixo daqueles encontrados por Leite Jr e Petrere Jr (2006) para o *F. brasiliensis* e o *F. paulensis*, $4,7 \text{ ano}^{-1}$ e $6,8 \text{ ano}^{-1}$, respectivamente. Por outro lado, a mortalidade por pesca em

pescarias bem desenvolvidas, onde a captura e o esforço tem se mantido estável por um longo período depois de uma fase de rápido crescimento, tem sido estimada ao redor de 1,6 ($\pm 0,5$) por ano (Garcia, 1985).

A mortalidade por pesca não é constante com a idade, dependendo da fase de vida em que a população está sendo explorada e do padrão de pesca. É claro que o poder de pesca dos aparelhos artesanais é menor em relação aos industriais, mas exploram a fase juvenil da espécie enquanto os aparelhos industriais podem dirigir sua atuação para diferentes tamanhos (idades) ao longo dos meses. Ressalte-se, no entanto, que a mortalidade por pesca estimada com estes métodos é apenas uma aproximação grosseira.

Aceitando-se que o valor ótimo da mortalidade por pesca (F_{opt}) num estoque em exploração seja igual a M , conforme proposto por Gulland (1983), podemos ter uma idéia da taxa de exploração do estoque através da expressão:

$$E = 0,5 = \frac{F_{opt}}{(F_{opt} + M)}$$

A mortalidade por pesca ótima seria equivalente à mortalidade natural (M), ou seja, $F_{opt} = M$, neste caso $F_{opt} = 2,53$ para fêmeas e $F_{opt} = 1,86$ para machos.

Parâmetros de seletividade

Os comprimentos para diferentes probabilidades de seleção obviamente são bem maiores para fêmeas, uma vez que também atingem tamanhos maiores que os machos. Em relação a isso, vale a pena salientar que a estimativa do tamanho de primeira maturação (142,6 mm) está acima do tamanho correspondente a $L_{50\%}$ (133,6 mm) e bem próximo ao tamanho correspondente a $L_{75\%}$ (144,4 mm), sendo um indicador negativo do padrão de exploração.

Determinação do padrão de recrutamento

O padrão de recrutamento de fêmeas e machos determinado pelo FiSAT II se mostrou compatível com aquele já evidenciado pelas distribuições de frequência e

com estudo de reprodução apresentado no capítulo anterior. Fica, portanto, confirmado o padrão com apenas um pulso principal para o *F. subtilis* na plataforma continental amazônica brasileira.

6.5 Conclusões

- ✓ A análise de progressão modal mostrou-se inviável para separar de forma satisfatória os comprimentos modais, devido, provavelmente, ao longo período de maior intensidade do recrutamento, bem como aos movimentos migratórios do camarão, aliado à diversidade de áreas de operação da frota;
- ✓ A progressão dos comprimentos modais obtidos para fêmeas, através dos dois métodos citados anteriormente, evidencia, no entanto, que os indivíduos iniciaram sua fase de vida pós-larvar entre os meses de agosto e outubro, de forma coerente com os resultados obtidos no capítulo anterior;
- ✓ As estimativas finais adotadas para os parâmetros de crescimento foram aquelas obtidas através da análise eletrônica de frequência (ELEFAN): $L_{\infty} = 236,3 \text{ mm}$ e $k = 1,6 \text{ ano}^{-1}$ para fêmeas; e $L_{\infty} = 215,3 \text{ mm}$ e $k = 0,94 \text{ ano}^{-1}$ para machos. Outros métodos utilizados, como o método de Powell-Wetheral, não apresentaram resultados satisfatórios;
- ✓ Ao plotar as curvas de crescimento das fêmeas sobre as distribuições de frequência, verifica-se que começam aproximadamente entre junho/julho, mostrando coerência com o período de maior intensidade de reprodução e início do assentamento das larvas na região costeira, sugerido no capítulo anterior, e também com o período de maior intensidade de recrutamento dos sub-adultos às áreas de pesca, que se inicia em setembro/outubro;
- ✓ Assim como em outros peneídeos, as fêmeas atingem tamanhos maiores que os machos e as estimativas dos parâmetros de curvatura das curvas de crescimento (k) são bastante diferentes entre sexos, sendo o valor numericamente maior para as fêmeas;
- ✓ Foram assumidos os valores da mortalidade total obtidos com o método de Jones e van Zalinge: fêmeas $5,2 \text{ ano}^{-1}$; e machos $5,5 \text{ ano}^{-1}$. Os valores obtidos através da curva de captura foram instáveis, dependem da combinação de valores de L_{∞} e k e são sensíveis à seleção dos pontos de início e final da curva;

- ✓ As estimativas de mortalidade natural do *F. subtilis*, obtidos a partir da equação empírica de Pauly (1980), foram: 2,53 ano⁻¹ para fêmeas; e 1,83 ano⁻¹ para machos.
- ✓ Os valores de longevidade para fêmeas (1,88 anos) parecem razoáveis, mas para machos (3,19 anos) são muito elevados devido ao baixo valor de k e ao fato da fórmula utilizada ($3/k$) ser apenas uma aproximação empírica;
- ✓ Os valores estimados para o índice de performance de crescimento ϕ' para fêmeas (1,54) se enquadram na grade auximétrica proposta por Pauly (1984) para peneídeos, porém para machos (1,2) são também muito baixos. Deve-se ressaltar, no entanto que a citada grade apresenta valores para sexos agrupados;
- ✓ Para fêmeas a mortalidade por pesca (F) estimada foi de 2,67 ano⁻¹, para uma taxa de sobrevivência de 60%, e para machos 3,67 ano⁻¹, para uma taxa de sobrevivência de 40%;
- ✓ O comprimento de 25% de retenção para fêmeas foi estimado em 120,1 mm e para machos em 96,7 mm. O comprimento de 50% de retenção para fêmeas foi estimado em 133,6 mm e para machos em 103,9 mm. O comprimento de 75% de retenção para fêmeas foi estimado em 144,4 mm e para machos em 112,3 mm;
- ✓ O padrão de recrutamento determinado pelo FiSAT II para o *F. subtilis* e segue o padrão unimodal, tanto para fêmeas como para machos, sendo coerente com os resultados encontrados anteriormente.

7. AVALIAÇÃO DO ESTOQUE - Modelo de Dinâmica de Biomassa

7.1 Introdução

Uma população explorada sofre várias alterações em resposta ao esforço de pesca aplicado. Isto inclui alterações no número de indivíduos que a compõe, em sua biomassa, em sua estrutura etária, etc. Compreender como a população reage a diferentes perturbações e, portanto, a diferentes alternativas de exploração, permitirá que se estabeleçam limites e medidas para assegurar níveis sustentados (HILBORN; WATERS, 1992, SPARRE; VENEMA, 1998, KING, 2007, HADDON, 2011).

O objetivo principal da avaliação de estoques de pescado é, portanto, compreender como o estoque responde aos diferentes níveis de esforço de pesca e, desse modo, gerar subsídios que permitam a identificação de “pontos de referência alvos” e de “pontos de referência limite” de gestão, relacionados a “indicadores de sustentabilidade biológica” do estoque. As ferramentas utilizadas são modelos fundamentados em técnicas estatísticas e matemáticas que permitem estimar os parâmetros populacionais de interesse e determinar a biomassa total e explorável do estoque (GULLAND, 1983, SPARRE; VENEMA, 1998, COCHRANE, 2002, HADDON, 2011).

Segundo Haddon (2011), Russel, em 1931, foi um dos primeiros a conceber um modelo para descrever a dinâmica da biomassa de populações de peixes ao longo do tempo, propondo a seguinte expressão para descrever suas alterações:

$$B_{i+1} = B_i + (R + G) - (C + D)$$

Onde B_{i+1} representa a biomassa do estoque no ano seguinte, B_i a biomassa do estoque no início do ano anterior, R a soma dos pesos dos indivíduos recrutados ao estoque durante o ano, G a soma do crescimento em peso dos indivíduos já recrutados anteriormente, C a soma dos pesos dos peixes capturados durante o ano e D a soma dos pesos dos indivíduos que morreram durante o ano. Embora

simplifique muito a dinâmica da população, a descrição de Russel ainda fundamenta a concepção dos modelos utilizados hoje em dinâmica de populações (HADDON, 2011).

Baranov, em 1918, e Petersen, em 1953, ainda de acordo com Haddon (2011), também propuseram modelos no sentido de descrever a dinâmica das populações, mas seus estudos não causaram tanto impacto quanto o de Russel. A partir destes trabalhos pioneiros, vários tipos de modelos, com diferentes níveis de complexidade, vêm sendo desenvolvidos ao longo dos anos e a utilização de determinado modelo depende da quantidade, qualidade e tipos de dados disponíveis. Estes modelos podem ser agrupados em dois tipos principais:

- a) Modelos holísticos - consideram a população como um ente isolado e não levam em conta sua estrutura etária, a composição por comprimentos ou diferenças sexuais. São os modelos mais simples disponíveis e sua aplicação requer apenas séries temporais de dados captura e índices de abundância relativa. Sua aplicação pode gerar resultados limitados, com elevado grau de incerteza. Neste grupo se incluem as diferentes versões do modelo de produção geral, também chamado de modelo de dinâmica de biomassa (HILBORN; WALTERS, 1992, PRAGER, 1994);
- b) Modelos analíticos – são modelos mais complexos e sofisticados e fornecem resultados mais detalhados, porém requerem maior quantidade de dados e estimativas de parâmetros como entrada, o que implica em maiores custos de aplicação. Dentre os vários modelos que compõe este grupo encontram-se a análise de população virtual (VPA) ou análise sequencial de populações (FRY, 1949; GULLAND, 1965; MURPHY, 1965), a análise de coortes (POPE, 1972, JONES, 1981, JONES, 1984) e a análise sequencial de captura por idade (DOUBLEDAY, 1976; FOURNIER; ARCHIBALD, 1982, SCHNUTE, 1987, DERISO; QUINN II; NEAL, 1985, QUINN; DERISO, 1999). Embora estes modelos sejam considerados mais adequados, a maioria deles está baseada em idade, ou na conversão de comprimentos para idade, que nem sempre é fácil determinar e, como qualquer modelo, também apresentam certo nível de incerteza.

Em anos mais recentes, a visão ecossistêmica começou a ser valorizada, mas entender a dinâmica do ecossistema é, ainda, um grande desafio. Também estão em fase de desenvolvimento os estudos baseados na visão multiespecífica e no conceito de áreas protegidas. Algumas ferramentas como os modelos de simulação EcoPath e EcoSim seguem caminhos diferentes e já estão bem desenvolvidas, mas ainda existem limitações para aplicações práticas mais generalizadas (HADDON, 2011). Neste trabalho a abordagem está concentrada em dois dos modelos que ainda consideram sistemas com populações de espécies individuais e este capítulo trata da aplicação do modelo de biomassa excedente.

Os modelos de biomassa excedente ou modelo de dinâmica de biomassa estão fundamentados no conceito de produção excedente, que resulta da soma algébrica de três forças principais que governam a dinâmica populacional: o recrutamento; o crescimento; e a mortalidade natural. O termo "excedente" se refere ao balanço (positivo) entre o que é aportado pelo recrutamento e pelo crescimento da população em relação à mortalidade natural, ou seja, a produção líquida (PRAGER, 1994).

Para aplicação dos modelos de dinâmica de biomassa considera-se, portanto, que a dinâmica do estoque é resultado da biomassa do ano anterior, mais um termo relativo à produção excedente que resulta desta biomassa, menos o que foi retirado pela pesca naquele ano. A estimação dos parâmetros deste tipo de modelo requer apenas séries temporais de dados de índices de abundância relativa, geralmente captura por unidade de esforço (C_{pue}), associados a dados de captura.

Estes modelos são de particular interesse quando não é possível determinar precisamente a idade dos peixes capturados, o que não permite a aplicação de modelos estruturados por idades. Também podem ser utilizados como um complemento a estes, permitindo um enfoque diferente dos dados e das pescarias. Um aspecto especialmente interessante dos modelos de produção é a sua simplicidade. Do ponto de vista científico, isto facilita a exploração de suas propriedades e do ponto de vista de gestão torna mais fácil a apresentação e compreensão de seus resultados (BARBER, 1988, *apud* PRAGER, 1994).

Prager (1994) ressalta que, apesar da simplicidade, os modelos de produção possibilitam extensões para incluir a modelagem de pescarias simultâneas ou sequenciais de um mesmo estoque, a calibração através de índices de biomassa, modelando alterações na capturabilidade ou características da população (por exemplo, capacidade de suporte), a estimação de dados perdidos de esforço de pesca, além de estimativas não paramétricas de variabilidade dos resultados.

7.2 Material e métodos

O modelo de dinâmica de biomassa aqui utilizado é uma versão do modelo de produção geral proposto por Pella e Tomlinson (1969), descrito em detalhes por Hilborn e Walters (1992) e Haddon (2011), que não se fundamenta na suposição de equilíbrio da população. O modelo foi desenvolvido a partir da formulação original de Russell (1931 *apud* Haddon, 2011), onde a dinâmica do estoque no ano seguinte (B_{t+1}) é dada pela biomassa do ano anterior (B_t), mais um termo relativo à produção excedente que resulta desta biomassa ($f(B_t)$), menos o que foi retirado pela pesca naquele ano (C_t):

$$B_{t+1} = B_t + f(B_t) - C_t$$

A produção excedente, função da biomassa (B_t), é dada por:

$$f(B_t) = \frac{r}{p} B_t \left[1 - \left(\frac{B_t}{K} \right)^p \right]$$

Onde r é a taxa intrínseca de crescimento da população, K é a biomassa relativa à capacidade de suporte do ambiente ou biomassa virgem e p um parâmetro que determina o formato (assimetria) da curva de produção, uma vez que o modelo assume a possibilidade de relação de denso-dependência não linear entre a biomassa e a produção excedente.

O pressuposto geralmente assumido na aplicação de modelos de produção é que a relação entre as taxas de captura (C_{pue}) e a biomassa é constante, o que implica num valor também constante para o coeficiente de capturabilidade (q), ou seja, a fração retirada do estoque por uma unidade de esforço de pesca. A C_{pue} , razão

entre a captura e o esforço de pesca (E_t), está relacionada à biomassa do estoque através da expressão:

$$\widehat{Cpue}_t = \hat{C}_t / E_t = qB_t$$

Resulta que a captura estimada será dada por:

$$\hat{C}_t = qB_tE_t$$

A equação final que descreve o modelo é dada por:

$$B_{t+1} = B_t + \frac{r}{p} B_t \left[1 - \left(\frac{B_t}{K} \right)^p \right] - C_t$$

No caso das pescarias de camarão, no entanto, devido à sazonalidade do padrão de pesca, com concentração do esforço de pesca nos meses de maior abundância, a relação entre esforço e mortalidade por pesca se altera ao longo do ano e, assim como é comum nas demais pescarias, entre anos, resultando também em alterações na relação $cpue$ e abundância e no coeficiente de capturabilidade (GARCIA, 1988).

Assim, por ocasião da aplicação do modelo de dinâmica de biomassa, se considerou o coeficiente de capturabilidade variável, sendo os valores anuais estimados durante o ajuste do modelo. Desta forma, o incremento relativo do esforço de pesca, devido ao aumento anual da eficiência da frota, resultado de avanços tecnológicos e desenvolvimento da habilidade dos pescadores, é levado em conta, uma vez que, dada a relação $\hat{C}_t = qB_tE_t$, onde $\hat{C}_t$ é a captura estimada, não importa, em termos numéricos, se as alterações ocorrem em E ou q .

Foram utilizados no ajuste do modelo os dados de captura e $Cpue$ média anual para o período de 1978 a 2006. Os dados relativos ao início da pescaria não foram utilizados pelas razões já expostas anteriormente. Dados detalhados por embarcação ou por frota e área estão disponíveis somente para alguns anos, o que não permitiu a padronização da $Cpue$ e do esforço de pesca considerando estes fatores. As $Cpue$'s anuais foram estimadas a partir das médias das $Cpue$'s mensais, corrigindo-se,

assim, as distorções eventualmente decorrentes da distribuição irregular do esforço de pesca ao longo dos meses do ano (GULLAND, 1983).

O processo de ajuste consiste basicamente em estimar, a partir de uma série temporal de dados de captura (C_t) e de prognósticos iniciais qualificados para os parâmetros taxa intrínseca de crescimento da população (r), biomassa virgem (K) e biomassa inicial (B_0), uma série de biomassas esperadas B_t . Então, dado o coeficiente de capturabilidade q_t , as biomassas estimadas B_t são utilizadas para produzir uma série de taxas de captura esperadas ($\hat{C}_t/\hat{E}_t = \hat{I}_t = q_t\hat{B}_t$) e estas são comparadas com as taxas de captura observadas. Foi feito também um ajuste alternativo com o valor de B_0 igual a K .

O ajuste foi feito considerando erros de observação, o método mais frequentemente utilizado atualmente, uma vez que foi demonstrado, através de simulações, que reflete de forma mais apropriada as variações verificadas nos dados (HILBORN; WATERS, 1992, PRAGER, 1994). Assume-se que o modelo é determinístico e que resíduos são multiplicativos com distribuição “log-normal” e variância constante ($\varepsilon = N \sim 0: \sigma^2$), um pressuposto que geralmente se aplica a dados de captura e esforço, onde:

$$\widehat{Cpue}_t = C_t/E_t = q_t B_t e^\varepsilon \quad e \quad C_t = q_t B_t E e^\varepsilon$$

Quando o parâmetro p tende a zero, a função de biomassa excedente equivale àquela proposta por Fox (1975):

$$f(B_t) = \ln(K) r B_t \left[1 - \left(\frac{\ln B_t}{\ln K} \right) \right]$$

Assim, conforme sugerido por Haddon (2011), neste trabalho o ajuste do modelo foi feito considerando $p = 0.0000001$, simulando a citada função de alteração de biomassa. Prager (2004) argumenta que nem sempre é fácil gerar uma estimativa adequada do valor do parâmetro de assimetria p e, quando os dados são limitados em quantidade e/ou qualidade, é melhor utilizar modelos mais simples. Neste caso a relação de denso-dependência se torna aproximadamente linear.

A estimação dos parâmetros do modelo $(B_0, r, q, e K)$ é obtida através da maximização da função de verossimilhança apropriada, dada pela expressão (HILBORN; MANGEL, 1997, HADDON, 2011):

$$L(data: B_0, r, K, q) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\hat{\sigma}^2}} \prod_t e^{\left[\frac{-(\text{Ln}\widehat{\text{Cpue}}_t - \text{Ln}\text{Cpue}_t)^2}{2\hat{\sigma}^2} \right]}$$

Onde $L(data: B_0, r, K, q)$ é verossimilhança dos dados para o conjunto de parâmetros, correspondente ao produto das probabilidades individuais de todos os anos de dados disponíveis, onde:

$$\hat{\sigma}^2 = \sum_t \frac{(\text{Ln}\text{Cpue}_t - \text{Ln}\widehat{\text{Cpue}}_t)^2}{n}$$

é o estimador de máxima verossimilhança da variância, sendo n o número total de observações. A expressão da máxima verossimilhança pode ser convertida para uma versão logaritimizada, num formato bem mais simplificado, utilizada neste trabalho:

$$LL = -\frac{n}{2} [\ln(2\pi) + 2\ln(\hat{\sigma}) + 1]$$

Assumindo-se que, pelo modelo logístico, a produção excedente máxima é obtida quando a biomassa corresponde à metade da biomassa virgem ($B_{MSY} = K/2$), com base na curva logística, o ajuste dos modelos de dinâmica de biomassa permite a derivação de alguns indicadores clássicos de performance da pesca, como o rendimento e esforço máximo sustentável (MSY e E_{MSY}), e também uma estimativa da mortalidade por pesca (F_{MSY}):

$$MSY = \frac{rK}{4} \quad e \quad E_{MSY} = \frac{r}{2q}$$

$$F_{MSY} = qE_{MSY} = q \frac{r}{2q} = \frac{r}{2}$$

De acordo com Prager (1994), 90% do valor da mortalidade por pesca estimada desta forma corresponde à tradicional “ F de zero ponto 1” ($F_{0.1}$). Outros indicadores

como a biomassa corrente, a proporção de biomassa corrente em relação à biomassa virgem ou a biomassa inicial, podem ser derivados do modelo.

Assumindo erros com distribuição “log-normal”, uma estimativa do coeficiente de capturabilidade que maximiza a verossimilhança poderia ser derivada diretamente da média geométrica valores estimados para cada ano, obtidos a partir da relação $\ln q_t = \ln \left(C_{pue_t} / B_t \right)$. No entanto, dada a tendência de aumento no valor do coeficiente de capturabilidade, assumiu-se um incremento proporcional no coeficiente de capturabilidade (q_{inc}) para cada ano (HADDON, 2011):

$$q_t = q_0 * q_{inc}^t$$

$$\ln q_t = \ln q_0 + t * \ln q_{inc}$$

$$\ln q_t = \ln \left(\frac{C_{pue_t}}{B_t} \right)$$

As incertezas inerentes às estimativas dos parâmetros do modelo foram avaliadas através da metodologia descrita por Haddon (2011), baseada em reamostragem por “*bootstrap*”. Com resíduos “log-normal” multiplicativos se usa a razão entre os valores das C_{pue} ’s observadas e estimadas com os parâmetros ótimos. É então aplicado um procedimento de reamostragem dos resíduos por “bootstrap”, mantendo as características dos dados originais. Os valores para novas C_{pue} ’s serão obtidos multiplicando-se as razões (resíduos) por suas respectivas C_{pue} ’s estimadas:

$$C_{pue} = \frac{\hat{C}_t}{\hat{E}_t} = q_t * B_t * e^\varepsilon \quad e \quad C_{pue}^* = \widehat{C_{pue}_t} * \left(\frac{C_{pue_t}}{\widehat{C_{pue}_t}} \right)^*$$

Os intervalos de confiança são determinados repetindo-se uma série de vezes (mil vezes neste estudo) todo o procedimento de ajuste do modelo, utilizando-se vetores de índices de captura construídos a partir do procedimento descrito anteriormente. A parte central, que corresponde a 95% do conjunto de resultados para cada parâmetro, situada entre o percentil de 0.025 e de 0.975 dos valores ordenados, representa o intervalo de confiança.

Intervalos de confiança percentuais para os parâmetros com correção do vício podem ser determinados, também, através do método proposto por Efron e Tebshirani, em 1993, descrito por Haddon (2011). O procedimento começa determinando-se a proporção (LT) de valores do parâmetro menores que os valores obtidos com o ajuste considerado ótimo. O valor desta proporção é então transformado via inversa da distribuição normal padrão cumulativa (Φ^{-1}):

$$z = \Phi^{-1}(LT)$$

O intervalo de confiança com correção do vício é então dado por:

$$P_{inferior} = \Phi(2z - 1.96)$$

$$P_{superior} = \Phi(2z + 1.96)$$

Outra forma de abordar as incertezas é realizar projeções baseadas em cenários alternativos. Modelos de produção são determinísticos, mas pressupõe uma função de recrutamento. Assim, podem-se realizar projeções estocásticas baseadas, por exemplo, numa grade de alocação hipotética de diferentes níveis de esforço ou captura.

