

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ – UFPA
NÚCLEO DE ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA DA AMAZÔNIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA
GRUPO DE PESQUISA DO LABORATÓRIO DE RECURSOS PESQUEIROS

FÁBIO ALEXANDRE TRAVASSOS
Doutorando

**BIOLOGIA PESQUEIRA E DINÂMICA POPULACIONAL DE
QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA
DA UHE TUCURUÍ (PA), BRASIL**

Prof. Dr. Miguel Petreire Jr
Orientador



BELÉM / PA
junho - 2022

FÁBIO ALEXANDRE TRAVASSOS
Doutorando

**BIOLOGIA PESQUEIRA E DINÂMICA POPULACIONAL DE
QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA
DA UHE TUCURUÍ (PA), BRASIL**

Tese de Doutorado, apresentado ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, como requisito para obtenção do título de Doutor em Ecologia Aquática e Pesca, pelo Núcleo de Ecologia e Pesca da Amazônia, da Universidade Federal do Pará.

Orientador: Prof. Dr. Miguel Petrere Jr



BELÉM / PA
junho - 2022

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

T779b TRAVASSOS, FABIO ALEXANDRE.
 BIOLOGIA PESQUEIRA E DINÂMICA POPULACIONAL
 DE QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE
 INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA), BRASIL /
 FABIO ALEXANDRE TRAVASSOS. - 2022.
 160 f. : il. color.

 Orientador(a): Prof. Dr. Miguel Petrere Jr
 Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará,
 Núcleo de Ecologia Aquática e Pesca da Amazônia,
 Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca,
 Belém, 2022.

1. Biologia Pesqueira . 2. Fator de Condição.
3. Dinâmica Populacional. 4. Seletividade de Petrecho.
5. Rendimento por Recruta. I. Título.

CDD 597.0981

FÁBIO ALEXANDRE TRAVASSOS

**BIOLOGIA PESQUEIRA E DINÂMICA POPULACIONAL DE
QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA
UHE TUCURUÍ (PA), BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pará, como requisito para a obtenção do título de Doutora em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientador:

Prof. Dr. Miguel Petrere Júnior
Universidade Federal do Pará

Banca examinadora:

Profa. Dra. Bianca Bentes da Silva
Universidade Federal do Pará (UFPA)
Prof. Dr. Marcelo Costa Andrade
Universidade Federal do Pará (UFPA)
Prof. Dr. Carlos Edward de Carvalho Freitas
Universidade Federal do Amazonas (UFAM)
Prof. Dr. Vandick da Silva Batista
Universidade Federal de Alagoas (UFAL)

Suplentes:

Prof. Dr. Gustavo Hallwass
Universidade Federal de Lavras (UFLA)
Profa. Dra. Luiza Prestes de Souza
Universidade Estadual do Amapá (UEAP)

DEDICATÓRIA E AGRADECIMENTOS

Ao curso PPGEAP/NEAP/UFPB, por ter me aceitado como Doutorando, seus Docentes, Administrativos e Discentes.

A CAPES, pela concessão da bolsa de estudos.

A ELETRONORTE/ELETROBRÁS pelo apoio na concessão dos dados.

Ao meu orientador Professor Miguel Petrere Jr, pela amizade, confiança e apoio durante a execução dessa pesquisa. Deus ilumine seu caminho Mestre e abençoe vossa família...

A minha esposa Márcia e aos meus queridos filhos Guilherme e Isabella, Dedico por serem a minha razão de viver...

Aos meus pais, ETERNAMENTE, Eliane e Luiz Carlos ...

A todos meus Familiares e Muitos Amigos pelo carinho e apoio, agradeço a TODOS...

Minha filha Isabella, me perguntou um dia, porque eu uso tanto reticências...achei uma resposta pertinente...

[...] Adoro Reticências...aqueles três pontos intermitentes que insistem em dizer que nada está fechado, que nada acabou, que algo está por vir !!! A vida se faz assim...Nada pronto, nada definido...

*Tudo sempre em construção...tudo ainda por se dizer...Nascendo...Brotando...Sublimando... Vivo assim...
Numa eterna reticências...Para que colocar ponto final ??
O que seria de Nós sem a expectativa da continuação...*

(Robnunes, 2016)

RESUMO

A construção de reservatórios é uma atividade que provoca alterações qualitativas e quantitativas no meio aquático. A UHE de Tucuruí se destaca por ter sido o primeiro grande barramento construído na Amazônia, na década de 80 e por sua dimensão e capacidade de geração de energia. O objetivo deste estudo é avaliar o impacto da usina sobre a os estoques do Botinho (*Hassar wilderi*, Doradidae - Kindle, 1895), Mandubé (*Ageneiosus ucayalensis*, Auchenipteridae - Castelnau, 1855), Sardinha Papuda (*Triportheus trifurcatus*, Characidae - Castelnau, 1855) e a Uêua Cachorrinho (*Acestorhynchus falcirostris* - Cuvier, 1819). A escolha dessas quatro espécies foi devido a terem taxonomias distintas e serem bastante abundantes nas amostragens das pescarias experimentais da equipe do Programa de Pesca e Ictiofauna da ELETRONORTE/ELETROBRÁS, além de haver poucas informações biológicas sobre elas. Os dados desta tese estudo provêm das pescarias subsidiadas pela ELETRONORTE/ELETROBRÁS, abrangendo a região de influência da usina, relacionando o período entre os anos de 2000 a 2010. A tese está dividida em sete capítulos: introdução e revisão da literatura, material e métodos, biologia pesqueira, fator de condição, dinâmica populacional e crescimento corporal, seletividade de malhadeiras e rendimento por recruta. Particularmente são descritas a composição e a frequência do comprimento (total e padrão), peso e sexo; relação peso-comprimento, fator de condição e razão sexual; estimação dos parâmetros de crescimento da curva de von Bertalanffy (K e L^∞), a idade inicial e de primeira maturação, mortalidades (total, por pesca e natural), longevidade, índice de desempenho do crescimento e taxa de exploração (E); determinação das curvas de seletividade das redes utilizadas nos experimentos; determinadas as curvas de crescimento; estimados os modelos de rendimento por recruta de Beverton & Holt. Portanto, o sucesso do manejo depende do conhecimento integrado da biologia das espécies exploradas e das características do ambiente onde vivem, pois, a falta destas informações, prejudica o auxílio no processo de implementação de um manejo eficiente da atividade pesqueira.

Palavras-chave: conservação; reservatório neotropical; biologia pesqueira; dinâmica populacional; *H. wilderi*; *A. ucayalensis*; *T. trifurcatus*; *A. falcirostris*.

ABSTRACT

Reservoir building is an activity inducing qualitative and quantitative changes in the waterbody Tucuruí reservoir was the first large dam built in the Amazon in the 1980s and is the third in the country in nominal power generation capacity. The objective of this thesis was to evaluate the impact of the power plant upon commercial fish stocks of Botinho (*Hassar wilderi*, Doradidae - Kindle, 1895), Mandubé (*Ageneiosus ucayalensis*, Auchenipteridae - Castelnau, 1855), Sardinha Papuda (*Triportheus trifurcatus*, Characidae - Castelnau, 1855) and Uêua Cachorrinho (*Acestrorhynchus falcirostris* - Cuvier, 1819). The choice these four species is because they are taxonomically different and being vey samples of experimental fishing by the ELETRONORTE/ELETROBRÁS Fishing and Ichthyofauna program team, in addition to having little biological information about the species. Thus, the study data come from these fishing subsidized by ELETRONORTE/ ELETROBRÁS, covering the region of influence of the powerplant, from 2000 to 2010. This thesis is divided into seven chapters: introduction and literature review, methodology, fishing biology, condition factor, population dynamics and growth, selectivity, and yield per recruit. Particularly, it is presented the total and standard length frequency \bar{x} weight and sex; weight-length ratio; condition factor and sex ratio; the von Bertalanffy fish growth parameters (K and L_{∞}), initial age and first maturity, mortality (total, fishing, and natural), longevity, growth performance index and exploitation rate (E). It is determined the selectivity curves of the gillnets used in the experiment. Finally, it is presented the Beverton & Holt yield per recruit model. Therefore, the success of management depends on the integrated knowledge of the biology of the exploited species and the characteristics of the environment where they live, because the lack of this information impairs the aid in the process of implementing an efficient management of fishing activity.

Keywords: conservation; reservoir; neotropical; fisheries biology; population dynamics; *H. wilderi*; *A. ucayalensis*; *T. trifurcatus*; *A. falcirostris*.

SUMÁRIO

RESUMO	- 6 -
ABSTRACT	- 7 -
ESTRUTURA DA TESE	- 10 -
LISTA DE FIGURAS	- 12 -
LISTA DE TABELAS	- 15 -
CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO E REVISÃO DA LITERATURA	- 17 -
BIOLOGIA PESQUEIRA E DINÂMICA POPULACIONAL	18
BARRAMENTO DE RIOS E IMPACTOS	20
BACIA ARAGUAIA-TOCANTINS E UHE DE TUCURUÍ	24
ICTIOFAUNA IMPACTADA	25
REFERÊNCIAS	28
CAPÍTULO II – MATERIAS E MÉTODOS	- 30 -
ÁREA DE ESTUDO	31
CAPTURA DOS PEIXES, TRIAGEM E BIOMETRIA	33
ESPÉCIES ESTUDADAS	35
REFERÊNCIAS	39
CAPÍTULO III – ASPECTOS DA BIOLOGIA PESQUEIRA DE QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)	- 40 -
INTRODUÇÃO	41
METODOLOGIA	42
RESULTADOS	43
DISCUSSÃO	59
REFERÊNCIAS	63

CAPÍTULO IV – ASPECTOS DO FATOR DE CONDIÇÃO DE QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)	- 68 -
INTRODUÇÃO	69
METODOLOGIA	70
RESULTADOS	71
DISCUSSÃO	84
REFERÊNCIAS	88
CAPÍTULO V - CRESCIMENTO, MORTALIDADES E TAXAS DE EXPLOTAÇÃO DE QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)	- 92 -
INTRODUÇÃO	93
METODOLOGIA	98
RESULTADOS	98
DISCUSSÃO	105
REFERÊNCIAS	110
CAPÍTULO VI - ASPECTOS DA SELETIVIDADE DE REDES DE EMALHAR PARA QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)	-114-
INTRODUÇÃO	115
METODOLOGIA	119
RESULTADOS	121
DISCUSSÃO	130
REFERÊNCIAS	135
CAPÍTULO VII - ASPECTOS DO RENDIMENTO POR RECRUTA PARA QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)	-139-
INTRODUÇÃO	140
METODOLOGIA	143
RESULTADOS	145
DISCUSSÃO	151
REFERÊNCIAS	156
CONSIDERAÇÕES FINAIS	-160-
APÊNDICES	-161-

ESTRUTURA DA TESE

A presente tese, descreve aspectos da Dinâmica Populacional e da Biologia Pesqueira de quatro espécies de peixes que ocorrem na região de influência da UHE de Tucuruí (PA). Essas espécies foram escolhidas por serem abundantes nas amostragens das pescarias experimentais executadas pela equipe do Programa de Pesca e Ictiofauna da ELETRONORTE/ELETROBRÁS, à jusante, no próprio reservatório e a montante da UHE Tucuruí, de 2000 a 2010, além de haver poucas informações relevantes sobre sua biologia e ecologia. Assim, foram selecionadas as seguintes espécies, o Botinho (*Hassar wilderi*, Doradidae - Kindle, 1895), o Mandubé (*Ageneiosus ucayalensis*, Auchenipteridae - Castelnau, 1855), Sardinha Papuda (*Triportheus trifurcatus*, Characidae - Castelnau, 1855) e a Uêua Cachorrinho (*Acestrorhynchus falcistrostris* - Cuvier, 1819).

A estrutura da tese inclui sete capítulos com estudos relacionados a espécies estudadas, além dois apêndices que correspondem aos artigos submetidos para publicação. Todos os capítulos apresentam suas respectivas referências.

O primeiro capítulo envolve uma introdução geral ao assunto e revisão da literatura, sobre biologia pesqueira e dinâmica populacional, barramento de rios e impactos, bacia Araguaia-Tocantins e UHE de Tucuruí e ictiofauna afetada.

O segundo capítulo abrange os materiais e métodos aplicados, a área de estudo, a captura, a triagem e a biometria dos peixes e por fim, a descrição das espécies estudadas.

O terceiro capítulo, intitulado “Aspectos da biologia pesqueira de quatro espécies de peixes na área de influência da UHE Tucuruí (PA)”, aborda dados morfométricos, composição e a frequência das classes de comprimento, a relação peso-comprimento, o tipo de crescimento e a razão sexual.

O quarto capítulo, intitulado “Aspectos do fator de condição de quatro espécies de peixes na área de influência da UHE Tucuruí (PA)”, aborda a estimativa do fator de condição e mapas com a distribuição deste parâmetro ao longo do tempo.

O quinto capítulo intitulado “Crescimento, mortalidades e taxas de exploração de quatro espécies de peixes na área de influência da UHE Tucuruí (PA)” aborda a estimativa de parâmetros, por diferentes metodologias e distinção sexual, de crescimento do modelo de von Bertalanffy (K e L^∞), idade inicial e de primeira maturação, mortalidades (total, por pesca e natural), longevidade e índice de performance de crescimento.

O sexto capítulo intitulado “Aspectos da seletividade de redes de emalhar para quatro espécies de peixes na área de influência da UHE Tucuruí (PA)”, estima os parâmetros das curvas de seletividade, das redes de emalhar utilizadas nas amostragens das pescarias experimentais.

O sétimo capítulo, intitulado “Aspectos do rendimento por recruta para quatro espécies de peixes na área de influência da UHE Tucuruí (PA)”, descreve o rendimento por recruta do modelo de Beverton e Holt para as quatro espécies.

Ainda há uma breve conclusão incluída nas considerações finais e que abrange os principais aspectos biológicos das espécies estudadas e perspectivas para futuros estudos.

Em regiões, que abrangem barramentos e as atividades pesqueiras das comunidades tradicionais são dependentes destas atividades, as precauções em relação a sustentabilidade dos recursos se mostram importantes, além de extrema necessidade a implementação de ferramentas para um manejo pesqueiro adequado. Logo, esta tese tem como eixo principal examinar as seguintes hipóteses, perante os recursos pesqueiros, as pescarias e os barramentos:

“A biologia pesqueira e a dinâmica populacional das espécies estudadas, ao longo do tempo, sofreram influência da UHE de Tucuruí.”

“A influência da UHE de Tucuruí, sobre as quatro espécies de peixes estudadas, ocorreu nas regiões de jusante, reservatório e de montante do barramento, pois são regiões com características ambientais distintas.”

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I. INTRODUÇÃO E REVISÃO DA LITERATURA

-

CAPÍTULO II. MATERIAS E MÉTODOS

- FIGURA 1. Área de estudo e a UHE de Tucuruí, além das regiões seccionadas de jusante, reservatório e montante. 32
- FIGURA 2. Atividade de pescarias experimentais realizadas pela equipe de Pesca e Ictiofauna da ELETRONORTE /ELETROBRÁS. 34
- FIGURA 3. Fotografia de exemplar de *Hassar wilderi* – Botinho.
Fonte: SANTOS *et al.*, (2004). 35
- FIGURA 4. Fotografia de exemplar de *Ageneiosus ucayalensis* – Mandubé.
Fonte: SANTOS *et al.*, (2004). 36
- FIGURA 5. Fotografia de exemplar de *Triportheus trifurcatus* - Sardinha Papuda.
Fonte: SANTOS *et al.*, (2004). 37
- FIGURA 6. Fotografia de exemplar de *Acestrorhynchus falcistrostris* - Uêua.
Fonte: SANTOS *et al.*, (2004). 38

CAPÍTULO III. ASPECTOS DA BIOLOGIA PESQUEIRA DE QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)

- FIGURA 7. *Boxplot* para o comprimento total (Ct – mm), comprimento padrão (Cp – mm) e peso total (Pt – g), nas três regiões estudadas, sexos agrupados, no período de 2001 a 2010, do Botinho (*H. wilderi*) ($p>0,05$). 49
- FIGURA 8. *Boxplot* para o comprimento total (Ct – mm), comprimento padrão (Cp – mm) e peso total (Pt – g), nas três regiões estudadas, sexos agrupados, no período de 2001 a 2010, do Mandubé (*A. ucayalensis*), ($p>0,05$). 50
- FIGURA 9. *Boxplot* para o comprimento total (Ct – mm), comprimento padrão (Cp – mm) e peso total (Pt – g), nas três regiões estudadas, sexos agrupados, no período de 2001 a 2010, da Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) ($p>0,05$). 51
- FIGURA 10. *Boxplot* para o comprimento total (Ct – mm), comprimento padrão (Cp – mm) e peso total (Pt – g), nas três regiões estudadas, sexos agrupados, no período de 2001 a 2010, da Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*) ($p>0,05$). 52
- FIGURA 11. Distribuição de frequência para o Botinho (*H. wilderi*), entre 2000 a 2010, por região e por sexo. 53
- FIGURA 12. Distribuição de frequência para o Mandubé (*A. ucayalensis*), entre 2000 a 2010, por região e por sexo. 54
- FIGURA 13. Distribuição de frequência para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), entre 2000 a 2010, por região e por sexo. 55
- FIGURA 14. Distribuição de frequência para a Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*), entre 2000 a 2010, por região e por sexo. 56

CAPÍTULO IV. ASPECTOS DO FATOR DE CONDIÇÃO DE QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)

FIGURA 15. <i>Box plot</i> (K_{fc}), entre os anos de 2000 a 2010, para sexos separados, por região, para o Botinho (<i>H. wilderi</i>).	75
FIGURA 16. <i>Box plot</i> (K_{fc}), entre os anos de 2000 a 2010, para sexos separados, por região, para o Mandubé (<i>A. ucayalensis</i>).	76
FIGURA 17. <i>Box plot</i> (K_{fc}), entre os anos de 2000 a 2010, para sexos separados, por região, para a Sardinha Papuda (<i>T. trifurcatus</i>).	77
FIGURA 18. <i>Box plot</i> (K_{fc}), entre os anos de 2000 a 2010, para sexos separados, por região, para a Uêua Cachorrinho (<i>A. falcistrotris</i>).	78
FIGURA 19. Distribuição do fator de condição (K_{fc}), entre 2000 a 2010, por região e sexos separados, para o Botinho (<i>H. Wilderi</i>).	80
FIGURA 20. Distribuição do fator de condição (K_{fc}), entre 2000 a 2010, por região e sexos separados, para o Mandubé (<i>A. ucayalensis</i>).	81
FIGURA 21. Distribuição do fator de condição (K_{fc}), entre 2000 a 2010, por região e sexos separados, para a Sardinha Papuda (<i>T. trifurcatus</i>).	82
FIGURA 22. Distribuição do fator de condição (K_{fc}), entre 2000 a 2010, por região e sexos separados, para a Uêua Cachorrinho (<i>A. falcistrotris</i>).	83

CAPÍTULO V. CRESCIMENTO, MORTALIDADES E TAXAS DE EXPLOTAÇÃO DE QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)

FIGURA 23. Exemplo de curva de crescimento de von Bertalanffy (1934) e com diferentes estimativas de K . Fonte: SPARRE e VENEMA (1997) (adaptado pelo autor).	94
FIGURA 24. Curva de crescimento de von Bertalanffy, por sexos agrupados, entre 2000 a 2010, por região, para o Botinho (<i>H. wilderi</i>).	103
FIGURA 25. Curva de crescimento de von Bertalanffy, por sexos agrupados, entre 2000 a 2010, por região, para o Mandubé (<i>A. ucayalensis</i>).	103
FIGURA 26. Curva de crescimento de von Bertalanffy, por sexos agrupados, entre 2000 a 2010, por região, para a Sardinha Papuda (<i>T. trifurcatus</i>).	104
FIGURA 27. Curva de crescimento de von Bertalanffy, por sexos agrupados, entre 2000 a 2010, por região, para a Uêua Cachorrinho (<i>A. falcistrotris</i>).	104

CAPÍTULO VI. ASPECTOS DA SELETIVIDADE DE REDES DE EMALHAR PARA QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)

- FIGURA 28. (a) Esquema de malhadeira e (b) pescaria experimental CPA/ELETRONORTE. Fonte: (a) adaptado de POTTER e PAWSON, 1991 (b) autor 115
- FIGURA 29. Curva de seletividade para a *Tilapia esculenta*, GARROD (1961). Fonte: SPARRE e VENEMA, 1997 (adaptado pelo autor). 118
- FIGURA 30. Curva de seletividade para o Botinho (*H. wilderi*), nas regiões estudadas, entre 2000 a 2010. 123
- FIGURA 31. Curva de seletividade para o Mandubé (*A. ucayalensis*), nas regiões estudadas, entre 2000 a 2010. 124
- FIGURA 32. Curva de seletividade para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), nas regiões estudadas, entre 2000 a 2010. 125
- FIGURA 33. Curva de seletividade para a Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*), nas regiões estudadas, entre 2000 a 2010. 126
- FIGURA 34. Projeção das variáveis referentes aos padrões determinados pela análise de componentes principais para o Botinho (*H. wilderi*), nas três regiões estudadas, entre 2000 a 2010. 128
- FIGURA 35. Projeção das variáveis referentes aos padrões determinados pela análise de componentes principais, para o Mandubé (*A. ucayalensis*), nas três regiões estudadas, entre 2000 a 2010. 128
- FIGURA 36. Projeção das variáveis referentes aos padrões determinados pela análise de componentes principais, para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), nas três regiões estudadas, entre 2000 a 2010. 129
- FIGURA 37. Projeção das variáveis referentes aos padrões determinados pela análise de componentes principais, para a Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*), nas três regiões estudadas, entre 2000 a 2010. 129

CAPÍTULO VII. ASPECTOS DO RENDIMENTO POR RECRUTA PARA QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)

- FIGURA 38. Exemplo de curva Rendimento por Recruta, idades de primeira maturação, $F_{0,1}$ e $F_{0,5} = F_{max}$. Fonte: STEFANSSON, 2016 (adaptado pelo autor). 143
- FIGURA 39. Curvas de rendimentos por recruta para o Botinho (*H. wilderi*), com duas simulações de idade de primeira maturação sexual (0,5 e 0,8 anos), sexos agrupados, por região e entre 2000 a 2010. 147
- FIGURA 40. Curva de rendimento por recruta para o para o Mandubé (*A. ucayalensis*), com duas simulações de idade de primeira maturação sexual (0,8 e 1,1anos), sexos agrupados, por região e entre 2000 a 2010. 148
- FIGURA 41. Curva de rendimento por recruta para o para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), com duas simulações de idade de primeira maturação sexual (0,5 e 0,9 anos), sexos agrupados, por região e entre 2000 a 2010. 149
- FIGURA 42. Curva de rendimento por recruta para a Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*), com duas simulações de idade de primeira maturação sexual (1,0 e 1,4 anos), sexos agrupados, por região e entre 2000 a 2010. 150

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I. INTRODUÇÃO E REVISÃO DA LITERATURA

TABELA 1. Parâmetros ou índices indicados para um estudo de Biologia Pesqueira e Dinâmica Populacional.	20
---------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

CAPÍTULO II. MATERIAS E MÉTODOS

TABELA 2. Descrição dos ambientes na área de influência da UHE de Tucuruí, com as respectivas coordenadas cartográficas.	31
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

CAPÍTULO III. ASPECTOS DA BIOLOGIA PESQUEIRA DE QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)

TABELA 3. Dados morfométricos de comprimentos (totais e padrão) e peso total, por região e por sexo, para as espécies estudadas, entre os anos de 2000 a 2010.	44
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

TABELA 4. Análise de Dunn indicando em quais regiões havia diferença entre os dados morfométricos, sendo que se $p > 0,05$, implica que há diferença significativa ou $p < 0,05$, implica que não há diferença significativa. Na TABELA, <u>os valores significativos estão destacados ou seja, onde houve diferença.</u>	48
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

TABELA 5. Razão sexual para o Botinho (<i>H. wilderi</i>), entre 2000 a 2010 e para as três regiões estudadas.	57
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

TABELA 6. Razão sexual para o Mandubé (<i>A. ucayalensis</i>), entre 2000 a 2010 e para as três regiões estudadas.	57
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

TABELA 7. Razão sexual para a Sardinha Papuda (<i>T. trifurcatus</i>), entre 2000 a 2010 e para as três regiões estudadas.	58
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

TABELA 8. Razão sexual para a Uêua Cachorrinho (<i>A. falcistrostris</i>), entre 2000 a 2010 e para as três regiões estudadas.	58
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

CAPÍTULO IV. ASPECTOS DO FATOR DE CONDIÇÃO DE QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)

TABELA 9. Equações da relação peso-comprimento (Cp-Pt) e tipo de crescimento para as espécies estudadas, sexos agrupados e sexos separados, por região, entre os anos de 2000 a 2010.	72
---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

CAPÍTULO V. CRESCIMENTO, MORTALIDADES E TAXAS DE EXPLOTAÇÃO DE QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)

TABELA 10. Estimativa dos parâmetros da dinâmica populacional, por diferentes metodologias, entre 2000 a 2010 e por região, para o Botinho (<i>H. wilderi</i>).	98
TABELA 11. Estimativa dos parâmetros da dinâmica populacional, por diferentes metodologias, entre 2000 a 2010 e por região, para o Mandubé (<i>A. ucayalensis</i>).	99
TABELA 12. Estimativa dos parâmetros da dinâmica populacional, por diferentes metodologias, entre 2000 a 2010 e por região, para a Sardinha Papuda (<i>T. trifurcatus</i>).	100
TABELA 13. Estimativa dos parâmetros da dinâmica populacional, por diferentes metodologias, entre 2000 a 2010 e por região, para a Uêua Cachorrinho (<i>A. falcistrostris</i>).	101
TABELA 14. Equação de von Bertalanffy, para as quatro espécies estudadas e por região.	102

CAPÍTULO VI. ASPECTOS DA SELETIVIDADE DE REDES DE EMALHAR PARA QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)

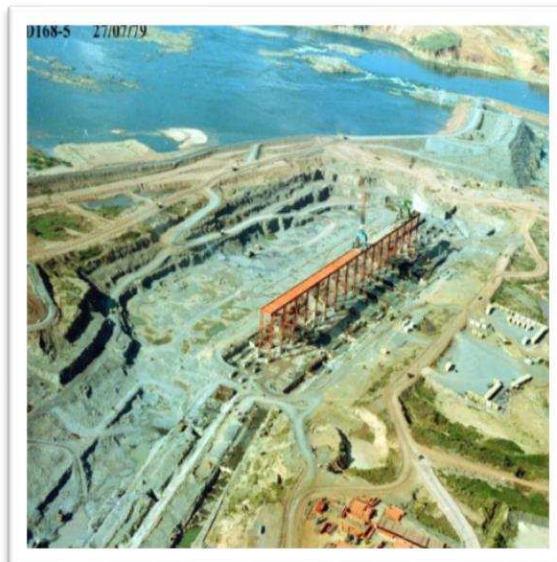
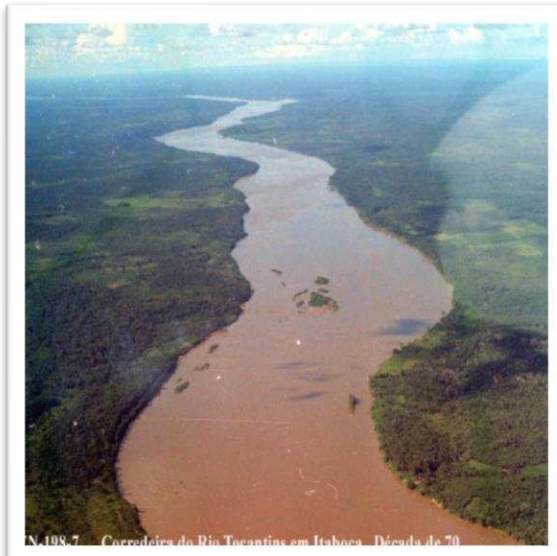
TABELA 15. Equações da seletividade da malha para as quatro espécies estudadas, por região, entre 2000 a 2010.	121
TABELA 16. Tamanho ótimo de captura, fator de seleção (FS), amplitude de seleção (AS), por malha, para as quatro espécies estudadas, nas três regiões estudadas da UHE Tucuruí, com redes de emalhar de diferentes tamanhos de malha (4, 6, 8 e 10), entre 2000 a 2010.	122
TABELA 17. Análise fatorial para o fator região, apresentando a composição das componentes malha, mês, sexo, (CT), (CP) e (PT), para as quatro espécies estudadas, entre 2000 a 2010.	127

CAPÍTULO VII. ASPECTOS DO RENDIMENTO POR RECRUTA PARA QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)

TABELA 18. Estimativas dos parâmetros da dinâmica populacional do Botinho (<i>H. wilderi</i>) e determinação do rendimento por recruta pela aplicação do método de Beverton e Holt (1957).	145
TABELA 19. Estimativas dos parâmetros da dinâmica populacional do Mandubé (<i>A. ucayalensis</i>) e determinação do rendimento por recruta pela aplicação do método de Beverton e Holt (1957).	145
TABELA 20. Estimativas dos parâmetros da dinâmica populacional da Sardinha Papuda (<i>T. trifurcatus</i>) e determinação do rendimento por recruta pela aplicação do método de Beverton e Holt (1957).	146
TABELA 21. Estimativas dos parâmetros da dinâmica populacional da Uêua Cachorrinho (<i>A. falcistrostris</i>) e determinação do rendimento por recruta pela aplicação do método de Beverton e Holt (1957).	146

CAPÍTULO I

“INTRODUÇÃO E REVISÃO DA LITERATURA”



INTRODUÇÃO

BIOLOGIA PESQUEIRA E DINÂMICA POPULACIONAL

No final do século XX houve uma crescente preocupação com a eficácia na avaliação e gestão das pescarias, com abordagens refletidas pelas tendências hoje documentadas desde 1950 nas estatísticas globais de desembarque pesqueiro, publicadas pela FAO/ONU (Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura). Projeções de aumento na demanda e no preço do pescado causariam impactos crescentes nos recursos pesqueiros e nos ecossistemas, exigindo uma busca imediata em metodologias de gerenciamento aprimoradas. Desta forma, a melhoria da gestão da pesca iria requerer, continuamente, uma compreensão dos axiomas¹, dos pressupostos do trabalho e como elas evoluiriam em resposta às condições locais e regionais sobre as espécies. Para isto, deve-se promover uma integração de metodologias, que reflitam as melhores situações, incorporando considerações ecossistêmicas, estimativas precisas e não viciadas de parâmetros ambientais e fatores socioeconômicos. As universidades e instituições de pesquisa também teriam ampla participação neste processo, assim como o poder público, nas funções de fiscalização e implementando as regulamentações decorrentes dos estudos (CADDY, 1999).

A gestão pesqueira deve ser eficiente e para isto, necessita de informações básicas fornecidas pelas avaliações dos estoques pesqueiros, que levam em consideração a biologia e da dinâmica dos estoques, pois afetam sua biomassa, que é a matéria prima das pescarias.

FONTELES-FILHO (1989) define a Biologia Pesqueira como o estudo do ciclo vital de espécies sujeitas à exploração pelo homem e das alterações dinâmicas que se processam no seu tamanho e faixa etária, em decorrência da própria exploração pesqueira.

Já a Dinâmica Populacional é a ciência que estuda as populações como unidades vivas, baseando-se na avaliação das modificações sofridas sob o impacto da pesca, que implica tanto numa retirada da biomassa num espaço de tempo relativamente curto e com alta intensidade, como na modificação estrutural do estoque pesqueiro. Wallace e Fletcher (2000), também definem a biologia pesqueira, como sendo o estudo da estrutura populacional, as interações entre os habitats e as comunidades, assim como a influência antrópica sobre os estoques. Castello (2007) definiu a dinâmica populacional, como os

¹ verdades inquestionáveis universalmente válidas, muitas vezes utilizadas como princípios de uma teoria ou como base para uma argumentação.

estudos das taxas de crescimento, mortalidade natural e por pesca, recrutamento, determinação da abundância, migrações, reprodução, alimentação, entre outros parâmetros.

No processo de gestão da pesca, os tomadores de decisão tendem a avaliar as populações de peixes em algum momento durante as pescarias e podem julgar que a base de conhecimento existente é insuficiente antes que ações apropriadas possam ser tomadas. Os gerentes deverão implementar algum tipo de avaliação como forma de medir o progresso em relação aos objetivos. Os gerentes também devem se esforçar para maximizar o seu conhecimento de uma população ao mesmo tempo que minimizam o tempo e o dinheiro gastos para adquirir esse conhecimento. Os termos 'avaliação da população' e 'avaliação de estoque' são usados de forma intercambiável por alguns gestores, haja vista, que a avaliação de estoque, geralmente, se refere àquela parte do população de peixes que é explorável pela pesca. Os pesquisadores quase nunca examinam todos os peixes de uma população, mas fazem inferências a partir de grandes amostras. Como, onde e quando essas amostras são conseguidas tem grande influência na qualidade dos dados e na validade das inferências, pois é importante considerar os eventuais vícios da amostragem e a precisão das estimativas (o grau de reprodutibilidade dos resultados). Uma variedade de parâmetros populacionais e índices são estimados para avaliar as populações de peixes, assim como suas respectivas influências e limitações (POPE *et al.*, 2010).

GIBBONS e MUNKITTRICK (1994) citam quais parâmetros são frequentemente estimados pelas pescarias experimentais e quais tipos de dados são necessários para quantificar a característica específica (TABELA 1). Além destas informações, a idade e o tamanho de primeira maturação, o tamanho mínimo de captura, o menor tamanho de adulto capturado, a taxa de crescimento e a razão sexual, são importantes quando se pretende explorar e preservar os estoques pesqueiros. Estas informações, quando analisadas em função de dados obtidos em períodos anteriores, para o mesmo ecossistema e mesmas espécies, podem indicar o estado de conservação atual das espécies.

TABELA 1. Parâmetros ou índices indicados para um estudo de Biologia Pesqueira e Dinâmica Populacional.

PARÂMETRO OU ÍNDICE	TIPO DE INFORMAÇÃO
DINÂMICA POPULACIONAL	
○ Abundância larval ou juvenil	abundância relativa e idade
○ Recrutamento	abundância relativa e idade
○ Crescimento	dados de comprimento e idade ou peso
○ Mortalidade	abundância relativa e idade
○ Exploração	abundância absoluta e captura ou dados de desembarque
ABUNDÂNCIA, DENSIDADE E DISTRIBUIÇÃO	
○ Abundância absoluta	subamostra de área, marca-recaptura ou depleção
○ Abundância relativa	captura por unidade de esforço - CPUE
○ Densidade	estimativa da população e delimitação da região
○ Distribuição	dados de ausência ou de presença de distribuição
ESTRUTURA POPULACIONAL	
○ Comprimento médio	Comprimento
○ Distribuição proporcional de tamanho	Comprimento
○ Idade média	idade
○ Classes de ano por amostra	idade
○ Comprimento por idade	idade e comprimento
○ Proporção juvenil : adulto	estádio de maturação
○ razão sexual	sexo
○ Idade de primeira maturação	idade, sexo e estágio de maturidade
○ Peso de primeira maturação	peso, sexo e estágio de maturidade

Fonte: GIBBONS e MUNKITTRICK (1994). Adaptado por POPE *et al.*, (2007).

BARRAMENTO DE RIOS E SEUS IMPACTOS

A contínua interferência das atividades humanas nos sistemas aquáticos continentais e marinhos resulta em impactos diretos e indiretos, com diferentes consequências para a qualidade da água, a biota aquática e o funcionamento de lagos, rios, represas, mares e oceanos. A construção de reservatórios para fins hidrelétricos é uma dessas atividades e produz alterações, qualitativas e quantitativas, na produtividade e mudanças estruturais e funcionais do sistema ambiental (THORNTON *et al.*, 1981; PETTS, 1984; STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000; PELICICE e AGOSTINHO, 2012, DE BEM *et al.*, 2021).

Cerca de 60% dos rios do planeta têm represas, e destas mais de 40 mil são classificadas como 'grandes', a maioria na Ásia, África e na América Latina (CBDB, 2011). No Brasil, as crescentes exigências de energia para sustentar o desenvolvimento econômico favoreceram a construção de usinas hidrelétricas, à custa dos ecossistemas fluviais. O país possui a terceira maior capacidade hidrelétrica instalada nas Américas, atrás apenas dos EUA e Canadá. Embora não haja consenso sobre o número exato, estima-se que existam nos rios brasileiros cerca de 1,5 mil represamentos, seja para geração de eletricidade, irrigação, abastecimento público e industrial, navegação, pesca ou lazer (PETESSE e PETRERE JR, 2012). A mais antiga barragem, que se tem notícia em território brasileiro, possivelmente no final do Século XVI, foi construída onde hoje é a área urbana do Recife/PE, inclusive antes mesmo da invasão holandesa e sendo conhecida atualmente como açude Apipucos. Na região amazônica, a Usina do Itapecuruzinho foi a primeira hidroelétrica nesta região, que está localizada no rio Itapecuruzinho, afluente do rio Manoel Alves Grande, que desemboca no rio Tocantins pela margem direita, no município de Carolina, Estado do Maranhão, sendo projetada e construída entre 1937 a 1940 (CBDB, 2011).

