

**FACULDADE DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA**

**CONTRIBUIÇÕES À GESTÃO PESQUEIRA DA LAGUNA DOS PATOS, RS,
BRASIL**

Gianfranco Ceni

TESE DE DOUTORADO

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL

Av. Ipiranga 6681 - Caixa Postal 1429

Fone: (051) 3320-3500

CEP: 90.619-900 - Porto Alegre - RS

Brasil

2015

**PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA**

**CONTRIBUIÇÕES À GESTÃO PESQUEIRA DA LAGUNA DOS PATOS, RS,
BRASIL**

**Autor: Gianfranco Ceni
Orientador: Dr. Nelson Ferreira Fontoura
Co-orientador: Dr. Henrique Roque Nogueira Cabral**

**TESE DE DOUTORADO
PORTO ALEGRE – RS – BRASIL
2015**

Dedicado à minha nona Olívia

Significância do amor

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais sou grato pelo incentivo aos estudos, por garantirem minha satisfação profissional e, acima de tudo, pelo ambiente carinhoso que os rodeia;

À minha madrinha e minha prima Lala, pelos momentos felizes que trazem a vontade de estar em casa;

À minha namorada Tizi, pela presença e carinho, independentemente da distância;

Ao meu orientador, professor Dr. Nelson Ferreira Fontoura pela atenção em transmitir seu conhecimento;

Ao meu co-orientador, professor Dr. Henrique Manuel Roque Nogueira Cabral e sua equipa da Universidade de Lisboa pela recepção acolhedora e pelas contribuições com o desenvolvimento de minha tese;

Ao professor Dr. João Paes Vieira Sobrinho pela influência em minha formação e enorme prestatividade;

Ao professor Dr. Carlos Alberto Lucena, por sua prestatividade e suas contribuições no acompanhamento de minha tese;

Ao professor Manuel Haimovici pela disponibilidade de material, e pela atenção concedida;

À professora Dra. Laura Roberta Pinto Utz e ao professor Dr. Renato Azevedo Matias Silvano pela atenção no desenvolvimento de minha qualificação;

Às personalidades que representam a importância singular de ser professor, Dr. João Paes Vieira Sobrinho, Dra. Sonia Marisa Hefler e Dr. Almir Petersen Barreto, que direcionaram minha vida com pequenos e grandes gestos;

Ao amigo José Ricardo Barradas por suas inúmeras influências, sempre com as mãos estendidas para ajudar, fruto de uma amizade singular;

À amiga Thaís Paz Alves pela especial prestatividade e preocupação na conclusão desse trabalho;

Aos amigos Rodrigo Ferreira Bastos e Raquel Brum pelo espaço garantido ao visitante do interior;

Ao amigo Rafael Acosta Lugo pela colaboração no desenvolvimento e análise estudos realizados;

Ao amigo Fabio Lameiro Rodrigues pela solicitude em contribuir com material para a tese;

À bióloga Daiane Figueiredo pela contribuição nos estudos com otólitos;

Ao amigo Fabiano Carvalho Brito pelo comprometimento e ajuda;

Ao amigo Thiago Silveira pelas conversas produtivas;

À amizade verdadeira dos colegas de Pós-Graduação, Maria Rita Poeta, Michele Dornelles, Camila Munareto, Alejandro Londoño Burbano e Williams Paredes Munguia;

Aos órgãos financiadores, CAPES pela bolsa de doutorado e ao CNPq pelo projeto de pesquisa (nº472123/2012-2);

E principalmente aos personagens dessa história, pelo voto de confiança, meus amigos pescadores.

Era uma vez um homem que estava pescando, Maria. Até que apanhou um peixinho! Mas o peixinho era tão pequenininho e inocente, e tinha um azulado tão indescritível nas escamas, que o homem ficou com pena. E retirou cuidadosamente o anzol e pincelou com iodo a garganta do coitadinho. Depois guardou-o no bolso traseiro das calças, para que o animalzinho sarasse no quente. E desde então, ficaram inseparáveis. Aonde o homem ia, o peixinho o acompanhava, a trote, que nem um cachorrinho. Pelas calçadas. Pelos elevadores. Pelo café. Como era tocante vê-los no "17"! o homem, grave, de preto, com uma das mãos segurando a xícara de fumegante moça, com a outra lendo o jornal, com a outra fumando, com a outra cuidando do peixinho, enquanto este, silencioso e levemente melancólico, tomava laranja por um canudinho especial... Ora, um dia o homem e o peixinho passeavam à margem do rio onde o segundo dos dois fora pescado. E eis que os olhos do primeiro se encheram de lágrimas. E disse o homem ao peixinho: "Não, não me assiste o direito de te guardar comigo. Por que roubar-te por mais tempo ao carinho do teu pai, da tua mãe, dos teus irmãozinhos, da tua tia solteira? Não, não e não! Volta para o seio da tua família. E viva eu cá na terra sempre triste!..." Dito isso, verteu copioso pranto e, desviando o rosto, atirou o peixinho n'água. E a água fez redemoinho, que foi depois serenando, serenando... até que o peixinho morreu afogado...

Velha História – Mario Quintana

APRESENTAÇÃO

A presente tese tem como principal função contribuir para a gestão pesqueira da região límnic da Laguna dos Patos, RS, Brasil. Em um primeiro momento, observou-se a necessidade de preencher lacunas do conhecimento sobre a dinâmica da pesca, visto que haviam sido registradas práticas insustentáveis no uso do recurso, como a pesca durante a época de reprodução das espécies (MILANI & FONTOURA, 2007). Atendendo a esse predicado, formulou-se o primeiro capítulo, onde é descrita a atividade de pesca a partir de acompanhamentos *in situ*, otimizando a credibilidade dos dados e apresentando propostas ao ordenamento pesqueiro.

Paralelamente, elaborou-se outro estudo, descrito no segundo capítulo, onde uma nova abordagem para análise de crescimento em idade foi desenvolvida e aplicada para duas espécies de bagre marinho (*Genidens barbatus* e *Genidens genidens*). A metodologia diferencia-se por utilizar os incrementos de crescimento registrados em otólitos em modelo de captura-recaptura, ajustando-o a partir da menor variância da constante de crescimento k .

Conclusivamente são apontadas considerações aos resultados apresentados, registrando os avanços adquiridos para o manejo da pesca, as possibilidades proporcionadas pelo modelo de crescimento em idade, bem como as perspectivas para estudos futuros.

RESUMO

Os recursos pesqueiros da Laguna dos Patos reduziram-se drasticamente a partir dos anos 80, quando capturas excessivas com artes de pesca prejudiciais afetaram os estoques. Na última década ocorreram avanços conservacionistas importantes na região estuarina da laguna, entretanto, a região límnic ainda sofre com a falta de um plano de manejo específico. Nesse sentido, buscou-se a aplicação de distintas ferramentas para contribuir com a gestão pesqueira: primeiramente, analisando a dinâmica da atividade pesqueira e, em seguida, através do estudo do crescimento em idade de duas espécies de peixes sob uma nova abordagem metodológica. Os resultados do acompanhamento da pesca artesanal, onde se avaliou os horários de atividade, distâncias percorridas, artes de pesca utilizadas e os peixes capturados (identificação e biometria), revelaram a existência de duas estratégias de pesca: uma com redes de malha proibida (MPR) (20-30mm; nós opostos) e outra com redes de malha permitida (MPE) (35-80mm). Mesmo com o registro de 31 espécies (MPE=27 e MPR=24), ambas as pescarias revelaram seletividade em suas capturas (ANOSIM $R=0,8613$; $p<0,0001$). As redes MPR foram nocivas por capturarem indivíduos pequenos (97% $<260\text{mmCT}$) e, conseqüentemente, abaixo do tamanho de primeira maturação da maior parte das espécies capturadas, dentre elas a espécie alvo *Loricariichthys anus* (60,91% da captura total), sobre a qual estes petrechos são utilizados mesmo na época de defeso. Já nas redes MPE, as espécies alvo tiveram maior porte (*Mugil liza*, *Genidens barbatus* e *Micropogonias furnieri*) e não foram utilizadas durante o defeso. Ainda assim, a utilização excessiva de MPR revela a necessidade de um plano gestor. Nesse contexto, sobrepõe-se a necessidade de estudos que avaliem o estado de conservação das espécies exploradas. Tal predicado serviu de suporte para o desenvolvimento de uma nova metodologia para determinação do comprimento em idade de peixes. Foram utilizadas medidas retrocalculadas a partir de otólitos *lapilli* de duas espécies de bagre marinho (*Genidens barbatus* e *Genidens genidens*) na equação de von Bertalanffy ajustada para dados de captura e recaptura. Nesse modelo, a medida retrocalculada a partir do anel antecedente representou o momento na captura, enquanto que, a medida correspondente ao anel seguinte representou o momento na recaptura. Esta abordagem permitiu a análise das estimativas individuais de crescimento em idade e a consensualização destas de duas formas: pela média dos parâmetros de crescimento (L_{∞} e k) e pela minimização dos resíduos nos valores de Comprimento Total Médio, estimado das curvas de crescimento individual. Ambos os métodos foram capazes de representar a história de vida das espécies. Entretanto, o modelo permitiu que, diferentemente das estimativas individuais, as medidas pareadas de todos os otólitos pudessem ser agrupadas. Dessa maneira, os parâmetros de crescimento foram obtidos de maneira direta, correspondendo à melhor adequação do ponto de vista metodológico (dissolução de erros) e de legitimidade. A qualidade das informações levantadas sobre a dinâmica de pesca local resultou em uma série de propostas para a gestão desses recursos, que quando associadas ao desenvolvimento da nova metodologia de crescimento em idade foi capaz de produzir valiosas contribuições ao manejo dos recursos.

Palavras-chave: Ambiente costeiro, pesca ilegal, esclerocronologia, crescimento individual.

ABSTRACT

Fish resources of the Patos Lagoon have been drastically reduced since 80's, when overfishing with harmful fishing gear affected the stocks. In the last decade there have been major breakthroughs regarding the conservation of the lagoon estuary, however, freshwater region still suffers with the lack of a specific management plan. In that sense, to contribute to fisheries management different tools were applied: initially, analyzing the dynamics of fishing activity and subsequently, studying the age in growth of two fish species by a new methodological approach. The results of the artisanal fishing, which evaluated the activity times, distances, fishing gear used and the captured fish species (identification and biometrics), revealed the existence of two fishing strategies: forbidden mesh (MPR) (mesh size 20-30mm) and allowed mesh (MPE) (mesh size 35-80mm). Even recording 31 species (MPE = 27 and MPR = 24), both strategies revealed selectivity in their catches (ANOSIM $R = 0.8613$, $p < 0.0001$). The MPR gillnets were harmful as they captured small individuals (97% $< 260\text{mmCT}$) and therefore below the size of first maturity for most species, including the target species *Loricariichthys anus* (60.91% of the total catch), over which these fishing equipment are used during the closed season. However, the target species in the MPE were larger (*Mugil liza*, *Genidens barbatus* and *Micropogonias furnieri*) and gillnets were not used during the closed season. The aggressive use of MPR reveals the need of effective conservation measures. In this context, emerges the need of studies to assess the conservation status of these exploited species. This predicate served as support for the development of a new methodology to determine the age in length. Retrocalculated measures from *lapilli* otoliths of two marine catfish species (*Genidens barbatus* and *Genidens genidens*) were used in von Bertalanffy equation adjusted for capture and recapture data. In this model, the retrocalculated measure from the previous ring represented the moment at capture, while the next ring represented the moment at recapture. This approach allowed the analysis of the growth in age at individual level, followed by two subsume vias: by the average of the growth parameters (L_{∞} and k) and by the minimization of residuals in Average Total Length, once estimated through individual growth curves. Both methods were able to represent the species' life history. However, the model allowed that paired measurements of all otoliths could be grouped and analyzed as a single individual. This way, the growth parameters were directly obtained, corresponding to the best fit from a methodological point of view (error dissolution) and legitimacy. The quality of information about the local fishing dynamics resulted in a series of proposals to resource management and when associated with the development of a new growth in age methodology was able to strengthen reasonable contributions to fisheries sustainability.

Keywords: coastal environment, illegal fishery, esclerocronology, individual growth.

| | |
|---|-----------|
| 1.5.1.2.2 <i>Estudo</i> : Investigação da relação entre o comprimento total e o comprimento do filé de <i>Loricariichthys anus</i> | 53 |
| 1.5.1.3 Manejo participativo e políticas sociais..... | 53 |
| 1.5.1.3.1 <i>Ação</i> : Investir em projetos de educação ambiental e campanhas de saúde pública..... | 53 |
| 1.5.1.3.2 <i>Ação</i> : Disponibilização de crédito para instrumentalização dirigida ao beneficiamento do pescado e desenvolvimento de cursos técnicos para qualificação. | 53 |
| 1.5.1.3.3 <i>Ação</i> : Fortalecimento do Fórum Delta do Jacuí. | 54 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 55 |
| ANEXO | 62 |
| CAPÍTULO 2 | 63 |
| Crescimento em idade de <i>Genidens barbatus</i> e <i>Genidens genidens</i>: uma nova abordagem de análise através do uso de anéis de crescimento em otólitos como marcadores de captura e recaptura | 63 |
| 2.1 INTRODUÇÃO..... | 64 |
| 2.2 OBJETIVO | 67 |
| 2.2.1 Objetivos Específicos | 67 |
| 2.3 MATERIAIS E MÉTODOS..... | 68 |
| 2.3.1 Local de coleta..... | 68 |
| 2.3.2 Espécies | 69 |
| 2.3.3 Amostragens | 69 |
| 2.3.4 Análise de dados | 70 |
| 2.4 RESULTADOS | 75 |
| 2.5 DISCUSSÃO | 84 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 91 |

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1.1. Mapa da região norte da Laguna dos Patos, onde foram realizados os acompanhamentos da pesca artesanal *in situ* e macrolocalização da região no Estado do Rio Grande do Sul e no Brasil. Estrela indica ponto de embarque e desembarque, círculos brancos correspondem aos registros de redes com tamanho de malha proibido (MPR) e círculos pretos correspondem aos registros de redes com tamanho de malha permitido (MPE). 20
- Figura 1.2. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/10.000m²/dia) (a) e distribuição dos valores de CPUE (kg/10.000m²/dia) (b) por classes de tamanho (mm) para a captura de toda a pesca artesanal (barras) e segmentada de acordo com o tamanho de malha (linhas). Malhas proibidas possuem menos 35 mm entre nós opostos.29
- Figura 1.3 Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/10.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) das principais espécies capturadas por redes de pesca com malha proibida (<35mm entre nós opostos) e variação da captura nos trimestres de pesca (1°, 2°, 3° e ED). Barras representam os valores do CPUE (indivíduos/10.000m²/dia) médio total. Linha pontilhada representa o comprimento em que 50% da população encontra-se reprodutivamente ativa. 32
- Figura 1.4. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/10.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) das principais espécies capturadas por redes de pesca com malha permitida (>35mm entre nós opostos) e variação da captura nos trimestres de pesca (1°, 2°, 3° e ED). Barras representam os valores do CPUE (indivíduos/10.000m²/dia) médio total. Linha pontilhada representa o comprimento em que 50% da população encontra-se reprodutivamente ativa... 33
- Figura 1.5 Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Cyphocharax voga* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=338) e fundo (N=141) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos). 37
- Figura 1.6. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Genidens barbatus* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=20) e fundo (N=35) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos). 38
- Figura 1.7. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Loricariichthys anus* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=3) e fundo (N=87) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos). 39

- Figura 1.8 Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Lycengraulis grossidens* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=301) e fundo (N=167) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos). 40
- Figura 1.9. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Micropogonias furnieri* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=117) e fundo (N=482) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos). 41
- Figura 1.10. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Mugil liza* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=85) e fundo (N=39) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos). 42
- Figura 1.11. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Oligosarcus robustus* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=243) e fundo (N=50) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos). 43
- Figura 1.12. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Pimelodus pintado* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=80) e fundos (N=213) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos). 44
- Figura 2.1. Mapa do Brasil com destaque para o estado do Rio Grande do Sul e localização dos pontos de coleta na Laguna dos Patos (**estrela a:** região límnic; **estrela b:** região estuarina). 68
- CAPÍTULO 2
- Figura 2.2 Representação consensual aos otólitos *lapilli* de *Genidens barbatus* e *Genidens genidens* enfatizando a opacidade acentuada da região do foco (*fc*), e indicando o ponto de referência utilizado como sítio inicial às medidas (círculo do início da linha tracejada) de distância até cada uma das zonas hialinas (*zh*) e realizadas sob direcionamento padronizado (ponto médio entre marcas *A* e *B* - linha tracejada). Ilustração: Fabiano Carvalho de Britto. 71
- Figura 2.3. Frequência de Ocorrência de indivíduos de *Genidens barbatus* (a) e *Genidens genidens* (b) por Classes de Comprimento Total (mm) coletados na região estuarina (somente indivíduos >200 mm de comprimento total) e límnic da Laguna dos Patos, RS, de agosto de 2012 a janeiro 2014. 75

- Figura 2.4. Relação do comprimento total do peixe e tamanho do otólito de *Genidens barbatus* (a) e *Genidens genidens* (b) capturados na Laguna dos Patos, RS, Brasil. Os coeficientes da regressão foram estimados através da log-transformação dos dados e estimativa de quadrados mínimos. 76
- Figura 2.5. Frequência de ocorrência do número de anéis registrados por otólito *lapillus* (barras; eixo esquerdo) de *Genidens barbatus* (a) e *Genidens genidens* (b) e contribuição destes otólitos em dados pares acumulados (linha tracejada; eixo direito)..... 77
- Figura 2.6. Frequência de ocorrência por classes de tamanho do L_{∞} resultantes das estimativas de crescimento em idade individuais de *Genidens barbatus* (a) e *Genidens genidens* (b) analisadas através do uso de anéis de crescimento em otólitos como marcadores de captura e recaptura. 78
- Figura 2.7. Frequência de ocorrência dos valores de k resultantes das estimativas de crescimento em idade individuais de *Genidens barbatus* (a) e *Genidens genidens* (b) analisadas através do uso de anéis de crescimento em otólitos como marcadores de captura e recaptura. 79
- Figura 2.8. Frequência de ocorrência da idade estimada para formação de primeiro anel resultante das estimativas de crescimento em idade individuais de *Genidens barbatus* (a) e *Genidens genidens* (b), analisadas através do uso de anéis de crescimento em otólitos como marcadores de captura e recaptura. 80
- Figura 2.9. Percentagem acumulada de ocorrência (barras) e curva ajustada (linha) do comprimento total estimado dos peixes no momento de formação do primeiro anel de crescimento, resultantes das estimativas de crescimento em idade individuais de *Genidens barbatus* (a) e *Genidens genidens* (b) analisadas através do uso de anéis de crescimento em otólitos como marcadores de captura e recaptura. Linha contínua representa a curva ajustada e linha tracejada determina o ponto de corte de 50%..... 81
- Figura 2.10. Curvas de crescimento em idade para *Genidens barbatus* (a) e *Genidens genidens* (b) estimadas através do uso de anéis de crescimento em otólitos como marcadores de captura e recaptura sob distintos tratamentos de dados. *O Limite das curvas consenso foi padronizado em 40 e 30 anos para *G. barbatus* e *G. genidens*, respectivamente, para facilitar a visualização do padrão de crescimento nos distintos tratamentos..... 83

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

- Tabela 1.1. Lista de espécies de peixes capturadas pela pesca artesanal na região norte da Laguna dos Patos seccionadas de acordo com a legalidade do tamanho de malha apresentando dados de captura, dados biométricos e porcentagem de indivíduos descartados (descarte por deterioramento não contabilizado). Células em preto indicam as espécies frequentes e abundantes (dominantes), células hachuradas indicam espécies abundantes mas não frequentes (somente *Cyphocharax voga*), células cinza escuras indicam espécies não abundantes e frequentes e células cinza claro indicam espécies presentes. *Ressalvas ao descarte são apresentadas na discussão do trabalho. 28
- Tabela 1.2. Variação sazonal da CPUE (ind./10.000m²/dia) das espécies de peixes capturadas pela pesca artesanal durante os três trimestres pesqueiros e época de defeso. Células em preto indicam as espécies frequentes e abundantes (dominantes), células cinza escuras indicam espécies não abundantes e frequentes e células cinza claro indicam espécies presentes. 35
- Tabela 1.3. Número de indivíduos (N), e padrão de dominância baseado no CPUE (ind./1.000m²/dia) total e decomposto em trimestres pesqueiros das espécies de peixes capturadas nas amostragens padronizadas com rede de espera de superfície e fundo em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos). 36

CAPÍTULO 2

- Tabela 2.1 Valores dos descritores de crescimento (L_{∞} e k), índice de performance de crescimento (Φ') e longevidade ($A_{0,95}$) de *Genidens barbatus* e *Genidens genidens* calculados sob distintos tratamentos de dados (presente estudo) ou publicados previamente. *Modelo especial de Bertalanffy; **Modelo generalizado de Bertalanffy; †Valores não calculados na publicação de origem. 82

CAPÍTULO 1

Dinâmica da pesca artesanal na região límnic da Laguna dos Patos,
RS, Brasil

1.1 INTRODUÇÃO

O trágico *status quo* das pescarias mundiais enuncia que quase 90% dos recursos marinhos pesqueiros estão no limite de exploração ou sobre-explorados. Esse cenário intensificou-se no passar das décadas em resposta ao crescimento populacional e políticas públicas ineficientes (FAO, 2014). Sabendo que existem mais de 58 milhões de pessoas vivendo da pesca e que mais de 12 milhões são pescadores artesanais (JACQUET & PAULY, 2008; FAO, 2014), medidas de manejo mais funcionais devem ser implementadas considerando as características socioeconômicas de seus integrantes (CHAVES et al., 2002; DAVIES et al., 2009). Pois, em reflexo da má gestão governamental, problemas educacionais produzem baixa escolaridade e desqualificação, gerando desemprego e pobreza (MOSES, 2000; SALAS et al., 2011). Esses fatores, conseqüentemente, estimulam a atividade pesqueira e caracterizam os moldes da pesca artesanal (JOHNSON, 2005).

Frequentemente registrada como meio de subsistência (KALIKOSKI et al., 2010; FREITAS & RODRIGUES, 2014), a pesca artesanal envolve particularidades em sua operação. O baixo custo é determinante nesse sistema, onde registra-se, por exemplo, o consumo reduzido de combustível, embarcações antigas e de pequeno porte com poucos trabalhadores a bordo e com alto grau de parentesco (KURIEN & WILLMANN, 2009; LOPES & BEGOSSI, 2011). Essas características são marcantes nas pescarias de países em desenvolvimento (CARVALHO et al., 2009; SALAS et al., 2011; BEGOSSI et al., 2011) como no Brasil, onde mais de 60% da produção pesqueira é proveniente da pesca artesanal, sustentando mais de 250.000 pescadores (SILVANO, 2004; DIEGUES, 2006).

Uma das áreas brasileiras mais importantes para a pesca, a Laguna dos Patos, está localizada no extremo sul do país, e é considerada a maior laguna estrangulada do mundo (KJERFVE, 1986) com uma área superficial de 10.360 km². A partir dos anos 80, a pesca na laguna apresentou um colapso em seus estoques pesqueiros (CEPERG/IBAMA 1999; VIEIRA et al., 2010). Nessa época, a maior eficiência dos mecanismos de pesca reduziu os estoques devido a capturas excessivas com artes de pesca prejudiciais, que afetavam também indivíduos em reprodução (REIS, 1986a). Esse impacto acentuado é evidente com a diminuição das 40.000 toneladas capturadas em 1966 para cerca de 5.000 toneladas no ano de 1999 (CEPERG/IBAMA 1999).

Dentre as espécies de peixes mais representativas para a pesca artesanal no sul do Brasil, anteriormente ao seu declínio (REIS, 1986a; REIS & D'INCAO, 2000;

VASCONCELLOS et al., 2005), há aquelas que utilizam o ambiente estuarino e dulcícola da laguna como rota migratória, com finalidades reprodutivas e/ou de crescimento (CHAO et al., 1985; REIS, 1986b). Despontam como exemplo desses peixes migradores: os bagres marinhos (Ariidae), que chegam a atingir o norte da laguna, a cerca de 300km da desembocadura com o mar, para se reproduzirem (MILANI & FONTOURA, 2007); ou então, os estoques de tainha (*Mugil liza*) que alimentam-se nas águas interiores de grande produtividade da laguna até acumularem reservas energéticas suficientes para a migração reprodutiva ao mar (VIEIRA & SCALABRIN, 1991). Mesmo com a constatação de sobrepesca dos estoques e a aplicação de legislação específica para o controle da pesca, arranjos divergentes dessa regulamentação geram obstáculos na gestão pesqueira (PAULA, 2013).

Devido à grande extensão da Laguna dos Patos, foi estabelecido o limite entre estuário e área límnic (município de Arambaré: latitude 30°50' S), para os quais vigoram distintas leis de pesca. O período de defeso no estuário ocorre a partir 1 de Junho a 30 de setembro (Portaria Nº 171/98), enquanto na região límnic, esse intervalo ocorre de 1 de novembro a 31 de janeiro (Instrução Normativa Nº117/2006). Entretanto, conflitos por territorialidade tomam forma ao passo que pescadores da região norte límnic não podem pescar no estuário, mas o inverso não se aplica. Nessas condições, durante a época do defeso na região estuarina, é recorrente o deslocamento de pescadores desta região para pescar na região límnic a partir do mês de Junho (PAULA, 2013). Essas contradições no manejo dos recursos são prejudiciais às espécies, ao passo que se intensifica a exploração do recurso frente a disputa de território, influenciadas pela percepção de injustiça (CHRISTY, 1982; CORDELL & MCKEAN, 1992). Um efeito direto nas espécies é observado em bagres marinhos do gênero *Genidens* (*G. barbatus*, *G. genidens* e *G. planifrons*) que procuram as regiões lagunares menos salinas para desova e incubação de embriões (CHAO et al., 1985; REIS, 1986b) e são capturados nesse contexto de desterritorialização. Partindo então, do ponto de vista da iniquidade sofrida pelos pescadores do norte em associação com características socioeconômicas negativas (e.g. marginalização, subsistência) o sentimento de conservação do recurso natural pode ser comprometido, levando a uma situação de “Tragédia dos Comuns” (HARDIN, 1968), onde práticas não altruístas afetam um recurso comunitário, como no caso, o aumento no esforço de pesca frente a disputa pelos estoques pesqueiros.

A pesca ilegal já foi registrada na região norte da laguna por Milani & Fontoura (2007) em um intenso comércio de peixes na época de defeso, tanto das espécies migradoras já colapsadas (*Genidens* spp.), quanto de espécies dulcícolas, com a crença de também estarem

sendo sobre Pescadas (*Loricariichthys anus*). Porém, atividades recentes, como a criação do “Fórum Delta do Jacuí” em 2009 por iniciativa dos pescadores, buscam a organização das colônias de pescadores em prol do manejo adequado e, conseqüentemente, de uma pesca sustentável (PAULA, 2013). Nesse contexto, o presente estudo buscou gerar informações sobre a atividade pesqueira na região límnic da Laguna dos Patos, propondo medidas de manejo ao ordenamento da pesca.

1.2 OBJETIVO

Gerar informações sobre a atividade pesqueira na região límnic da Laguna dos Patos, caracterizando a dinâmica pesqueira e identificando os mecanismos que levam à sua ilegalidade com o intuito de elaborar medidas de manejo e conservação pertinentes, buscando um ordenamento pesqueiro sustentável.

1.2.1 Objetivos Específicos

Descrição da atividade da pesca artesanal, identificando os ciclos de atividade, artes de pesca empregadas e estratégias de captura em acompanhamentos *in situ* da pesca, na região norte da Laguna dos Patos;

Identificar as espécies de interesse alvo e acessórias (*by-catch*) em acompanhamentos *in situ* da pesca, na região norte da Laguna dos Patos;

Quantificar a captura por unidade de esforço (CPUE) das espécies de interesse alvo e acessórias (*by-catch*) em acompanhamentos *in situ* da pesca, na região norte da Laguna dos Patos;

Comparar o produto capturado por distintas estratégias de captura utilizadas na pesca artesanal da região norte da Laguna dos Patos;

Quantificar a captura das espécies alvo e ictiofauna acompanhante da pesca, em operações de pesca experimental utilizando um conjunto variado de redes de emalhe (tamanhos de malha de 70 a 140 mm);

Discutir a gestão pesqueira sob uma estrutura multilateral, produzindo propostas ao manejo da pesca artesanal da região norte da Laguna dos Patos.

1.3 MATERIAIS E MÉTODOS

1.3.1 Área de amostragem

A Laguna dos Patos, localizada no estado do Rio Grande do Sul – Brasil, (Fig. 1.1) é considerada a maior laguna do tipo estrangulado do mundo (KJERFVE, 1986). Possui 250 km de comprimento e 60 km de largura em sua porção mais larga, cobrindo uma área de 10.360 km². A maior parte da laguna é de água doce ou oligohalina (SEELIGER & ODEBRECHT, 2010), apresentando uma descarga média anual de 2.000 m³.s⁻¹ ambientada em um clima subtropical úmido. A ligação do estuário com o Oceano Atlântico é restrita a um canal com 0,8 km de largura (porção mais estreita) e profundidades de 15 m fixado por molhes com 4 km de extensão, situados junto à cidade de Rio Grande. Embora haja alteração sazonal do limite de penetração das águas salinas, a mistura entre águas salina e doce possui um limite médio de 70 km laguna adentro (MÖLLER et al., 2009). Sendo assim, a região estuarina é restrita à porção mais ao sul da Laguna dos Patos, cobrindo aproximadamente 10% da área total. A profundidade nas áreas centrais é da ordem de 6 m, onde o sedimento é formado essencialmente por lama, porém, a ampla movimentação da água suspende o particulado fino e aumenta a turbidez da água produzindo margens arenosas e, também, barras arenosas com profundidades de até 0,5 m (TOLDO, 1991).