Para cada nível de esforço de pesca realiza-se um procedimento por “*bootstrap*” descrito anteriormente para determinar os intervalos de confiança, sendo a biomassa em anos futuros (B_{t+1}), estimada a partir da biomassa anterior (B_t) menos a captura esperada (C_t), determinada a partir da biomassa estimada (B_t), da capturabilidade (q_t) e do esforço (E_i) aplicado no ano:

$$B_{t+1} = B_t + \frac{r}{p} B_t \left[1 - \left(\frac{B_t}{K} \right)^p \right] - q_t E_i B_t$$

$$C_t = q_t E_i B_t$$

Cenários alternativos para a pescaria, com uma avaliação dos riscos de diminuição da biomassa do estoque ou mesmo de seu colapso, foram construídos na presente análise a partir de projeções considerando diferentes regimes de esforço de pesca.

Obtém-se, desta forma, uma avaliação das tendências e riscos de colapso do estoque sob os diferentes cenários (PRAGER, 1994).

Um resumo dos passos adotados no ajuste do modelo de Pella e Tomlisson (1969), a partir de séries temporais de captura (C_t) e esforço (E_t), bem como da projeção de cenários futuros e avaliação de riscos, é apresentado a seguir:

- a) Inicialmente são assumidos prognósticos qualificados (considerados válidos) de valores para r , K e B_0 , com o valor do parâmetro p fixado em 0.00000001;
- b) São produzidas então estimativas para os valores esperados da biomassa anual $\hat{B}_t$ variando os valores iniciais de r , K e B_0 :

$$B_{t+1} = B_t + \frac{r}{p} B_t \left[1 - \left(\frac{B_t}{K} \right)^p \right] - C_t$$

- c) Estimam-se, ao mesmo tempo, os coeficientes de capturabilidade considerando um incremento anual proporcional:

$$\ln q_t = \ln q_0 + t * \ln q_{inc}$$

- d) Produz-se então uma série de índices esperados de captura:

$$\widehat{Cpue}_t = \frac{\hat{C}_t}{E_t} = q_t B_t e^\varepsilon$$

- e) Comparam-se os índices de captura estimados com aqueles observados maximizando-se a verossimilhança:

$$LL = -\frac{n}{2} [\ln(2\pi) + 2\ln(\hat{\sigma}) + 1]$$

- f) Uma vez ajustado o modelo, é feita uma reamostragem dos resíduos das $Cpue$'s originais por "bootstrap", com reposição, gerando um novo vetor de resíduos:

$$Cpue_t^* = \widehat{Cpue}_t * (Cpue_t / \widehat{Cpue}_t)^* ;$$

- g) A partir dos resíduos reamostrados se estima uma nova "amostra" de $Cpue$'s;

h) Cada nova amostra de *Cpue's* é utilizada para ajustar duas vezes o modelo, primeiro a partir dos parâmetros considerados ótimos previamente obtidos e depois com estas estimativas aumentados em 1%;

i) Repete-se o processo várias vezes (mil vezes nesta análise) e os resultados obtidos são utilizados para determinar o intervalo de confiança dos parâmetros, que em seguida são corridos levando em conta a correção de vícios;

j) Finalmente é realizada uma análise de risco, projetando-se cenários futuros para a pescaria utilizando-se os parâmetros considerados ótimos e níveis alternativos de esforço de pesca:

$$B_{t+1} = B_t + \frac{r}{p} B_t \left[1 - \left(\frac{B_t}{K} \right)^p \right] - C$$

$$B_{t+1} = B_t + \frac{r}{p} B_t \left[1 - \left(\frac{B_t}{K} \right)^p \right] - q_t E_t B_t$$

Na presente análise o algoritmo foi aplicado através de planilha eletrônica, utilizando-se um programa escrito em "VB (visual basic)".

7.3 Resultados

Na Tabela 7.1 são apresentadas as capturas anuais de *F. subtilis* em toneladas de peso inteiro juntamente com as respectivas taxas de captura por unidade de esforço de pesca (*Cpue*) em toneladas por dia de mar, bem como os resultados do ajuste do modelo de dinâmica de biomassa de Pella e Tomlimson (1969).

As estimativas obtidas para os dois pontos de referência principais (MSY e E_{MSY}) são apresentadas na Tabela 7.2 a seguir, onde se verifica que os resultados finais para este e para outros parâmetros, estimados pelos dois ajustes, com $B_0 = K$ e B_0 variável, foram similares, demonstrando que o método é pouco sensível a variações de B_0 . As tentativas de se utilizar séries de captura e *Cpue* para diferentes grupos de anos, conforme sugerido por Prager (1994), também demonstraram certa estabilidade do modelo.

Tabela 7.1 – Capturas, esforço de pesca e cpue das pescarias industriais e biomassa estimada da população de F. subtilis, em toneladas, na plataforma continental amazônica, de 1978 a 2006.

Ano	Captura	CpueObs.	BiomassaPrev.	CpuePrev.
1978	1.718	0,199	71.361,4	0,217
1979	2.155	0,178	50.875,6	0,171
1980	3.571	0,158	41.235,6	0,154
1981	4.477	0,182	34.564,2	0,144
1982	4.276	0,154	29.577,8	0,136
1983	4.406	0,144	26.443,4	0,135
1984	5.899	0,133	24.072,0	0,137
1985	5.345	0,100	20.799,7	0,131
1986	5.000	0,098	18.765,4	0,131
1987	6.963	0,131	17.413,9	0,135
1988	6.952	0,149	14.282,1	0,123
1989	5.189	0,111	11.441,8	0,110
1990	4.519	0,109	10.415,8	0,111
1991	4.778	0,110	10.021,2	0,118
1992	4.386	0,125	9.344,5	0,123
1993	5.907	0,139	9.005,7	0,131
1994	5.355	0,111	7.113,9	0,115
1995	3.599	0,095	5.504,8	0,099
1996	3.793	0,100	5.288,1	0,105
1997	3.073	0,104	4.816,3	0,107
1998	3.990	0,145	4.923,1	0,121
1999	3.453	0,110	4.146,2	0,103
2000	2.786	0,097	3.643,0	0,091
2001	2.184	0,090	3.610,2	0,091
2002	1.915	0,097	4.165,8	0,107
2003	2.703	0,132	5.207,6	0,135
2004	2.635	0,147	5.803,2	0,151
2005	2.441	0,145	6.628,2	0,175
2006	4.608	0,265	7.837,9	0,209

*Tabela 7.2 – Valores estimados para os principais parâmetros populacionais do *F. subtilis* e pontos de referência para as pescarias, na plataforma continental amazônica.*

Parâmetro	$B_0 = K$	B_0 estimado
r (taxa de crescimento da população)	0,328	0,342
K (biomassa virgem)	34.933	33.107
B_0 (Biomassa inicial)	34.933	71.361
P (parâmetro de curvatura)	0,00000001	0,00000001
q_{inc} (incremento de capturabilidade)	1,08	1,11
q_0 (capturabilidade inicial)	4,140E-06	3,035E-06
B_{2006} (biomassa de 2006)	10.173	7.838
MSY (rendimento máximo sustentável)	4.215	4.171
E_{MSY} (esforço máximo sustentável)	17.721	19.825
$B_{2006/K}$	0,29	0,24
B_0/K	1,0	2,2
LL (log verossimilhança)	8,36	14,10

A análise final completa foi conduzida considerando-se o ajuste do modelo com B_0 variável, uma vez que também apresentou melhor índice de ajuste ($LL = 14.047$) e os resultados foram mais consistentes com a realidade da pescaria. Segundo Haddon (2011), quando B_0 é um dos parâmetros estimados pelo modelo seu valor é geralmente mais elevado que o valor de K . Por outro lado, as estimativas dos parâmetros obtidas com $B_0 = K$ são um pouco mais conservadoras (PRAGER, 1994).

A Figura 7.1 apresenta a tendência das taxas de captura observadas e estimadas pelo modelo. Verifica-se um bom ajuste visual mostrando que as variações anuais foram razoavelmente captadas pelo modelo, apesar das restrições quanto a sua aplicação para espécies de curto ciclo de vida e grande variabilidade de recrutamento (GARCIA, 1985b).

Observa-se na Figura 7.1 gradual declínio da C_{pue} até 2001/2002, com algumas oscilações e picos e, a partir daí, uma acentuada tendência de recuperação, com um elevado pico no ano de 2006. A considerável redução do esforço de pesca e

condições ambientais bastante favoráveis no período de 2003 a 2006, assunto que será tratado com maior profundidade no próximo capítulo, provavelmente contribuíram, decisivamente, para esta mudança de cenário.

Figura 7.1 – Taxas de captura (cpue), em quilogramas por dia de mar, observadas (linha tracejada) versus estimadas (linha cheia) nas pescarias industriais de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica, de 1978 a 2006.

A Figura 7.2 mostra a trajetória da biomassa do *F. subtilis* ao longo do período do estudo. O declínio acentuado ao longo dos anos de exploração do recurso só começou a ser revertido a partir de 2002, o que resultou em maiores taxas de captura. No gráfico não foram consideradas as estimativas de biomassa para os quatro primeiros anos, pois, segundo Prager (1994), são muito imprecisas, não sendo recomendável que se faça inferências sobre elas. Um aspecto importante que deve ser ressaltado é o intervalo de confiança relativamente estreito das estimativas de biomassa sugerindo certa confiabilidade aos resultados obtidos. A proporção $B_{2006}/K = 0,27$ é relativamente baixa, mas tende a crescer na medida em que a biomassa está se recuperando.

*Figura 7.2 – Trajetória da biomassa estimada da população de *F. subtilis*, com os limites do intervalo de confiança (95%) indicados por linhas tracejadas, na plataforma continental amazônica, no período de 1982 a 2006.*

O rendimento máximo sustentável (*MSY*) estimado é compatível com a média histórica anual das capturas na região, mas a estimativa do esforço máximo sustentável está abaixo da média anual, indicando que, em alguns anos, o esforço foi muito superior ao recomendado. Somente nos últimos anos o nível do esforço de pesca flutuou em torno do esforço ótimo estimado e até um pouco abaixo dele.

Os intervalos de confiança percentuais determinados por “*bootstrap*” para o rendimento máximo sustentável e para a taxa de crescimento da população, com e sem correção de vício, são apresentados na Tabela 7.3 a seguir. Verifica-se que o intervalo de confiança é, também, relativamente estreito o que sugere uma estimativa confiável do *MSY*.

Tabela 7.3 – Valores ótimos estimados para o rendimento máximo sustentável (MSY) e taxa intrínseca de crescimento (r) da população de F. subtilis, com intervalos de confiança corrigidos, na plataforma continental amazônica.

Intervalo de confiança para MSY		Intervalo de confiança para r	
Sup 95% (BootStrap)	4.312	Sup 95% (BootStrap)	0,374
MSY (média)	4.017	Média	0,303
Inf 5% (BootStrap)	3.676	Inf 5% (BootStrap)	0,237
MSY (ótimo)	4.019	Ótimo	0,301
MSY (mediana)	4.030	Mediana	0,303
Z	0	Z	-0,095
P sup	1	P sup	0,962
P inf	0	P inf	0,016
Sup 95% (BootStrapC)	4.270	Sup 95% (BootStrapC)	0,364
Inf 95% (BootStrapC)	3.645	Inf 95% (BootStrapC)	0,233
%Vicio	-0,04	%Vicio	0,513

A projeção do estoque para os próximos anos, considerando os parâmetros ótimos estimados pelo modelo para o padrão de pesca atual, evidencia a manutenção da recuperação da biomassa a níveis compatíveis com o rendimento máximo sustentável (Figura 7.3).

Figura 7.3 – Biomassa projetada para o estoque de F. subtilis na plataforma continental amazônica até 2013, com o intervalo de confiança indicado pelas linhas tracejadas.

A Figura 7.4 mostra a possibilidade da biomassa projetada vir a ser menor que a biomassa de 2005, escolhida como referência porque sua média está um pouco acima de 8 mil toneladas, ficando a taxa de exploração em torno de 0,5. Verifica-se que, quando o esforço de pesca ultrapassa o esforço máximo sustentável, na faixa de 19 a 20 mil dias de mar, a frequência com que o nível de biomassa passa a ser menor que o nível de 2005 aumenta consideravelmente. Portanto a limitação do esforço de pesca ao nível estimado como máximo sustentável pode garantir a sustentabilidade do estoque.

Figura 7.4 – Probabilidade da biomassa projetada para os anos seguintes ser inferior a biomassa de 2005, considerando diferentes níveis de esforço de pesca (dias de mar).

7.4 Discussão

Modelos de dinâmica de biomassa fornecem estimativas de vários pontos de referência: rendimento máximo sustentável (MSY) e sua família associada; mortalidade por pesca para atingir o MSY (F_{MSY}); biomassa no MSY (B_{MSY}); bem como a biomassa inexplorada ou virgem. A parametrização de Schaefer e algumas de Pella-Tomlinson permitem estimação da mortalidade por pesca que levará ao colapso do estoque ($F_{colapso}$). Estes pontos de referência são úteis para se avaliar a

saúde do estoque e estabelecer medidas de ordenamento, mas são sensíveis à escolha do modelo a ser aplicado.

Por outro lado, os pressupostos para aplicação dos modelos são muito fortes e, além de não considerarem alterações na estrutura da população, não levam em conta a influência de fatores ambientais. A imprecisão e incertezas têm sido evidenciadas por muitos autores, especialmente quando se trata de estoques de espécies de vida curta e elevada variabilidade no recrutamento (GARCIA, 1985a). A incerteza é maior quando os níveis de esforço são relativamente estáveis, resultando em falta de contraste para permitir estimativas mais confiáveis. Quando as taxas de captura estão em declínio, eles invariavelmente são excessivamente otimistas em relação às previsões de captura máxima sustentável (HILBORN; WALTERS, 1992).

Para diminuir o grau de incerteza dos parâmetros seria fundamental obter estimativas, pelo menos de alguns deles, através de outros métodos. Alterações no coeficiente de capturabilidade, por exemplo, provocam grande impacto na estimação do esforço máximo sustentável. Se estas alterações pudessem ser determinadas de forma empírica avaliando-se, por exemplo, o impacto relativo da introdução de novos equipamentos de pesca o nível de incerteza se reduziria. De grande utilidade seriam também estimativas diretas de biomassa do estoque para alguns anos, o que permitiria ancorar os resultados a dados mais reais (PRAGER, 1994, HADDON, 2011).

As alterações no poder de pesca, expresso por q , mostram um incremento anual que pode ser considerado elevado, cerca de 10% ao ano. Talvez o nível de inovação tecnológica da frota não tenha sido tão acentuado, embora uma frota de barcos estrangeiros arrendados tenha operado com maior eficiência nos anos 80. Por outro lado, a contínua diminuição do esforço de pesca, a partir de 1988/89, pode ter contribuído neste sentido, permitindo que os barcos remanescentes passassem a operar em áreas de maior concentração de biomassa, resultando em maior eficiência das unidades de esforço de pesca.

Porém, uma das principais razões para as incertezas dos modelos de produção é o fato de terem sido ajustados, historicamente, assumindo-se a condição de equilíbrio.

Estes métodos têm desempenho pobre e devem ser simplesmente esquecidos (HILBORN; WALTERS, 1992, HADDON, 2011). Embora seja sugerido por Garcia (1988) que a fraca relação entre a biomassa em um ano t e a biomassa no ano $t + 1$ torne estes modelos apropriados para camarões, uma vez que a curta longevidade poderia indicar que condições aproximadas de equilíbrio seriam atingidas a cada ano, sua aplicação ao estoque de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica apresentou, em outras ocasiões (IBAMA, 1994 e 1998), resultados que não parecem satisfatórios.

O ajuste através de séries temporais utilizando maximização por verossimilhança ou minimização não linear dos mínimos quadrados oferece resultados bem superiores, sendo a abordagem geralmente aceita hoje. E, apesar das incertezas, podem ser ainda muito úteis, especialmente quando não se dispõe de dados para aplicação de modelos mais sofisticados. Além disso, o uso intensivo de computadores nos anos recentes tem permitido uma grande evolução e expansão destes modelos, através da incorporação de técnicas estatísticas mais complexas, tendo sido aplicados para camarão-tigre no Norte da Austrália (HADDON; HODGSON, 2000), para o *Aristeus antennatus* no Mediterrâneo (CARBONELL; AZEVEDO, 2003), para o *F. californiensis*, no Golfo da Califórnia (MORALES-BOJORGUEZ; LÓPEZ-MARTÍNEZ; HERNÁNDEZ-VÁSQUEZ, 2001), entre outros.

De fato, o modelo aqui utilizado parece, em geral, se ajustar bem aos dados, com a trajetória da curva capturando as mais importantes variações nos dados. Por outro lado, foram gerados intervalos de confiança pelo procedimento de "bootstrap", que não dependem da distribuição estatística da variável, podem ser assimétricos e sintetizam o efeito de todos os parâmetros variando simultaneamente. Isto permite que se avalie com mais segurança os níveis de confiabilidade das estimativas. Outra vantagem da estratégia por "bootstrap" é a possibilidade de estimar, embora de forma aproximada, os vieses dos parâmetros (HADDON, 2011).

Os principais pontos de referência ($MSY = 4032$ e $E_{MSY} = 19369$) parecem consistentes com o desempenho histórica da pescaria e com o padrão de pesca atual. De qualquer forma, devem ser interpretados com cuidado e sob um enfoque

precautório, pois não significa que MSY e E_{msy} possam ser adequados para qualquer nível de biomassa. Capturas acima ou abaixo do MSY podem ser obtidas em alguns anos uma vez que as condições ambientais podem ter forte influência sobre a abundância do estoque.

Na presente análise, a estimativa de B_0 foi bem superior ao valor de K e verifica-se que o intervalo de confiança é bastante amplo, caracterizando de forma clara a incerteza nas estimativas deste parâmetro. Convém ressaltar que existem várias maneiras de se estimar B_0 e diferentes valores podem ser obtidos, mas utilizou-se aqui a estimação direta que, segundo Haddon e Hodgson (2000), é a forma mais eficiente quando se tratam de espécies de vida curta, governadas mais pelo recrutamento. O modelo, no entanto, não apresentou grande sensibilidade a este parâmetro.

Em relação à trajetória da biomassa estimada, observa-se uma inversão da tendência de declínio e início de recuperação a partir de 2001, coincidindo com a redução do esforço de pesca e provável melhoria das condições ambientais, o que já vinha sendo sugerido pelo novo patamar atingido pela C_{pue} . Verifica-se também que o intervalo de confiança deste parâmetro não é muito amplo, conferindo certo nível de confiabilidade das estimativas, exceto para os valores iniciais, correspondentes ao desenvolvimento da pescaria quando, segundo Prager (1994), é difícil determinar o quanto as taxas de captura são de fato representativas da biomassa do estoque.

São muitas as fontes de variação na abundância e em outros parâmetros da população que não são captadas pelo modelo e uma análise de riscos facilitaria a interpretação e seria de muita utilidade para orientar a tomada de decisões por parte dos administradores da pesca. A abordagem da análise de risco pode ser baseada na fixação de cotas de captura ou de esforço de pesca.

Fixar níveis de esforço de pesca, alternativa utilizada nesta análise, parece mais adequado, pois é mais difícil um estoque entrar em colapso com um nível fixo de esforço de pesca do que com uma cota fixa de captura. Será sempre possível continuar obtendo as mesmas cotas de captura, mesmo quando a biomassa está em

declínio, seja com o aumento da eficiência ou aumento do esforço nominal, mesmo que seja por um período relativamente curto (HADDON, 2011).

Os resultados da análise de projeção mostram que com um padrão de pesca ancorado no esforço máximo sustentável são pequenas as chances da biomassa de anos futuros vir a ser inferior a biomassa de 2005, sendo baixo o risco de colapso da população. Mas é necessário atentar para o fato de que níveis de esforço pesqueiro somente um pouco acima do máximo sustentável, 21 mil dias de mar, por exemplo, resultam em chances elevadas de queda da biomassa nos anos seguintes.

Quando se tratam de peneídeos, é preciso levar em conta também que a elevada variação no nível de recrutamento é um indicativo da forte influência do ambiente no nível de abundância das populações e esta influência deveria ser melhor investigada, juntamente com a relação estoque reprodutor e recrutamento (GARCIA, 1996, EHRHARDT; ARAGÃO; SILVA, 1999). Neste sentido, têm sido realizadas tentativas de aplicação de modelos de produção incluindo variáveis ambientais.

Um exemplo de ajuste estatístico entre captura, esforço de pesca e o ambiente para peneídeos pode ser encontrado em Griffin, Lacewell e Nichols (1976). Segundo estes autores, a descarga elevada do Rio Mississippi durante o período em que os camarões estão nas áreas de berçário/criadouro provoca redução da temperatura e da salinidade, resultando na redução da abundância da população e, conseqüentemente, das capturas futuras.

Bons exemplos de aplicação de modelos de produção incluindo variáveis ambientais, inclusive para pequenos pelágicos na África, são oferecidos por Freon (1986) e Freon et al. (1993). Estudos realizados por Mendo e Tam (1993) com o *F. vannamei*, na costa Norte do Peru, concluem que a capacidade de carga do ambiente não é constante ao longo do tempo e depende de variáveis ambientais como a vazão dos rios e a temperatura do oceano, ligados a episódios de El Niño.

Na presente análise não se obteve êxito nas tentativas de utilização de modelos em equilíbrio que incluem variáveis ambientais, como o modelo de Griffin e modelo de

Freon. Mas, a aplicação de regressões múltiplas para as séries de dados mensais, assunto que será tratado no próximo capítulo, forneceu bons resultados.