As alterações no meio ambiente são perceptíveis e polêmicas, sendo que a implantação de usinas hidroelétricas no Brasil se intensificou a partir da segunda metade do século XX, produzindo 73,8% de toda a energia elétrica do país (TUNDISI, 2003; AGOSTINHO *et al.*, 2007).

A matriz energética brasileira é constituída basicamente por hidrelétricas, devido a abundância dos recursos hídricos, mas promove uma série de modificações no ecossistema aquático. O setor elétrico brasileiro vem procurando entender a dinâmica dos reservatórios provenientes de hidrelétricas, pois grande parte das questões ambientais devem ser atenuados, tanto sobre a ictiofauna ou sobre a qualidade da água dos rios e reservatórios (CEMIG, 2014).

Os reservatórios são ecossistemas aquáticos artificiais que transformam as características hidrológicas e ecológicas de um rio. As biocenoses de peixes ou ictiocenoses do reservatório são dominadas por espécies mais aptas ao ambiente lântico, que podem inclusive, sustentar pescarias bastante rentáveis, principalmente nos primeiros anos após sua formação (PETRERE JR, 1996).

A implantação de represamentos transforma o ambiente lótico em semi lântico, gerando mudanças no solo e na vegetação em seu entorno e principalmente nos fatores físico-químicos da água (WOYNAROVICH, 1991). Estas modificações, devido aos barramentos, resultam em um rearranjo da ictiofauna da região, com possibilidade de substituição de algumas espécies de um porte maior e que alto valor econômico, por espécies de um porte menor e de baixo valor econômico (AGOSTINHO *et al.*, 2008).

Embora haja um consenso sobre a ocorrência de impactos negativos importantes sobre a ictiofauna causados pelos barramentos, pouco se conhece sobre a sequência de acontecimentos após o impacto inicial causado pela interrupção do fluxo normal do rio (CMB, 1999). A implantação de usinas hidrelétricas está sempre relacionada a uma série de impactos ambientais, sejam Positivos ou Negativos, em especial para a fauna de peixes, que habita os cursos d'água represados (AGOSTINHO *et al.*, 2007).

A construção de uma barragem transforma profundamente as características naturais de um rio, reduzindo a velocidade do fluxo, alterando a qualidade da água e o substrato, entre outras alterações. Essas mudanças afetam todos os organismos que vivem na água, inclusive os peixes, que geram maior preocupação por sua importância na pesca tanto comercial como esportiva (PETESSE e PETRERE JR, 2012; LOURES e POMPEU, 2012).

Os processos físicos, químicos e biológicos vigentes em um reservatório são mais complexos e variáveis dado ao caráter intermediário de sua estrutura e dinâmica, que se posiciona entre as de um rio e de um lago (MARGALEF, 1983). Variações temporais ou espaciais no fluxo da água através de reservatórios podem, por exemplo, alterar o sentido predominante do eixo ao redor do qual os processos se organizam, passando de vertical, como em lagos, para horizontal, como em rios e vice-versa (AGOSTINHO *et al.*, 2007).

As alterações no meio ambiente são perceptíveis e até mesmo polêmicas atualmente. Desde há tempos antigos, o barramento de rios constitui uma alternativa ao provisionamento e irrigação, além de proteger contra inundações e sendo útil para a aquicultura em gaiolas. Estas construções, no entanto, afetam os ecossistemas naturais (PETRERE JR, 1996; CEREGATO e PETRERE, 2003).

Quanto a sua dimensão temporal, o impacto pode ser abordado como de natureza aguda, quando o limiar de tolerância de determinadas espécies é excedido, levando a grandes mortandades ou fugas maciças. Já os impactos de natureza crônica surgem como decorrência de interações de processos biológicos, físicos e químicos que ocorrem de maneira gradual. Este grupo de impactos é mais complexo e exige monitoramento contínuo para que seja detectado, pois sua magnitude depende, além das características do reservatório, da localização, tempo de residência, profundidade, operação, das comunidades bióticas, a ação antrópica e o nível de conservação na bacia hidrográfica na área de influência da barragem (AGOSTINHO *et al.*, 1992).

As principais alterações ambientais decorrentes da implantação de barragens segundo CANTER (1991) são:



BACIA ARAGUAIA-TOCANTINS E UHE DE TUCURUÍ

A bacia hidrográfica do Araguaia-Tocantins tem extensão aproximada de 2.500 km, tendo origem na confluência dos rios Maranhão e das Almas (GO) até a foz na Baía de Marajó (PA), abrangendo uma área de drenagem de 767.000 km², distribuída entre os rios Araguaia (382.000 km²), Tocantins (343.000 km²) e Itacaiúnas (42.000 km²) (ELETRONORTE, 2007). O clima da região da Bacia do Araguaia-Tocantins é tropical do tipo quente úmido, tipo Koppen “Aw”, com a estação chuvosa de outubro a abril (temperaturas médias de 22°C) e os meses mais secos (junho a agosto) apresentando temperaturas mais elevadas com máximas superando 33°C (RIBEIRO *et al.*, 1995; IBGE, 1997; CETRA e PETRERE JR, 2001).

Os estudos de inventário e viabilidade para a construção da UHE Tucuruí tiveram início em 1972 e a sua inauguração em 1984. O reservatório se localiza no Rio Tocantins, na região central do Estado do Pará (03°43'S - 05°15'S; 49°12'W - 50°00'W), inundando uma área aproximada de 2.430 km², perímetro de 6.400km, profundidade média do reservatório de 17,5m, podendo atingir 75m nas proximidades da barragem (ELETRONORTE, 1989), com um tempo médio de retenção da água de 51 dias (PETRERE JR, 1996).

O principal controlador do volume de água no barramento é a operação da usina e para manter os níveis desejáveis de geração de energia, as comportas dos vertedouros são ajustadas (LIMA, 1998). Com as alterações operacionais realizadas em 2002, em função de sua segunda etapa, o reservatório passou da cota de 72m para 74m (ELETRONORTE, 2007).

ICTIOFAUNA IMPACTADA

Das alterações produzidas por barragens na Amazônia, talvez os mais dramáticos sejam o afogamento da flora e fauna terrestre e estas alterações iniciais sobre a ictiofauna, com grandes mortandades de peixes em alguns casos. Embora haja um consenso sobre a ocorrência deste impactos, pouco se conhece sobre a sequência de acontecimentos após o impacto inicial causado pela interrupção do fluxo normal do rio (LIMA *et al.*, 2018). Neste contexto, a UHE de Tucuruí relativamente adquiriu importância por ter sido o primeiro grande barramento realizado na Amazônia, na década de 80, apresentando resultados técnicos/econômicos (produção de energia elétrica) suficientemente importantes para justificar uma análise cuidadosa das relações entre os benefícios produzidos e os elevados custos ambientais associados ao empreendimento (ELETRONORTE, 2007).

Para as biocenoses de peixes ou ictiocenoses (FAUTH *et al.*, 1996)², alguns resultados inevitáveis são as alterações na abundância das espécies com a eventual eliminação de alguns componentes ictiofaunísticos, pois como estas assembléias de peixes, presentes em um reservatório, são as resultantes das colonizações realizadas por aquelas anteriormente presentes no rio. Por outro lado, outras espécies, naturalmente pré adaptadas, podem encontrar condições favoráveis e proliferam, enquanto outras, que não têm no novo ambiente as condições adequadas para satisfazer suas necessidades ecológicas, podem ter sua abundância reduzida ou mesmo eliminadas (AGOSTINHO *et al.*, 1992). Ainda, para estes mesmos autores, as alterações devido a construção de reservatórios, sobre as assembléias de peixes, devem ser analisados em suas dimensões espaciais e temporais.

As barragens podem não ter o poder de extinguir espécies, pois a distribuição dos peixes, geralmente, é bem maior que a das áreas inundadas. No entanto, as espécies podem desaparecer da área do reservatório e poderão estar a salvo, em locais a jusante e a montante da represa, se estes também não estiverem modificados (BRITSKI, 1994; LIMA, 2017; Druzian *et al.*, 2021).

² será referenciada como “assembléia de peixes” nesta tese.

Os efeitos sobre a ictiofauna devem ser analisados em suas dimensões espaciais (efeitos à jusante, sobre e dentro do corpo do reservatório e à montante) e temporais, antes e depois do barramento. A atenuação destes efeitos sobre a ictiofauna e de uma maneira geral, sobre os recursos pesqueiros, poderá ser atingida por ações de manejo abrangendo um planejamento suficientemente que contemple os fatores que atuam sobre a bacia hidrográfica. Desta maneira, o plano de manejo não pode ser executado sem haver um amplo estudo biológico, ambiental e socioeconômico da região, bem como deve ser implementado um contínuo programa de monitoramento das ações do manejo. Assim, podendo ser aferido os resultados desta gestão e efetuar as devidas adequações necessárias (AGOSTINHO *et al.*, 1992).

No reservatório formado pela barramento, conforme a CMB (1999), as principais alterações nas assembleias de peixes estão relacionadas ao acréscimo na população de peixes carnívoros de pequeno e médio porte, aumento de peixes planctófagos e estabelecimento de peixes iliófagos no trecho acima da represa. A mesma citação relata, que na região de jusante, ocorrem alterações nas assembleias, sem alterar a diversidade de espécies: os peixes predadores ocuparam o trecho mais próximo ao barramento e as espécies de valor comercial tiveram sua abundância reduzida. Menciona-se ainda, que as modificações da ictiofauna do Rio Tocantins, estavam relacionadas a formação do reservatório da usina:

- desaparecimento inicial da curimatá, curimbatá, curimbatá;
- interrupção da rota migratória de grandes bagres e os afetando;
- redução do estoque pesqueiro do mapará no baixo Tocantins;
- aumento da quantidade de peixes no médio Tocantins, que se alimentavam na área do reservatório e migrariam acima pelo RioTocantins para desovar.

Na situação de pré-enchimento, foram estimadas 300 espécies de peixes para o baixo Tocantins , de 126 gêneros, de 34 Famílias, com a dominância das ordens, Characiformes, Siluriformes e Perciformes (SANTOS *et al.*, 1984). Após a instalação das turbinas as condições ambientais se modificaram acentuadamente e as assembleias de peixes foram alteradas, sendo identificados 217 espécies, de 42 famílias e 13 ordens, com repercussões sobre a atividade e a produção pesqueira (SANTOS *et al.*, 2004). Leite (1993) cita que a diversidade H' de Sannon-Wiener, nos períodos pré e pós enchimento, se reduziu de 4,5 (bel/indivíduo) para 4,1 (bel/indivíduo) para a região

abaixo da barragem e de 4,7 (bel/indivíduo) para 3,4 (bel/indivíduo) no trecho acima da barragem, sendo que a equitabilidade, apresentou um pequeno aumento abaixo da barragem e um pequeno decréscimo acima do barramento. PETRERE JR (1996), cita que a riqueza de espécies e a diversidade também diminuiriam nestas fases, sendo que abaixo da barragem, houve uma redução na riqueza de 71 para 41 espécies (H' de 5,1 a 4,5 bel/indivíduo), na área do reservatório, de 70 a 32 (H' de 4,7 a 3,4 bel/indivíduo) e acima do reservatório de 71 a 39 (H' de 4,6 a 3,6 bel/indivíduo).

Após o enchimento, as alterações ambientais ocorridos durante a fase de construção da barragem eram previstos, com a obstrução do fluxo do rio para o enchimento do reservatório, e teria como consequência, uma série de efeitos ambientais severos de grandes magnitudes e amplitudes, inclusive sendo distintos para as diferentes regiões, como na área do reservatório, e os trechos à jusante e à montante do mesmo. Além disso, os problemas inicialmente de efeitos severos, no trecho à jusante da barragem, foram motivados pela interrupção do curso do rio e subsequentemente, com alterações das condições limnológicas na área do reservatório, além da transformação de um ambiente lântico com possibilidade de transformações irreversíveis na estruturas populacional das assembléias de peixes região (ELETRONORTE, 2007).

Desta forma, após esta introdução do assunto, a integração do conhecimento dos aspectos relacionados a biologia, dinâmica e ecologia das espécies, são importantes para se conhecer as populações de peixes, assim, favorecendo a correta administração e sustentabilidade destes recursos.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; GOMES, L.C. **Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and Fisheries**. 1119Braz. J. Biol., 68 (4, Suppl.):1119-1132, 2008.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. 1.ed. Maringá: EDUEM, v. 1, 2007.
- AGOSTINHO, A.A., JULIO JR. H.F., BORGHETTI, J. R. **Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu**. UNIMAR, v. 14, p.89-107, 1992.
- BRITSKI, H. A. **A fauna de peixes brasileiros de água doce e o represamento de rios**. Caderno 1, Fundamentos. In: Comitê Coordenador das Atividades de Meio Ambiente do Setor Elétrico (COMASE) / ELETROBRÁS. Seminário sobre a fauna aquática e o setor elétrico, Foz do Iguaçu, 23-30. 1994.
- CADDY, J. **Fisheries management in the twenty-first century: Will new paradigms apply?** Reviews in Fish Biology and Fisheries. 9. 1-43. 10.1023/A:1008829909601. 1999.
- CANTER, L.W. **Environmental indices in EIA**. International Course on management of Environmental Conflicts and Impact Assessment. Italy. 43pp. 1991.
- COMISSÃO MUNDIAL DE BARRAGENS-CMB. **Estudo de Caso da Usina Hidrelétrica de Tucuruí (Brasil): relatório final da fase de escopo**. Rio de Janeiro.80 p. 1999.
- CASTELLO, J.P. **Gestão sustentável dos recursos pesqueiros, isto é possível?** Pan- American Journal of Aquatic Sciences, 2(1): 47-52. 2007.
- COMITÊ BRASILEIRO DE BARRAGENS - CBDB. **A história das barragens no Brasil, Séculos XIX, XX e XXI : cinquenta anos do Comitê Brasileiro de Barragens**. Rio de Janeiro. b2011.
- CEMIG. **Condições ecológicas em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos**. Belo Horizonte. ISBN 978-85-87929-52-5. 2014.
- CEREGATO, S.A.; PETRERE JR., M. **Comparação financeira entre as pescarias artesanais no complexo de Urubupungá, no médio rio Paraná (Brasil)**. Braz J. Biol., vol. 63, n.4, p. 673-682. 2003.
- CETRA, M.; PETRERE JR., M. **Small-scale fisheries in the middle River Tocantins, Imperatriz (MA), Brazil**. Fisheries management and Ecology, vol. 8, p. 153-162. 2001.
- DE BEM, J.; RIBOLLI, J; RÖPKE, C.; WINEMILLER, K.O.; ZANIBONI-FILHO, E. **A cascade of dams affects fish spatial distributions and functional groups of local assemblages in a subtropical river**. Neotropical Ichthyology. 19(3):e200133. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2020-0133>. 2021.
- DRUZIAN, R.A.; FONSECA, J. R.S.; COLOMBARI NETO, J.; DEBONA, T.; SANTOS, V.V.DOS.; SILVA, P.R.L.DA.; MACIEL, A.L.; ORSI, C.H., *et al.* **Pequena central hidrelétrica afeta a estrutura populacional do lambari do rabo vermelho *Psalidodon aff. fasciatus* (Cuvier 1819)**. Research, Society and Development, 10(10), e51101018582. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i10.18582>. 2021.
- ELETRONORTE. **Diagnóstico preliminar do perfil socioeconômico dos pescadores ribeirinhos da área de influência do reservatório de Tucuruí**. Brasília, 2007.
- _____. **Plano de utilização do reservatório: a pesca nas áreas de influência local e de jusante caracterização preliminar (TUC 10-26443-RE)**. Centrais Elétricas do Norte do Brasil, S/A, Brasília. 124p. (Relatório). 1989.
- FAUTH, J.E.; BERNARDO, J.; CAMARA, M.; RESEARITS, W.J. Jr.; BUSKIRK, J.V.; McCOLLUM, S.A. **Simplifying the jargon of Community ecology: a conceptual approach**. The American Naturalist, Vol. 147, No. 2, pp. 282-286. 1996. URL: <http://www.jstor.org/stable/2463205>
- FONTELES-FILHO, A.A. **Recursos pesqueiros, Biologia e Dinâmica Populacional**. Fortaleza, imprensa oficial do Ceará. 296p. 1989.
- GIBBONS, W.N.; MUNKITTRICK, K.R. **A sentinel monitoring framework for identifying fish population responses to industrial discharges**. Journal of Aquatic Ecology and Health 3 : 227– 237. 1994.

- LEITE, R.A. **Efeitos da usina hidrelétrica de Tucuruí sobre a composição da ictiofauna das pescarias experimentais de malhadeiras realizadas no baixo rio Tocantins (PA)**. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 133 p. 1993.
- LIMA, F.P.; NOBILE, A.B.; FREITAS-SOUZA, D.; CARVALHO, E. D.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P. **Can dams affect the trophic structure of ichthyofauna? A long-term effects in the Neotropical region**. Iheringia. Série Zoologia [online]. 2018.
- LIMA, F.T. de; REYNALTE-TATAJE, D.A.; ZANIBONI-FILHO, E. **Effects of reservoirs water level variations on fish recruitment**. Neotropical Ichthyology. [online]. vol.15; n.3 2017.
- LIMA, I.B.T. **Utilização de imagens históricas TM para avaliação e monitoramento da emissão de CH₄ na UHE Tucuruí**. [Dissertação Mestrado]. (SP): Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 1998.
- LOURES, R.C.; POMPEU, P.S. **Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias Hydroelectric Dam, São Francisco River, Brazil**. Neotropical Ichthyology [online]. v. 10, n. 4. 2012.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega. 1010 p. 1983.
- IBGE. **Recursos naturais e meio ambiente: uma visão do Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro. 208 p. 1997.
- PELICICE, F.M; AGOSTINHO, C.S. **Deficient downstream passage through fish ladders: the case of Peixe Angical Dam, Tocantins River, Brazil**. Neotropical Ichthyology [online]. v. 10, n. 4. 2012.
- PETESSE, M.L., PETRERE JR., M. **Ciência Hoje**. São Paulo. n.293 v. 49 jun. 2012.
- PETRERE JR, M. **Fisheries in large tropical reservoirs in South America**. Lakes & Reservoirs. Research and Management, 2: 111-133. 1996.
- PETTS, G.E. **Impounded Rivers, Perspectives for Ecological Management**. London, John Wiley & Sons. 1984.
- POPE, K.L.; LOCHMANN, S.E.; YOUNG, M.K. **Methods for Assessing Fish Populations**. Nebraska Cooperative Fish & Wildlife Research Unit, Staff Publications. Paper 73. 2010.
- RIBEIRO, M.C.L.; PETRERE, M.; JURAS, A.A. **Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia-Tocantins river basin, Brasil**. Regulated Rivers: Res.and Management, 11: 325-350. 1995.
- SANTOS, G.M. dos; MERONA, B. de; JURAS, A.A.; JEGU, M. **Peixes do baixo rio Tocantins: 20anos depois da Usina Hidrelétrica de Tucuruí**. Brasília: Eletronorte. 216p. 2004.
- SANTOS, H.S.B., MALM, O.; KEHRIG, H.A. **Mercury contamination in *Cichla temensis* (tucunaré) from Tucuruí Reservoir, Brazilian Amazon**. p. 136 in 6th International Conference on Mercury as a Global Pollutant (ICMGP). Oct. 15-19, 2001, Minamata, Japan. ICMGP, Minamata, Japao, 392 p. 2001
- SANTOS, G.M. dos; JEGU, M.; MERONA, B. de. **Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins; projeto Tucuruí**. Manaus, ELETRONORTE/CNPq/INPA, 1984.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. **Gerenciamento da Qualidade da Água de Represas**. São Carlos. 280 p. 2000.
- THORNTON, K.W.; KENNEDY, R.H.; CARROLL, J.H.; WALKER, W.W.; GUNKEL, R.C.; ASHBY, S. **Reservoir Sedimentation and Water Quality-An Heuristic Mode 1**. In H.G. Stefan (ed), Proceedings Lf the Symposium on Surface Water Impoundments. Amer. Soc. Of Civil Eng., New York. 1981.
- TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. São Carlos: Rima Editora. 248p. 2003.
- WALLACE, R. K.; FLETCHER, K.M. **Understanding Fisheries Management: A Manuel for understanding the Federal Fisheries Management Process, Including Analysis of the 1996 Sustainable Fisheries Act**. (2nd Edition). 2000.
- WOYNAROVICH, E. **The hydroelectric power plants and the fish fauna**. Verh. Int. Verein. Limnol., v.24, p. 2531-2536, 1991.

CAPÍTULO II

“MATERIAIS E MÉTODOS”

obras
orte


SUPERINTENDÊNCIA DE PRODUÇÃO HIDRAULICA – CPH
USINA HIDRELÉTRICA TUCURUI

Eletrônica
Ambiental
TPM

CENTRO DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA UHE TUCURUI

O gerenciamento ambiental da Usina Hidrelétrica de Tucuruí está orientado por um Plano de Ações Ambientais que tem o objetivo de compensar, monitorar e controlar os impactos ambientais da UHE Tucuruí, na primeira e segunda etapas, a execução dos programas ambientais.

O CPA - **Centro de Proteção Ambiental** desenvolve por meio de programas ambientais, estudos e pesquisas, fiscalização, pesca experimental, educação ambiental e preservação de unidades de conservação na região do entorno da UHE Tucuruí.



ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende a região de influência da UHE de Tucuruí, que foi subdividida por regiões e os pontos de coleta selecionados, perante uma programação de amostragens da empresa Eletronorte/Eletrorás, que abrangesse os locais de influência do barramento e o período de inverno (chuva) e verão (menos chuvoso). Assim, estes pontos estavam abrangidos dentro das delimitações dos municípios ou áreas adjacentes a UHE de Tucuruí (FIGURA 1 e TABELA 2):

- Montante, na região lítica inicial (fluvial) do reservatório, ainda sob a influência do rio Tocantins, a qual inclui os municípios de Nova Ipixuna, Itupiranga e Marabá.
- Reservatório, compreendendo sua região central com característica predominantemente lítica, incluindo os municípios de Tucuruí (Caraípe), Breu Branco, Novo Repartimento, Goianésia do Pará e Jacundá.
- Jusante, compreendendo a região abaixo da barragem, caracterizada por ambiente lítico e próximo a Baía do Guamá. Inclui as regiões de Içangui, Tucuruí, Baião, Murucizal, Mocajuba, Cametá e Limoeiro do Ajuru.

TABELA 2. Descrição dos ambientes na área de influência da UHE de Tucuruí e com as respectivas coordenadas cartográficas.

REGIÃO	MUNICÍPIO	ESTAÇÃO AMOSTRAGEM (UTM)		DESCRIÇÃO
MONTANTE	Marabá (1)	692495	9420465	- Região de praias com paranás e ilhas
	Itupiranga (2)	686203	9436190	- Região de praias com paranás e ilhas
	Nova Ipixuna (3)	684667	9449803	- Água corrente em calha - Presença de pedrais e ilhas
RESERVATÓRIO	Jacundá (4)	678646	9489357	- Área com presença de ilhas
	Goianésia (5)	673670	9524623	- Área com presença de ilhas e considerado como reserva da base 04
	Novo Repartimento (6)	644944	9533240	- Área considerada antiga aldeia indígena Parakanã - Presença de ilhas e braços de Igarapés
	Tucuruí (Caraípe) (7)	643249	9575896	- Área bastante povoada com presença de ilhas e vários braços de Igarapés
	Breu Branco (8)	659986	9579363	- Presença de ilhas e solo arenoso - Próximo ao dique da barragem
JUSANTE	Içangui (9)	654239	9614818	- Água corrente em calha estreita; - Região de praias com paranás
	Baião (10)	652000	9658000	- Região de praias com paranás em ilhas; - Presença de lagoas marginais;
	Murucizal (11)	647411	9691302	- Paranás no arquipélago de Bacuri. - Solo lamacento (sedimentos muito pequenos)
	Mocajuba (12)	664620	9715265	- Área com presença de ilhas e praias e maré
	Cametá (13)	666267	9752365	- Área com presença de ilhas e praias e maré
	Limoeiro do Ajuru (14)	682149	9788946	- Área com presença de ilhas e praias e maré maré, no final do Rio Tocantins

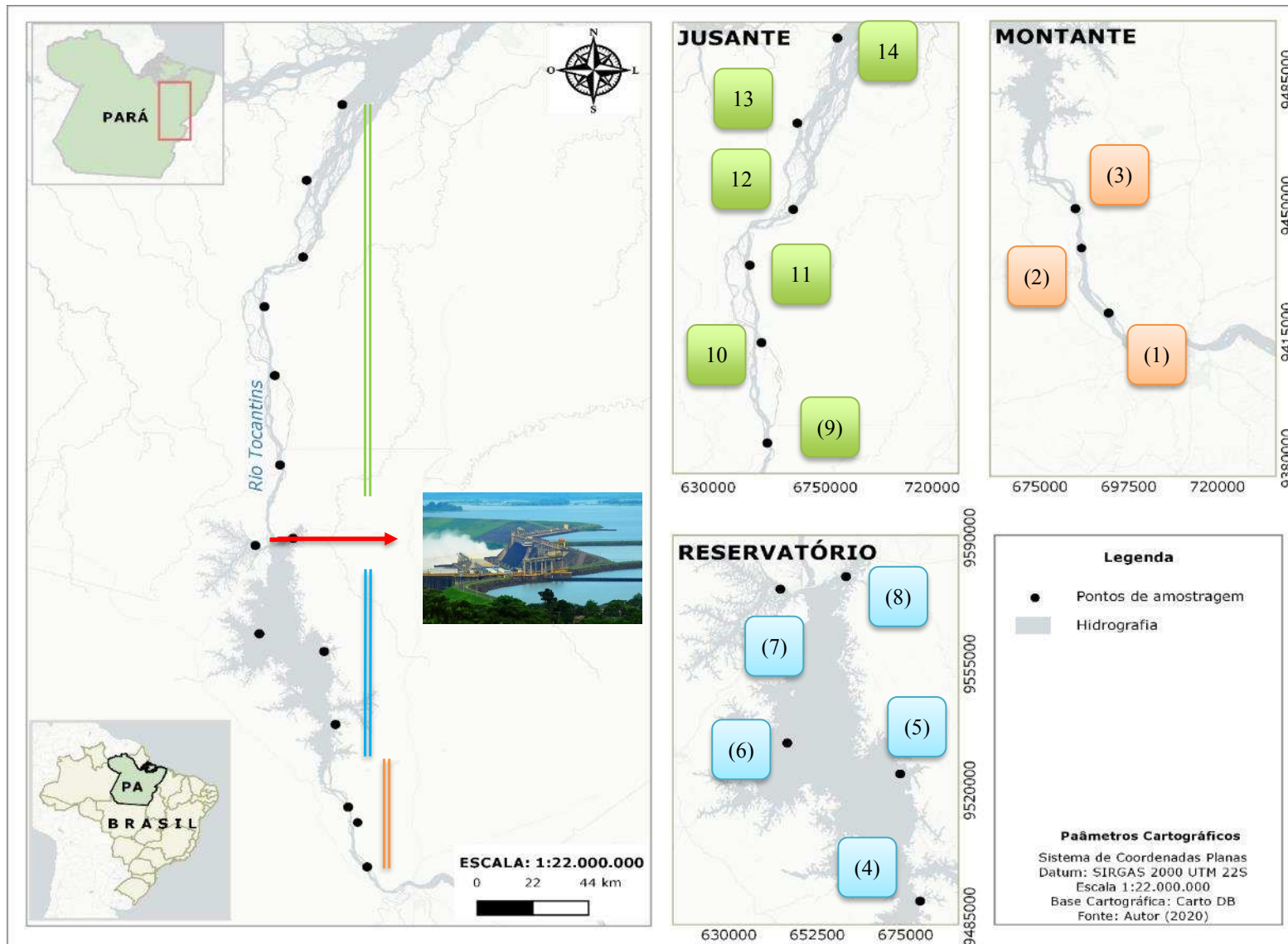


FIGURA 1. Área de estudo e a UHE de Tucuruí, além das regiões seccionadas de jusante (coloração verde), reservatório (coloração azul) e montante (coloração laranja).

CAPTURA, TRIAGEM E BIOMETRIA DOS PEIXES

Os dados desta tese, oficialmente cedidos pela ELETRONORTE/ ELETROBRÁS, provém de pescarias experimentais realizadas pela equipe de técnicos do Programa de Pesca e Ictiofauna da empresa, de 2000 a 2010 (FIGURA 2). A programação das campanhas eram duas capturas em cada ponto por ano, assim, abrangendo os períodos de inverno e verão. Ressalta-se ainda que as informações destas atividades foram importantes para as condicionantes da Licença de Operação da UHE de Tucuruí, solicitados pelo órgão ambiental Estadual.

O principal apetrecho de pesca utilizado nas pescarias experimentais foram as redes malhadeiras tipo espera (também se utilizava tarrafa, espinhel e matapi, mas não serão considerados), que eram dispostas em bateria com redes de 3 metros de altura e 80m de comprimento³ com malhas 4, 6, 8, 10, 12, 14 e 16. Essas pescarias foram realizadas nos períodos diurnos e noturnos, com duração aproximada de 24 horas, com revistas a cada 3 horas.

Os peixes capturados foram devidamente etiquetados, com informações sobre o local de captura, data e tamanho da malha de onde foram retirados. Posteriormente, foram acondicionados em caixas isotérmicas com gelo na proporção 1:1 e transportados para análise no Laboratório do Centro de Proteção Ambiental da UHE Tucuruí.

A seguir esses exemplares foram identificados com base na literatura específica e guias de identificação como Santos *et al.*, (1984), Santos e Mérona (1996) e Santos *et al.*, (2004). Cada exemplar foi medido com um ictiômetro graduado em milímetros, anotando-se os comprimentos total (Ct) e padrão (Cp). O peso total (Pt) foi mensurado, em gramas, utilizando-se uma balança analítica.

³ Os panos de rede foram adquiridos com comprimento inicial de 100 metros e 3 m de altura e após entalhados na base da Eletronorte, constatou-se uma redução de 15 a 20% no comprimento e até 10% na altura.



FIGURA 2. Atividade de pescarias experimentais realizadas pela equipe de Pesca e Ictiofauna da ELETRONORTE /ELETROBRÁS.

ESPÉCIES ESTUDADAS

O Botinho (*Hassar wilderi* Kindle, 1895) (FIGURA 3) pertence a Família Doradidae, tendo como características:

- Tamanho máximo: 250mm;
- Alimentação: onívoro, consome detritos, frutos, sementes, insetos e outros invertebrados aquáticos;
- Reprodução: desova total, na enchente; primeira maturação sexual ao redor de 140mm (Ct);
- Habitat: margens de rios e lagos



FIGURA 3. Fotografia de exemplar de *Hassar wilderi* – Botinho.
Fonte: SANTOS *et al.*, (2004).

- ❖ Diagnose: corpo alongado e com seção ligeiramente triangular; cabeça cônica; focinho longo, maior que a metade do comprimento da cabeça; olho ovóide e bem desenvolvido, maior que a distância inter-orbital; órbita sem margem livre; boca pequena e sub inferior; barbilhões unidos pela base e franjados; base da nadadeira ventral mais próximo da base da caudal que do focinho; um par de orifícios, em forma de “D”, em cada lado da placa nugal; 30 serra laterais, sendo as dez primeiras atrofiadas, representadas por pequenos espinhos; ausência de placa acima e abaixo do pedúnculo caudal; nadadeira peitoral distante da ventral e essa, distante da anal; adiposa pequena, sendo na base aproximadamente do mesmo tamanho do diâmetro da órbita; região temporal lisa, bem delimitados e em forma de coração; coloração castanha no dorso e cinza clara no ventre; uma mancha escura na extremidade dos primeiros raios moles da nadadeira dorsal; em indivíduos recém coletados o corpo é totalmente revestido por uma espessa camada de muco amarelado (SANTOS *et al.*, 2004).

O Mandubé (*Ageneiosus ucayalensis* Castelnau, 1855) (FIGURA 4) incluído na Família Auchenipteridae, tendo como características:

- Tamanho máximo: 300mm;
- Alimentação: carnívoro, consome peixes, insetos e outros invertebrados aquáticos;
- Reprodução: desova total, na enchente; primeira maturação sexual ao redor de 150mm (Ct);
- Habitat: calha e margens de rio.



FIGURA 4. Fotografia de exemplar de *Ageneiosus ucayalensis* – Mandubé.
Fonte: SANTOS *et al.*, (2004).

- ❖ Diagnose: corpo elevado; cabeça deprimida, mais longa que larga, contida cerca de 3,5 vezes no comprimento padrão; maxilar superior projetando-se sobre a mandíbula, deixando a boca em posição ventral, quando vista dorsalmente; mandíbula com perfil arredondado ou ligeiramente lanceolada, quando vista ventralmente; nadadeira anal longa, com cerca de 50 raios ramificados; nadadeira adiposa diminuta, do tamanho da órbita; nadadeira caudal bifurcada, com um mancha escura e ampla na base e outra na ponta dos lóbulos; coloração cinza escuro no dorso e topo da cabeça e clara no ventre; nadadeira peitoral com uma listra escura na porção anterior; nadadeira ventral, anal e adiposa uniformemente claras (SANTOS *et al.*, 2004).

A Sardinha Papuda (*Tripurtheus trifurcatus* Castelnau, 1855) (FIGURA 5) pertence a Família Characidae, tendo como características:

- Tamanho máximo: 250mm;
- Alimentação: onívoro, consome frutos, sementes, insetos e outros invertebrados;
- Reprodução: desova parcelado, com pico na enchente; primeira maturação com cerca de 110mm (Ct);
- Habitat: margens de rios e lagos.



FIGURA 5. Fotografia de exemplar de *Tripurtheus trifurcatus* - Sardinha Papuda.
Fonte: SANTOS *et al.*, (2004).

- ❖ Diagnose: corpo curto e comprimido lateralmente; altura e cabeça contidas, respectivamente 3 e 2,5 vezes no comprimento padrão; boca terminal; dentes tri a pentacuspídeos em 3 séries na maxila superior e uma série principal na mandíbula, atrás da qual ocorre um par de dentes cônicos; região anterior do corpo expandida e fina, formando uma quilha ventral, que se estende do istmo até a nadadeira anal; nadadeiras peitorais longas e em posição elevada; linha lateral com cerca de 34 escamas; 5 séries de escamas acima e 2 abaixo da linha lateral; 10 a 12 séries ao redor do pedúnculo caudal; nadadeira peitoral longa, alcançando a extremidade da ventral; caudal emarginada e com os raios medianos prolongados em forma de filamento escuro; coloração cinza no dorso e prateada no ventre e parte inferior e lateral da cabeça (SANTOS *et al.*, 2004).

A Uêua Cachorrinho (*Acestrorhynchus falcistrotris* Cuvier, 1819⁴) (FIGURA 6) incluída na Família Acestrorhynchidae, tendo como características:

- Tamanho máximo: 400mm;
- Alimentação: ictiófago, consome peixes inteiros;
- Reprodução: desova total, no início da enchente;
- Habitat: margens de rios e lagos.



FIGURA 6. Fotografia de exemplar de *Acestrorhynchus falcistrotris* - Uêua.
Fonte: SANTOS *et al.*, (2004).

- ❖ Diagnose: corpo bastante alongado; altura contida 5,5 a 6 vezes no comprimento padrão; focinho alongado e pontudo; maxila superior projetando-se sobre a inferior; dentes caniniformes e caninos em ambas maxilas; extremidade da maxila superior com um par de dentes pequenos, antes da presa, sendo que essa segue em uma série de 8 a 10 dentes pequenos, antes da segunda presa; escamas diminutas e fracamente implantadas; linha lateral com 160 a 180 escamas; 30 a 37 séries de escamas acima e 17 a 22 séries abaixo da linha lateral; 40 a 42 séries de escamas ao redor do pedúnculo caudal; coloração cinza escura no dorso e clara no ventre; região opercular cinza metálico; uma mancha escura, pequena e arredondada no final do pedúnculo caudal; nadadeiras cinza amareladas com tonalidades mais escuras, sobretudo a dorsal e a caudal (SANTOS *et al.*, 2004).