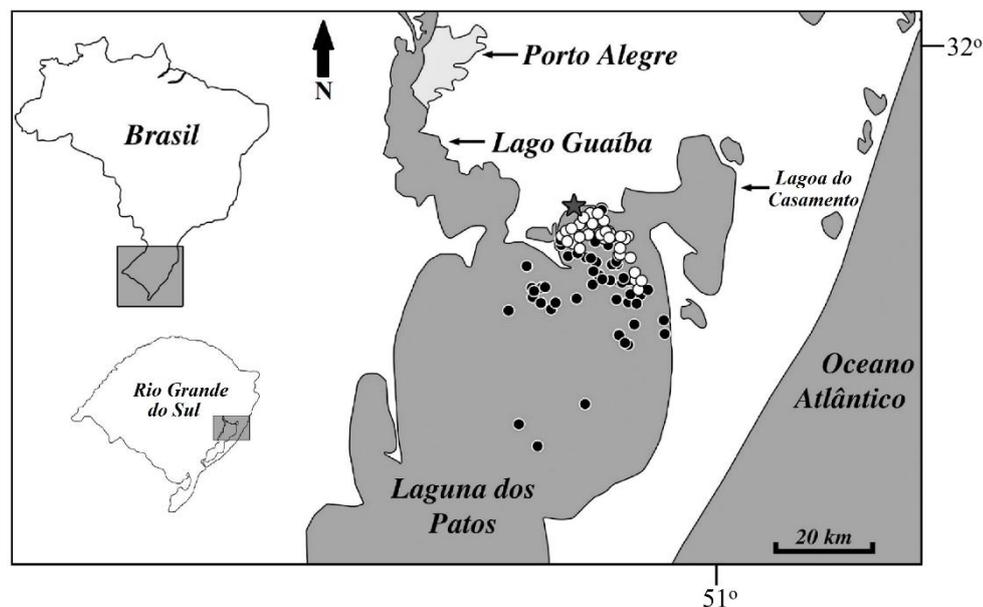


Figura 1.1. Mapa da região norte da Laguna dos Patos, onde foram realizados os acompanhamentos da pesca artesanal *in situ* e macrolocalização da região no Estado do Rio Grande do Sul e no Brasil. Estrela indica ponto de embarque e desembarque, círculos brancos correspondem aos registros de redes com tamanho de malha proibido (MPR) e círculos pretos correspondem aos registros de redes com tamanho de malha permitido (MPE).

1.3.2 Avaliação da pesca

Foram realizadas campanhas de coletas de agosto/2012 a janeiro/2013 junto aos pescadores da Colônia de Pescadores de Itapuã Z4, município de Viamão - RS, realizadas no mínimo duas vezes por mês. Em cada coleta foram registrados os horários de atividade (saída do porto, tempo de pesca), bem como, a distância percorrida (GPS). Uma vez iniciada a pescaria diária, eram obtidas a georreferência das artes de pesca, o tipo de arte de pesca e suas especificações (comprimento de redes de pesca, altura de redes de pesca, tamanho de malha e tempo de submersão).

Em função da impossibilidade em quantificar todo o produto da pesca, amostras homogêneas de peixes foram obtidas para calcular o número total de indivíduos capturados. Os indivíduos dessas amostras foram identificados até o nível de espécie, sendo registrado o comprimento total (CT) e sua destinação: descartado ou aproveitado (peixes danificados não foram contabilizados). O registro de duas estratégias de pesca distintas, uma com redes de pesca de malha proibida na legislação (MPR) e outra com malhas permitidas (MPE), sem ocorrência de uso concomitante destas por evento de pesca, possibilitou a descrição mais específica da dinâmica pesqueira.

1.3.3 Amostragem experimental

Conjuntamente aos acompanhamentos da pesca foram realizadas amostragens quinzenais no período de agosto/2012 a janeiro/2014 e amostragens semanais durante a época de defeso (ED) (novembro/2013 a janeiro/2014) com redes de pesca padronizadas. Foram utilizados dois conjuntos de redes de emalhe, um de superfície e outro de fundo, ambos possuindo três metros de altura e 50 metros de comprimento para cada malha utilizada (35mm; 40mm; 45mm; 50mm; 55mm; 60mm nós opostos). A partir dessa amostragem, curvas de captura (CPUE por classes de comprimento total para cada malha) e análises dos ciclos de abundância foram estabelecidos.

1.3.4 Análise de dados

Sendo a rede de emalhe a única arte de pesca registrada no estudo, o valor da captura por unidade de esforço (CPUE (ind./10.000m²/dia)), considerando o número de indivíduos de cada espécie, foi calculado padronizando-se o esforço de 10.000m² de redes de pesca empregados por dia. Devido ao menor esforço (m²) e menor captura das redes experimentais, a padronização da CPUE foi calculada pelo número de indivíduos capturados por 1.000m² de redes por dia. A captura por unidade de esforço em peso, CPUE-W (kg/10.000m²/dia), foi obtida somente para os dados da pesca artesanal e por meio de retrocálculo, com base em coeficientes alométricos disponíveis na literatura (ANEXO), através da equação:

$$W = a \cdot CP^b \quad (1.1)$$

onde, W é o peso do peixe (kg); CP é o comprimento do peixe (padrão ou total) e a e b são os coeficientes alométricos. Para possibilitar o agrupamento de dados, as unidades de peso e medida foram padronizadas para quilograma (kg) e milímetro (mm).

Posteriormente, foi estimada a frequência de ocorrência por espécie (FO%) através da razão entre o número de vezes em que a espécie ocorreu e o número total de amostras, multiplicados por 100. A combinação dos valores de CPUE e FO% foi utilizada para o cálculo da importância relativa de cada espécie, através da comparação dos valores de CPUE e FO% de cada espécie com suas respectivas médias (\bar{x}). Cada espécie foi classificada da seguinte forma: abundante e frequente (CPUE% \geq \bar{x} CPUE%, FO% \geq \bar{x} FO%); abundante e não frequente (CPUE% \geq \bar{x} CPUE%, FO% $<$ \bar{x} FO%); não abundante e frequente (CPUE% $<$ \bar{x} CPUE%, FO% \geq \bar{x} FO%) e presente (CPUE% $<$ \bar{x} PUE%, FO% $<$ \bar{x} FO%). As espécies identificadas como abundantes e frequentes foram consideradas como dominantes (CENI & VIEIRA, 2013; LOMBARDI et al., 2014).

O cálculo da CPUE por classe de comprimento total (CPUE-CT) de cada espécie foi obtido através da seguinte fórmula:

$$CPUE_{CT} = \frac{N_i/n_i}{E} \quad (1.2)$$

onde N é o número de indivíduos capturados para a espécie i em cada classe de comprimento, n o número de indivíduos medidos e E o esforço padronizado (ind./10.000m²/dia) (VIEIRA, 2006), distribuídos em classes de comprimento total de 50 mm na análise das estratégias de pesca agrupadas e em classes de 10 mm nas análises isoladas das principais espécies. Os valores de CPUE-W (kg/10.000m²/dia) foram analisados somente sob a perspectiva de captura por classes de comprimento e com o objetivo de comparar a representatividade do peso no produto das distintas estratégias de pesca, uma vez que, a origem dos dados mediante retrocálculo, não possuem precisão empírica para progredir em análises mais específicas.

No sentido de avaliar a dinâmica pesqueira em uma perspectiva sazonal, os dados do esforço de pesca (m²), das CPUE's (ind./10.000m²/dia) e das CPUE's-CT tanto da pesca artesanal como das amostras experimentais foram separados em três trimestres de pesca (1º F/M/A, 2º M/J/J, 3º A/S/O) e em um trimestre referente a época de defeso (ED N/D/J).

1.3.7 Testes estatísticos

O teste binomial foi utilizado como teste de frequência da duração (horas) e das distâncias navegadas entre as estratégias de pesca MPR e MPE (Software BIOESTAT 5.0; <http://www.mamiraua.org>). O valor de " p " foi determinado pelo princípio de Hardy-Weinberg:

$$p \text{ binomial} = \frac{n_1 \cdot p_1 + n_2 \cdot p_2}{n_1 + n_2} \quad (1.3)$$

tendo:

$$p = q + 1$$

Assim, assume-se que p é a probabilidade da diferença, enquanto que n_1 é o número de amostras das MPR, e n_2 é o número de amostras das MPE, onde cada valor de n é multiplicado pelo número de sucessos (p_1 e p_2 , respectivamente) e divididos pela soma do número de amostras em ambas as estratégias de pesca. As estratégias de pesca também foram testadas em relação ao tempo de permanência das redes de emalhe, comprimento e altura em

cada evento de pesca através do teste não paramétrico de Mann-Whitney (Software PAST 2.12; HAMMER et al. 2001), considerando a mediana nos grupos de dados testados, sendo:

$$U = \min (U_1, U_2) \quad (1.4)$$

em que:

$$U_1 = n_1 \cdot n_2 + \frac{n_1(n_1 + 1)}{2} - R_1$$

$$U_2 = n_1 \cdot n_2 + \frac{n_2(n_2 + 1)}{2} - R_2$$

onde, n_1 é a dimensão da amostra menor; n_2 é a dimensão da amostra maior; R_1 é a soma das ordenações da menor amostra e R_2 é a soma das ordenações da maior amostra. A significância foi obtida por:

$$Z = \frac{U - \mu_v}{\sigma_v} = \frac{U - \frac{n_1 \cdot n_2}{2}}{\sqrt{\frac{n_1 \cdot n_2 (n_1 + n_2 + 1)}{12}}} \cap N(0,1) \quad (1.5)$$

onde,

$$\mu_v = \frac{n_1 \cdot n_2}{2}$$

e

$$\sigma_v = \sqrt{\frac{n_1 \cdot n_2 (n_1 + n_2 + 1)}{12}}$$

Posteriormente a similaridade faunística, baseada na relação de presença/ausência de espécies entre MPR e MPE foi calculada por meio do índice de Jaccard (JI), descrito pela equação:

$$JI = \frac{a}{b+c+a} \quad (1.6)$$

onde a é o número das espécies capturadas por ambas estratégias de pesca, b é o número de espécies capturados somente pelas MPR e c é o número de espécies capturadas somente pelas MPE (MAGURRAN, 1988). Como registro de significância estatística à similaridade faunística, levando em consideração a representatividade de cada espécie, foi executada a Análise de Similaridades (ANOSIM, Software PAST 2.12) (CLARKE, 1993) utilizando os dados de abundância relativa das espécies por amostra (evento de pesca) na seguinte equação:

$$R = \frac{r_b - r_w}{\frac{N(N-1)}{4}} \quad (1.7)$$

onde r_b é a pontuação média de todas as distâncias entre os grupos; r_w é pontuação média de todas as distâncias dentro dos grupos e N é número total de amostras em consideração. Sequencialmente, foi utilizada a distância de Bray-Curtis como medida de significância em uma rotina de 10.000 permutações (BRAY & CURTIS, 1957; CLARKE, 1993), a qual analisou a dissimilaridade entre quaisquer duas amostras j e k pela equação:

$$\delta_{jk} = \sum_{i=1}^p \delta_{jk} \quad (1.8)$$

$$\delta_{jk}(i) = \frac{100 |y_{ij} - y_{ik}|}{\sum_{i=1}^p (y_{ij} + y_{ik})} \quad (1.9)$$

onde y_{ij} é a abundância da espécie i da amostra j ; e p é o número de espécies. A Análise de Similaridades também foi aplicada para testar a diferença no comprimento total dos peixes entre os indivíduos descartados e aproveitados (ANOSIM_{desc}), exclusivamente, nas capturas por MPE, onde foram utilizados os dados de frequência relativa do tamanho dos indivíduos, agrupados em classes de comprimento total de 50 mm, por amostra (evento de pesca) (equação 1.7).

1.4 RESULTADOS

Um total de 53 acompanhamentos de pesca, em nove barcos distintos, foram realizados na região norte da Laguna dos Patos. Observou-se que os pescadores podem trabalhar desde dois indivíduos por embarcação (barcos menores) até cinco indivíduos (barcos maiores), sendo que, foram registrados 27 pescadores locais. Além das nove embarcações, nas quais realizou-se o acompanhamento da pesca *in situ*, foi registrada a presença esporádica de embarcações vindas de distintas localidades (N=7) e também a possibilidade de pescadores de fora aderirem às tripulações existentes. Dentre todas as embarcações de pesca que atracaram no porto (N=16) a maioria caracterizou-se pelo menor tamanho (comprimento=6-9m; largura=2-3m) e menor tripulação (máximo três pessoas), assim, registrou-se somente cinco embarcações com maior capacidade de pesca (comprimento=8-11 m; largura=3-4m; capacidade maior que 10.000kg de pescado), sendo também mais representativas quanto ao uso de petrechos MPE.

1.4.1 Pesca artesanal

A principal característica registrada no estudo foi a existência de duas estratégias de pesca, uma utilizando redes de emalhe de superfície, altas (3 a 10 metros de altura) e de tamanho de malhas variando entre 35mm a 80 mm entre nós opostos (60 mm=46,21%; 70mm=12,42%; outras <6% cada), considerada permitida pela lei (MPE; N=28). E outra pescaria utilizando redes de emalhe de fundo, baixas (0,5 a 1 m de altura) e tamanho de malhas variando de 20mm a 30mm entre nós opostos (20mm=78,52%), considerada proibida pela lei (MPR; N=25). Sendo assim, somente redes de emalhe foram utilizadas pelos pescadores.

A distinção entre essas estratégias de pesca foi também evidenciada nos horários da atividade pesqueira, nas distâncias navegadas e no esforço de pesca. O horário de saída para a pesca, de modo geral, ocorreu durante a manhã (entre 3:00 e 9:00 a.m), em casos esporádicos, a saída deu-se após o meio-dia (5,88%). As saídas para pesca com partida mais cedo (entre 3:00 e 6:00 a.m) e as estratégias de pesca em que foi gasto mais de 10 horas em atividade foram, mais frequentemente, direcionadas às MPE (teste binomial $p=0,008$ e $p<0,001$, respectivamente). Além disso, os registros georreferenciados (Fig. 1.1) revelaram que distâncias navegadas, superiores a 50km por dia, ocorreram em busca de MPE (teste binomial $p<0,01$), enquanto que, distâncias de 30 a 50km foram mais frequentes na pescaria MPR (teste

binomial $p < 0,01$). Em relação ao esforço de pesca, não houve diferença significativa no tempo em que as redes de pesca permaneceram na água (moda de 2 dias; teste Mann-Whitney $p = 0,312$). Em somente 21% dos acompanhamentos de MPE (N=28) os pescadores respeitaram o limite de 1.830 metros (1.000 braças) de MPE utilizadas em um dia por uma embarcação, diferentemente das modas registradas de 3.500 m para MPE e 3.700 m para MPR. Além disso, o comprimento máximo utilizado em um dia por uma embarcação foi de 8.750 metros para MPE (altura média de 2,86 m) e de 5.000 metros para MPR (altura de 1 m). Apesar de não existir diferença significativa no comprimento das redes entre as estratégias de pesca (teste Mann-Whitney $p = 0,1327$), a disparidade de esforço foi comprovada na altura das redes de emalhe (moda - MPE=3 m e MPR=1 m; teste Mann-Whitney $p < 0,0001$).

Um total de 31 espécies de peixes foram registradas durante o acompanhamento da pesca, sendo que 27 ocorreram nas MPE e 24 nas MPR (Tab. 1.1). Mesmo havendo o compartilhamento de espécies entre as estratégias de pesca (Índice de Jaccard = 64,52%) a similaridade faunística relativa foi muito baixa (ANOSIM $R = 0,8613$; $p < 0,0001$). O número total estimado de peixes capturados pelos pescadores nos eventos de pesca acompanhados foi de 83.142 indivíduos, com destacável vantagem das MPR (88,00%). Esses valores refletiram diferenças na CPUE (ind./10.000m²/dia) e no padrão de dominância entre as estratégias de pesca (Tab. 1.1). Nas MPR as três espécies consideradas dominantes foram *Loricariichthys anus*, *Pachyurus bonariensis* e *Pimelodus pintado*, sendo *L. anus* a espécie alvo dessa pescaria (98,75% dos indivíduos aproveitados), visto que as demais espécies comercializadas (1,25%) apresentaram uma baixa CPUE% e/ou uma alta porcentagem de descarte. Já nas MPE as três espécies dominantes, *Mugil liza*, *Genidens barbatus* e *Micropogonias furnieri*, tiveram importância mercadológica sendo *G. barbatus* o ariídeo mais representativo para a pesca artesanal quando comparado à *Genidens genidens*. A espécie *Cyphocharax voga* foi classificada como abundante e não frequente. Quando pescada foi descartada, entretanto, relatos de pescadores indicam a captura e processamento desta espécie por aqueles de menor poder de pesca e/ou, de maneira geral, em ocasiões de escassez das demais. O descarte de indivíduos nas MPR foi de 38,32%, enquanto nas MPE foi de apenas 13,07%, quando o tamanho reduzido dos indivíduos foi determinante para o descarte (ANOSIM_{desc} $R = 0,5647$; $p = 0,0001$).

Tabela 1.1. Lista de espécies de peixes capturadas pela pesca artesanal na região norte da Laguna dos Patos seccionadas de acordo com a legalidade do tamanho de malha apresentando dados de captura, dados biométricos e porcentagem de indivíduos descartados (descarte por deterioramento não contabilizado). Células em preto indicam as espécies frequentes e abundantes (dominantes), células hachuradas indicam espécies abundantes mas não frequentes (somente *Cyphocharax voga*), células cinza escuras indicam espécies não abundantes e frequentes e células cinza claro indicam espécies presentes. *Ressalvas ao descarte são apresentadas na discussão do trabalho.

| Espécies | Estratégia de Pesca | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|--|--|--------|---------------------------|--------|---|--|--|-------|---------------------------|--------|----------------------------|
| | Redes de Pesca com tamanho de malha proibido (MPR) | | | | | Redes de pesca com tamanho de malha permitido (MPE) | | | | | | |
| | CPUE (ind./10.000m ² /dia) | CPUE (kg/10.000m ² /dia) | N | Comprimento Total (mm) | | Porcentagem de Descarte | CPUE (ind./10.000m ² /dia) | CPUE (kg/10.000m ² /dia) | N | Comprimento Total (mm) | | Porcentagem de Descarte |
| | | | | Mín - Máx | Médio | | | | | Mín - Máx | Médio | |
| <i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> | 2,74 | 0,15 | 4 | 202 - 257 | 232,75 | 50,00 | | | | | | |
| <i>Astyanax fasciatus</i> | 4,00 | 0,10 | 5 | 111 - 143 | 130,40 | Descartado | 0,01 | 0,0040 | 2 | 156 - 161 | 158,5 | Descartado |
| <i>Crenicichla punctata</i> | 0,16 | * | 1 | 181 | 181 | Aproveitado | 0,44 | | 4 | 301 - 335 | 319 | Aproveitado |
| <i>Cyphocharax voga</i> | 46,45 | 4,44 | 969 | 131 - 226 | 183,52 | Descartado | 70,52 | 11,83 | 481 | 113 - 260 | 219,01 | Descartado* |
| <i>Cyprinus carpio</i> | | | | | | | 0,04 | 0,32 | 4 | 492 - 1.028 | 768,25 | Aproveitado |
| <i>Genidens barbatus</i> | | | | | | | 44,95 | 49,98 | 3 | 192 - 780 | 477,33 | Aproveitado |
| <i>Genidens genidens</i> | 0,19 | 0,07 | 2 | 341 - 343 | 342,00 | Aproveitado | 4,19 | 2,34 | 223 | 311 - 615 | 399,02 | Aproveitado |
| <i>Geophagus brasiliensis</i> | 6,42 | 1,09 | 13 | 174 - 230 | 203,30 | 7,69 | 0,72 | 0,45 | 8 | 176 - 421 | 258 | 25,00 |
| <i>Gymnogeophagus gymmogenys</i> | 0,15 | 0,0035 | 1 | 117 | 117 | Descartado | | | | | | |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | 6,46 | 3,01 | 12 | 168 - 345 | 259,63 | 8,33 | 4,56 | 4,05 | 34 | 230 - 483 | 345,47 | Aproveitado |
| <i>Hoplosternum littorale</i> | 0,19 | 0,01 | 2 | 114 - 133 | 123,50 | Descartado | | | | | | |
| <i>Hypostomus commersoni</i> | 1,35 | 0,82 | 4 | 123 - 466 | 238,75 | Descartado | 7,04 | 3,57 | 69 | 235 - 578 | 367,12 | 53,62 |
| <i>Leporinus obtusidens</i> | | | | | | | 0,24 | 0,58 | 11 | 394 - 509 | 472,09 | Aproveitado |
| <i>Loricariichthys anus</i> | 7.280,09 | 455,11 | 45 | 97 - 363 | 231,61 | Aproveitado | 0,20 | 0,07 | 1 | 402 | 402 | Aproveitado |
| <i>Lycengraulis grossidens</i> | 19,82 | 1,17 | 186 | 106 - 270 | 213,17 | Descartado | 11,11 | 0,99 | 425 | 146 - 321 | 233,31 | 94,35 |
| <i>Micropogonias furnieri</i> | 147,12 | 6,60 | 1.377 | 108 - 347 | 175,23 | 93,85 | 15,19 | 4,78 | 1.448 | 101 - 550 | 314,01 | 7,60 |
| <i>Mugil liza</i> | 0,34 | 0,12 | 19 | 240 - 421 | 331,66 | 15,79 | 173,11 | 123,12 | 3.414 | 240 - 589 | 474,5 | Aproveitado |
| <i>Odontesthes bonariensis</i> | 6,59 | 0,75 | 166 | 230 - 425 | 327,35 | 28,31 | 0,63 | 0,16 | 19 | 337 - 446 | 380,84 | 21,05 |
| <i>Oligosarcus jenynsii</i> | 75,87 | 3,32 | 749 | 140 - 266 | 180,47 | 94,53 | 4,47 | 0,55 | 185 | 142 - 282 | 213,09 | 69,73 |
| <i>Oligosarcus robustus</i> | 4,76 | 0,75 | 246 | 220 - 310 | 263,16 | Descartado | 11,69 | 2,21 | 418 | 174 - 355 | 269,54 | 35,41 |
| <i>Pachyurus bonariensis</i> | 3.049,02 | 187,61 | 21 | 115 - 202 | 152,21 | Descartado | 0,25 | 0,02 | 18 | 141 - 277 | 171,3 | Descartado |
| <i>Paralichthys orbignyanus</i> | 0,04 | 0,02 | 1 | 353 | 353 | Aproveitado | 1,52 | 1,11 | 107 | 233 - 560 | 406,32 | 0,93 |
| <i>Parapimelodus nigribarbis</i> | 28,51 | 0,68 | 169 | 85 - 194 | 144,93 | Descartado | 0,19 | 0,0024 | 5 | 108 - 124 | 116 | Descartado |
| <i>Pimelodus pintado</i> | 418,80 | 20,41 | 3.018 | 83 - 321 | 185,29 | 91,05 | 13,82 | 2,89 | 81 | 153 - 393 | 272,08 | 13,58 |
| <i>Pogonias cromis</i> | | | | | | | 0,004 | 0,02 | 1 | 670 | 670 | Aproveitado |
| <i>Prochilodus lineatus</i> | 0,08 | 0,20 | 1 | 465 - 465 | 465 | Aproveitado | 1,65 | 3,72 | 53 | 351 - 567 | 456,23 | Aproveitado |
| <i>Rhamdia quelen</i> | 0,59 | 0,13 | 2 | 300 - 359 | 329,50 | Aproveitado | 3,82 | 2,97 | 178 | 277 - 794 | 468,78 | 7,30 |
| <i>Rineloricaria cadeae</i> | 0,11 | * | 1 | 147 | 147 | Descartado | | | | | | |
| <i>Rineloricaria longicauda</i> | 2,85 | * | 34 | 146 - 177 | 161,33 | Descartado | | | | | | |
| <i>Rineloricaria strigilata</i> | 57,78 | * | 338 | 135 - 193 | 167,46 | Descartado | | | | | | |
| <i>Trachelyopterus lucenai</i> | 0,15 | 0,01 | 1 | 147 | 147 | Descartado | | | | | | |
| Captura Total | 11.160,63 | | 73.230 | | | | 370,36 | | 9.912 | | | |
| Número de Espécies | 27 | | | | | | 24 | | | | | |

Mesmo como direcionamento da pesca voltado à *L. anus*, a presença de outras espécies como *P. bonariensis* e *P. pintado* foi importante nas redes MPR (Tab. 1.1). Contudo, o menor tamanho dessas levou ao descarte por não possuírem valor comercial. Nesse contexto, constituíram-se distintos procedimentos no descarte das espécies acessórias entre pescadores: alguns pescadores retiravam todos os peixes (aproveitados e descartados) das redes e recolocavam estas na água; outros retiravam das redes de pesca somente indivíduos de *L. anus*, recolocando à pesca os petrechos com as espécies descartadas ainda emalhadas (inviabilizando o registro de indivíduos descartados por deterioração).

Como esperado, os distintos tamanhos de malha produziram padrões distantes na distribuição das CPUE's por classes de tamanho entre as estratégias de pesca (Fig. 1.2a).

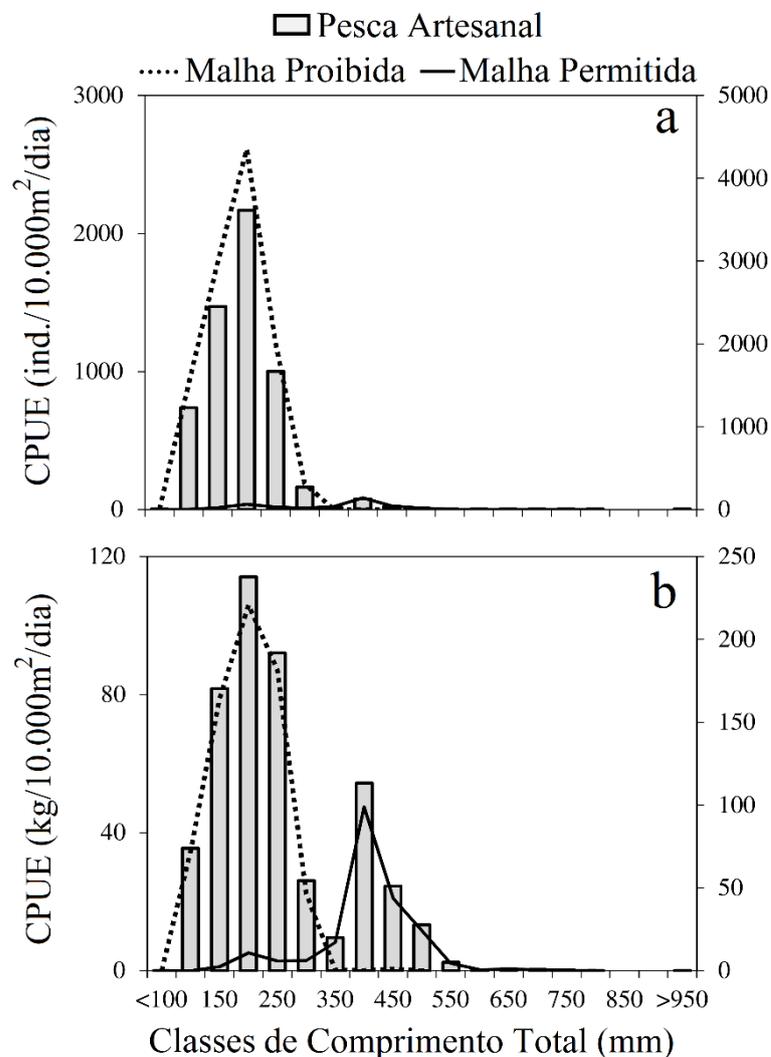


Figura 1.2. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/10.000m²/dia) (a) e distribuição dos valores de CPUE (kg/10.000m²/dia) (b) por classes de tamanho (mm) para a captura de toda a pesca artesanal (barras) e segmentada de acordo com o tamanho de malha (linhas). Malhas proibidas possuem menos 35 mm entre nós opostos.

Os indivíduos capturados nas MPR menores do que 260 mm CT somaram 97,17% da captura total, enquanto nas MPE, a maioria dos indivíduos possuiu mais de 260mm CT (64,05%), salvo a espécie *C. voga*, capturada nos menores tamanhos de malha das MPE (35-40 mm) e responsável por 19,04% da CPUE (ind./10.000m²/dia) abaixo da classe de tamanho de 260mm CT (Fig. 1.2a, Tab. 1.1). Quando analisado o peso dos indivíduos, através da CPUE-W (kg/10.000m²/dia) por classes de comprimento total, foi registrado o acréscimo na representatividade das capturas para MPE (Fig. 1.2b). Entretanto, o grande número de indivíduos capturados associado ao menor esforço em metros quadrados de rede atribuídos às MPR, mantém a superioridade de captura dessa pescaria (Fig. 1.2b).