7.5 Conclusões

- ✓ Embora persistam restrições em relação aos modelos de dinâmica de biomassa, a presente análise permite algumas conclusões consistentes em relação ao nível de exploração considerando o histórico das pescarias do *F. subtilis* na plataforma continental amazônica brasileira:
- ✓ O modelo apresentou bom ajuste e a análise gráfica mostra que as variações anuais foram razoavelmente captadas pelo mesmo;
- ✓ A tendência de declínio da *cpue* até 2001/2002, com algumas oscilações e picos, passa a ser revertida com acentuada recuperação nos anos seguintes e um elevado pico no ano de 2006;
- ✓ A recuperação dos níveis de *cpue* coincide com a considerável redução do esforço de pesca e, provavelmente, condições ambientais favoráveis, no período de 2003 a 2006, e a trajetória da biomassa do *F. subtilis* ao longo do período do estudo acompanha a trajetória da *cpue* com reversão da tendência de declínio e recuperação a partir de 2002;
- ✓ O valor estimado para o rendimento máximo sustentável ($MSY = 4.032 \text{ t}$) foi compatível com os rendimentos que vêm sendo obtidos pela pescaria embora o esforço máximo sustentável ($F_{MSY} = 19.370 \text{ dias de mar}$) tenha estado abaixo dos níveis aplicados historicamente ao recurso. Em alguns anos, o nível de esforço foi muito superior ao recomendado e somente nos últimos anos flutuou em torno do esforço ótimo estimado e até um pouco abaixo dele.
- ✓ Os intervalos de confiança relativamente estreitos das estimativas dos principais pontos de referência (MSY e F_{MSY}) e biomassa anual sugerem certa confiabilidade aos resultados obtidos, sendo vício estimado para MSY bem menor que para r ;
- ✓ As alterações no poder de pesca, expresso por q , mostram um incremento anual que pode ser considerado elevado, cerca de 10% ao ano. Talvez o nível de inovação tecnológica da frota não tenha sido tão acentuado, embora uma frota de barcos estrangeiros arrendados tenha operado com maior eficiência nos anos

80. Por outro lado, a contínua diminuição do esforço de pesca, a partir de 1988/89, pode ter contribuído neste sentido, permitindo que os barcos remanescentes passassem a operar em áreas de maior concentração de biomassa;

- ✓ A projeção do estoque para os próximos anos, considerando os parâmetros ótimos estimados pelo modelo para o padrão de pesca atual, evidencia a recuperação da biomassa a níveis compatíveis com o rendimento máximo sustentável;
- ✓ Quando o esforço de pesca ultrapassa o esforço máximo sustentável, na faixa de 19 a 20 mil dias de mar, a frequência com que o nível de biomassa passa a ser menor que o nível de 2005, escolhida como referência porque neste ano a biomassa média corresponde a uma taxa de exploração em torno de 0,5, aumenta consideravelmente. Portanto a limitação do esforço de pesca ao nível estimado como máximo sustentável pode garantir a sustentabilidade do estoque.

8. AVALIAÇÃO DO ESTOQUE - Modelo baseado em crescimento estocástico

8.1 Introdução

Os modelos baseados em comprimento foram o início do desenvolvimento dos modelos de avaliação de estoques, depois transformados para modelos baseados em idades que, em geral, requerem a equação de Von Bertalanffy para converter comprimentos a idades, absolutas ou relativas. Muitos destes modelos baseados em idade partem de fortes pressupostos, sendo também necessária a determinação da idade das capturas para sua aplicação, o que nem sempre é um procedimento acurado.

Os pressupostos clássicos que fundamentam e limitam a aplicabilidade de muitos dos modelos baseados em idades são: composição estável da estrutura da população por comprimentos ao longo do tempo; o recrutamento à pesca do tipo “fio-de-navalha” é constante; o crescimento é determinístico, com os comprimentos bem definidos para cada idade (JONES, 1981; SPARRE; VENEMA, 1998, HILBORN; WALTERS, 1992).

Nos últimos anos, os modelos fundamentados no seguimento das várias coortes que compõem a população ao longo de sua vida, chamados de “*Sequential Population Analysis*” não requerem alguns dos pressupostos acima e são mais flexíveis. Porém, nas situações nas quais não é possível determinar a idade dos indivíduos capturados, como é o caso das pescarias de peneídeos, persistem as limitações para sua aplicabilidade (HADDON, 2011, HILBORN; WALTERS, 1992, QUINN; DERISO, 1999, SMITH; ADDISON, 2003).

Nestas circunstâncias, os modelos baseados em comprimento vêm sendo preferencialmente utilizados por muitos autores (PUNT; KENNEDY, 1997, HOBDA; PUNT, 2001, HARLEY, 2002). Estes modelos têm passado por avanços importantes e voltam a se popularizar, como é o caso da análise sequencial da população por comprimentos, com a incorporação de um componente estocástico de crescimento (SULLIVAN; LAI; GALLUCCI, 1990, PUNT; KENNEDY, 1997).

O modelo de avaliação de estoques baseado nos comprimentos dos indivíduos capturados, que incorpora um componente estocástico (*"Catch at Length Analysis that Incorporates a Stochastic Model of Growth - CASA"*), desenvolvido por Sullivan, Lai e Gallucci (1990), não requer os pressupostos de estrutura estável da população nem de recrutamento fio de navalha. Por este motivo, e por ser baseado somente em comprimentos, optamos por utilizar este modelo para analisar os dados do *F. subtilis* da plataforma amazônica brasileira.

O modelo CASA vem sendo aplicado em estudos de populações de peixes e crustáceos para determinar a variabilidade interanual do recrutamento, a abundância do estoque, a taxa de exploração e, em alguns casos, a mortalidade natural. Lai e Bradbury (1988) utilizaram o modelo para a população de ouriço-vermelho (*Strongylocentrotus franciscanus*) do Pacífico Norte. Zheng, Kruse e Murphy (1995, 1998) aplicaram para o caranguejo-rei-vermelho (*Paralithodes camtschaticus*) e para o caranguejo-tanino (*Chionoecetes bairdi*) também do Pacífico Norte. Morales-Bojórquez e Nevárez-Martínez (2010) estimaram o padrão de recrutamento anual, bem como o impacto das taxas de captura na composição por tamanho da população de lulas (*Dosidicus gigas*), em Guaymas, México.

Neste trabalho se estima a abundância, o padrão intra-anual e a variação inter-anual do recrutamento, bem como as taxas de mortalidade por pesca e a capturabilidade nas pescarias de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica brasileira.

8.2 Material e métodos

Foram utilizados nesta análise os dados de desembarques totais, do processamento por categoria comercial e esforço de pesca das pescarias do *F. subtilis* na plataforma continental amazônica brasileira no período de 1982 a 2006. O tratamento dado aos mesmos bem como a sistematização aplicada foi previamente descrita no Capítulo 2. Na maioria dos anos, a quantidade processada corresponde ao total desembarcado e nos demais anos estas foram ponderadas pela proporção entre o desembarque total e o total processado. Assumiu-se que os totais desembarcados são representativos da captura total.

Com base na distribuição de frequência de comprimentos mensais por categoria comercial, obtidas nos anos de 1980 e no período de 1997 a 2006, as quantidades processadas foram convertidas para número de indivíduos capturados por comprimento e por sexo, em classes de 10 mm, conforme procedimento descrito por Ehrhardt e Legault (1999) e Ehrhardt, Aragão e Silva (1999).

Utilizou-se a distribuição de frequência média por se considerar que a variabilidade das distribuições está muito mais relacionada à regulação da máquina classificadora no dia da amostragem, do que a uma variabilidade interanual na composição das categorias comerciais por comprimento. Note-se que os dados de esforço e captura foram redistribuídos ao longo dos meses conforme descrito no Capítulo 2.

O algoritmo consiste basicamente em converter as capturas mensais por categoria comercial com peso expresso em libras para números de indivíduos distribuídos em classes de comprimento uniformes. Inicialmente divide-se o total em libras de cada categoria comercial pelo respectivo peso médio, obtendo-se uma estimativa do número total de indivíduos naquela categoria. Este número é então ponderado pela proporção de indivíduos em cada classe de comprimento nas amostras obtendo-se, assim, o número de indivíduos capturados por classe de comprimento.

Estes dados, juntamente com os dados de esforço de pesca, foram utilizados para estimar o recrutamento, tamanho do estoque e mortalidades por pesca mensais para o período, utilizando-se o modelo de "captura por comprimento com incorporação de um modelo de crescimento estocástico (CASA)". Este modelo baseia-se num processo de estimação que caracteriza a dinâmica da população em termos de número de indivíduos por comprimento ao longo do tempo e incorpora um pressuposto de crescimento estocástico dos indivíduos da população. Foi desenvolvido por Sullivan, Lai e Gallucci (1990) e a descrição a seguir está totalmente baseada no trabalho original dos autores.

O modelo matemático é estruturado por comprimentos e descreve de forma explícita a exploração e o crescimento dos indivíduos na população em termos de comprimento. Está formulado a partir de duas relações básicas: a primeira que

relaciona a captura por comprimento à abundância; e a segunda caracteriza as alterações em números por comprimentos entre períodos de tempo.

A captura $C_{l,t}$, de determinada classe de comprimento ($l = 1, \dots, n$) e tempo t ($t = 0, \dots, t_{max}$), é relacionada ao número de indivíduos na população ($N_{l,t}$) naquela classe de comprimento e naquele tempo através da correspondente taxa de exploração ($\mu_{l,t}$):

$$(1) \quad C_{l,t} = N_{l,t} * \mu_{l,t}$$

Onde:

$C_{l,t}$ captura da classe de comprimento l ($l = 1, \dots, n$) no tempo t ($t = 0, \dots, t_{max}$)

$N_{l,t}$ número de indivíduos na população na classe de comprimento l no tempo t

$\mu_{l,t}$ taxa de exploração relacionada a uma classe de comprimento l no tempo t

A taxa de exploração é definida como a proporção de indivíduos daquela classe de comprimento l que morre devido à taxa de mortalidade por pesca no tempo t :

$$(2) \quad \mu_{l,t} = \frac{F_{l,t}}{Z_{l,t}} (1 - e^{-Z_{l,t}})$$

Onde $F_{l,t}$ é taxa de mortalidade por pesca relacionada a dada classe de comprimento l no tempo t e $Z_{l,t}$ mortalidade total relacionada a uma dada classe de comprimento l no tempo t

As equações (1) e (2), quando combinadas, refletem a formulação padrão da equação de captura de Baranov com os indivíduos agrupados em comprimentos ao invés de idades:

$$C_{l,t} = N_{l,t} * \frac{F_{l,t}}{Z_{l,t}} (1 - e^{-Z_{l,t}})$$

A mortalidade por pesca é função do esforço de pesca e da seletividade do aparelho e pode ser determinada para cada classe de comprimento como o produto do

coeficiente de seletividade específico de comprimento s_l pela taxa de mortalidade por pesca f_t que incide sobre as classes plenamente recrutadas no tempo t :

$$(3) \quad F_{l,t} = s_l f_t$$

Onde:

$F_{l,t}$ taxa de mortalidade por pesca da classe de comprimento l no tempo t

s_l coeficiente de seletividade específico da classe de comprimento l

f_t taxa de mortalidade por pesca no tempo t para as classes totalmente recrutadas

O coeficiente de seletividade específico de comprimento (s_l) é dado pela fração de peixes na classe de comprimento l sujeita ao efeito da mortalidade por pesca, sendo representado por uma função logística:

$$(4) \quad s_l = \frac{1}{1 + \alpha_s e^{-\beta_s l}}$$

Onde:

s_l fração de peixes mortos pela pesca na classe de comprimento l no tempo t

α_s e β_s parâmetros constantes da expressão da curva logística

A taxa de mortalidade total correspondente à classe l no tempo t é dada pela soma da mortalidade natural, aqui considerada constante, com a mortalidade por pesca para a classe:

$$(5) \quad Z_{l,t} = F_{l,t} + M_{l,t} \quad \text{ou} \quad Z_{l,t} = s_l f_t + M_{l,t}$$

Onde $Z_{l,t}$ é mortalidade total correspondente a classe l no tempo t e $M_{l,t}$ é a mortalidade natural, aqui considerada constante.

O número de indivíduos ($N_{l,t'}$) presente em uma classe l , no início de um tempo posterior t' , é dado pelo número de indivíduos ($N_{l,t}$) de uma classe de comprimento l que sobrevive entre o início e o fim do período de tempo t , menos os indivíduos que eventualmente cresceram e atingiram uma classe de comprimento superior no

tempo t' . Se considerarmos negligível o crescimento dos peixes dentro da classe de comprimento l , no tempo t , então o número total de indivíduos que sobrevivem até o começo do período de tempo t' , será reduzido apenas pela mortalidade total:

$$(6) \quad N_{l,t'} = N_{l,t} e^{-Z_{l,t}}$$

Onde, $N_{l,t'}$ é o número de peixes da classe de comprimento l que sobrevive até início do tempo t' .

Para levar em conta o crescimento, incorpora-se um modelo que combina a variabilidade inerente ao crescimento individual com a tendência geral não linear frequentemente observada para o crescimento na população como um todo. O crescimento é relacionado à proporção de sobreviventes ($P_{l,l'}$) da classe de comprimento l , durante um intervalo de tempo fixo. Assume-se que a proporção ($P_{l,l'}$) de indivíduos que sobrevivem e crescem de uma classe de comprimento l para classes subsequentes l' ($l' = l, \dots, n$), é representada por uma função de distribuição de probabilidade que pode ser parametrizada por sua média e variância. A média representa o incremento de crescimento médio o qual pode ser descrito por qualquer modelo determinístico padrão de crescimento. A variância representa a variabilidade do crescimento individual que, em muitas circunstâncias é proporcional à média. Portanto, a média e a variância juntas determinam a proporção de indivíduos passando de uma classe de comprimento a outra. Deve-se notar que l' pode ser igual a l , o que significa que indivíduos podem não crescer e permanecer na classe l .

Para representar a média da distribuição se considera, por exemplo, que o crescimento é descrito pela equação de von Bertalanffy:

$$(7) \quad L_t = L_{\infty} [1 - e^{-k(t-t_0)}]$$

Onde L_t é o comprimento do indivíduo na idade t , t_0 é o fator de correção do tempo relativo ao nascimento ou recrutamento, L_{∞} é o comprimento assintótico teórico de um indivíduo e k é a constante de crescimento de Brody. Baseado neste modelo, o incremento do crescimento Δ_l em uma unidade de intervalo de tempo $(t, t + 1)$ para

um indivíduo começando na classe de comprimento l no tempo t com comprimento L_t será dado por:

$$(8) \quad \Delta_l = L_{t+1} - L_t$$

Este incremento podendo variar de indivíduo a indivíduo. Fixando L_t como o comprimento médio ou centro (l_*) de uma classe, Δ_l representa a alteração no comprimento de um indivíduo que se encontrava inicialmente na classe de comprimento l . O incremento médio de crescimento $\bar{\Delta}_l$ para os indivíduos da classe de comprimento l corresponde à alteração média no comprimento dos indivíduos que se encontravam inicialmente na classe de comprimento l sendo dado por:

$$(9) \quad \bar{\Delta}_l = (L_\infty - l_*)(1 - e^{-k})$$

Onde:

$\bar{\Delta}_l$ alteração média do comprimento

l_* centro de classe

Assim como na equação (8), a equação (9) resulta de uma diferença e nela a necessidade de interpretação do tempo como idade foi eliminada.

Neste trabalho, uma distribuição gama é utilizada para representar a variação no crescimento descrito acima, devido à sua flexibilidade e versatilidade para representar aproximações de diferentes formas funcionais. Além do mais, por ser definida inteiramente em termos de seu primeiro e segundo momento, o número de parâmetros a serem estimados é menor. A distribuição gama expressa em termos de parâmetros α_l e β é dada por:

$$(10) \quad g(x|\alpha_l, \beta) = \frac{1}{\beta^{\alpha_l} \Gamma(\alpha_l)} x^{\alpha_l-1} e^{(-x/\beta)}$$

Onde x representa $\bar{\Delta}_l$, o incremento do crescimento de um indivíduo originalmente na classe de comprimento l . A alteração média de comprimento é dada por $\bar{\Delta}_l = \alpha_l \beta$ e a variância, que é proporcional à média, é dada por $\sigma_l^2 = \alpha_l \beta^2 = \beta \bar{\Delta}_l$. Nesta

expressão, β é também o coeficiente de variação, utilizado para incorporar a variabilidade do crescimento individual na população. Dados l_* e β , os parâmetros α_l e consequentemente $\bar{\Delta}_l$ e σ_l^2 são funções dos dois parâmetros da equação de Von Bertalanffy, L_∞ e k .

As capturas observadas são classificadas por classes de comprimento e o crescimento de indivíduos em uma classe de comprimento l , onde o comprimento destes indivíduos pode variar entre l_1 e l_2 , é aproximado pelo crescimento médio individual $l_* = (l_1 + l_2)/2$. A proporção esperada de indivíduos crescendo de uma classe de comprimento l para a classe l' pode ser determinada pela integração sob a faixa de comprimento (l'_1, l'_2) da classe de comprimento receptora l' no começo do próximo período de tempo t' :

$$(11) \quad P_{l,l'} = \int_{l'_1}^{l'_2} g(x|\alpha_l, \beta) dx$$

Assume-se que qualquer indivíduo que entra em uma classe de comprimento com o comprimento médio maior que L_∞ permanece na própria classe, dependendo apenas da sobrevivência. Isto é $P_{l',l'} = 1$ para $l' \geq L_\infty$.

O modelo de von Bertalanffy limita a três o número de parâmetros necessários para descrever o crescimento (L_∞ , k e β) ao mesmo tempo em que permite uma descrição estocástica do mesmo.

As equações (6) a (11) são agora utilizadas para calcular o número total de indivíduos $N_{l',t'}$ da classe de comprimento l' no começo do próximo período de tempo t' :

$$(12) \quad N_{l',t'} = \sum_t P_{l,l'} N_{l,t} e^{-Z_{l,t}}$$

Nesta formulação o crescimento é invariante com o tempo (idade).

Para completar a descrição da dinâmica, uma função de renovação que inclui o recrutamento à pesca é incorporada a equação (12):

$$(13) \quad N_{l',t'} = \sum_t P_{l,l'} N_{l,t} e^{-Z_{l,t}} + R_{l',t'}$$

O recrutamento à pesca pode ocorrer, não apenas em uma classe de comprimento, mas em uma faixa de classes de comprimentos. Especificado desta forma, o recrutamento representa mais realisticamente o tipo de recrutamento observado na natureza, onde a variação no crescimento, comportamento da espécie ou suprimento de alimento pode resultar em indivíduos entrando no corpo principal da população em diferentes tamanhos. A seletividade específica de cada classe de comprimento é então combinada com o recrutamento à população para refletir a efetiva entrada de indivíduos para o estoque capturável.

Existem várias maneiras de representar o recrutamento às classes de comprimento acima da primeira classe de comprimento. O recrutamento a cada classe, por exemplo, pode ser representado por uma série de valores constantes $\{R_{l,t} : l = 1, \dots, n\}$ para cada novo tempo t . No processo de estimação descrito a seguir, entretanto, o recrutamento é separado em uma variável R_t que é função do tempo e uma variável p_l que é função do crescimento e representa a proporção de indivíduos que se incorpora a cada classe de comprimento.

$$(14) \quad R_{l,t} = R_t p_l^*$$

Uma vantagem na separação das variáveis é que R_t pode ser comparado com estimativas de recrutamento obtidas por processos tradicionais, tais como o recrutamento à primeira classe de idade, enquanto a proporção de recrutas incorporada às classes de comprimento $l: \{l = 1, \dots, n\}$ pode ser representada por outra distribuição gama com dois parâmetros, semelhante àquela mostrada na equação (10), sendo α_r e β_r parâmetros do recrutamento.

O modelo representado pela equação (13) descreve uma transição linear do número de indivíduos em uma classe de comprimento l no tempo t para o número de indivíduos na classe l' no tempo subsequente t' . O modelo pode também ser representado pela notação matricial:

(15)

$$\begin{bmatrix} N_{1,t'} \\ N_{2,t'} \\ \vdots \\ N_{l',t'} \\ \vdots \\ N_{n,t'} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} P_{1,1} & 0 & & & 0 \\ & P_{1,2} & P_{2,2} & & \\ & & & \ddots & \\ & & & & P_{l,t} \\ & & & & & \ddots \\ & & & & & & P_{n-1,n} \\ & & & & & & & P_{n,n} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} S_{1,t} & 0 \\ 0 & S_{2,t} \\ & & \ddots \\ & & & S_{l,t} \\ & & & & \ddots \\ & & & & & 0 \\ 0 & 0 & & & & 0 & S_{n,t} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} N_{n,t} \\ N_{2,t} \\ \vdots \\ N_{n,t} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} R_{1,t} \\ R_{2,t} \\ \vdots \\ R_{n,t} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} w_{1,t} \\ w_{2,t} \\ \vdots \\ w_{n,t} \end{bmatrix}$$

Onde $S_{l,t}$ representa a sobrevivência exponencial, correspondente ao termo $e^{-Z_{l,t}}$ na equação (6).

A equação (1) pode também ser representada na forma matricial:

(16)

$$\begin{bmatrix} C_{1,t'} \\ C_{2,t'} \\ \vdots \\ C_{l',t'} \\ \vdots \\ C_{n,t'} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \mu_{1,t} & 0 & & & 0 \\ & 0 & \mu_{2,t} & & \\ & & & \ddots & \\ & & & & \mu_{l,t} \\ & & & & & \ddots \\ & & & & & & 0 \\ 0 & & & & & & 0 & \mu_{n,t} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} N_{n,t} \\ N_{2,t} \\ \vdots \\ N_{n,t} \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} v_{1,t} \\ v_{2,t} \\ \vdots \\ v_{n,t} \end{bmatrix}$$

O modelo representado pelas equações (15) e (16) é um sistema linear dinâmico e pertence à família de modelos estado-espço frequentemente utilizados por engenheiros, economistas e estatísticos.

Os vetores de erro w_t e v_t , dependentes do tempo, são incluídos na equação (15) e (16) respectivamente para tornar a derivação completa e refletir a natureza estocástica da população real.

Deve-se notar que o modelo padrão estruturado por idade é um caso especial do modelo acima, com as probabilidades na subdiagonal da matriz de transição de comprimento, na equação (15), igual a 1 e todos os outros elementos iguais a 0. Se os vetores de erro w_t e v_t puderem ser assumidos como Gaussiano multivariados, então a análise segue diretamente a metodologia estado-espço do filtro de Kalman.

Assumindo que o sistema não incorpora erro ($w_t=0$) na equação (15), que significa que uma exata proporção de indivíduos muda de uma categoria de comprimento para as seguintes e que a sobrevivência e o recrutamento operam de forma

determinística, e ainda com o pressuposto adicional de que o erro (v_t) na equação de captura (16) tem distribuição independente e idêntica, os parâmetros do modelo podem ser estimados utilizando-se uma abordagem não linear de mínimos quadrados para minimizar a soma dos quadrados dos resíduos.

$$(17) \quad RSS_{catch} = \sum_{l,t} (C'_{l,t} - C_{l,t})^2$$

Onde $C'_{l,t}$ é a captura prevista e $C_{l,t}$ é a captura observada para a classe de comprimento l no tempo t .