⁴ Choris, Louis, 1795-1828; Cuvier, Georges, baron, 1769-1832; Chamisso, Adelbert von, 1781-1838; Gall, F. J. (Franz Joseph), 1758-1828

Voyage pittoresque autour de monde : avec des portraits de sauvages d'Amérique, d'Asie, d'Afrique, et des îles du Grand océan; des paysages, des vues maritimes, et plusieurs objets d'histoire naturelle; accompagné de descriptions par le Baron Cuvier, et A. de Chamisso, et d'observations sur les crânes humains, par m. le docteur Gall. 1822.

REFERÊNCIAS

CASTELNAU, F.L. de L. de. **Animaux nouveaux ou rares recueillis pendant l'expédition dans les parties centrales de l'Amérique du Sud, de Rio de Janeiro a Lima, et de Lima au Para; exécutée par ordre du gouvernement français pendant les années 1843 a 1847.** Paris, Chez P. Bertrand, vol. 7, pt. 2, 112p. 1855.

KINDLE, E. M. **The South American Cat-fishes Belonging to Cornell University.** Annals of the New York Academy of Sciences, Vol. 8. 1895.

SANTOS, G.M. dos; MERONA, B. de; JURAS, A.A.; JEGU, M. **Peixes do baixo rio Tocantins: 20anos depois da Usina Hidrelétrica de Tucuruí.** Brasília: Eletronorte, 216p. 2004.

SANTOS, G.M. dos; MERONA, B. **Impactos imediatos da UHE Tucuruí sobre as comunidades de peixes e a pesca.**In: Magalhães, S.B.; Britto, R.C.; Castro, E.R. (orgs.). Energia na Amazônia. Vol. 1. Museu Emílio Goeldi/UFPA/Associação de Universidades Amazônicas. Belém, Pa. p: 251-258. 1996.

SANTOS, G.M.; JEGU, M.; MÉRONA, B. **Catálogo de peixes comerciais do baixo Rio Tocantins.** ELETRONORTE/CNPq/INPA. Manaus, 1984.

CAPÍTULO III

“ASPECTOS DA BIOLOGIA PESQUEIRA DE QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)”



INTRODUÇÃO

A proposta deste capítulo é estimar dados morfométricos, a composição e a frequência das classes de comprimento, a relação peso-comprimento, o tipo de crescimento e a razão sexual, para as quatro espécies estudadas e por região.

RAZÃO SEXUAL

A razão sexual fornece informações importantes para o conhecimento da relação entre os indivíduos, machos e fêmeas, e o meio onde vivem, assim como o estado trófico de uma dada espécie, que é sua adaptação à disponibilidade de alimentos. Caso o suprimento seja adequado poderá haver o predomínio de fêmeas na população e implicando numa maior taxa de recrutamento (NIKOLSKY, 1969; KJESBU, *et al.*, 2009). VAZZOLER (1996), cita que esta razão é relativamente importante para se estimar a composição da população, avaliar o potencial reprodutivo e verificar a estimativa da biomassa do estoque pesqueiro. Ainda segundo esta autora, a razão sexual em peixes, sofre influência ao longo do seu ciclo de vida, em função de eventos sucessivos e que atuam de modo distinto sobre os organismos de cada sexo, como é o caso da mortalidade natural, que pode determinar o predomínio de indivíduos de um dos sexos, além de poder ser interpretada como uma das táticas adotadas pelas espécies visando a reposição populacional. A desproporcionalidade entre os sexos, pode ainda estar relacionada a diferenças na taxas de crescimento entre machos ou fêmeas, favorecendo a captura de exemplares maiores de um dos sexos (NARAHARA, 1985; BASILE MARTINS *et al.*, 1986).

Existem muitas relações derivadas da razão sexual, sendo que SCHAFFER (1974), menciona que o tamanho da primeira maturação gonadal é um parâmetro extremamente importante no ciclo de vida das espécies. Já TOLEDO FILHO (1981), cita que a comprovação de substancial material genético na delimitação deste parâmetro de razão, pode indicar que este indivíduo pode ter se adaptado para a fase de reprodução. WOOTTON (1990), mencionou que partindo da razão sexual, pode-se estimar o tamanho e idade de primeira maturação gonadal.

Em relação a razão sexual, alguns aspectos devem ser considerados, como: a duração e o estudo da razão entre sexos; o tempo de estudo não deve ser menor que doze meses; a estrutura da população deve ser considerada para o período como um todo; deve-se levar em conta a variação temporal da razão entre fêmeas e machos; verificar a razão sexual por classes de comprimento (VAZZOLER, 1996).

METODOLOGIA

DADOS MORFOMÉTRICOS E DISTRIBUIÇÃO DE FREQUÊNCIA

Para as espécies estudadas foi estimado o comprimento total (Ct), comprimento padrão (Cp) e peso total (Pt), sendo comparadas para averiguação, duas a duas entre as regiões, ou seja, “jusante x reservatório”, “jusante x montante” e “reservatório x montante. Assim, tendo a possibilidade de verificar se havia diferenças significativas entre as medidas morfométricas e por regiões. Para tal análise foi realizado o teste de Shapiro Wilk, para examinar a hipótese de normalidade dos dados para o (Ct), (Cp) e (Pt), para as três regiões e para as quatro espécies estudadas. Foi aplicada a ANOVA não - paramétrica de Kruskal-Wallis (K-W), para todas as comparações, devido a não normalidade nos dados. A seguir, foi aplicado o teste de Dunn (1964), sendo descrito como um método de comparações múltiplas pareadas, baseadas nas atribuições dos postos de forma conjunta, que indica quais os níveis dos tratamentos são diferentes dois a dois (PONTES, 2000).

Foram elaborados *boxplots*⁵ para ilustrar e comparar (Ct), (Cp) e (Pt), para as três regiões e para as quatro espécies estudadas. Estes gráficos do tipo *boxplot* foram elaborados para comparar as informações, entre as regiões, de comprimento total (Ct), comprimento padrão (Cp) e peso total (Pt).

Para as análises das frequências, de comprimento padrão das espécies estudadas, os indivíduos capturados foram distribuídos em classes, sendo analisados conforme a região, sexo agrupados sexos separados.

⁵ Nos *boxplots*, a linha horizontal perto do meio de uma caixa é a mediana; a parte superior e a inferior da caixa são o 75° e 25° percentil, marcando assim o intervalo interquartil (IQR), ou seja, a caixa inclui 50% dos dados. A parte entalhada da caixa marca o nível de confiança de 95% para a mediana. Assim, se as partes entalhadas de duas variáveis não se sobrepõem, então suas medianas são significativamente diferentes. Valores fora dos valores adjacentes superiores ou inferiores são considerados *outliers*. Os valores que se enquadram em 3 IQRs do 75° ou 25° percentil são considerados *outliers* "leves" e não é incomum, sendo representados por um ponto aberto. Os valores que estão fora de 3 IQRs são considerados *outliers* graves e são raros; eles são representados por um ponto preto (QUINN e KEOUGH, 2002).

RAZÃO SEXUAL

Para as quatro espécies, a análise da razão entre os sexos foi estimada por ano e por região e utilizando-se a informação por sexo, nos quais foi aplicado o teste qui quadrado (χ^2) com o objetivo de se testar a hipótese nula que a razão entre os sexos é de 1:1 entre machos e fêmeas, com significância $p < 0,05$ (VAZZOLER, 1996). Assim, os valores calculados do (χ^2) foram comparados com o valor crítico tabelado $\chi_{0.05;1}^2 = 3,84$. Assim, foi calculado o somatório de fêmeas e de machos, bem como a frequência porcentual, assim, obtendo o valor de $X^2 = \sum[(\frac{O-E}{E})^2]$, onde, O= frequência porcentual observada de fêmeas e machos; E = frequência esperada (valor médio) entre os sexos.

RESULTADOS

RELAÇÕES MORFOMÉTRICAS

Durante o período estudado, foram realizadas 272 pescarias experimentais, nas regiões de jusante, reservatório e montante. Foram coletados 4070 indivíduos do Mandubé (*A. ucayalensis*), 2070 indivíduos de Botinho (*H. wilderi*), 2034 indivíduos da Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*) e 2008 indivíduos da Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*). Foram calculadas para todo o período, para as quatro espécies estudadas, sexos separados, a média aritmética, o máximo, o mínimo e o desvio padrão, por região e sexo, para o comprimento total (Ct - mm), comprimento padrão (Cp - mm) e peso (Pt - g) (TABELA 3).

TABELA 3. Dados morfométricos de comprimentos (totais e padrão) e peso total, por região e por sexo, para as espécies estudadas, entre os anos de 2000 a 2010.

REGIÃO		Botinho (<i>H. wilderi</i>)		Mandubé (<i>A. ucayalensis</i>)		Sardinha Papuda (<i>T. trifurcatus</i>)		Uêua Cachorrinho (<i>A. falcirostris</i>)	
		♀	♂	♀	♂	♀	♂	♀	♂
JUSANTE	N	1140	684	593	696	257	160	206	70
<i>Ct</i> (mm)	mín	100,00	100,00	120,00	100,00	110,00	110,00	120,00	160,00
	máx	260,00	240,00	380,00	330,00	340,00	260,00	370,00	350,00
	média	150,41	150,35	179,60	179,59	163,08	163,11	235,11	235,50
	dp	20,98	20,95	37,10	37,11	29,42	29,63	41,50	41,19
<i>Cp</i> (mm)	mín	80,00	80,00	90,00	80,00	100,00	100,00	100,00	120,00
	máx	210,00	190,00	330,00	290,00	290,00	230,00	325,00	320,00
	média	124,63	124,57	152,06	152,09	141,87	142,11	207,11	209,37
	dp	19,65	19,61	34,24	34,21	24,90	25,06	36,61	36,16
<i>P</i> (g)	mín	10,00	10,85	11,20	12,00	19,08	17,61	12,95	24,05
	máx	170,00	110,74	418,60	222,00	236,00	140,01	348,00	314,50
	média	40,96	40,90	45,76	45,70	52,79	52,36	97,46	98,00
	dp	21,67	21,62	38,42	38,42	26,63	25,89	48,41	47,95
RESERVATÓRIO	N	76	33	1028	766	598	360	1090	467
<i>Ct</i> (mm)	mín	120,00	120,00	100,00	90,00	120,00	90,00	130,00	90,00
	máx	230,00	220,00	380,00	430,00	370,00	350,00	410,00	400,00
	média	173,54	172,66	210,68	210,67	177,74	177,71	269,18	268,12
	dp	32,10	31,99	36,07	36,09	39,08	39,12	47,67	46,79
<i>Cp</i> (mm)	mín	90,00	100,00	80,00	70,00	90,00	70,00	100,00	70,00
	máx	200,00	180,00	360,00	350,00	270,00	300,00	390,00	365,00
	média	147,36	146,46	182,21	182,30	151,62	151,68	234,91	234,93
	dp	29,24	29,13	32,31	32,33	34,74	34,79	43,25	42,43
<i>P</i> (g)	mín	19,06	19,02	10,00	17,17	12,91	14,00	19,06	18,00
	máx	158,57	144,30	356,35	686,95	333,00	298,00	528,82	649,27
	média	74,33	73,18	74,31	74,35	65,23	65,18	146,51	145,15
	dp	39,73	39,44	46,92	46,94	40,44	40,44	82,16	79,55
MONTANTE	N	89	48	564	423	419	214	139	62
<i>Ct</i> (mm)	mín	120,00	120,00	110,00	120,00	110,00	120,00	160,00	150,00
	máx	235,00	190,00	360,00	380,00	380,00	300,00	440,00	400,00
	média	148,61	147,79	199,91	199,99	190,24	191,65	240,07	247,23
	dp	26,87	26,87	34,21	34,21	44,54	45,06	41,61	41,35
<i>Cp</i> (mm)	mín	100,00	100,00	90,00	100,00	90,00	100,00	130,00	135,00
	máx	210,00	170,00	320,00	340,00	360,00	260,00	420,00	350,00
	média	125,95	125,34	170,92	171,00	165,96	167,47	209,98	217,29
	dp	24,95	24,83	31,15	31,13	41,75	42,03	39,70	39,17
<i>P</i> (g)	mín	22,02	23,02	13,40	12,00	12,00	18,00	28,00	25,64
	máx	152,00	98,09	443,90	507,70	314,00	229,00	674,94	505,70
	média	42,37	42,01	61,32	61,36	67,91	69,15	101,97	108,19
	dp	27,54	27,04	37,76	37,72	41,13	41,74	68,18	72,08

O Botinho (*H. wilderi*) apresentou para o comprimento total, as amplitudes de 100,00 a 240,00 mm, mínimo e máximo, para machos (n= 684) e de 120,00 a 220,00 mm, mínimo e máximo, para fêmeas (n= 1140), nas regiões de jusante e do reservatório, respectivamente. A média do comprimento total foi estimada para a região do reservatório para os machos $173,54 \pm 32,10$ mm (n= 76) e para as fêmeas $172,66 \pm 31,99$ mm (n= 33). O comprimento padrão, para a região de jusante, apresentou indivíduos, tanto machos (n= 33) quanto fêmeas (N= 76), um valor mínimo de 80,00 mm. A média deste comprimento foi numericamente maior na região do reservatório tanto para machos ($147,36 \pm 29,24$ mm, n= 76) como para fêmeas ($146,46 \pm 29,13$ mm, n= 33), mas não apresentando diferença significativa, conforme teste ANOVA não - paramétrica de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$). Já a média de peso foi maior na região do reservatório, tanto para machos ($74,33 \pm 39,73$ g, n= 76) quanto para fêmeas ($73,18 \pm 39,44$ g, n= 33), mas não apresentando diferença significativa, conforme teste ANOVA não paramétrica de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$).

O Mandubé (*A. ucayalensis*) apresentou um valor máximo para (Ct) em machos com 380,00 mm nas regiões de jusante e no reservatório e fêmea de 430,00 mm na região do reservatório. A média deste parâmetro foi maior na região do reservatório, tanto para machos ($210,68 \pm 36,07$ mm, n= 1028) quanto para fêmeas ($210,67 \pm 36,09$ mm, n= 766), mas não apresentando diferença significativa, conforme teste ANOVA não - paramétrica de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$). Em relação ao peso, para macho, um valor máximo (443,90 g) foi verificado na região de montante e uma fêmea na região do reservatório com 686,95 g. A média de peso foi maior na região do reservatório, tanto para machos ($74,31 \pm 46,92$ g, n= 1028) quanto para fêmeas ($74,35 \pm 46,94$ g, n= 766), mas não apresentando diferença significativa, conforme teste ANOVA não paramétrica de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$).

A Sardinha (*T. trifurcatus*) apresentou, na região de montante, indivíduos com valor mínimo para o comprimento total para fêmea na região do reservatório com 90,00 mm e um valor máximo para macho com 380,00 mm. Já a média deste parâmetro foi maior na região de montante, tanto para machos ($190,24 \pm 44,54$ mm, n= 419) quanto para fêmeas ($191,65 \pm 45,06$ mm, n= 214), mas não apresentando diferença significativa, conforme teste ANOVA não - paramétrica de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$). O peso mínimo para esta espécie foi registrado para uma fêmea (12,00 g) na região de montante e o máximo também para uma fêmea na região do reservatório. A média de peso foi maior na região de montante, tanto para machos ($67,91 \pm 41,13$ g, n= 419) quanto fêmeas ($69,15 \pm 41,74$ g, n= 214), mas não apresentando diferença significativa, conforme teste ANOVA não paramétrica de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$).

Para a Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*), para o comprimento total, apresentaram um valor mínimo para fêmeas, na região do reservatório, de 90,00 mm, já para este parâmetro, um valor máximo ocorreu para macho (440,00 mm), na região de montante. A média para este parâmetro, nesta região, foi maior tanto para machos ($269,18 \pm 47,67$ mm, n= 139) quanto para fêmeas ($268,12 \pm 46,79$ mm, n= 62), na região do reservatório, mas não apresentando diferença significativa, conforme teste ANOVA não paramétrica de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$). Ainda para esta espécie, os menores valores foram apresentados na região de jusante, tanto para macho (12,95 g) quanto para fêmea (24,05 g), no entanto, um indivíduo macho ocorreu com 674,94 g na região de montante. A média de peso foi maior na região do reservatório, tanto para machos ($101,97 \pm 68,18$ g, n= 1090) quanto para fêmeas ($108,19 \pm 72,08$ g, n= 467), mas não apresentando diferença significativa, conforme teste ANOVA não paramétrica de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$). Ficou constado uma grande quantidade de fêmeas na região do reservatório, podendo indicar uma região com características adequadas e parâmetros ambientais propícios para a sobrevivência e reprodução.

Pela análise de Dunn (TABELA 4), para verificar se houve diferença entre os dados morfométricos e entre as regiões, para o Botinho (*H. wilderi*), o comprimento total (Cp) não apresentou diferença significativa para as três regiões, para o comprimento padrão (Cp) houve diferença entre as regiões de jusante x montante e para o peso total (Pt), houve diferença entre as regiões de jusante x montante. Para o mandubé (*A. ucayalensis*), foi constatado que não houve diferença significativa para os parâmetros (Ct), (Cp) e (Pt) nas três regiões estudadas. Para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), foi mostrado que para o (Ct) e (Cp) não houve diferença significativa entre as três regiões, mas para o (Pt), a região do reservatório x montante apresentou diferença significativa. Para a Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*), foi constatado que houve diferença significativa para os parâmetros (Ct), (Cp) e (Pt) na região de jusante x montante.

Os *boxplots*, do comprimento total (Ct), comprimento padrão (Cp) e peso total (Pt), para as quatro espécies, sexos agrupados e por região são apresentados pelas FIGURAS 7, 8, 9 e 10.

TABELA 4. Análise de Dunn indicando em quais regiões havia diferença entre os dados morfométricos, sendo que se $p > 0,05$, implica que há diferença significativa ou $p < 0,05$, implica que não há diferença significativa. Na TABELA, **os valores significativos estão destacados ou seja, onde houve diferença.**

		Botinho (<i>H. wilderi</i>)			Mandubé (<i>A. ucayalensis</i>)			Sardinha Papuda (<i>T. trifurcatus</i>)			Uêua Cachorrinho (<i>A. falcirostris</i>)		
COMPRIMENTO TOTAL (Ct)	REGIÃO	jusante	reservatório	montante	jusante	reservatório	montante	jusante	reservatório	montante	jusante	reservatório	montante
	jusante	-	3,708e ⁻¹¹	7,753e ⁻⁵	-	4,477e ⁻¹⁶³	2,375e ⁻⁶¹	-	4,4799e ⁻⁹	1,882e ⁻²²	-	2,267e ⁻²⁸	0,669
	reservatório	3,708e ⁻¹¹	-	5,732e ⁻¹⁵	4,477e ⁻¹⁶³	-	1,045e ⁻¹³	4,4799e ⁻⁹	-	1,172e ⁻⁷	2,267e ⁻²⁸	-	9,229e ⁻²⁰
	montante	7,753e ⁻⁵	5,732e ⁻¹⁵	-	2,375e ⁻⁶¹	1,045e ⁻¹³	-	1,882e ⁻²²	1,172e ⁻⁷	-	0,669	9,229e ⁻²⁰	-
COMPRIMENTO PADRÃO (Cp)	REGIÃO	jusante	reservatório	montante	jusante	reservatório	montante	jusante	reservatório	montante	jusante	reservatório	montante
	jusante	-	1,583e ⁻¹⁴	0,238	-	7,570e ⁻¹⁸¹	2,224e ⁻⁶⁰	-	7,271e ⁻⁵	1,941e ⁻²⁰	-	2,623e ⁻²³	0,977
	reservatório	1,583e ⁻¹⁴	-	1,891e ⁻¹¹	7,570e ⁻¹⁸¹	-	4,373e ⁻¹⁹	7,271e ⁻⁵	-	6,653e ⁻¹²	2,623e ⁻²³	-	3,250e ⁻¹⁸
	montante	0,238	1,891e ⁻¹¹	-	2,224e ⁻⁶⁰	4,373e ⁻¹⁹	-	1,941e ⁻²⁰	6,653e ⁻¹²	-	0,977	3,250e ⁻¹⁸	-
PESO TOTAL (Pt)	REGIÃO	jusante	reservatório	montante	jusante	reservatório	montante	jusante	reservatório	montante	jusante	reservatório	montante
	jusante	-	5,248e ⁻¹⁵	0,052	-	1,885e ⁻²¹¹	2,431e ⁻⁶⁵	-	3,550e ⁻⁷	3,411e ⁻⁹	-	2,916e ⁻³¹	0,983
	reservatório	5,248e ⁻¹⁵	-	1,990e ⁻¹³	1,885e ⁻²¹¹	-	3,284e ⁻²⁵	3,550e ⁻⁷	-	0,148	2,916e ⁻³¹	-	5,151e ⁻²⁴
	montante	0,052	1,990e ⁻¹³	-	2,431e ⁻⁶⁵	3,284e ⁻²⁵	-	3,411e ⁻⁹	0,148	-	0,983	5,151e ⁻²⁴	-

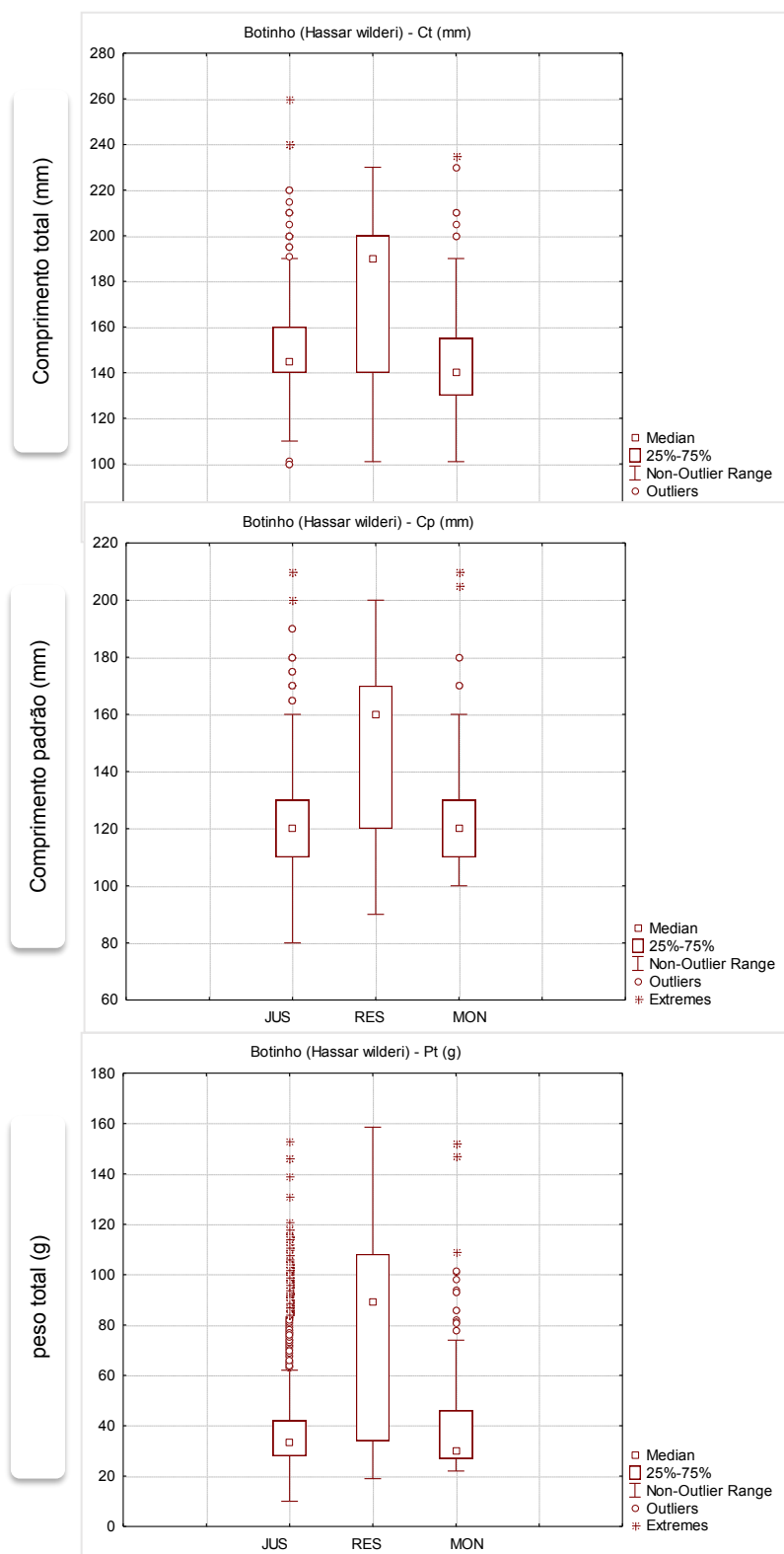


FIGURA 7. *Boxplot* para o comprimento total (Ct – mm), comprimento padrão (Cp – mm) e peso total (Pt – g), nas três regiões estudadas, sexos agrupados, no período de 2001 a 2010, do Botinho (*H. Wilderi*).

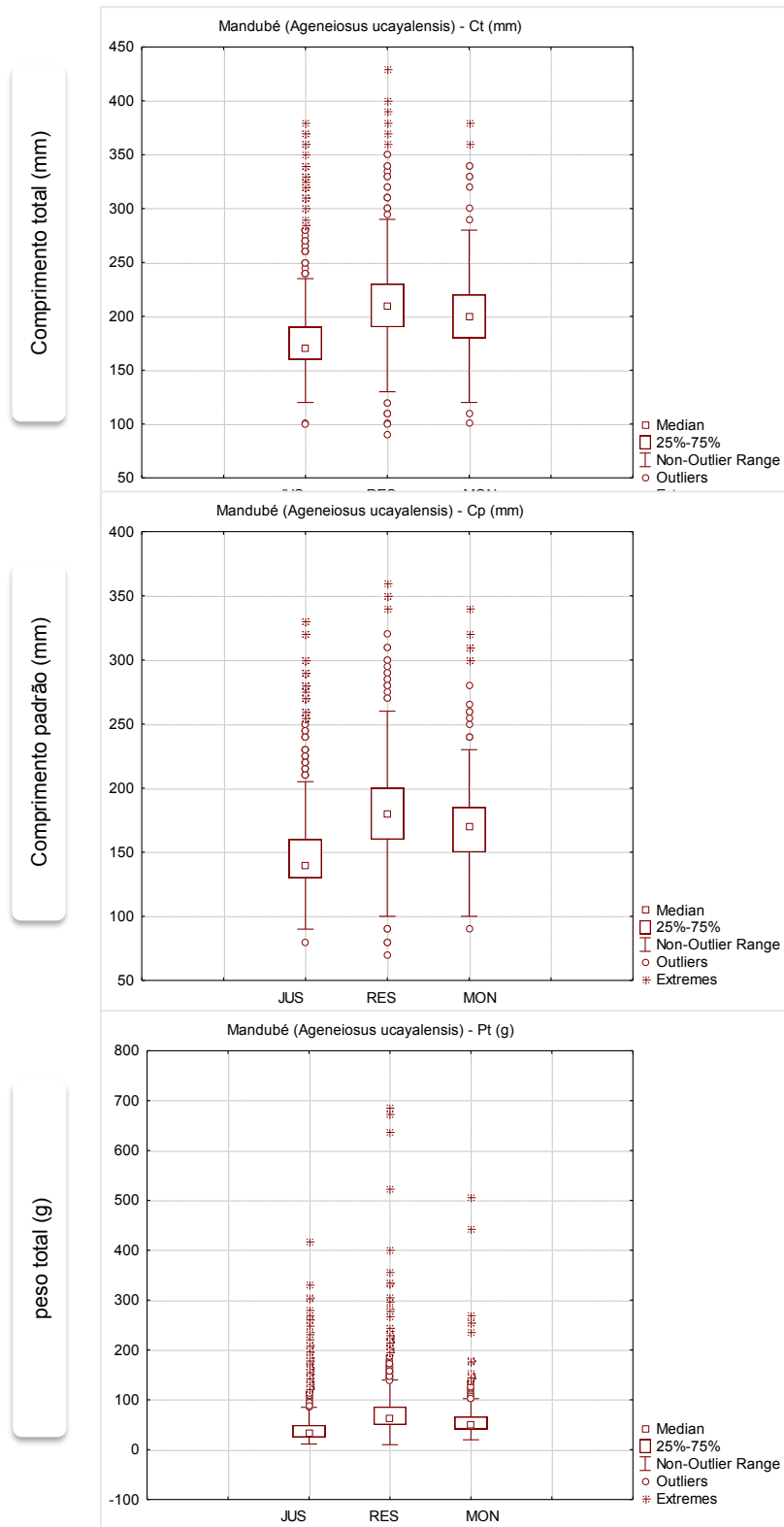


FIGURA 8. *Boxplot* para o comprimento total (Ct – mm), comprimento padrão (Cp – mm) e peso total (Pt – g), nas três regiões estudadas, sexos agrupados, no período de 2001 a 2010, do Mandubé (*A. ucayalensis*).

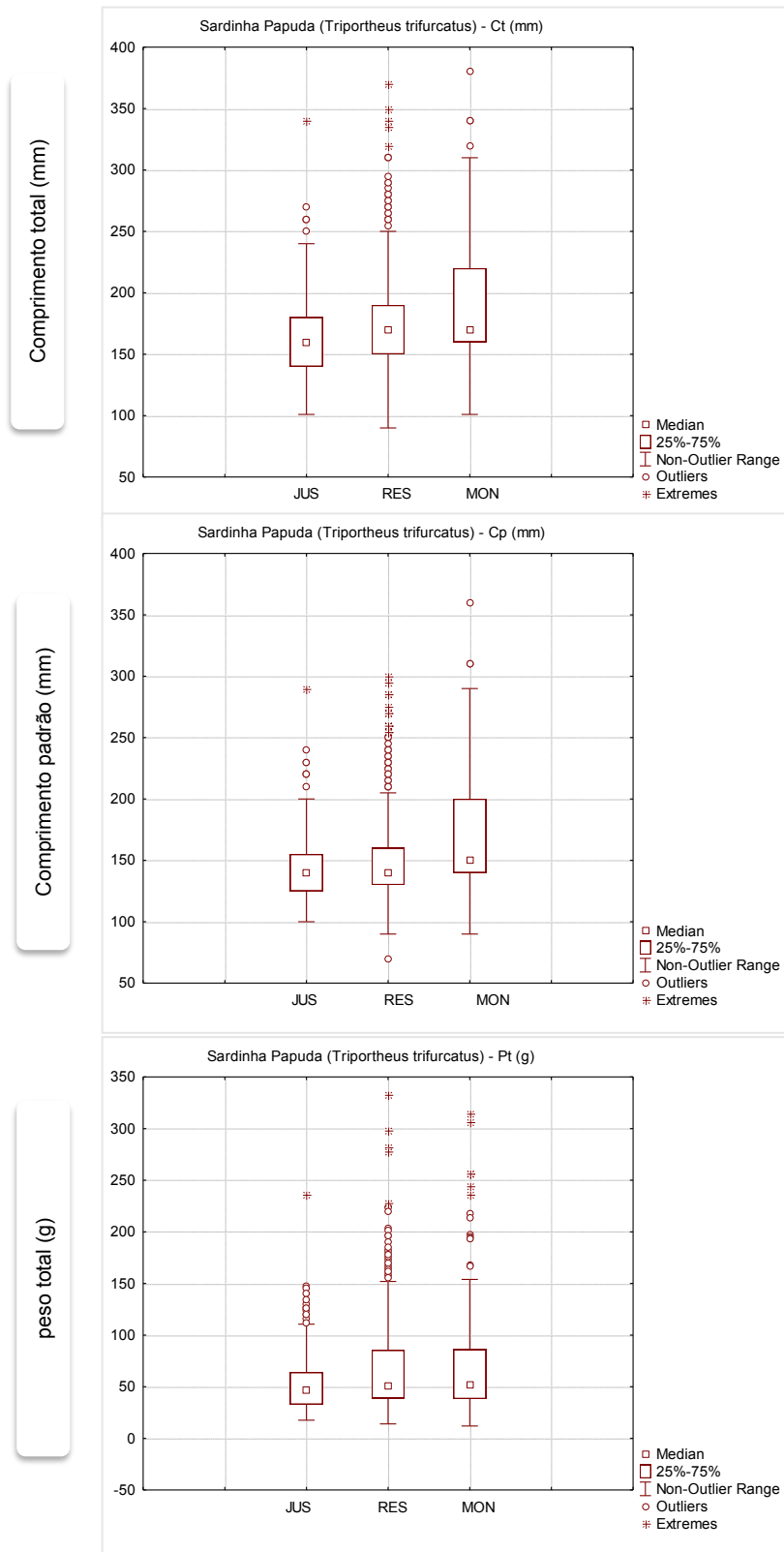


FIGURA 9. *Boxplot* para o comprimento total (Ct – mm), comprimento padrão (Cp – mm) e peso total (Pt – g), nas três regiões estudadas, sexos agrupados, no período de 2001 a 2010, da Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*).

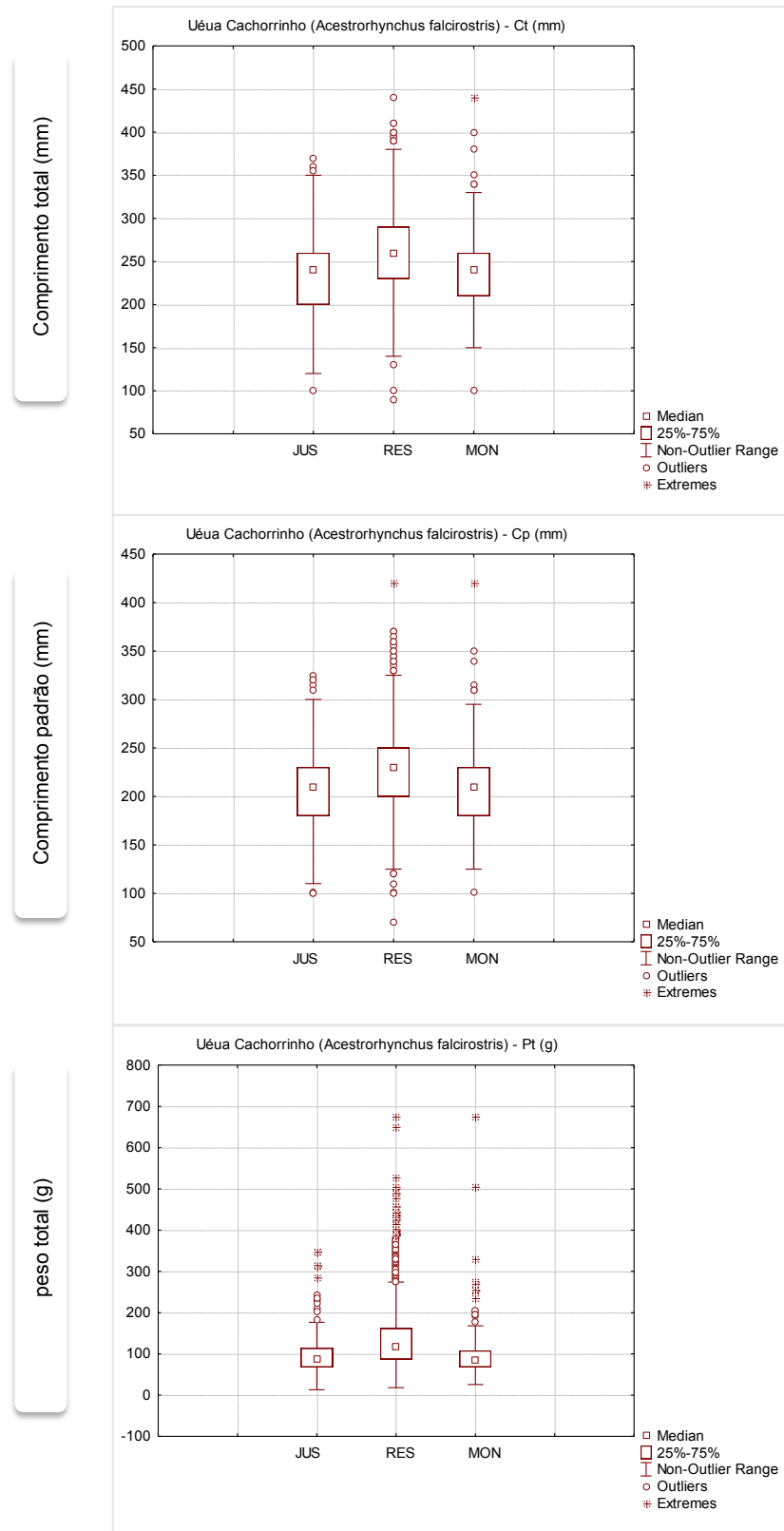


FIGURA 10. *Boxplot* para o comprimento total (Ct – mm), comprimento padrão (Cp – mm) e peso total (Pt – g), nas três regiões estudadas, sexos agrupados, no período de 2001 a 2010, da Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*).