Examinando a CPUE (ind./10.000m²/dia) distribuída por classes de tamanho, isoladamente para as espécies dominantes, registrou-se a captura de indivíduos abaixo do comprimento de primeira maturação (L_{50}) (Fig. 1.3). A espécie alvo das MPR, *L. anus*, teve 85,19% de sua CPUE total abaixo do L_{50} de 270 mm CT (MARQUES et al., 2007), e quando analisada isoladamente, para a captura na época do defeso, essa proporção tornou-se mais pronunciada, atingindo 94,82% dessas classes de comprimento. Quase a totalidade da captura da espécie exótica *P. bonariensis*, foi inferior ao comprimento de primeira maturação (L_{50} =172 mm; 98,67%) (MARQUES et al., 2007). Para *P. pintado*, 66,17% dos indivíduos foram capturados abaixo do L_{50} de 180 mm (MARQUES et al., 2007). Mesmo nas redes de pesca com tamanhos de malha permitida por lei registrou-se a captura de indivíduos abaixo do L_{50} de acordo com a literatura (Fig. 1.4). O bagre marinho *G. barbuis* teve baixa representatividade relativa de seus indivíduos capturados abaixo do L_{50} (14,54%) (REIS, 1986b). Esta situação também ocorreu com *M. furnieri*, que teve a maior parte de suas capturas acima do L_{50} de 195 mm proposto por Castello (1986), com somente 2,07% abaixo desse limite. Já a tainha, *M. liza*, apresenta distintos cenários frente à variação dos valores de L_{50} atribuídos para a espécie na literatura. De acordo com o L_{50} de 410 mm estipulado por Esper et al. (2001) (litoral paranaense; anos de 1985/1986) a pesca com MPE está capturando 58,78% dos indivíduos do ponto de corte, porém, quando analisa-se a partir do último registro de L_{50} para a espécie (L_{50} =467 mm), revelado por Lemos et al. (2012), a situação se agrava e atinge 92,61% da captura abaixo do comprimento de primeira maturação. Contudo, cabe ressaltar que a atual legislação permite a captura de *M. liza* a partir de 350 mm (Instrução Normativa MMA N° 53/2005) o que caracteriza como legal 98,90% da captura da tainha realizada com redes MPE (Fig. 1.4).

Através da análise sazonal da CPUE (ind./10.000m²/dia) registrou mais diferenças entre as estratégias de pesca. A pescaria com MPR ocorreu durante todo o ano, inclusive na época de defeso, quando não foram utilizadas MPE. Sob esse ponto de vista, a espécie *P. pintado* perde representatividade nas MPE, não sendo mais considerada dominante. Já a espécie alvo *L. anus* reforça a magnitude de sua captura apresentando altos valores de CPUE (ind./10.000m²/dia), acompanhada, em menores proporções, pelo exótico *P. bonariensis* em quase todos os trimestres pesqueiros (Tab. 1.2). No caso das MPE a CPUE (ind./10.000m²/dia) de espécies alvo sofre importantes alterações entre os semestres pesqueiros, fazendo com que o padrão de dominância se modifique (Tab. 1.2). Esse padrão, durante o 1º semestre se assemelha ao padrão geral (Tab. 1.1), porém tornam-se representativos o heptapterídeo *Rhamdia quelen* e o caracídeo *Oligosarcus jenynsii*.

Já no 2º semestre, maiores diferenças foram observadas com a grande captura de *C. voga* (Tab. 1.2), que por ser esporádica perde representatividade no agrupamento geral (Tab. 1.1). As espécies menos importantes economicamente, *Oligosarcus robustus* e *Pimelodus pintado*, surgem mais representativas do que as espécies alvo *G. barbuis* e *M. furnieri* (Tab. 1.2). Sequencialmente, observa-se que as capturas do 3º semestre (Tab. 1.1) contribuíram majoritariamente para o esboço geral da pesca com MPE (Tab. 1.2), época na qual observam-se os maiores valores de CPUE e as espécies alvo com seus valores de captura mais expressivos.

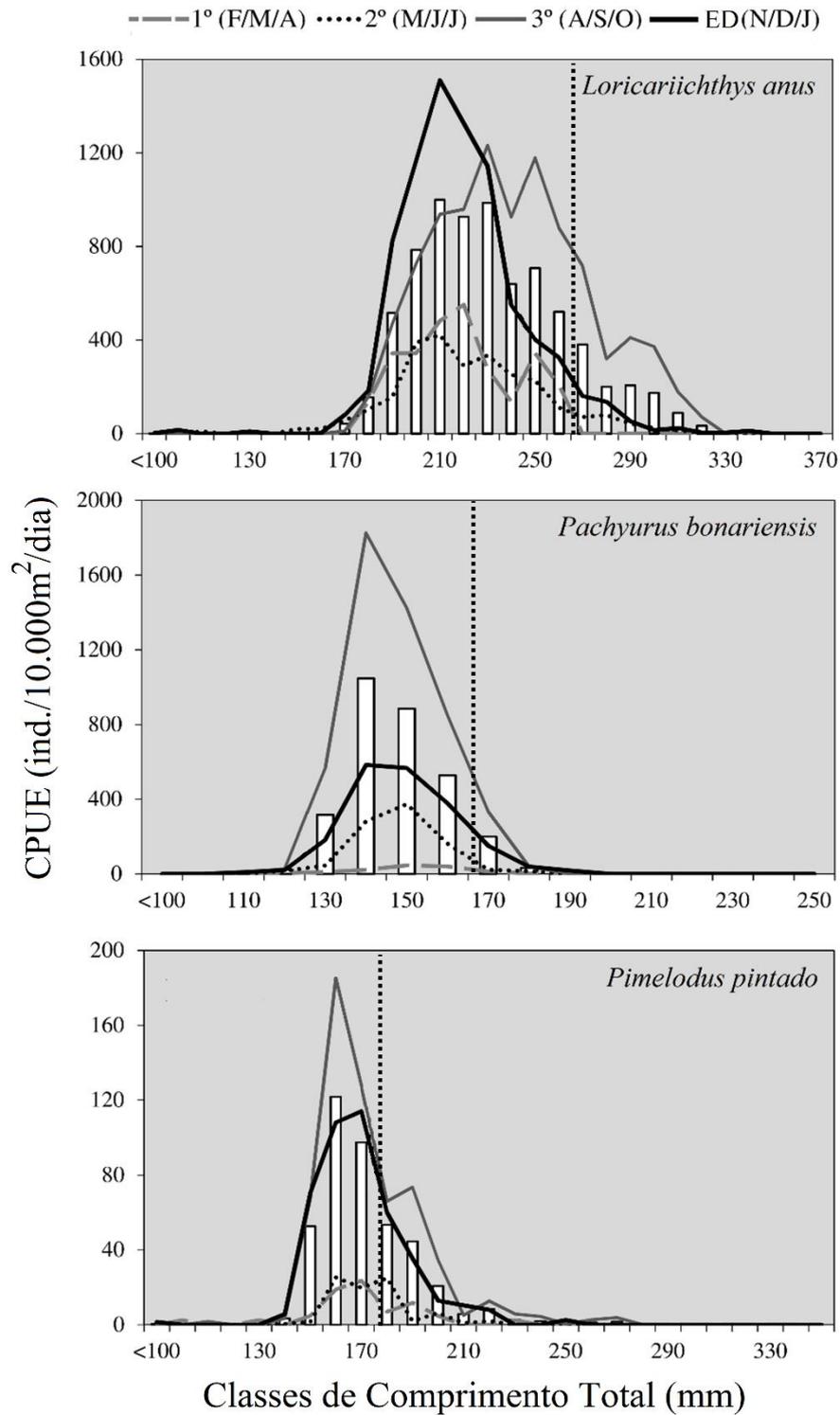


Figura 1.3 Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/10.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) das principais espécies capturadas por redes de pesca com malha proibida (<35mm entre nós opostos) e variação da captura nos trimestres de pesca (1°, 2°, 3° e ED). Barras representam os valores do CPUE (indivíduos/10.000m²/dia) médio total. Linha pontilhada representa o comprimento em que 50% da população encontra-se reprodutivamente ativa.

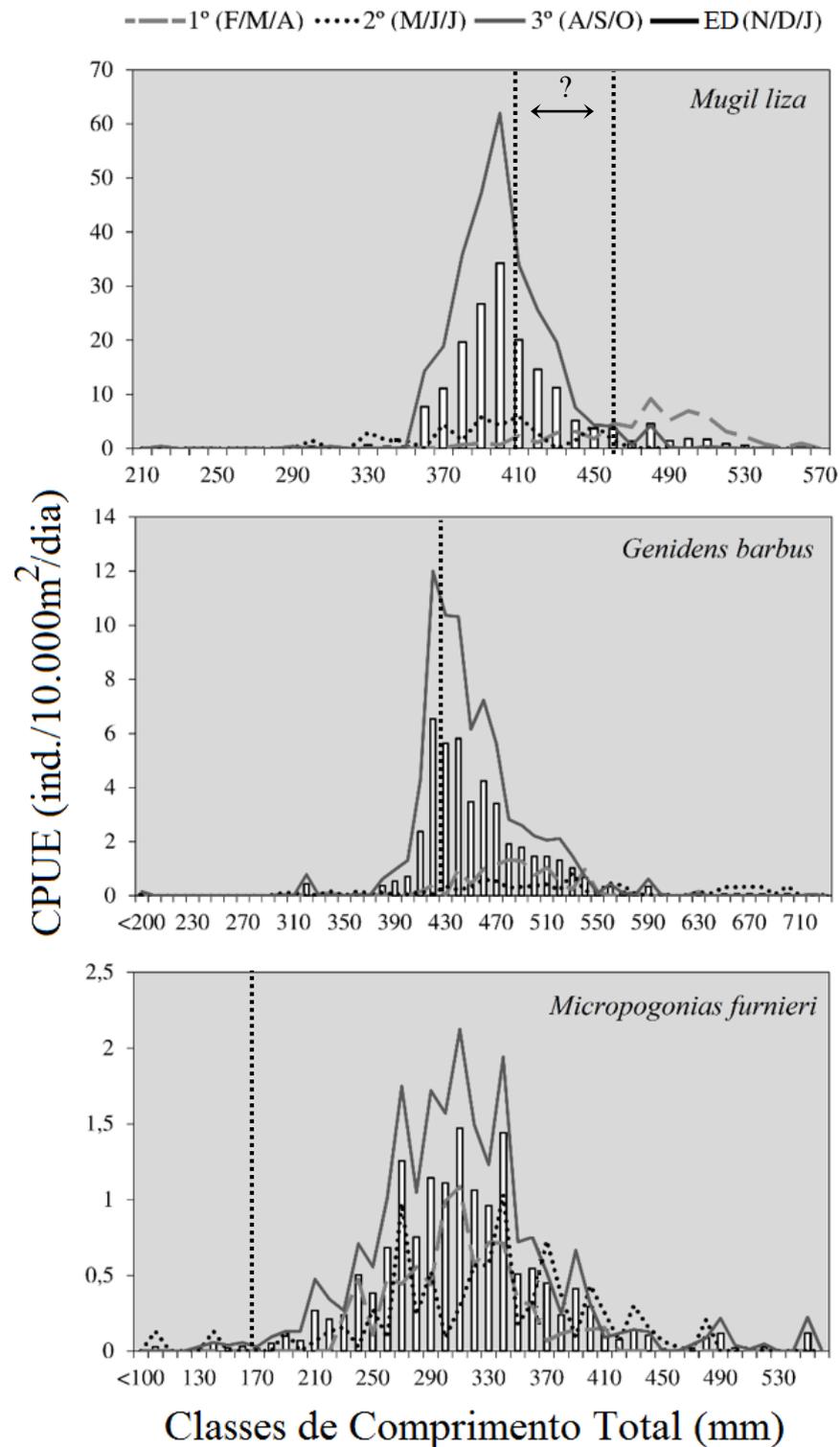


Figura 1.4. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/10.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) das principais espécies capturadas por redes de pesca com malha permitida (>35mm entre nós opostos) e variação da captura nos trimestres de pesca (1°, 2°, 3° e ED). Barras representam os valores do CPUE (indivíduos/10.000m²/dia) médio total. Linha pontilhada representa o comprimento em que 50% da população encontra-se reprodutivamente ativa.

1.4.2 Amostragem experimental

Um total de 2.642 indivíduos representados por 23 espécies de peixes foram capturados nas amostragens padronizadas (27 amostras) (Tab. 1.3). De modo geral, constatou-se uma baixa capturabilidade, impossibilitando análises mais aprofundadas nos produtos entre as redes de superfície e de fundo e suas variações sazonais. Entretanto, dentre os resultados passíveis de registro, observou-se que somente *Odontesthes mirinensis* não foi capturada na pesca artesanal. As espécies *C. voga* e *M. furnieri* foram dominantes durante todos os trimestres de pesca, a primeira espécie em redes de superfície e a segunda em redes de fundo, onde apresentaram suas maiores abundâncias. Também foram representativas em abundância e frequência as espécies *O. robustus* e *L. grossidens*, as quais ocorreram mais na superfície. Já *P. pintado*, foi dominante nas amostras mais profundas durante todos os trimestres de pesca. Notou-se também, que o cascudo *L. anus* foi mais abundante no fundo e com maior captura nos trimestres 3º e ED, diferentemente de *M. liza*, que mesmo com capturas em ambos os estratos da coluna d'água, ocorreu em maior número na superfície e dominância somente no 1º Trimestre de pesca (F/M/A). As duas espécies de bagre marinho (*G. barbuis* e *G. genidens*) ocorreram em ambos os estratos da coluna d'água, porém, com um número baixo de indivíduos restritos ao período de novembro a abril (1º trimestre e ED) (Tab. 1.3).

Em detrimento da baixa captura, também tornou-se limitado o poder de análise das curvas de captura das distintas malhas empregadas em cada conjunto de redes de pesca experimental (superfície e fundo). De modo geral, as malhas de menor tamanho foram responsáveis pelas maiores capturas (Figs. 1.5-1.12). A malha de 35 mm entre nós opostos foi mais representativa nas capturas de *C. voga* em ambos os estratos da coluna d'água e com maior representatividade da classe de 200 mm CT (Fig. 1.5). Uma das poucas espécies com captura nas malhas de maior tamanho foi *G. barbuis*, onde as malhas acima de 45 mm foram mais importantes (Fig. 1.6). Já para *L. anus*, espécie mais capturada pela pesca artesanal, a malha de 35 mm teve maior sucesso, mas diferentemente de *C. voga*, foi composta por indivíduos nas classes de 300 e 350 mm CT (Fig. 1.7). No caso de *L. grossidens* observou-se que todos os tamanhos de malha refletiram a CPUE (ind./1.000m²/dia) geral, com maiores capturas na classe de 200 mm CT e sem seletividade das distintas redes de emalhe (Fig. 1.8).

Tabela 1.2. Variação sazonal da CPUE (ind./10.000m²/dia) das espécies de peixes capturadas pela pesca artesanal durante os três trimestres pesqueiros e época de defeso. Células em preto indicam as espécies frequentes e abundantes (dominantes), células cinza escuras indicam espécies não abundantes e frequentes e células cinza claro indicam espécies presentes.

| Espécies | CPUE (ind./10.000m ² /dia) | | | | | | | |
|-----------------------------------|--|------------|------------|------------|---|------------|------------|------------|
| | Redes de Pesca com Tamanho de Malha Proibido | | | | Redes de Pesca com Tamanho de Malha Permitido | | | |
| | 1° (F/M/A) | 2° (M/J/J) | 3° (A/S/O) | ED (N/D/J) | 1° (F/M/A) | 2° (M/J/J) | 3° (A/S/O) | ED (N/D/J) |
| <i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> | | | 6,23 | | | | | |
| <i>Astyanax fasciatus</i> | | | 9,09 | | 0,04 | | | |
| <i>Crenicichla punctata</i> | | | 0,37 | | | | 0,83 | |
| <i>Cyphocharax voga</i> | | | 102,39 | 4,38 | 0,14 | 297,01 | 12,76 | |
| <i>Cyprinus carpio</i> | | | | | | 0,03 | 0,06 | |
| <i>Genidens barbuis</i> | | | | | 11,07 | 8,76 | 75,24 | |
| <i>Genidens genidens</i> | 4,71 | | | | 1,53 | 0,53 | 6,89 | |
| <i>Geophagus brasiliensis</i> | | 0,29 | 14,47 | | 0,07 | | 1,31 | |
| <i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> | | | 0,33 | | | | | |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | | | 14,29 | 0,56 | 0,09 | 18,95 | 0,89 | |
| <i>Hoplosternum littorale</i> | 4,71 | | | | | | | |
| <i>Hypostomus commersoni</i> | | | 2,15 | 1,27 | 0,14 | 0,06 | 13,05 | |
| <i>Leporinus obtusidens</i> | | | | | 0,09 | 0,02 | 0,40 | |
| <i>Loricariichthys anus</i> | 2823,53 | 2632,20 | 9565,34 | 7952,82 | | | 0,37 | |
| <i>Lycengraulis grossidens</i> | 4,71 | 0,22 | 23,81 | 28,47 | 2,58 | 18,23 | 12,24 | |
| <i>Micropogonias furnieri</i> | 18,82 | 206,85 | 207,14 | 43,30 | 8,06 | 8,65 | 21,13 | |
| <i>Mugil liza</i> | | | 0,77 | | 57,20 | 40,01 | 280,45 | |
| <i>Odontesthes bonariensis</i> | | 11,87 | 9,58 | | 0,06 | 0,91 | 0,78 | |
| <i>Oligosarcus jenynsii</i> | 9,41 | 46,92 | 138,36 | 16,34 | 5,95 | 2,37 | 4,63 | |
| <i>Oligosarcus robustus</i> | | | 10,81 | | 3,21 | 31,13 | 7,87 | |
| <i>Pachyurus bonariensis</i> | 143,53 | 919,05 | 5079,44 | 1951,61 | 0,27 | 0,09 | 0,31 | |
| <i>Paralichthys orbignyanus</i> | | 0,22 | | | 0,16 | 1,24 | 2,27 | |
| <i>Parapimelodus nigribarbis</i> | | 5,90 | 41,97 | 27,69 | 0,06 | | 0,33 | |
| <i>Pimelodus pintado</i> | 77,65 | 84,09 | 594,45 | 429,12 | 0,08 | 35,33 | 11,64 | |
| <i>Pogonias cromis</i> | | | | | | | 0,01 | |
| <i>Prochilodus lineatus</i> | | | 0,18 | | 0,88 | | 2,67 | |
| <i>Rhamdia quelen</i> | | | 1,34 | | 8,49 | 1,81 | 2,44 | |
| <i>Rineloricaria cadeae</i> | | | | 0,36 | | | | |
| <i>Rineloricaria longicauda</i> | | 0,22 | 4,16 | 3,07 | | | | |
| <i>Rineloricaria strigilata</i> | | | 121,77 | 13,13 | | | | |
| <i>Trachelyopterus lucenai</i> | | | 0,33 | | | | | |
| Captura Total | 3087,06 | 3907,83 | 15948,78 | 10472,10 | 100,14 | 465,13 | 458,58 | 0,00 |
| Número de Espécies | 8 | 11 | 23 | 13 | 20 | 17 | 23 | 0 |

Tabela 1.3. Número de indivíduos (N), e padrão de dominância baseado no CPUE (ind./1.000m²/dia) total e decomposto em trimestres pesqueiros das espécies de peixes capturadas nas amostragens padronizadas com rede de espera de superfície e fundo em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos).

| Espécies | Redes de Superfície | | | | | | Redes de Fundo | | | | | |
|----------------------------------|---------------------|--------------------------------------|------------|------------|------------|------------|----------------|--------------------------------------|------------|------------|------------|------------|
| | N | CPUE (ind./1.000m ² /dia) | | | | | N | CPUE (ind./1.000m ² /dia) | | | | |
| | | Total | 1° (F/M/A) | 2° (M/J/J) | 3° (A/S/O) | ED (N/D/J) | | Total | 1° (F/M/A) | 2° (M/J/J) | 3° (A/S/O) | ED (N/D/J) |
| <i>Cyphocharax voga</i> | 338 | 131,76 | 177,78 | 201,11 | 65,52 | 114,62 | 141 | 35,30 | 26,67 | 72,04 | 13,52 | 28,72 |
| <i>Genidens barbuis</i> | 20 | 4,11 | 1,11 | | 0,19 | 8,21 | 17 | 4,20 | | | 1,33 | 8,51 |
| <i>Genidens genidens</i> | 20 | 3,95 | 4,44 | | | 7,18 | 35 | 7,65 | 2,22 | | | 15,39 |
| <i>Geophagus brasiliensis</i> | 5 | 1,24 | | | 4,00 | 1,03 | 14 | 3,17 | | 0,93 | | 6,15 |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | | | | | | | 1 | 0,12 | | | | 0,26 |
| <i>Hypostomus commersoni</i> | 11 | 2,47 | | | 2,67 | 4,10 | 19 | 4,32 | | 0,26 | 2,67 | 7,69 |
| <i>Leporinus obtusidens</i> | | | | | | | 1 | 3,95 | | 17,78 | | |
| <i>Loricariichthys anus</i> | 3 | 0,62 | 2,22 | | | 0,77 | 87 | 19,86 | 2,22 | 3,33 | 41,91 | 23,08 |
| <i>Lycengraulis grossidens</i> | 301 | 32,70 | 28,89 | 15,56 | 100,95 | 76,92 | 167 | 25,69 | 10,00 | 3,15 | 18,29 | 42,56 |
| <i>Micropogonias furnieri</i> | 117 | 27,84 | 2,22 | 5,19 | 112,76 | 11,54 | 482 | 85,57 | 50,00 | 78,70 | 178,29 | 61,28 |
| <i>Mugil liza</i> | 85 | 15,35 | 30,00 | 35,74 | 8,00 | 5,39 | 39 | 6,73 | 38,89 | 5,93 | 1,91 | 1,54 |
| <i>Odontesthes bonariensis</i> | 32 | 12,38 | 16,67 | 40,93 | 1,71 | 2,31 | 29 | 3,25 | 5,56 | 8,52 | | 1,54 |
| <i>Odontesthes mirinensis</i> | 2 | 8,85 | | 39,82 | | | | | | | | |
| <i>Oligosarcus jenynsii</i> | 17 | 21,61 | 7,78 | 90,00 | 1,33 | 1,03 | 10 | 1,32 | 2,22 | 1,48 | | 1,54 |
| <i>Oligosarcus robustus</i> | 243 | 77,81 | 20,00 | 243,70 | 39,05 | 29,49 | 50 | 16,93 | 23,33 | 58,33 | 3,43 | 1,54 |
| <i>Pachyurus bonariensis</i> | 7 | 1,36 | | | 4,00 | 1,28 | 16 | 3,17 | | 0,37 | 1,33 | 5,90 |
| <i>Parapimelodus nigribarbis</i> | 3 | 0,62 | | 0,56 | | 1,03 | | | | | | |
| <i>Paralichthys orbignyanus</i> | 4 | 0,53 | | 0,56 | 1,52 | 0,26 | 6 | 1,11 | | 0,56 | 2,67 | 1,03 |
| <i>Pimelodus pintado</i> | 80 | 52,68 | 2,22 | 142,59 | 62,67 | 18,95 | 213 | 57,57 | 35,56 | 75,19 | 65,33 | 51,54 |
| <i>Prochilodus lineatus</i> | 2 | 0,37 | 1,11 | | | 0,51 | 2 | 0,49 | | | 1,33 | 0,51 |
| <i>Rhamdia quelen</i> | 3 | 8,03 | | 35,56 | | 0,26 | 18 | 3,00 | 10,00 | 1,85 | 1,33 | 2,56 |
| <i>Rineloricaria longicauda</i> | | | | | | | 1 | 0,25 | | | 1,33 | |
| <i>Rineloricaria strigilata</i> | | | | | | | 1 | 0,12 | | | | 0,26 |
| Captura Total | 1293 | 404,24 | 294,44 | 851,30 | 404,38 | 284,85 | 1349 | 283,79 | 206,67 | 328,40 | 334,67 | 261,58 |
| Número de Espécies | 19 | | | | | | 21 | | | | | |

Já *M. furnieri*, apresentou certo grau de seletividade, quando comparadas às CPUE's (ind./1.000m²/dia) por classe de tamanho, mas as malhas de menor tamanho (35 mm e 40 mm) ainda foram mais eficientes (Fig. 1.9). A tainha (*M. liza*) apresentou uma maior captura em águas superficiais e foi a espécie com curvas de captura mais marcadas. Mesmo com um baixo valor absoluto de tainhas capturadas, nota-se uma captura de peixes de maior porte com maior importância da malha de 50 mm (mais utilizada por pescadores para a espécie) (Fig. 1.10). Compartilhando a característica da tainha em apresentar maior abundância na região mais superficial e a seletividade geral dirigida às malhas de menor tamanho (35 mm e 40 mm), *O. robustus* foi mais marcante na classe de 250 mm CT (Fig. 1.11). Por outro lado, *P. pintado* não apresentou seletividade em sua captura (Fig. 1.12), onde as classes de tamanho foram compostas por indivíduos capturados em todos os tamanhos de malha utilizados, com notável abundância em redes de fundo.

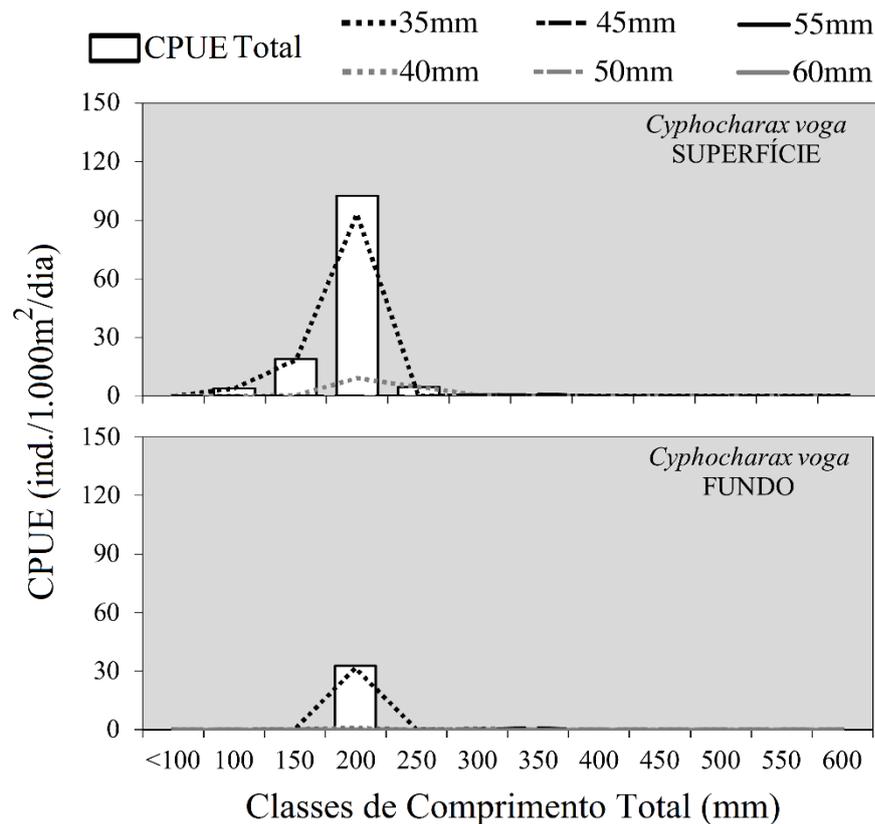


Figura 1.5 Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Cyphocharax voga* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=338) e fundo (N=141) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos).

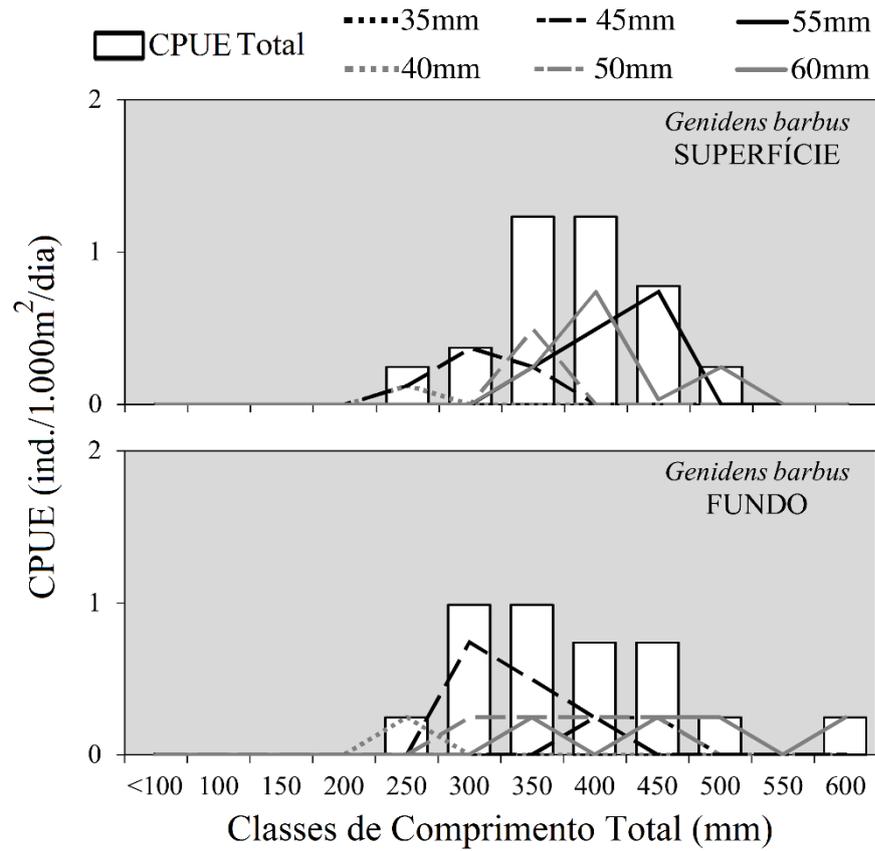


Figura 1.6. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Genidens barbatus* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=20) e fundo (N=35) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos).