Os dados observados são a captura em número para determinado grupo de classes de comprimento, realizadas em intervalos de tempo constante. A partir da captura em número observada $C_{l,t}$ para a classe de comprimento $l = 1, \dots, n$, nos tempos $t = 0, \dots, t_{max}$, são estimados os parâmetros populacionais definidos acima. Os parâmetros a serem estimados são os parâmetros α_s e β_s da função de seletividade, a mortalidade para as classes totalmente recrutadas f_t , os números iniciais na população para os comprimentos $N_{l,0}$ ($l = 1, \dots, n$), o recrutamento à pesca R_t para os tempos $t = 1, \dots, t_{max}$, os parâmetros da função de distribuição de recrutamento α_r e β_r e parâmetros de crescimento L_∞ , k e β .

Na prática, se um ou mais parâmetros forem previamente conhecidos, estes parâmetros podem ser fixados durante o processo de estimação. Ao mesmo tempo, se alguns parâmetros puderem ser obtidos a partir de observações adicionais (por exemplo, quando o esforço de pesca é conhecido), então eles podem ser utilizados como dados auxiliares. Neste exemplo, é utilizada a relação funcional:

$$f = qE_t$$

Sendo q a capturabilidade estimada, e assumida constante ao longo do tempo, e E_t o esforço de pesca observado no tempo t . Então a soma de quadrados do resíduo será:

$$RSS_{catch} = \sum_{l,t} (C'_{l,t} - C_{l,t})^2 + \lambda \sum (f'_t - f_t)^2$$

Onde λ é um fator de ponderação relativo ao grau de confiança nas estimativas de esforço de pesca. Outros parâmetros auxiliares como aqueles obtidos por métodos independentes da pesca podem ser incorporados.

Quando é válido assumir que os elementos do vetor de erros de observação v são variáveis aleatórias, com distribuição Gaussiana, independentes e identicamente distribuídas ($v \sim N(0, \sigma^2 I)$), a solução do ajuste do modelo por mínimos quadrados é igual a solução o ajuste por máxima verossimilhança. O algoritmo Marquardt-Levenberg para otimização de funções é utilizado para estimar os parâmetros do modelo, através do critério dos mínimos quadrados. A rotina de otimização requer o suprimento de parâmetros iniciais.

O ajuste do modelo foi feito através do programa elaborado e gentilmente cedido pelo Dr. Patrick J. Sullivan, escrito na metalinguagem *AD Model Builder* (FOURNIER et al. 2012), devendo-se ressaltar que o mesmo não tem qualquer responsabilidade pelos resultados e conclusões aqui apresentadas.

Nota

No processo de estimação somente os valores de $N_{l,0}$ necessitam ser estimados. Os valores de $N_{l,t}$ para $t = 1, \dots, t_{max}$ podem ser computados recursivamente de $N_{l,t-1}$ (a abundância no tempo precedente) utilizando a equação (15). Para simplificar ainda mais o espaço dos parâmetros, $N_{l,0}$ é calculado a partir da abundância inicial de toda a população N_0 (onde $N_0 = \sum_l N_{l,0}$), usando-se a distribuição de frequência da captura por comprimento inicial ($C_{l,0}$) e as mortalidades por pesca específicas por comprimento, estimadas pelo algoritmo, conforme descrito a seguir:

Ao invés de calcular todos os $N_{l,0}$ para $l = 1, \dots, n$, estas variáveis podem ser reparametrizadas em uma única variável:

$$N_0 = \sum_l N_{l,0}$$

Através das seguintes relações. Usando equação (6) para obter:

$$(A1) \quad N_{l,0} = \frac{C_{l,0}Z_{l,0}}{F_{l,0}(1 - e^{-Z_{l,0}})}$$

Seja P_t a proporção relativa à classe l na população. De A1 temos:

$$(A2) \quad P_t = \frac{N_{l,0}}{N_0} = \frac{\frac{C_{l,0}Z_{l,0}}{F_{l,0}(1 - e^{-Z_{l,0}})}}{\sum \frac{C_{l,0}Z_{l,0}}{F_{l,0}(1 - e^{-Z_{l,0}})}}$$

Dividindo o numerador e denominador no lado direito por $\sum C_{l,0} = C_0$, P_t pode ser reescrito como:

$$(A3) \quad P_t = \frac{N_{l,0}}{N_0} = \frac{q_{l,0} \frac{Z_{l,0}}{F_{l,0}(1 - e^{-Z_{l,0}})}}{\sum q_{l,0} \frac{Z_{l,0}}{F_{l,0}(1 - e^{-Z_{l,0}})}}$$

Onde $q_{l,0} = \frac{C_{l,0}}{\sum_l C_{l,0}} = \frac{C_{l,0}}{C_0}$ é a composição por tamanhos da captura para $t = 0$. Uma estimativa da composição por tamanhos é obtida a partir da distribuição de comprimentos dos dados de captura para $t = 0$, que pode ser usada na equação A3 para estimar $\hat{P}_t$.

Se uma estimativa de N_0 é conhecida, a distribuição de comprimentos da abundância $N_{l,0}$ pode agora ser estimada a partir de:

$$\hat{N}_{l,0} = \hat{P}_t N_0$$

Este procedimento reduz n estimativas de $N_{l,0}$ para uma estimativa de N_0 .

8.3 Resultados

O padrão intra-anual de variação do número de indivíduos no início de cada período mensal, com as correspondentes capturas em número, é apresentado na Figura 8.1. Logo no início do ano a população é composta de menor número de indivíduos de pequenos tamanhos, mas este número vai rapidamente aumentando, devido a maior intensidade de recrutamento à pesca, atingindo o pico entre março e abril. As

capturas em número neste período representam uma proporção pequena da população, cuja abundância em número é grande.

Após a fase inicial, o número de indivíduos na população passa a diminuir continuamente ao longo dos meses, chegando a menos de 20% do número inicial no final da estação de pesca. A proporção das capturas em número tende também a diminuir, mas a biomassa da população aumenta, devido ao aumento do peso individual, atingindo o pico no segundo trimestre, quando são obtidas as capturas mais elevadas. A partir daí, o número de indivíduos tende a diminuir, com a biomassa diminuindo, também, a partir de certo ponto, voltando a demonstrar sinais de recuperação somente nos últimos meses do ano, quando se inicia novamente o período de maior intensidade de recrutamento à pesca.

O padrão de comportamento da abundância é o mesmo para machos e fêmeas e fica melhor evidenciando nos anos em que não houve paralisação da pesca, embora possa ser visualizado também para os demais anos. Por outro lado, a abundância de machos é sempre menor que a de fêmeas e, no geral, verifica-se elevada variabilidade no nível de abundância de ano para ano.

Figura 8.1 - Número estimado de indivíduos (a) fêmeas e (b) machos, no início de cada mês (linha cheia), na população de F. subtilis, e captura (linha tracejada), na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006.

Na Figura 8.2 visualiza-se o padrão sazonal típico do recrutamento à pesca, onde fica evidenciado, principalmente para fêmeas, nos anos em que não houve paralisação da pesca, que o período de maior intensidade do recrutamento à pesca

se inicia nos últimos meses do ano e se prolonga até o início do ano seguinte. Assim como a abundância, o nível de recrutamento de machos é sempre inferior ao das fêmeas e a variação inter-anual é também apreciável. No entanto, devido aos períodos de paralisação da pesca, bem como às diferenças nestes períodos, não é possível tentar estabelecer uma relação estoque reprodutor e o recrutamento.

Figura 8.2 – Recrutamento sazonal de a) fêmeas e b) machos de *F. subtilis* na plataforma continental, de 1982 a 2006.

O padrão da *Cpue* (Figura 8.3) é, obviamente, semelhante ao padrão de comportamento da biomassa, com o pico principal entre o primeiro e segundo trimestre do ano. Ao longo dos anos a variabilidade é também notável e, como seria de se esperar, a *Cpue* de fêmeas é bem mais elevada que a de machos.

Figura 8.3 – Taxas de capturas (*cpue*) sazonais de a) fêmeas e b) machos, nas pescarias de *F. subtilis* na plataforma continental, de 1982 a 2006.

A relação entre a *cpue* e a abundância pode ser visualizada na Figura 8.4. Embora a relação seja um pouco dispersa, no geral, à medida que a abundância aumenta a

$cpue$ é maior. A dispersão se deve, principalmente, ao padrão de distribuição intra-anual e inter-anual do esforço de pesca. Mesmo quando a abundância é baixa, a $Cpue$ pode ser elevada, se o nível de esforço de pesca aplicado naquele período é baixo, pois a frota tende a operar nas áreas de maior concentração do recurso alterando a capturabilidade.

De fato, há uma tendência do esforço de pesca ser menor quando a abundância é baixa. Ou seja, a tendência das capturas parece ser resultado da tendência da abundância do estoque que faz com que o nível de esforço de pesca aplicado pela frota seja maior ou menor. Ressalte-se que o gráfico acima, para efeito de melhor visualização, não incluiu os dados de 2006, quando houve considerável recuperação da abundância e o nível de esforço de pesca foi muito baixo e, provavelmente a frota concentrou suas operações somente nas áreas de maior concentração do estoque, resultando em $Cpue$'s bastante elevadas.

Figura 8.4 – Taxas de captura mensais (cpue) das pescarias de F. subtilis na plataforma continental versus abundância estimada do estoque, de 1982 a 2005.

Embora o coeficiente de capturabilidade varie entre os meses, com um padrão bem definido pela tendência do esforço de pesca e abundância da população, e entre os anos, ele se mantém em níveis semelhantes em períodos em que o esforço é relativamente estável, conforme a Figura 8.5. Ou seja, a capturabilidade deve variar com os diferentes níveis de esforço de pesca, uma vez que a fração do estoque capturada por unidade de esforço de pesca será mais uma função da competição e interação entre aparelhos de pesca do que abundância do estoque.

Na Figura 8.6 se observa que a estabilidade do coeficiente de capturabilidade corresponde a períodos de níveis distintos de esforço de pesca: 1984 a 1988, período de maior intensidade do esforço de pesca; 1991 a 1996, período de moderada a alta intensidade de esforço de pesca; 1997 a 2002, período de moderada a baixa intensidade de esforço de pesca; 2003 a 2006, período de baixa intensidade de esforço de pesca.

Figura 8.5 – Coeficiente de capturabilidade para a) fêmeas e b) machos nas pescarias de F. subtilis na plataforma continental, no período de 1982 a 2006.

O padrão da mortalidade por pesca, para machos e fêmeas, está também diretamente relacionado à abundância da população e ao esforço de pesca. Logo no início do ano a abundância da população é elevada e vai aumentando até março-abril passando a diminuir a partir daí. O esforço de pesca segue uma tendência parecida embora se mantenha em níveis elevados até meados do ano. Isto resulta no padrão de mortalidade por pesca apresentado na Figura 8.6, onde se verifica que depois de um período de crescimento, a mortalidade por pesca tende a se estabilizar por um curto período de tempo, enquanto os níveis de abundância da população continuam elevados, e depois vai caindo com a diminuição do esforço de pesca.

A mortalidade por pesca inter-anual também apresenta algumas diferenças de comportamento nos períodos de diferentes níveis de esforço de pesca, mas seus valores oscilam próximos a determinado patamar. Isto ocorre porque, mesmo quando os níveis de esforço de pesca são baixos, a capturabilidade aumenta, sendo maior a parcela retirada do estoque por uma unidade de esforço de pesca. Por outro

lado, as fêmeas são mais afetadas pela mortalidade por pesca, devido, provavelmente, ao crescimento mais rápido.

Figura 8.6 – Mortalidade por pesca mensal para a) fêmeas e b) machos das pescarias de *F. subtilis* na plataforma continental, de 1982 a 2006.

A declividade da linha ajustada ao gráfico de captura contra número inicial (Figura 8.7) é uma estimativa da mortalidade por pesca. Os valores para fêmeas e machos são, respectivamente, 0.262 e 0.188, e correspondem aproximadamente às médias mensais estimadas pelo modelo, 0.286 para fêmeas e 0.204 para machos. Estes valores estão acima dos valores estimados para a mortalidade natural mensal, 0.211 para fêmeas e 0.153 para machos. Mesmo em 2006, quando o esforço de pesca foi bem abaixo dos níveis históricos, a mortalidade média mensal por pesca ficou acima da mortalidade natural, 0.358 para fêmeas e 0.203 para machos.

Figura 8.7 – Abundância de (a) fêmeas e (b) machos versus captura em número nas pescarias industriais de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006

O valor médio da taxa de exploração (F/Z) ficou em 0.557 indicando que o estoque tem sido explorado em sua plenitude. Isto é esperado mesmo quando a intensidade do esforço de pesca é baixa, uma vez que isto ocorre quando a abundância também é baixa. De qualquer forma, embora as análises não contemplem o período pós 2006, já foi mostrado em capítulos anteriores que a *cpue* se mantém acima do patamar de 200 kg/dia-de-mar, com baixo nível de esforço de pesca, nos anos seguintes, havendo indicativos de que a população vem passando por um processo de recuperação. Assim sendo, a taxa de exploração também deve ter diminuído nos últimos anos.

8.4 Discussão

O padrão intra-anual é típico de populações de peneídeos. O início da estação de pesca é caracterizado por elevada abundância e com o passar dos meses o número de indivíduos vai declinando continuamente (GARCIA, 1985). Na presente análise se verifica que, no final da temporada, a abundância da população atinge níveis em torno de 20% da abundância inicial.

A grande variabilidade interanual da abundância é também uma característica destas populações e está relacionada aos níveis de esforço de pesca, mas, também, principalmente, às variações nas condições ambientais (GRIFFIN; LACEWELL; NICHOLS, 1976, GARCIA, 1985a, EHRHARDT; ARAGÃO; SILVA, 1999). Considerando estas variações na abundância, podemos distinguir, no período da análise, quatro fases distintas nas pescarias de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica brasileira:

Fases 1 (1982-1988) – período de desenvolvimento das pescarias, com níveis elevados de abundância da população. No ano 1988, se observa o maior pico de abundância, durante todo o período das análises. O esforço de pesca também atingiu o pico nesta fase, quando também atuavam na atividade as frotas de barcos estrangeiros arrendados.

Fase 2 (1991-1994) – a intensidade de esforço de pesca começa a diminuir, por razões econômicas, mas ainda se encontra em níveis relativamente elevados. Passa a ser introduzido o defeso e a população mantém abundância relativamente estável.

Fase 3 (1995-2002) – o intenso esforço aplicado nas fases anteriores, aliado a condições ambientais desfavoráveis, pode ter contribuído fortemente para o declínio na abundância da população. O esforço de pesca passa a diminuir de forma mais acelerada, assim como as capturas.

Fase 4 (2003-2006) – observa-se a recuperação da abundância, resultante, provavelmente, da manutenção dos baixos níveis de esforço de pesca nos anos anteriores e de condições ambientais favoráveis, assunto que será tratado em detalhes no Capítulo 9. No ano de 2005, porém, a abundância foi a mais baixa deste período, bem como o nível de recrutamento, sem que haja razões claras para justificar esta ocorrência.

Esta tendência de variabilidade interanual na abundância foi também evidenciada pelo modelo de dinâmica de biomassa. Em ambos os modelos é indicada uma recuperação da biomassa em anos recentes, o que sugere coerência nos resultados.

O padrão e variabilidade da abundância estão estreitamente relacionados com o padrão intra-anual e a variabilidade anual do recrutamento, uma vez que se trata de uma espécie de ciclo de vida curto, pouco mais de um ano, e a fase adulta no mar, que corresponde à fase explorada, tem duração de cerca de um ano.

O recrutamento aqui considerado é definido como o número de indivíduos em certa idade ou estágio incorporado ao estoque explorável a cada mês devido ao crescimento e/ou migração para a área de pesca, neste caso o primeiro intervalo de classe sobre o qual a pesca incide (SULLIVAN; LAI; GALLUCCI, 1990; MYERS, 2002).

Em relação à variabilidade anual do recrutamento, os resultados aqui encontrados são coerentes com resultados anteriores apresentados por Ehrhardt, Aragão e Silva (1999). Porém, o padrão do recrutamento intra-anual difere daquele apresentado pelos citados autores, que sugerem um recrutamento unimodal, com um pico entre

o primeiro e segundo trimestre do ano. Os resultados aqui encontrados, que mantêm total coerência com aqueles já apresentados no Capítulo 5, indicam um recrutamento também unimodal, porém com um pico entre o quarto e primeiro trimestre do ano.

O padrão do recrutamento intra-anual está também sintonizado com o padrão da abundância e da *cpue* em número. A diminuição na abundância e a queda da *cpue* acompanham o esmaecimento do recrutamento, que está estreitamente relacionado com o padrão do ciclo hidrológico da região conforme será mostrado no próximo capítulo.

O fato de se verificar valores altos de *cpue* tanto para níveis elevados como baixos de esforço de pesca explica a dispersão dos valores na relação *cpue versus* abundância e se deve à tendência de diminuição do esforço de pesca, em anos de menor abundância, o que leva a frota a operar em áreas de maior concentração do recurso. É interessante notar que, no ano de 2006, o baixo nível do esforço de pesca aliado a uma recuperação da abundância, resultado de uma provável melhoria das condições ambientais, fez com que a *cpue* atingisse valores tão elevados quanto no início da pescaria.

Embora tanto o modelo de dinâmica de biomassa quanto o modelo estruturado por comprimento demonstrem um aumento da abundância, isto não seria suficiente para justificar tão acentuado aumento da *cpue*. Acreditamos que o fato da frota concentrar as operações nas áreas mais produtivas contribua decisivamente para que tenham sido obtidos esses valores tão elevados de *cpue*.

Isto também se reflete no coeficiente de capturabilidade e justifica seu aumento ao longo dos anos. Nos últimos anos, embora o nível de abundância tenha sido inferior ao nível do período em a pescaria estava em fase de desenvolvimento, o esforço de pesca vem diminuindo e operar em áreas de maior concentração vem fazendo com que se observe elevação nos valores do coeficiente de capturabilidade, uma vez que uma unidade de esforço de pesca passa a capturar uma parcela maior do estoque. Como reflexo de tudo isso, a mortalidade por pesca tem se mantido relativamente estável.

Finalmente podemos dizer que, durante o período analisado, o estoque encontra-se em um nível relativamente elevado de exploração, com uma taxa de exploração (F/Z) de 0,557, um pouco superior ao valor proposto como ótimo por Gulland (1983), que corresponde mortalidade por pesca igual a mortalidade natural ($F = M$), ou a uma taxa de exploração de 0,5.

8.5 Conclusões

- ✓ A presente análise utilizou uma ampla base composta de diferentes tipos de dados e utilizou um método de avaliação de estoques com um algoritmo cujos pressupostos parecem mais realistas, considerando o comportamento que deve ser observado nas populações naturais;
- ✓ O padrão de variação intra-anual da abundância, para ambos os sexos, é bastante claro, sendo elevada no início da temporada, e declinando continuamente ao longo do ano, sendo a abundância das fêmeas maior que a dos machos;
- ✓ A abundância apresenta elevada variabilidade inter-anual, para ambos os sexos, que pode está relacionada, não apenas à intensidade do esforço de pesca, mas, principalmente, a fatores ambientais;
- ✓ O recrutamento à pesca também apresenta padrão intra-anual bem definido com um pico no primeiro trimestre do ano. Juntamente com a mortalidade, é o principal responsável pelo padrão de comportamento da abundância;
- ✓ A *cpue* e o coeficiente de capturabilidade (q) apresentam variações intra-anuais bem como inter-anuais, sendo estas últimas determinadas pela combinação de variação na abundância e no padrão de distribuição do esforço de pesca;
- ✓ As capturas nestas pescarias parecem ser fundamentalmente governadas, pelo nível de abundância sazonal que, geralmente, determina o nível de intensidade de esforço de pesca;
- ✓ Uma vez que o padrão de intensidade e distribuição do esforço de pesca está relacionado com a abundância sazonal, resulta que a captura por unidade de esforço de pesca (*cpue*) não reflete inteiramente uma relação de proporcionalidade com a abundância do estoque;

- ✓ O coeficiente de capturabilidade apresenta tendência de crescimento devido a dois fatores: a) aumento gradativo da eficiência da frota na fase de desenvolvimento das pescarias, quando a abundância era elevada; b) concentração da atividade da frota em áreas mais produtivas no período de declínio da intensidade do esforço de pesca e recuperação da biomassa;
- ✓ A relativa estabilidade no padrão de mortalidade por pesca, para fêmeas e machos, ao longo dos anos, demonstrando uma relação tênue entre F e a intensidade de esforço de pesca, decorre, também, da conclusão anterior;
- ✓ O estoque encontra-se em um nível de exploração de certa forma moderado, durante o período analisado, com uma taxa de exploração de 0,557, um pouco superior ao valor da taxa de exploração considerada ótima ($F/Z = 0,5$). No entanto há indícios que a taxa de exploração pode estar diminuindo no período pós 2006.

9. FATORES AMBIENTAIS ASSOCIADOS AO RENDIMENTO DAS PESCARIAS

9.1 Introdução

Conforme descrição detalhada do ciclo de vida já apresentada nos capítulos anteriores, camarões peneídeos são invertebrados de longevidade curta, com um ciclo de vida complexo. Os pré-adultos e adultos vivem no mar aberto, onde se reproduzem. As larvas passam por vários estágios, à medida que migram em direção às zonas costeiras onde, por metamorfose, se transformam em pós-larvas e se assentam e se desenvolvem até os estágios iniciais juvenis, quando retornam ao oceano (PÉREZ-FARFANTE, 1969, LARSON; AVYLE; BOZEMAN, 1989, GILLET, 2008).

Vivendo em "*habitats*" costeiros altamente variáveis durante as fases de pós-larvas e juvenis, peneídeos estão particularmente sujeitos a fortes variações no recrutamento e no tamanho do estoque, governadas pelas condições ambientais. Camarões peneídeos jovens são especialmente sensíveis a mudanças na salinidade da água, - podendo ser afetados pela descarga fluvial no habitat estuarino que lhe serve de berçário (GARCIA; LE RESTE, 1981; ROGERS et al. 1993; BENÉ; MOGUEDET, 1998; DIOP et al. 2007).

Neste capítulo, se procurará mostrar evidências da premissa maior deste trabalho de que há uma relação de causa e efeito entre a variabilidade da vazão do rio Amazonas, durante o período de maior intensidade de imigração das larvas, assentamento das pós-larvas nas zonas costeiras e desenvolvimento de juvenis, no segundo semestre do ano, e a abundância da população adulta de camarão rosa (*F. subtilis*), bem como com o rendimento das pescarias no ano seguinte.