DISTRIBUIÇÕES DE FREQUÊNCIAS

Foram analisadas as distribuições de frequência para as quatro espécies, por região e sexo agrupados e também por região e sexos separados para as quatro espécies em estudo. Para o Botinho (*H. Wilderi*), para sexos agrupados, na região de jusante a maior frequência foi entre as classes de comprimento de 130 e 140mm. Na região do reservatório, as maiores ocorrências se deram nas classes entre 125 e 135mm. E para a região de montante, as maiores frequências se deram nas classes de 70 a 85mm. Para sexos separados, a maior frequência foram para machos entre 130 e 140mm na região de jusante (FIGURA 11).

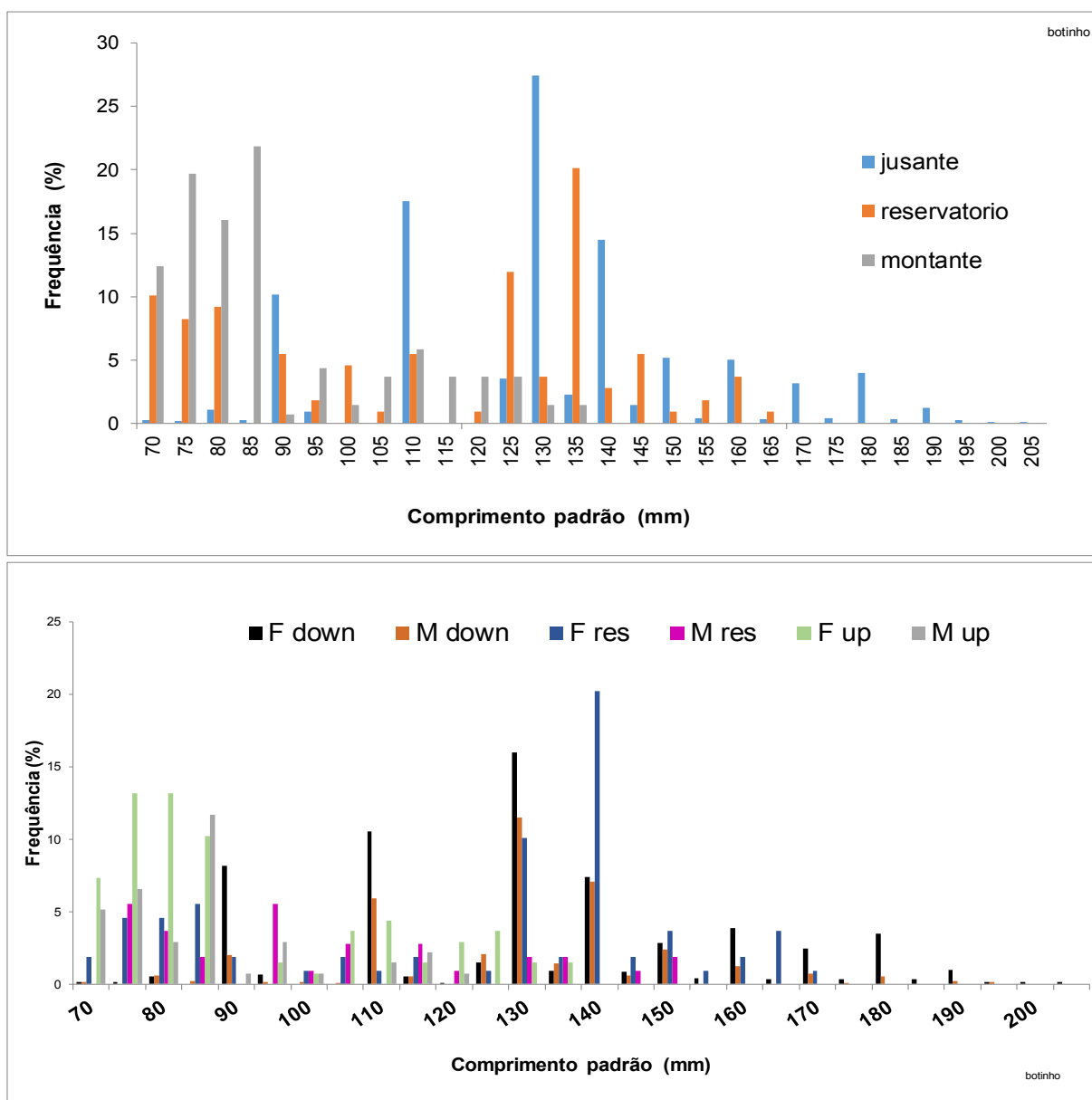


FIGURA 11. Distribuição de frequência para o Botinho (*H. wilderi*), entre 2000 a 2010, por região e por sexo separados (F down= fêmea jusante; M down= macho jusante; F res= fêmea reservatório; M res= macho reservatório; F up = fêmea montante; M up = macho montante)..

Para o Mandubé (*A. ucayalensis*), para sexos agrupados, na região de jusante a maior frequência foi entre as classes de comprimento de 150 a 160mm. Na região do reservatório, as maiores ocorrências foram nas classes entre 185 e 195mm. E para a região de montante, as maiores frequências foram nas classes de 150 e 170mm. Para sexos separados, as maiores frequências foram para machos na classe entre 130 e 140 na região de jusante (FIGURA 12).

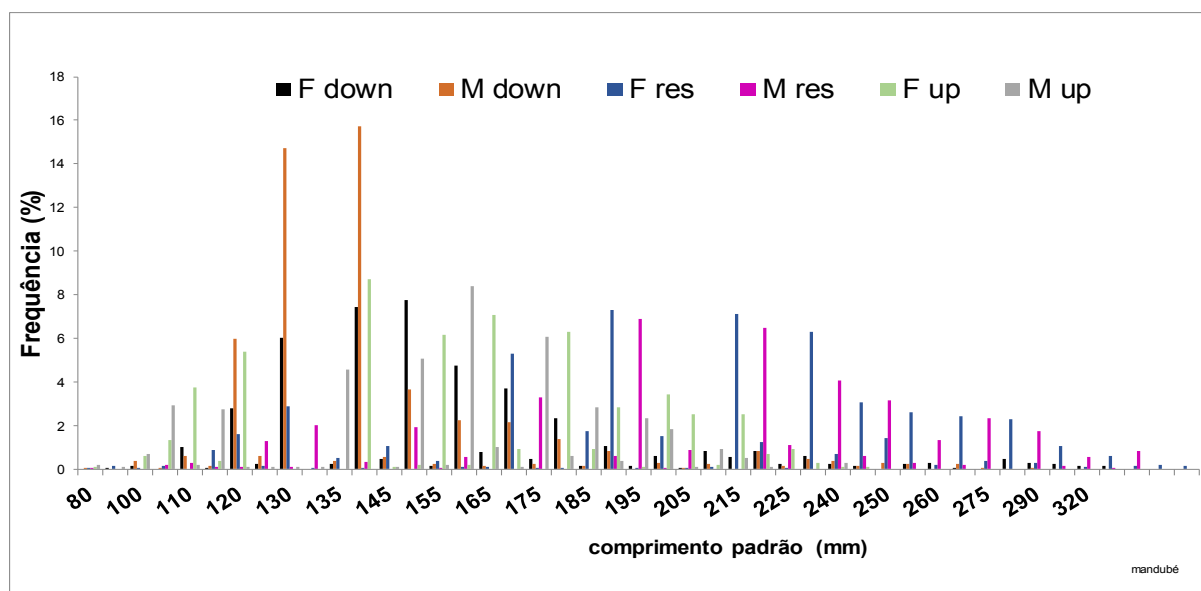
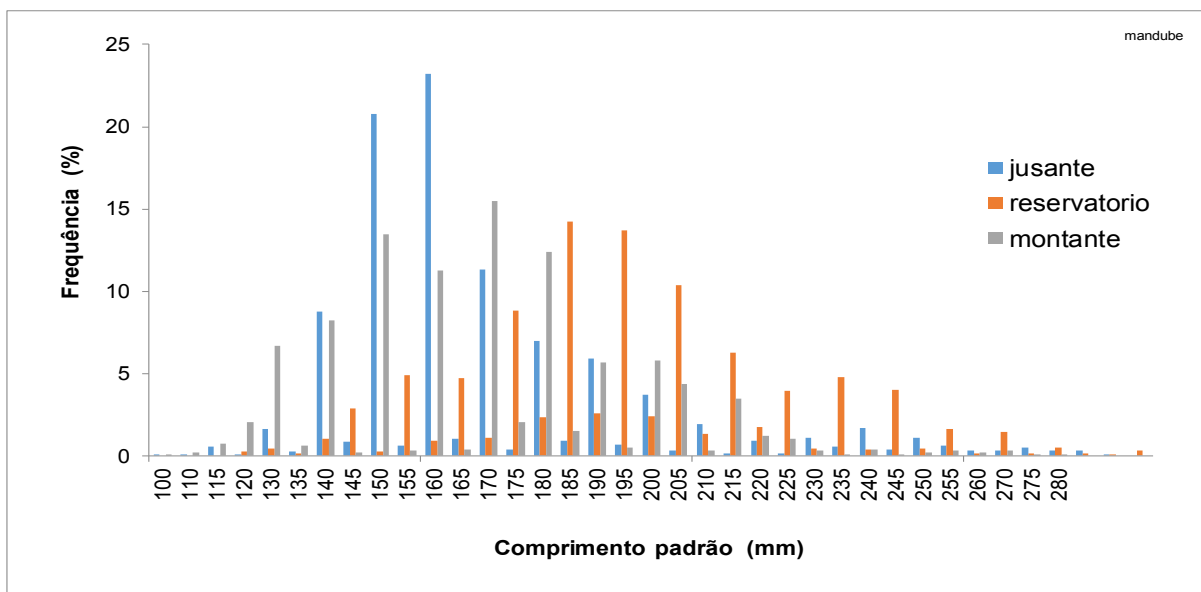


FIGURA 12. Distribuição de frequência para o Mandubé (*A. ucayalensis*), entre 2000 a 2010, por região e por sexo (F down= fêmea jusante; M down= macho jusante; F res= fêmea reservatório; M res= macho reservatório; F up = fêmea montante; M up = macho montante).

Para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), para sexos agrupados, na região de jusante a maior frequência foi entre as classes de comprimento de 110 e 120mm. Na região do reservatório, as maiores ocorrências foram nas classes entre 120 a 130mm. E para a região de montante, as maiores frequências foram na classes de 125mm. Para sexos separados, as maiores frequências foram para fêmeas na classe de 135mm na região do reservatório e também fêmeas, mas da região do montante, na classe de 145mm (FIGURA 13).

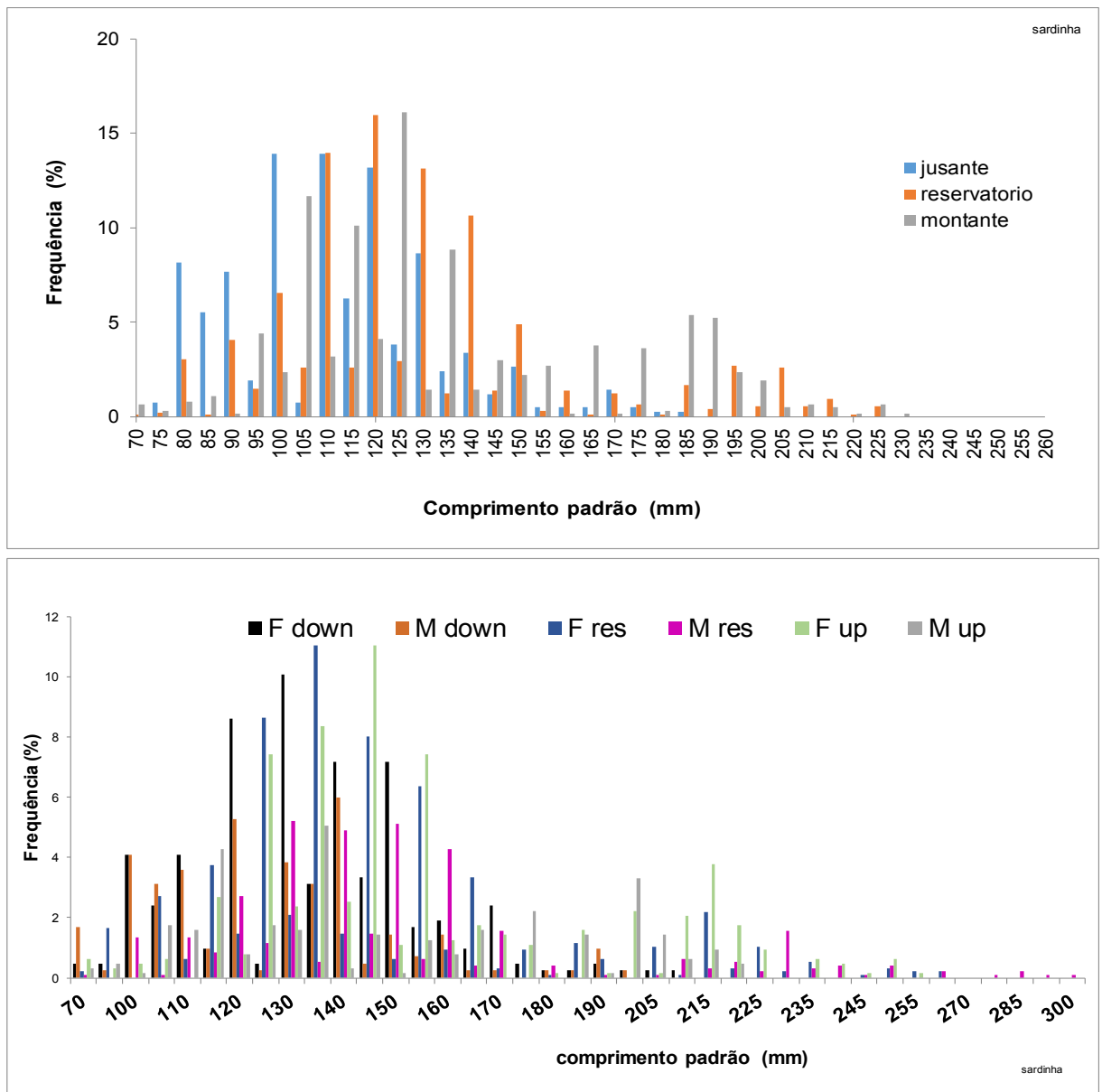


FIGURA 13. Distribuição de frequência para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), entre 2000 a 2010, por região e por sexo (F down= fêmea jusante; M down= macho jusante; F res= fêmea reservatório; M res= macho reservatório; F up = fêmea montante; M up = macho montante).

Para a Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*), para sexos agrupados, na região de jusante a maior frequência foi entre as classes de comprimento de 205 e 215mm. Na região do reservatório, as maiores ocorrências foram nas classes entre 115 e 225mm. E para a região de montante, a maior frequência foi na classe de 200mm. Para sexos separados, a maior frequência foi para fêmeas na classe de 180mm, na região de jusante (FIGURA 14).

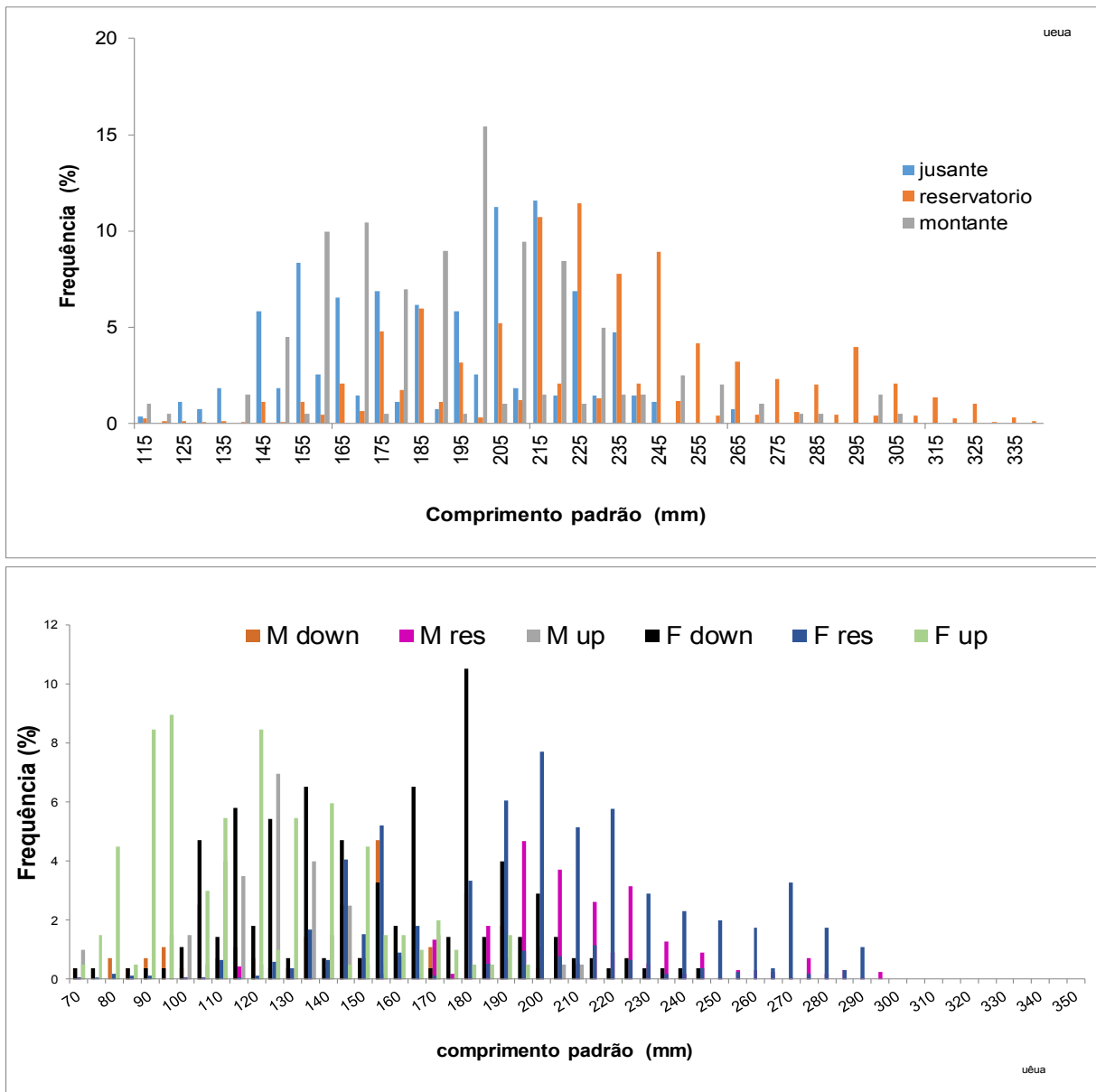


FIGURA 14. Distribuição de frequência para a Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*), entre 2000 a 2010, por região e por sexo (F down= fêmea jusante; M down= macho jusante; F res= fêmea reservatório; M res= macho reservatório; F up = fêmea montante; M up = macho montante).

RAZÃO SEXUAL

As análises da razão entre os sexos foram realizadas por ano, por região e sexo para o Botinho (*H. wilderi*) (TABELA 5), Mandubé (*A. ucayalensis*) (TABELA 6), Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) (TABELA 7) e Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*) (TABELA 8). Os valores de qui quadrado calculados (χ^2) são comparados aos valores esperados $\chi^2_{0,05;1} = 3,84$. Se o valor calculado for maior que o esperado, rejeita-se a hipótese nula de que as razões sexuais são 1:1, ou seja, um macho na razão para uma fêmea. Caso contrário, aceitasse (H_0), sendo a razão maior entre fêmeas e machos, estando **destacados** na TABELA 5. As capturas (Totais - T) menores que 30 indivíduos não foram incluídos nas análises.

TABELA 5. Razão sexual para o Botinho (*H. wilderi*), entre 2000 a 2010 e para as três regiões estudadas.

ANO	JUSANTE					RESERVATÓRIO					MONTANTE				
	F	M	(T)	F: M	χ^2	F	M	(T)	F: M	χ^2	F	M	(T)	F: M	χ^2
2000	33	30	63	1,10	0,38	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*
2001	67	35	102	1,91	3,17	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*
2002	123	98	221	1,26	1,68	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*
2003	125	27	152	4,63	7,95	31	5	36	6,20	4,33	-	-	-	-	*
2004	117	90	207	1,30	1,88	-	-	-	-	*	19	16	35	1,19	0,51
2005	175	179	354	0,98	-0,21	17	15	32	1,13	0,35	-	-	-	-	*
2006	306	66	372	4,64	12,44	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*
2007	63	71	134	0,89	-0,69	63	71	134	0,89	-0,69	-	-	-	-	*
2008	116	115	231	1,01	0,07	116	115	231	1,01	0,07	27	6	33	4,50	3,66
2009	83	31	114	2,68	4,87	83	31	114	2,68	4,87	-	-	-	-	*
2010	97	23	120	4,22	6,76	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*

TABELA 6. Razão sexual para o Mandubé (*A. ucayalensis*), entre 2000 a 2010 e para as três regiões estudadas.

ANO	JUSANTE					RESERVATÓRIO					MONTANTE				
	F	M	(T)	F: M	χ^2	F	M	(T)	F: M	χ^2	F	M	(T)	F: M	χ^2
2000	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*
2001	-	-	-	-	*	39	61	100	0,64	-2,20	26	11	37	2,36	2,47
2002	132	146	278	0,90	0,84	88	63	151	1,40	2,03	2	40	42	0,05	5,86
2003	-	-	-	-	*	184	120	304	1,53	3,67	16	24	40	0,67	1,26
2004	17	32	49	0,53	2,14	49	35	84	1,40	1,53	-	-	-	-	*
2005	22	26	48	0,85	0,58	65	105	170	0,62	-3,07	50	19	69	2,63	3,73
2006	91	108	199	0,84	1,21	58	62	120	0,94	0,37	42	30	72	1,40	1,41
2007	13	69	82	0,19	6,18	63	37	100	1,70	2,60	9	25	34	0,36	2,74
2008	46	100	146	0,46	4,47	123	80	203	1,54	3,02	55	29	84	1,90	2,84
2009	149	168	317	0,89	1,07	173	119	292	1,45	3,16	182	154	336	1,18	1,53
2010	93	19	112	4,89	6,99	183	80	263	2,29	6,35	180	82	262	2,20	6,05

TABELA 7. Razão sexual para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), entre 2000 a 2010 e para as três regiões estudadas.

s	JUSANTE					RESERVATÓRIO					MONTANTE					
	ANO	F	M	(T)	F: M	χ^2	F	M	(T)	F: M	χ^2	F	M	(T)	F: M	χ^2
2000	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*
2001	41	23	64	1,78	2,25		68	48	116	1,42	1,86	-	-	-	-	*
2002	34	14	48	2,43	2,89		46	34	80	1,35	1,34	-	-	-	-	*
2003	41	26	67	1,58	1,83		155	62	217	2,50	6,31	38	22	60	1,73	2,07
2004	24	21	45	1,14	0,45		67	21	88	3,19	4,90	27	12	39	2,25	2,40
2005	31	39	70	0,79	-0,96		95	67	162	1,42	2,20	-	-	-	-	*
2006	-	-	-	-	-	*	16	17	33	0,94	-0,17	-	-	-	-	*
2007	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*
2008	-	-	-	-	-	*	65	55	120	1,18	0,91	82	31	113	2,65	4,80
2009	51	16	67	3,19	4,28		65	43	108	1,51	2,12	200	124	324	1,61	4,22
2010	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*	-	-	-	-	*

TABELA 8. Razão sexual para a Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*), entre 2000 a 2010 e para as três regiões estudadas.

u	JUSANTE					RESERVATÓRIO					MONTANTE					
	ANO	F	M	(T)	F: M	χ^2	F	M	(T)	F: M	χ^2	F	M	(T)	F: M	χ^2
2000	-	-	-	-	-	*	49	17	66	2,88	3,94	-	-	-	-	*
2001	-	-	-	-	-	*	237	97	334	2,44	7,66	-	-	-	-	*
2002	-	-	-	-	-	*	119	41	160	2,90	6,17	-	-	-	-	*
2003	57	6	63	9,50	6,43		170	79	249	2,15	5,77	-	-	-	-	*
2004	-	-	-	-	-	*	45	7	52	6,43	5,27	-	-	-	-	*
2005	29	12	41	2,42	2,65		116	48	164	2,42	5,31	-	-	-	-	*
2006	-	-	-	-	-	*	77	29	106	2,66	4,66	-	-	-	-	*
2007	19	12	31	1,58	1,26		67	25	92	2,68	4,38	-	-	-	-	*
2008	-	-	-	-	-	*	54	55	109	0,98	-0,10	-	-	-	-	*
2009	-	-	-	-	-	*	95	50	145	1,90	3,74	44	25	69	1,76	2,29
2010	-	-	-	-	-	*	61	19	80	3,21	4,70	54	17	71	3,18	4,39

Para o Botinho (*H. wilderi*), a razão sexual, na região de jusante, foram diferentes para os anos de 2003, 2006, 2009 e 2010. Na região do reservatório ocorreram diferenças significativas nos anos de 2003 e 2009. Já na montante não houve diferença.

O Mandubé (*A. ucayalensis*), na região de jusante, nos anos de 2007, 2008 e 2010, a hipótese nula da razão fêmea:macho foi rejeitada. No reservatório, esta hipótese ocorreu no ano de 2010 e na região do reservatório, nos anos de 2002 e 2010.

Para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), na região de jusante, a relação fêmea e macho foi diferente para apenas o ano de 2009, na região do reservatório, nos anos de 2003 e 2004 e na montante, nos anos de 2008 e 2009.

A Uêua cachorrinho (*A. falcirostris*) apresentou, a razão sexual com diferença significativa, na região de jusante, apenas em 2003, já no reservatório, somente houve diferença significativa nos anos de 2008 e 2009. Na montante, houve diferença significativa apenas no ano de 2010.

DISCUSSÃO

Em estudo realizado por BIRINDELLI *et al.*, (2011), espécimes do Botinho (*H. wilderi*) apresentaram um comprimento médio entre 65,80 a 188,40 mm e estavam amplamente distribuídos na região do baixo Rio Tocantins e no Rio Araguaia. Esta espécie foi citada como ornamental, sendo muito comum na região do Rio Xingu e rara no rio Tocantins (UFPA/NAEA, 2008).

OLIVEIRA (2015), estudando o Mandubé (*A. ucayalensis*), constatou que o comprimento padrão médio para a fêmea foi 14,00 mm maior que os machos, sendo que média deste parâmetro, para fêmeas, foi de 150,13 mm (variando entre 99,00 a 210,80 mm) e para machos, de 139,90 mm (variando entre 95,00 a 181,00 mm). CELLA-RIBEIRO *et al.*, (2015), numa captura de 72 indivíduos na região do Rio Madeira no Amazonas, constatou que o comprimento padrão mínimo foi de 131,00mm e o máximo de 325,00 mm, além de peso total mínimo de 21,02 g e peso máximo de 276,00 g. SÁ-OLIVEIRA *et al.*, (2014), citaram a captura de 210 indivíduos de

Mandubé, sendo que a distribuição da frequência relativa dos indivíduos, por classes do comprimento total (mm), mostrou que o número de indivíduos foi maior no intervalo de classe entre 201,00 a 250,00 mm, sendo a amplitude de variação de 100 a 550 mm. Já em relação ao Peso total, a maior ocorrência de frequência compreendeu indivíduos na classe que compreende de 0,00 a 200,00 g, mencionando ainda a presença de 0,88% das fêmeas nas classes de 800,00 a 1000,00 g e de 1601,00 a 1800,00 g.

MARTINS-QUEIROZ *et al.*, (2008), no período entre novembro de 2003 a janeiro de 2005, mediram um total de 275 indivíduos da Sardinha papuda (*T. trifurcatus*) coletadas no médio Rio Araguaia, e o comprimento total para fêmeas variou de 100,00 a 186,00 mm (média de 137,2 mm \pm 11.5, n= 158) e para machos de 105,00 a 160,00 mm (média de 126,7 mm \pm 10.0, n= 117). Os machos prevaleceram nas classe de tamanho menores e as fêmeas, nas classes intermediárias. Em média, as fêmeas eram maiores que os machos $t = 7,93$; $p < 0,01$; graus de liberdade = 273. A menor fêmea madura era de 119,00 mm e o menor macho maduro de 110,00 mm.

MALABARBA (2004), indica um estudo de CASTELNAU (1855), no Rio Araguaia no Estado do Mato Grosso, onde foram coletados 32 indivíduos da Sardinha papuda (*T. trifurcatus*), com comprimento padrão médio de 92,50 mm, com variação entre 66,70 a 165,00 mm. LIMA *et al.*, (2003), citam na Bacia dos Rios Tocantins-Araguaia, um indivíduo macho com comprimento padrão de 165,00 mm.

CELLA-RIBEIRO *et al.*, (2015), indicam uma captura 735 indivíduos da Uêua na região do Rio Madeira no Amazonas, com comprimento padrão mínimo de 100,00 mm e máximo de 450,00 mm, além de peso total mínimo de 19,40 g e máximo de 1000,84 g.

OLIVEIRA (2015), cita que na região do baixo Rio Anapu na Amazônia Oriental, na Baía de Caxiunã, 1006 indivíduos de Mandubé foram coletados, sendo 733 fêmeas e 273 machos, com uma taxa de 2,69 fêmeas para 1 macho, tendo diferença significativa nesta proporção. SÁ-OLIVEIRA *et al.*, (2014), citam no Reservatório da Usina Hidrelétrica Coaracy Nunes/AP, a captura de 97 machos e 113 eram fêmeas, inclusive não havendo diferenças estatísticas significativas ($X^2 = 1.219$; $p = 0,26$). No entanto, este resultado é oposto aos resultados obtidos por Reis *et al.* (2009), que também estudaram a razão sexual do Mandubé no reservatório da UHE Coaracy Nunes, mas em um período anterior (dezembro/2008 a maio/2009), onde foi evidenciada uma diferença significativa na razão entre os sexos. Além

disto, o período de amostragem utilizado por esses autores foi bem menor do que o da presente tese.

MARTINS-QUEIROZ *et al.*, (2008), cita um total de 275 indivíduos da Sardinha papuda (*T. trifurcatus*) coletados no médio Rio Araguaia, sendo 158 fêmeas e 117 machos, com uma razão sexual de 1,3 fêmeas ($X^2= 9,846$; $p= 0,0017$) para cada macho, sendo que em apenas uma ocasião o número de machos ($X^2= 6,533$; $p= 0,0106$) foi superior ao das fêmeas, período em que, aparentemente, a desova já teria acontecido (janeiro) ou teria acontecido recentemente.

NIKOLSKY (1969) ressalta a importância da disponibilidade do suprimento alimentar na razão sexual, afirmando que esta oferta influi fortemente na razão sexual dos peixes e que, em represas e rios oligotróficos, normalmente há a predominância de machos. Para o autor, as fêmeas predominam quando o alimento disponível é abundante e as condições de suprimento alimentar encontravam-se favoráveis em alguns anos e em alguns dos três trechos, pois foi detectada uma alta predominância de fêmeas, onde as estatísticas de qui quadrado são altamente significativas destacadas e em negrito nas tabelas 05, 06, 07 e 08. A variação, na razão sexual, pode ocorrer entre populações de uma mesma espécie e entre diferentes períodos e dentro de uma mesma população, como explicado acima (NIKOLSKY, 1963).

A influência do ambiente sobre a razão sexual das espécies que nele se encontram é destacada por VAZZOLER (1996), afirmando que fatores como crescimento, mortalidade, reprodução e temperatura podem induzir a produção desproporcional entre machos e fêmeas. Tal diferença no comportamento também pode ser explicada pelo fato das fêmeas, devido ao peso das gônadas, podendo se tornar mais suscetíveis à captura (GURGEL, 2002). Esses fatores podem ter afetado diretamente a razão sexual das espécies estudadas.

No que se refere à estrutura populacional dos peixes, a determinação da quantidade de energia a ser direcionada ao crescimento (em comprimento e peso), em relação aos fatores importantes como manutenção e reprodução, é em função de um complexo conjunto de forças seletivas (KING, 1995). Neste sentido, VAZZOLER (1996) explica que condições ambientais distintas (principalmente de suprimento alimentar) provocam taxas de mortalidade e/ou crescimento diferentes para fêmeas e machos, resultando em variações na razão sexual entre as diversas classes de comprimento.

SANTOS *et al.*, (2004), descrevendo o Mandubé (*A. ucayalensis*), afirmaram que sua primeira maturação sexual ocorre quando atinge 150 mm de comprimento. Neste estudo, a maioria dos indivíduos esteve presente na classe que compreendia 201,00 a 250,00 mm, indicando que os indivíduos capturados estavam aptos à reprodução.

Para os peixes Teleósteos, existem diferenças quanto à frequência de machos e fêmeas em comprimento classes, o que pode indicar taxas de crescimento diferenciadas entre sexos (WOOTTON, 1989). Este mesmo autor, aponta que algumas espécies de peixes com fecundação externa, têm uma razão maior de machos durante o pico do ciclo reprodutivo, quando as fêmeas mostram altos índices de fecundidade. Assim, este comportamento pode ser vantajoso, considerando que os machos poderiam fecundar um maior número de oócitos, aumentando assim a probabilidade de perpetuação das espécies. A razão sexual também pode ser influenciada por fatores de pressão ambiental (VEREGUE e ORSI, 2003), bem como por aspectos comportamentais, devido a uma segregação parcial de indivíduos dos dois sexos (HARTZ *et al.*, 1997).

A estratégia de reprodução possui algumas definições, sendo comumente definida como um conjunto de características que uma espécie deverá manifestar para ter sucesso neste período, sendo a garantia do equilíbrio populacional. Para peixes que habitam regiões continentais de água doce, pode ocorrer três padrões de estratégias reprodutivas: (1) estrategistas de equilíbrio ou (K) estrategistas, que são peixes de tamanho corporal grande, primeira maturação tardia, desovas repetidas, com longo período de vida e cuidado parental; (2) estrategistas sazonais, são peixes de tamanho corporal intermediário a grande, fecundidade intermediária a alta e sem cuidado parental; (3) estrategistas oportunistas ou (r) estrategistas, são peixes de pequeno tamanho corporal com primeira maturação precoce, período de vida curto, desovas repetidos e com pouco ou nenhum cuidado parental (WINEMILLER e ROSE, 1992; KING e MCFARLANE, 2003; CHELLAPPA *et al.*, 2013; BARROS *et al.*, 2016). Assim, as espécies deste estudo podem ser classificadas como:

- Botinho (*H. wilderi*) - estrategista oportunista ou (r) estrategista.
- Mandubé (*A. ucayalensis*) - estrategista sazonal.
- Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) - estrategista sazonal.
- Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*) - estrategista de equilíbrio ou (K) estrategista.