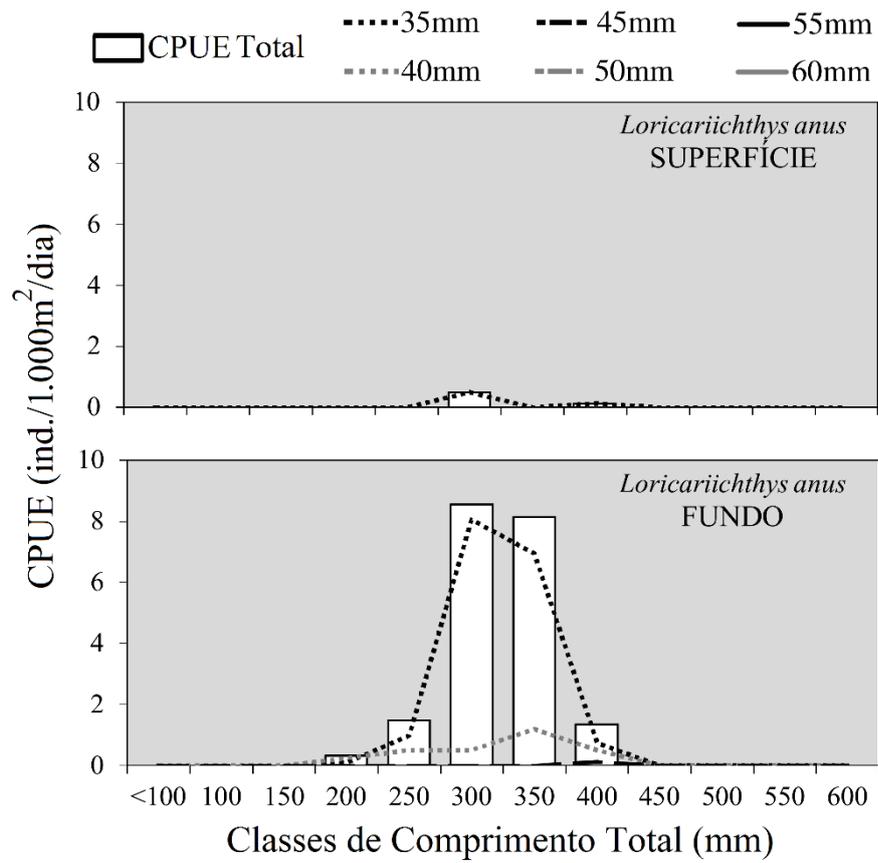


Figura 1.7. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Loricariichthys anus* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=3) e fundo (N=87) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos).

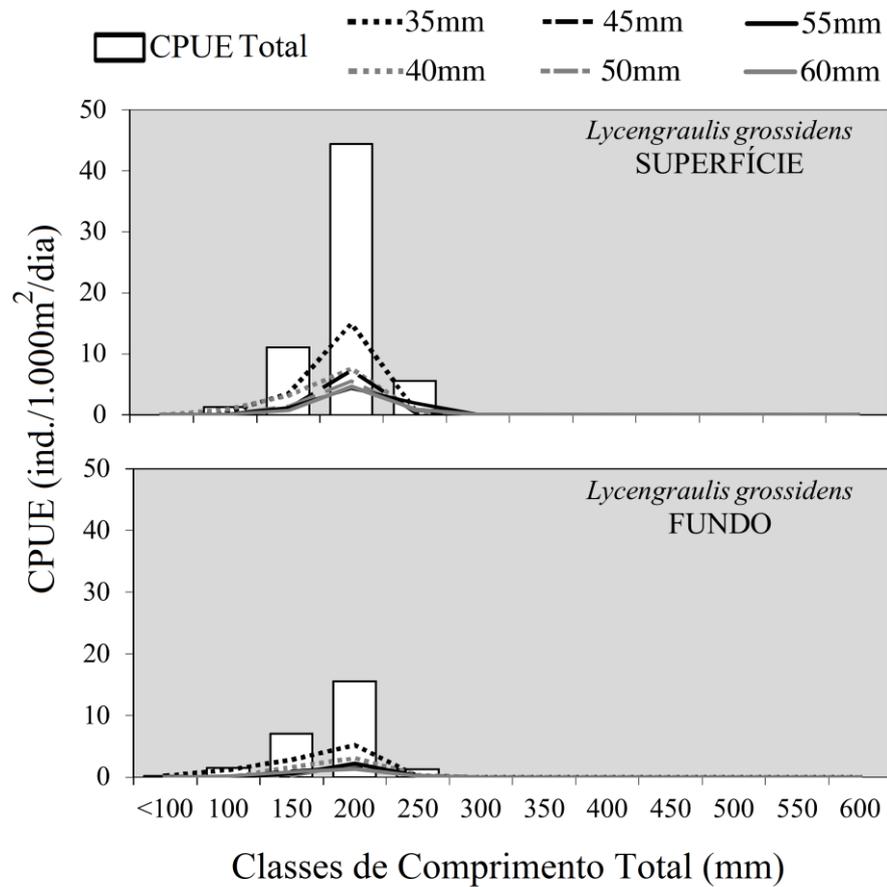


Figura 1.8 Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Lycengraulis grossidens* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=301) e fundo (N=167) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos).

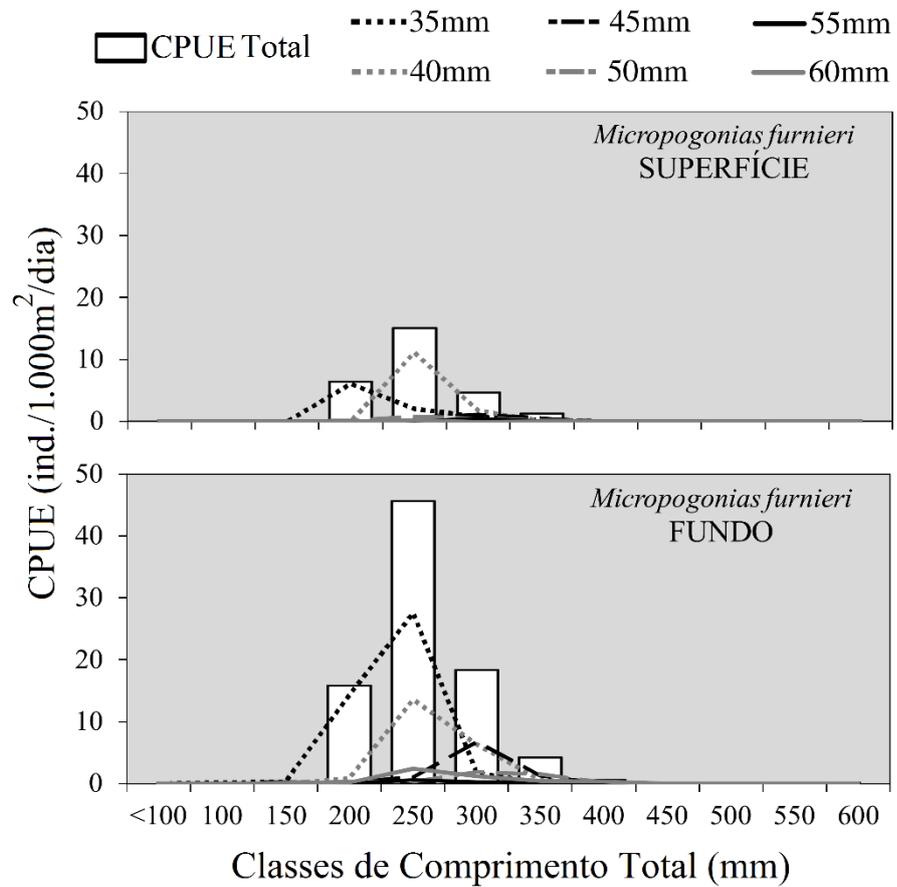


Figura 1.9. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Micropogonias furnieri* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=117) e fundo (N=482) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos).

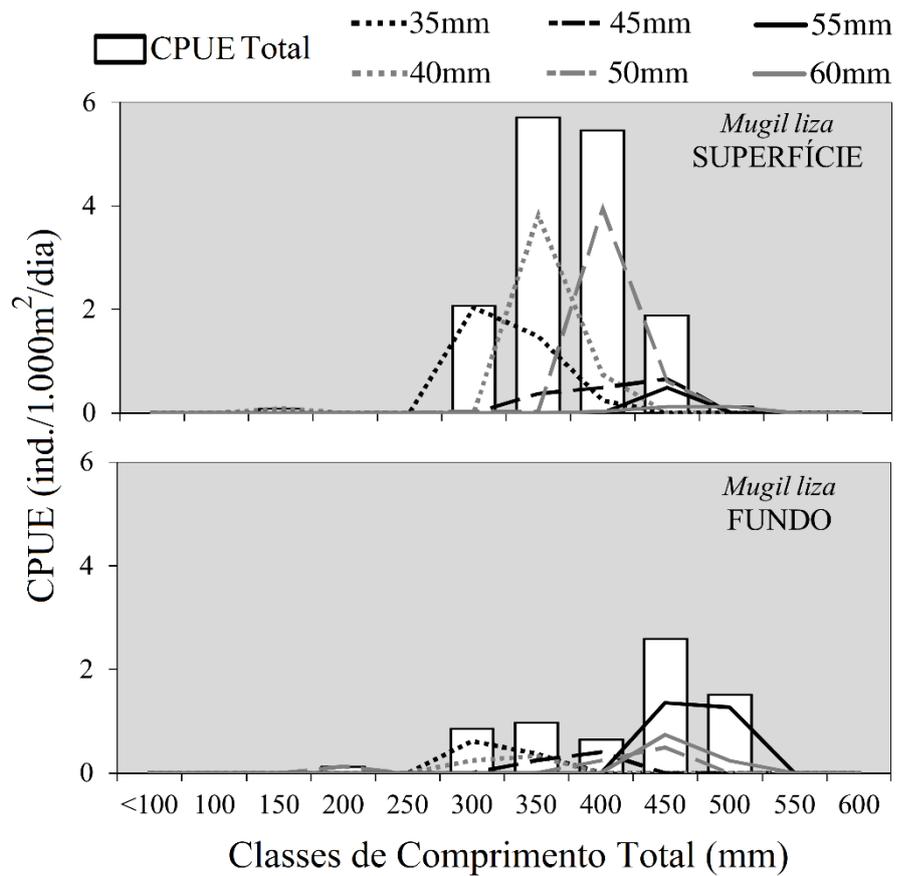


Figura 1.10. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Mugil liza* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=85) e fundo (N=39) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos).

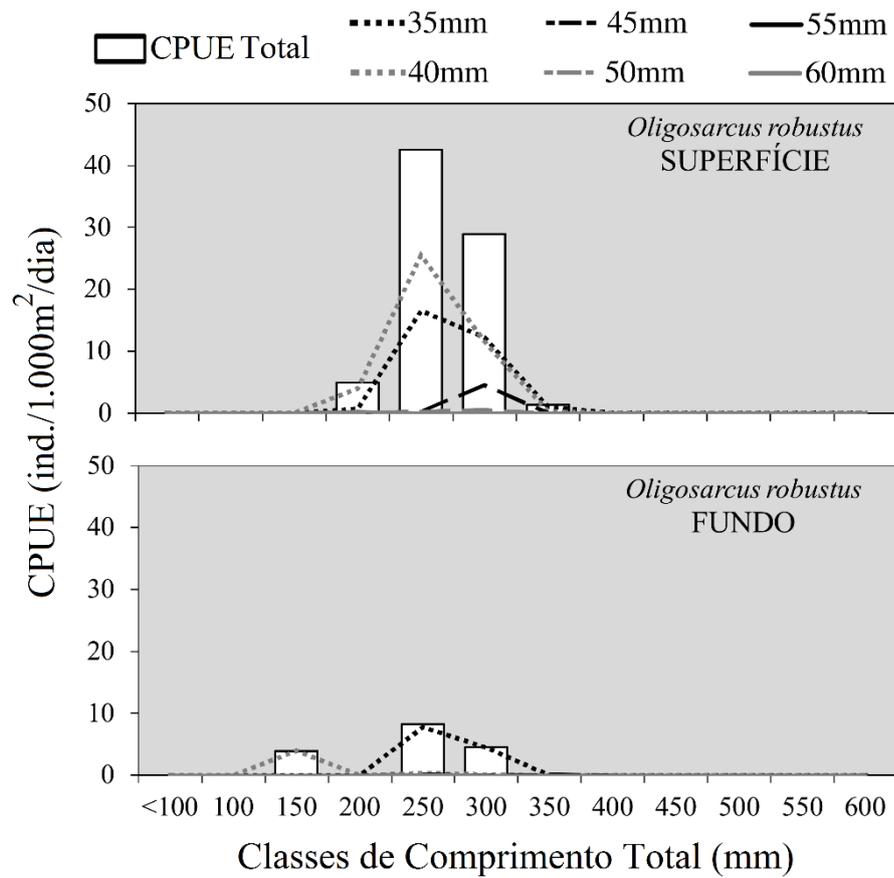


Figura 1.11. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Oligosarcus robustus* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=243) e fundo (N=50) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos).

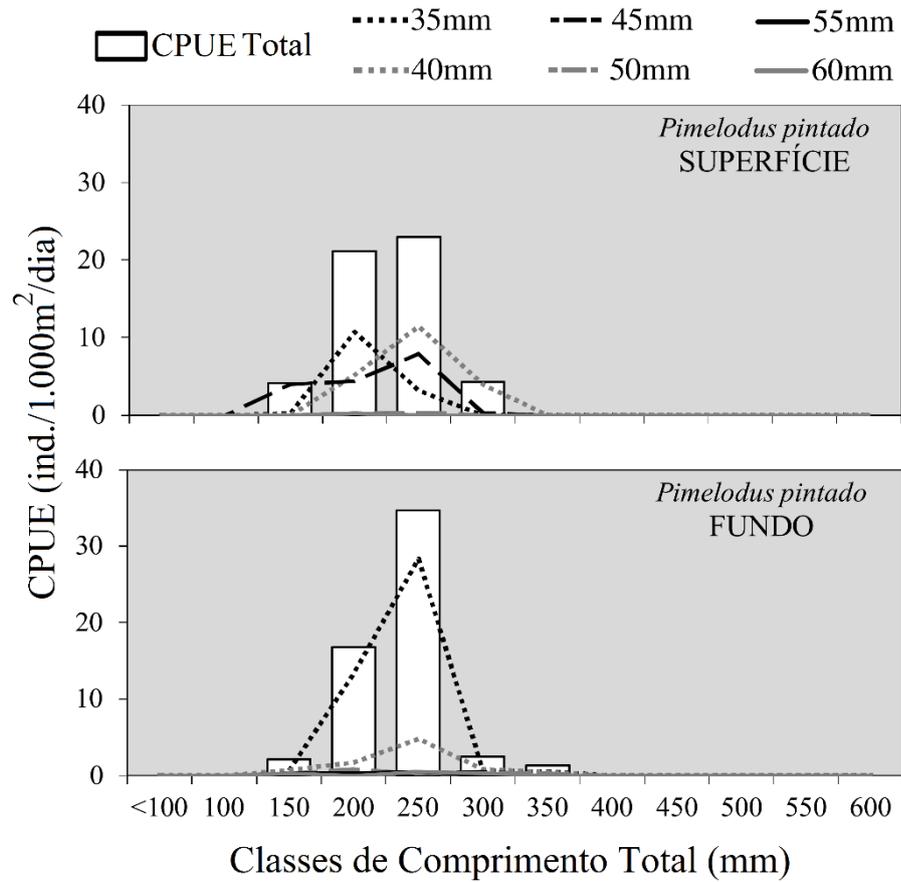


Figura 1.12. Distribuição dos valores de CPUE (indivíduos/1.000m²/dia) por classes de tamanho (mm) (curvas de captura) de *Pimelodus pintado* capturados em amostragens padronizadas com rede de espera de superfície (N=80) e fundos (N=213) em diferentes tamanhos de malhas (35, 40, 45, 50, 55, 60, 65 mm entre nós opostos).

1.5 DISCUSSÃO

As informações apresentadas no presente estudo possuem grande valor para a gestão pesqueira, pois contribuem para a compreensão da dinâmica da pesca em um nível muito particular. O acompanhamento da atividade *in situ* possibilitou a constatação precisa de duas estratégias de pesca, categorizadas em: redes com tamanho de malha permitido (MPE) e redes com tamanho de malha proibido (MPR). Uma vez registrada esta contravenção à legislação, evidenciou-se também, que ambas desrespeitam a restrição de esforço (1000 braças \cong 1.830 metros), sendo o esforço empregado nas operações de pesca até sete vezes superior ao permitido. Uma série de diferenças de registro direto (horário de saída, distâncias percorridas, tempo gasto na atividade) auxiliaram na compreensão da dinâmica e caracterização das estratégias utilizadas. Entretanto, outras considerações tornaram-se possíveis a partir da associação de informações fornecidas pelos pescadores ao longo do estudo.

Apesar dos dados não possibilitarem inferências no tempo de imersão das redes de emalhe (por evento de pesca) sob uma perspectiva sazonal, relatos de pescadores confirmam a alteração desse aspecto. Segundo eles, a permanência mais prolongada das redes na água durante o inverno é justificada pela época representar baixa captura (Tab. 1.2), pelo clima ser mais hostil (ventos) e pelos peixes não morrerem facilmente ao serem capturados. Em contrapartida, durante o verão, o fator que faz com que as redes sejam empregadas com maior frequência é atribuído, principalmente, à maior mortalidade de peixes emalhados frente o aumento de temperatura.

Outra importante alteração sazonal nas estratégias de pesca, foi a descontinuação da atividade com MPE no final do trimestre de maior captura das espécies alvo *M. liza*, *G. barbuis* e *M. furnieri* (3º(A/S/O); Tab. 1.2), para então, intensificar-se a pesca com MPR, direcionada à *L. anus* e concomitante ao trimestre caracterizado pelo defeso. Neste período foi observado maior cuidado com a fiscalização ambiental, o que levou à suspensão do uso de redes MPE, por serem mais facilmente detectáveis e de maior valor agregado caso apreendidas. Entretanto, quando a fiscalização se fez presente esta informação foi rapidamente transmitida entre barcos (via rádio amador ou telefone celular), anulando seu efeito. Outras características também suportam a furtividade da pesca ilegal. As MPR são redes essencialmente de fundo e sem sinalização evidente, possuem somente uma pequena boia de isopor® ou garrafa de plástico nas extremidades, de modo que são localizadas somente por demarcação em aparelhos de posicionamento via satélite (GPS).

Ao analisarmos o uso de distintas estratégias de pesca, vemos que Milani & Fontoura (2007) observaram flutuação no volume dos desembarques de *M. liza* no norte da laguna entre os anos de 2002 e 2004, onde a variação interanual foi na ordem de 171 toneladas no primeiro ano para 320 toneladas no segundo ano. Cabe considerar ainda, que Milani & Fontoura (2007) registraram a ocorrência de desembarques de tainha no período de defeso da região, as quais são efetivadas com o uso de MPE. Nesse aspecto, passados 10 anos dos registros da pesca, podemos analisar diferenças no uso do recurso sob a forma de modificações culturais, que em parte podem estar associadas à baixas capturas de tainha com aumento nas distâncias navegadas (relatado por pescadores), como por outro lado, cabe considerar o efeito da fiscalização, que coíbe a pesca com MPE, devido a maior visualização destas e maior custo quando confiscadas, enquanto é pouco eficaz no controle de MPR, visto a furtividade destas.

A posição da lei pode ser compreendida quando analisado o produto desta pescaria. A estratégia com MPR é essencialmente predatória, pois explora a espécie *L. anus* durante todo o ano (maior atividade durante o defeso) e em grandes quantidades (Tab. 1.1; Tab. 1.2) (MILANI & FONTOURA, 2007). Associado a isso, o tamanho de malha reduzido é seletivo para indivíduos abaixo do L_{50} (*idem* para *P. pintado*) (Fig. 1.3), sugerindo sobre-exploração deste loricarídeo. Contudo, a estratégia de pesca com MPE também resultou na captura de indivíduos considerados não-reprodutivos (Fig. 1.4). Durante o 3º Trimestre o bagre marinho *G. barbuis* também foi capturado abaixo do L_{50} (REIS, 1986a), entretanto, cabe ressaltar que esses ariídeos buscam águas de baixa salinidade, como a região límnic da Laguna dos Patos com intuitos reprodutivos (REIS, 1986b; MILANI & FONTOURA, 2007), e que a essência do L_{50} é determinar um ponto de corte na população, reforçando o predicado de que os indivíduos capturados por MPE são reprodutores ativos. Dentre as três espécies de bagre marinho já registradas na laguna, *G. barbuis*, *G. genidens* e *G. planifrons* (CHAO et al., 1985; REIS, 1986a), somente as duas primeiras foram confirmadas no presente estudo. Ainda como registro acerca dos bagres marinhos, observou-se que a espécie mais representativa para a pesca é *G. barbuis*, contradizendo as suposições de Milani & Fontoura (2007) que acreditavam ser *G. genidens* (Tab. 1.1). Tal suposição foi postulada pelos autores com base em dados de entrepostos de pesca e pescadores (Lagoa do Casamento) sem distinção clara da contribuição de cada espécie, processada em filés, então consideradas um conjunto supra-específico. Fato esse que fortalece a contribuição do presente estudo ao manejo das espécies e qualifica a prática de acompanhamento *in situ* da pesca. Mas outra importante contribuição feita por Milani & Fontoura (2007) em relação à pesca de bagres marinhos na região norte da laguna foi o registro de uma marcada sazonalidade nos desembarques destes ao longo do ano, caracterizada pelo

comportamento migratório dessas espécies, e além disso, a descrição de grandes diferenças interanuais, que foram relacionadas à busca dessas espécies pela água doce e às diferenças nos regimes de chuvas que alteram os limites de penetração da cunha salina na região sul da laguna.

A captura do scianídeo *M. furnieri* abaixo do L_{50} nas MPE não foi representativa (Fig. 1.4). Mas observou-se uma grande amplitude de captura por classes de tamanho (Tab. 1.1), a qual pode ser atribuída às características morfológicas do opérculo e pré-opérculo, que facilitam o emalhe, como apontado por Reis & Pawson (1999). A captura de indivíduos de menor tamanho contribuiu para a rejeição dos 7,6% de espécimes capturados em redes MPE (Tab. 1.1). Contudo, essa característica foi mais pronunciada em redes MPR, que descartaram mais de 90% da CPUE de *M. furnieri*, apresentando CT médio (175,23 mm) inferior ao L_{50} de 195 mm CT (Tab. 1.1) registrado por Castelo (1986).

Atenção fundamental tem sido dirigida às espécies acessórias das pescarias (*by-catch*) e o descarte de peixes. Tanto por contemplarem indivíduos imaturos (GRAY, 2002), quanto pelo não-aproveitamento do pescado (por vezes associado ao seu valor comercial) (GRAY et al., 2005; LIANG et al., 2013). Nesse sentido, medidas simples de restrições às artes de pesca são utilizadas para reduzir ou anular a captura desses organismos (POOT-SALAZAR et al., 2009). Quanto aos resultados apresentados nesse estudo, compreende-se que o fator descarte deva ser analisado somente sob a perspectiva da dinâmica pesqueira e seu efeito negativo (de grande impacto com MPR), sem a necessidade de propor restrições aos petrechos de pesca, uma vez que estas já são contempladas pela legislação vigente.

Em relação às capturas com redes MPE constatou-se que o descarte, justificado pela recusa mercadológica, apresenta duas circunstâncias à decisão: pelo tamanho reduzido dos indivíduos de espécies economicamente importantes (e.g. *M. furnieri*), ou por serem espécies com características morfológicas que prejudicam a palatabilidade (espinhos intra musculares). A segunda característica é atribuída, por exemplo, às duas espécies do gênero *Oligosarcus* (*O. jenynsii* e *O. robustus*) e ao curimatídeo *C. voga*. Entretanto, essas três espécies são aproveitadas em eventuais reduções na captura das espécies alvo, ou por pescadores de menor capacidade de pesca (observação pessoal e relatos de pescadores), sendo processadas para aceitação comercial (moagem: bolinhos de peixe).

A tainha foi a espécie de importância econômica mais capturada nas redes de MPE, mas observa-se que não foi pescada na época do defeso porque a estratégia de pesca dirigida à ela é mais exposta à fiscalização ambiental. Entretanto, Milani & Fontoura (2007) sugeriram uma proposta ao manejo da pesca local que contempla a possibilidade de eliminar a restrição

de pesca no período de defeso, mas somente para a captura de *M. liza*. Essa medida é pautada pelo fato de que a tainha não desova na laguna (VIEIRA & SCALABRIN, 1991; ESPER et al., 2001) e a estratégia sugerida é de utilizar artes de pesca específicas (águas superficiais; distante das margens) para evitar a captura de outras espécies que estejam efetivamente em atividade reprodutiva. A princípio, as redes de emalhe utilizadas nas amostragens experimentais do presente estudo, poderiam fornecer informações que subsidiassem a proposta de manejo de Milani & Fontoura (2007). Contudo, a baixa captura desta espécie e a ausência de dados da pesca com MPE na época do defeso não forneceram informações que possibilitassem testar a viabilidade econômica de uma estratégia de pesca dirigida somente a essa espécie. Mas quando levado o questionamento aos pescadores, estes acreditam que a utilização de redes de superfície com malhas acima de 45 mm não impediria a captura de bagres marinhos, fato também sugerido nas curvas de captura de *G. barbuis* (Fig. 1.6).

Além disso, outros fatores culminam na inviabilização desta proposta: Tendo em vista que a atual legislação especifica o uso máximo de 1830 m (1000 braças) de rede por embarcação e que em somente 21 % dos acompanhamentos de pesca com MPE registrou-se adequação à lei. A probabilidade de que a proposta sugerida seja respeitada diminui, gerando uma ação de manejo prejudicial, principalmente para as espécies em período reprodutivo. Outro fator, ainda incerto, que pode influenciar a pesca da tainha é a definição do comprimento de primeira maturação (L_{50}) da espécie. Atualmente está em curso o “Plano de ação para a implantação do plano de gestão para o uso sustentável da tainha, *Mugil liza* Valenciennes, 1836, no sudeste e sul do Brasil” do Ministério de Pesca e Aquicultura (MPA, 2014), ao qual compete definir a restrição de tamanho mínimo de captura a partir dessa medida, nesse sentido, caso seja restringida a captura da tainha para indivíduos de comprimento total inferior a 400 mm, modificações mais restritivas terão que ser aplicadas às artes de pesca hoje utilizadas. Além disso, o direcionamento à pesca seletiva de uma espécie migradora apresenta riscos para a sustentabilidade econômica das capturas, pois além do reconhecimento da sobre-exploração do recurso (Instrução Normativa MMA N°05/2004), o registro de flutuações na abundância da espécie, em consequência de eventos de *El Niño* e *La Niña* (VIEIRA et al., 2008) e no próprio padrão de migração, reafirmam a necessidade de medidas mais conservadoras em favor da espécie.

Problemas na ordem da territorialidade da pesca já registrados por Paula (2013) seriam agravados com essa medida. Este autor ressalta que o período de defeso no estuário ocorre a partir 1 de Junho a 30 de setembro, enquanto que na região límnic, esse intervalo ocorre de 1

de novembro a 31 de janeiro. Esta dissociação ocasiona o deslocamento de pescadores da região estuarina à pesca na região norte, os quais o fazem mesmo recebendo auxílio desemprego referente ao período de recessão no estuário. Além desse conflito, Paula (2013) também aponta desacordos de territorialidade entre pescadores da própria região límnic, o que permite a discussão de uma normativa que, primeiramente, restrinja a pesca na porção límnic somente aos pescadores residentes e, adicionalmente, busque a subdivisão desta, respeitando áreas de influência e estratégias de pesca.

A concepção de propostas ao manejo da pesca é extremamente importante para a estruturação de planos de sustentabilidade dos recursos (COCHRANE & GARCIA, 2009). Contudo, a pesca artesanal pode apresentar níveis de complexidade que exigem ações de manejo e conservação multilaterais (BEGOSI, 2014). Partindo dessa análise, podemos caracterizar três componentes de grande relevância que devem ser considerados para uma gestão pesqueira funcional: o recurso pesqueiro (biologia e conservação), o pescador (aspectos socioeconômicos e conhecimento ecológico) e o Estado (competências e eficiência).

Dentro de uma gestão pesqueira, o recurso deve ser visto como o componente de maior importância, de maneira que, seja garantida sua qualidade, diversidade e disponibilidade numa magnitude que proporcione o sustento das gerações atuais e futuras (FAO, 1995). Informações sobre a biologia das espécies são fundamentais para possibilitar a exploração sustentável (BEGG, 2005). Nesse âmbito, o conhecimento técnico-científico pode ser utilizado para definir restrições de tempo, baseado na época reprodutiva das espécies (defeso) ou para identificar artes de pesca não predatórias (COCHRANE & GARCIA, 2009), que ao mesmo tempo, evitem a captura de indivíduos imaturos (L_{50}) através do tamanho de malha, e previnam a sobrepesca, impondo limite no esforço a níveis em que haja equilíbrio entre a capacidade produtiva e a utilização dos recursos (FAO, 1995).

Planos de manejo que não levem em consideração seu principal agente, o pescador, podem produzir falhas prejudiciais tanto aos recursos, quanto aos seus dependentes (FREIRE & GARCÍA-ALLUT, 2000). A análise de aspectos socioeconômicos pode gerar informações essenciais à caracterização e compreensão dos padrões da pesca (KITTINGER et al., 2013). Fatores como escolaridade, nível de dependência da pesca e poder de pesca podem interferir no entendimento e prática de ações sustentáveis de uso do recurso (MOSES, 2000). Outro fator, por vezes negligenciado, mas que pode contribuir com planos de manejo da pesca é o conhecimento ecológico adquirido por pescadores (SILVANO et al., 2008; SILVANO & VALBO-JØRGENSEN, 2008; PINTO et al., 2013). A necessidade em compreender

determinados comportamentos dos peixes (e.g. ciclos de migração, formação de cardumes) está diretamente relacionada ao sustento do pescador. Nesse contexto, diversos estudos utilizam essa capacidade interpretativa para auxiliar em processos de ordenamento pesqueiro (BEGOSSI et al., 2011), na identificação de áreas de pesca (SCHAFER & REIS, 2008) e locais de desova (ROMERO et al., 2011), no esclarecimento da época de reprodução e do processo de migração (SILVANO et al., 2006), na delimitação de áreas para conservação (ASWANI & LAUER, 2006), como também, no monitoramento e manejo dos recursos pesqueiros (GERHARDINGER et al., 2006; CASTELLO et al., 2009). Essa relação unificada entre conhecimento tradicional e conhecimento científico acabam por estreitar a relação entre ciência e sociedade, produzindo importantes resultados para o conjunto.