9.2 Material e métodos

Fontes de dados

Foram utilizados na presente análise séries de dados mensais das pescarias industriais do camarão rosa (*F. subtilis*) na plataforma continental amazônica brasileira, juntamente com dados da vazão do rio Amazonas e de algumas outras

variáveis ambientais (Tabela 9.1). Os dados das pescarias compreendem desembarques mensais em quilogramas de caudas, considerados representativos da captura total, esforço de pesca, em número de dias de mar, e captura por unidade de esforço (*cpue*), em quilogramas por dia no mar, tomado como um índice de abundância da população.

Tabela 9.1 – Variáveis pesqueiras e ambientais utilizadas na presente análise.

Variável	Notação	Unidade de Medida
Rendimento (desembarque/captura)	<i>Y</i>	Kg
Esforço de pesca	<i>f</i>	Dias de mar
Captura por unidade de esforço	<i>cpue</i>	Kg por dia de mar
Vazão média mensal do rio Amazonas	<i>VMA</i>	m ³ /s
Vazão média mensal do rio Amazonas de junho a novembro	<i>VMA_{jnlag}</i>	m ³ /s
Temperatura da superfície do mar	<i>SST</i>	°C

Algumas das análises levaram em conta apenas os dados referentes ao período de 1982-2006. No início da atividade os dados costumavam ser reportados apenas em termos de desembarques mensais por empresa e há dúvidas quanto à sua consistência nos primeiros anos. Também, ainda não foi possível obter estimativas consistentes da produção total e esforço de pesca para o período de 2007 a 2010, quando uma quantidade importante dos desembarques passou a ser destinada ao mercado local e não vem sendo informados. De qualquer forma, os dados disponíveis para este período são suficientes, pelo menos, para estimar a *cpue*.

A principal variável ambiental utilizada nas análises foi a vazão mensal média do rio Amazonas, em m³/s, medido na estação hidrológica de Óbidos, situada na zona intermediária do curso do rio. Estes dados estão disponíveis na base de dados da Rede Hidrometeorológica, sob a responsabilidade da Agência Nacional de Águas (ANA), e pode ser obtido no site: <http://hidroweb.ana.gov.br/>.

Dados oceanográficos, incluindo temperatura média mensal da superfície do mar na área de ocorrência das espécies e o índice multivariado das fases do El Niño e La Niña (índice ENSO multivariado - MEI), utilizados como informações auxiliares, foram

obtidos da Agência Nacional dos Estados Unidos para Atmosfera e Espaço (NASA) e estão disponíveis nos sites:

<http://poet.jpl.nasa.gov/> e <http://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/>.

Os dados foram organizados e sistematizados em planilhas eletrônicas com o *software* livre "OpenOffice.org" e convertidos em arquivos de texto que foram analisadas com o *software* livre estatístico "R" (Cran r-project.org).

Procedimentos

O padrão de comportamento da cpue foi determinado a partir das médias mensais, compreendendo os períodos de 1980 a 1986 e 1998 a 2000, quando não foi estabelecida a parada da pesca (defeso) e as operações de pesca foram realizadas durante todos os meses do ano. De maneira semelhante, o padrão de comportamento da vazão do rio Amazonas e da temperatura de superfície do mar foi determinado a partir das médias mensais da vazão e da temperatura, respectivamente, durante todo o período considerado.

As análises foram realizadas considerando uma escala temporal mensal e anual. Como primeiro passo, foi realizada uma análise exploratória gráfica de dados usando as facilidades do software R, com o objetivo de visualizar o padrão de intra-anual e inter-anual das variáveis e avaliar a associação entre o índice de abundância da população (cpue) e a vazão do rio Amazonas, bem como entre o rendimento das pescarias *versus* o esforço de pesca e a vazão do rio, considerando diferentes defasagens entre as variáveis.

As relações entre as variáveis foram inicialmente avaliada por meio de gráficos das anomalias, representadas pelas observações padronizadas para a média e o desvio padrão, que correspondem à variável padronizada Z , dada pela expressão:

$$Z_X = (X - \bar{X})/s_X$$

Onde Z_X é o valor da anomalia para a variável X e s_X é o desvio padrão.

Análises detalhadas foram então realizadas através de métodos estatísticos para avaliar a intensidade da relação entre as variáveis, tendo em conta uma escala de tempo mensal e anual. A associação entre a intensidade da vazão do rio e a ocorrência de episódios de *El Niño* também foi considerada.

Diferentes categorias foram atribuídas aos anos tendo em conta a ocorrência prévia de episódios de ENSO como segue: Ano_1 - anos regulares; Ano_2 - ocorrência de *El Niño* nos últimos dois anos; Ano_3 - ocorrência de *El Niño* nos últimos três anos. A adoção deste procedimento foi baseada na premissa de que a ocorrência anterior de um episódio de *El Niño* resulta em uma menor vazão do rio Amazonas no segundo semestre do ano e em condições favoráveis para o desenvolvimento de camarão rosa (*F. subtilis*). A ocorrência de boas condições ambientais em anos sucessivos pode resultar em influência positiva adicional na abundância população e no rendimento da pesca.

As relações foram avaliadas através de um modelo de análise de covariância (ANCOVA) que combina elementos da análise de regressão múltipla e da análise de variância. A variável resposta é contínua e há, pelo menos, uma variável explanatória contínua e outra categórica (CRAWLER, 2007). Para evitar o pressuposto de que a *cpue* é diretamente proporcional ao esforço de pesca, o modelo foi aplicado ao rendimento, ao invés da *cpue*, contra o esforço de pesca, a vazão do rio Amazonas e a categoria de ano.

Foi investigada a influência do nível da vazão média do rio Amazonas nos meses anteriores sobre o futuro rendimento mensal da pescaria, bem como do nível de vazão média do rio de junho a novembro sobre o rendimento total das pescarias no ano seguinte. Os modelos completos para as relações são dados então por:

- $Y \sim f * VMA * Ano$ para dados mensais
- $Y \sim f * VMA_{jnlag} * Ano$ para dados anuais

Onde:

- Y é o rendimento da pescaria;

- f , covariável, é o esforço de pesca em dias de mar;
- VMA_{lag} , covariável, vazão média mensal do rio Amazonas defasada 4 meses;
- Ano , fator que indica classe de anos;
- VMA_{jnlag} , covariável, vazão média mensal do rio Amazonas de junho-novembro do ano anterior;
- $lag = 1, 2, 3, \dots, n$, índice referente à defasagem aplicada à vazão do rio.

Uma vez determinado o modelo completo procedeu-se a estimação dos parâmetros procurando-se retirar aqueles que não tinham significância estatística de forma a se obter um modelo mínimo adequado. Os modelos foram ajustados inicialmente através do critério dos mínimos quadrados e uma vez determinado o modelo mínimo foi feita a análise dos resíduos.

Além da técnica de regressão linear múltipla, um modelo não linear proposto por GRIFFIN; LACEWELL; NICHOLS (1976) também foi ajustado aos dados mensais e anuais:

- $\log(Y) = \beta_0(VMA_{lag})^{\beta_2}(1 - \beta_1^{\log(f)})$ para dados mensais
- $\log(Y) = \beta_0(VMA_{lagjn})^{\beta_2}(1 - \beta_1^{\log(f)})$ para dados anuais

Os termos $\beta_0(VMA_{lag})^{\beta_2}$ e $\beta_0(VMA_{lagjn})^{\beta_2}$ correspondem ao rendimento máximo, ponto máximo da função, para determinado nível médio de vazão do rio, mensal e para o período de junho a novembro, respectivamente.

A análise dos resíduos dos modelos foi realizada procurando-se verificar a normalidade e autocorrelação. Este diagnóstico dos resíduos foi realizado através de uma análise gráfica, assim como por meio da estatística de Durbin-Watson, para avaliar a autocorrelação, e o teste de Shapiro para avaliar a normalidade. Quando a série residual é positivamente auto-correlacionada em defasagens mais próximas, resulta numa subestimação do erro padrão e também em intervalos de confiança mais estreitos para a declividade. Neste caso o modelo foi reajustado através do critério dos mínimos quadrados generalizados, incluindo um termo de autocorrelação (COWPERTWAIT; METCALFE, 2009).

9.3 Resultados

Tendências do rendimento, esforço de pesca e cpue

A Figura 9.1 mostra as tendências do rendimento, do esforço de pesca e da captura por unidade de esforço de pesca (cpue) desde 1978. Há uma tendência geral de diminuição do rendimento e do esforço de pesca depois dos anos oitenta, como consequência da redução da frota, enquanto que a cpue parece apresentar flutuações cíclicas ao longo dos anos, porém com forte tendência de aumento depois de 2002.

Figura 9.1 – Tendências do rendimento anual em peso (t) de cauda (linha sólida), esforço de pesca em centenas de dias de mar (linha tracejada) e cpue em kg/dia de mar (linha pontilhada) nas pescarias industriais de F. subtilis, na plataforma continental amazônica, de 1978 a 2010.

Os padrões intra-anuais do esforço de pesca e da cpue são muito bem definidos, com níveis elevados nos primeiros meses do ano, logo após o período de maior intensidade de recrutamento pesqueiro, e uma tendência decrescente ao longo dos meses seguintes, atingindo os valores mais baixos entre outubro a novembro (Figura 9.2a). Nota-se elevada variabilidade no nível da cpue ao longo dos anos (Figura 9.2b). Valores mais elevados são observados no início da atividade e nos últimos anos quando o nível de esforço de pesca decresceu.

Figura 9.2 – (a) Padrão mensal da cpue (linha sólida) e esforço de pesca (linha tracejada) e (b) tendência anual da cpue, nas pescarias industriais de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica, de 1978 a 2006. (dados para 1989/1990 não disponíveis)

Padrão de variação da vazão do rio Amazonas

Em geral, o padrão intra-anual da vazão do rio Amazonas apresenta um ciclo bem definido e regular, com duas fases bem distintas (Figura 8.3a). Entre dezembro e janeiro, a vazão do rio começa a aumentar atingindo o seu pico entre maio e junho, a "estação cheia". Depois de junho, a vazão começa a diminuir atingindo seu nível mais baixo em outubro- novembro, a "estação seca". A intensidade do ciclo varia numa escala de tempo anual (Figura 9.3b), de acordo com o ciclo hidrológico da região.

Figura 9.3 – (a) Padrão intra-anual e (b) tendência anual da vazão do rio Amazonas, de 1982 a 2006.

Padrão de variação da temperatura da superfície do mar (TSM)

A temperatura da superfície do mar (TSM) na área de pesca também mostra um padrão com duas fases. Há uma tendência geral de aumento das temperaturas de março a junho e no segundo semestre os valores são claramente mais elevados e estáveis. Combinando o padrão da vazão do rio, temperatura e cpue, há certa coincidência entre o padrão da vazão do rio com o padrão defasado da cpue, e a tendência oposta entre o padrão da cpue e o padrão da TSM ao longo do ano (Figura 9.4).

Figura 9.4 – Padrão intra-anual da vazão do rio Amazonas (linha tracejada/pontilhada), temperatura da superfície do mar (linha pontilhada) e cpue (linha sólida) nas pescarias industriais de F. subtilis na plataforma continental amazônica, de 1978 a 2006.

Relação entre as variáveis pesqueiras e ambientais

A análise gráfica realizada para diferentes níveis de defasagem sugere uma correlação negativa entre a cpue mensal das pescarias e a vazão mensal rio Amazonas. A correlação foi mais evidente no nível de defasagem negativa de 4 meses conforme a Figura 9.5 a seguir:

Figura 9.5 – Correlação entre a vazão do rio Amazonas, com defasagem negativa de (a) 3, (b) 4 (c) 5 e (d) 6 meses e a cpue das pescarias industriais do *F. subtilis* na plataforma continental amazônica.

A Figura 9.6, por sua vez, ilustra a correlação negativa entre a *cpue* e a vazão média mensal do rio Amazonas, com uma defasagem negativa de 4 meses. Verifica-se claramente uma inversão do padrão intra anual da *cpue* em relação a vazão do rio.

A Figura 9.7 mostra que o nível médio mensal da vazão do rio Amazonas, de junho a novembro está associado com a *cpue* média no ano seguinte. A maioria das depressões no nível médio da vazão do rio Amazonas, durante este período, é seguida por picos de *cpue* no ano seguinte. As setas sólidas na Figura 9.6 indicam os anos de ocorrência de eventos de El Niño e observa-se que parece haver certa coincidência entre os anos de El Niño e as depressões no nível de descarga rio Amazonas com os picos de *cpue* no ano seguinte.

*Figura 9.6 – Correlação negativa entre a vazão média mensal da vazão do rio Amazonas, defasada de 4 meses (linha sólida), e cpue (linha tracejada) nas pescarias industriais de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006.*

*Figura 9.7 – Sequência de anomalias negativas da vazão do rio Amazonas no ano anterior (barras pretas) e picos de cpue no ano seguinte (barras cinza), nas pescarias industriais de *F. subtilis* na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006, com indicação de episódios de El Niño (setas sólidas)*

Escala de tempo mensal

Um modelo linear foi ajustado considerando-se uma defasagem negativa de 4 meses para a vazão média mensal, sugeridas pela correlações mostradas nas Figuras 9.6 e

9.7. O gráfico de dispersão entre o esforço de pesca e rendimento indicou heterogeneidade de variância e, como é habitual, uma transformação logarítmica foi aplicada a fim de remediar este problema (SOKAL; HOLF, 1995). O modelo completo para os dados mensais de rendimento (Y) não apresentou interação significativa entre as variáveis explanatórias esforço (f) e vazão do rio Amazonas (VMA_{lag}) com o fator ano, denotando paralelismo entre os hiperplanos. Foram então excluídas as interações e adotou-se o modelo mínimo dado pela expressão:

$$Y = \alpha + \beta_1.f + \beta_2.VMA_{lag} + \beta_3.Ano + \varepsilon$$

O modelo apresentou normalidade da distribuição dos resíduos, com base no teste de Shapiro-Wilk ($w = 9893$, $p = 0,06$, $n = 251$) e explicou uma alta proporção de variância de Y ($R^2 = 0,895$) com forte significância estatística ($p < 0.01$) para ambas as variáveis explanatórias.

O teste de Durbin-Watson detectou autocorrelação significativa entre os resíduos (estatística $d - w = 0,39$ e autocorrelação na defasagem 1 = 0,79) e o modelo foi reajustado pelo critério dos mínimos quadrados generalizados (GLS), incluindo um termo de autocorrelação para a defasagem negativa 1 ano. Tendo em conta a interpretação dos resultados apresentados pelo programa R (DALLGARD, 2008), o ajuste resultou no modelo final (Tabela 9.2):

$$Log(Y_i) = 4.8883 + 1.1304 \log(f) - 0.0065 VMA_{lag} \quad \text{anos regulares}$$

$$Log(Y_i) = 4.8883 + 1.1304 \log(f) - 0.0065 VMA_{lag} + 0.1754 Ano_3 \quad \text{anos categoria3}$$

Na Figura 9.8 os valores preditos para o rendimento mensal são dispostos em função dos valores observados, mostrando o ajuste do modelo. Deve-se notar que, embora alguns ajustes não sejam satisfatórios, especialmente aqueles observados em 2006, a tendência dos valores observados e ajustados é semelhante.

*Tabela 9.2 – Resultados do modelo linear entre o rendimento mensal das pescarias industriais *F. subtilis* (Y), na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006, versus esforço de pesca (f), vazão mensal média do rio Amazonas, defasada de quatro meses (VMA_{lag}), e frequência de episódios de El Nino (Ano_i).*

Model: $\log Y \sim \log(f) + VMA_{lag} + Ano$				
	AIC	BIC	logLik	
	-291.849	-267.17	152.9242	
Correlation Structure:			AR(1)	
Parameter estimate(s):				
Phi = 0.8845754				
Coefficients	Value	Std.Error	t-value	p-value
(Intercept)	4.882896	0.201237	24.26443	0
$\log(f)$	1.130418	0.020562	54.97658	0
VMA_{lag}	-0.00651	0.000301	-21.6213	0
Ano	0.175388	0.077761	2.25547	0.025
Standardized residuals:				
Min	Q1	Med	Q3	Max
-2.035957	-0.79651	-0.17958	0.385952	3.18247
Residual standard error: 0.2823725				
Degrees of freedom: 251 total; 247 residual

*Figura 9.8 – Rendimento mensal observado (linha preta) das pescarias industriais de *F. subtilis*, na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006, versus o rendimento estimado (linha vermelha) pelo modelo linear.*

O modelo de regressão não linear alternativo proposto por GRIFFIN; LACEWELL; NICHOLS (1976) apresentou ajuste visualmente inferior para os dados mensais,

quando comparado com o modelo linear anterior (Tabela 9.3 e Figura 9.9). A razão deve ser devido ao fato deste modelo não levar em conta o efeito positivo da ocorrência sequencial de eventos El Niño. A equação para este modelo é expressa por:

$$\widehat{\log(Y)} = 29.86 * (VMA_{lag})^{-0.0768} (1 - 0.8826^{\log(f)})$$

Tabela 9.3 – Resultados da análise de regressão não linear (modelo de Griffin, 1976) entre o rendimento mensal (Y) das pescarias industriais F. subtilis, na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006, versus esforço de pesca(f) e a vazão do rio Amazonas com defasagem de cinco meses (VM_{lag}).

<i>(Model: logY ~ Alpha*VMA_{lag}(-4)^Beta1*(1 - Beta2^log(f))</i>					
Parameter:	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)	
Alpha	29.85969	1.230967	24.26	<2e-16	***
Beta1	-0.07683	0.004719	-16.28	<2e-16	***
Beta2	0.882625	0.00771	114.47	<2e-16	***

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

Residual standard error: 0.2839 on 248 degrees of freedom

Number of iterations to convergence: 11

Achieved convergence tolerance: 4.452e-07

(57 observations deleted due to missingness)

Figura 9.9 – Rendimento mensal observado (linha preta) das pescarias industriais F. subtilis, na plataforma continental amazônica, no período de 1982 a 2006, versus rendimento estimado (linha vermelha) através de modelo de regressão não linear (Griffin et al., 1976)

Escala de tempo anual

A intensidade da relação entre o rendimento anual (Y) das pescarias em relação ao esforço de pesca e a vazão média mensal do rio Amazonas, durante os meses de junho a novembro do ano anterior, foi avaliada também através de um modelo de covariância, onde as covariáveis foram o esforço de pesca (f) e a vazão do rio Amazonas (VMA) e fator ano (Ano_i) com três níveis. O modelo final explicou 76,4% da variância dos rendimentos (Tabela 9.4 e Figura 9.10). O coeficiente do Ano_2 não foi significativo e o modelo final é:

$$Y = \alpha + \beta_1 \cdot f + \beta_2 \cdot VMA_{jnlag} + \beta_i Ano_i + \varepsilon$$

$$\widehat{\log(Y)}_i = 8.53 + 0.711 \cdot \log(f) - 0,00462 \cdot VMA_{jnlag} \quad \text{anos regulares}$$

$$\widehat{\log(Y)}_i = 8.53 + 0.711 \cdot \log(f) - 0,00462 \cdot VMA_{jnlag} + 0.427 Ano_3 \quad \text{anos categoria3}$$

*Tabela 9.4 – Resultados da análise de covariância entre o rendimento anual (Y) das pescarias industriais de *F. subtilis*, na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006, versus esforço de pesca (f), vazão mensal média do rio Amazonas, com defasagem de um ano (VM_{lag}), e frequência de episódios de El Nino (Ano_i).*

<i>Log(Y) ~ log(f) + VMAjnlag</i>				
Residuals:				
Min	1Q	Median	3Q	Max
-0.28251	-0.11706	0.0238	0.08581	0.29776
Coefficients	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	8.535214	0.987207	8.646	2.32E-08 ***
log(f)	0.710588	0.089549	7.935	9.38E-08 ***
VMAjnlag	-0.00462	0.001803	-2.563	0.01813 *
Ano3	0.426849	0.118686	3.596	0.0017 **
Residual standard error: 0.1524 on 21 degrees of freedom				
Multiple R-squared: 0.8027, Adjusted R-squared: 0.7745				
F-statistic: 28.48 on 3 and 21 DF, p-value: 1.36e-07

Figura 9.10 – Rendimento anual observado (linha preta) das pescarias industriais de F. subtilis, na plataforma continental amazônica, no período de 1982 a 2006, versus rendimento estimado (linha vermelha) através dos modelos lineares.

O modelo de regressão não linear alternativo proposto por GRIFFIN; LACEWELL; NICHOLS (1976) não mostrou um bom ajuste para os dados anuais (Tabela 9.5 e Fig. 9.11). A equação que descreve o modelo é dada por:

$$\log(\widehat{Y}) = 28,239(VMA_{lag})^{-0,06739}(1 - 0,87285^{\log(f)})$$

Tabela 9.5 – Resultados da análise de regressão não linear (modelo de Griffin, 1976) entre o rendimento anual das pescarias industriais F. subtilis, na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006, versus esforço de pesca (f) e vazão do rio Amazonas com defasagem de um ano (VMA_{lag}).

Model: logYield ~ Alpha * VMA _{lag} ^{Beta1} * (1 - Beta2 ^{log(f)})					
Parameters	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)	
Alpha	28.23944	4.10762	6.875	6.63E-07	***
Beta1	-0.06739	0.02342	-2.877	0.00875	**
Beta2	0.87285	0.02407	36.261	2.00E-16	***
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1					
Residual standard error: 0.1916 on 22 degrees of freedom					
Number of iterations to convergence: 5					
Achieved convergence tolerance: 9.245e-08

*Figura 9.11 – Rendimento anual observado (linha preta) das pescarias industriais *F. subtilis*, na plataforma continental amazônica, de 1982 a 2006, versus rendimento estimado (linha vermelha) através de modelo de regressão não linear (Griffin et al., 1976).*

9.4 Discussão

Tendências do rendimento, esforço de pesca e *cpue*

A tendência contínua de redução do rendimento pesqueiro desde o final da década de 80 é consequência da redução do esforço de pesca. Esta redução foi provocada por razões econômicas, mas também está ligada à alta taxa de exploração a que o estoque foi submetido na década de 80 (EHRHARDT; ARAGÃO; SILVA, 1999; ARAGÃO et al. 2001). Não se pode dizer que o estoque se encontrava intensamente explorado, mas, provavelmente, o tamanho da população se encontrava reduzido a um nível tal resultando em rendimentos não compatíveis com o aumento dos custos operacionais da frota.

A *cpue* diminuiu após os elevados níveis iniciais de esforço de pesca (*f*) e manteve uma tendência histórica de oscilação periódica em torno de um patamar estável, indicativo de flutuação natural da abundância da população. O acentuado aumento no rendimento pesqueiro e na *cpue* observados em 2006 e as oscilações até 2009 em torno de um patamar mais elevado pode ser em parte, consequência da recuperação da população nos últimos anos. Esta hipótese é bastante plausível,

considerando a contínua diminuição e manutenção dos baixos níveis de esforço de pesca desde 2003, conforme já evidenciado em capítulos anteriores. Condições ambientais favoráveis durante alguns desses anos podem também ter contribuído para períodos de recrutamento excepcionais.