REFERÊNCIAS

- BARROS, N.H.C.; LIMA, L.T.B.; ARAÚJO, A.S.; GURGEL, L.L.; CHELLAPPA, N.T.; CHELLAPPA, S. **Estudos sobre as táticas e as estratégias reprodutivas de sete espécies de peixes de água doce do Rio Grande de Norte, Brasil.** HOLOS. 3. 84. 10.15628/holos.2016.3648. 2016.
- BASILE-MARTINS, M.A.; CIPOLI, M.N.; GODINHO, H.M. **Alimentação do mandi, *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Osteichthyes, Pimelodidae), de trechos dos rios Jaguari e Piracicaba, São Paulo-Brasil.** B. Inst. Pesca, 13: (1), 17-29. 1986.
- BIRINDELLI, J.L.O.; FAYAL, D.F.; WOSIACKI, W.B. **Taxonomic revision of thorny catfish genus *Hassar* (Siluriformes: Doradidae).** Neotropical Ichthyology, 9(3): 515-542, 2011.
- CAMARA, E.M.; CARAMASCHI, E.P.; PETRY, A.C. **Fator de condição: bases conceituais, aplicações e perspectivas de uso em pesquisas ecológicas com peixes.** Ecologia Australis. 5(2): 249-274, 2011.
- CASTELLO, J.P. **Gestão sustentável dos recursos pesqueiros, isto é possível?** Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 2(1): 47-52. 2007.
- CASTELNAU, F de. **Animaux nouveaux ou rares recueillis pendant l'expédition dans les parties centrales de l'Amérique du Sud.** Part 7, Zoology, 2:1-112. 1855.
- CELLA-RIBEIRO, A; HAUSER, M; NOGUEIRA, LD; DORIA, CRC; TORRENTE-VILARA, G. **Length-weight relationships of fish from Madeira River, Brazilian Amazon, before the construction of hydropower plants.** J. Appl. Ichthyol. 31, 939-945. 2015.
- CETRA, M; PETRERE JR, M. **Small-scale fisheries in the middle River Tocantins, Imperatriz (MA), Brazil.** Fisheries management and Ecology, vol. 8, p. 153-162. 2001.
- CHELLAPPA, S.; NASCIMENTO, W.S.; BARROS, N.H.C.; ARAÚJO, A.S.; CHELLAPPA, N.T. **Reproductive characteristics and strategies of freshwater fish species from the semiarid region of Brazil.** Animal Biology Journal, v. 4, p. 85-114, 2013.
- DUNN, O.J. **Multiple comparisons using rank sums.** Technometrics, 6(3), 241-252. 1964. doi:10.1080/00401706.1964.10490181
- DUPONCHELLE, F.; LINO, F.; HUBERT, N.; PANFILI, J.; RENNO, J.F.; BARAS, E.; TORRICO, J.P.; DUGUE, R.; NUÑEZ, J. **Environment-related life-history trait variations of the red-bellied piranha *Pygocentrus nattereri* in two river basins of the Bolivian Amazon.** Journal of Fish Biology, 71:1113-1134. 2007.
- ELETRONORTE. **Diagnóstico preliminar do perfil socioeconômico dos pescadores ribeirinhos da área de influência do reservatório de Tucuruí.** Brasília, 2007.
- _____. **Plano de utilização do reservatório: a pesca nas áreas de influência local e de jusante caracterização preliminar (TUC 10-26443-RE).** Centrais Elétricas do Norte do Brasil, S/A, Brasília. 124p. (Relatório). 1989.
- FONTELES FILHO, A.A. **Recursos pesqueiros, Biologia e Dinâmica Populacional.** Fortaleza, imprensa oficial do Ceará. 296p. 1989.

GRORUD-COLVERT, K.; SPONAUGLE, S. **Influence of condition on behavior and survival potential of a newly settled coral reef fish the bluehead wrasse *Thalassoma bifasciatum***. Marine Ecology Progress Series, 327: 279-288. 2006.

GURGEL, L.L.; VERANI, J.R.; CHELLAPPA, S. **Reproductive ecology of *Prochilodus brevis* an endemic fish from the semiarid region of Brazil**. The Scientific World Journal, Volume 2012, (Ecology Domain) Article ID 810532, 1-7. 2012.

HARTZ, S.M.; VILELA, F.S.; BARBIERI, G. **Reproduction dynamics of *Oligosarcus jenynsii* (Characiformes, Characidae) in lake Caconde, Rio Grande do Sul, Brazil**. Revista Brasileira de Biologia, 57(2): 295-303. 1997.

HUXLEY, J.S.; TEISSIER, G. **Terminology of relative growth**. Nature, v. 137, p. 780-781. 1936.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA-IBGE. **Recursos naturais e meio ambiente: uma visão do Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro. 208 p.1997.

JOBLING, M. **Environmental Factors and Rates of Development and Growth**. Handbook of Fish Biology and Fisheries, Volume 1, 97–122. 2002.

KING, J.R.; MCFARLANE, G.A. **Marine fish life history strategies: applications to fishery management**. Fisheries Management and Ecology, v. 10, p. 249–264, 2003.

KJESBU, O.S.; JAKOBSEN, T.; FOGARTY, M. J.; MEGREY, B. A.; MOKSNESS, E. **Applied fish reproductive biology: contribution of individual reproductive potential to recruitment and fisheries management**. Fish reproductive biology: implications for assessment and management, 293-332. 2009.

KORTET, R.; TASKINEN, J. **Parasitism, condition and number of front head breeding tubercles in roach (*Rutilus rutilus*)**. Ecol. of Fresh. Fish, 13: 119-124. 2004.

LE CREN, E.D. **The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*)**. Journal of Animal Ecology, Oxford, v. 20, p. 201-219. 1951.

LEONARDOS, I.; TRILLES, J.P. **Host parasite relationships: occurrence and effect of the parasitic isopod *Mothocya epimerica* on sand smelt *Atherina boyeri* in the Mesolongi and Etolikon Lagoons (W. Greece)**. Diseases of Aquatic Organisms, 54: 243-251. 2003.

LIMA, F.C.T.; MALABARBA, L.R.; BUCKUP, P.A.; PEZZI DA SILVA, J.F.; VARI, R.P.; HAROLD, A.; BENINE, R.; OYAKAWA, O.T.; PAVANELLI, C.S.; MENEZES, N.A.; LUCENA, C.A.S.; MALABARBA, M.C.S.L.; LUCENA, Z.M.S.; REIS, R.E.; LANGEANI, F.; MOREIRA C. **Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. Genera Incertae Sedis in Characidae**. p. 106-168. In: R.E. Reis, S.O. Kullander and C.J. Ferraris, Jr. (eds.) Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. 2003.

MALABARBA, M.C.S.L. **Revision of the Neotropical genus *Triportheus* Cope, 1872 (Characiformes: Characidae)**. Neotropical Ichthyology, 2(4):167-204, 2004.

MARTINS-QUEIROZ, M.F.; MATEUS, L.A.F.; GARUTTI, V.; VENERE, P.C. **Reproductive biology of *Triportheus trifurcatus* (Castelnau, 1855) (Characiformes: Characidae) in the middle rio Araguaia, MT, Brazil.** Neotrop. ichthyol., Porto Alegre, v. 6, n. 2, p. 231-236, 2008.

MÉRONA, B. de; JURAS, A.F.; SANTOS, G.M. dos; CINTRA, I.H.A. **Os peixes e a pesca no baixo Rio Tocantins: vinte anos depois da UHE Tucuruí.** 208p. Il. 2010.

NAKAGAWA, R.K. **O gênero *Triportheus* Cope 1872 (Teleostei: Characiformes: Characidae): aspectos taxonômicos, distribuição geográfica e estudo da musculatura cefálica.** Dissertação (mestrado em Zoologia) – USP. 2011.

NARAHARA, M.Y.; GODINHO, H.M.; ROMAGOSA, E. **Estrutura da população de *Rhamdia hilarii* (Valenciennes, 1840) (Osteichthyes, Siluriformes, Pimelodidae).** Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo, v.12, n.3, p.123-137, 1985.

OLIVEIRA, V.A. **Ecologia do Bagre *Aneneiosus ucayalensis* Castelnau, 1855 (Siluriformes: Auchenipteridae) em uma ria fluvial da Amazônia Oriental.** Tese (doutorado em Zoologia) – Museu Emílio Goeldi e UFPA. 2015.

NEMENYI, P. **Distribution-free Multiple Comparisons.** Ph.D. Thesis, Princeton University. 1963

NIKOLSKY, G.V. **Theory of fish population dynamics.** Edinburgh: Oliver and Boyd, 323p. 1969.

PETESSE, M.L.; PETRERE JR, M. **Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil.** Ecol Eng. 48:109-16. 2012.

PETRERE JR, M. **Fisheries in large tropical reservoirs in South America.** Lakes & Reservoirs: Research & Management 2 (1-2): 111–133. 1996.

PETTS, G. E. **Impounded Rivers, Perspectives for Ecological Management.** London, John Wiley & Sons. 1984.

PONTES, A.C.F. **Obtenção dos níveis de significância para os testes de Kruskal-Wallis, Friedman e comparações múltiplas não-paramétricas.** Dissertação (mestrado) – Piracicaba, ESALQ, USP. 2000.

POPE, K.L.; LOCHMANN, S.E.; YOUNG, M.K. **Methods for Assessing Fish Populations.** Nebraska Coop. Fish & Wildlife Res. Unit, Staff Publications. Paper 73. 2010.

QUINN, G.; KEOUGH, M. **Experimental Design and Data Analysis for Biologists.** Cambridge University Press. 2002.

REIS, S.B.; SÁ-OLIVEIRA, J.C.; VASCONCELOS, H.C.G.; TORRES, J.K.F.O.; TRINDADE, P.A.A.; FREITAS, T.F.; CASTRO, A.G.P. **Razão sexual do mandubé, *Ageneiosus ucayalensis*, Castelnau, 1855, (Osteichthyes: Auchenipteridae) do rio Araguari, Ferreira Gomes-AP.** Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil, São Lourenço-MG. 2009..

ROYCE, W.E. **Introduction to the fishery science.** New York: Academic Press, 1972.

- RIBEIRO, M.C.L.; PETRERE JR, M.; JURAS, A.A. **Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia-Tocantins river basin, Brasil**. Regulated Rivers: Research and Management, 11: 325-350. 1995.
- SÁ-OLIVEIRA, J.C.; MACIEL, A.G.P.; ARAÚJO, A.S. de; ISAAC, V.J.N. **Dieta do Mandubé, *Ageneiosus ucayalensis* (Castelnau, 1855), (Osteichthyes: Auchenipteridae) do Reservatório da Usina Hidrelétrica Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP, Brasil**. Biota Amazônia ISSN 2179-5746. Macapá, v. 4, n. 3, p. 73-82., 2014.
- SANTOS, G.M. dos; MERONA, B. de; JURAS, A.A.; JÉGU, M. **Peixes do baixo rio Tocantins: 20anos depois da Usina Hidrelétrica de Tucuruí**. Brasília: Eletronorte, 216p. 2004.
- SANTOS, G.M. dos; MERONA, B. **Impactos imediatos da UHE Tucuruí sobre as comunidades de peixes e a pesca**. In: Magalhães, S.B.; Britto, R.C.; Castro, E.R. (orgs.). Energia na Amazônia. Vol. 1. Museu Paraense Emílio Goeldi/UFGPA/Associação de Universidades Amazônicas. Belém, Pa. p: 251-258. 1996.
- SANTOS, G.M.; JÉGU, M.; MÉRONA, B. **Catálogo de peixes comerciais do baixo Rio Tocantins**. ELETRONORTE/CNPq/INPA. Manaus, 1984.
- SCHAFFER, W.M. **Selection for Optimal Life Histories: The Effects of Age Structure**. Ecology, 55(2), 291–303. doi:10.2307/1935217. 1974.
- SPRANZA, J.J.; STANLEY, E.H. **Condition, growth, and reproductive styles of fishes exposed to different environmental regimes in a prairie drainage**. Environmental Biology of Fishes. 59: 99-109. 2000.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. **Gerenciamento da Qualidade da Água de Represas**. São Carlos. 280 p. 2000.
- THORNTON, K.W.; KENNEDY, R.H.; CARROLL, J. H.; WALKER, W.W.; GUNKEL, R.C.; ASHBY, S. **Reservoir Sedimentation and Water Quality-An Heuristic Model**. In H.G. Stefan (ed), Proceedings of the Symposium on Surface Water Impoundments. Amer. Soc. Of Civil Eng., New York. 1981.
- TOLEDO-FILHO, S.A. de. **Biologia populacional do curimatá *Prochilodus scrofa* Steindachner 1881 (Pisces, Prochilodontidae) do rio Mogi Guaçu: aspectos quantitativos**. SP. Inst. de Biociências, 171p. (Tese de Livre-Docência, USP). 1981.
- UFGPA/NAEA - UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ / NÚCLEO DE ALTOS ESTUDOS AMAZÔNICOS. **Diagnóstico, tendência, potencial, e políticas públicas da estrutura institucional para o desenvolvimento da pesca Ornamental**. 2008
- VAZZOLER, A.E.M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e pratica**. São Paulo: SBI/EDUEM. 169p. 1996.
- VEREGUE, A.M.L.; ORSI, ML. **Biologia reprodutiva de *Astyanax scabripinnis paranae* (Eigenmann) (Osteichthyes, Characidae), do ribeirão das Marrecas, bacia do rio Tibagi, Paraná**. Revista Brasileira de Zoologia, 20 (1):97-105. 2003.
- WOOTTON, R.J. **Fishes reproduction: strategies and tactics**. In: Ecology of teleost fishes. New York, Kluwer Academic Publishers, 2ª ed. 386 p. 1989.

WOYNAROVICH, E. **The hydroelectric power plants and the fish fauna.** Verh. Int. Verein. Limnol., v.24, p. 2531-2536, 1991.

WALLACE, R.K.; FLETCHER, K.M. **Understanding Fisheries Management: A Manual for understanding the Federal Fisheries Management Process, Including Analysis of the Sustainable Fisheries Act (2nd Edition).** Publication MASGP 00-005 of the Mississippi-Alabama Sea Grant Consortium. 2000.

WINEMILLER, K.O.; ROSE, K.A. **Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation.** Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 49, p. 2196–2218, 1992.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis.** Third editions Prentice-Hall International Editions, New Jersey. 1996.

CAPÍTULO IV

“ASPECTOS DO FATOR DE CONDIÇÃO DE QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)”



INTRODUÇÃO

A proposta deste capítulo é estimar estimativa do fator de condição e mapas com a distribuição deste parâmetro ao longo do tempo, para as quatro espécies estudadas e por região.

A relação peso-comprimento (KEYS, 1928; FROESE, 2006) pode ser usada para estimar o peso total do peixe (W) quando o seu comprimento (L) é conhecido e vice-versa. Porém, a estimativa reversa (L em função de W), quando necessário, tem que ser feita com cautela (SNEDECOR e COCHRAN, 1967). Esta relação fornece informações importantes sobre a biomassa do estoque pesqueiro e permite comparações entre o crescimento de diferentes espécies, sendo importante ferramenta usada nos estudos de biologia pesqueira e ecologia de diferentes espécies de peixes (GOMIERO e BRAGA, 2003; TAVARES DIAS *et al.*, 2006; GARCIA-AYALA *et al.*, 2014; ZULUAGA *et al.*, 2014; GIARRIZZO *et al.*, 2015; BRAMBILLA *et al.*, 2015; ANDRADE *et al.*, 2015), em várias partes do mundo (ESMAELI e EBRAHIMI, 2006; KHAN *et al.*, 2012; MILI *et al.*, 2017; WANG *et al.*, 2017), e em diferentes habitats (GIARRIZZO *et al.*, 2011; CAMARGO *et al.*, 2017; NUNES *et al.*, 2019). Esta relação serve de suporte para a estimativa de outros parâmetros como o fator de condição, as taxas de mortalidade, crescimento, entre outros (GOMIERO e BRAGA, 2003; TAVARES DIAS *et al.*, 2006). Atualmente há abordagens estatísticas mais complexas, incluindo estatística bayesiana (KUIKKA *et al.*, 2014).

O fator de condição (K_{fc}) é um índice derivado da relação peso (P) e comprimento (C), dada por $P = a \cdot C^b$, e expresso por $K_{fc} = a = P/C^b$. Foi inicialmente proposto para uma relação de “crescimento isométrico”, derivada de uma expansão da lei cúbica para seres vivos, originalmente definida por Herbert Spencer, em 1871 (KEYS, 1928; LE CREN 1951; BOLGER e CONNOLLY 1989, FROESE, 2006; POPE *et al.*, 2010; CAMARA *et al.*, 2011). Este índice é importante em estudos de ecologia animal, (GREEN 2001, STEVENSON e WOODS, 2006). Ele expressa um balanço do estado energético (ou nutricional) do animal, especialmente a magnitude de suas reservas de energia acumuladas sob a forma de gordura e proteína. O (K_{fc}) representa a hígidez das espécies de peixes e reflete as condições nutricionais e os gastos de suas reservas energéticas (LE CREN, 1951; GOMIERO e BRAGA, 2003; JOBLING, 2002). De forma geral ele indica o estado trófico do peixe que é influenciado por fatores bióticos e condições ambientais (LEONARDOS e TRILLES, 2003, KORTET e TASKINEN, 2004, GRORUD-COLVERT e SPONAUGLE, 2006) e abióticos (SPRANZA e STANLEY 2000, BOJSEN, 2005, DUPONCHELLE *et al.*, 2007).

METODOLOGIA

A área de estudo compreendeu a região de influência da UHE de Tucuruí que foi subdividida por regiões e os pontos de coleta foram selecionados ao acaso dentro das delimitações dos municípios ou áreas adjacentes, sendo Montante, Reservatório e Jusante.

A relação peso (Pt) – comprimento padrão (Cp), por região e sexo agrupados, foi estimada utilizando a equação $Pt = a \cdot Cp^b$ (PAULY, 1984), sendo (Pt) o peso total e (Cp) o comprimento padrão, (a) é uma constante e (b) é o coeficiente de alometria da relação peso-comprimento, podendo representar o tipo de crescimento do organismo, sendo estipulado através deste valor, sendo: $b=3$, crescimento isométrico (implicando que o incremento em peso acompanha o crescimento longitudinal), $b>3$, alométrico positivo (o incremento em peso é maior do que em crescimento longitudinal) e $b<3$, alométrico negativo (está ocorrendo um incremento de peso menor do que o crescimento longitudinal), sendo este que este coeficiente de alometria é um indicador da velocidade de inflexão da curva para atingir os valores (LE CREN 1951; RICKER, 1975; FROESE, 2006).

Foi estimado o fator de condição (K_{fc}) calculado pelo método alométrico, para cada região e sexo separados, comparando os valores estimados conforme a expressão $(K_{fc}) = Pt/Cp^b$ (LE CREN, 1951; FROESE, 2006), mas sendo determinado primeiramente o b da equação (Pt) – (Cp) para cada uma das regiões e sexos agrupados e depois, aplicado este b na equação do (K_{fc}) para sexos separados. Todos os resultados de (K_{fc}) foram multiplicados por 10000, para padronização dos valores e devido os valores de (K_{fc}) serem muito pequenos ou na ordem de 10^{-5} (VAZZOLER, 1996).

Foram elaborados *boxplots* para ilustrar e comparar o (K_{fc}), para as três regiões e para as quatro espécies estudadas.

Após esta análise, foram elaborados mapas utilizando o *software Surfer 9*® (Golden Software Inc, 2010), que pode apresentar esta distribuição do fator de condição, em escala espacial e em 3D. Esta metodologia foi inédita na aplicação deste *software* na análise do fator de condição. As coordenadas para estes mapas foram obtidas da TABELA 2 do Capítulo II, que descreveu os ambientes na área de influência da UHE Tucuruí.

LANDIM *et al.*, (2002), citaram que a metodologia a ser utilizada com o *Surfer 9*® são imprescindíveis para o resultado a ser alcançado no mapa final. O programa dispõe de diversos métodos sendo o *default* o *Kriging*, mas o resultado é pouco fiel aos dados originais; outra opção é o Inverso da Distância à Potência, apresenta bons resultados, mas também é pouco fiel aos dados originais; já a Mínima Curvatura é um método suavizador (*spline*) e fornece um resultado razoável para uma rápida avaliação do comportamento espacial da variável. Assim, foi adequado o seguinte procedimento na elaboração dos mapas: separação dos dados através de planilhas do *Excel*® (Windows, 2010), criação do arquivo BLN (Golden Software *Blankink*), selecionar o método de gride de dados e optar pelo *Minimum Curvature* e finalizando fazendo a escolha de *New 3D Surface*, pois se buscou uma fidelidade aos dados e melhor suavização das curvas.

RESULTADOS

Foram estimadas as equações da relação peso-comprimento (Pt-Cp), para sexos agrupados e por região, para o Botinho (*H. wilderi*), o Mandubé (*A. ucayalensis*), a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) e a Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*) (TABELA 4).

Foram também calculados os fatores de condição (Kfc), entre os anos de 2000 a 2010, para sexos separados e por região, para o Botinho (*H. Wilderi*) (FIGURA 19), para o Mandubé (*A. ucayalensis*) (FIGURA 20), a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) (FIGURA 21) e para a Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*) (FIGURA 22).

TABELA 9. Equações da relação peso-comprimento (Cp-Pt) e tipo de crescimento para as espécies estudadas, sexos agrupados e sexos separados, por região, entre os anos de 2000 a 2010.

REGIÃO	SEXO	Botinho (<i>H. wilderi</i>)	Mandubé (<i>A. ucayalensis</i>)	Sardinha Papuda (<i>T. trifurcatus</i>)	Uêua Cachorrinho (<i>A. falcirostris</i>)
JUSANTE	AGRUPADO	Pt= 0,0003Cp ^{2,4664} (r ² = 0,779) alométrico negativo	Pt= 0,0002Cp ^{2,4821} (r ² = 0,767) alométrico negativo	Pt= 0,0005Cp ^{2,3298} (r ² = 0,780) alométrico negativo	Pt= 0,0005Cp ^{2,2738} (r ² = 0,863) alométrico negativo
		Pt= 0,0003Cp ^{2,4568} (r ² = 0,803) alométrico negativo	Pt= 0,0002Cp ^{2,4373} (r ² = 0,741) alométrico negativo	Pt= 0,0005Cp ^{2,3369} (r ² = 0,753) alométrico negativo	Pt= 0,0005Cp ^{2,2668} (r ² = 0,867) alométrico negativo
		Pt= 0,0003Cp ^{2,4321} (r ² = 0,732) alométrico negativo	Pt= 0,0002Cp ^{2,3926} (r ² = 0,773) alométrico negativo	Pt= 0,0005Cp ^{2,3154} (r ² = 0,808) alométrico negativo	Pt= 0,0004Cp ^{2,3005} (r ² = 0,852) alométrico negativo
	+				
	♂				
	RESERVATORIO	AGRUPADO	Pt= 0,00005Cp ^{2,8396} (r ² = 0,893) alométrico negativo	Pt= 0,001Cp ^{2,1444} (r ² = 0,730) alométrico negativo	Pt= 0,0007Cp ^{2,2605} (r ² = 0,822) alométrico negativo
Pt= 0,00005Cp ^{2,8202} (r ² = 0,880) alométrico negativo			Pt= 0,0013Cp ^{2,0884} (r ² = 0,709) alométrico negativo	Pt= 0,0006Cp ^{2,2841} (r ² = 0,803) alométrico negativo	Pt= 0,0001Cp ^{2,5560} (r ² = 0,884) alométrico negativo
Pt= 0,00006Cp ^{2,7933} (r ² = 0,893) alométrico negativo			Pt= 0,0006Cp ^{2,2222} (r ² = 0,759) alométrico negativo	Pt= 0,0008Cp ^{2,2317} (r ² = 0,849) alométrico negativo	Pt= 0,0002Cp ^{2,4874} (r ² = 0,846) alométrico negativo
+					
♂					
MONTANTE		AGRUPADO	Pt= 0,0003Cp ^{2,4563} (r ² = 0,831) alométrico negativo	Pt= 0,0063Cp ^{1,7665} (r ² = 0,5843) alométrico negativo	Pt= 0,0019Cp ^{2,0307} (r ² = 0,786) alométrico negativo
	Pt= 0,0003Cp ^{2,4445} (r ² = 0,852) alométrico negativo		Pt= 0,0054Cp ^{1,8032} (r ² = 0,636) alométrico negativo	Pt= 0,0017Cp ^{2,0558} (r ² = 0,768) alométrico negativo	Pt= 0,0003Cp ^{2,3405} (r ² = 0,884) alométrico negativo
	Pt= 0,0004Cp ^{2,3871} (r ² = 0,741) alométrico negativo		Pt= 0,0087Cp ^{1,6945} (r ² = 0,511) alométrico negativo	Pt= 0,0023Cp ^{1,9914} (r ² = 0,828) alométrico negativo	Pt= 0,0002Cp ^{2,4107} (r ² = 0,841) alométrico negativo
	+				
	♂				

Pelas equações da relação peso-comprimento (Cp-Pt) foi possível estimar o tipo de crescimento para as espécies estudadas, para sexos agrupados e sexos separados e por região. Para o Botinho (*H. wilderi*), nas três regiões, o crescimento foi alométrico negativo. Para o Mandubé (*A. Ucayalensis*), para as três regiões, o crescimento também foi alométrico negativo, no entanto, na região de montante, os valores foram menores. Para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), nas três regiões, o crescimento foi alométrico negativo. E para a Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*), o tipo de crescimento também foi alométrico negativo. Assim, nesta condição, o crescimento longitudinal está sendo maior que o desenvolvimento do peso individual.

Em relação ao fator de condição (K_{fc}) para o Botinho (*H. wilderi*) (FIGURA 15), para as fêmeas na região de jusante ($2,71 \pm 0,53$, $n= 1140$), os valores ficaram entre 1,07 (indivíduo de 160,00 mm de Ct, 140,00 mm de Cp e 21,04 g) a 4,89 (indivíduo de 195,00 mm de Ct, 140,00 mm de Cp e 96,05 g), sendo que os valores de K_{fc} para os machos ($2,47 \pm 0,45$, $n= 684$), ficou entre 1,27 (indivíduo de 160,00 mm de Ct, 140,00 mm de Cp e 25,03 g) a 4,99 (indivíduo de 145,00 mm de Ct, 125,00 mm de Cp e 74,15 g). Na região do reservatório, os valores de (K_{fc}), para as fêmeas ($4,75 \pm 0,83$, $n= 76$), ficaram entre 0,15 (indivíduo com 200,00 mm de Ct, 170,00 mm de Cp e 33,40 g) a 0,62 (indivíduo com 120,00 mm de Ct, 90,00 mm de Cp e 22,06 g) e para os machos ($2,55 \pm 0,81$, $n= 33$) ficou entre 0,30 (indivíduo de 140,00 mm de Ct, 130,00 mm de Cp e 30,21 g) a 0,62 (indivíduo de 185,00 mm de Ct, 150,00 mm de Cp e 93,79 g). Já para a região de montante, para as fêmeas ($2,78 \pm 0,62$, $n= 89$), os valores de (K_{fc}) variaram entre 1,88 (indivíduo de 140,00 mm de Ct, 120,00 mm de Cp e 24,07 g) a 5,24 (indivíduo de 140,00 mm de Ct, 120,00 mm de Cp e 67,00 g) e para machos ($2,61 \pm 0,53$, $n= 48$), ficou entre 1,80 (indivíduo de 140,00 mm de Ct, 130,00 mm de Cp e 28,09g) a 4,56 (indivíduo de 135,00 mm de Ct, 100,00 mm de Cp e 37,28 g).

Para o Mandubé (*A. ucayalensis*) (FIGURA 16), os valores de (K_{fc}), para as fêmeas ($2,05 \pm 0,82$, $n= 593$) na região de jusante, variaram entre 0,58 (indivíduo de 150,00 mm de Ct, 135,00 mm de Cp e 11,28 g) a 5,25 (indivíduo de 360,00 mm de Ct, 310,00 mm de Cp e 304,70 g). Já para os machos ($1,71 \pm 0,50$, $n= 593$) nesta região, os valores de (K_{fc}) ficaram entre 0,73 (indivíduo de 180,00 mm de Ct, 170,00 mm de Cp e 25,04 g) a 4,42 (indivíduo de 200,00 mm de Ct, 130,00 mm de Cp e 64,00 g). Na região do reservatório, os valores de (K_{fc}), para as fêmeas ($10,13 \pm 2,82$, $n= 1028$), ficaram entre 5,20 (indivíduo com 170,00 mm de Ct, 155,00 mm de Cp e 25,86 g) a 29,92 (indivíduo com 160,00 mm de Ct, 120,00 mm de Cp e 86,00 g) e para os machos ($9,96 \pm 2,51$, $n= 766$) ficou entre 5,17 (indivíduo de 200,00 mm de Ct, 180,00 mm de Cp e 35,46 g) a 24,07 (indivíduo de 430,00 mm de Ct, 350,00 mm de Cp e 686,95 g). Para a região de montante, os valores de (K_{fc}) para as fêmeas ($6,82 \pm 1,99$, $n= 564$) ficaram entre 2,53 (indivíduo de 220,00 mm de Ct, 170,00 mm de Cp e 22,00g) a 16,67 (indivíduo de 360,00 mm de Ct, 320,00 mm de Cp e 443,90 g). Para os machos ($6,23 \pm 1,76$, $n= 423$) os valores variaram entre 2,76 (indivíduo de 220,00 mm de Ct, 170,00 mm de Cp e 24,00g) a 17,06 (indivíduo de 380,00 mm de Ct, 340,00 mm de Cp e 505,70 g).

Em relação a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) (FIGURA 17), os valores de (K_{fc}) para as fêmeas ($4,46 \pm 1,20$, $n= 257$) na região de jusante, ficaram entre 2,27 (indivíduo de 140,00 mm de Ct, 130,00 mm de Cp e 19,09 g) a 8,22 (indivíduo de 210,00 mm de Ct, 180,00 mm de Cp e 147,57 g). Para os machos ($5,39 \pm 1,08$, $n= 160$) nesta região, os valores ficaram entre 2,78 (indivíduo de 130,00 mm de Ct, 115,00 mm de Cp e 17,61 g) a 9,00 (indivíduo de 170,00 mm de Ct, 140,00 mm de Cp e 90,00 g). Na região do reservatório, os valores de (K_{fc}), para as fêmeas ($7,91 \pm 2,22$, $n= 598$), ficaram entre 3,88 (indivíduo com 180,00 mm de Ct, 150,00 mm de Cp e 32,21 g) a 15,27 (indivíduo com 370,00 mm de Ct, 330,00 mm de Cp e 333,00 g) e para os machos ($6,46 \pm 2,08$, $n= 958$) ficaram entre 3,38 (indivíduo de 130,00 mm de Ct, 115,00 mm de Cp e 15,40 g) a 16,30 (indivíduo de 180,00 mm de Ct, 115,00 mm de Cp e 89,81 g). Já para a região de montante, os valores de (K_{fc}) para as fêmeas ($1,96 \pm 0,58$, $n= 419$), ficaram entre 1,05 (indivíduo de 160,00 mm de Ct, 140,00 mm de Cp e 24,02 g) a 4,90 (indivíduo de 290,00 mm de Ct, 230,00 mm de Cp e 306,00 g). Para machos ($1,88 \pm 0,43$, $n= 214$) nesta região, os valores variaram entre 1,07 (indivíduo de 170,00 mm de Ct, 150,00 mm de Cp e 28,00 g) a 3,77 (indivíduo de 160,00 mm de Ct, 140,00 mm de Cp e 86,00 g).

Para a Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*) (FIGURA 18), os valores de (K_{fc}), na região de jusante para as fêmeas ($5,01 \pm 0,87$, $n= 206$), variaram entre 3,07 (indivíduo de 250,00 mm de Ct, 230,00 mm de Cp e 71,89 g) a 10,77 (indivíduo de 126,00 mm de Ct, 100,00 mm de Cp e 38,00 g). Para machos ($4,89 \pm 0,78$, $n= 70$), os valores ficaram entre 3,17 (indivíduo de 160,00 mm de Ct, 140,00 mm de Cp e 24,05 g) a 6,62 (indivíduo de 270,00 mm de Ct, 240,00 mm de Cp e 171,04 g). Na região do reservatório, os valores de (K_{fc}), para as fêmeas ($1,32 \pm 0,32$, $n= 1090$), ficaram entre 0,68 (indivíduo com 380,00 mm de Ct, 360,00 mm de Cp e 214,00 g) a 5,49 (indivíduo com 160,00 mm de Ct, 120,00 mm de Cp e 106,00 g) e para os machos ($1,27 \pm 0,27$, $n= 467$) ficaram entre 0,85 (indivíduo de 230,00 mm de Ct, 200,00 mm de Cp e 60,00 g) a 3,67 (indivíduo de 90,00 mm de Ct, 70,00 mm de Cp e 18,00 g). Para a região de montante, os valores de (K_{fc}) para as fêmeas ($2,83 \pm 0,50$, $n= 139$), variaram entre 2,17 (indivíduo de 230,00 mm de Ct, 210,00 mm de Cp e 64,00 g) a 6,99 (indivíduo de 230,00 mm de Ct, 180,00 mm de Cp e 143,00 g). Para machos ($2,74 \pm 0,51$, $n= 62$), os valores ficaram entre 2,29 (indivíduo de 230,00 mm de Ct, 200,00 mm de Cp e 60,00 g) a 5,52 (indivíduo de 380,00 mm de Ct, 340,00 mm de Cp e 505,70g).

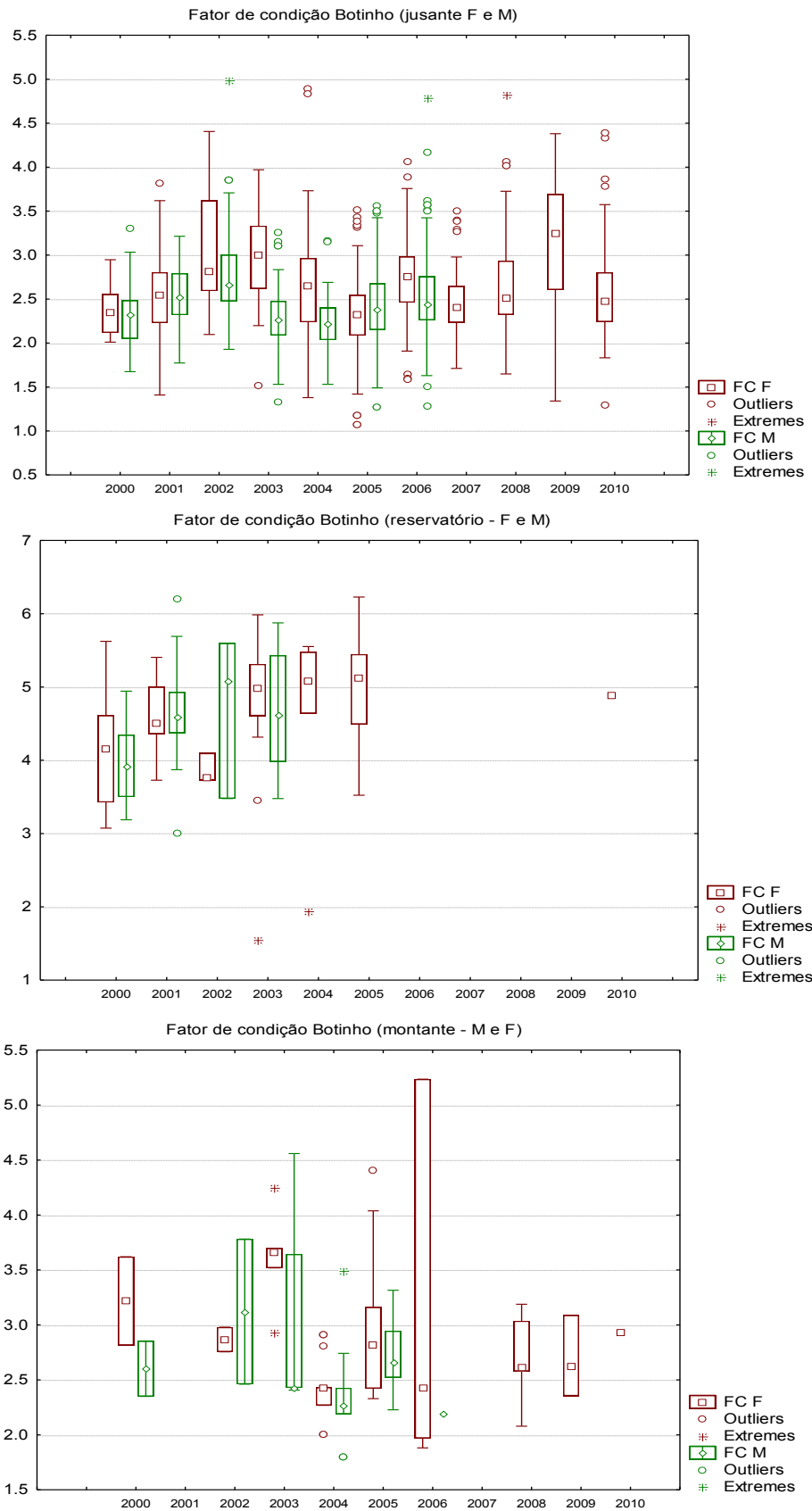


FIGURA 15. *Boxplot* para o (Kfc), entre os anos de 2000 a 2010, para sexos separados, por região, para o Botinho (*H. wilderi*).