Nessa visão compartimentalizada, o Estado democrático e seus poderes surge como alicerce à organização e administração dos bens públicos, nos quais estão contidos os recursos naturais (ANDRIGHETTO, 2011). Cabe ao poder público regulamentar a atividade pesqueira, pela elaboração de leis, e garantir os direitos tanto daqueles que dependem do recurso quanto da sociedade como um todo, promovendo a justiça (BRASIL, 1988). Dessa maneira, o surgimento de falhas nas competências governamentais pode acarretar em prejuízos aos recursos naturais e à coletividade. A proteção ambiental requer agilidade do sistema político-administrativo, mas a propagação de um processo burocrático letárgico pode permitir a exploração de recursos a ponto de colapsá-los (PEZZUTO & BORZONE, 2004; THIAO et al., 2012). Além desse fator, verifica-se que a carência de outras competências do Estado como o direito à educação, saúde, moradia e segurança de qualidade agravam as práticas predatórias em pescarias (NGWENYA & MOSEPELE, 2007; KHAN, 2011). Contudo, cabe destacar a importância dos deveres cívicos na condução de práticas sustentáveis de uso dos recursos. A cidadania é o predicado que põe a população à prova, onde a ordem de importância no modo de agir posiciona-se em prol do bem comum antes dos interesses particulares (ANDRIGHETTO, 2011).

Combinadas a essas considerações, as políticas de manejo participativo muitas vezes surgem como a melhor forma de conexão entre a conservação dos recursos e os benefícios econômicos da exploração (KALIKOSKI et al., 2009; GUIDETTI & CLAUDET, 2010; MOURA et al., 2013). A descentralização do poder acelera os processos burocráticos citados anteriormente no momento em que os utilizadores do recurso reconhecem os seus direitos sobre o uso dos bens naturais (OBURA, 2001; CASTELLO et al., 2009) e os exercem incorporando suas necessidades à sustentabilidade (REIS & RODRIGUES, 2003). Essa relação foi bem

documentada por (HEYMAN & GRANADOS-DIESELDORFF, 2012) na qual os pescadores contribuíram com recomendações essenciais para o aprimoramento do manejo como a suspensão da pesca de espécies sobre-exploradas e sugerindo proteção especial para reservas naturais.

Compartilhando sucesso no modelo de manejo integrado, a região estuarina da Laguna dos Patos teve diversas regras implementadas à atividade pesqueira após a criação do Fórum da Lagoa dos Patos em 1996. Foram promovidos avanços tanto de natureza ambiental, com a definição de calendários de pesca, quanto socioeconômica, através do auxílio financeiro concedido durante a época de defeso. E ainda, como exemplo na dissolução de problemas de territorialidade (controle de “invasores”): na pesca do camarão, permitindo a pesca somente para aqueles que residem no entorno do estuário; e de peixes, proibindo o acesso de pescadores do Estado de Santa Catarina aos recursos por eles explorados na Laguna (KALIKOSKI & SATTERFIELD, 2004; SCHAFER & REIS, 2008).

Quanto à organização das colônias de pescadores da região límnic da laguna, esta surge mais tarde, com a criação do Fórum Delta do Jacuí em 2009, por iniciativa dos pescadores (PAULA, 2013). O Fórum engloba localidades presentes em importantes tributários da Laguna dos Patos (Rio Jacuí, Rio Sinos), nas áreas de confluência destes (Delta do Jacuí e Lago Guaíba) e ao Norte da Laguna dos Patos. Além de compreender colônias e vilas de pescadores distantes entre si, a distribuição destes também garante heterogeneidade de ambientes. Essas diferenças podem ser observadas nas estratégias de pesca, nos petrechos de pesca e, conseqüentemente, nas espécies-alvo exploradas (PAULA, 2013).

Ao mesmo momento que percebe-se o surgimento do Fórum Delta do Jacuí, sustentado na busca dos pescadores por um plano de manejo que garanta seus direitos (pautados em questões de territorialidade, de salubridade do ambiente, infraestrutura etc), por outra via, reflete-se sobre as obrigações dos próprios reivindicadores e a ocorrência de uma pesca predatória estabelecida. Nessa circunstância, retoma-se a visão multilateral analisada anteriormente, e ao contextualizar os agentes dessa prerrogativa pelo movimento de iniciativa, restauram-se as possibilidades da exploração sustentável. Assim, com base nas observações desenvolvidas no presente estudo, apoiados no registro da pescaria *in situ*, e nos anseios apresentados pelos pescadores (PAULA, 2013), dá-se continuidade à construção de um plano de manejo de uso sustentável dos recursos através da projeção de pesquisas e da formulação de propostas necessárias ao ordenamento pesqueiro da região límnic da Laguna dos Patos, ao que se segue:

1.5.1 Propostas de manejo e projeção de pesquisas à gestão de recursos pesqueiros

1.5.1.1 Legislação

1.5.1.1.1 *Proposta*: Permissão de pesca na região límnicamente somente à residentes e subsetorização por territórios de pesca.

Justificativa: Esta dissociação é posta frente a problemática de territorialidade ocasionada pelo deslocamento de pescadores da região estuarina à pesca na região norte e por adversidades entre pescadores de distintas localidades da região límnicamente que percebem desequilíbrio na capacidade de pesca entre eles, não concordando com a sobreposição de áreas de pesca. Nesse modelo, entende-se que os próprios utilizadores do recurso agem como fiscalizadores e fortificam as finalidades de preservação dos recursos através do sentimento de propriedade e conservação pela territorialidade (BERKES et al., 2006; GELCICH et al., 2008). Tal ação também facilitaria o processo de gestão, onde a heterogeneidade de ambientes diferencia as estratégias de pesca e espécies-alvo exploradas. Nesse contexto, pescadores afirmam insuficiência do esforço permitido pela legislação, quando a pesca é dirigida à tainha e bagres marinhos, circunstância que deve ser avaliada.

1.5.1.2 Estudos técnico-científicos

1.5.1.2.1 *Estudo*: Avaliação do estado de conservação de *Loricariichthys anus* na região límnicamente da Laguna dos Patos e adequabilidade da espécie à produção em cativeiro para corte.

Desdobramento:

- Análise do crescimento em idade de *Loricariichthys anus*;
- Análise do comprimento de primeira maturação (L_{50}) de *Loricariichthys anus*;
- Análise da mortalidade natural e por pesca de *Loricariichthys anus*;
- Análise da diversidade genética de *Loricariichthys anus*;

- Análise da reprodução e produção de *Loricariichthys anus* (sobrevivência, taxas de conversão alimentar, qualidade da água, potencial de rendimento etc);

Justificativa: Tendo em vista a ocorrência de pesca predatória, pelo uso de esforço de pesca excedente, captura de indivíduos imaturos e atividade durante época de reprodução, adverte-se para uma provável sobre-exploração da espécie sendo urgente a necessidade de um estudo que avalie sua condição de conservação, podendo acarretar na proibição da pesca e comercialização desta espécie. Nesse contexto, a aquicultura representa uma importante possibilidade para a redução da pressão pesqueira, sendo necessário estudos de viabilização da produção em cativeiro (LUCAS & SOUTHGATE, 2012).

1.5.1.2.2 *Estudo:* Investigação da relação entre o comprimento total e o comprimento do filé de *Loricariichthys anus*

Justificativa: Ao estabelecer esta relação seria possível identificar a legalidade dos indivíduos capturados mesmo depois de processados e então aplicar a legislação de tamanho mínimo de captura também na comercialização da espécie.

1.5.1.3 Manejo participativo e políticas sociais

1.5.1.3.1 *Ação:* Investir em projetos de educação ambiental e campanhas de saúde pública.

Justificativa: Percebeu-se ao longo do estudo a falta de conhecimento em relação à necessidade de restringir o tamanho de captura dos peixes, bem como, notou-se um distanciamento dos pescadores em relação ao Parque Estadual de Itapuã no sentido de que a legislação não permite pesca e suas proximidades, por isso, vê-se como necessário o fornecimento de informações que visem fortalecer a consciência conservacionista. Além disso, problemas relacionados à saúde pública são relatados por alguns pescadores, como o uso de crack em áreas de pesca mais próximas à centros urbanos.

1.5.1.3.2 *Ação:* Disponibilização de crédito para instrumentalização dirigida ao beneficiamento do pescado e desenvolvimento de cursos técnicos para qualificação.

Justificativa: Tendo em vista o descarte de espécies de grande abundância como *Cyphocharax voga* e *Oligosarcus* spp. com a justificativa de baixa rentabilidade, percebe-se a possibilidade de instrumentalizar os pescadores para aprimorar o beneficiamento do pescado, aumentando o

rendimento inclusive em épocas de maior abundância das espécies alvo. Associado ao beneficiamento do pescado e qualificação dos pescadores, investimentos dos órgãos públicos em propaganda e estímulo para a compra do pescado regional, com certificação de legalidade ambiental (“selo verde”) e sanitária, caracterizariam um produto sustentável que resultaria em um valor agregado mais elevado.

1.5.1.3.3 Ação: Fortalecimento do Fórum Delta do Jacuí.

Justificativa: Grandes avanços na organização do Fórum Delta do Jacuí foram obtidos após a realização do Projeto Grumatã pela ONG Centro de Assessoria Multiprofissional (CAMP) e financiado pela Secretaria Especial da Aquicultura e Pesca (SEAP; extinta), onde foi desenvolvido o trabalho de estreitamento e aproximação das instituições públicas, privadas e comunidades participantes objetivando atender os anseios dos pescadores para aprimorar o ordenamento pesqueiro. Contudo, Paula (2013) apontou dificuldades nessa integralização, indicando a necessidade uma maior participação de entidades da sociedade de maneira geral, mas principalmente dos próprios pescadores. No caso das instituições de pesquisa, estas devem agir com engajamento voltado as necessidades mais técnicas dos pescadores, como avaliar os efeitos de poluição relatados por eles. Ao mesmo passo que os pescadores podem contribuir com informações de desembarque, que são dados de grande valor para planos de manejo, mas permanecem escassos (BEGOSSO, 2006).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRIGHETTO, A. Direito e responsabilidade do cidadão ecológico. **Veredas do Direito, Belo Horizonte**, v. 8, n. 16, p. 169–187, 2011.
- ARAÚJO, F. G.; VICENTINI, R. N. Relação peso-comprimento da corvina *Micropogonias furnieri* (Desmarest) (Pisces, Sciaenidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 1, p. 133–138, 2001.
- ASWANI, S.; LAUER, M. Benthic mapping using local aerial photo interpretation and resident taxa inventories for designing marine protected areas. **Environmental Conservation**, 2006.
- BEGG, G. A. Life history parameters. In: S. X. Cadrin; K. D. Friedland; J. R. Waldman (Eds.); **Stock Identification Methods**. p.119–150. Burlington: Academic Press. 2005.
- BEGOSSI, A. The ethnoecology of Caiçara metapopulations (Atlantic Forest, Brazil): ecological concepts and questions. **Journal of ethnobiology and ethnomedicine**, v. 2, p. 40, 2006.
- BEGOSSI, A. Ecological, cultural, and economic approaches to managing artisanal fisheries. **Environment, Development and Sustainability**, v. 16, p. 5–34, 2014.
- BEGOSSI, A.; MAY, P. H.; LOPES, P. F.; et al. Compensation for environmental services from artisanal fisheries in SE Brazil: Policy and technical strategies. **Ecological Economics**, v. 71, n. 1, p. 25–32, 2011.
- BERKES, F.; MAHON, R.; MCCONNEY, P.; POLLNAC, R.; POMEROY, R. (autores da edição em língua inglesa). **Gestão da pesca de pequena escala: diretrizes e métodos alternativos**. In: D. C. Kalikoski (Edição em língua portuguesa). FURG. p.360. 2006.
- BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. **Imprensa Nacional**, p. 1–139, 1988.
- BRAY, J. R.; CURTIS, J. T. An Ordination of the upland forest community of southern Wisconsin. **Ecology Monographs**, v. 27, n. 4, p. 325–349, 1957.
- BRUSCHI JUNIOR, W.; PERET, A.; VERANI, J.; FIALHO, C. Crescimento de *Loricariichthys anus* na Lagoa Emboaba, Osório, RS. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 24, p. 65–71, 1997.
- CARVALHO, A. R.; WILLIAMS, S.; JANUARY, M.; SOWMAN, M. Reliability of community-based data monitoring in the Olifants River estuary (South Africa). **Fisheries Research**, v. 96, p. 119–128, 2009.
- CASTELLO, J. P. Distribución, crecimiento y maduración sexual de la corvina juvenil (*Micropogonias furnieri*) en el estuario de la “Lagoa dos Patos”, Brasil. **Physis, Buenos Aires**, v. 44, n. 106, p. 21–36, 1986.

CASTELLO, J. P.; SUNYÉ, P. S.; HAIMOVICI, M.; HELLEBRANDT, D. Fisheries in southern Brazil: A comparison of their management and sustainability. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 287–293, 2009.

CAZORLA, A. L. On the age and growth of ounder *Paralichthys orbignyanus* (Jenyns, 1842) in Bahía Blanca Estuary, Argentina. **Hydrobiologia**, v. 537, p. 81–87, 2005.

CENI, G.; VIEIRA, J. P. Looking through a dirty glass: how different can the characterization of a fish fauna be when distinct nets are used for sampling? v. 30, n. 5, p. 499–505, 2013.

CHAO, L. H.; PEREIRA, L. E.; VIEIRA, J. P. Estuarine fish community of the dos Patos Lagoon, Brazil: A baseline study. In: A. Yáñez-Arancibia (Ed.); **Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: Towards ecosystem integration**. p.429–450. México: UNAM Press. 1985.

CHAVES, P.; PICHLER, H.; ROBERT, M. Biological, technical and socioeconomic aspects of the fishing activity in a Brazilian estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 61, p. 52–59, 2002.

CHRISTY, F. T. J. **Territorial use rights in marine fisheries: definitions and conditions**. FAO Fish. Tech. Pap. (227), 1982.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian journal of ecology**, v. 18, p. 117–143, 1993.

COCHRANE, K. L.; GARCIA, S. M. **A Fishery Manager's Guidebook**. 2nd ed. Singapore: The Food and Agriculture Organization of the United Nations and Blackwell Publishing, 2009.

CORDELL, J.; MCKEAN, M. A. Sea tenure in Bahia, Brazil. In: D. W. Bromley (Ed.); **Making the commons work: theory, practice and policy**. p.339. San Francisco: ICS Press. 1992.

DAVIES, T. E.; BEANJARA, N.; TREGENZA, T. A socio-economic perspective on gear-based management in an artisanal fishery in south-west Madagascar. **Fisheries Management and Ecology**, v. 16, p. 279–289, 2009.

DIEGUES, A. C. **Artisanal Fisheries in Brazil**. Samudra Monograph, 2006.

ESPER, M. L. P.; MENEZES, M. S.; ESPER, W. Época reprodutiva de *Mugil platanus* (Günther, 1880), Pisces Mugilidae da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil). **Acta Biológica Paranaense**, v. 30, p. 5–17, 2001.

FAO. Code of Conduct for Responsible Fisheries. **Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome**, p. 41, 1995.

FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2014**. Roma, 2014.

FREIRE, J.; GARCÍA-ALLUT, A. Socioeconomic and biological causes of management failures in European artisanal fisheries: The case of Galicia (NW Spain). **Marine Policy**, v. 24, p. 375–384, 2000.

FREITAS, M. B.; RODRIGUES, S. C. A. As consequências do processo de desterritorialização da pesca artesanal na Baía de Sepetiba (RJ, Brasil): um olhar sobre as questões de saúde do

trabalhador e o ambiente Deterritorialization of artisanal fisheries in Sepetiba Bay (State of Rio de Jane. **Ciência & Saúde**, v. 19, n. 10, p. 4001–4009, 2014.

FROTA, L. O.; COSTA, P. A S.; BRAGA, A C. Length-weight relationships of marine fishes from the central Brazilian coast. **NAGA, WorldFish Center Quartely**, v. 27, n. 1, p. 20–26, 2004.

GELCICH, S.; GODOY, N.; PRADO, L.; CASTILLA, J. C. Add-on conservation benefits of marine territorial user rights fishery policies in central Chile. **Ecological Applications**, v. 18, n. 1, p. 273–281, 2008.

GERHARDINGER, L. C.; MARENZI, R. C.; BERTONCINI, Á. A.; MEDEIROS, R. P.; HOSTIM-SILVA, M. Local ecological knowledge on the goliath grouper *Epinephelus itajara* (Teleostei: Serranidae) in southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, p. 441–450, 2006.

GRAY, C. A. Management implications of discarding in an estuarine multi-species gill net fishery. **Fisheries Research**, v. 56, p. 177–192, 2002.

GRAY, C. A.; JOHNSON, D. D.; BROADHURST, M. K.; YOUNG, D. J. Seasonal, spatial and gear-related influences on relationships between retained and discarded catches in a multi-species gillnet fishery. **Fisheries Research**, v. 75, p. 56–72, 2005.

GUIDETTI, P.; CLAUDET, J. Comanagement practices enhance fisheries in marine protected areas. **Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology**, v. 24, n. 1, p. 312–318, 2010.

HARDIN, G. The tragedy of the commons. **Science (New York, N.Y.)**, v. 162, n. June, p. 1243–1248, 1968.

HEYMAN, W. D.; GRANADOS-DIESELDORFF, P. The voice of the fishermen of the Gulf of Honduras: Improving regional fisheries management through fisher participation. **Fisheries Research**, v. 125-126, p. 129–148, 2012.

JACQUET, J.; PAULY, D. Funding priorities: Big barriers to small-scale fisheries. **Conservation Biology**, v. 22, n. 4, p. 832–835, 2008.

JOHNSON, J. Fisheries and Aquaculture topics. **Small-scale and artisanal fisheries**. Disponível em: <<http://www.fao.org/fishery/topic/14753/en>>. Acesso em: 20/12/2014.

JONES, C. M.; WELLS, B. Age, growth, and mortality of black drum, *Pogonias cromis*, in the Chesapeake Bay region. **Fishery Bulletin**, v. 96, p. 451–461, 1998.

JOYEUX, J. C.; GIARRIZZO, T.; MACIEIRA, R. M.; SPACH, H. L.; VASKE, T. Length-weight relationships for Brazilian estuarine fishes along a latitudinal gradient. **Journal of Applied Ichthyology**, p. 1–6, 2008.

KALIKOSKI, D. C.; QUEVEDO NETO, P.; ALMUDI, T. Building adaptive capacity to climate variability: The case of artisanal fisheries in the estuary of the Patos Lagoon, Brazil. **Marine Policy**, v. 34, n. 4, p. 742–751, 2010.

KALIKOSKI, D. C.; SATTERFIELD, T. On crafting a fisheries co-management arrangement in the estuary of Patos Lagoon (Brazil): Opportunities and challenges faced through implementation. **Marine Policy**, v. 28, p. 503–522, 2004.

KALIKOSKI, D. C.; SEIXAS, C. S.; ALMUDI, T. Gestão compartilhada ecomunitária da pesca no Brasil: avanços e desafios. **Ambiente & sociedade**, v. 12, p. 151–172, 2009.

KHAN, S. R. Fishery degradation in Pakistan: A poverty-environment nexus? **Canadian Journal of Development Studies**, v. 32, n. 1, p. 32–47, 2011.

KITTINGER, J. N.; FINKBEINER, E. M.; BAN, N. C.; et al. Emerging frontiers in social-ecological systems research for sustainability of small-scale fisheries. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, p. 352–357, 2013.

KJERFVE, B. Comparative oceanography of coastal lagoons. In: D. A. Wolfe (Ed.); **Estuarine variability**. p.63–81, New York: Academic Press. 1986.

KURIEN, J.; WILLMANN, R. Special Considerations for Small-Scale Fisheries Management in Developing Countries. In: K. L. Cochrane; S. M. Garcia (Eds.); **A fishery manager's guidebook**. 2nd ed., p.404–421, 2009.

LE MOS, V. M.; CASTELLO, J. P.; MAI, A. C.; LOPES, R. C.; SCHWINGEL, P. R.; VIEIRA, J. P. Atividade reprodutiva da tainha *Mugil liza* (VALENCIENNES 1836) capturada pela pesca artesanal e industrial no sul do Brasil. Resumo do II Simposio Iberoamericano de Ecología Reprodutctiva, Reclutamiento y Pesquerías. 2012.

LIANG, Z.; SUN, P.; YAN, W.; HUANG, L.; TANG, Y. Significant effects of fishing gear selectivity on fish life history. **Journal of Ocean University of China**, v. 13, n. 3, p. 467–471, 2013.

LOMBARDI, P. M.; RODRIGUES, F. L.; VIEIRA, J. P. Longer is not always better: The influence of beach seine net haul distance on fish catchability. **Zoologia**, v. 31, p. 35–41, 2014.

LOPES, P. F. M.; BEGOSSI, A. Decision-making processes by small-scale fishermen on the southeast coast of Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 18, n. 5, p. 400–410, 2011.

LUCAS, J. S.; SOUTHGATE, P. C. **Aquaculture: farming aquatic animals and plants**. 2. ed. Chichester: Blackwell Publishing Ltd., 2012.

MAGURRAN, A. E. Ecological diversity and its measurements. **Princeton University Press. New Jersey**. p. 177pp., 1988.

MAIA, R.; ARTIOLI, L. G. S.; HARTZ, S. M. Diet and reproductive dynamics of *Trachelyopterus lucenai* (Siluriformes: Auchenipteridae) in subtropical coastal lagoons in southern Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, v. 30, n. 3, p. 255–265, 2013.

MARQUES, S.; BRAUN, A. S.; FONTOURA, N. F. ESTIMATIVA DE TAMANHO DE PRIMEIRA MATUREZA A PARTIR DE DADOS DE IGS: *Oligosarcus jenynsii*, *Oligosarcus robustus*, *Hoplias malabaricus*, *Cyphocharax voga*, *Astyanax fasciatus* (CHARACIFORMES), *Parapimelodus nigribarbis*, *Pimelodus maculatus*, *Trachelyo*. **Biociência, Porto Alegre**, v. 15, n. 2, p. 230–256, 2007.

MILANI, P. C. C.; FONTOURA, N. F. Diagnóstico da pesca artesanal na lagoa do Casamento, sistema nordeste da laguna dos Patos: uma proposta de manejo. **Biociências, Porto Alegre**, v. 15, n. 1, p. 82–125, 2007.

MÖLLER, O. O.; CASTELLO, J. P.; VAZ, A. C. The effect of river discharge and winds on the interannual variability of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* production in Patos Lagoon. **Estuaries and Coasts**, v. 32, p. 787–796, 2009.

MOSES, B. S. A review of artisanal marine and brackishwater fisheries of south-eastern Nigeria. **Fisheries Research**, v. 47, p. 81–92, 2000.

MOURA, G. G. M.; KALIKOSKI, D. C.; DIEGUES, A. C. S. A resource management scenario for traditional and scientific management of pink shrimp (*Farfantepenaeus paulensis*) in the Patos Lagoon estuary (RS), Brazil. **Journal of ethnobiology and ethnomedicine**, v. 9, n. 2008, p. 6, 2013.

NGWENYA, B. N.; MOSEPELE, K. HIV/AIDS, artisanal fishing and food security in the Okavango Delta, Botswana. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 32, p. 1339–1349, 2007.

NUÑER, A. P. DE O.; ZANIBONI-FILHO, E. Length-weight relationships of fish species caught in the Upper Uruguay River, Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 362–364, 2009.

OBURA, D. O. Participatory monitoring of shallow tropical marine fisheries by artisanal fisheries in Dinai, Kenya. **Bulletin of Marine Science**, v. 69, n. 2, p. 777–791, 2001.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. 2001.

PAULA, C. Q. DE. **Gestão compartilhada dos territórios da pesca artesanal: Fórum Delta do Jacuí (RS)**. (Dissertação de Mestrado). UFRGS: Porto Alegre. 2013

PEZZUTO, P. R.; BORZONE, C. A. The collapse of the scallop *Euvola ziczac* (Linnaeus, 1758) (Bivalvia: Pectinidae) fishery in Brazil: changes in distribution and relative abundance after 23 years of exploitation. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 52, p. 225–236, 2004.

PINTO, M. F.; MOURÃO, J. D. S.; ALVES, R. R. N. Ethnotaxonomical considerations and usage of ichthyofauna in a fishing community in Ceará State, Northeast Brazil. **Journal of ethnobiology and ethnomedicine**, v. 9, p. 17, 2013.

POOT-SALAZAR, A.; PÉREZ-CASTAÑEDA, R.; VEGA-CENDEJAS, M. E.; DEFEO, O. Assessing patterns of ichthyofauna discarded by an artisanal shrimp fishery through selectivity experiments in a coastal lagoon. **Fisheries Research**, v. 97, p. 155–162, 2009.

REIS, E. G. Pesca artesanal de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) no estuário da Lagoa dos Patos (RS), Brasil. **Documentos técnicos - Base Oceanográfica Atlântica**, n. 5, p. 7–21, 1986a.

REIS, E. G. Reproduction and feeding habitats of the marine catfish *Netuma barba* (Siluriformes, Ariidae) in the estuary of Patos Lagoon, Brazil. **Atlântica, Rio Grande**, v. 8, p. 35–55, 1986b.

REIS, E. G.; D'INCAO, F. The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brazil: an effort towards community-based management. **Ocean & Coastal Management**, v. 43, n. 2000, p. 585–595, 2000.

REIS, E. G.; PAWSON, M. G. Fish morphology and estimating selectivity by gillnets. **Fisheries research**, v. 39, p. 263–273, 1999.

REIS, E. G.; RODRIGUES, H. Role of the Forum of Patos Lagoon in the Management of Artisanal Fisheries in the Extreme South of Brazil. **American Fisheries Society Symposium**, v. 38, p. 695–701, 2003.

ROMERO, M.; BOOMHOWER, J.; POSADA, J.; HEYMAN, W. Identificación de sitios de agregaciones de desove de peces a través del conocimiento ecológico local de los pescadores en el parque nacional Archipiélago los Roques, Venezuela. **Interciência**, v. 36, n. 2, p. 88–95, 2011.

SALAS, S.; CHUNPAGDEE, R.; CHARLES, A.; SEJO, J. C. **Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean**. 2011.

SCHAFFER, A. G.; REIS, E. G. Artisanal fishing areas and traditional ecological knowledge: The case study of the artisanal fisheries of the Patos Lagoon estuary (Brazil). **Marine Policy**, v. 32, p. 283–292, 2008.

SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C. **O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações**. Rio Grande: FURG, 2010.

SILVANO, R. A. M. Pesca artesanal e etnoictiologia. In: A. Begossi (Ed.); **Ecologia de Pescadores da Mata Atlântica e da Amazônia**, São Paulo: Editora Hucitec. 2004.

SILVANO, R. A. M.; MACCORD, P. F. L.; LIMA, R. V.; BEGOSSI, A. When Does this Fish Spawn? Fishermen's Local Knowledge of Migration and Reproduction of Brazilian Coastal Fishes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 76, n. 2-4, p. 371–386, 2006.

SILVANO, R. A. M.; SILVA, A. L.; CERONI, M.; BEGOSSI, A. Contributions of ethnobiology to the conservation of tropical rivers and streams. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 18, n. 3, p. 241–260, 2008.

SILVANO, R. A. M.; VALBO-JØRGENSEN, J. Beyond fishermen's tales: contributions of fishers' local ecological knowledge to fish ecology and fisheries management. **Environment, Development and Sustainability**, v. 10, n. 5, p. 657–675, 2008.

THIAO, D.; CHABOUD, C.; SAMBA, A.; LALOË, F.; CURY, P. Economic dimension of the collapse of the “false cod” *Epinephelus aeneus* in a context of ineffective management of the small-scale fisheries in Senegal. **African Journal of Marine Science**, 2012.

TOLDO, E. E. Morfodinâmica da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul. **Pesquisas, Porto Alegre**, v. 18, n. 1, p. 58–63, 1991.

VASCONCELLOS, M.; KALIKOSKI, D. C.; HAIMOVICI, M.; ABDALLAH, P. Capacidad excesiva del esfuerzo pesquero en el sistema estuarino-costeiro del sur de Brasil: efectos y

perspectivas para su gestion. In: M. Aguero (Ed.); **Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe**. 2005.

VEGH, S. L.; LOZANO, I. E.; DOMÁNICO, A. A. Length-weight, length-length relationships and length at first maturity of fish species from the Paraná and Uruguay rivers, Argentina. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 30, p. 555–557, 2014.

VIEIRA, J. P. Ecological analogies between estuarine bottom trawl fish assemblages from Patos Lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil and York River, Virginia, USA. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, p. 234–247, 2006.

VIEIRA, J. P.; GARCIA, A. M.; GRIMM, A. M. Evidences of El Niño effects on the mullet fishery of the Patos Lagoon estuary. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. April, p. 433–440, 2008.

VIEIRA, J. P.; GARCIA, A. M.; MORAES, L. A ASSEMBLEIADE PEIXES. In: U. Seeliger; C. Odebrecht (Eds.); **O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações**. p.77–88,. Rio Grande: FURG2010.

VIEIRA, J. P.; SCALABRIN, C. Migração Reprodutiva da Tainha (*Mugil platanus*, Günther, 1880) No Litoral do Brasil. **Atlântica, Rio Grande**, v. 13, n. 1, p. 131–141, 1991.