O padrão mensal da cpue é consistente com o ciclo biológico da espécie. No início do ano, os indivíduos menores são dominantes nas capturas e, à medida que a população vai declinando em termos numéricos, ao longo dos meses, vai aumentando em termos de biomassa, devido ao crescimento dos indivíduos e assim as mais altas *cpue's* são obtidas no segundo trimestre. No terceiro trimestre os maiores indivíduos são capturados, mas a biomassa, abundância e cpue estão mais baixos. No último trimestre, se inicia o período de maior intensidade de recrutamento e o tamanho médio individual diminui novamente, atingindo os menores valores entre dezembro e janeiro, quando a cpue volta a se recuperar, conforme demonstrado nos Capítulos 5 e 7.

Relação entre as variáveis pesqueiras e ambientais

Os estágios iniciais de vida do camarão rosa (*F. subtilis*) na plataforma continental da Amazônia brasileira não têm sido suficientemente estudados. Embora a ocorrência dos juvenis em estuários tenha sido relatada, estudos sobre a migração e assentamento de pós-larvas com base em amostras biológicas no ambiente natural não tem sido realizados. Estudos realizados nos estuários e os dados pesqueiros (SUDAM/UFMA, 1981; ERRHARDT; ARAGÃO; SILVA, 1999; SILVA et al. 2002; MARQUES, 2009, ARAÚJO et al., 2009), combinados com os resultados de alguns cruzeiros de investigação anteriores (JONES; DRAGOVICH, 1973; DRAGOVICH, 1981) sugerem algumas inferências sobre a distribuição espacial e temporal da população, em diferentes estágios de vida. Esses argumentos tem respaldo nos resultados apresentados no Capítulo 3 deste trabalho.

Assim depois da reprodução em alto mar, as larvas do camarão rosa (*F. subtilis*) migram em direção às áreas de berçário, localizadas principalmente na costa noroeste do Maranhão e no litoral nordeste do Pará onde, após a metamorfose, as pós-larvas se assentariam (SUDAM/UFMA, 1981, ARAÚJO et al., 2009). Os períodos

de migração e de assentamento das pós-larvas, bem como de desenvolvimento dos juvenis, no entanto, ainda não estão bem determinados. O recrutamento pesqueiro ocorre entre o final do último trimestre do corrente ano e o primeiro trimestre do ano seguinte, sendo altamente variável. Durante este período, de acordo com Cutrin, Silva e Cintra (2001), grande quantidade de indivíduos é capturada na área conhecida como "lixeira", evidenciando uma possível associação com o habitat de abundante vegetação nessa área.

A presença de vegetação tem sido apontada como fator importante que contribui para o desenvolvimento dos juvenis do camarão café (*F. aztecus*) no Golfo do México (ZIMMERMAN; MINELO; ZAMORA, 1984, MINELO; ZIMMERMAN, 1991), no camarão tigre (*P. esculentus* e *P. semisulcatus*) do Golfo de Carpentaria (LONERAGAN et al., 1994, COLES et al., 1987) em Que. Por outro lado, a tendência clara de declínio continuado da cpue, a partir do segundo trimestre até o final do ano, e capturas cada vez maiores de indivíduos de maior porte ao longo do ano, nas áreas ao Norte, são evidências da distribuição espaço-temporal das espécies e refletem o declínio da abundância da população no final da temporada, conforme discutido no Capítulo 3.

O padrão do ciclo de vida do *F. subtilis* pode ser associado ao padrão das variáveis abióticas. Já foi sugerido por Bates (1879) que o claro padrão sazonal da climatologia da região é o principal fator governando o ciclo biológico. Assim, existe uma sincronia entre o aumento da cpue, e sua diminuição, bem como do esforço de pesca e rendimentos das pescarias, com o padrão de vazão do rio Amazonas. Ressalte-se, no entanto, que o declínio da cpue é mais acentuado do que a vazão do rio, pois o esforço de pesca, como um fator de mortalidade exógena, provavelmente acelera a redução da população. Verifica-se, também, que o aumento da cpue é concomitante à elevação da vazão do rio Amazonas e também ao aumento da temperatura da superfície do mar.

Durante a enchente do rio Amazonas há uma diminuição da salinidade e aumento dos níveis de nutrientes e de material particulado total na plataforma continental. Por outro lado, o volume de águas oceânicas aumenta durante a seca (SANTOS et

al. 2008). Deve ser ressaltado o aumento da temperatura durante o segundo quadrimestre do ano. De acordo com Wenner et al., 2005, um limiar mínimo de temperatura da água costeira de 27-28°C é um fator crítico que influencia as densidades de pós-larvas de camarão branco (*P. setiferus*) no tempo e no espaço dentro do sistema de reentrâncias de Ossabaw, Georgia (EUA). Por isso, é possível inferir que a salinidade, bem como as condições ambientais na área, fortemente governadas pela intensidade da vazão do rio Amazonas, estão intimamente associados com o ciclo de vida do *F. subtilis*.

A vazão do rio Amazonas varia numa escala de tempo anual de acordo com o ciclo hidrológico da região (FILIZOLA et al. 2006) e a quantidade de água aportada pelo rio na plataforma continental varia entre 100.000 m³ s⁻¹ e 220.000 m³ s⁻¹, com uma descarga média de sólidos entre 11 a 13 × 10⁸ toneladas ano⁻¹ (KINEKE et al., 1996). O fenômeno do El Niño/Oscilação Sul (ENOS) é o fator dominante na governança da variabilidade ambiental nos trópicos e seu impacto é generalizado, com forte influência na temperatura e regime de chuvas em todo o mundo. As fases El Niño e La Niña do ciclo ENOS governam, pelo menos em boa parte, o ciclo de cheias e secas na região amazônica. De modo geral, sob a influência do El Niño o ciclo é mais seco e quente que o normal, enquanto que durante a influência da La Niña é mais úmido e mais frio (POVEDA; MESA, 1997, FOLEY et al. 2002).

O período de maio a agosto, quando maior proporção de fêmeas maduras é observada em amostras obtidas a bordo de embarcações comerciais, foi evidenciado como o aquele de maior intensidade de reprodução do *F. subtilis* na região. Na verdade, o claro padrão do ciclo de variáveis ambientais com duas fases, combinado ao período de quatro meses de maior intensidade reprodutiva, ratificam que há um período principal, entre o segundo e o terceiro trimestre. Mesmo no Golfo do México, onde o padrão de condições ambientais não é tão regular, um período principal de reprodução tem sido indicado para o camarão rosa (*F. duorarum*) (KENENEDY-JR; BARBER, 1981, RAMÍREZ-RODRÍGUES; ARREGUÍN-SÁNCHEZ; LLUCH-BELDA, 2003).

Assim, sendo coerente com a premissa de período de maior intensidade de recrutamento, indicado anteriormente, as pós-larvas devem migrar com maior

intensidade para as zonas costeiras em junho-julho, permanecendo nas áreas de berçário durante vários meses, durante o segundo semestre do ano, iniciando o principal período de maior intensidade de retorno ao mar em setembro-outubro, até janeiro do ano seguinte, conforme explicado no Capítulo 5. Em outras palavras, a migração de pós-larvas às zonas costeiras se inicia quando a vazão do rio começa a diminuir e a salinidade aumenta onde a temperatura atinge o seu nível mais elevado. A migração de volta para o mar deve começar quando a vazão do rio começa a aumentar e diminuir a salinidade na costa. Como foi sugerido por vários autores, o comportamento migratório é despertado por alterações na salinidade (ROGERS et al. 1993; CRIALES et al. 2006) e, assim, a vazão de água doce e seus efeitos associados a sedimentos e a salinidade nas áreas costeiras, estimulam a emigração de camarões juvenis dos estuários (STAPLES; VANCE, 1986; VANCE et al., 1998).

Talvez seja relevante notar que, a partir do final do terceiro até o último quadrimestre do ano, a turbidez da água no oceano, e mesmo nas áreas costeiras, deve diminuir, devido à redução da vazão do Amazonas, o que poderia ser propício para o aumento da penetração de luz solar e elevar o nível da fotossíntese (SANTOS et al., 2008). Isto deve ser observado com mais intensidade nos anos em que vazão do rio é menor, sendo razoável supor que também favorece a sobrevivência das larvas e pós-larvas nesse período devido a maior disponibilidade de alimento. Além disso, de janeiro a junho, a corrente Norte do Brasil se desloca em direção ao Norte, ao longo da costa da América do Sul. Porém, entre junho e dezembro, a corrente faz uma retro-reflexão em direção ao Leste, acerca de 5°N (MÜLLER- MÜLLER-KARGER; McCLAIN; RICHARDSON, 1988, SILVA et al. 2009) e este processo também pode favorecer o deslocamento das larvas para áreas costeiras. Finalmente, o aumento da temperatura da superfície do mar (TSM) também coincide com o início do período de maior intensidade de reprodução.

Pode-se concluir que a população de sub-adultos e adultos de camarão rosa (*F. subtilis*) na plataforma continental amazônica brasileira está vinculada, principalmente, às fases de aumento e de pico da vazão do rio Amazonas, enquanto os primeiros estágios de vida e os juvenis estão ligados às fases de diminuição e

vazão mínima. Embora em um primeiro momento as larvas estejam em alto mar, deve ser notado que a influência da pluma do rio, de acordo com Silva et al. (2010), pode chegar a centenas de quilômetros mar adentro. O período que está sendo proposto como de maior intensidade de migração das larvas e com o período de assentamento das pós-larvas e desenvolvimento dos juvenis nos estuários coincidiria com o período de diminuição da vazão do rio Amazonas.

Como mostrado antes, embora a associação entre anomalias negativas da vazão do rio Amazonas e anomalias positivas de *cpue* no ano seguinte não sejam tão evidentes em alguns anos, ela é clara, pelo menos, para todos os valores extremos. A razão para esta falta de associação em alguns anos pode estar relacionada ao nível do esforço de pesca e ao padrão de exploração do ano anterior que podem determinar o nível da abundância da biomassa reprodutora e influir no recrutamento do ano seguinte. De fato, durante os períodos em que o esforço de pesca é baixo, a *cpue*, após um período de baixo nível de vazão do rio, nunca foi inferior à média.

Pode-se argumentar que os episódios de El Niño são indiretamente responsáveis pelas flutuações na abundância da população de camarão-rasa (*F. subtilis*) na plataforma continental. Em geral, a ocorrência de episódios de El Niño irá resultar numa diminuição da intensidade da vazão do rio Amazonas no final do ano e em uma anomalia positiva na *cpue* no ano seguinte. Esta relação entre os episódios de El Niño, o ciclo hidrológico e a abundância de camarões em outras partes do mundo também é relatada por outros autores como Moreira et al. (2000), na lagoa dos Patos, no sul do Brasil, Mendo e Tam (1993), no Peru, e Dias-Ochoa e Quiñones (2008), no Pacífico colombiano.

Além dos fatores ambientais, bem como a intensidade e padrão do esforço de pesca, o período de defeso é outro fator cuja influência na abundância da população deve ser melhor investigada (GARCIA, 1988; GRACIA, 1997). A influência deste evento sobre o nível da abundância populacional e sobre o tamanho do estoque reprodutor pode ser um dos fatores determinantes da abundância da população no ano seguinte e análises futuras devem incluir a busca para melhor compreensão desta

associação. Deve-se ressaltar que, a partir de 2003, o período de defeso tem sido mais longo e estabelecido regularmente entre de 15 de outubro e 15 de fevereiro.

Correlação entre as variáveis pesqueiras e ambientais

Modelos lineares e séries temporais têm sido usadas para modelar a relação entre o rendimento pesqueiro de peneídeos e variáveis ambientais, levando em conta, principalmente, a influência do ambiente durante as fases iniciais de vida nas zonas costeiras de berçário. A abundância de adultos e sub adultos, bem como as capturas de camarões tem sido correlacionados com a temperatura, salinidade, vazão de rios, precipitação e outras variáveis ambientais (SHERIDAN, 1996, HAAS et al. 2001, BROWDER et al., 2002, SAOUD; DAVIS 2003).

Os modelos de análise de covariância e regressão não linear aplicados neste Capítulo confirmaram a correlação fortemente significativa entre o rendimento pesqueiro e o esforço de pesca e a intensidade da vazão do rio Amazonas, no período de desenvolvimento das fases iniciais de vida nos estuários. A alta correlação entre essas variáveis, em ambos os tipos de modelos e escalas temporais, é coerente com nossa hipótese *a priori* e são evidências de que a gestão das pescarias deve ter em conta o esforço de pesca, mas, também, as variáveis ambientais e algum tipo de índice da biomassa desovante (GARCIA, 1989; PENN; CAPUTI, 1986).

Por isso, é razoável concluir que o nível do esforço de pesca deve ser regulado de acordo com a abundância esperada da população. Caso contrário, este nível pode ser reduzido e um menor rendimento será obtido pela pesca. A redução do esforço de pesca nos últimos anos e a recuperação do tamanho populacional, para um patamar mais elevado, que resultam na alteração do comportamento da frota, conforme o Capítulo 7, podem ser as razões pelas quais os modelos não explicam as grandes capturas de 2006.

A autocorrelação encontrada nos resíduos dos modelos, de acordo com Cryer e Chan (2008), pode ser também evidência de que outra fonte de variação ainda está presente na relação e a correlação entre as variáveis ser mais fraca. Assim, os resíduos do modelo devem ser correlacionados com outros indicadores ambientais

ou de pesca em busca de eventual melhora no ajuste. Deve ser notado que, a relação entre o estoque desovante e o recrutamento, por exemplo, não foi levada em conta.

Jones e Dragovich (1977) afirmam que a pesca de camarões peneídeos na plataforma continental da Amazônia opera principalmente sobre uma única classe anual e flutuações na abundância da população de ano para ano são esperadas, devido ao curto ciclo de vida das espécies. Estas flutuações e o rendimento anual das pescarias são, em parte, resultado de variações no sucesso da reprodução e na sobrevivência dos jovens nas áreas de berçário, que estão geralmente sujeitas a variações mais extremas de condições ambientais do que o habitat oceânico do camarão adulto.

Um importante aspecto da gestão de pescarias de camarão é a possibilidade de prever variações anuais na abundância da população e utilizar este conhecimento para utilizar o recurso de forma mais apropriada, ao invés de apenas estabelecer um rendimento de equilíbrio sob um nível constante de esforço de pesca. Identificar mecanismos que regulam a abundância de juvenis no estuário pode ser um passo crítico na efetiva gestão de recursos camaroneiros (HAAS et al., 2001).

Myers (1998) adverte, no entanto, que a grande ênfase na busca de correlações ambientais com o recrutamento pode desconsiderar outros processos importantes, pois, embora fatores ambientais tenham grande influência sobre a abundância das fases iniciais de vida, a relação estoque-desovante/recrutamento, por exemplo, não deve ser negligenciada. De acordo com Garcia (1996), esta relação é especialmente importante no caso das populações de peneídeos, uma vez que são compostas essencialmente de uma única classe anual e a combinação de uma biomassa reprodutora baixa e níveis elevados de esforço de pesca pode levar à sobrepesca por recrutamento.

9.5 Conclusões

- ✓ A captura por unidade de esforço de pesca (*cpue*) tem mantido uma tendência histórica de oscilação periódica em torno de um patamar relativamente estável

até 2005, o que poderia ser considerado indicativo de flutuação natural da abundância da população;

- ✓ Os elevados desembarques observados em 2006 e as oscilações na *cpue* em torno de um patamar superior nos anos seguintes pode ser uma evidência da recuperação do tamanho da população como consequência dos baixos níveis de esforço de pesca e condições ambientais favoráveis, fortemente influenciadas pela vazão do Amazonas, mas refletem também alterações no comportamento da frota nestas circunstâncias, que concentra suas atividades nas áreas mais produtivas;
- ✓ É possível inferir que o ciclo de vida do camarão rosa (*F. subtilis*) está intimamente associado às condições ambientais globais na área, especialmente ao nível de salinidade na costa, muito influenciado pela intensidade da vazão do rio Amazonas;
- ✓ A diminuição da vazão do rio Amazonas coincide com o início do período maior intensidade de migração das larvas, assentamento das pós-larvas nos estuários e desenvolvimento dos juvenis, podendo-se dizer que, de uma forma geral, os primeiros estágios da vida e os juvenis *F. subtilis*, na plataforma continental amazônica brasileira, estão associados às fases de diminuição e vazão mínima do rio Amazonas, enquanto a população de sub-adultos e adultos está relacionada, principalmente, às fases de aumento e pico da vazão do rio;
- ✓ As anomalias negativas da vazão média do rio Amazonas, no período de junho a novembro, estão associadas a anomalias positivas da *cpue* no ano seguinte. Em geral, a ocorrência de episódios de El Niño irá resultar numa diminuição na intensidade da vazão do rio Amazonas, no final do ano, e em uma anomalia positiva no *cpue* no ano seguinte;
- ✓ Os modelos estatísticos utilizados na análise confirmaram forte correlação entre o rendimento das pescarias com o esforço de pesca e intensidade da vazão do rio Amazonas no período de junho a novembro do ano anterior, que corresponde ao período de migração e desenvolvimento das fases iniciais de vida nos estuários;
- ✓ O nível do esforço de pesca na pesca deve ser regulado de acordo com a abundância esperada da população, procurando-se evitar que uma forte intensidade de pesca venha a reduzir o tamanho da população a níveis muito

baixos, resultando na obtenção de menores rendimentos das pescarias nos anos seguintes.

REFERÊNCIAS

- ALVERSON, D. L. Discarding practices and unobserved fishing mortality in marine fisheries: an update. *National Marine Fisheries Service*, Sea Grant. WSG, p. 98-06, 1998.
- ALVERSON, D. L.; FREEBERG, M. H.; POPE, J. G.; MURAWSKI, S. A. A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fisheries Technical Paper*. Rome, FAO. n.339, 1994. 233p.
- ARAGÃO, J. A. N.; CINTRA, I. H. A.; SILVA, K. C. A. Revisão dos dados de esforço de pesca e captura das pescarias industriais de camarão-rosa *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) (Crustácea, Decapoda, Penaeidae) na região norte do Brasil. *Boletim Técnico Científico do Cepnor*, Belém, v. 4, n. 1, p. 31-44, 2004.
- ARAGÃO, J. A. N.; CINTRA, I. H. A.; SILVA, K. C. A.; VIEIRA, I. J. A. A exploração camaroneira na costa norte do Brasil. *Boletim Técnico Científico do Cepnor*, Belém, v. 1, n. 1, p. 11-44, 2001.
- ARAÚJO, M. V. L. F.; CINTRA, I. H. A.; FERREIRA, I. L. S.; KLAUTAU, A. G. C. M.; BRABO, M. F.; SILVA, K. C. A. Frequência de ocorrência e sazonalidade de camarões em águas estuarinas de Salinópolis, estado do Pará, Brasil. *Boletim Técnico Científico do Cepnor*, Belém, v. 9, n. 1, p. 101-113, 2009.
- AULT, J. S.; EHRHARDT, N. M. Correction to the Beverton and Holt Z-estimator for truncated match length frequency distributions. *ICLARM Fishbyte*, San Diego, v. 9, n. 1, p. 37-39, 1991.
- AYUB, Z.; AHMED, M. Maturation and spawning of four important commercially peaneidae shrimps in Pakistan. *Indian Journal of Marine Science*, Karachi, v. 31, n. 2, p. 119-124, 2002.

BARBOSA, F. I.; ROCHA, J. M. Algumas relações biométricas para o camarão-rosa (*Penaeus azectus subtilis* Pérez-Farfante, 1967) da costa norte do Brasil. *Documento Técnico*, Brasília: SUDEPE/PDP, 1977. 12p.

BATES, H. B. *Um naturalista no rio Amazonas*. São Paulo: Itatiaia, 1979. 299 p.

BAUER, R. T.; LIN, J. Temporal patterns of reproduction and recruitment in populations of the penaeid shrimps *Trachypenaeus similis* (Smith) and *T. constrictus* (Stimpson) (Crustacea: Decapoda) from the Northcentral Gulf of Mexico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Lafayette, v. 182, p. 205-222, 1994.

BÉNÉ, C.; MOGUEDET, P. Global combined to local changes, the case of the French Guyana Penaeid stock. In: DURAND M. H., R. MENDELSSOHN, P. CURY, C. ROY, AND D. PAULY (Org.) *Global versus local changes in up-welling systems*. Paris: ORSTOM, p. 311-327, 1998.

BHATTACHARYA, C. G. A Simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics*, Barrackpor, v. 23, p. 115-135, 1967.

BIELSA, L. M.; MURDICH, W. H.; LABISKY, R. F. Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (south Florida) - pink shrimp. *U.S. Fish and Wildlife Service*, FWS/OBS-82/11, and U.S. Army Corp., 1983. 31p.

BROWDER, J. A.; RESTREPO, V. R.; RICE, J. K.; ROBBI, M. B.; ZEIN-ELDIN, Z. Environmental influences on potential recruitment of pink shrimp, *Farfantepenaeus duorarum*, from Florida Bay Nursery Grounds. *Estuaries and Coasts*, Miami, v. 22, n. 2b, p. 484-499, 1999.

BROWDER, J. A.; ZEIN-ELDIN, Z.; CRIALES, M. M.; ROBBLEE, M. B.; WONG, S.; JACKSON, T. L.; JOHNSON, D. Dynamics of pink shrimp (*Farfantepenaeus duorarum*) recruitment potential in relation to salinity and temperature in Florida Bay. *Estuaries and Coasts*, Miami, v. 25, n. 6b, p. 1355-1371, 2002.

BUCKWORTH, R. C. Movements and growth of tagged blue endeavour prawns, *Metapenaeus endeavouri* (Schmitt 1926), in the Western Gulf of Carpentaria, Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, Collingwood, v. 43, n. 5, p. 1283–1299, 1992.

CALAZANS, N. K. F.; SILVA, E; SOARES, M; SOARES, R.; PEIXOTO, S. Influência da salinidade no crescimento, sobrevivência e osmolalidade da hemolinfa do camarão-rosa *Farfantepenaeus subtilis*. In: X Jornada de ensino, pesquisa e extensão – JEPEX 2010 – UFRPE: Recife, 18 a 22 de outubro, 2010.

CARBONELL, A.; AZEVEDO, M. Application of non-equilibrium production models to the red shrimp (*Aristeus antennatus*, Risso, 1816) fishery in the northwestern Mediterranean. *Fisheries Research*, [s.l.], v. 65, p.323–334, 2003.