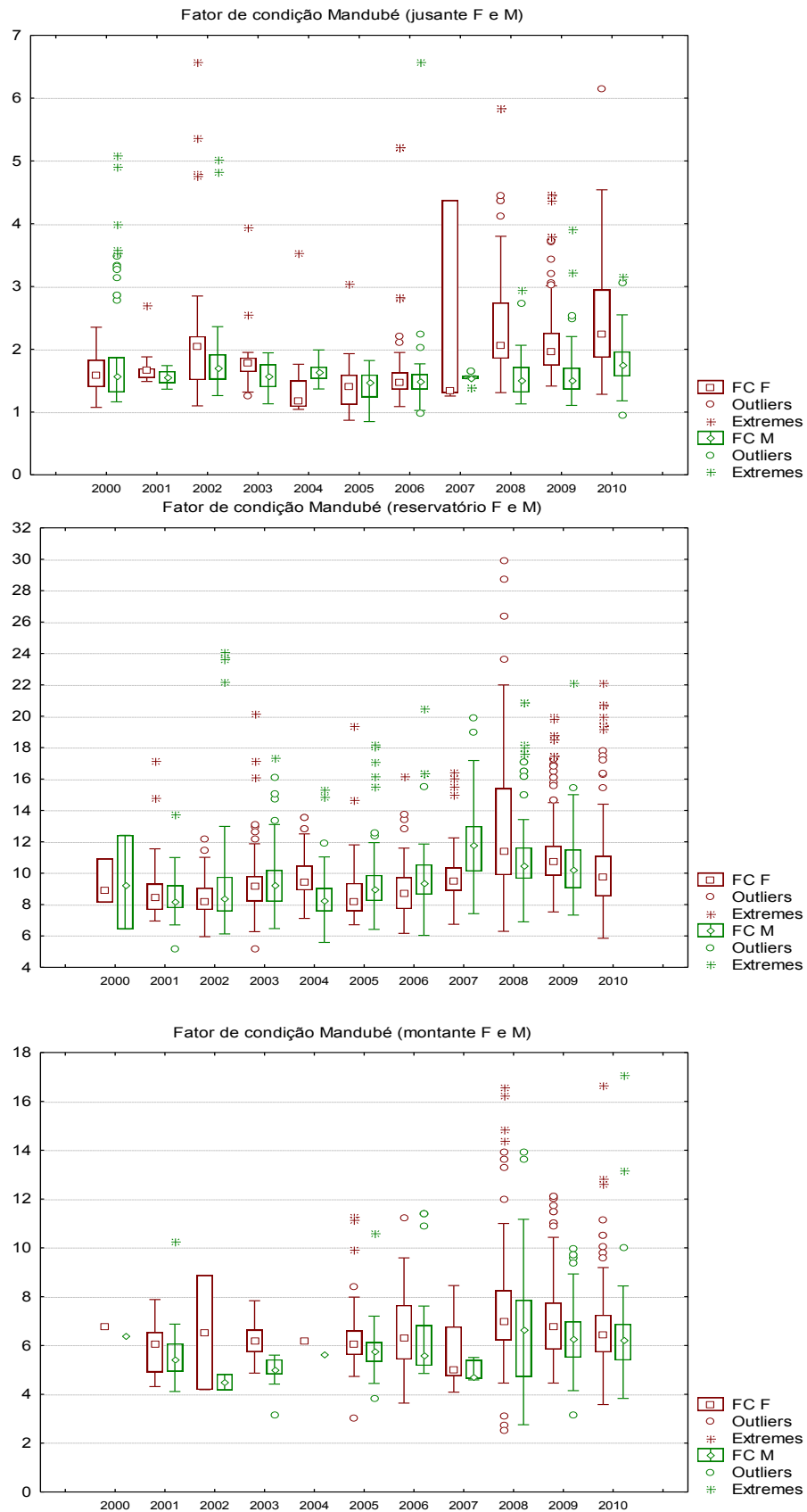


FIGURA 16. *Boxplot* para o (Kfc), entre os anos de 2000 a 2010, para sexos separados, por região, para o Mandubé (*A. ucayalensis*).

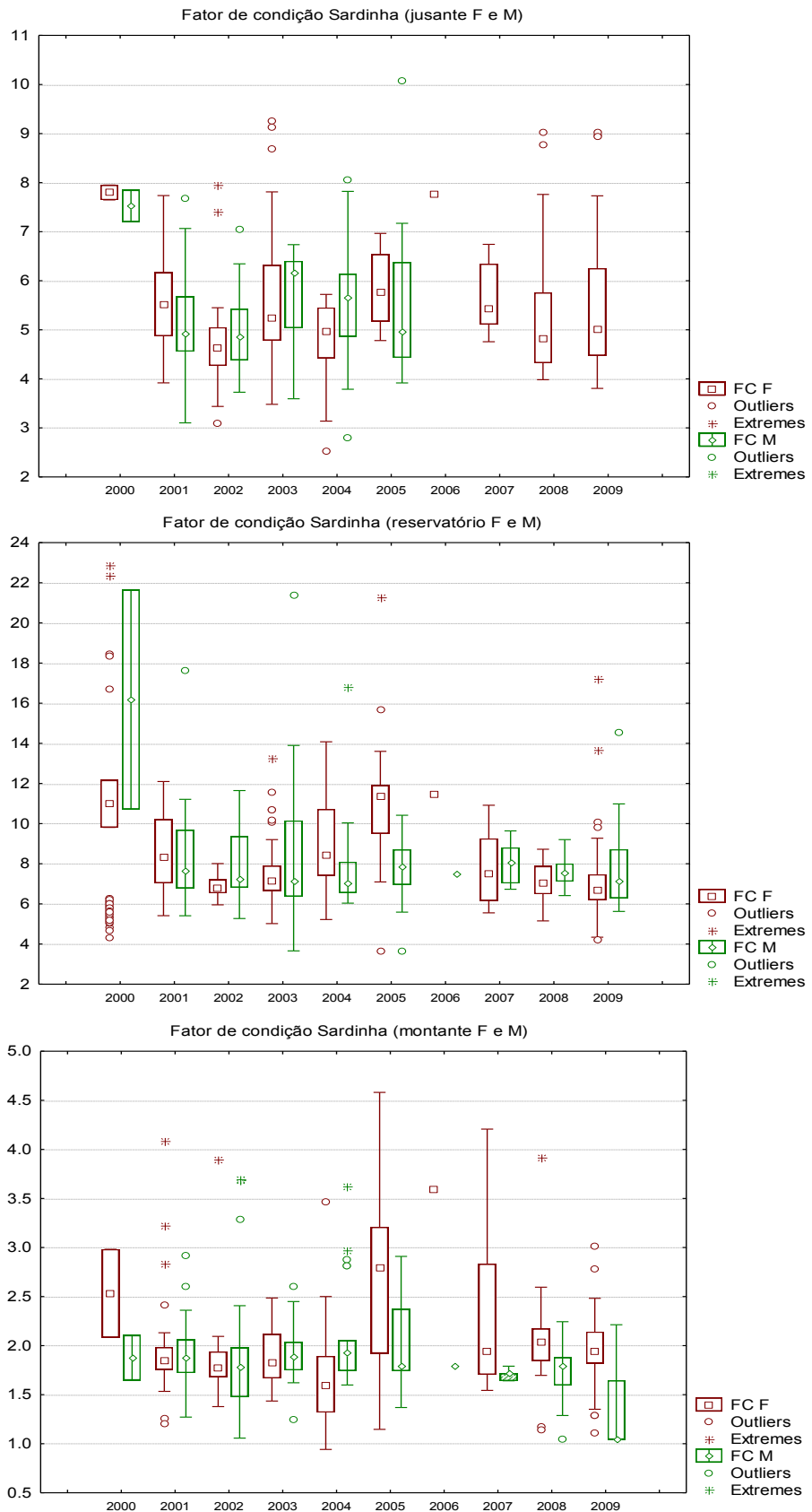


FIGURA 17. Boxplot para o (K_{fc}), entre os anos de 2000 a 2010, para sexos separados, por região, para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*).

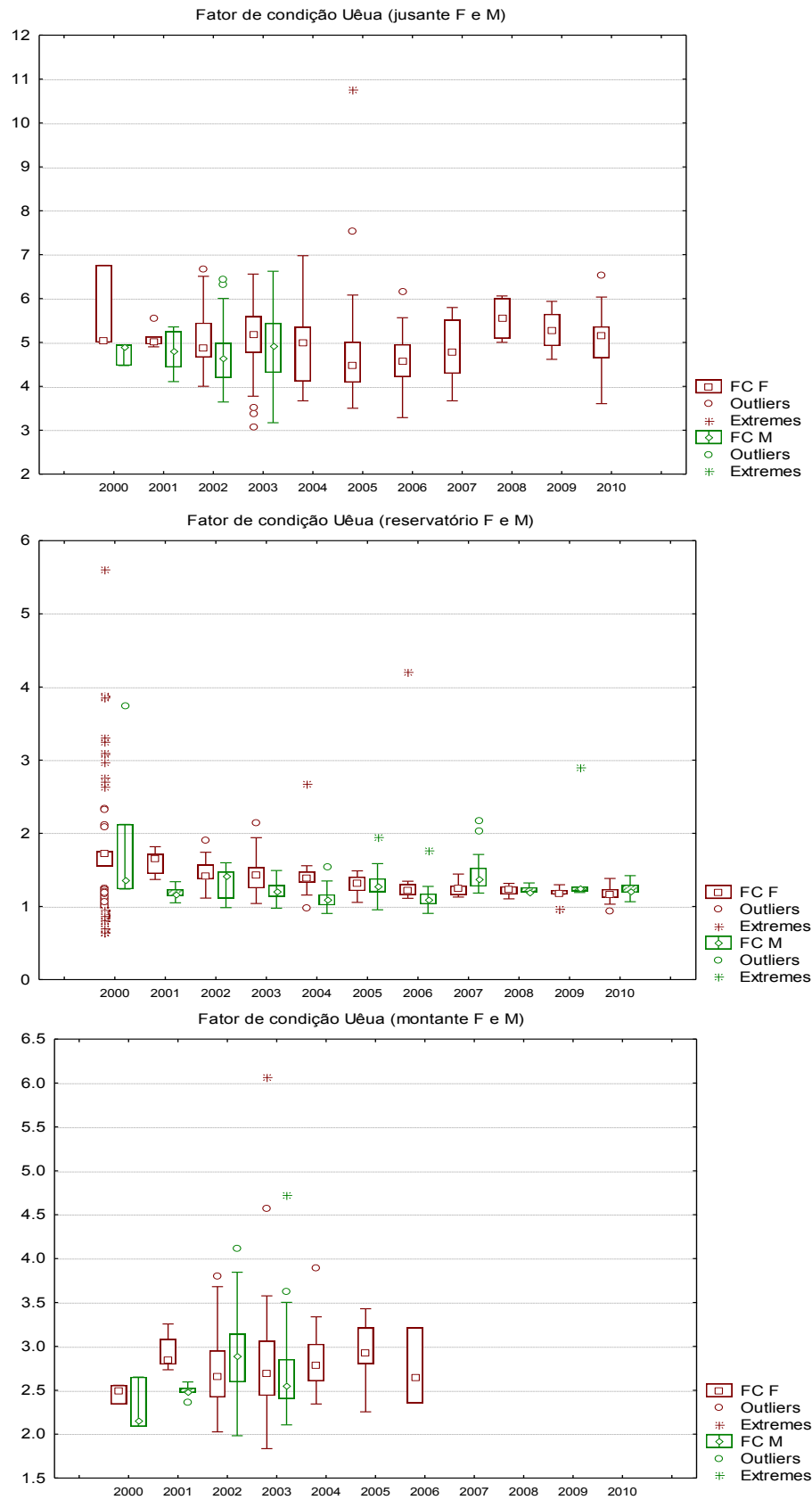


FIGURA 18. *Boxplot* para o (Kfc), entre os anos de 2000 a 2010, para sexos separados, por região, para a Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*).

Foram elaborados mapas para o fator de condição (K_{fc}), entre 2000 a 2010, sexos separados e por região, desta forma sendo possível ter uma noção espacial e temporal na distribuição deste parâmetro para as espécies estudadas. Esta distribuição pode apresentar os lugares mais adequados para a ocupação e sobrevivência dos organismos.

Em relação ao Botinho (*H. wilderi*) (FIGURA 19), para a região de jusante e tanto para fêmeas como machos, os maiores valores de (K_{fc}), mas numa área muito pequena, foram apresentadas na margem esquerda do rio Tocantins, na região do Içangui. Na região de montante, os maiores valores foram na região de Marabá e Itupiranga.

Para o Mandubé (*A. ucayalensis*) (FIGURA 20), para a região de jusante, ficam evidentes gradientes, tanto para fêmeas quanto para machos, mas com valores baixos de (K_{fc}). Já na região de montante, a apresentação é mais homogênea, tanto para fêmeas e machos, mas com maiores valores de K_{fc} na região do Breu Branco.

Em relação a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) (FIGURA 21), na região de jusante, os valores de (K_{fc}) foram muito próximos entre fêmeas e machos, mas com uma distribuição espacial bem diferente. Na região a montante, os valores de (K_{fc}) são superiores ao de jusante, mas com uma distribuição mais semelhante.

Para a Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*) (FIGURA 22), na região de jusante, os valores de (K_{fc}) são maiores e com maior distribuição na região de Baião, que tem como características ambientais, ser uma região de praias e a presença de lagoas marginais. Na região de montante, os maiores valores de (K_{fc}) ficaram ao longo da margem esquerda do reservatório, inclusive onde se localiza a área de reserva da base 04, que serve como área de proteção e constantemente fiscalizada pela ELETRONORTE e demais órgãos ambientais.

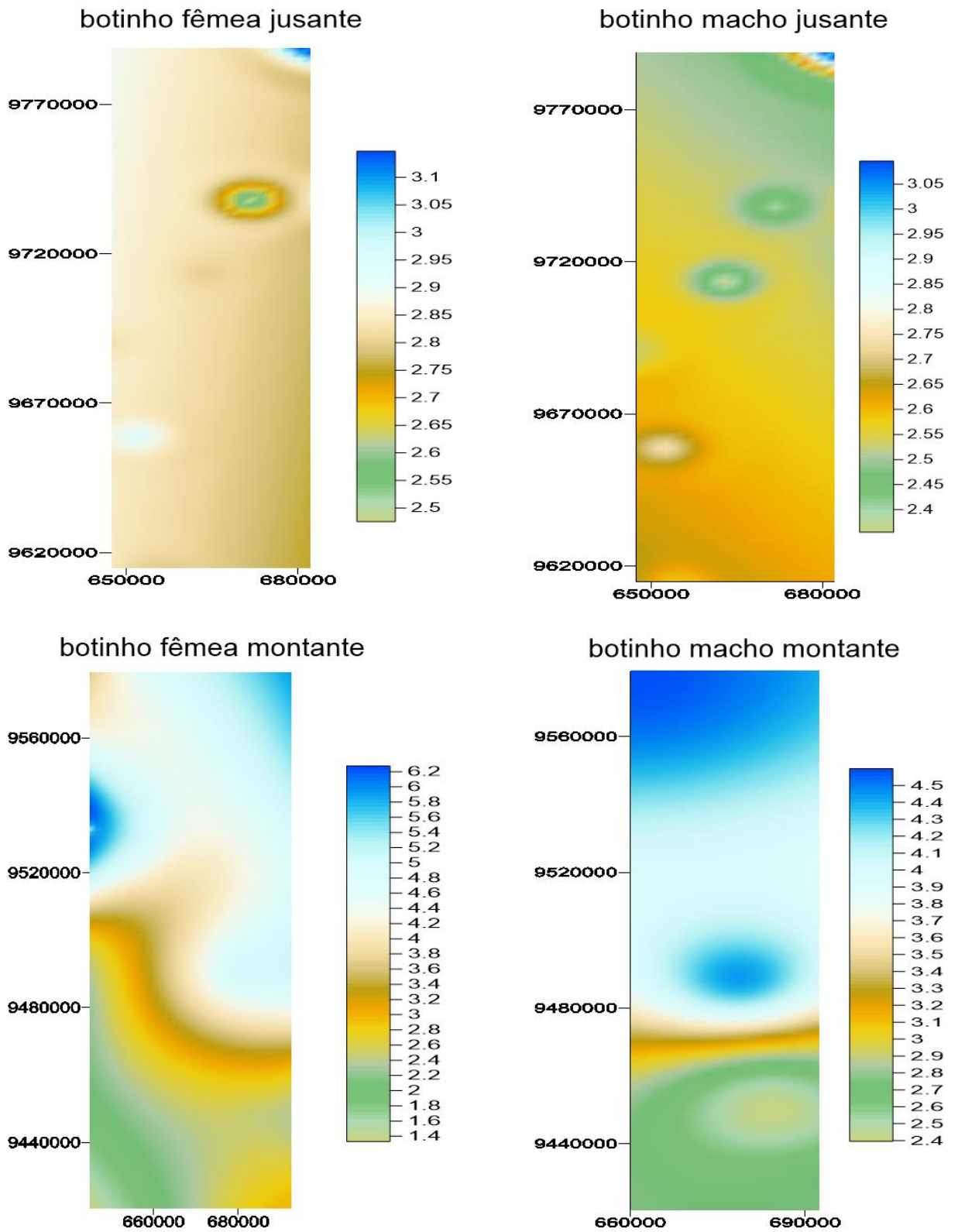


FIGURA 19. Distribuição do fator de condição (K_{fc}), entre 2000 a 2010, por região e sexos separados, para o Botinho (*H. Wilderi*).

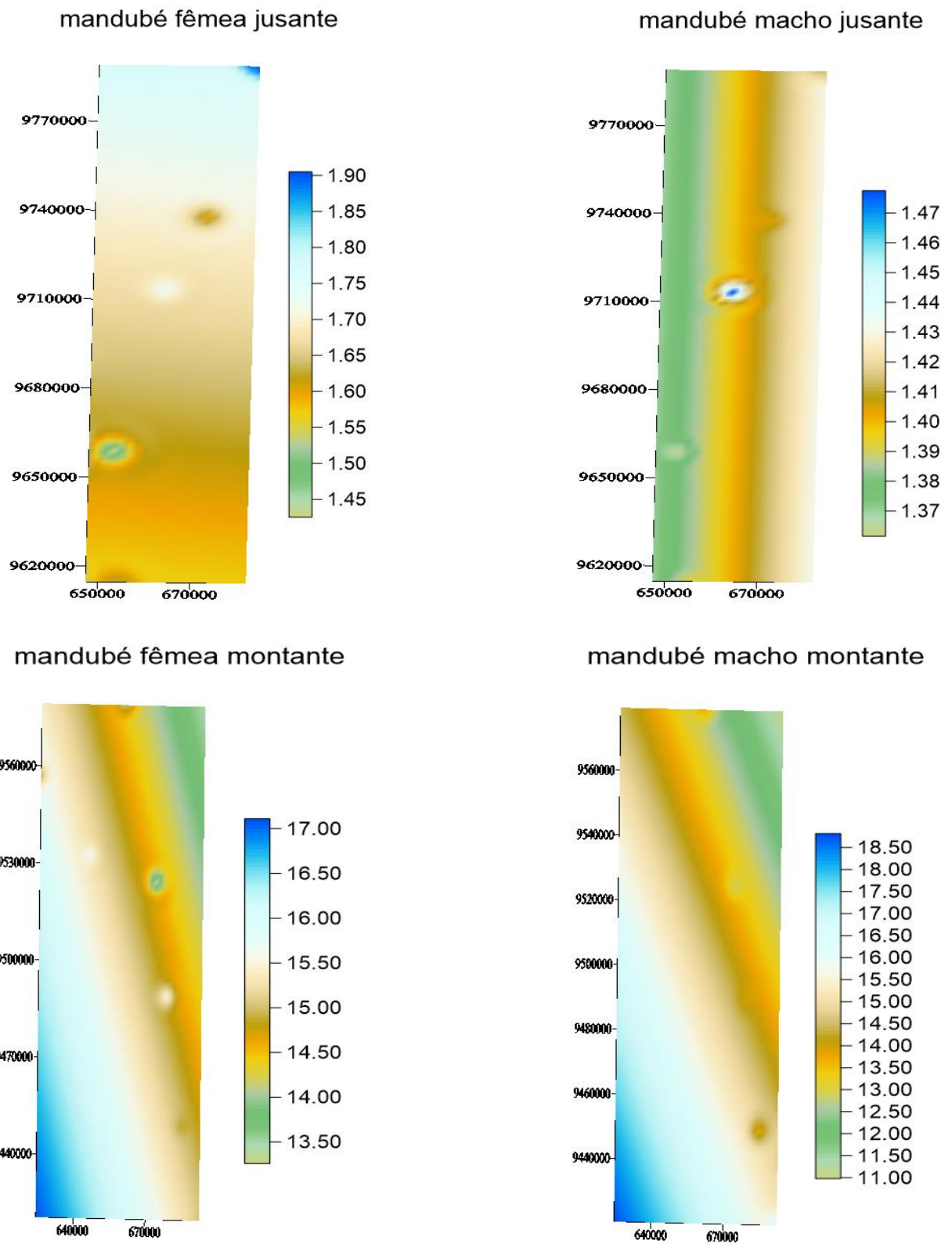


FIGURA 20. Distribuição do fator de condição (K_{fc}), entre 2000 a 2010, por região e sexos separados, para o Mandubé (*A. ucayalensis*).

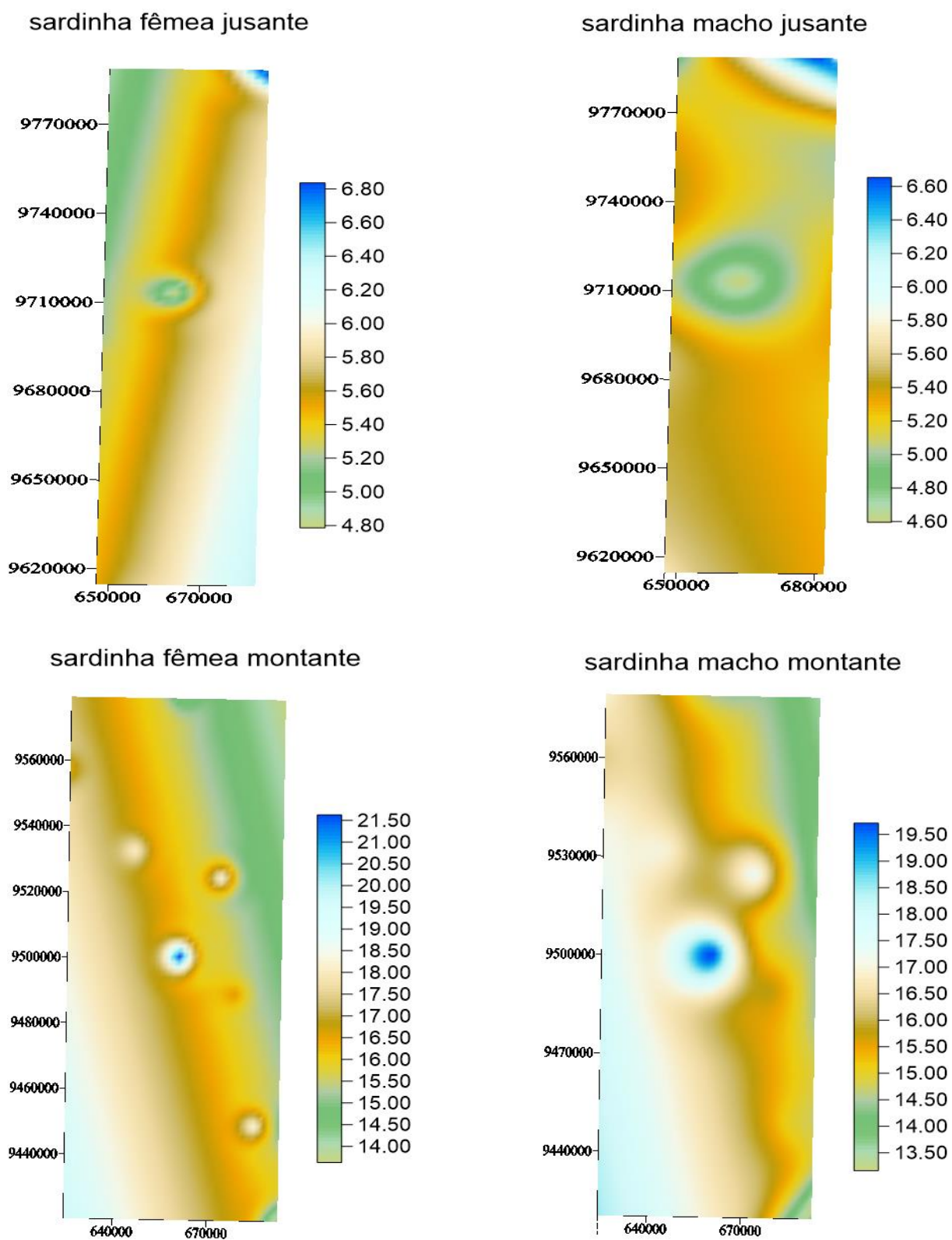


FIGURA 21. Distribuição do fator de condição (K_{fc}), entre 2000 a 2010, por região e sexos separados, para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*).

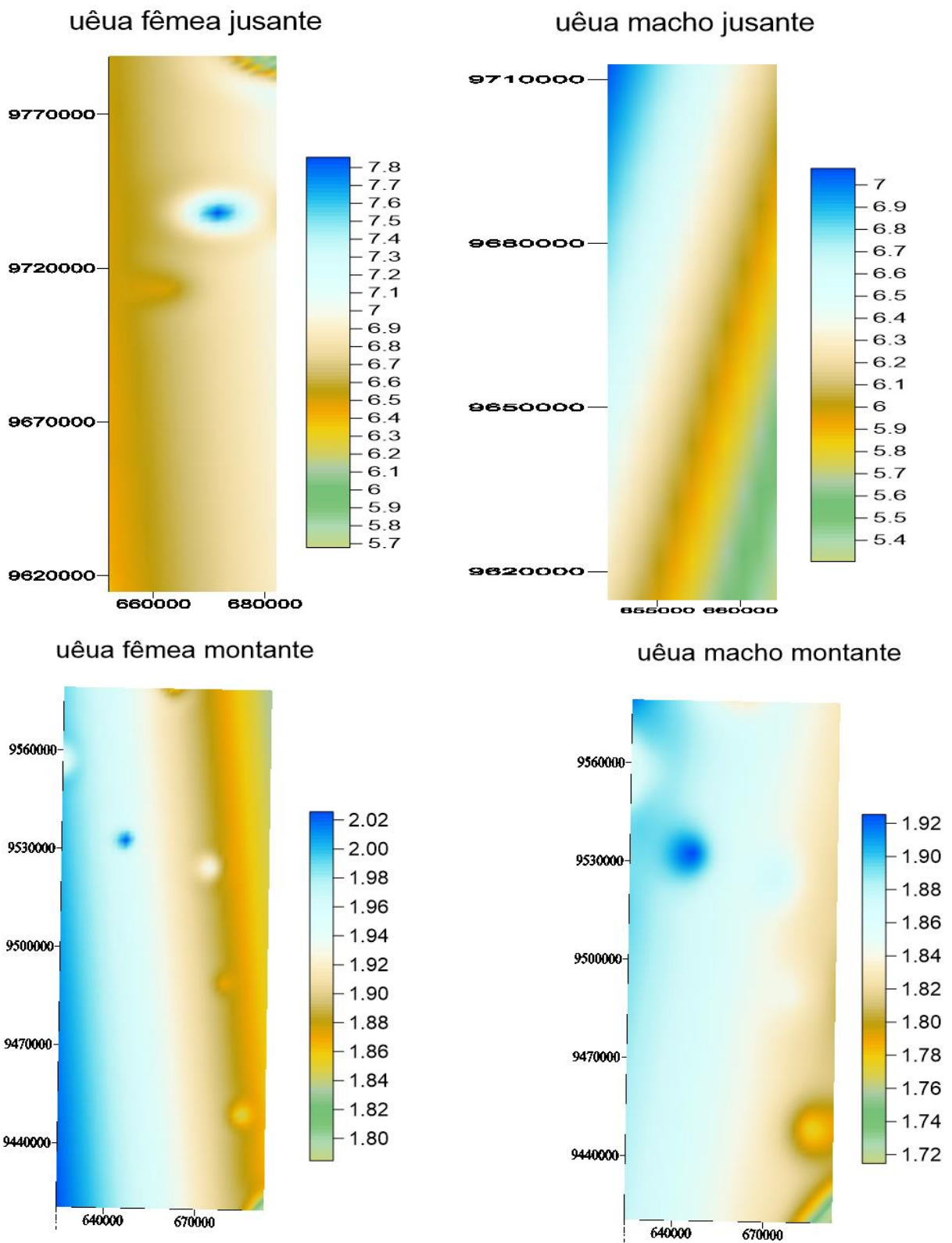


FIGURA 22 Distribuição do fator de condição (K_{fc}), entre 2000 a 2010, por região e sexos separados, para a Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*).

DISCUSSÃO

Nesta tese foi adotado um único valor de (b), sendo separados apenas por sexo e pelas regiões comparadas. Esta análise corrobora os resultados de LIMA JR *et al.*, (2002), os quais comentam que trabalhos que abordam o estudo do fator de condição de peixes pelo método alométrico, não apresentam um consenso sobre a metodologia mais adequada para a estimativa do coeficiente (b), pois alguns autores utilizam um único coeficiente constante para as sub amostras e outros estimam um valor de (b) para cada subamostra. Estes autores mostraram que a utilização de um único valor de (b) para cada subamostra evita distorções nos valores do fator de condição.

A relação peso-comprimento pode descrever o crescimento, que está relacionado aos ciclos de vida de uma espécie, sendo um bom indicador das atividades alimentares e reprodutivas (WEATHERLEY, 1972). No entanto, modificações das condições ambientais, como os barramentos ou a formação de reservatórios, podem influenciar no tipo de crescimento (ARAYA *et al.*, 2005). O parâmetro isométrico (b) da relação peso-comprimento, normalmente tende à isometria, na maioria das espécies, situando-se entre 2,5 e 3,5 (FROESE, 2006). Para o Botinho (*H. wilderi*), tanto fêmeas como machos, nas regiões de jusante e montante, não seguiram este padrão. Para o Mandubé (*A. ucayalensis*) e a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), tanto para fêmeas como para machos, nas três regiões, os valores de b estiverem fora da faixa. Para a Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*), apenas as fêmeas na região do reservatório, estavam nela inseridas. Vários fatores podem ter influenciado esta constatação, principalmente o hábito e disponibilidade alimentar, que tem grande impacto na relação peso-comprimento.

CELLA-RIBEIRO *et al.*, (2015) em estudos no rio Madeira entre 2008 a 2011, estimaram a relação peso-comprimento para algumas espécies, como: *A. falcistrostris* (n=735), indicando o fator isométrico (b) de 3,172 (valores variando entre 3,146 - 3,198); *A. ucayalensis* (n=92), indicando o fator isométrico (b) de 2,755 (valores variando entre 2,707 - 2,803); gênero *Triportheus*, indicando o fator isométrico (b) entre 2,666 a 2,947. Valores do coeficiente (b) podem variar em função de vários fatores, como a disponibilidade e o aproveitamento do alimento pelo organismo ao longo do ano (SANTOS, 2006).

Os tamanhos individuais dos organismos e sua taxonomia são usados para informar sobre a gerência e a conservação de alguns ecossistemas aquáticos (PETCHEY e BELGRANO, 2010; GOMES, 2015). A interação e influência de fatores, como habitat, estação do ano, alterações ontogenéticas, sexo, maturidade gonadal, dieta alimentar, volume do estômago e a relação peso-comprimento foram descritos em similares estudos (RICHTER *et al.*, 2000; MOUTOPOULOS e STERGIU, 2002; FROTA *et al.*, 2004; SILVA, 2016).

Na região Norte do Brasil, onde foi realizado o estudo, o clima se caracteriza por duas épocas do ano, “chuvoso” e “menos chuvoso” (LIMA *et al.*, 2001) e certamente estas características interferem no fator de condição, conforme já citado sobre a influência dos parâmetros ambientais sobre o (K_{fc}). Assim, ao longo do ano, pode-se perceber tendências para esse parâmetro, sendo que se observou para o Botinho (*H. Wilderi*), na região de jusante, tanto para fêmeas quanto para machos, o (K_{fc}) permaneceu constante. Na região do reservatório, tanto para fêmeas quanto para machos, o (K_{fc}) aumentou ao longo do tempo. Na região de montante, tanto para fêmeas quanto para machos, o (K_{fc}) diminuiu ao longo do tempo. Para o mandubé Mandubé (*A. Ucayalensis*) na região de jusante, do reservatório de montante, tanto para fêmeas quanto para machos, o (K_{fc}) aumentou ao longo do tempo. Para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), na região de jusante, tanto para fêmeas quanto para machos, o (K_{fc}) aumentou ao longo dos anos. Na região de reservatório, tanto para fêmeas quanto para machos, o (K_{fc}) diminuiu ao longo do tempo. Na região de montante, tanto para fêmeas quanto para machos, o (K_{fc}) tendeu a uma estabilidade. Para Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*), na região de jusante, as fêmeas tenderam a uma estabilidade, já para os machos, um aumento ao longo do tempo. Na região de reservatório, tanto para fêmeas quanto para machos, o (K_{fc}) tendeu a uma estabilidade. Na região de montante, tanto para fêmeas quanto para machos, o (K_{fc}) tendeu a um declínio.

A análise da expressão usada para calcular o fator de condição alométrica ($K_{fc} = Pt/Cp^b$) indica que o (K_{fc}) e o peso (Pt) são diretamente proporcionais. Assim, quanto maior for o peso do indivíduo com o mesmo comprimento, o valor do fator de condição será maior (BOLGER e CONNOLY, 1989). O fator de condição é um índice que não deve variar com o comprimento do peixe adulto (LIMA JR *et al.*, 2002). A

partir desse preceito, indivíduos em uma captura, que não mostram comprimentos estatisticamente distintos, o (K_{fc}) deve seguir a variação de peso destes indivíduos.

Citando esta situação e relacionando com as gônadas dos peixes, estes órgãos são submetidos a notáveis variações no peso durante o ciclo reprodutivo e estão diretamente relacionadas ao peso total do organismo. O (K_{fc}) pode estimar uma verificação do estado geral do peixe, sendo que o peso das gônadas e do estômago, podem afetar este parâmetro, haja vista, que o (K_{fc}) depende do estágio de desenvolvimento gonadal e da atividade alimentar no momento da captura (AGOSTINHO *et al.*, 1990). Neste trabalho, não foi relacionado o estágio de maturação dos organismos, pois as análises não verificavam o peso das gônadas, assim, no conjunto das análises, poderiam ocorrer incertezas nos resultados.

Há diferenças entre os comprimentos de fêmeas e machos da mesma espécie, sendo, geralmente, constatado os maiores valores para as fêmeas, em várias espécies de peixes teleósteos (BEZERRA e SILVA, 1969; NARAHARA *et al.*, 1989; KRAAK, 1996; CANAN e GURGEL, 1997, JURAS *et al.*, 2005; RÊGO, 2008). Este fato pode ser interpretado como uma adaptação evolutiva de espécies de piracema, pois ao longo das migrações sazonais para reprodução fazem com que as fêmeas invistam em gônadas maiores. Isto demanda um relativo gasto energético que em relação aos machos, desta forma, com proporções corporais maiores para adequar os ovários relativamente grandes e para garantir uma maior fecundidade (VICENTIN *et al.*, 2004). Os maiores valores de peso encontrados para fêmeas está relacionado com o ciclo gonadal, com uma taxa de aumento em peso maior que o crescimento em comprimento corporal. Desta forma, as fêmeas investem mais que os machos na reprodução, pois possuem maiores gônadas e tem um despendem mais gasto energético neste ciclo de vida (VAZZOLER *et al.*, 1989).

O fator de condição é um indicador do bem estar de um indivíduo e sua referência pode indicar as condições nutricionais ou a utilização das reservas em atividades fisiológicas cíclicas, podendo relacionar às condições ambientais e aos aspectos comportamentais das espécies (GOMIERO *et al.*, 2010). Ele pode ser apresentado individualmente, podendo ser estabelecido como um indicador das reservas energéticas dos tecidos, tendo a expectativa de que um indivíduo ou peixe em condição relativamente melhor, apresenta taxas de crescimento maiores, assim como maior potencial reprodutivo e de sobrevivência, em relação a outro em condição

insatisfatória, considerando também ambientes similares e comparáveis (POPE e KRUSE, 2007; CAMARA *et al.*, 2011).

Froese (2006) cita ainda alguns pressupostos para a aplicação do (K_{fc}), com um número mínimo amostral, além de números próximos de indivíduos nas classes de comprimento, não sendo necessário mensurar muitos indivíduos em cada classe. Pois há implicações estatísticas envolvidas na utilização de amostras muito heterogêneas (CAMARA *et al.*, 2011). Estas constatações são contrapostas devido as incertezas nas pescarias experimentais e não sendo comum dispensar cientificamente a disponibilidade de um banco de dados e ser tratado continuamente até se obter o resultado esperado. Assim, a proposta do trabalho foi gerar a maior quantidade possível de informações sobre as espécies com os dados disponíveis das amostragens das pescarias.

Gubiani *et al.*, (2020), citam num trabalho de revisão bibliográfica, que o (K_{fc}) estimado pelo método de Le Cren (1951) é muito utilizado para estimar a condição corporal dos peixes, no entanto, existem críticas na sua aplicação por muitos autores. Apesar disto, neste trabalho da estimativa do (K_{fc}) para as quatro espécies que ocorrem na área de influência da UHE Tucuruí, concluiu-se que o índice se mostrou amplamente aplicado na verificação das diferenças entre as regiões do barramento. Inclusive podendo servir como referência para futuros estudos ecológicos, haja vista, a inexistência de informações sobre este parâmetro fisiológico para estas espécies.