ANEXO

Referências dos coeficientes alométricos da relação peso-comprimento (a e b) das espécies capturadas pela pesca artesanal aplicados no retrocálculo do comprimento total (mm) em peso (kg).

| Espécie | Unidade | a | b | Referência |
|-----------------------------------|---------|------------|------|--|
| <i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> | cm/g | 0,003 | 3,12 | NUÑER & ZANIBONI-FILHO (2009) |
| <i>Astyanax fasciatus</i> | cm/g | 0,006 | 3,25 | NUÑER & ZANIBONI-FILHO (2009) |
| <i>Crenicichla punctata</i> | – | – | – | Nenhum dado disponível |
| <i>Cyphocharax voga</i> | cm/g | 0,0096 | 3,17 | FONTOURA, NELSON FERREIRA (dados não publicados) |
| <i>Cyprinus carpio</i> | cm/g | 0,026 | 2,89 | NUÑER & ZANIBONI-FILHO (2009) |
| <i>Genidens barbatus</i> | mm/g | 0,00000441 | 3,15 | REIS (1986) |
| <i>Genidens genidens</i> | cm/g | 0,00498 | 3,19 | JOYEUX et al. (2008) |
| <i>Geophagus brasiliensis</i> | cm/g | 0,015 | 3,11 | NUÑER & ZANIBONI-FILHO (2009) |
| <i>Gymnogeophagus gymnogenys</i> | cm/g | 0,018 | 2,93 | NUÑER & ZANIBONI-FILHO (2009) |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | cm/g | 0,0112 | 3,19 | VEGH et al. 2014 |
| <i>Hoplosternum littorale</i> | cm/g | 0,0167 | 3,06 | FONTOURA, NELSON FERREIRA (dados não publicados) |
| <i>Hypostomus commersoni</i> | cm/g | 0,01 | 2,99 | NUÑER & ZANIBONI-FILHO (2009) |
| <i>Leporinus obtusidens</i> | cm/g | 0,0217 | 3,02 | VEGH et al. (2014) |
| <i>Loricariichthys anus</i> | cm/g | 0,001456 | 3,33 | BRUSCHI JUNIOR et al. (1997) |
| <i>Lycengraulis grossidens</i> | cm/g | 0,0073 | 2,97 | JOYEUX et al. (2008) |
| <i>Micropogonias furnieri</i> | mm/g | 0,00000942 | 2,99 | ARAÚJO & VICENTINI (2001) |
| <i>Mugil liza</i> | cm/g | 0,0078 | 3,03 | FROTA et al. (2004) |
| <i>Odontesthes bonariensis</i> | cm/g | 0,003 | 3,12 | NUÑER & ZANIBONI-FILHO (2009) |
| <i>Oligosarcus jenynsii</i> | cm/g | 0,008 | 3,04 | NUÑER & ZANIBONI-FILHO (2009) |
| <i>Oligosarcus robustus</i> | cm/g | 0,0076 | 3,04 | FONTOURA, NELSON FERREIRA (dados não publicados) |
| <i>Pachyurus bonariensis</i> | cm/g | 0,0178 | 2,99 | VEGH et al. (2014) |
| <i>Paralichthys orbignyanus</i> | cm/g | 0,0093 | 3,03 | CAZORLA (2005) |
| <i>Parapimelodus nigribarbis</i> | cm/g | 0,0080 | 2,94 | FONTOURA, NELSON FERREIRA (dados não publicados) |
| <i>Pimelodus pintado</i> | cm/g | 0,0048 | 3,20 | FONTOURA, NELSON FERREIRA (dados não publicados) |
| <i>Pogonias cromis</i> | cm/g | 0,0101 | 3,11 | JONES & WELLS (1998) |
| <i>Prochilodus lineatus</i> | cm/g | 0,0294 | 2,96 | VEGH et al. (2014) |
| <i>Rhamdia quelen</i> | cm/g | 0,005 | 3,13 | NUÑER & ZANIBONI-FILHO (2009) |
| <i>Rineloricaria cadeae</i> | – | – | – | Nenhum dado disponível |
| <i>Rineloricaria longicauda</i> | – | – | – | Nenhum dado disponível |
| <i>Rineloricaria strigilata</i> | – | – | – | Nenhum dado disponível |
| <i>Trachelyopterus lucenai</i> | mm/g | 0,000006 | 3,31 | MAIA et al. (2013) |

CAPÍTULO 2

Crescimento em idade de *Genidens barbatus* e *Genidens genidens*: uma nova abordagem de análise através do uso de anéis de crescimento em otólitos como marcadores de captura e recaptura

2.1 INTRODUÇÃO

A determinação do crescimento em idade de peixes explorados comercialmente possui um papel muito importante para o manejo da pesca. A utilização de anéis de crescimento destacados em otólitos consagrou-se como método de medida mais difundido (STEVENSON & CAMPANA, 1992; CAMPANA, 2001), mas os modelos de estimativa ainda são objeto de ressalvas e aprimoramentos (FONTOURA & AGOSTINHO, 1996; QUIST et al., 2013).

A longevidade e a taxa de crescimento representam características biológicas que refletem eventos da história de vida dos indivíduos (STEVENSON & CAMPANA, 1992). Esses parâmetros podem evidenciar distintos fenótipos de uma espécie, como o crescimento acelerado ou lento em função de diferenças abióticas (NIELSEN et al., 2013) e ainda serem aplicados na designação de estoques pesqueiros (MACDONALD et al., 2013; MCBRIDE et al., 2013). A análise dessas informações, direcionadas ao manejo da pesca, também contribui para avaliação da pressão pesqueira (LAW, 2000; LIANG et al., 2013), onde a seletividade das artes de pesca e as leis de restrição de captura direcionam e, conseqüentemente, intensificam a exploração de indivíduos de maior tamanho, ou mais especificamente, aqueles que já deram início à sua vida reprodutiva (LAW, 2000). Considerando que a variabilidade no crescimento individual é também direcionada pelos processos de seleção natural (CONOVER et al., 2005; ENBERG et al., 2012), a pressão pesqueira apresenta efeito frequente na redução cronológica da maturação sexual e/ou na própria taxa de crescimento em idade (MCBRIDE & RICHARDSON, 2007; WRIGHT et al., 2011).

A identificação de diferenças nos descritores de crescimento em idade (k e L_{∞}), depende da precisão com que estes sejam mensurados. Consolidada como modelo de crescimento clássico, a equação de von Bertalanffy (1938) assume um valor estático na estimativa do crescimento em idade baseado na média populacional, que se aplica sob o contexto tanto de estoques pesqueiros (BALIK et al., 2009; WELLS et al., 2013), quanto de taxon (CAO et al., 2009; COSTA et al., 2012). Desse modo, as diferenças individuais dos peixes analisados são condensadas nos modelos de crescimento e a variabilidade é omitida (IMSLAND et al., 1998). A percepção de que as diferenças nos descritores de crescimento em idade ocorrem também em nível individual, expõem tal ressalva a ser considerada nos modelos de crescimento.

Além da aplicação de métodos que visem explorar os dados de distintas maneiras, é importante que a análise dos anéis de crescimento seja avaliada sob distintos pontos de vista (SHELTON & MANGEL, 2012; SHELTON et al., 2013; VINCENZI et al., 2014). A

metodologia utilizada para estimar o comprimento em idade por meio da análise de otólitos inicia-se através da função potência:

$$CTp = a \cdot TO^b \quad (2.1)$$

onde, CTp é o comprimento total do peixe, TO é o comprimento total do otólito e os coeficientes a e b são estimados pelo método dos quadrados mínimos (GILL & MURRAY, 1972). Posteriormente, as medidas obtidas em cada otólito (foco até 1º anel, foco até 2º anel etc.) são retrocalculadas a partir da função estabelecida anteriormente e então, é definido o comprimento dos peixes em cada um destes momentos. Esses dados são inseridos na equação de von Bertalanffy (1938):

$$Lt = L_{\infty} \cdot (L_{\infty} - L_0) \cdot e^{-k \cdot t} \quad (2.2)$$

onde Lt é o comprimento dos indivíduos em idade t ; L_{∞} é o comprimento médio máximo; L_0 é o comprimento ao nascer; e é a base dos logaritmos naturais; k é a constante de crescimento; t é a idade dos indivíduos.

Diferentemente da abordagem através dos incrementos registrados nos otólitos, Campbell & Phillips (1972) apresentaram modificações na equação de von Bertalanffy para sua utilização com dados de crescimento pareados, ou seja, captura e recaptura. Para isso, considera-se na equação (2.2):

$$L_0 = Lt_1$$

$$Lt = Lt_2$$

assim:

$$Lt_2 = L_{\infty} \cdot -(L_{\infty} - Lt_1) \cdot e^{-k \cdot (t_2 - t_1)} \quad (2.3)$$

onde, L_{t1} é o comprimento no momento 1; L_{t2} é o comprimento no momento 2; t_1 é a data da captura; t_2 é a data da recaptura. Essa metodologia é utilizada em estudos onde, em um primeiro momento (t_1), o peixe é capturado, marcado, medido (L_{t1}) e devolvido ao ambiente, e em um segundo momento (t_2), os peixes são novamente capturados, medidos (L_{t2}) e registra-se o código da marcação (LASLETT et al., 2004).

As informações obtidas pelo método de captura e recaptura fornecem um resultado concreto na medição do crescimento em função do tempo, entretanto, essa metodologia exige um grande esforço para avaliar esse atributo das espécies na natureza, uma vez que cada indivíduo capturado e recapturado fornece somente uma informação pareada (L_{t1} e L_{t2}) ao modelo de crescimento (SCHOFIELD et al., 2013). Como esses dados são fortemente influenciados pela variabilidade individual (KIMURA et al., 1993; DUFFY et al., 2012; WEN et al., 2014), sua utilização é frequentemente dirigida para a validação de estimativas baseadas no retrocálculo de medidas em anéis de crescimento (CAMPANA, 2001; ROBERSON et al., 2005).

Por outro lado, a adequação matemática aplicada na equação de crescimento de von Bertalanffy por Campbell & Phillips (1972) possui versatilidade dos dados que podem ser utilizados. Nesse sentido, percebe-se o potencial da aplicabilidade de medidas retrocalculadas em otólitos no modelo de dados pareados, que além de possibilitar a análise individual do crescimento em idade, fornece um extenso volume de dados para análises agrupadas.

2.2 OBJETIVO

Determinar estimativas de crescimento em idade utilizando informações de comprimento retrocalculados, a partir de anéis em otólitos *lapilli* de duas espécies de bagre marinho (*Genidens barbatus* e *Genidens genidens*) na equação ajustada para captura e recaptura.

2.2.1 Objetivos Específicos

Tratamento 1: calcular as estimativas de crescimento em idade individuais de *G. genidens* e *G. barbatus* a partir de medidas retrocalculadas (L_{t1} e L_{t2}) em equação ajustada para captura e recaptura de anéis de crescimento;

Tratamento 2: calcular a estimativa de crescimento em idade das espécies *G. genidens* e *G. barbatus* a partir do valor médio dos parâmetros de crescimento (k e L_{∞}) as estimativas de crescimento em idade individuais obtidas no *Tratamento 1*.

Tratamento 3: calcular a estimativa de crescimento em idade das espécies *G. genidens* e *G. barbatus* pela aplicação do método dos mínimos quadrados nos valores médios de comprimento total obtidos nas estimativas individuais do *Tratamento 1*.

Tratamento 4: utilizar os dados pareados (L_{t1} e L_{t2}) de todos os indivíduos em análise agrupada para definir os descritores de crescimento por equação ajustada para captura e recaptura de *G. genidens* e *G. barbatus*.

2.3 MATERIAIS E MÉTODOS

2.3.1 Local de coleta

A Laguna dos Patos, localizada no estado do Rio Grande do Sul - Brasil, (Fig. 2.1), possui 250 km de comprimento e 60 km de largura em sua porção mais larga, cobrindo uma área de 10.360 km². A maior parte da laguna é de água doce ou oligohalina (SEELIGER & ODEBRECHT, 2010) e a ligação da região estuarina com o Oceano Atlântico se dá no limite sul por meio de um canal com 0,8 km de largura e profundidades de 15 m (fixado por molhes). A mistura entre águas salina e doce possui um limite médio de 100 km laguna adentro (MÖLLER et al., 2009), de modo que, a região estuarina é restrita à porção mais ao sul da Laguna dos Patos, cobrindo aproximadamente 10% da área total. A profundidade nas áreas centrais é da ordem de 6 m, onde o sedimento é formado essencialmente por lama, porém, a ampla movimentação da água suspende o particulado fino e aumenta a turbidez produzindo margens arenosas e, também, barras arenosas com profundidades de até 0,5 m (TOLDO, 1991).

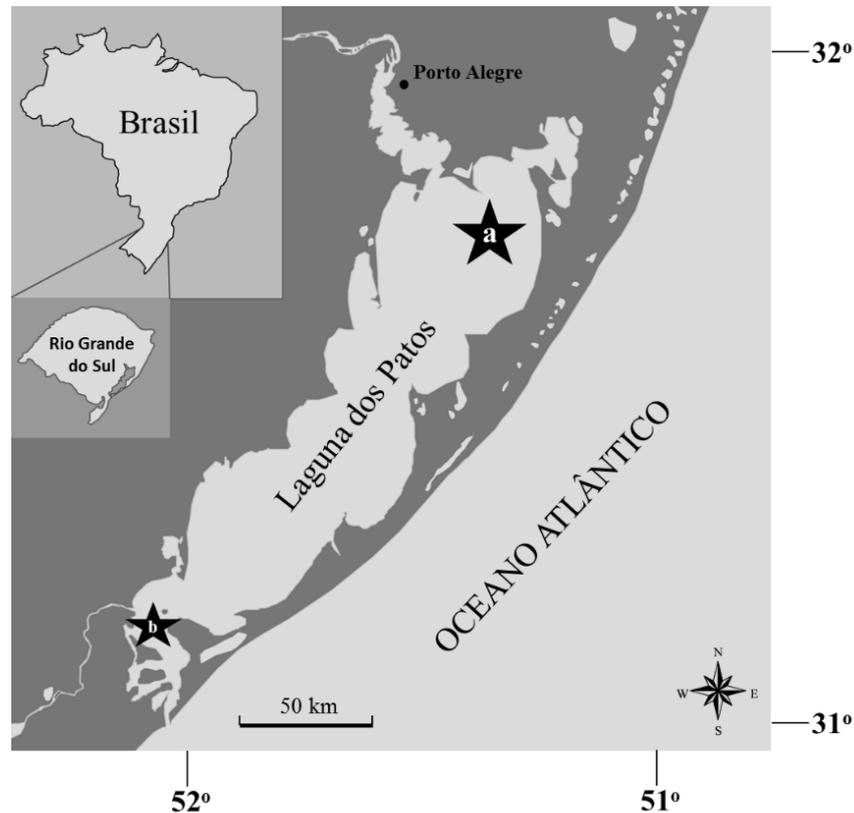


Figura 2.1. Mapa do Brasil com destaque para o estado do Rio Grande do Sul e localização dos pontos de coleta na Laguna dos Patos (**estrela a**: região límnica; **estrela b**: região estuarina).

2.3.2 Espécies

As duas espécies de bagre marinho utilizadas no modelo de crescimento (*G. barbuis* e *G. genidens*) são anádromas. Distribuem-se pela América do Sul, do nordeste do Brasil até a Argentina (FERRARIS, 2007). Habitam regiões costeiras e estuarinas e realizam migração a águas de baixa salinidade com fundamento reprodutivo (desova e cuidado parental) (ARAÚJO, 1988; VELASCO et al., 2007). Na Laguna dos Patos o estoque de *G. barbuis* é sobre-explorado desde a década de 1980 (VELASCO et al., 2007; VIEIRA et al., 2010) e permanece entre as espécies de maior interesse para a pesca, tanto na área estuarina (CEPERG/IBAMA, 2014), como na área límnic (CENI, 2015). As duas espécies de bagre marinho (*G. barbuis* e *G. genidens*) são consideradas um conjunto supra-específico pelos pescadores, portanto, sem distinção em sua comercialização (MILANI & FONTOURA, 2007). Somente através do acompanhamento da pesca local, realizado concomitantemente a esse estudo (Ceni, 2015), foi possível esclarecer a predominância de *G. barbuis* na pesca, o qual contribui com mais de 90% da captura de bagres marinhos.

2.3.3 Amostragens

Durante o período de agosto/2012 a outubro/2013 foram realizadas amostras quinzenais e durante o mês de novembro/2013 a janeiro/2014 as amostragens foram semanais, onde se capturou 82 indivíduos da espécie *Genidens barbuis* (76,83% da região límnic e 23,17% da região estuarina) e 147 indivíduos da espécie *Genidens genidens* (91,84% da região límnic e 8,16% da região estuarina). Devido à baixa captura de indivíduos menores que 200 mm CT de ambas as espécies na região límnic da laguna (para onde o estudo foi direcionado), indivíduos capturados na região estuarina (32°S 52°O; Fig. 2.1) foram analisados juntamente, ampliando as classes de tamanho das espécies analisadas no estudo (Fig. 2.3). Ao norte da laguna, parte dos peixes foi obtida com pescadores locais e parte foi capturada com conjuntos de redes de emalhe de fundo e superfície (35mm; 40mm; 45mm; 50mm; 55mm e 60mm entre nós opostos), onde cada conjunto possui três metros de altura e 300m de comprimento (50m por malha). Já na região estuarina, a captura dos indivíduos foi realizada com rede de arrasto de fundo com portas, tendo 9 metros de abertura de boca e 7 metros de comprimento. A malha da rede, entre nós opostos, é de 15 mm nas laterais e 12 mm na parte central anterior ao saco com tamanho de malha de 6 mm.

2.3.4 Análise de dados

Todos os indivíduos de *G. genidens* foram levados ao laboratório onde se obteve o comprimento total (mm) e o peso (g) com precisão de 1mm e 0,001g, respectivamente. Posteriormente à biometria, o par de otólitos lapilli foi retirado através de secção da caixa craniana. Em contrapartida, a maioria dos indivíduos de *G. barbuis* foi obtida junto a pescadores, de modo que a medida do comprimento total (mm) e a extração dos otólitos *lapilli* se deu no local de pesca, não sendo possível o registro do peso dos indivíduos, tampouco a relação peso/comprimento da espécie.

Para possibilitar a visualização dos anéis de crescimento, os otólitos foram emblocados em resina poliéster translúcida e lixados transversalmente em um conjunto de rebolos (Multimachine Lapidart®). Posteriormente, os otólitos foram polidos por uma série de lixas d'água (grão 240; 400; 600 e 1500), para finalmente serem examinados em estereomicroscópio.

Devido ao fato da região do foco ser opaca nos otólitos de *Genidens* spp. e, conseqüentemente, demasiadamente subjetiva, optou-se por considerar o ponto de referência mais próximo ao foco como início de vida (Fig. 2.2). A partir disso, seguindo uma orientação padronizada (Fig. 2.2), foi obtida a medida da distância entre o *fc* e a borda do otólito determinando o comprimento total (CT) deste e a distância do *fc* até cada anel de crescimento. Para possibilitar o destaque das zonas hialinas e opacas à visualização em lupa binocular, cada otólito teve seus anéis de crescimento pontuados com tinta nanquim (no direcionamento da medida; Fig. 2.2) no momento em que eram destacados por luz transmitida em um ângulo de incidência regulado manualmente. Cerca de 13% dos otólitos de *G. barbuis* e 41% de *G. genidens* foram descartados da análise final por problemas na leitura, de modo que 71 otólitos compuseram as medidas esclerocronológicas para *G. barbuis* e 85 otólitos compuseram as de *G. genidens*.

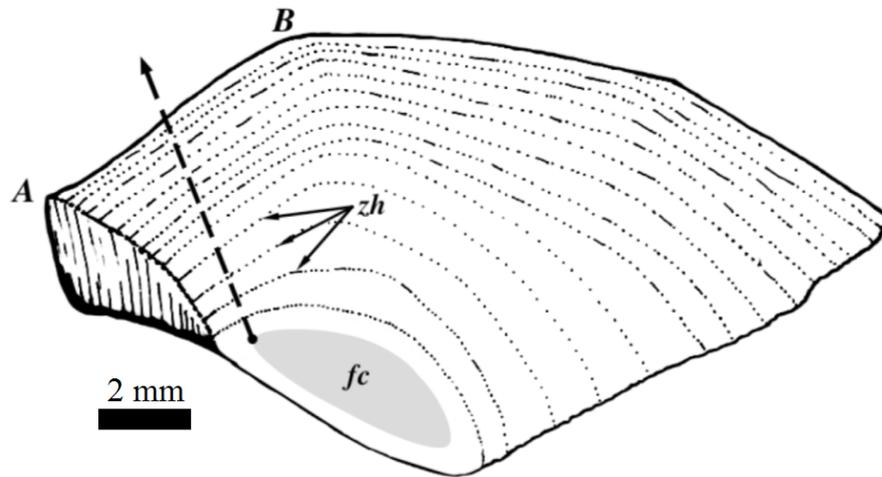


Figura 2.2 Representação consensual aos otólitos *lapilli* de *Genidens barbatus* e *Genidens genidens* enfatizando a opacidade acentuada da região do foco (*fc*), e indicando o ponto de referência utilizado como sítio inicial às medidas (círculo do início da linha tracejada) de distância até cada uma das zonas hialinas (*zh*) e realizadas sob direcionamento padronizado (ponto médio entre marcas A e B - linha tracejada). Ilustração: Fabiano Carvalho de Britto.

A relação morfométrica entre o comprimento total do peixe (CT_p, cm) e o comprimento total do otólito (TO, mm) foi ajustada através da seguinte equação:

$$CT_p = a \cdot TO^b \quad (2.1)$$

onde, os coeficientes *a* e *b* foram obtidos através da log-transformação dos dados de comprimento total do peixe e comprimento total do otólito e estimativa de quadrados mínimos (GILL & MURRAY, 1972). Uma vez ajustada a função, esta foi empregada para estimar por retrocálculo o comprimento total estimado do peixe (CT_{pi}, mm) para o momento da formação de cada anel (TO_i, mm)

$$CT_{pi} = a \cdot TO_i^b \quad (2.4)$$

Para descrever o crescimento em idade foi utilizada a equação original de von Bertalanffy (1938):

$$L_t = L_\infty \cdot (L_\infty - L_0) \cdot e^{-k \cdot t} \quad (2.2)$$

onde, *L_t* é o comprimento dos indivíduos em idade *t*; *L_∞* é o comprimento médio máximo; *L₀* é o comprimento ao nascer; *e* é a base dos logaritmos naturais; *k* é a constante de crescimento; *t*

é a idade dos indivíduos. Os valores de L_∞ e de k serão estimados utilizando o método iterativo de minimização das variâncias de k .

Se considerarmos:

$$L_0 = L_{t_1}$$

$$L_t = L_{t_2}$$

temos:

$$L_{t_2} = L_\infty \cdot -(L_\infty - L_{t_1}) \cdot e^{-k \cdot (t_2 - t_1)} \quad (2.3)$$

assim, L_{t_1} é o comprimento médio do grupo etário ou indivíduo no momento 1; L_{t_2} é o comprimento médio do grupo etário ou indivíduo no momento 2; t_1 é a data da captura 1; t_2 é a data da captura 2 (CAMPBELL & PHILLIPS, 1972).

Ao isolar-se o k na função anterior teremos a taxa estimada de crescimento para cada par de dados captura/recaptura:

$$k = \frac{-\ln \frac{L_\infty - L_{t_2}}{L_\infty - L_{t_1}}}{t_2 - t_1} \quad (2.5)$$

assim, estima-se o k médio da série de dados como:

$$k = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n k_i \quad (2.6)$$

O ajuste da curva de crescimento foi efetuado através do software MiniVar-Recap (FONTOURA, 2009) onde através de rotina iterativa seleciona-se o valor do comprimento assintótico (L_∞) que minimiza a variância da constante de crescimento (k).

A estimativa da curva de crescimento definida acima foi empregada de quatro formas distintas, para ambas as espécies separadamente. Primeiramente, foram obtidas as curvas de crescimento estimadas para cada indivíduo (que apresentou mais de três anéis de crescimento; N= 56 e 75, *G. barbuis* e *G. genidens* respectivamente), onde se analisou as diferenças entre pares de medidas dos anéis dos indivíduos (L_{t_1} e L_{t_2}) isoladamente. Para essas curvas individuais (CI) também se analisou as frequências de ocorrência dos parâmetros de crescimento (k e L_∞) calculados, bem como a idade estimada de formação do primeiro anel (PA), calculada através da seguinte equação:

$$PA = \frac{\left(\frac{\ln 1 - L_1 - L_0}{L_\infty}\right)}{-k_{var}} \quad (2.7)$$

onde, PA é a idade de formação do primeiro anel de crescimento; L_1 é o comprimento retroclaculado referente à distância de FC (Fig. 2.2) até o primeiro anel de crescimento; L_0 é o comprimento ao nascer (considerado zero no presente estudo) e L_∞ é o comprimento médio máximo de melhor ajuste a partir da constante de crescimento de menor variância (k_{var}).

Além disso, o comprimento total estimado do peixe no momento de formação do primeiro anel de crescimento foi analisado através da frequência de ocorrência acumulada, para a qual posteriormente ajustou-se uma curva logística com assíntota em 100% pelo método dos quadrados mínimos, através da seguinte equação:

$$CT_{1^\circ \text{ anel}} = \frac{100}{1 + e^{a \cdot (CT_i - A_{50})}} \quad (2.8)$$

onde e é a base do logaritmo natural, a é uma constante, A_{50} é o comprimento médio em que 50% dos indivíduos formaram o primeiro anel e CT_i é o comprimento total do peixe.

Após definidas as curvas individuais (CI), através dos valores de L_∞ e k , obteve-se os valores médios destes descritores e estimou-se a curva de crescimento a partir da Média dos Parâmetros (MP). Uma terceira variação da curva de crescimento foi estimada pela minimização dos resíduos elevados ao quadrado (método dos quadrados mínimos) aplicada nos valores de Comprimento Total Médio estimado das curvas de crescimento individual (CI) para cada idade (t_i), onde se buscou o melhor resultado dos descritores de crescimento (L_∞ e k) através de uma rotina Solver (Software Microsoft Excel). Com efeito de ponderação, multiplicou-se o número de indivíduos com idade t_i ao valor de resíduo ao quadrado, anteriormente à execução da rotina, determinando a Curva da Média Ponderada (CMP). A quarta e última curva foi obtida por meio do cálculo de L_∞ e k a partir das medidas pareadas (L_{t_1} e L_{t_2}) de todos os indivíduos, em um mesmo conjunto de dados organizados em forma crescente, resultando na curva de crescimento das Medidas Agrupadas (MA).

Com o intuito de facilitar a comparação dos parâmetros de crescimento foi aplicado o índice de performance de crescimento (ϕ') descrito por (PAULY & MUNRO, 1984):

$$\phi' = \log k + 2\log L_{\infty} \quad (2.9)$$

onde os valores de k e L_{∞} aplicados na equação (Tabela 2.1), foram corrigidos de milímetro em centímetros para padronização com os cálculos registrados por Velasco & Oddone (2004).

A longevidade ($A_{0,95}$) foi definida calculando-se o tempo necessário para a espécie atingir 95% do comprimento máximo médio (L_{∞}), através da seguinte equação (TAYLOR, 1962):

$$A_{0,95} = \frac{0,996}{k} \quad (2.10)$$

2.4 RESULTADOS

Os dados atribuídos ao presente estudo caracterizaram a distribuição por classes de tamanho que apresentou variação no comprimento total de 114–770 mm para *G. barbuis* e 133–448 mm para *G. genidens* (Fig. 2.3). Devido à adição de amostras de indivíduos provenientes da área estuarina da laguna (<200 mm CT para ambas as espécies) e de indivíduos capturados por pescadores na área límnic, utilizando artes de pesca seletivas (redes de emalhe 45–80 mm entre nós opostos) a frequência de ocorrência por classes de tamanho (Fig. 2.3) não representa a distribuição normal das espécies.

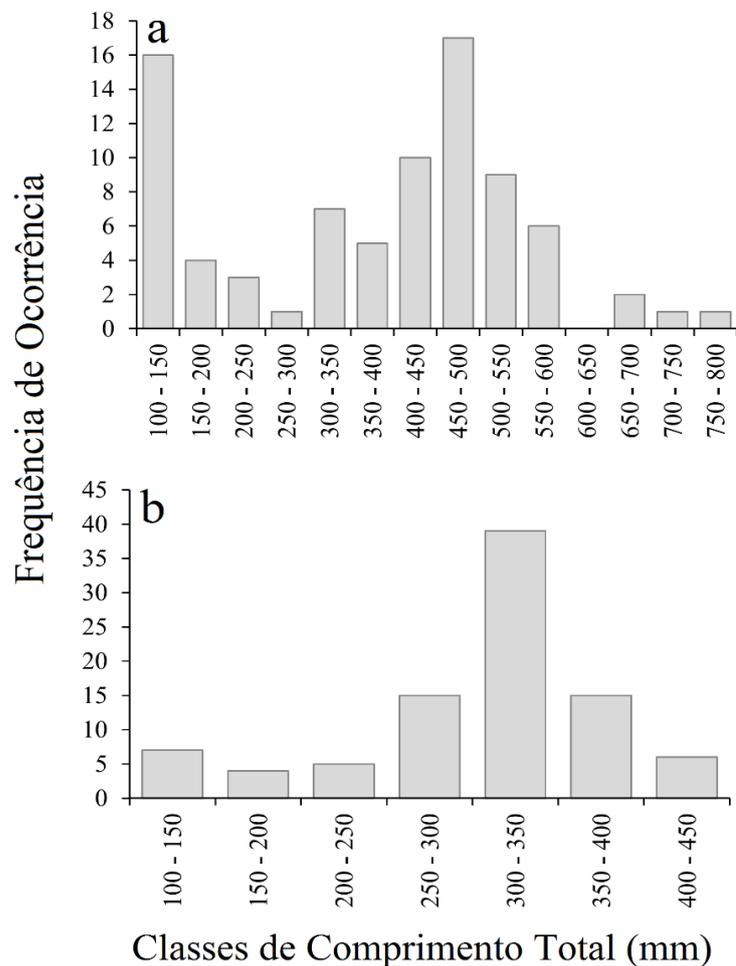


Figura 2.3. Frequência de Ocorrência de indivíduos de *Genidens barbuis* (a) e *Genidens genidens* (b) por Classes de Comprimento Total (mm) coletados na região estuarina (somente indivíduos >200 mm de comprimento total) e límnic da Laguna dos Patos, RS, de agosto de 2012 a janeiro 2014.