CASCORBI, A. Seafood Watch Seafood Report: Wild-caught warm water shrimp (Family Penaeidae-the Penaeid shrimps). Monterey, California, United States, Monterey Bay Aquarium. Disponível em: http://www.montereybayaquarium.org/cr/cr_seafoodwatch/content/media/MBA_SeaFoodWatch_WarmwaterShrimpReport.pdf. Acesso em 25 março de 2009.

CASTRO-ORTIZ, J. L.; LLUCH-BELDA, D. Impacts of interannual environmental variation on the shrimp fishery off the Gulf of California. *CalCOFI Rep.*, v. 49, p. 183–190, 2008.

CHA, H.K.; OH, C. W.; HONG, S. Y.; PARK, K. Y. Reproduction and population dynamics of *Penaeus chinensis* (Decapoda: Penaeidae) on the western coast of Korea, Yellow Sea. *Fisheries Research*, [s.l.], v. 56 p. 25–36, 2002.

CHARNOV, E. L.; HANNAH, W. Shrimp adjust their sex ratio to fluctuating age distributions. *Evolutionary Ecology Research*, [s.l.], v. 4, p. 239–246, 2002

CINTRA, I. H. A.; ARAGÃO, J. A. N.; SILVA, K. C. A. Maturação gonadal do camarão-rosa, *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez Farfante, 1967), na região norte do Brasil. *Boletim Técnico Científico do Cepnor*, Belém, v. 4, n. 1, p. 21-29, 2004.

COCHRANE, K.L. (ed.) A fishery manager's guidebook. Management measures and their application. *FAO Fisheries Technical Paper*. Rome, FAO. n.424, 2002, 231p.

COLES, R. G.; LEE LONG, W. J.; SQUIRE, B. A.; SQUIRE, L. C.; BIBBY, J. M. Distribution of seagrass and associated juvenile commercial penaeid prawns in northeastern Queensland waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, Collingwood, v. 38, p. 103-119, 1987.

COSTELLO, T. J.; ALLEN, D. M. Synopsis of biological data on the pink shrimp, *Penaeus duorarum* Burkenroad, 1939. *FAO Fisheries Report*, Rome, v.57, n.4, p.1499-1537, 1970.

COSTELLO, T. J.; ALLEN, D.M. Mortality rates in populations of pink shrimp, *Penaeus duorarum*, on the Sanibel and Tortugas grounds, Florida. *Fisheries Bulletin U.S.* Galveston, v. 66, p. 491-502, 1968.

COURTNEY, A. J.; DREDGE, M. C. L.; MASEL, J. M. Reproductive biology and spawning periodicity of endeavour shrimps *Metapenaeus endeavouri* (Schmit, 1929) and *Metapenaeus ensis* (de Haan, 1850) from a central Queensland (Australia) fishery. *Asian Fisheries Science*, Manila, v. 3, p. 133-147, 1989.

COWPERTWAIT, P. S. P.; METCALFE A. V. *Introductory Time Series with R*. Springer Science e Business Media, New York, 2009. 262p.

CRAWLER, M. J. *The R book*. Sussex: John Wiley & Sons Ltd, Sussex, 2007. 949p.

CRIALES, M. M.; WANG, J.; BROWDER, J. A.; ROBBLEE, M. B.; JACKSON, T. L.; HITTLE, C. Variability in supply and cross-shelf transport of pink shrimp postlarvae into western Florida Bay. *Fishery Bulletin*, St. Petersburg, v.104, p.60–74, 2006.

CRIALES, M. M.; WANG, J.; BROWDER, J. A.; ROBBLEE, M. Tidal and seasonal effects on transport of pink shrimp postlarvae. *Marine Ecology Progress Series*, [s.l.], v.286, p.231–238, 2005.

CRIALES, M.M., WANG, J., BROWDER, J.A., ROBBLEE, M.B., JACKSON, T.L., HITTLE, C. Variability in supply and cross-shelf transport of pink shrimp postlarvae into western Florida Bay. *Fishery Bulletin*, St. Petersburg, v. 104, p.60–74, 2006.

CROCOS, P. J. Reproductive dynamics of the grooved tiger prawn, *Penaeus semisulcatus*, in the north-western Gulf of Carpentaria. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, Collingwood, v. 38, n. 1, p. 79 – 90, 1987.

CROCOS, P. J.; COMAN, G. J. Seasonal and age variability in the reproductive performance of *Penaeus semisucatus* broodstock: optimising broodstock selection. *Aquaculture*, [s.l.], v. 155, p. 55-67, 1997.

CROCOS, P. J.; KERR, J. D. Maturation and spawning of the banana prawn *Penaeus merguensis* de Man (Crustacea: Penaeidae) in the Gulf of Carpentaria, Australia. *Journal Exp. Marine Biology Ecology*, [s.l.], v. 69. pp. 37- 59, 1983.

CROCOS, P. J.; PARK, Y.C.; DIE, D. J., Warburton, K.; MANSON, F. Reproductive dynamics of endeavour prawns, *Metapenaeus endeavouri* and *M. ensis*, in Albatros Bay, Gulf of Carpentaria, Australia. *Marine Biology*, [s.l.], v. 138 p. 63-75, 2001.

CROCOS, P.J.; VAN DER VELDE, T. D. Seasonal, spatial and interannual variability in the reproductive dynamics of the grooved tiger prawn *Penaeus semisulcatus* in Albatross Bay, Gulf of Carpentaria, Australia: the concept of effective spawning. *Marine Biology*, [s.l.], v. 122, p. 557-570, 1995.

CRYER, J. D.; CHAN, K. *Time Series Analysis: with applications in R*. 2nd ed. Iowa: Springer, 2008. 501p.

CUTRIN, R. S. F.; SILVA, K. C. A.; CINTRA, I. H. A. Composição dos recursos pesqueiros capturados na área da “lixreira”, Pará, Brasil. *Boletim Técnico Científico do Cepnor*, Belém, v. 1, n. 1, p. 54-71, 2001.

DALGAARD, P. *Introductory statistics with R*. New York: Springer, 2008. 267 p.

DALL, W.; HILL, B. J.; ROTH LIS BERG, P. C.; STAPLES, D. J. The biology of the Penaeidae, p.1-489. In: Blaxter J. H. S., Southward A. J. (Ed.). *Advances in marine Biology*. San Diego: Academic Press, v.27, p.282-306, 1990.

DeLANCEY, L. B.; JENKINS, J. E.; WHITAKER, J. D. Results of long-term, seasonal sampling for *Penaeus postlarvae* at Breach Inlet, South Carolina. *Fisheries Bulletin*, Seattle, v. 92, n. 3, p. 633-640, 1994.

DERISO, R. B.; QUINN II, T.J.; NEAL, P.R. Catch-at-age analysis with auxiliary information. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*, Ottawa, v. 42, p. 815-824, 1985.

DÍAS-OCHOA, J. A.; QUIÑONES, R. A. Relationship of precipitation, freshwater input, and sea level height with the abundance of the white shrimp (*Litopenaeus occidentalis*, Street, 1871) off Buenaventura, eastern tropical Pacific. *Fisheries Research*, Maryland Heights, v. 92, p. 148–161, 2008.

DIOP, H.; KEITHLY Jr., W. R.; KAZMIERCZAK Jr., R. F.; SHWB, R. F. Predicting the abundance of white shrimp (*Litopenaeus setiferus*) from environmental parameters and previous life stages. *Fisheries Research*, Maryland Heights, v. 86, n. X, p. 31–41, 2007.

DOUBLEDAY, W. G. A least squares approach to analyzing catch at age data. *Research Bulletin*. International Commission, Northwest Atlantic Fisheries, n.12, p.69-81, 1976.

DRAGOVICH, A. Guiana-Brazil shrimp fishery and related U.S. research activity. *Marine Fisheries Review*, Seattle, v. 43 n. 2, p. 9-18, 1981.

DRAGOVICH, A.; JONES, A. C.; BOUCHER, G. C. United States Shrimp Surveys off the Guyana and Northern Brazil (1972-1976). In: JONES, A. C.; VILLEGAS, L. (eds.), *Proceedings of the Working group on shrimp fisheries of northeastern South America*. Panama City. WECAFC Rep. v. 28, p. 1-46, 1980.

EHRHARDT N. M., ARAGÃO, J. A. N.; SILVA, K. C. A. Stock assessment of the industrial pink shrimp (*Penaeus subtilis*) fishery in Northern Brazil. *CFRAMP/FAO/DANIDA Stock Assessment Workshop on the Shrimp and Groundfish on the Guyana-Brasil Shelf*, Port of Spain, p.99-111, 1999.

EHRHARDT, N. M.; LEGAULT, C.M. Pink shrimp, *Farfantepenaeus duorarum*, recruitment variability as an indicator of Florida Bay dynamics. *Estuaries and Coasts*, Charlottesville, v. 22, n. 2b, p. 471-483, 1999.

ERZINI, K. Sample size and grouping of data for length-frequency analysis. *Fisheries Research*, Amsterdam, v. 9, p. 355-366, 1990.

FILIZOLA, N.; SILVA, A. V.; SANTOS, A. M. C; OLIVEIRA, M. A. Cheias e secas na Amazônia: breve abordagem de um contraste na maior bacia hidrográfica do mundo. *T&C Amazônia*, Manaus, v. 9, p. 42-40, 2006.

FISCHER, W. FAO *species catalogue identification sheets fishery purposes*. Roma: FAO. v. 6. p. 2-21, 1978.

FOLEY, J. A.; BOTTA, A.; COE, M. T.; COSTA, M. H. El Niño-Southern oscillation and the climate, ecosystems and rivers of Amazonia Global biogeochemical cycles. *American Geophysical Union*, Washington, DC, ETATS-UNIS, vol. 16, nº 4, p.79.1-79.20, 2002.

FOUNIER, D.A.; SKAUG, H.J.; ANCHETA, J.; IANELLI, J.; MAGNUSSON, A.; MAUNDER, M.N.; NIELSEN, A.; SIBERT, J. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optimization Methods Software*, Honolulu, v. 27 p. 233-249, 2012.

FOURNIER, D. A.; ARCHIBALD, C. P. A general theory for analyzing catch at age data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v. 39, n. X, p. 1195-1207, 1982.

FOX Jr., W. W. Fitting the generalized stock production model by least-squares and equilibrium approximation. *Fishery Bulletin*, St. Petersburg, v. 73, n. 1, p. 23–37, 1975.

FOX, J. Nonlinear Regression and Nonlinear Least Squares. Disponível em: <http://cran.r-project.org/doc/contrib/Fox-Companion/appendix-nonlinear-regression.pdf>. Acesso em 14 março de 2010.

FREON, P. Introduction of environmental variables into global production models. In: Proc. Int. Symp. Long Term Changes Mar. Fish Pop., 1986. Proceedings. Vigo: Consejo Superior de Investigaciones Cientificas: T. Wyatt & M. G. Larraneta Eds., p. 481-528, 1986.

FREON, P.; MULLON, C.; PICHON, G. CLIMPROD: Experimental interactive software for choosing and fitting surplus production models including environmental variables. *FAO Computerized Information Series (Fisheries)*, Rome, n. 5, 76 p., 1993.

FRY, F. E. J. Statistics of a lake trout fishery. *Biometrics*, [s.l.], v. 5, n. 1, p. 27-67, 1949.

GARCIA, S. M. A note on environmental aspects of penaeid shrimp biology and dynamics. In: John A. Gulland and Brian J. Rothschild (Eds.), *Penaeid Shrimps - Their Biology and Managemnt*. Surrey, England: Fishing News Books, Ltd., p.268-271, 1985b

GARCIA, S. M. Biologie et dynamique des populations de crevettes roses (*P. duorarum notialis*, Perez Farfante, 1967) en Côte d'Ivoire. *Trav. Doc. ORSTOM*, Dakar, v.79, 1977. 271p.

GARCIA, S. M. Reproduction, stock assessment models and population parameters in exploited penaeid shrimp populations, pp. 138-158. In: P.C. Rothlisberg, B. J. Hill and D. J. Staples (eds.), *Second Australian National Prawn Seminar*, 1985a. Cleveland: Australia, NPS2.

GARCIA, S. M. Stock-recruitment relationships and the precautionary approach to management of tropical shrimp fisheries. *Marine and Freshwater Research*, [s.l.], v. 47, p. 43-58, 1996.

GARCIA, S. M. *The management of coastal penaeid shrimp fisheries*. In: J.F. Caddy (ed), *Marine Invertebrate Fisheries: their Assessment and Management*. New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore: J. Wiley, p.281-306, 1989.

GARCIA, S. M. The stock-recruitment relationship in shrimps: reality or artifacts and misinterpretations? *Océanographie Tropicale* v. 18, n.1, p.25-48, 1983.

GARCIA, S. M. Tropical penaeid prawns. In: J.A. Gulland (ed), *Fish Population Dynamics*. J. Wiley: Chichester, pp.219-249, 1988.

GARCIA, S. M.; LEMOINE, M.; LEBRUM, E. (1985) Seasonal and long-term variability of recruitment in French Guiana fishery on *Penaeus subtilis*. *FAO Fisheries Report - Supplement.-1 National reports and selected papers presented to the fourth Session of the WECAF Working Party on Assessment of Marine Fishery Resources*. Rome. n.327, p.242-250, 1985.

GARCIA, S. M.; LERESTE, L. Life cycles, dynamics, exploitation and management of coastal penaeid shrimp stocks. *FAO Fisheries Technical Paper*, Rome, n.203, 1981. 215p.

GAYANILO, F. C. Jr.; PAULY, D. FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT). Reference Manual. *FAO Computerized Information Series (Fisheries)*. Rome, FAO. n.8, 1997. 262p.

GAYANILO, F. C. Jr.; SPARRE, P.; PAULY, D. FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II (FiSAT II) User's guide. *FAO Computerized Information Series (Fisheries)*. Rome, FAO. n.8, 2005. 168p.

GILLET, R. Global study of shrimp fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*. Rome, FAO. n.475, 2008. 331p.

GRACIA, A. Simulated and actual effects of the brown shrimp, *Penaeus aztecus*, closure in Mexico, *Marine Fisheries Review*, Seattle, v. 59, n. 2, p. 18-24, 1997.

GRACIA, A. Simulated and actual effects of the brown shrimp, *Penaeus aztecus*, closure in Mexico, *Marine Fisheries Review*, Seattle, v.59, n.2, p.18-24, 1997.

GRACIA, A. Spawning stock-recruitment relationships of white shrimp in the southwestern Gulf of Mexico. *Transactions of the American Fisheries Society*, [s.l.], v.120, n.5, p.19-27, 1991.

GRIFFIN, W. L.; LACEWELL, R. D.; NICHOLS, J. Optimum Effort and Rent Distribution in the Gulf of Mexico Shrimp Fishery. *American Journal of Agricultural Economics*, Milwaukee, v. 58, n. 4, Part 1, p. 644-652, 1976.

GULLAND, J. A. Estimation of mortality rates. Annex to Arctic Fisheries Working Group Report, *ICES*, [s.l.], n.3, 1965. 9p. (mimeo).

GULLAND, J. A. *Fish stock assessment: a manual of basic methods*. New York: Wiley & Sons Inc., 1983. 223 p.

GULLAND, J. A.; ROSENBERG, A. A. A review of length-based approaches to assessing fish stocks. *FAO Fisheries Technical Paper*. FAO, Rome, n.323, 1992. 100p.

HAAS, H. L.; LAMON, E. C.; ROSE, K. A.; SHAW, R. F. Environmental and biological factors associated with the stage-specific abundance of brown shrimp (*Penaeus aztecus*) in Louisiana: applying a new combination of statistical techniques to long-term monitoring data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v.58, p.2258–2270, 2001.

HADDON, M. *Modelling and quantitative methods in fisheries*. New York: Chapman & Hall/CRC, 2011. 405p.

HADDON, M.; HODGSON, K. Spatial and Seasonal stock dynamics of Northern Tiger Prawns using fine-scale commercial catcheffort data. *FRDC Final Report: Project No. 1999/100*. Marine Research Laboratories. Tasmanian Aquaculture and Fisheries. Institute University of Tasmania. Nubeena Crescent, Taroona, TAS 7053, 2000.

HARLEY, S. J. Statistical catch-at-length model for porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the northwest Atlantic. *Collective Volume of Scientific Papers*. International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas, Madrid, v.54, n.4, p.1314-1332, 2002.

HILBORN, R.; MANGEL, M. *The ecological detective: confronting models with data*. Princeton: Princeton University Press, 1997. 315 p.

HILBORN, R.; WALTERS, C. J. *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. New York: Chapman and Hall, 1995. 570 p.

HILL, A.E. Vertical migration in tidal currents. *Marine Ecology Progress Series*, [s.l.], v. 75, p. 39–54, 1991.

HOBDAY, D.; PUNT, A.E. Size-structured population modelling and risk assessment of the Victorian southern rock lobster, *Jasus edwardsii*, Fishery. *Marine Freshwater Research*, Collingwood, v.52, p.1495–1507, 2001.

HOENIG, J. M. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fisheries Bulletin*, [s.l.], v.81, n.4, p.898-903, 1983.

HOFMANN, E. E.; POWELL, T. M. Environmental variability effects on marine fisheries: four case histories. *Ecological Applications*, 8(1) Supplement, pp. S23-S32, 1998.

HOLTHUIS, L. B. FAO species catalogue; shrimps and prawns of the world. *An annotated catalogue of species of interest to fisheries*. Rome FAO, v.1, 1980. 271p.

HUGHES, D.A. Responses to salinity change as a tidal transport mechanism of pink shrimp, *Penaeus duorarum*. *Biological Bulletin*, Woods Hole, v.136, p.45-53, 1969.

IBAMA. *Camarão norte e piramutaba: relatórios reuniões dos grupos permanentes de estudos*. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Coleção Meio Ambiente, Série Estudos-Pesca 9, 1994. 148p.

IBAMA. *Estatística da Pesca, 2008. Grandes Regiões e Unidades da Federação* Brasília-DF, 2008.

IBAMA. Proposta de Plano Nacional de Gestão para o uso sustentável de Camarões marinhos do Brasil – Brasília: Ibama. *Série Plano de Gestão Recursos Pesqueiros*, v.3, 2011. 242p.

IBAMA. *Relatório do Grupo Permanente de Estudos sobre o Camarão das Regiões Norte e Nordeste*. Tamandaré, 1998. 79p. (mimeo)

ISAAC, V. J.; DIAS-NETO, J.; DAMASCENO, F. G. Camarão rosa da costa norte: biologia e administração pesqueira. *Coleção Meio Ambiente, Série Estudos de Pesca*, IBAMA. Brasília, v.1, 1992. 187p.

JACKSON, C. J.; ROTH LISBERG, P. C.; PENDREY, R. C. Role of larval distribution and abundance in overall life-history dynamics: a study of the prawn *Penaeus semisulcatus* in Albatross Bay, Gulf of Carpentaria, Australia. *Marine Ecological Progress Series*, [s.l.], v.213, p.241–252, 2001.

JONES, A. C.; DRAGOVICH, A. Investigation and management of the Guianas shrimp fishery under the U.S.-Brazil Agreement. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 25th Annual Sess., Miami, p.26-33, 1973.

JONES, A. C.; DRAGOVICH, A. The United States shrimp fishery off northeastern South America (1972-74). *Fishery Bulletin*, St. Petersburg, v.75, n.4, p.703-716, 1977.

JONES, R. Assessing the effects of changes in exploitation pattern using length composition data (with notes on VPA and cohort analysis). *FAO Fisheries Technical Paper*, Rome, v.256, 1984. 118p.

JONES, R. The use of length composition data in fish stock assessment (with notes on VPA and cohort analysis). *FAO Fisheries Circular*, Rome, v.734, p.1-55, 1981.

JONES, R.; van ZALINGE, N.P. Estimates of mortality rate and population size for shrimp in Kuwait waters. *Kuwait Bulletin Marine Science*, v.2, p.73–288, 1981.

KENNEDY JR, F. S.; BARBER, D. G. Spawning and recruitment of pink shrimp, *Penaeus duorarum*, off Eastern Florida. *Journal of Crustacean Biology*, New Braunfels, v.1, n.4, p.474-485, 1981.

KINEKE, G. C.; STERNBERG, R. W.; TROWBRIDGE, J. H.; GEYER, W. R. Fluid-mud processes on the Amazon continental shelf. *Continental Shelf Research*, [s.l.], v.16, p.667–696, 1996.

KING, J. E. A Study of the Reproductive Organs of the Common Marine Shrimp, *Penaeus setiferus* (Linnaeus). *Biological Bulletin*, Woods Hole, v.94, n.3, p.244-262, 1948.

KING, M. *Fisheries biology, assessment and management*. Oxford: Fishing News Books, 2007. 341 p.

LAI, H. L.; BRADBURY, A. A modified catch-at-size analysis model for a red sea urchin (*Strongylocentrotus franciscanus*) population. In: Jamieson, G.S., Campbell, A. (Eds.), *Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquatic Science*, [s.l.], v.125, p.85–89, 1998.

LARSON, S. C.; M. J. AVYLE, V. D.; BOZEMAN JR, E. L. Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (South Atlantic)-brown shrimp. *U.S. Fish Wild Service Biol . Rep.* 82(11.90). U.S. Army Corps of Engineers TR EL-82-4, 1989. 14p

LASLETT, G. M., EVESON, J. P., POLACHEK, T. (2004) Fitting growth models to length frequency data. *ICES Journal of Marine Science*, Copenhagen, v.61, p.218-230, 2004.

LEAL-GAXIOLA, A.; LÓPEZ-MARTÍNEZ, J.; CHÁVEZ, E. A. VÁSQUEZ, S. H. MÉNDEZ-TENORIO, F. Interannual variability of the reproductive period of the brown shrimp, *Farfantepenaeus californensis* (HOLMES, 1900) (DECAPODA, NATANTIA). *Crustaceana*. [s.l.], v.74, n.9, p.839-851, 2001.

LEITE JR., N.O.; PETRERE JR, M. Growth and mortalities of the pink shrimp *Farfantepenaeus brasiliensis* LATREILLE, 1970, e *F. paulensis* PÉREZ-FARFANTE, 1967 in Southeast Brazil. *Brazilian Journal Biology*, São Carlos, v.66, n.2A, p.523-536, 2006.

LERESTE, L.; MARCILLE, J. Biologie de la crevette *Penaeus indicus* H. Milne Edwards à Madagascar: croissance, recrutement, migration, reproduction, mortalité. *Cah. ORSTOM (Sér. Océanogr.)*, [s.l.], v.14, n.2, p.109–27, 1976.

LONERAGAN, N. R.; AHMAD-ADNAN, A. N.; CONNOLLY, R. M.; MANSON, F. J. Prawn landings and their relationship with the extent of mangroves and shallow waters in western peninsular Malaysia. *Estuaries Coastal Shelf Science*, [s.l.], v.63, p.187–200, 2005.