A ecologia de comunidades é compreender os mecanismos e processos responsáveis pela diferenças e semelhanças entre estas. Assim, uma abordagem é comparar as comunidades que ocorrem ao longo dos gradientes ambientais, por exemplo barramentos, que são influenciadas tais como pelo estresse ou (in)disponibilidade de recursos, desta forma, fornecendo dados básicos valiosos para a pesquisa e incentivando o desenvolvimento de hipóteses testáveis, sendo estas, por sua vez, que levarão a decisões mais definitivas dos estudos. (ANGERMEIER e KARR, 1983). Desta forma, o estudo do Fator de Condição se mostrou aplicável neste panorama.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A.A.; BARBIERI, G.; VERANI, J.R. & HANH, N.S. **Variação do fator de condição e do índice hepatossomático e suas relações com o ciclo reprodutivo em *Rhinelepis aspera* (Osteichthyes, Loricariidae) no rio Paranapanema, Porecatu, PR.** Ciênc. Cult. 42(9):711-714. 1990.
- ANDRADE, M.C.; JESUS, A.J.S.; GIARRIZZO, T. **Length-weight relationships and condition factor of the eaglebeak pacu *Ossubtus xinguense* (Characiformes, Serrasalminidae), an endangered species from Rio Xingu rapids, northern Brazil.** J. Biol., vol. 75, no. 3 (suppl.), p. S102-S105. 2015.
- ANGERMEIER, P.L.; KARR, J.R. **Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams.** Environ Biol Fish 9, 117–135. 1983.
- ARAYA, P.R.; AGOSTINHO, A.A.; BECHARA, J.A. **The influence of dam construction on a population of *Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1847) (Pisces, Anostomidae) in the Yacreta Reservoir (Argentina).** Fisheries Research, v. 74, p. 198–209, 2005.
- BEZERRA E SILVA, J.W. **Sobre o comprimento e o peso da pescada-do-Piauí, *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), no açude “Pereira de Miranda” (Pentecoste, Ceará, Brasil).** Bol. Téc. DNOCS, Fortaleza, v.27, n.1, p.57-59, 1969.
- BOJSEN, B.H. **Diet and condition of three fish species (Characidae) of the Andean foothills in relation to deforestation.** Environmental Biology of Fishes, 73: 61-73. 2005.
- BOLGER, T.; CONNOLLY, P.L. **The selection of suitable indices for the measurement and analysis of fish condition.** Journal of Fish Biology, 34(2), 171–182. 1989.
- BRAMBILLA, E.M.; GARCIA-AYALA, J.R.; TRAVASSOS, F.A.; CARVALHO, E.D.; DAVID, G.S. **Relação peso-comprimento das principais espécies de peixes comerciais do reservatório de tucuruí (bacia do tocantins/araguaia, Brasil).** Bol. Instituto de Pesca, v. 41, n. 3, p. 665-670, 2015.
- CAMARA, E.M.; CARAMASCHI, EP; PETRY, A.C. **Fator de condição: bases conceituais, aplicações e perspectivas de uso em pesquisas ecológicas com peixes.** Ecologia Australis. 5(2): 249-274, 2011.
- CANAN, B.; GUERGEL, H.C.B. **Estrutura populacional de *Metynnis roosevelti* Eigenmann, 1915 (Characidae, Myleinae) da Lagoa do Jiqui, Parnamirim.** Revista Unimar 19 (2): 479-491. 1997.
- CAMARGO, M.P.; ARANHA, J.M.R.; MENEZES, M.S. **Length-weight relationship (LWR) of fish species in the Morato River, Paraná, Brazil.** J Appl Ichthyol. 1–2. 2018.
- CELLA-RIBEIRO, A; HAUSER, M; NOGUEIRA, LD; DORIA, CRC; TORRENTE-VILARA, G. **Length-weight relationships of fish from Madeira River, Brazilian Amazon, before the construction of hydropower plants.** J. Appl. Ichthyol. 31, 939–945. 2015.
- DUPONCHELLE, F; LINO, F; HUBERT, N; PANFILI, J; RENNO, JF; BARAS, E; TORRICO, JP; DUGUE, R; NUÑEZ, J. **Environment-related life-history trait variations of the red-bellied piranha *Pygocentrus nattereri* in two river basins of the Bolivian Amazon.** Journal of Fish Biology, 71:1113–1134. 2007.
- ELETRONORTE. **Diagnóstico preliminar do perfil socioeconômico dos pescadores ribeirinhos da área de influência do reservatório de Tucuruí.** Brasília, 2007.
- ESMAEILI, H.R.; EBRAHIMI, M. **Length-weight relationships of some freshwater fishes of Iran.** Journal of Applied Ichthyology, 22(4), 328–329. 2006.
- FONTELES FILHO, A.A. **Recursos pesqueiros, Biologia e Dinâmica Populacional.** Fortaleza, imprensa oficial do Ceará. 296p. 1989.

FROTA, L.O.; COSTA, P.A.S.; BRAGA, A.C. **Length-weight relationships of marine fishes from the central Brazilian coast.** *NAGA. World Fish Center*, v.27, n.1-2, p. 20-26. 2004.

FROESE, R. **Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations.** Blackwell Verlag, Berlin, *J. Appl. Ichthyol.* 22, 241–253. 2006.

GARCIA-AYALA, J.R.; BRAMBILLA, E.M.; TRAVASSOS, F.A.; CARVALHO, E.D.; DAVID, G.S. **Length-weight relationships of 29 fishes of the Tucuruí reservoir (Tocantins/Araguaia basin, Brazil).** *Journal of Applied Ichthyology*, 30(5): 1092-1095. 2014.

GOMES, L.C. **Efeitos dos regimes de operação de reservatórios na transferência de energia em cadeias alimentares de peixes neotropicais.** [Dissertação de Mestrado]. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, PR. 2015.

GOMIERO, L.M.; VILLARES-JUNIOR, G.A.; BRAGA F.M.S. **Relação peso-comprimento e fator de condição de *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) no Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Santa Virginia, Mata Atlântica, estado de São Paulo, Brasil.** *Biota Neotropica*, v. 10, n. 1, p. 101-105. 2010.

GOMIERO, L.M.; BRAGA, F.M.S. **Relação peso-comprimento e fator de condição para *Cichla cf. ocellaris* e *Cichla monoculus* (Perciformes, Cichlidae) no reservatório Volta Grande – MG/SP.** *Acta Scientiarum: Biological Sciences*: 25(1): 79-86. 2003.

GREEN, A. J. **Mass/Length Residuals: Measures of Body Condition or Generators of Spurious Results?** *Ecology*, 82(5), 1473. 2001.

GRORUD-COLVERT, K; SPONAUGLE, S. **Influence of condition on behavior and survival potential of a newly settled coral reef fish the bluehead wrasse *Thalassoma bifasciatum*.** *Marine Ecology Progress Series*, 327: 279-288. 2006.

GUBIANI, É. A.; RUARO, R.; RIBEIRO, V.R.; FÉ, U. M.G.S. **Relative condition factor: Le Cren's legacy for fisheries science.** *Acta Limnol. Bras.*, Rio Claro, v. 32, e3, 2020.

GIARRIZZO, T.; SENA, R.R.O. de; ANDRADE, M.C.; GONÇALVES, A.P.; BARBOSA, T.A.P.; MARTINS, A.R.; MARQUES, D.K.; BRITO, J.L.S. dos; FROIS, R.P.S.; ALBUQUERQUE, T.P.O.; MONTAG, L.F.A.; CAMARGO, M.; MELO, L.M. **Length-weight relationships for 135 fish species from the Xingu River (Amazon Basin, Brazil).** *Journal of Applied Ichthyology*, 31, 1–10. 2015.

GIARRIZZO, T.; BASTOS, D.; ANDRADE, M.C. **Length-weight relationships for selected fish species of Rio Trombetas biological reserve: A reference study for the Amazonian basin.** *Journal of Applied Ichthyology*, 27, 1422–1424. 2011.

JOBLING, M. **Environmental Factors and Rates of Development and Growth.** *Handbook of Fish Biology and Fisheries*, Volume 1, 97–122. 2002.

JURAS, A.A.; ROCHA, J.C. da.; CINTRA, I.H.A. **Relação peso-comprimento da pescada-branca, *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), no reservatório da usina hidrelétrica de Tucuruí – Pará.** *Bol. Téc. Cient. Cepnor*, Belém, v. 5, n. 1, p. 105-113, 2005.

KHAN, M.A.; KHAN, S.; MIYAN, K. **Studies on Length-weight and Length-length Relationships of Four Freshwater Fishes Collected from River Ganga.** *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 7: 481-484. 2012.

KEYS, A.B. **The length-weight relation in fishes.** *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 14: 922-925. 1928.

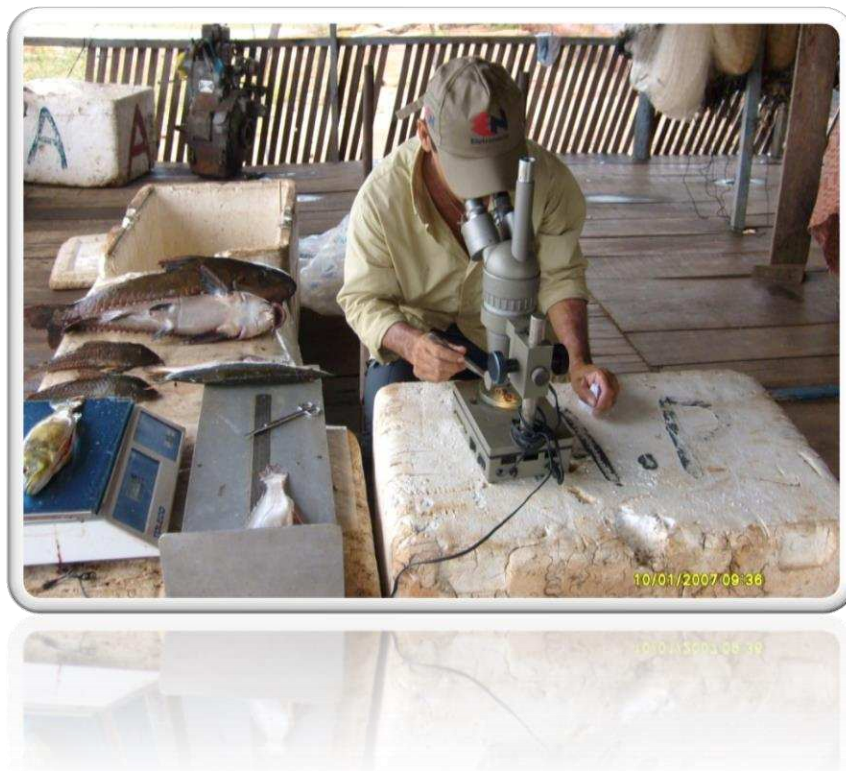
KORTET, R.; TASKINEN, J. **Parasitism, condition and number of front head breeding tubercles in roach (*Rutilus rutilus*).** *Ecology of Freshwater Fish*, 13: 119-124. 2004.

- KRAAK, S.B.M., **A quantitative description of the reproductive biology of the Mediterranean blenny *Aidablennius sphyinx* (Teleostei, Blenniidae) in its natural habitat.** Environ. Biol. Fish. 46(4):329-342. 1996.
- KUIKKA, S.; VANHATALO, J.; PULKKINEN, H.; MÄNTYNIEMI, S.; CORANDER, J. **Experiences in Bayesian Inference in Baltic Salmon Management.** Statistical Science. Vol. 29, No. 1, 42–49. 2014.
- LANDIM, P.M.B; MONTEIRO, R.C; CORSI, A.C. **Introdução à confecção de mapas pelo software SURFER.** DGA,IGCE,UNESP/Rio Claro, Lab. Geomatemática, Texto Didático 08, 21 pp. 2002.
- LE CREN, E.D. **The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*).** Journal of Animal Ecology, Oxford, v. 20, p. 201-219. 1951.
- LEONARDOS, I.; TRILLES, J.P. **Host parasite relationships: occurrence and effect of the parasitic isopod *Mothocya epimerica* on sand smelt *Atherina boyeri* in the Mesolongi and Etolikon Lagoons (W.Greece).** Diseases of Aquatic Organisms, 54: 243-251. 2003.
- LIMA-JUNIOR, S.E.; CARDONE, I.B.; GOITEIN, R. **Determination of a method for calculation of Allometric Condition Factor of fish.** Acta Scientiarum, v. 24, n. 2, p. 397-400, 2002.
- LIMA, R.R.; TOURINHO, M.M.; COSTA, J.P.C. **Várzeas flúvio-marinhas da Amazônia brasileira. Características e possibilidades agropecuárias.** FCAP,341 p., Belém, 2001.
- MILI, S.; ENNOURI, R.; CHHIBI, M.; LAOUAR, H.; ROMDHANE, N.; MISSAOUI, H. **Length-weight relationships (LWRs) of endemic and introduced freshwater fish species in 13 Tunisian reservoirs.** Journal of new sciences, Agriculture and Biotechnology, 41(8), 2253-2259. 2017.
- MOUTOPOULOS, D.K; STERGIUO, K.I. **Length-weight and length-length relationships of fish species from the Aegean Sea (Greece).** J. Appl. Ichtyol., v.18, p. 200-203. 2002.
- NARAHARA, M.Y., GODINHO, H.M. & ROMAGOSA, E. **Tipo de desova e fecundidade do bagre, *Rhamdia hilarii* (Valenciennes, 1840) (Siluriformes, Pimelodidae).** B. Inst. Pesca 16(1):37-45. 1989.
- NUNES, J.L.S.; SOUSA COSTA, M.; RÊGO RIBEIRO, M.F.; SOUSA, M.S., BONFIM, M. **Length-weight relationship freshwater fish species Brazilian Cerrado.** J Appl Ichthyol. 2019;00:1–3. 2019.
- PAULY, D. **Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators.** Studies and Reviews, vol. 8, p. 325. 1984.
- PEIG, J.; GREEN, A.J. **New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method.** Oikos, 2009, 118(12), 1883-1891. 2009.
- PETCHEY, O.L.; BELGRANO, A. **Body-size distributions and size-spectra: universal indicators of ecological status?** Biol. Lett., 05 May 2010.
- PETESSE, M.L.; PETRERE JR, M. **Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil.** Ecol Eng. 2012; 48:109-16.
- PETTS, G.E. **Impounded Rivers, Perspectives Ecological Management.** Wiley & Sons. 1984.
- POPE, K.L.; LOCHMANN, S.E.; YOUNG, M.K. **Methods for Assessing Fish Populations.** Nebraska Cooperative Fish & Wildlife Research Unit, Staff Publications. Paper 73. 2010.
- POPE, K.; KRUSE, C.G. **Assessment of fish condition data.** Analysis and Interpretation of Freshwater Fisheries Data. 51-56. 2007.
- RÊGO, A.C.L.; PINESE, O.P.; MAGALHÃES, P.A.; PINESE, J.F. **Relação peso-comprimento para *Prochilodus lineatus* (Valenciennes,1836) e *Leporinus friderici* (Bloch,1794) (Characiformes) no reservatório de Nova Ponte – EPDA de Galheiro, rio Araguari, MG.** Revista Brasileira de Zootecias. v. 10, n. 1. 2008.

- RICHTER, H.C.; LUCKSTADT, U.F.; BECKER, K. **An improved procedure to assess fish condition on the basis of length-weight relationships**. Arch. Fish. Mar. Res., v.48, p.255-264. 2000.
- RICKER, W.E. **Computation and interpretation of biological statistics of fish populations**. Ottawa, Fisheries and Marine Service, Department of the Environment, 482p. 1975.
- SANTOS, S.L. **Fator de condição e aspectos reprodutivos de fêmeas de *Pimelodella cf. gracilis* (Osteichthyes, Siluriformes, Pimelodidae) no rio Amambai, Estado de Mato Grosso do Sul**. Acta Scientiarum: Biological Sciences, Maringá, v.28, n.2, p. 129-134. 2006.
- SANTOS, G.M. dos; MERONA, B. de; JURAS, A.A.; JEGU, M. **Peixes do baixo rio Tocantins: 20anos depois da Usina Hidrelétrica de Tucuruí**. Brasília: Eletronorte, 2004.
- SANTOS, G. M.; JEGU, M.; MÉRONA, B. **Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins: Projeto Tucuruí**. Manaus, ELETRONORTE/CNPq/INPA. 85p. 1984.
- SILVA, E.P da. **Relação peso-comprimento de *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) e *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758)(Teleóstei, Characidae) em um rio intermitente, rio Paraíba, PB**. [TCC de graduação]. Universidade Estadual da Paraíba, PB. 2016.
- SNEDECOR, G.W.; COCHRAN, W.G. **Statistical Methods**. Iowa Sta.Univ.Press, Ames, Iowa. 1967.
- SPRANZA, J.J.; STANLEY, E.H. **Condition, growth, and reproductive styles of fishes exposed to different environmental regimes in a prairie drainage**. Env.Biology of Fishes. 59: 99-109. 2000.
- STEVENSON, R. D.; WOODS, W. A. **Condition indices for conservation: new uses for evolving tools**. Integrative and Comparative Biology, 46(6), 1169–1190. 2006.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. **Gerenciamento Qualidade Água Represas**. São Carlos. 2000.
- SURFER®, version 9.11.947. Golden Software, 2010. <http://www.goldensoftware.com>
- TAVARES DIAS, M.; MORAES, F.R.; MARTINS, M.L. **Equação da relação peso-comprimento, fator de condição, relação hepato e esplenosomática de 11 teleósteos dulciaquícolas cultivados no Brasil**. (<http://civa2006.org>): 713-720. 2006.
- THORNTON, K.W.; KENNEDY, R.H.; CARROLL, J.H.; WALKER, W.W.; GUNKEL, R.C.; ASHBY, S. **Reservoir Sedimentation and Water Quality-An Heuristic Mode1**. In H.G. Stefan (ed), Proceedings of the Symposium on Surface Water Impoundments. Amer. Soc. Of Civil Eng., New York. 1981.
- VAZZOLER, A. E. A. de M. *et al.* **Aspectos biológicos de peixes amazônicos. XI. Reprodução das espécies do gênero *Semaphrochilodus* (Characiformes, Prochilodontidae) no baixo rio Negro, Amazonas, Brasil**. Rev. Bras. Biol., Rio de Janeiro, v. 49, n. 1 p. 165-173, 1989.
- VICENTIN, W.; COSTA, F.E. dos; MARQUES, S.P.; ZUNTINI, D.; BARBOSA, E.C. **Fator de condição e relação peso-comprimento de *Prochilodus lineatus* capturados na cabeceira do rio Miranda, MS**. In: IV Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal, Corumbá, MS. 2007.
- ZULUAGA-GÓMEZ, M.; GIARRIZZO, T.; ANDRADE, M.C.; ARANGO-ROJAS, A. **Length-weight relationships of 33 selected fish species from the Cauca River Basin, trans-Andean region, Colombia**. Journal of Applied Ichthyology. 30. 10.1111/jai.12435. 2014.
- WANG, L.; WU, Z.; LIU, M. *et al.* **Length-weight, length-length relationships, and condition factors of black rockfish *Sebastes schlegelii* Hilgendorf, 1880 in Lidao Bay, China**. Thalassas 33, 57–63. <https://doi.org/10.1007/s41208-017-0021-6>. 2017.
- WEATHERLEY, A.H. **Growth and ecology of fish populations**. Academic Press, London, 293 p. 1972.

CAPÍTULO V

“CRESCIMENTO, MORTALIDADE E TAXAS DE
EXPLOTAÇÃO DE QUATRO ESPÉCIES DE
PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE
TUCURUÍ (PA)”



INTRODUÇÃO

A investigação sobre os recursos pesqueiros abrange vários setores da atividade da pesca e a precaução é fundamental ao se aplicar modelos de avaliação estinados a apoiar o manejo dos estoques, assim, para se evitar sub ou super estimar os resultados, que podem levar a uma interpretação ou possível interação, errados. As referências clássicas são os manuais de Beverton e Holt (1956), Gulland (1957) e Ricker (1975).

E para se chegar a estes modelos de avaliação, deve ser estimados parâmetros das curvas de crescimento, que incorporam características de reprodução e histórico de vida, como o método gráfico de Gulland e Holt (1959); o método gráfico de Ford (1933) e Walford (1946); o método de Chapman, 1951; apud GULLAND, 1969); o método de Bhattacharya (1967) e programas de computador como o LSSA (SPARRE, 1987) e o Fisat II (GAYANILO JR *et al.*, 2005), derivado diretamente do ELEFAN (PAULY e DAVID, 1980). os modelos estruturados por idade, MULTIFAN-CL (FOURNIER *et al.*, 1998), e mais recentemente METHOT e WETZEL (2013) e PUNT *et al.*, (2016), todos baseados em frequências de comprimento.

Independentemente do método usado para estimar os parâmetros de crescimento, a equação de von Bertalanffy (1934) é geralmente a mais utilizada como base para as estimativas, com três parâmetros: o comprimento assintótico (L_{∞}), o coeficiente de crescimento catabólico (K) e a idade teórica em que o comprimento do peixe é igual a zero (t_0), expressa pela equação $(L_t) = L_{\infty} \cdot (1 - e^{-K(t-t_0)})$, cujo gráfico com o assíntota superior (L_{∞}) é representado pela figura 23.

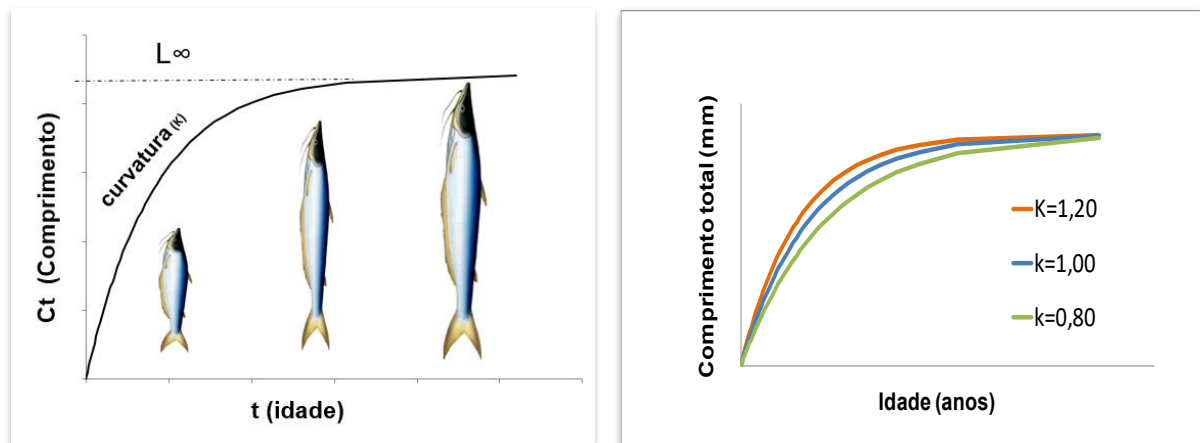


FIGURA 23. Exemplos da curva de crescimento de von Bertalanffy (1934) e com diferentes estimativas de (K). Fonte: SPARRE e VENEMA (1997) (adaptado pelo autor).

Apesar da frequência de seu uso muitas críticas são feitas ao modelo de von Bertalanffy, principalmente quanto ao significado biológico de t_0 , que muitos autores apenas o interpretam apenas como um parâmetro de posição. Outra crítica, a estimativa na taxa de crescimento (K) é expressa pelo mesmo parâmetro ao longo da vida do organismo; não se distinguem as diferenças em relação as alterações fisiológicas que ocorrem principalmente após a maturação do indivíduo (SHUTER *et al.*, 2005; MATHIAS *et al.*, 2016). A proposta deste capítulo é estimar parâmetros, por diferentes metodologias e distinção sexual, de crescimento do modelo de von Bertalanffy (K e L_{∞}), idade inicial e de primeira maturação, mortalidades (total, por pesca e natural), longevidade e índice de performance de crescimento, para as quatro espécies estudadas e por região.

METODOLOGIA

DINÂMICA POPULACIONAL

As estimativas dos parâmetros de crescimento (K, taxa de crescimento e L_{∞} , comprimento assintótico) foram obtidas pelas distribuições de frequências do comprimento padrão dos indivíduos, capturados por mês, regiões e os sexos agrupados, utilizando a rotina do software ELEFAN (PAULY e DAVID, 1980). Este método consiste na identificação de picos e ajuste de curvas de crescimento conforme os histogramas de frequência e está incluído como parte do programa computacional Fisat II (GAYANILO JR *et al.*, 2005).

A partir destes dados, para as quatro espécies, por região e sexos agrupados, foram estimadas as idades teóricas de comprimento zero (t_0), pela equação empírica de PAULY (1979) (Equação 1),

$$\log_{10}(t_0) = -0,392 - [0,275 \cdot \log_{10}(L_{\infty})] - [1,038 \cdot \log_{10}(K)] \quad (1)$$

A idade de primeira maturação (t_{mat}), para as quatro espécies, por região e sexos agrupados, foi determinado através da equação de SPARRE e VENEMA (1997) (Equação 2),

$$(t_{mat}) = t_0 - \left\{ \left(\frac{1}{K} \right) \cdot \ln \left[1 - \left(\frac{L_{mat}}{L_{\infty}} \right) \right] \right\} \quad (2)$$

sendo, (t_0) idade inicial obtido pela equação de PAULY (1979), (K) e (L_{∞}) estimados pelo ELEFAN (PAULY e DAVID, 1980), (L_{mat}) comprimento médio de primeira maturação de SANTOS *et al.*, (2004).

Pelo método empírico de Froese e Binohlan (2000), foram estimados (L_{∞}), $\log_{10}(L_{\infty}) = 0,044 + [0,9841 \cdot \log_{10}(L_{max})]$, para sexos separados. á partir dos dados morfométricos de comprimento padrão máximo de 190,00mm para machos e 210,00mm para fêmeas, desta tese. Para o comprimento médio de primeira maturação, para sexos separados, também foi estimado por Froese e Binohlan (2000) (Equação 3),

$$\log_{10}(L_{mat}) = [0,8973 \cdot \log_{10}(L_{\infty})] - 0,0781 \quad (3)$$

sendo, que a estimativa para sexos agrupados foi à partir de (L_{∞}) do ELEFAN (PAULY e DAVID, 1980), já sexos separados, pela metodologia de Froese e Binohlan (2000).

A longevidade, ou seja, o tempo que um indivíduo leva para alcançar 95% do comprimento ($A_{0,95} \approx t_{max}$), foi estimada com base na fórmula proposta por Taylor (1960) (Equação 4),

$$(A_{0,95}) = t_0 + \left(\frac{2,996}{K}\right) \quad (4)$$

Também foram estimados estes parâmetros pelo método empírico de Froese e Binohlan (2000), para sexos separados (Equação 5),

$$\log_{10}(t_{max}) = 0,5496 + [0,957 \cdot \log_{10}(L_{mat})] \quad (5)$$

sendo, (L_{mat}) obtido através de Froese e Binohlan (2000).

Para o cálculo da taxa de mortalidade (Z) foi utilizado o programa Fisat II (GAYANILO JR *et al.*, 2005), através do uso da curva de captura linearizada baseada em dados de composição de comprimento (L_{∞} e K), proposto pelo método de BEVERTON e HOLT (1956), sendo necessários além dos valores já mencionados, os comprimentos médio padrão e de primeira maturação conforme SANTOS *et al.*, (2004). Também foi estimado (Z) pelo método de Ault e Ehrhardt (1991), mas com uma adequação do método de BH, pois (L_{∞}) foi substituído pelo indivíduo com o maior comprimento padrão da amostra.

A mortalidade natural (M) foi estimada pela relação empírica de Pauly (1980) (Equação 6),

$$\log_{10}(M) = 0,1228 - [0,1912 \cdot \log_{10}(L_{\infty})] + [0,7485 \cdot \log_{10}(K)] + [0,2391 \cdot \log_{10}(T^{\circ})] \quad (6)$$

Sendo, (L_{∞}) e (K) obtidos pelo Fisat (GAYANILO JR *et al.*, 2005) e adotando a temperatura média anual da água (T°) de 28,0° C (ELETRONORTE, 2005).

Esta mortalidade também foi estimada pelo método proposto por RICKTER e EFANOV (1976) (Equação 7), que leva em consideração a idade de primeira maturação,

$$(M_{mat}) = \left(\frac{1,521}{(t_{mat})^{0,72}}\right) - 0,155 \quad (7)$$

A taxa de mortalidade total (Z) é composta por M a taxa de mortalidade natural e (F) a taxa de mortalidade por pesca (SPARRE e VENEMA, 1997), ($Z = F + M$) e assim, a mortalidade por pesca foi estimada por ($F=Z-M$) (PALOHEIMO, 1958, 1961, 1980).

A taxa de exploração de um estoque pesqueiro (E) é representada pela razão mortalidade por pesca (F) pela taxa de mortalidade (Z), ($E = F/Z$) (SPARRE e VENEMA, 1997). Esta relação considera que os valores para a exploração de um estoque pesqueiro estarão entre zero e um ($0 < E < 1$), sendo que, um estoque se encontrará em equilíbrio ou taxa de exploração ótimo, quando (E) estiver próximo de 0,5 em sobreexploração ($E > 0,5$) ou subexploração ($E < 0,5$) (GULLAND, 1983).

O índice de performance de crescimento (\emptyset), para sexos agrupados, foi estimado conforme a de MUNRO e PAULY (1983) e PAULY e MUNRO (1984) (Equação 8).

$$(\emptyset) = \log_{10}(K) + [2 \cdot \log_{10}(L^{\infty})] \quad (8)$$

Já para sexos separados foram utilizados os dados obtidos conforme Froese e Binohlan (2000).

Foi estimado a idade crítica para a pesca (t_{crit}), definida como a idade com o máximo rendimento possível para uma determinada classe de ano ou a idade em que a coorte da biomassa é máxima na ausência de pesca (ALVERSON e CARNEY 1975; DERISO 1987; BARBIERI, 1993) (Equação 9), para sexos agrupados, a partir de (t_0) de Pauly (1979), (K) pelo ELEFAN (PAULY e DAVID, 1980) e (M) estimado por PAULY (1980).

$$(t_{crit}) = t_0 + \left[\left(\frac{1}{K} \right) \cdot \ln \left(\frac{3K}{M+1} \right) \right] \quad (9)$$

O peso assintótico (W^{∞}), para sexos agrupados, foi determinado pelo método de FORD (1933) e WALFORD (1946) e adotadas as estimativas de (K) pelo ELEFAN (PAULY e DAVID, 1980), (t_0) de Pauly (1979), t_{max} /longevidade por TAYLOR (1960) e (M) por PAULY (1980).

MODELOS DE CRESCIMENTO

A curva de crescimento, para as espécies estudadas, sexos agrupados e por região, foi a de von Bertalanffy (1934; 1938). Os parâmetros utilizados foram o (K) e (L^{∞}), obtidos pelo ELEFAN (PAULY e DAVID, 1980) do programa computacional Fisat II (GAYANILO JR *et al.*, 2005) e o (t_0), pela equação empírica de PAULY (1979).

RESULTADOS

Os parâmetros da curva de von Bertalanffy e seus derivados foram estimados por diferentes metodologias, por sexos agrupados e separados, entre os anos de 2000 a 2010, nas regiões de jusante, reservatório e a montandade, para o Botinho (*H. wilderi*) (TABELA 10), o Mandubé (*A. ucayalensis*) (TABELA 11), a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) (TABELA 12) e para a Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*) (TABELA 13).

TABELA 10. Estimativa dos parâmetros da dinâmica populacional, por diferentes metodologias, entre 2000 a 2010 e por região, para o Botinho (*H. wilderi*).

BOTINHO - PARÂMETROS DA DINÂMICA POPULACIONAL	REGIÃO		
	JUSANTE	RESERVATORIO	MONTANTE
Taxa de crescimento (K) ano ⁻¹ - sexos agrupados (Fisat) (GAYANILO JR et al., 2005)	1,20	1,44	1,68
Peso assintótico (W_{∞}) g – sexos agrupados FORD (1933) e WALDFORD (1946)	39,82	64,25	48,14
Idade inicial (t_0) anos - sexos agrupados (PAULY, 1979)	-0,02	-0,06	-0,10
Idade crítico pesca (t_{crit}) anos – sexos agrupados (ALVERSON e CARNEY 1975; DERISO 1987)	2.19	1.66	1.29
Idade primeira maturação (t_{mat}) anos - sexos agrupados (SPARRE e VENEMA, 1998)	0,82	0,70	0,50
Idade primeira maturação (t_{mat}) anos - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	0,85	0,67	0,53
Idade primeira maturação (t_{mat}) anos - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	0,68	0,53	0,42
Longevidade ($A_{0,95}$), anos - sexos agrupados (TAYLOR, 1960) - Fisat	2,48	2,02	1,69
Longevidade (t_{max}) anos - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	3,35	2,75	2,31
Longevidade (t_{max}) anos - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	3,18	2,61	2,20
Comp. primeiro maturação (L_{mat}) mm - (SANTOS et al, 2004)	140,00	140,00	140,00
Comp. primeiro maturação (L_{mat}) mm - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	143,74	137,35	143,74
Comp. primeiro maturação (L_{mat}) mm - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	114,26	108,97	103,64
Comprimento assintótico (L_{∞}) mm - sexos agrupados (Fisat) (GAYANILO JR et al., 2005)	220,50	210,00	220,50
Comprimento assintótico (L_{∞}) mm - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	221,41	211,03	221,41
Comprimento assintótico (L_{∞}) mm - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	200,64	190,25	179,84
Taxa mortalidade TOTAL (Z) ano ⁻¹ (1) - sexos agrupados (BEVERTON e HOLT, 1957)	2,58	1,75	3,25
Taxa mortalidade TOTAL (Z) ano ⁻¹ - sexos agrupados (AULT e EHRHARDT, 1991)	2,47	3,32	6,14
Mortalidade Natural (M) ano ⁻¹ (2)- sexos agrupados (PAULY, 1980)	0.25	0.25	0.25
Mortalidade Natural (M_{mat}) ano ⁻¹ - sexos agrupados (RICKTER e EFANOV, 1976)	2,14	2,46	3,36
Mortalidade Pesca (F) ano ⁻¹ (3) - sexos agrupados (1) – (2)	2,33	1,50	3,00
Taxa de Exploração (E) ano ⁻¹ – sexos agrupados (3) / (1)	0,90	0,86	0,92
Índice performance do crescimento (\emptyset) - sexos agrupados (Fisat) (GAYANILO JR et al., 2005)	4,77	4,80	4,91
Índice performance do crescimento (\emptyset) - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	4,77	4,81	4,92
Índice performance do crescimento (\emptyset) - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	4,68	4,72	4,74

TABELA 11. Estimativa dos parâmetros da dinâmica populacional, por diferentes metodologias, entre 2000 a 2010 e por região, para o Mandubé (*A. ucayalensis*).