As relações morfométricas entre comprimento total do peixe e tamanho do otólito são explicadas pelas equações $CT = 189,08 \cdot TO^{0,8866}$ para *G. barbuis* ($R^2=0,93$) e $CT = 165,94 \cdot TO^{0,706}$ para *G. genidens* ($R^2=0,84$), através destas regressões lineares comprova-se a relação alométrica positiva das medidas analisadas (Fig. 2.4).

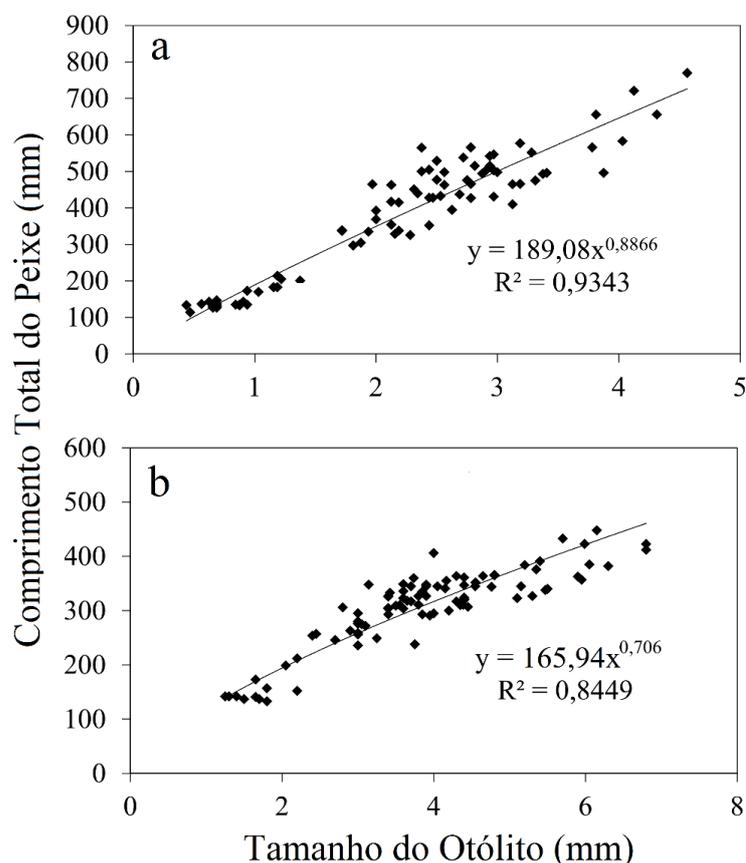


Figura 2.4. Relação do comprimento total do peixe e tamanho do otólito de *Genidens barbuis* (a) e *Genidens genidens* (b) capturados na Laguna dos Patos, RS, Brasil. Os coeficientes da regressão foram estimados através da log-transformação dos dados e estimativa de quadrados mínimos.

Foram extraídos otólitos de 82 indivíduos da espécie *G. barbuis* e de 144 indivíduos da espécie *G. genidens*. Destes, somente 71 otólitos (86,58%) compuseram as medidas esclerocronológicas para *G. barbuis* e 85 otólitos (59,03%) as de *G. genidens*. Atribui-se o maior descarte de otólitos provenientes de *G. genidens* a dois fatores: primeiramente por terem sido utilizados para a padronização do plano de corte; e devido ao fato de que *G. genidens* apresentou um número total de zonas hialinas (Fig. 2.4) superior ao apresentado por *G. barbuis* (N=28 e N=15, respectivamente), de modo que a aproximação entre os últimos incrementos de crescimento limitou a resolução destes prejudicando as medidas.

Cabe ressaltar que diferenças metodológicas entre os tratamentos de dados, intrínsecas ao modelo de captura e recaptura, configuraram um volume distinto de informações analisadas

entre os modelos. Em um primeiro momento três otólitos de *G. barbuis* foram descartados de todas as análises por possuírem somente uma zona hialina, não fornecendo informação necessária à medida de captura e recaptura (equação 2.3). Além disso, também foram excluídos das estimativas individuais de crescimento em idade (CI) os indivíduos que apresentaram somente duas zonas hialinas (N=14 e N=9 para *G. barbuis* e *G. genidens*, respectivamente) (Fig. 2.5). Em consequência dessas restrições, foram obtidas 56 estimativas individuais de crescimento em idade para *G. barbuis* e 74 para *G. genidens* (Fig. 2.10) (diferentemente da estimativa por medidas agrupadas).

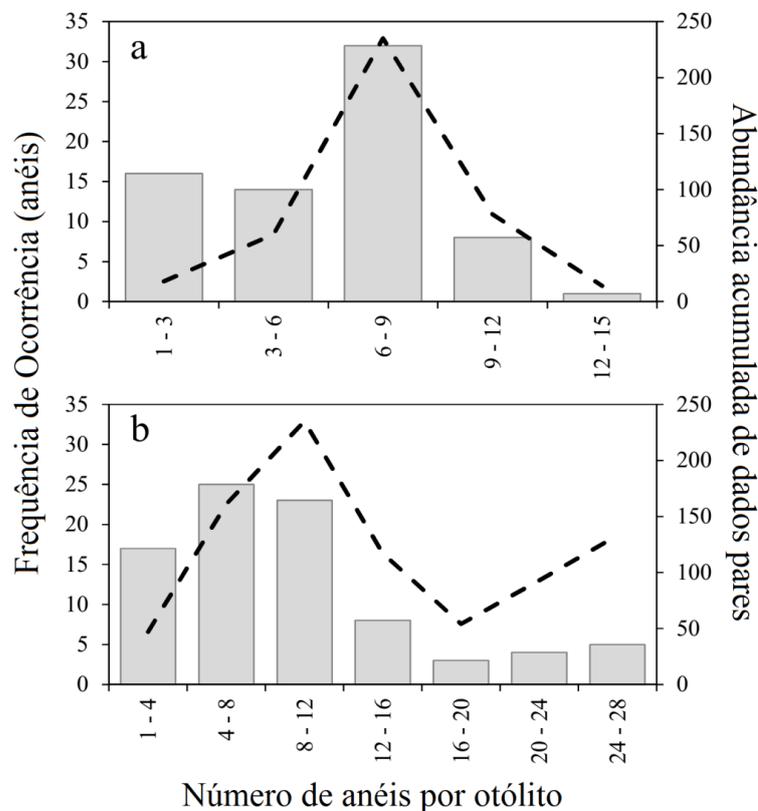


Figura 2.5. Frequência de ocorrência do número de anéis registrados por otólito *lapillus* (barras; eixo esquerdo) de *Genidens barbuis* (a) e *Genidens genidens* (b) e contribuição destes otólitos em dados pares acumulados (linha tracejada; eixo direito).

Os dois parâmetros descritores do crescimento em idade (L_{∞} e k), resultantes das estimativas individuais, mostraram variação em ambas as espécies (Fig. 2.6 e Fig. 2.7), de modo que, os valores de k apresentaram valores médios e desvio padrão de $0,1281 \pm 0,07$ para *G. barbuis* e de $0,2295 \pm 0,08$ para *G. genidens*. Esta diferença é mais facilmente observada quando se analisa o L_{∞} , sendo mais conservado em *G. genidens* do que em *G. barbuis* ($391,58 \pm 63,68$ e $862,84 \pm 336,20$, respectivamente). Porém, cabe destacar a maior amplitude na distribuição de

classes de tamanho total de *G. barbatus* (Fig. 2.3) e, aliado a isso, o fato de que foi mais abundante o número de anéis de crescimento por otólito em *G. genidens* (Fig. 2.5).

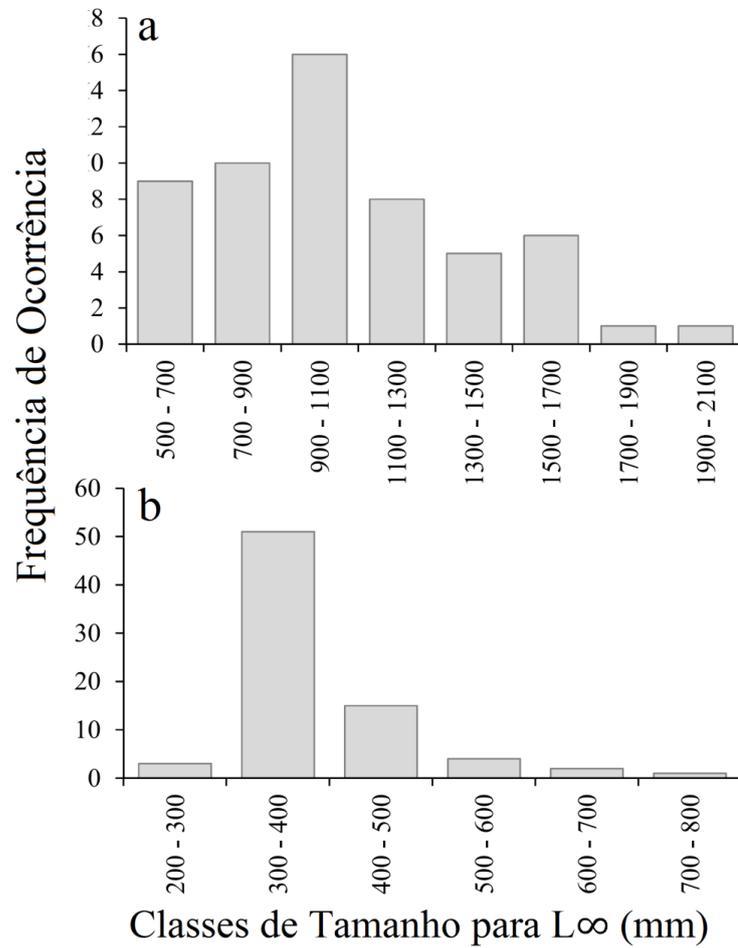


Figura 2.6. Frequência de ocorrência por classes de tamanho do L_{∞} resultantes das estimativas de crescimento em idade individuais de *Genidens barbatus* (a) e *Genidens genidens* (b) analisadas através do uso de anéis de crescimento em otólitos como marcadores de captura e recaptura.

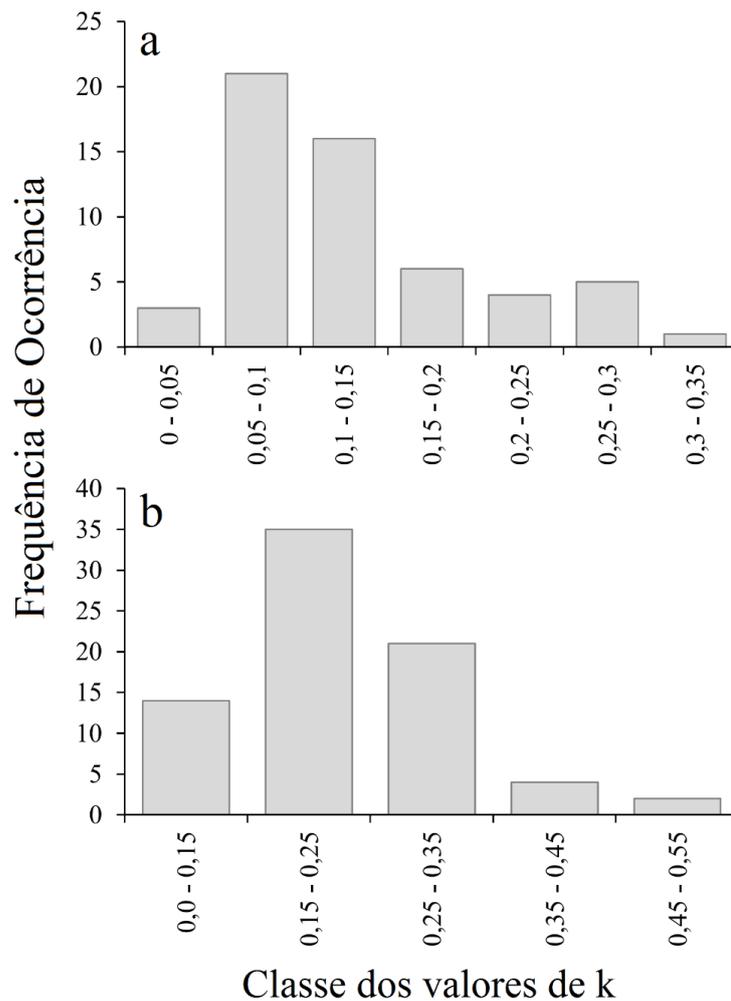


Figura 2.7. Frequência de ocorrência dos valores de k resultantes das estimativas de crescimento em idade individuais de *Genidens barbatus* (a) e *Genidens genidens* (b) analisadas através do uso de anéis de crescimento em otólitos como marcadores de captura e recaptura.

Outro resultado atribuído ainda às variações nas estimativas individuais foi registrado na idade estimada de formação do primeiro anel de crescimento, onde obteve-se os valores médios de 0,9 anos para *G. barbatus* (Fig. 2.8a) e 1,2 anos para *G. genidens* (Fig. 2.8b). A partir da derivação desta estimativa, por meio de retrocálculo (equação 2.1), calculou-se o comprimento total dos peixes no primeiro anel de crescimento, onde a variação implícita nas estimativas individuais, configurou uma variação de 50–120 mm de comprimento total para esta formação em *G. barbatus* (Fig. 2.9a) e de 60-160 mm para *G. genidens* (Fig. 2.9b). E com o ajuste das curvas logísticas aplicado na distribuição por porcentagem acumulada desses dados (equação 2.8), determinou-se o comprimento em que 50% dos indivíduos já haviam formado o primeiro anel de crescimento ($A_{50}=72,99$ mm e $a=0,1299$ para *G. barbatus* e $A_{50}=85,36$ mm e $a=0,0908$ para *G. genidens*) (Fig. 2.9).

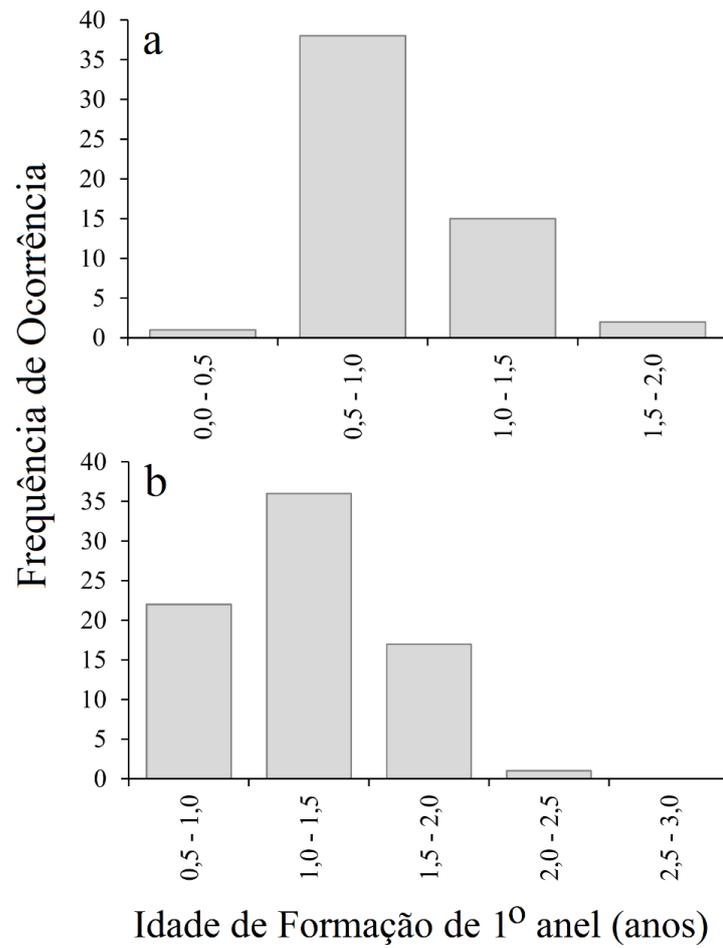


Figura 2.8. Frequência de ocorrência da idade estimada para formação de primeiro anel resultante das estimativas de crescimento em idade individuais de *Genidens barbatus* (a) e *Genidens genidens* (b), analisadas através do uso de anéis de crescimento em otólitos como marcadores de captura e recaptura.

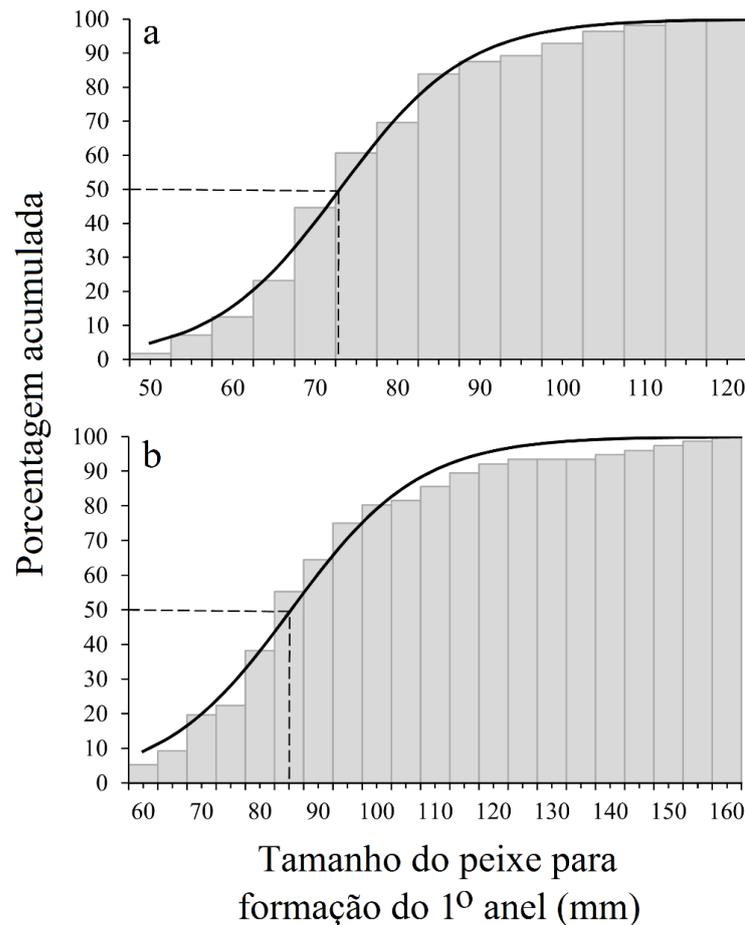


Figura 2.9. Percentagem acumulada de ocorrência (barras) e curva ajustada (linha) do comprimento total estimado dos peixes no momento de formação do primeiro anel de crescimento, resultantes das estimativas de crescimento em idade individuais de *Genidens barbatus* (a) e *Genidens genidens* (b) analisadas através do uso de anéis de crescimento em otólitos como marcadores de captura e recaptura. Linha contínua representa a curva ajustada e linha tracejada determina o ponto de corte de 50%.

As três curvas consensuais de crescimento em idade propostas no estudo responderam diferentemente aos cálculos aplicados (Tab. 2.1). Um fator de destaque à diferenciação entre os modelos que incorporaram os valores das estimativas individuais (MP e CMP) e o modelo que incorporou as medidas agrupadas (MA), foi o volume de dados pares (L_{t1} e L_{t2}) utilizados em cada estimativa, pois a associação de todas as medidas pares, incluindo os indivíduos com menos de três anéis, forneceu ao modelo das MA 405 pares de dados 755 pares de dados (*G. barbatus* e *G. genidens*, respectivamente). Nesse contexto, também evidenciou-se uma maior contribuição dos otólitos com mais anéis de crescimento ao fornecimento de dados pares utilizados no modelo MA, mesmo com grandes diferenças na frequência de ocorrência entre eles (Fig. 2.5). Os parâmetros de crescimento dos distintos tratamentos de dados descritos na Tabela 2.1 resultaram em uma maior estimativa de idade de 41 anos para *G. barbatus* e 23 anos para *G. genidens* (Fig. 2.10). Os índices de performance de crescimento (ϕ') admitidos no

presente estudo são de 2,931 para *G. barbuis* e 2,406 para *G. genidens*, correspondentes aos parâmetros de crescimento resultantes do tratamento de dados pelas Medidas Agrupadas (Tab. 2.1).

Tabela 2.1 Valores dos descritores de crescimento (L_{∞} e k), índice de performance de crescimento (ϕ') e longevidade ($A_{0,95}$) de *Genidens barbuis* e *Genidens genidens* calculados sob distintos tratamentos de dados (presente estudo) ou publicados previamente. *Modelo especial de Bertalanffy; **Modelo generalizado de Bertalanffy; †Valores não calculados na publicação de origem.

| Tratamento / Referência | Espécies | | | | | | | | | |
|---|-------------------------|----------------|---------------|-------------|-------------|--------------------------|---------------|---------------|-------------|-------------|
| | <i>Genidens barbuis</i> | | | | | <i>Genidens genidens</i> | | | | |
| | L_{max} | L_{∞} | k | ϕ' | Longevidade | L_{max} | L_{∞} | k | ϕ' | Longevidade |
| Média dos Parâmetros (MP estimativas individuais) | 770,00 | 862,84 | 0,1281 | 2,98 | 23,4 | 448,00 | 391,58 | 0,2295 | 2,55 | 13,1 |
| Medidas Agrupadas (MA) | 770,00 | 1075,00 | 0,0739 | 2,93 | 40,5 | 448,00 | 448,10 | 0,1268 | 2,41 | 23,6 |
| Média Ponderada (CMP) | 770,00 | 1044,92 | 0,0766 | 2,93 | 39,1 | 448,00 | 373,92 | 0,2118 | 2,47 | 14,1 |
| Oliveira & Novelli (2005) | – | – | – | – | – | 352,00 | 352,00 | 0,4747 | 2,77† | 5 |
| Reis (1986) | 980,00 | 638,00 | 0,1287 | – | 23,1 | – | – | – | – | – |
| Velasco et al. 2007* | – | 1186,00 | 0,0430 | 2,78 | 69,7† | – | – | – | – | – |
| Velasco et al. 2007** | – | 1046,00 | 0,1370 | – | 21,9† | – | – | – | – | – |

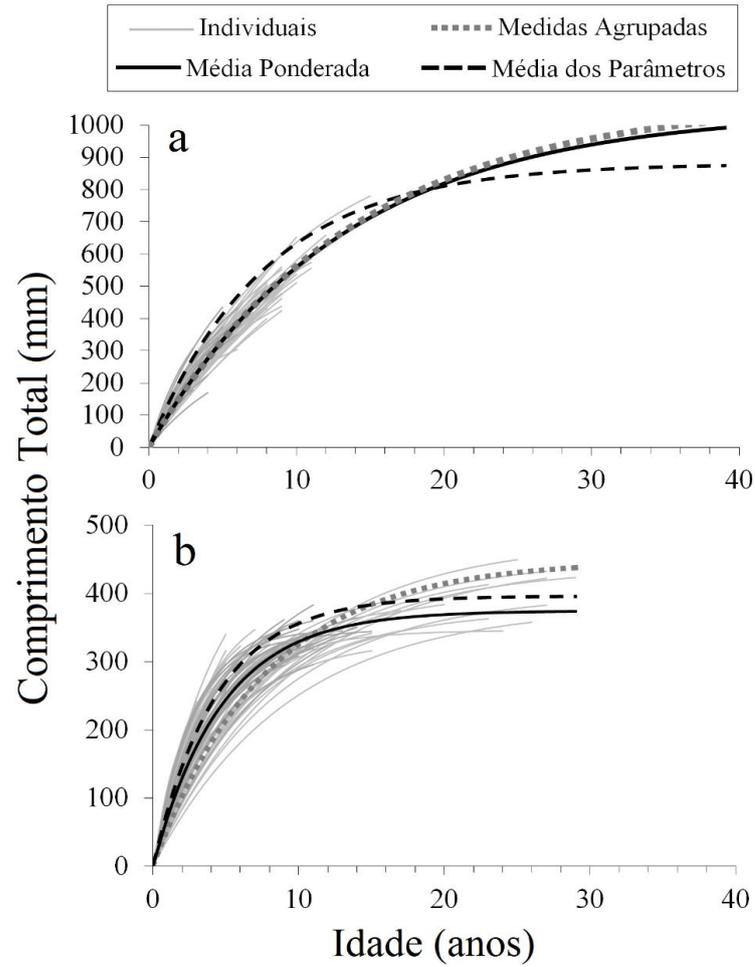


Figura 2.10. Curvas de crescimento em idade para *Genidens barbatus* (a) e *Genidens genidens* (b) estimadas através do uso de anéis de crescimento em otólitos como marcadores de captura e recaptura sob distintos tratamentos de dados. *O Limite das curvas consenso foi padronizado em 40 e 30 anos para *G. barbatus* e *G. genidens*, respectivamente, para facilitar a visualização do padrão de crescimento nos distintos tratamentos.

2.5 DISCUSSÃO

O presente estudo evidenciou a aplicabilidade de medidas retrocalculadas a partir de otólitos na equação de von Bertalanffy ajustada para dados de captura e recaptura proposta por Campbell & Phillips (1972). As vantagens dessa metodologia partem desde a possibilidade de análise das curvas de crescimento individualizadas, até o agrupamento das medidas individuais em um único modelo de crescimento em idade.

A utilização de medidas pareadas extraídas em otólitos também configurou-se importante em relação ao número de indivíduos utilizados. Baixas capturas na área de estudo ao norte da laguna (Fig. 2.1a) levaram à necessidade de incorporar indivíduos <200 mm CT da região estuarina (Fig. 2.1b) e indivíduos capturados através da atividade pesqueira local para obter uma relação comprimento total do peixe e tamanho do otólito de melhor resolução (Fig. 2.4). Mesmo com uma quantidade menor de otólitos analisados, a utilização de medidas pareadas regula essa necessidade quando são utilizados otólitos de peixes longevos, os quais contribuem com um grande volume de dados.

A variabilidade do crescimento em idade observada para ambas as espécies através das curvas individuais (Fig. 2.10) é uma característica resultante de diversos fatores de natureza genética e de natureza ambiental que influenciam os processos fisiológicos (MCBRIDE & RICHARDSON, 2007; DMITRIEW, 2011). Cada indivíduo possui uma informação genética particular que expressa seu perfil de crescimento (RUSSO et al., 2009), o qual, todavia, é fortemente influenciado por fatores ambientais (BEGG, 2005). A reprodução configura um evento na história de vida de grande custo energético (WOOTTON, 2011). Quando imaturos, os recursos excedentes resultam em crescimento somático (ENBERG et al., 2012), ao passo que, o início da atividade reprodutiva implica em redução na taxa de crescimento (VELASCO et al., 2007; SCOTT & HEIKKONEN, 2012). Nesse contexto, as variações individuais podem ser observadas no processo de formação do primeiro anel de crescimento (Fig. 2.8; Fig. 2.9), pois a formação destes incrementos é atribuída a eventos no ciclo de vida da espécie (JONES, 1992). Como Reis (1986a), que registrou compatibilidade no surgimento das zonas hialinas em otólitos de *G. barbuis* com os meses quentes na época reprodutiva, mas permanecendo incógnitos os fatores que produzem estes incrementos nos indivíduos imaturos. Observa-se também, que as diferenças individuais no crescimento também são consideradas em práticas de manejo e conservação das espécies, como o tamanho/comprimento onde 50% da população encontra-se reprodutivamente ativa, conhecida como L_{50} , que é utilizada como medida

preventiva à captura de indivíduos imaturos (HE & STEWART, 2001; FROESE & BINOHLAN, 2003), representando a variabilidade individual intrínseca aos espécimes.

O tempo necessário para um organismo crescer reflete na dinâmica populacional e nas relações ecológicas da espécie (WERNER & HALL, 1988; MUNCH & CONOVER, 2003). Indivíduos de crescimento rápido podem apresentar como defesa à predação o próprio aumento das dimensões corporais (VIEIRA, 2006; TEIXEIRA & BENNEMANN, 2007), valendo-se de limitações de seus predadores como o tamanho da boca (MONTAÑA et al., 2011). Contudo, este fenótipo também pode torná-los mais suscetíveis à predação natural, quando juvenis, pela necessidade de aumentar a taxa de forrageamento (DMITRIEW, 2011) ou pode afetar negativamente a capacidade de natação quando adultos por levá-los à exaustão em um tempo inferior ao de indivíduos de crescimento mais lento (ROYLE et al., 2006). Essa visão concretiza a importância da variabilidade no sucesso das espécies, pois se situa em um predicado circunstanciado pelos efeitos da seleção natural (CONOVER & MUNCH, 2002).

Tal heterogeneidade no crescimento é necessária, pois possibilita que a espécie otimize seu tamanho frente à seleção do ambiente (ENBERG et al., 2012). Em situações onde a pressão pesqueira explora porções específicas do estoque, geralmente caracterizadas pela captura de espécimes de maior porte, como as estudadas aqui (REIS, 1986b; VIEIRA et al., 2010), eleva-se a mortalidade daqueles indivíduos de crescimento mais rápido promovendo a seleção sobre esse fenótipo (MCBRIDE & RICHARDSON, 2007). A promoção desta miniaturização, onde o tamanho médio dos indivíduos de um estoque em determinada idade reduz marcadamente, pode ser irreversível mesmo com a suspensão da atividade pesqueira (CONOVER & MUNCH, 2002; LIANG et al., 2013).

Ignorar as consequências evolutivas da seleção pela pesca contrapõe os interesses de conservação dos recursos (STOKES & LAW, 2000), integrando nesse contexto, a forma com que a variabilidade nos fenótipos de crescimento em idade deve ser examinados. Derivadas de origem genética ou ambiental, as variações de crescimento em um estoque pesqueiro não são equacionadas nos modelos que assumem valores médios dos parâmetros de crescimento (SAINSBURY, 1980). Estes modelos são predominantes no emprego para avaliação de estoques e manejo da pesca (PILLING et al., 2002), mas a limitação a valores fixos pode gerar resultados tendenciosos na estimativa de crescimento (SAINSBURY, 1980).