LONERAGAN, N. R.; KENYON, R. A.; HAYWOOD, M. D. E.; STAPLES, D. J. Population dynamics of juvenile tiger prawns (*Penaeus esculentus* and *P. semisulcatus*) in seagrass habitats of the western Gulf of Carpentaria, Australia. *Marine Biology*, [s.l.], v.119, p.133-143, 1994.

LÓPEZ-MARTÍNEZ, J.; RÁBAGO-QUIROZ, C.; NEVÁREZ-MARTÍNEZ, M. O.; GARCIA-JUÁREZ, A. R.; RIVERA-PARRAC, G.; CHÁVEZ-VILLALBA, J. Growth, reproduction, and size at first maturity of blue shrimp, *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson, 1874) along the east coast of the Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research*, [s.l.], v.71, p.93–102, 2005.

LÓPEZ-MARTÍNEZ, J.; ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F.; HERNÁNDEZ-VÁZQUEZ, S.; GARCIA-JUÁREZ, A.; VALENZUELA-QUIÑONEZ, W. Inter-annual variation of growth of the brown shrimp *Farfantepenaeus californiensis* and its relation to temperature. *Fisheries Research*, [s.l.], v.61, p.95–105, 2003.

LÓPEZ-MARTÍNEZ, J.; ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F.; MORALES-AZOPEITIAA, R.; SALINAS-ZAVALA, C. Stock assessment and potential yield of the rock shrimp, *Sicyonia penicillata*, fishery of Bahia Kino, Sonora, Mexico. *Fisheries Research*, [s.l.], v.59, p.71–81, 2002.

MARQUES, A. S. P. *Distribuição espaço-temporal das larvas de camarões (Decapoda) no estuário do Rio Marapanim, Pará, litoral norte do Brasil*. 63 f. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Pará, Belém, 2009.

MAUNDER, M. N. Natural mortality for fisheries stock assessment: review. Manuscript. Disponível em: <http://fisheriesstockassessment.com/files/Mreview.pdf>. Acesso: em 30 de abril de 2009.

MDIC (Sistema AliceWeb) – Sistema de análise das informações de comércio exterior via internet do Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Disponível em: <http://aliceweb.desenvolvimento.gov.br/>. Acesso em 16 de setembro de 2010.

MENDO, J.; TAM, J. Multiple environmental states affecting penaeid shrimp production in Peru. *Naga ICLARM Quarter*, Penang, p.44-46, 1993.

MINELLO, T. J.; ZIMMERMAN, R. J. The role of estuarine habitats in regulating growth and survival of juvenile penaeid shrimp. In: Deloach, P.F., Dougherty, W.J., Davidson, M.A. (Eds.), *Frontiers of Shrimp Research. Developments in Aquaculture and Fisheries Science*. Elsevier, Amsterdam, v.22, p.1-16, 1991.

MORALES-BOJÓRQUEZ, E.; LÓPEZ-MARTÍNEZ, J.; HERNÁNDEZ-VÁSQUEZ, S. Dynamic catch-effort model for brown shrimp *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes) from the Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas*, [s.l.], v.7, n.1, p.105-124, 2001.

MORALES-BOJÓRQUEZ, E.; NEVÁREZ-MARTÍNEZ, M. O. Catch-at-size analysis for *Dosidicus gigas* in the central Gulf of California, Mexico in 1996–2002. *Fisheries Research*, [s.l.], v.106, p.214–221, 2010.

MOREIRA, I. A.; LEIVAS, J.; MAIA, J. A.; CAMPOS, C. R. J. Influência dos Fenômenos El Niño e La Niña nas safras de Camarão Rosa no Estuário da Lagoa dos Patos nos anos de 1955 a 1997. In: XI Congresso Brasileiro de Meteorologia, Rio de Janeiro. Anais do XI Congresso Brasileiro de Meteorologia, p. 2767- 2769, 2000.

MÜLLER-KARGER, F. E.; McCLAIN, C. R.; RICHARDSON, P. The dispersal of Amazon's water. *Nature*, [s.l.], v.333, p.56–59, 1988.

MUNRO, J. L. Estimation of natural mortality rates for selectivity and catch length frequency data. *Fishbyte*, Manila, v.1, p.11-14, 1984.

MUNRO, J. L.; PAULY, D. A simple method for comparing the growth of fishes and invertebrates. *Fishbyte*, Manila, v.1, p.5-6, 1983.

MURPHY, G. A solution of the catch equation. *J. Fisheries Research Board, Canada*, v.22, p.191-202, 1965.

MYERS, R. A. When do environment-recruitment correlation work. *Review in Fish Biology and Fisheries*, [s.l.], v.8, p.284-305, 1998.

MYERS, R. Recruitment understanding density-dependence in fish populations. In: Hart, P.J.B., Reynolds, J.D. (Eds.), *Handbook of Fish Biology and Fisheries, Fish Biology*, [s.l.], v.1, p.123–148, 2002.

NEAL, R.A. The Gulf of Mexico research and fishery on penaeid prawns. En *First Australian National Prawn Seminar*, Maroochydore, Queensland, 22–27, November 1973, editado por P.C. Young. Canberra, Australian Government Publishing Service, pp. 1–8, 1975.

NEVÁREZ-MARTÍNEZ, M.O.; MÉNDEZ-TENORIO, F.M.; CERVANTES-VALLE, C.; LÓPEZ-MARTINÉZ, J.; ANGUANO-CARRASCO, M. Growth, mortality, recruitment, and yield of the jumbo squid (*Dosidicus gigas*) off Guaymas, Mexico. *Fisheries Research*, [s.l.], v.79, p.38-47, 2006.

NOAA/ National Oceanic Atmospheric Administration [online]. The ENSO cycle.

Disponível na Internet via URL:

http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensocycle/References/el_nino.jsp. Acesso em: 10 de novembro de 2009

OGLE, D. H. *Length-Weight Relationship Analysis Vignette*. Disponível em:
<http://www.ncfaculty.net/dogle/fishR/gnrlex/LengthWeight/LengthWeight.pdf>.
 Acesso em: 17 de junho de 2009.

OTTERSEN, G.; PLANQUE, B.; BELGRANO, A.; POST, E.; REID, P. C.; STENSETH, N. C. Ecological effects of the North Atlantic Oscillation. *Oecologia*, [s.l.], v.128, p.1–14, 2001.

PAIVA, K. S.; ARAGÃO, J. A. N.; SILVA, K. C. A.; CINTRA, I. H. A. Fauna acompanhante da pesca industrial do camarão-rosa na plataforma continental norte brasileira. *Boletim Técnico Científico do CEPNOR*, Belém, v.9, n.1, p.25-42, 2008.

PALOMARES, M. L.; MUCK, P.; MENDO, J.; CHUMAN, E.; GOMEZ, O.; PAULY, D. Growth of the Peruvian anchoveta (*Engraulis ringens*), 1953 to 1982. p.117-141. In D. Pauly and I. Tsukayama (eds). The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change. *ICLARM Stud. Rev.*, [s.l.], v.15, 1987. 351p.

PARRACK, M. L. Aspects of brown shrimp, *Penaeus aztecus*, growth in the northern gulf of Mexico. *U.S. National Marine Fisheries Service Fisheries Bulletin*, [s.l.], v.76, p.27-836, 1979.

PAULY, D. A method to estimate the stock-recruitment relationship of shrimps. *Transactions of the American Fishery Society*, [s.l.], v.111, p.13-20, 1982.

PAULY, D. A review of the ELEFAN system for analysis of length-frequency data in fish and aquatic invertebrates, p 7-34. In: D. Pauly and G. R. Morgan (eds.) Length-based models in fisheries research, 1987. ICLARM Conference Proceedings 13.

PAULY, D. Length converted catch curves: a powerful tool for fisheries research in the tropics. Part I. *Fishbyte*, Manila, v.1, n.2, p.9-13, 1984.

PAULY, D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du conseil / Conseil international pour l'exploration de la mer*, [s.l.], v.39, n.2, p.175-192, 1980.

PAULY, D. Some simple methods for the assessment of tropical fish stocks. *FAO Fisheries Technical Papers*, Rome, v.234, p.1-52, 1983.

PAULY, D., INGLES, J., NEAL, R. Application to shrimp stocks of objective methods for the estimation of growth, mortality and recruitment-related parameters from length-frequency data (ELEFAN I and II). In: Gulland, J.A., Rothschild, B.J. (Eds.), *Penaeid Shrimps - Their Biology and Management*. Fishing News Books, Farnham, p.220-234, 1984.

PAULY, D.; DAVID, N. ELEFAN I, a BASIC program for the objective extraction of growth parameters from length-frequency data. *Meeresforsch*, [s.l.], v.28, p.205-211, 1981.

PELLA, J. J.; TOMLINSON, P. K. A generalized stock production model. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin*, [s.l.], v.13, n.3, p.416-497, 1969.

PENN, J. W. Spawning and fecundity of the western king prawn, *Penaeus latisulcatus* Kishinouye, in Western Australian waters. *Australian Journal Marine Freshwater Research*, [s.l.], v.31, p.21-35, 1980.

PENN, J. W.; CAPUTI, N. Stock recruitment relationships for the tiger prawn (*Penaeus esculentus*) fishery in Exmouth Gulf, Western Australia and their implications for management. In 'Second Australian National Prawn Seminar'. (Eds P. C. Rothlisberg, B. J. Hill and D. J. Staples.), 1985, pp. 165-173. (NPS2: Cleveland, Qld.)

PENN, J. W.; CAPUTI, N. Spawning stock-recruitment relationships and environmental influences on tiger prawn (*Penaeus esculentus*) fishery in Exmouth Gulf, Western Australia. *Australian Journal Marine Freshwater Research*, [s.l.], v.37, p.491-505, 1986.

PÉREZ FARFANTE, I. Illustrated key to Penaeoid shrimps of commerce in the Americas. *NOAA Technical Report*, NMFS, [s.l.], v.64, p.1-32, 1988.

- PÉREZ-FARFANTE, I. Western Atlantic shrimps of the genus *Penaeus*. *Fisheries Bulletin*, [s.l.], v.67, n.3, p.461–590, 1969.
- PITCHER, T. J.; HART, P. J. B. *Fisheries Ecology*. Chapman and Hall, London, 1982. 414 pp.
- POPE, J. G. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Research Bulletin ICNAF*, [s.l.], v.9, p.65-74, 1972.
- PORTO, H. L. R.; SANTOS, A. B. L. Contribuição ao conhecimento da ecologia e biologia do camarão vermelho *Penaeus (Farfantepenaeus) subtilis*, Perez-Farfante, 1967, na Ilha de São Luís, Estado do Maranhão, Brasil, no período de junho de 1986 a junho de 1987. *Boletim Laboratório Hidrobiologia*, São Luiz, v.9, p.55-71, 1996.
- POVEDA, G.; MESA O. J. Feedbacks between hydrological processes in tropical South America and large-scale ocean–atmospheric phenomena. *Journal of Climate*, [s.l.], v.10, p.2690–2702, 1997.
- PRAGER, M. H. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus–production model. *Fishery Bulletin*, St. Petersburg, v.92, p.374–389, 1994.
- PRIMAVERA, J.H., 1998. Mangroves as nurseries: shrimp populations in mangrove a non-mangrove habitats. *Estuarine Coast Shelf Science*, [s.l.], v.46, p.457–464, 1998.
- PUNT, A. E.; KENNEDY, R. B. Population modelling of Tasmanian rock lobster, *Jasus edwardsii*, resources. *Marine Freshwater Resource*, [s.l.], v.48, p.967–980, 1997.
- QUINN, T. J.; DERISO, R. B. *Quantitative fish dynamics*. Oxford: Oxford University Press, Biological Resources Series, 1999. 542 p.
- QUINTERO, M. E. S.; GRACIA, A. Stages of gonadal development in the spotted pink shrimp *Penaeus brasiliensis*. *Journal of Crustacean Biology*, [s.l.], v.8, n.4, p.680-685, 1998.

R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2009. ISBN 3-900051-07-0, URL. <http://www.R-project.org>.

RAGONESE, S.; BERTOLINO, F.; BIANCHINI, M. L. Biometric relationships of the red shrimp, *Aristaeomorpha foliacea* Risso 1827, in the Strait of Sicily (Mediterranean Sea). *Scientia Marina*, [s.l.], v.61, n.3, p.367-377, 1997.

RAMÍREZ-RODRÍGUEZ, M.; ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F.; LLUCH-BELDA, D. Recruitment pattern of the pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum* in the southern Gulf of Mexico. *Fisheries Research*, [s.l.], v.65, p.81–88, 2003.

RAMÍREZ-RODRÍGUEZ, M.; ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F. Growth of Pink Shrimp *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad, 1939) in Campeche Sound, Mexico. *Crustaceana*, [s.l.], v.73, n.10, p.1263-1272, 2000.

RAMÍREZ-RODRÍGUEZ, M.; ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F. Life history stage duration and natural mortality for the pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum* (Burkenroad, 1939) in the southern Gulf of Mexico, using the gnomonic model for time division. *Fisheries Research*, [s.l.], v.60, p.45–51, 2003.

RAO, P. V. Maturation and spawning of the penaeid prawns of the southwest coast of India. *FAO Fisheries Report*, [s.l.], v.57, n.2, p.285-302, 1964.

RICKER, W. E. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of Fisheries Research Board of Canada*, [s.l.], v.191, 1975, 382p.

RIKHTER, V. A.; EFANOV, V. N. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. *ICNAF Research Document*, 76/VI/8: 12 p., 1976).

RITZ, C.; STREIBIG, J. C. *Nonlinear regression with R*. New York: Springer, 2008. 150p.

ROGERS, B. D.; SHAW, R. F.; HERKE, W. H.; BLANCHET, R. H. Recruitment of postlarval and juvenile brown shrimp (*Penaeus aztecus* Ives) from offshore to

estuarine waters of the northwestern Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, [s.l.], v.36, p.377-394, 1993.

ROTHLISBERG, P. C.; CHURCH, J. A.; FANDRY, C. B. A mechanism for near-shore concentration and estuarine recruitment of post-larval *Penaeus plebejus* Hess (Decapoda, Penaeidae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, [s.l.], v.40, p.115-13, 1995.

ROTHLISBERG, P. C.; CRAIG, P.; ANDREWARTHA, J. Modelling penaeid prawn larval advection in Albatross Bay, Australia: defining the effective spawning population. *Marine Freshwater Research*, [s.l.], v.47, p.157-168, 1996.

SAMPSON, D. Dynamics of Marine Biological Resources. Available at: <http://oregonstate.edu/instruct/fw431/sampson/>. Acesso em: 09 de maio de 2009

SANTOS, M. L. S.; MEDEIROS, C.; MUNIZ, K.; FEITOSA, F. A. N.; SCHWAMBORN, R.; MACEDO, S. J. Influence of the Amazon and Para Rivers on Water Composition and Phytoplankton Biomass on the Adjacent Shelf. *Journal of Coastal Research*, [s.l.], v. 24, n.3, p.585-593, 2008.

SAOUD, P.; DAVIS, D.A. Salinity Tolerance of Brown Shrimp *Farfantepenaeus aztecus* as it relates to Postlarval and Juvenile Survival, Distribution, and Growth in Estuaries. *Estuaries and Coasts*, [s.l.], v.26, n.4A, p.970-974, 2003.

SCHNUTE, J. A general fishery model for a size-structured fish population. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v.44, p.924-940, 1987.

SCHNUTE, J. A.; FOURNIER, D. A new approach to length-frequency analysis: growth structure. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Science*, Ottawa, v.37, p. 1337-1351, 1980.

SHERIDAN, P. F. Comparative habitat utilization by estuarine macrofauna within the mangrove ecosystem of Rookery Bay, Florida. *Bulletin of Marine Science*, [s.l.], v.50, n.1 p.21-39, 1992.

SHERIDAN, P. F. Forecasting the fishery for pink shrimp, *Penaeus duorarum*, on the Tortugas Grounds, Florida. *Fishery Bulletin*, St. Petersburg, v. 94, p. 743-755, 1996.

SILVA, A. C., SANTOS, M. L. S., ARAÚJO, M. C., BOURLÈS, B. Observações hidrológicas e resultados de modelagem no espalhamento sazonal e espacial da pluma de água Amazônica. *Acta Amazônica*, [s.l.], v.39, n.2, p.361-370, 2009.

SILVA, A. C.; ARAÚJO, M.; BOURLÈS, B. Seasonal variability of the Amazon river plume during Revizee program. *Tropical Oceanography. Recife*, v. 38, n. 1. p. 76-87, 2010.

SILVA, K. C. A.; CINTRA; I. H. A.; SOUZA, R. A. L.; GARRIDO, P. A. M. Camarões capturados em áreas estuarinas no Município de Vigia-Pará-Brasil. *Boletim Técnico Científico do Cepnor*, Belém, v. 2, n. 1, p. 81-96, 2002.

SILVESTRE, G. T.; GARCES, L. R. Population parameters and exploitation rate of demersal fishes in Brunei Darussalam (1989–1990). *Fisheries Research*, [s.l.], v.69, p.73–90, 2004.

SMITH, T.; ADDISON, J. T. Methods for stock assessment of crustacean fisheries. *Fisheries Research*, [s.l.], v.65, p.231–256, 2003.

SNEDECOR, G. W.; COCHRAN, W. G. *Statistical methods 6th*. Iowa: The Iowa State University Press, 1967. 593 p.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. *Biometry: principles and practice of statistics in biological research*. São Francisco: W. H. Freeman, 1995. 887 p.

SOUZA-FILHO, P. W. M. Costa de manguezais e macromarés da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. *Revista Brasileira de Geofísica*, [s.l.], v.23, n.4, p.427-435, 2005.

SPARRE, P.; VENEMA, S.C. *Introduction to tropical fish stock assessment*. Rome: FAO Fisheries Technical Papers, v.306, n.1, 1998, 376p.

SSETONGO, G. W.; LARKIN, P. A. Some simple methods of estimating mortality rates of exploited fish populations. *Journal Fisheries Research Board Canada*, [s.l.], v.30, p.695-698, 1973.

St. AMANT, L. S.; BROOM, J. G; FORD T. B. Studies of the brown shrimp, *Penaeus aztecus*, in Barataria Bay, Louisiana, 1962-1965. *Procedings Gulf Caribbean Fishery Institute*, [s.l.], v.18, p.1-16, 1966.

STAPLES, D. J., VANCE, D. J. Emigration of juvenile banana prawns *Penaeus merguensis* from a mangrove estuary and recruitment to offshore areas in the wet-dry tropics of the Gulf of Carpentaria, Australia. *Marine Ecology Progress Series*, [s.l.], v.27, p.239–252, 1986.

STAPLES, D. J.; ROTH LISBERG, P. C.; GARCIA, S.M. Recruitment of penaeid prawns in the Indo-West Pacific, In: The Proceedings of the Second Asian Fisheries Forum. *Asian Fisheries Society*, Tokyo, 1990, 113p.

STUDART-GOMES, P. R. A pesca industrial de camarão rosa no Norte do Brasil, in: Associação dos Engenheiros de Pesca do Estado do Ceará, Ed. in: V Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca, p. 419-434, 1988.

SUDAM/UFMA. *O camarão na área de Tutóia* – Maranhão. Belém: Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia – SUDAM / Universidade Federal do Maranhão – UFMA. 1981, 135p.

SUDEPE. Relatório da segunda reunião do Grupo de Trabalho e Treinamento (GTT) sobre Avaliação de Estoques, realizada em Tamandaré/PE, de 29 de junho a 24 de julho de 1981. *PDP/SUDEPE, Série Documentos Técnicos*, Brasília, n.34, p.1-439, 1985.

SULLIVAN, P. J.; LAI, H.; GALLUCCI. V. F. A catch-at-length analysis that incorporates a stochastic model of growth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v. 47, p. 84-198, 1990.

TAKEDA, M. *Crustaceans and mollusks trawled off Suriname and French Guiana*.
Tóquio: Japan Marine Fishery Resource Research Center, 1983, 354 p.

THOMAS, M. M. Reproduction, fecundity and sex ratio of the green tiger prawn,
Penaeus semisulcatus de Haan. *Indian Journal Fisheries*, Karachi, v. 21, p.152-163,
1974.

TZENG, T.; YEH, Y. Growth, mortality and recruitment of *Trachipenaeus curvirostris*
in the western coast of Taiwan. *Journal Fisheries Society Taiwan*, Keelung, v.28, n.2,
p.77-90, 2001.

VANCE, D. J.; HAYWOOD, M. D. E.; HEALES, D. S.; KENYON, R. A.; LONERAGAN,
N.R. Seasonal and annual variation in abundance of postlarval and juvenile banana
prawns, *Penaeus merguensis*, and environmental variation in two estuaries in
tropical northeastern Australia: a six-year study. *Marine Ecology Progress Series*,
[s.l.], v.163, p.21–36, 1998.

VOSS, G. L. A key to the commercial and potentially commercial shrimp of the family
Penaeidae of the western north Atlantic and the Gulf of Mexico. *Florida State Board
Conservation Marine Laboratory, Technical Series*, [s.l.], n.14, 1955, 22p.

WANG, Y., SOMER, I. F. A simple method for estimating growth parameters from
multiple length-frequency data in presence of continuous recruitment. *Fisheries
Research*, [s.l.], n.28. p.45-56, 1996.

WENNER, E. L.; KNOTT, D. M.; BARANS, C. A.; WILDE, S. ; BLANTON, J. O.; AMFT, J.
Key factors influencing transport of white shrimp (*Litopenaeus setiferus*) post-larvae
into the Ossabaw Sound system, Georgia, USA. *Fisheries Oceanography*, [s.l.], v.14,
n.3, p.175–194, 2005.

WETHERALL, J.A.; POLOVINA, J.J.; RALSTON, S. Estimating growth and mortality in
steady-state fish stocks from length-frequency data, p. 53-74. In D. Pauly and G.R.
Morgan (eds.) Length-based methods in fisheries research. ICLARM Conference
Proceedings 13, 468 p., 1987.

ZEIN-ELDIN, Z. P.; RENAUD, M. L. Inshore environmental effects on brown shrimp, *Penaeus aztecus*, and white shrimp, *P. setiferus*, populations in coastal Waters, particularly of Texas. *Marine Fisheries Review*, Seattle, v. 48, n. 3 , 1986.

ZHENG, J.; MURPHY, M.C.; KRUSE, G.H. A length-based population model and stock-recruitment relationship for the red king crab, *Paralithodes camtschaticus*, in Bristol Bay, Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v. 52, p. 1229–1246, 1995.

ZIMMERMAN, R. J.; MINELO, T. J.; ZAMORA, G. Selection of vegetated habitat by brown shrimp, *Penaeus aztecus*, in a Galveston Bay salt marsh. *Fisheries Bulletin U.S.* [s.l.], v.82, p.325-336, 1984.