Ainda que a análise de crescimento em idade abordada sob a perspectiva individual, como apresentada nesse estudo, parta da premissa de questionar o modelo determinístico baseado nos valores médios dos descritores de crescimento, a necessidade de uma equação que

incorpore estes parâmetros sintetizadamente é fundamental à aplicabilidade no manejo de espécies exploradas pela pesca. Nesse âmbito, buscou-se a aplicação de distintas curvas consenso das estimativas de crescimento de *G. barbuis* e *G. genidens* (Tab. 2.1; Fig. 2.10).

Demonstrando o efeito tendencioso do agrupamento por valores médios puros (sem ponderação) discutidos por Sainsbury (1980), a curva estimada a partir da Média dos Parâmetros (MP), implicou no valor subestimado de L_{∞} e superestimado de k para ambas as espécies (Tab. 2.1). A partir da equação de von Bertalanffy (1938) os parâmetros de crescimento k e L_{∞} resultantes são diretamente vinculados um ao outro, conforme o valor do comprimento médio máximo (L_{∞}) aumenta, a constante de crescimento (k) diminui, conferindo à espécie uma estimativa de vida mais longa. Entretanto, no resultado consensual da MP estes descritores estão dissociados, pois são resultado da média das estimativas individuais, e desse modo, também influenciaram o valor de ϕ' (Tab. 2.1).

Quando se superestima o valor de k , e conseqüentemente da longevidade, associado à subestimativa do L_{∞} assume-se um crescimento mais acelerado do que o real para a espécie (QUIST et al., 2013). Esta determinação prejudica a conservação de uma espécie quando a estimativa é incorporada a um plano de manejo, pois desta forma superestima-se a capacidade de crescimento em idade (CAMPANA, 2001; CHIN et al., 2013). A verificação do limite máximo de tamanho registrado entre os espécimes analisados e reportados na literatura é aplicada como referência ao diagnóstico do L_{∞} (CAMPANA & JONES, 1992; VELASCO et al., 2007). Nesse sentido, o comportamento das estimativas baseadas nas Mediadas Agrupadas (MA) e na Média Ponderada (CMP) foram mais realistas (Tab. 2.1).

Dentre as análises consenso propostas, a MA se destaca pela possibilidade de incluir indivíduos com menos de três anéis de crescimento e pela dissociação de possíveis erros de leitura em anéis de crescimento. A possibilidade de que os dados de comprimento retrocalculados e pareados (correspondendo à captura e recaptura) de todos os indivíduos, sejam agrupados e ordenados numa configuração crescente, resulta na sobreposição destas informações, consolidando as de maior frequência e reduzindo a influência de erros por omissão ou inclusão de anéis de crescimento. Como consequência das MA utilizarem as medidas de todos os indivíduos condensadas em dados de captura e recaptura (estendendo-se como um único exemplar), o modelo de crescimento assumiu um valor de L_{∞} apoiado no limite máximo de comprimento registrado (Tab. 2.1). Já a análise da CMP obteve esse desempenho na estimativa do L_{∞} porque os valores de comprimento “observados” (de onde se extraiu os resíduos para o melhor ajuste da curva), foram obtidos através da média das estimativas

individuais especificamente para cada idade, assim, foram atribuídos ao comprimento médio na idade limite somente indivíduos dessa categoria. Entretanto, o ajuste obtido pelo método do quadrado dos resíduos depende da frequência na distribuição dos dados para projetar o melhor ajuste, de modo que comprimentos de menor frequência, naturais da distribuição normal das espécies (limites inferior e superior), possuem menos expressividade no ajuste da curva. Este efeito teve como resultado a redução no valor do L_{∞} (Tab. 2.1) quando comparado ao limite superior de tamanho registrado para ambas as espécies (Fig. 2.3).

As estimativas de crescimento em idade para as duas espécies de bagre marinho, *G. barbatus* e *G. genidens* apresentadas aqui já foram investigadas em outros estudos sob distintas abordagens metodológicas. Reis (1986a) descreveu o crescimento em idade de *G. barbatus* capturados na década de 70, realizando a leitura de anéis de crescimento em otólitos *lapilli* seccionados e lixados, aplicando a equação clássica de von Bertalanffy (1938). Além de confirmar a formação de somente uma zona hialina por ano, o autor também pode caracterizar a espécie pelo seu crescimento lento e vida longa. Entretanto, os parâmetros de crescimento descritos por Reis (1986a) foram retificados no estudo de Velasco et al. (2007), que utilizou dados da distribuição mensal na estrutura de tamanho (frequência de comprimento) de juvenis e adultos para obter estimativas de comprimento em idade. Os autores utilizaram dois modelos de crescimento, a função especial de von Bertalanffy (equação 2.2) e a função generalizada de von Bertalanffy, ponderada pelo fator de superfície, que leva em consideração o peso máximo atingido pela espécie (PAULY & INGLES, 1981). Apesar das distinções entre as estimativas encontradas por Velasco et al. (2007), os autores destacam que tais resultados não podem ser analisados de maneira comparativa, visto que cada modelo é baseado em um número distinto de parâmetros de crescimento fundamentados por conceitos fisiológicos. Por meio dessa percepção, também compreende-se que tanto as análises de Velasco et al. (2007) quanto as abordadas no presente estudo corroboram com a história de vida da espécie, e são reforçadas pelo padrão dos índices de performance de crescimento (Φ') registrados na Família Ariidae (*G. genidens* - Tab. 2.1; (VELASCO & ODDONE, 2004), que caracterizam um crescimento lento de indivíduos longevos (Tab. 2.1).

Entretanto, fatores de cunho metodológico, como a utilização de distintas estruturas do peixe para registrar os incrementos de crescimento em idade ou a utilização de distintas técnicas de preparação pode prejudicar a capacidade comparativa entre estudos e até mesmo promover erros em suas estimativas (CAMPANA, 1992; SECOR et al., 1992). O estudo de Conand et al., (1995) utiliza os incrementos de crescimento do espinho dorsal para descrever o

crescimento em idade de três espécies de bagres marinhos na Guiné (*Carlarius heudelotii*, *Carlarius parkii*, *Arius latiscutatus*) e, apesar da escolha por essa estrutura, à qual se atribui perda de precisão (CAMPANA, 2001), as estimativas corroboram com uma história de vida longa para este grupo. Esta característica compartilhada é apoiada por diversos fatores que reduzem o coeficiente de crescimento, lhes garantindo sobrevivência e expandindo a expectativa de vida. A capacidade de evitar predação através do cuidado parental e da presença dos espinhos dorsal e peitorais garante-lhes baixa mortalidade natural (PAULY 1980; REIS, 1986a; NELSON 2006), ao passo que, o alto custo energético investido na reprodução (MISHIMA & TANJI 1983; GOMES & ARAÚJO 2004; VELASCO et al. 2007) restringe o investimento somático no organismo (ENBERG et al. 2011).

A estimativa de crescimento em idade de *G. genidens*, no norte do estado do Rio de Janeiro, obtida por Oliveira & Novelli (2005) através da técnica de chamuscamento do otólito para destaque dos anéis de crescimento (CHRISTENSEN, 1964) atribuiu à espécie parâmetros de crescimento que lhe conferiram uma estimativa demasiadamente baixa quando comparada à apresentada no presente estudo, conferindo à espécie, idade máxima de apenas cinco anos (número de anéis registrados) (Tab. 2.1). Como colocado anteriormente, fatores ambientais ou de pressão pesqueira podem afetar o crescimento das espécies em idade (GARVEY & MARSCHALL, 2003; MUÑOZ et al., 2010). Entretanto, questiona-se essa diferença, apontada aqui, também pela dificuldade em destacar os anéis em otólitos, principalmente os últimos incrementos de indivíduos maiores, que contribui para presumir a omissão de anéis na análise de otólitos por chamuscamento, fato que já foi atribuído a essa metodologia (CARBINES, 2004). Sob esse ponto de vista, as curvas consenso obtidas no presente estudo para *G. genidens* também podem ser consideradas apropriadas, de modo que o tratamento utilizando as Medidas Agrupadas correspondeu à melhor adequação dos parâmetros sob o aspecto metodológico (dissolução de erros) e de legitimidade com o limite superior de comprimento para ambas as espécies.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao concluir a presente tese, e retomarmos aos resultados alcançados, percebe-se que para a elaboração de um plano de gestão pesqueira competente, informações/dados/registros, constituem a base para fundamentar propostas e ações sustentáveis (ALVES & MINTE-VERA, 2013). Nesse contexto, os acompanhamentos da pesca *in situ*, obtidos na região límnic da Laguna dos Patos, foram capazes de proporcionar um conhecimento vantajoso de sua dinâmica. Esse nível de proximidade resultou na comprovação do uso de artes de pesca predatórias e parte dos mecanismos que dão condições à esta ilegalidade. Conclusivamente, percebe-se que a utilização de medidas de manejo baseadas somente na restrição de artes de pesca e sua fiscalização, não são suficientes para a conservação dos recursos pesqueiros como um todo. As condições ecológicas (hábito bentônico de *Loricariichthys anus*) e humanas (socioeconômicas), que se fazem presentes, propiciam o uso de estratégias de pesca furtivas e danosas. Mas ao mesmo passo que práticas insustentáveis são estabelecidas, percebe-se a organização de pescadores em busca de um plano de manejo que garanta seus direitos (PAULA, 2013). Essa circunstância representa uma oportunidade promissora à conservação, por subsidiar um modelo de manejo participativo, já solidificado em outras regiões da mesma bacia hidrográfica (REIS & D'INCAO, 2000). Nesse sentido, a gestão deve ser estruturada em uma formação multilateral, com atuação do poder público, das instituições de pesquisa e, principalmente, dos pescadores, para a garantia da qualidade e do uso sustentável dos recursos pesqueiros (SEN & NIELSEN, 1996; FREIRE & GARCÍA-ALLUT, 2000).

Como parte dos avanços para a gestão pesqueira, no âmbito da investigação científica, o presente estudo trouxe uma nova abordagem metodológica à análise de crescimento em idade. A utilização dos anéis em otólitos, sob a forma de dados pareados de captura e recaptura, mostrou-se uma ferramenta muito valiosa na estimativa de crescimento em idade consensual, aplicadas aqui para *Genidens barbatus* e *Genidens genidens*. O volume de dados extraídos dos otólitos e a dissolução de erros, frente a sobreposição de informações, garantiram proximidade do comprimento assintótico com o comprimento máximo registrado para cada espécie, descrevendo-lhes assim, suas histórias de vida. Por outro lado, a utilização dos valores médios dos parâmetros (MP) de crescimento individuais comprometeu a estimativa consensual devido à dissociação entre eles, ademais, o valor do comprimento assintótico (L_{∞}) foi subestimado em relação ao tamanho máximo registrado, que afetou o tratamento pela ponderação a partir dos valores médios das estimativas (CMP). Entretanto, as estimativas individuais de crescimento

em idade merecem aprofundamento em suas análises, visto as possibilidades incitadas por essa perspectiva (VINCENZI et al., 2014). Diferenças na taxa de crescimento entre as fases de vida juvenil e adulta podem ser equacionadas com a ponderação das estimativas através do k variável (QUINCE et al., 2008a; QUINCE et al., 2008b; PARDO et al. 2013). Nesse sentido, criam-se expectativas em relação à associação da variabilidade individual de crescimento com a estimativa de melhor ajuste para a espécie, possibilitando reflexões sobre a plasticidade fenotípica do crescimento e os efeitos de seleção (natural e da pesca) à que os organismos são expostos (DUNLOP et al., 2009).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, D. C; MINTE-VERA, C. V. Scientometric analysis of freshwater fisheries in Brazil: repeating past errors? **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, vol. 23, p. 113-126, 2013.

ARAÚJO, F. G. Distribuição, Abundância relativa e movimentos sazonais de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) no estuário da Lagoa dos Patos (RS), Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 5, n. 4, p. 509–543, 1988.

BALIK, İ.; ÇUBUK, H.; ÇINAR, Ş.; ÖZKÖK, R. Population structure, growth, mortality and estimated stock size of the introduced tench, *Tinca tinca* (L.), population in Lake Beyşehir, Turkey. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 206–210, 2009.

BEGG, G. A. Life history parameters. In: S. X. Cadrin; K. D. Friedland; J. R. Waldman (Eds.); **Stock Identification Methods**. p.119–150, 2005.

BERTALANFFY, L. von. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws). **Human Biology**, v. 10, n. 2, p. 181–213, 1938.

CAMPANA, S. Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. **Journal of Fish Biology**, v. 59, n. 2, p. 197–242, 2001.

CAMPANA, S. E. **Measurement and interpretation of the microstructure of fish otoliths**. Ottawa: Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 117, 1992.

CAMPANA, S. E.; JONES, C. M. Analysis of otolith microstructure data. In: D. K. Stevenson; S. E. Campana (Eds.); **Otolith microstructure examination and analysis**1. p.126,. Ottawa: Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 117. 1992.

CAMPBELL, N. A.; PHILLIPS, B. F. The von Bertalanffy growth curve and its application to capture-recapture data in fisheries biology. **Journal du Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer**, v. 34, n. 2, p. 295–299, 1972.

CAO, L.; SONG, B.; ZHA, J.; et al. Age composition, growth and reproductive biology of yellow catfish (*Peltobagrus fulvidraco*, Bagridae) in Ce Lake of Hubei Province, Central China. **Environmental Biology of Fishes**, v. 86, p. 75–88, 2009.

CARBINES, G. Age determination, validation, and growth of blue cod *Parapercis colias*, in Foveaux Strait, New Zealand. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 38, n. 2, p. 201–214, 2004.

CENI, G. Contribuições à gestão pesqueira da Laguna dos Patos, RS, Brasil. In: **Capítulo I: Dinâmica da pesca artesanal na região límnic da Laguna dos Patos, RS, Brasil**, (Tese de Doutorado) PUCRS: Porto Alegre. 97p. 2015.

CEPERG/IBAMA. **Desembarque de pescado no Rio Grande do Sul: 1991 a 2005**. 2005.

CHIN, A.; SIMPFENDORFER, C.; TOBIN, A.; HEUPEL, M. Validated age, growth and reproductive biology of *Carcharhinus melanopterus*, a widely distributed and exploited reef shark. **Marine and Freshwater Research**, v. 64, p. 965–975, 2013.

CHRISTENSEN, J. M. Burning of Otoliths, a Technique for Age Determination of Soles and Other Fish. **ICES Journal of Marine Science**, v. 29, n. 1, p. 73–81, 1964.

CONAND, F.; CAMARA, S. B.; DOMAIN, F. Age and growth of three species of Ariidae (Siluriformes) in coastal waters of Guinea. **Bulletin of Marine Science**, v. 56, n. 1, p. 58–67, 1995.

CONOVER, D. O.; ARNOTT, S. A.; WALSH, M. R.; MUNCH, S. B. Darwinian fishery science: lessons from the Atlantic silverside (*Menidia menidia*). **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** v. 62, n. 4, p. 730–737, 2005.

CONOVER, D. O.; MUNCH, S. B. Sustaining Fisheries Yields Over Evolutionary Time Scales. **Science**, v. 297, n. July, p. 94–97, 2002.

COSTA, P. A. S.; BRAGA, A. C.; RUBINICH, J. P.; ÁVILA-DA-SILVA, A. O.; NETO, C. M. Age and growth of the snowy grouper, *Epinephelus niveatus*, off the Brazilian coast. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 92, n. 3, p. 633–641, 2012.

DMITRIEW, C. M. The evolution of growth trajectories: what limits growth rate? **Biological Reviews**, v. 86, n. 1, p. 97–116, 2011.

DUFFY, W. J.; MCBRIDE, R. S.; HENDRICKS, M. L.; OLIVEIRA, K. Otolith Age Validation and Growth Estimation from Oxytetracycline-Marked and Recaptured American Shad. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 141, p. 1664–1671, 2012.

DUNLOP ES, ENBERG K, JØRGENSEN C, HEINO M. Toward Darwinian fisheries management. **Evolutionary Applications**, vol. 2, n. 3, p. 245-259. 2009.

ENBERG, K.; JØRGENSEN, C.; DUNLOP, E. S.; et al. Fishing-induced evolution of growth: Concepts, mechanisms and the empirical evidence. **Marine Ecology**, v. 33, n. 1, p. 1–25, 2012.

FERRARIS, C. J. **Checklist of catfishes, recent and fossil (Osteichthyes: Siluriformes), and catalogue of siluriform primary types**. Auckland, New Zealand: Magnolia Press, 2007.

FONTOURA. MiniVar-Recap. 2009. Disponível em: <http://www.nelsonfontoura.net/index_arquivos/Software/MiniVar_Recap_2009.xls>. .

FONTOURA, N. F.; AGOSTINHO, A. A. Growth with seasonally varying temperatures: an expansion of the von Bertalanffy growth model. **Journal of Fish Biology**, v. 48, p. 569–584, 1996.

FREIRE, J.; GARCÍA-ALLUT, A. Socioeconomic and biological causes of management failures in European artisanal fisheries: The case of Galicia (NW Spain). **Marine Policy**, v. 24, p. 375–384, 2000.

FROESE, B. R.; BINOHLAN, C. Simple methods to obtain preliminary growth estimates for fishes. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 19, p. 376–379, 2003.

GARVEY, J. E.; MARSCHALL, E. A. Understanding latitudinal trends in fish body size through models of optimal seasonal energy allocation. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 60, n. 8, p. 938–948, 2003.

GILL, P. E.; MURRAY, W. Quasi-Newton Methods for Unconstrained Optimization. **Journal of the Institute of Mathematics and its Applications**, v. 9, p. 91–108, 1972.

GOMES, I. D.; ARAÚJO, F. G. Reproductive biology of two marine catfishes (Siluriformes, Ariidae) in the Sepetiba Bay, Brazil. **Revista de Biologia Tropical**, v. 52, n. 1, p. 143–156. 2004.

HE, J. X.; STEWART, D. J. Age and size at first reproduction of fishes: predictive models based only on growth trajectories. **Ecology**, v. 82, n. 3, p. 784–791, 2001.

IMSLAND, A. K.; NILSEN, T.; FOLKVORD, A. Stochastic simulation of size variation in turbot: possible causes analysed with an individual-based model. **Journal of Fish Biology**, v. 53, p. 237–258, 1998.

JONES, C. M. Development and application of the otolith increment technique. In: D. K. Stevenson; S. E. Campana (Eds.); Otolith microstructure examination and analysis. p.1–11. Ottawa: **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 117**. 1992.

KIMURA, D. K.; SHIMADA, A. M.; LOWE, S. A. Estimating von Bertalanffy growth parameters of sablefish *Anoplopoma fimbria* and Pacific cod *Gadus macrocephalus* using tag-recapture data. **Fishery Bulletin**, v. 91, n. 2, p. 271–280, 1993.

LASLETT, G. M.; EVESON, J. P.; POLACHECK, T. Capture–recapture studies of fish growth. **Australian Statistical Publishing Association**, v. 46, n. 1, p. 59–66, 2004.

LAW, R. Fishing, selection, and phenotypic evolution. **ICES Journal of Marine Science**, v. 57, n. 3, p. 659–668, 2000.

LIANG, Z.; SUN, P.; YAN, W.; HUANG, L.; TANG, Y. Significant effects of fishing gear selectivity on fish life history. **Journal of Ocean University of China**, v. 13, n. 3, p. 467–471, 2013.

MACDONALD, P.; ANGUS NÉE LAURENSEN, C. H.; MARSHALL, C. T. Spatial variation in life history characteristics of common megrim (*Lepidorhombus whiffiagonis*) on the Northern Shelf. **Journal of Sea Research**, v. 75, p. 62–68, 2013.

MCBRIDE, R. S.; RICHARDSON, A. K. Evidence of size-selective fishing mortality from an age and growth study of hogfish (Labridae: *Lachnolaimus maximus*), a hermaphroditic reef fish. **Bulletin of Marine Science**, v. 80, n. 2, p. 401–417, 2007.

MCBRIDE, R. S.; WUENSCHERL, M. J.; NITSCHKE, P.; THORNTON, G.; KING, J. R. Latitudinal and stock-specific variation in size- and age-at-maturity of female winter flounder,

Pseudopleuronectes americanus, as determined with gonad histology. **Journal of Sea Research**, v. 75, p. 41–51, 2013.

MISHIMA, M; TANJI, S. Fatores ambientais relacionados à distribuição e abundância de bagres marinhos (Osteichthyes, Ariidae) no complexo estuarino lagunar de Cananéia (25°S48°W). **Boletim do Instituto de Pesca**, vol. 10, p. 17-27. 1983

MILANI, P. C. C.; FONTOURA, N. F. Diagnóstico da pesca artesanal na lagoa do Casamento, sistema nordeste da laguna dos Patos: uma proposta de manejo. **Biociências, Porto Alegre**, v. 15, n. 1, p. 82–125, 2007.

MÖLLER, O. O.; CASTELLO, J. P.; VAZ, A. C. The effect of river discharge and winds on the interannual variability of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* production in Patos Lagoon. **Estuaries and Coasts**, v. 32, p. 787–796, 2009.

MONTAÑA, C. G.; LAYMAN, C. A.; WINEMILLER, K. O. Gape size influences seasonal patterns of piscivore diets in three Neotropical rivers. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 3, p. 647–655, 2011.

MUNCH, S. B.; CONOVER, D. O. Rapid Growth Results in Increased Susceptibility to Predation in *Menidia menidia*. **Evolution**, v. 57, n. 9, p. 2119–2127, 2003.

MUÑOZ, R. C.; BURTON, M. L.; BRENNAN, K. J.; PARKER, R. O. Reproduction, habitat utilization, and movements of hogfish (*Lachnolaimus maximus*) in the florida keys, U.S.A.: comparisons from fished versus unfished habitats. **Bulletin of Marine Science**, v. 86, n. 1, p. 93–116, 2010.

NELSON, J. S. **Fishes of the World**. (4ed). Edmonon: John Wiley & Sons. 601p. 2006

NIELSEN, J. L.; RUGERONE, G. T.; ZIMMERMAN, C. E. Adaptive strategies and life history characteristics in a warming climate: Salmon in the Arctic? **Environmental Biology of Fishes**, v. 96, n. 10-11, p. 1187–1226, 2013.

OLIVEIRA, M. DE A.; NOVELLI, R. Age And Growth of Catfish *Genidens genidens* from Açu Lake Sand Bar, North of The Rio de Janeiro State. **Tropical Oceanography**, v. 33, n. 1, p. 57–66, 2005.

PARDO, S. A.; COOPER, A. B.; DULVY, N. K. Avoiding fishy growth curves. **Methods in Ecology and Evolution**, vol. 4, n. 1, p. 353-360. 2013

PAULY, D; On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. **Journal du Conseil / Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer**. v.39, n. 2, p. 175-192. 1980.

PAULY, D.; INGLES, J. Aspects of growth and natural mortality of exploited coral reef fishes. **Proceedings of the fourth International Coral Reef Symposium**, Manila, vol.1, p. 89-98. 1981.

PAULA, C. Q. DE. **Gestão compartilhada dos territórios da pesca artesanal: Fórum Delta do Jacuí (RS)**. (Dissertação de Mestrado). UFRGS: Porto Alegre. 2013

PAULY, D.; MUNRO, J. L. Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. **Fishbyte, ICLARM**, v. 2, n. 1, p. 21, 1984.

PILLING, G. M.; KIRKWOOD, G. P.; WALKER, S. G. An improved method for estimating individual growth variability in fish, and the correlation between von Bertalanffy growth parameters. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 59, n. 3, p. 424–432, 2002.

QUINCE, C.; ABRAMS, P. A.; SHUTER, B. J.; LESTER, N. P. Biphase growth in fish I: Theoretical foundations. **Journal of Theoretical Biology**, vol. 254, p. 197–206, 2008a.

QUINCE, C.; SHUTER, B. J.; ABRAMS, P. A.; LESTER, N. P. Biphase growth in fish II: Empirical assessment. **Journal of Theoretical Biology**, vol. 254, p. 207–214, 2008b.

QUIST, M. C.; PEGG, M. A.; R, D. D. Age and Growth. In: A. V Zale; D. L. Parrish; T. M. Sutton (Eds.); **Fisheries Techniques**. AFS: 3rd ed., 2013.

REIS, E. G. Age and growth of the marine catfish, *Netuma barba* (Siluriformes, Ariidae), in the estuary of the Patos Lagoon (Brasil). **Fishery Bulletin**, v. 84, n. 3, p. 679–686, 1986a.

REIS, E. G. Pesca artesanal de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) no estuário da Lagoa dos Patos (RS), Brasil. **Documentos técnicos - Base Oceanográfica Atlântica**, n. 5, p. 7–21, 1986b.

REIS, E. G.; D'INCAO, F. The present status of artisanal fisheries of extreme Southern Brazil: an effort towards community-based management. **Ocean & Coastal Management**, v. 43, n. 2000, p. 585–595, 2000.

Robertson, N. E.; Kimura, D. K.; Gunderson, D. R.; Shimada, A. M. Indirect validation of the age-reading method for Pacific cod (*Gadus macrocephalus*) using otoliths from marked and recaptured fish. **Fishery Bulletin**, 103: p. 153-160, 2005.

ROYLE, N. J.; LINDSTRÖM, J.; METCALFE, N. B. Effect of growth compensation on subsequent physical fitness in green swordtails *Xiphophorus helleri*. **Biology letters**, v. 2, n. October 2005, p. 39–42, 2006.

RUSSO, T.; BALDI, P.; PARISI, A.; et al. Lévy processes and stochastic von Bertalanffy models of growth, with application to fish population analysis. **Journal of Theoretical Biology**, v. 258, n. 4, p. 521–529, 2009.

SAINSBURY, K. J. Effect of Individual Variability on the von Bertalanffy growth equation. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 241–247, 1980.

SCHOFIELD, M. R.; BARKER, R. J.; TAYLOR, P. Modeling individual specific fish length from capture-recapture data using the von bertalanffy growth curve. **Biometrics**, v. 69, n. 4, p. 1012–1021, 2013.

SCOTT, R. D.; HEIKKONEN, J. Estimating age at first maturity in fish from change-points in growth rate. **Marine Ecology Progress Series**, v. 450, p. 147–157, 2012.

SECOR, D. H.; DEAN, J. M.; LABAN, E. H. Otolith removal and preparation for microstructural examination. In: D. K. Stevenson; S. E. Campana (Eds.); Otolith microstructure examination and analysis. p.19–57, Ottawa: **Canadian Special Publicatio of Fisheries and Aquatic Sciences** 117. 1992.

SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C. **O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações**. Rio Grande: FURG, 2010.

SEN S.; NIELSEN J.R. Fisheries co-management: A comparative analysis. **Marine Policy**, v. 20, n. 5, p. 405-418. 1996.

SHELTON, A. O.; MANGEL, M. Estimating von Bertalanffy parameters with individual and environmental variations in growth. **Journal of Biological Dynamics**, v. 6, n. sup2, p. 3–30, 2012.

SHELTON, A. O.; SATTERTHWAITE, W. H.; BEAKES, M. P.; et al. Separating intrinsic and environmental contributions to growth and their population consequences. **The American naturalist**, v. 181, n. 6, p. 799–814, 2013.

STEVENSON, D. K.; CAMPANA, S. E. **Otolith microstructure examination and analysis**. Canadian S ed. 1992.

STOKES, K.; LAW, R. Fishing as an evolutionary force. **Marine Ecology Progress Series**, v. 208, p. 299–313, 2000.

TAYLOR, C. C. Growth Equations with Metabolic Parameters. **Ices Journal of Marine Science**, v. 27, n. 3, p. 270–286, 1962.

TEIXEIRA, I.; BENNEMANN, S. T. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, p. 0–0, 2007.

TOLDO, E. E. Morfodinâmica da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul. **Pesquisas, Porto Alegre**, v. 18, n. 1, p. 58–63, 1991.

VELASCO, G.; ODDONE, M. C. Growth parameters and growth performance indexes for some populations of marine catfishes (Actinopterygii, Siluriformes, Ariidae). **Acta Biologica Leopoldensia**, v. 26, n. 2, p. 307–313, 2004.

VELASCO, G.; REIS, E. G.; VIEIRA, J. P. Calculating growth parameters of *Genidens barbatus* (Siluriformes, Ariidae) using length composition and age data. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 23, p. 64–69, 2007.

VIEIRA, J. P. Ecological analogies between estuarine bottom trawl fish assemblages from Patos Lagoon, Rio Grande do Sul, Brazil and York River, Virginia, USA. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, p. 234–247, 2006.

VIEIRA, J. P.; GARCIA, A. M.; MORAES, L. A assembléia de peixes. In: U. Seeliger; C. Odebrecht (Eds.); **O estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações**. p.77–88,. Rio Grande: FURG. 2010

VINCENZI, S.; MANGEL, M.; CRIVELLI, A. J.; MUNCH, S.; SKAUG, H. J. Determining individual variation in growth and its implication for life-history and population processes using the empirical Bayes method. **PLoS computational biology**, v. 10, n. 9, p. e1003828, 2014.

WELLS, R. J. D.; KOHIN, S.; TEO, S. L. H.; SNODGRASS, O. E.; UOSAKI, K. Age and growth of North Pacific albacore (*Thunnus alalunga*): Implications for stock assessment. **Fisheries Research**, v. 147, p. 55–62, 2013.

WEN, Z.; POLLOCK, K. H.; NICHOLS, J. D.; WASER, P. M.; CAO, W. Using imputation and mixture model approaches to integrate multi-state capture-recapture models with assignment information. **Biometrics**, v. 70, n. 2, p. 323–334, 2014.

WERNER, E. E.; HALL, D. J. Ontogenetic habitat shifts in bluegill: the foraging rate-predation risk trade-off. **Ecology**, vol. 69, n. 5, p. 1352-1366. 1988.

WOOTTON, R. J. Energetics of Growth. In: A. P. Farrel (Ed.); **Encyclopedia of fish physiology: from genome to environment**. London: Academic Press, p.1623–1628. 2011

WRIGHT, P. J.; MILLAR, C. P.; GIBB, F. M. Intrastock differences in maturation schedules of Atlantic cod, *Gadus morhua*. **ICES Journal of Marine Science**, v. 68, n. 9, p. 1918–1927, 2011.