MANDUBE - PARÂMETROS DA DINÂMICA POPULACIONAL	REGIÃO		
	JUSANTE	RESERVATORIO	MONTANTE
Taxa de crescimento (K) ano ⁻¹ - sexos agrupados (Fisat) (GAYANILO JR et al., 2005)	0,60	0,48	0,36
Peso assintótico (W_{∞}) g – sexos agrupados FORD (1933) e WALDFORD (1946)	64,61	68,02	71,17
Idade inicial (t_0) anos - sexos agrupados (PAULY, 1979)	-0,27	-0,19	-0,11
Idade crítico pesca (t_{crit}) anos – sexos agrupados (ALVERSON e CARNEY 1975; DERISO 1987)	5,08	6,95	10,18
Idade primeira maturação (t_{mat}) anos - sexos agrupados (SPARRE e VENEMA, 1998)	0,68	0,88	1,40
Idade primeira maturação (t_{mat}) anos - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	1,41	1,89	2,69
Idade primeira maturação (t_{mat}) anos - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	1,04	1,40	2,01
Longevidade ($A_{0,95}$), anos - sexos agrupados (TAYLOR, 1960) - Fisat	4,72	6,05	8,21
Longevidade (t_{max}) anos - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	6,40	8,13	11,01
Longevidade (t_{max}) anos - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	6,03	7,64	10,34
Comp. primeiro maturação (L_{mat}) mm - (SANTOS et al, 2004)	150,00	150,00	150,00
Comp. primeiro maturação (L_{mat}) mm - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	219,02	237,52	212,83
Comp. primeiro maturação (L_{mat}) mm - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	165,59	195,29	190,38
Comprimento assintótico (L_{∞}) mm - sexos agrupados (Fisat) (GAYANILO JR et al., 2005)	346,50	372,75	357,00
Comprimento assintótico (L_{∞}) mm - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	345,44	376,32	335,13
Comprimento assintótico (L_{∞}) mm - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	304,19	366,03	355,74
Taxa mortalidade TOTAL (Z) ano ⁻¹ (1) - sexos agrupados (BEVERTON e HOLT, 1957)	1,74	0,85	0,88
Taxa mortalidade TOTAL (Z) ano ⁻¹ - sexos agrupados (AULT e EHRHARDT, 1991)	1,13	0,96	0,83
Mortalidade Natural (M) ano ⁻¹ (2)- sexos agrupados (PAULY, 1980)	0,28	0,28	0,28
Mortalidade Natural (M_{mat}) ano ⁻¹ - sexos agrupados (RICKTER e EFANOV, 1976)	2,52	2,01	1,36
Mortalidade Pesca (F) ano ⁻¹ (3) - sexos agrupados (1) – (2)	1,46	0,57	0,60
Taxa de Exploração (E) ano ⁻¹ – sexos agrupados (3) / (1)	0,84	0,67	0,68
Índice performance do crescimento (\emptyset) - sexos agrupados (Fisat) (GAYANILO JR et al., 2005)	4,86	4,82	4,66
Índice performance do crescimento (\emptyset) - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	4,85	4,83	4,61
Índice performance do crescimento (\emptyset) - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	4,74	4,81	4,66

TABELA 12. Estimativa dos parâmetros da dinâmica populacional, por diferentes metodologias, entre 2000 a 2010 e por região, para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*).

SARDINHA - PARÂMETROS DA DINÂMICA POPULACIONAL	REGIÃO		
	JUSANTE	RESERVATORIO	MONTANTE
Taxa de crescimento (K) ano ⁻¹ - sexos agrupados (Fisat) (GAYANILO JR et al., 2005)	0,60	0,54	0,36
Peso assintótico (W [∞]) g – sexos agrupados FORD (1933) e WALDFORD (1946)	63,31	87,21	73,66
Idade inicial (t0) anos - sexos agrupados (PAULY, 1979)	-0,28	-0,24	-0,11
Idade crítico pesca (t _{crit}) anos – sexos agrupados (ALVERSON e CARNEY 1975; DERISO 1987)	5.15	5.98	10.18
Idade primeira maturação (t _{mat}) anos - sexos agrupados (SPARRE e VENEMA, 1998)	0,46	0,55	0,85
Idade primeira maturação (t _{mat}) anos - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	1,41	1,65	2,66
Idade primeira maturação (t _{mat}) anos - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	1,08	1,21	2,11
Longevidade (A _{0,95}), anos - sexos agrupados (TAYLOR, 1960) - Fisat	4,71	5,31	8,21
Longevidade (t _{max}) anos - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	6,41	7,20	10,98
Longevidade (t _{max}) anos - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	6,07	6,75	10,44
Comp. primeiro maturação (L _{mat}) mm - (SANTOS et al, 2004)	110,00	110,00	110,00
Comp. primeiro maturação (L _{mat}) mm - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	194,17	181,67	237,52
Comp. primeiro maturação (L _{mat}) mm - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	135,12	170,59	150,46
Comprimento assintótico (L [∞]) mm - sexos agrupados (Fisat) (GAYANILO JR et al., 2005)	304,50	315,00	378,00
Comprimento assintótico (L [∞]) mm - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	304,19	283,53	376,32
Comprimento assintótico (L [∞]) mm - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	242,15	314,51	273,20
Taxa mortalidade TOTAL (Z) ano ⁻¹ (1) - sexos agrupados (BEVERTON e HOLT, 1957)	2,32	1,23	1,06
Taxa mortalidade TOTAL (Z) ano ⁻¹ - sexos agrupados (AULT e EHRHARDT, 1991)	1,51	1,02	1,25
Mortalidade Natural (M) ano ⁻¹ (2)- sexos agrupados (PAULY, 1980)	0,27	0,27	0,28
Mortalidade Natural (M _{mat}) ano ⁻¹ - sexos agrupados (RICKTER e EFANOV, 1976)	3,65	3,07	2,07
Mortalidade Pesca (F) ano ⁻¹ (3) - sexos agrupados (1) – (2)	2,05	0,96	0,78
Taxa de Exploração (E) ano ⁻¹ – sexos agrupados (3) / (1)	0,88	0,78	0,74
Índice performance do crescimento (Ø) - sexos agrupados (Fisat) (GAYANILO JR et al., 2005)	4.75	4.73	4.71
Índice performance do crescimento (Ø) - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	4.74	4.64	4.71
Índice performance do crescimento (Ø) - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	4.55	4.73	4.43

TABELA 13. Estimativa dos parâmetros da dinâmica populacional, por diferentes metodologias, entre 2000 a 2010 e por região, para a Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*).

UÊUA - PARÂMETROS DA DINÂMICA POPULACIONAL	REGIÃO		
	JUSANTE	RESERVATORIO	MONTANTE
Taxa de crescimento (K) ano ⁻¹ - sexos agrupados (Fisat) (GAYANILO JR et al., 2005)	0,60	0,48	0,42
Peso assintótico (W^{∞}) g – sexos agrupados FORD (1933) e WALDFORD (1946)	161,42	120,76	154,69
Idade inicial (t_0) anos - sexos agrupados (PAULY, 1979)	-0,27	-0,18	-0,14
Idade crítico pesca (t_{crit}) anos – sexos agrupados (ALVERSON e CARNEY 1975; DERISO 1987)	5.08	6.86	8.22
Idade primeira maturação (t_{mat}) anos - sexos agrupados (SPARRE e VENEMA, 1998)	1,32	1,32	1,40
Idade primeira maturação (t_{mat}) anos - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	1,41	1,88	2,20
Idade primeira maturação (t_{mat}) anos - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	1,02	1,40	1,68
Longevidade ($A_{0,95}$), anos - sexos agrupados (TAYLOR, 1960) - Fisat	4,72	6,06	6,99
Longevidade (t_{max}) anos - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	6,40	8,12	9,34
Longevidade (t_{max}) anos - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	6,01	7,64	8,81
Comp. primeiro maturação (L_{mat}) mm - (SANTOS et al, 2004)	210,00	210,00	210,00
Comp. primeiro maturação (L_{mat}) mm - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	215,93	255,91	274,21
Comp. primeiro maturação (L_{mat}) mm - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	180,52	202,61	195,29
Comprimento assintótico (L^{∞}) mm - sexos agrupados (Fisat) (GAYANILO JR et al., 2005)	341,25	409,50	441,00
Comprimento assintótico (L^{∞}) mm - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	340,29	407,16	437,97
Comprimento assintótico (L^{∞}) mm - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	335,13	381,46	366,03
Taxa mortalidade TOTAL (Z) ano ⁻¹ (1) - sexos agrupados (BEVERTON e HOLT, 1957)	0,81	0,56	1,18
Taxa mortalidade TOTAL (Z) ano ⁻¹ - sexos agrupados (AULT e EHRHARDT, 1991)	0,40	0,50	0,85
Mortalidade Natural (M) ano ⁻¹ (2)- sexos agrupados (PAULY, 1980)	0,27	0,28	0,29
Mortalidade Natural (M_{mat}) ano ⁻¹ - sexos agrupados (RICKTER e EFANOV, 1976)	1,43	1,43	1,36
Mortalidade Pesca (F) ano ⁻¹ (3) - sexos agrupados (1) – (2)	0,54	0,28	0,89
Taxa de Exploração (E) ano ⁻¹ – sexos agrupados (3) / (1)	0,67	0,50	0,75
Índice performance do crescimento (\emptyset) - sexos agrupados (Fisat) (GAYANILO JR et al., 2005)	4.84	4.91	4.91
Índice performance do crescimento (\emptyset) - fêmea (FROSE e BINOHLAN, 2000)	4.84	4.90	4.91
Índice performance do crescimento (\emptyset) - macho (FROSE e BINOHLAN, 2000)	4.83	4.84	4.75

O índice de performance de crescimento (\emptyset) é um parâmetro relativamente importante nos estudos de dinâmica populacional, pois pode indicar condições propícias do habitat aos organismos de diferentes espécies. Neste estudo, por região e sexo agrupados, para o Botinho (*H. wilderi*) o índice variou entre 4,77 (jusante) a 4,91 (montante), para o Mandubé (*A. ucayalensis*) o índice esteve entre 4,66 (montante) a 4,86 (jusante); para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) variou entre 4,71 (montante) a 4,75 (jusante) e para a Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*), o índice variou entre 4,84 (jusante) a 4,91 (montante).

EQUAÇÕES E CURVAS DE CRESCIMENTO

Foram determinadas as equações (TABELA 14) e as curvas de crescimento de von Bertalanffy (1938), por sexos agrupados, para o período estudado e por região, para o Botinho (*H. wilderi*) (FIGURA 24), o Mandubé (*A. ucayalensis*) (FIGURA 25), a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) (FIGURA 26) e para a Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*) (FIGURA 27).

TABELA 14. Equação de von Bertalanffy, para as quatro espécies estudadas e por região.

ESPÉCIE	JUSANTE	RESERVATORIO	MONTANTE
Botinho (<i>H. wilderi</i>)	$L = 220,50 \cdot (1 - e^{-1,20 \cdot (t - (-0,02))})$	$L = 210,00 \cdot (1 - e^{-1,44 \cdot (t - (-0,06))})$	$L = 220,50 \cdot (1 - e^{-1,68 \cdot (t - (-0,10))})$
Mandubé (<i>A. ucayalensis</i>)	$L = 346,50 \cdot (1 - e^{-0,60 \cdot (t - (-0,27))})$	$L = 372,75 \cdot (1 - e^{-0,48 \cdot (t - (-0,19))})$	$L = 357,00 \cdot (1 - e^{-0,36 \cdot (t - (-0,11))})$
Sardinha Papuda (<i>T. trifurcatus</i>)	$L = 304,50 \cdot (1 - e^{-0,60 \cdot (t - (-0,28))})$	$L = 315,00 \cdot (1 - e^{-0,54 \cdot (t - (-0,24))})$	$L = 378,00 \cdot (1 - e^{-0,36 \cdot (t - (-0,11))})$
Uêua Cachorrinho (<i>A. falcistrostris</i>)	$L = 341,25 \cdot (1 - e^{-0,60 \cdot (t - (-0,27))})$	$L = 409,50 \cdot (1 - e^{-0,48 \cdot (t - (-0,18))})$	$L = 441,00 \cdot (1 - e^{-0,42 \cdot (t - (-0,14))})$

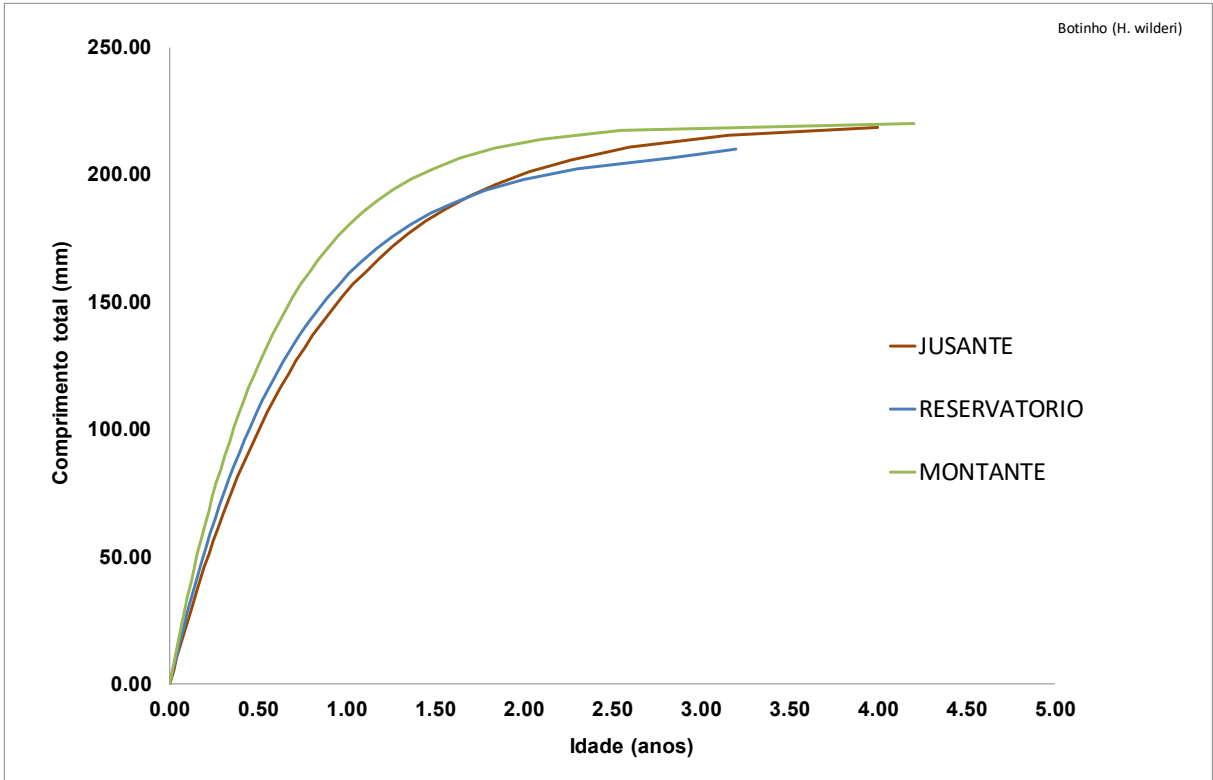


FIGURA 24. Curva de crescimento de von Bertalanffy, por sexos agrupados, entre 2000 a 2010, por região, para o Botinho (*H. wilderi*).

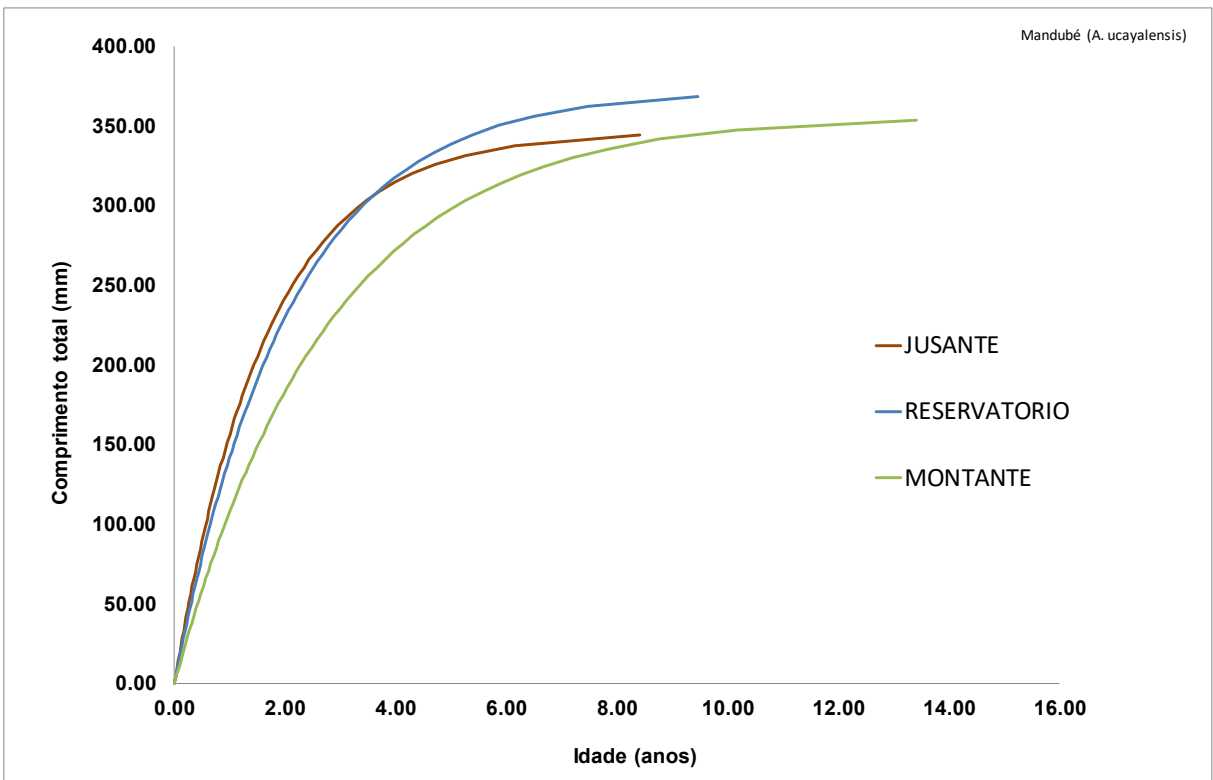


FIGURA 25. Curva de crescimento de von Bertalanffy, por sexos agrupados, entre 2000 a 2010, por região, para o Mandubé (*A. ucayalensis*).

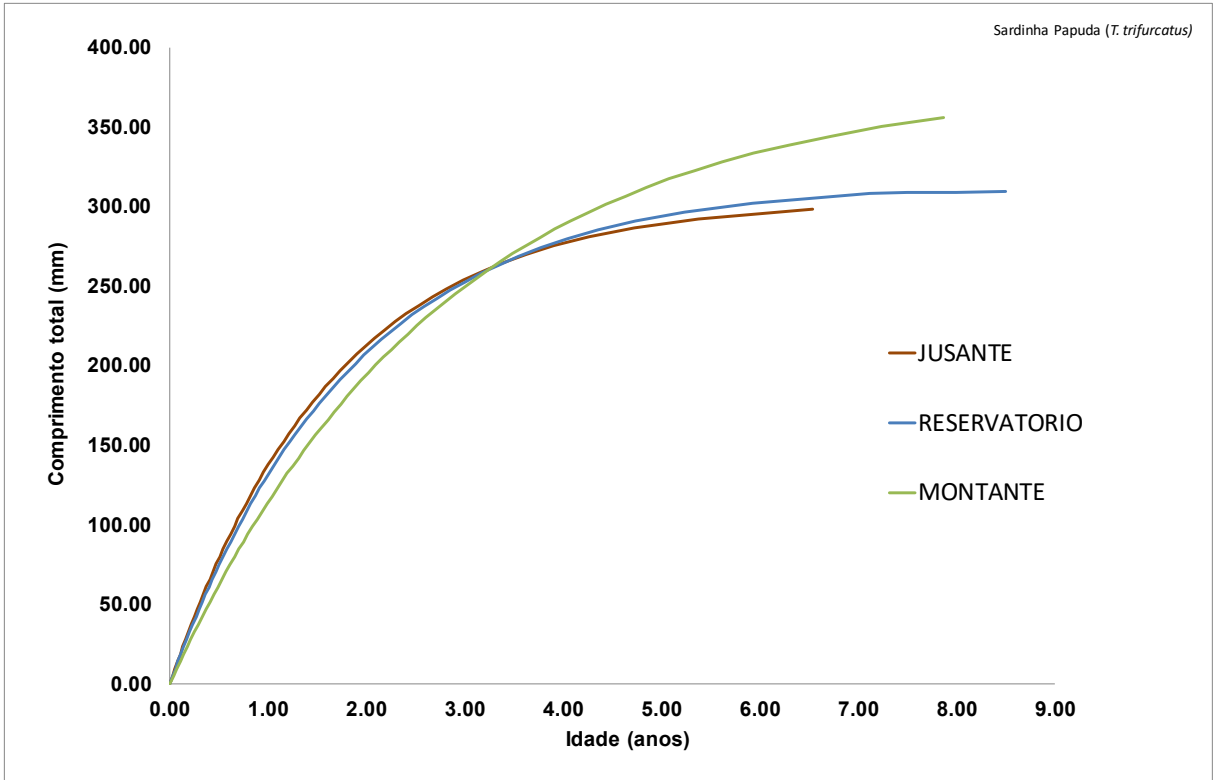


FIGURA 26. Curva de crescimento de von Bertalanffy, por sexos agrupados, entre 2000 a 2010, por região, para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*).

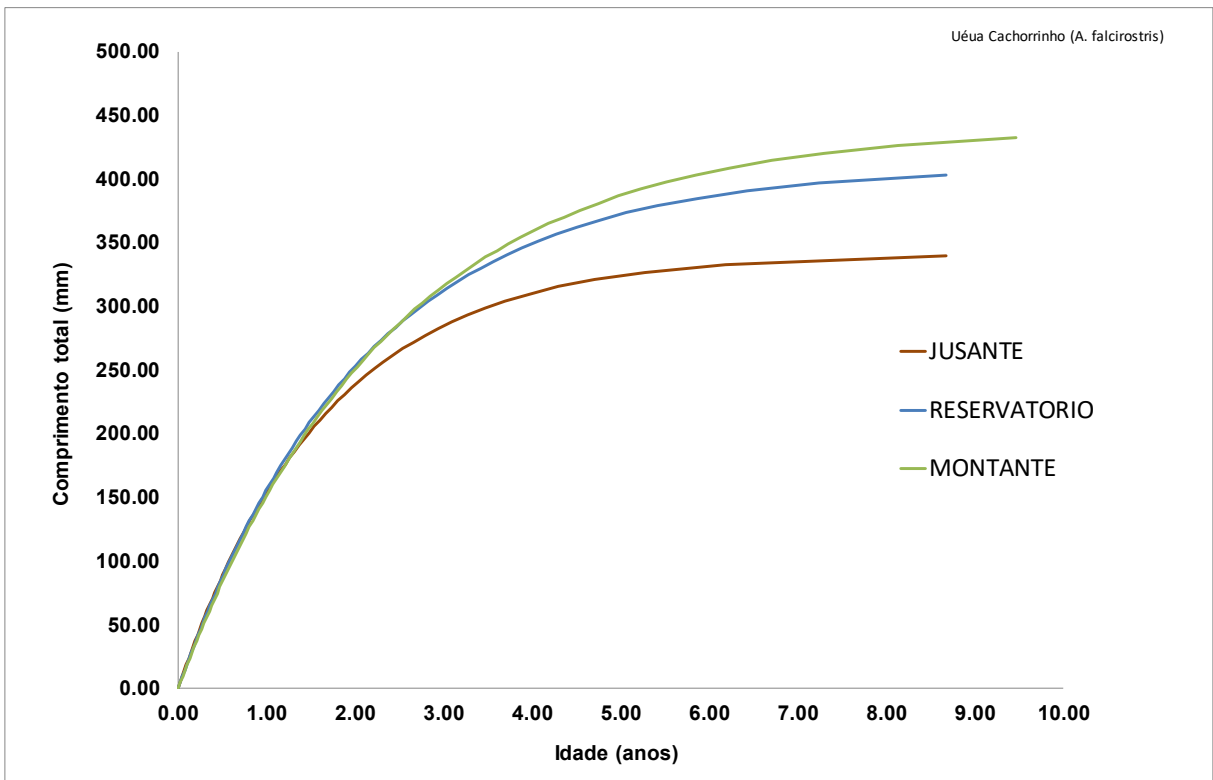


FIGURA 27. Curva de crescimento de von Bertalanffy, por sexos agrupados, entre 2000 a 2010, por região, para a Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*).

DISCUSSÃO

As estimativas dos parâmetros da equação de von Bertalanffy, incluindo o tamanho e idade de primeira maturação sexual, além de se ter conhecimento do ciclo de vida de uma espécie são informações necessárias para se propor um manejo de pesca baseado em sua história de vida (SALE, 1982; ROCHET, 1998; CAMPANA e THORROLD, 2001). Estimativas da relação peso-comprimento são, relativamente mais fáceis de se obter e assim, um modelo que identifique e inclua estas informações e o tamanho de primeira maturação sexual, podem trazer contribuição nas decisões de manejo pesqueiro (BARRADAS, 2016).

Desta forma, estes parâmetros da dinâmica populacional, podem ser estimados deste o estágio larval e ao longo do ciclo de vida do peixe, mesmo que as fases iniciais durem de alguns dias a meses, dependendo da temperatura e também da espécie. Durante esse tempo, a larva duplica o comprimento e aumenta de peso em até 100 vezes. Alterações morfométricas e morfológicas também podem ocorrer, tais como raios das nadadeiras e ossificação do esqueleto, o sangue torna-se pigmentado, as escamas e os pigmentos aparecem na superfície do corpo, os caracteres merísticos. Os raios das nadadeiras, são completados e a forma do corpo torna-se igual à do adulto (BLAXTER, 1988c).

O início da maturação sexual do indivíduo representa uma fase crítica, pois este continuam a crescer após este período de maturidade e assim, passa a ocorrer um relativo conflito entre a alocação de energia para a sobrevivência ou para o crescimento ou para a reprodução. É um importante fato na história de vida do organismo, desta forma, se torna uma informação que precisa ser conhecida ou até estabelecida, para que ocorra um adequado manejo da pesca daquela espécie. É extremamente fundamental para se estabelecer medidas que evitem a exploração de indivíduos juvenis e como consequência, a redução dos estoques desovantes (WOOTTON 1990). Esta premissa inclusive tendo validade na verificação para sexos separados, pois machos e fêmeas podem apresentar períodos bem distintos.

Neste estudo, para as quatro espécies analisadas e pela metodologia de Froese e Binohlan (2000), houve diferença na idade de primeira maturação para fêmeas e machos, sendo, que para esses, a idade foi menor para todas as espécies e nas três regiões de estudo. Esta razão sexual, inclusive, influencia nas estratégias reprodutivas dos organismos, e espécies, variando espacialmente e temporalmente, pois englobam táticas reprodutivas e permitem sua adaptação a diferentes ambientes com condições abióticas e bióticas diferenciadas, e até inadequados, para se reproduzir (AGOSTINHO *et al.*, 2007; ARAÚJO, 2012; 2012b).

Os parâmetros de crescimento diferem entre as espécies, mas também podem variar intra especificamente, ou seja, a mesma espécie pode ter valores diferentes para regiões distintas. Os valores das estimativas dos parâmetros de crescimento da curva de von Bertalanffy, de diferentes espécies, sugere que há uma relação inversa entre (K) e (L_{∞}) (JOBLING 1995).

Ficaram constatadas esta premissas para as quatro espécies deste estudo e, considerando o maior valor de (L_{∞}) e menor de (K), esta condição, para o Botinho (*H. wilderi*), ocorreu na região de jusante; para o Mandubé (*A. ucayalensis*), na região do reservatório/montante; para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) na região do reservatório/montante; para a Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*) na região do reservatório/montante. Conseqüentemente a isto, o parâmetro K determina a velocidade com que o peixe se aproxima de (L_{∞}) e pode ser considerado como uma função da taxa de crescimento, e está relacionado com a taxa metabólica dos peixes (PAULY, 1980). O crescimento individual está relacionado a disponibilidade de alimentos, temperatura da água e a taxa de metabolismo da espécie, no entanto, estas funções podem mudar devido a problemas de condições ou estresse, assim, os parâmetros (K) e (L_{∞}) são comumente utilizados na equação de crescimento de von Bertalanffy (ANDERSON e SEIJO, 2011).

Uma variedade de descrições matemáticas foram aplicadas a equação de crescimento de um organismo, sendo que a partir do início do século XX, várias pesquisadores assumiram um aumento constante na relação (equivalente ao crescimento exponencial) ou um aumento linear na tamanho com a idade. Na década de 1950, houve uma busca por um modelo matemático geral de crescimento com base biológica. Beverton e Holt (1957) introduziram a expectativa de curvas de crescimento de von Bertalanffy para a pesca através de seu modelo de rendimento por recruta. As espécies de reprodução contínua adicionam a variação na relação comprimento e idade, pois até certo ponto, o parâmetro (t_0) encobre incertezas relacionadas até a data da desova e as metamorfoses dos estágios larvais aos juvenis. Os valores dos parâmetros derivados de uma única amostra, podem não fornece uma descrição adequada das propriedades de crescimento da população amostrada (HADDON, 2011).

Em qualquer modelo de crescimento, as constantes estimadas de equações empíricas podem não ter um claro significado biológico, pois as equações numéricas de crescimento podem ser provenientes de mudanças absolutas de comprimento ou peso (crescimento absoluto) ou alterações de comprimento ou peso em relação ao tamanho do peixe (crescimento relativo). O comprimento do peixe, quase sempre, aumenta com o tempo, mas o peso pode variar, aumentando ou diminuindo, durante um determinado intervalo de tempo, dependendo das influências de vários fatores, como ambientais ou fisiológicos. Medidas de crescimento em relação ao tempo fornecem uma expressão da taxa de crescimento, sendo que estas taxas mudam frequentemente e os incrementos absolutos de crescimento serão diferentes para diferentes tamanhos de peixe (HART e REYNOLDS, 2002).

A função de crescimento de von Bertalanffy (VBGF) é baseada em uma expressão bioenergética do crescimento de peixes, sendo que os dados de comprimento e idade, teoricamente, podem ser usados para estimar as taxas de metabolismo de peixe. A precisão da (VBGF) depende dos dados de comprimento e idade usados para estimar os parâmetros do modelo, pois quando os dados indicam desaceleração do crescimento, as taxas de anabolismos são estimadas com boa precisão, caso contrário, os valores de consumo são mal definidos. Mesmo assim, a (VBGF) pode ser uma ferramenta útil para se estimar as taxas de consumo de peixes e deve ser avaliado, especificamente, para cada situação (ESSINGTON *et al.*, 2001).

Estas constantes metabólicas estão relacionadas a fatores abióticos e bióticos, com seus aspectos qualitativos e quantitativos, podendo ter variáveis fortemente limitantes, como a temperatura (FONTOURA e AGOSTINHO, 1996).

Dentre os parâmetros na dinâmica de populações, informações sobre a mortalidade natural (M) são extremamente necessárias para a maioria dos modelos de dinâmica de estoques, além de serem complicados de se estimar (PALOHEIMO, 1980; PAULY, 1980, VETTER 1988, SIPPEL *et al.*, 2011). Assim, a utilização de modelos empíricos, especificamente de Pauly (1980) se tornou frequente para estimativa deste para esta estimativa (JONES, 1984, GAYANILO e PAULY, 1997). Além disto, muito também se discute sobre as variações de (M), sendo que erroneamente é adotada como constante ao longo da vida (VETTER, 1988). Seu valor é altíssimo na fase larval, alta durante o estágio juvenil, diminui no início da fase adulta e torna de novo a aumentar progressivamente (HAMPTON, 2000, CONOVER e MUNCH, 2002).

Em relação aos métodos utilizados para a estimativa da taxa de mortalidade (Z), há o problema na adoção de um comprimento médio para toda a amostra de peixes capturados e nas estimativas dos parâmetros (K) e (L_{∞}), pois estes métodos assumem que a partir de um certo comprimento, todos os peixes têm a mesma possibilidade de captura (GALLUCCI *et al.*, 1996, SPARRE e VENEMA, 1997).

Ao estudar o crescimento de peixes em regiões tropicais, surge frequentemente a questão da validação das estimativas dos parâmetros de crescimento, devido à falta de confiabilidade de alguns dos métodos utilizados na obtenção de tais estimativas. Uma abordagem possível é a abordagem comparativa, que tem a vantagem adicional de permitir, em certos casos, inferências sobre o crescimento de peixes ou invertebrados de um determinado estoque, dadas as características de crescimento de animais intimamente relacionados. O parâmetro \emptyset representa esta situação, pois valores mais altos podem indicar ambiente satisfatório. Inversamente, com o índice apresentando valores mais baixos, o de desempenho de crescimento pode estar sendo atribuído a alguns fatores como, indisponibilidade de alimentos ou condições ambientais desfavoráveis (EDMOND *et al.*, 2017).

Em trabalho realizado com as espécies *Pinirampus pinirampu* e *Brachyplatystoma platynemum*, no Rio Madeira (RO e AM), o (\emptyset) foi estimado em 3,53 e 3,40, respectivamente (SANT'ANNA, 2012). Em um estudo de 42 espécies, 22 gêneros e 16 famílias de peixes representativos do estoque pesqueiro na Nigéria, os valores de (\emptyset) variaram entre 1,06 (*Chrysichthys auratus*, Bagridae) a 3,78 (*Gymnarcnus niloticus*, Gymnarchidae) e média por Família, entre 2,39 (Schilbeidae) a 3,76 (Gymnarchidae) (KING, 1997). Em estudo no mar Mediterrâneo, com o *Merluccius merluccius*, o (\emptyset) variou entre 2,60 a 3,50 (RAGONESE *et al.*, 2012). Para a *Tilapia zillii*, que ocorre num estuário tropical na Nigéria, o (\emptyset) estimado foi de 3,07 (ABDUL, 2012). Para o *Barilius bendelisis* (Cyprinidae, Cypriniformes) do Rio Gaula, na região central indiana do Himalaia, o (\emptyset) foi estimado para machos de 1,96 e 1,95 para fêmeas (SAXENA *et al.*, 2016). Num estudo de peixes tropicais feito por Pauly (1998), os valores do (\emptyset) variaram entre 1,06 (*Perca fluviatilis*) a 2,98 (*Coryphaena hippurus*).

Assim, foram apresentados alguns valores do índice de performance de crescimento (\emptyset), para diferentes espécies (Famílias) e diferenciados habitats, mas sem comparação absoluta com os valores estimados das espécies deste estudo, pois não havia informações disponíveis, deste parâmetro, para serem comparados.

REFERÊNCIAS

- ABDUL, W.O.; OMONIYI, I.T.; SAMSONS, Y.A.; AKINYEMI, A.A; AGBON, A.O; ADEOSUN, F.I. **Management Indicators and Growth Performance Index of *Tilapia zillii* in a Tropical Coastal Estuary.** Journal of Agricultural Science Vol. 4, No. 11. 2012.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil.** 1.ed. Maringá: EDUEM, v. 1, 2007.
- ALVERSON, D.L.; CARNEY, M.J. **A graphic review of the growth and decay of population cohorts.** J. Cons. int. Explor. Mer, 36(2):133-143. 1975
- ANDERSON, L.G.;SEIJO, J.C. **Bioeconomics of Fisheries Management.** 1st Edition, Kindle Edition. 2011.
- ARAÚJO, A.S. **Composição ictiofaunística e estratégias reprodutivas de quatro espécies de peixes nativos da bacia hidrográfica Piranhas-Assu do bioma Caatinga, RN, Brasil.** Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte,p.235. 2012.
- ARAÚJO, A.S., LIMA, L.T.B., NASCIMENTO, W.S., YAMAMOTO, M.E., CHELLAPPA, S. **Características morfométricas-merísticas e aspectos reprodutivos da sardinha de água doce, *Triportheus angulatus* (Osteichthyes: Characiformes) do rio Acauã do bioma Caatinga.** Biota Amazônia, v. 2, p. 59-73, 2012b.
- AULT, J.; EHRHARDT, N. **Correction to the Beverton and Holt Z-estimator for truncated catch length-frequency distributions.** ICLARM Fishbyte. 9. 1991.
- BARBIERI, L.R. **Life history, population dynamics and yield-per-recruit modeling of Atlantic croaker, *Micropogonias undulatus*, in the Chesapeake Bay área.** 1993.
- BARRADAS, J.R.S. de. **Crescimento polifásico de peixes: relações ecológicas e taxonômicas.** Tese de doutorado. Pontifícia Universidade Católica do RS. 2016.
- BERTALANFFY, L. von. **A quantitative theory of organic growth (Inquiries on growth laws. (2).** Hum. Biol., 10: 181-213. 1938.
- _____ **Untersuchungen über die Gesetzmäßigkeiten des Wachstums.** 1. Allgemeine Grundlagen der Theorie. Roux'Arch.Entwicklungsmech.Org., 131:613–653. 1934.
- BEVERTON, R.J.H.; HOLT, S.J. **A review of methods for estimating mortality rates in exploited fish populations, with special reference to sources of bias in catch sampling.** Rapports et Proces-verbaux des Réunions. Conseil International pour l'Éxploration de la Mer, 140: 67-83. 1956.
- BLAXTER, J. H. S. **Pattern and variety in development.** In: HOAR, W. S.; RANDALL, D. J. (Ed.). Fish physiology. San Diego: Academic Press, v. 11: The physiology of developing fish. Pt. A. Eggs and larvae. cap. 1, p. 1-58. 1988c.
- BHATTACHARYA, P. K. **Efficient Estimation of a Shift Parameter From Grouped Data.** Ann. Math. Statist. 38 (6) 1770 - 1787, December,1967.
- CAMPANA, S.E.; THORROLD, S.R. **Otoliths, increments, and elements: keys to a comprehensive understanding of fish populations?** Can J Fish Aquat Sei. 58(1):30-8. 2001.
- CONOVER, D.O.; MUNCH, S.B. **Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales.** Science, 297: 94-96. 2002.
- DERISO, R.B. **Optimal criteria and their relationship to maximum sustainable yield.** Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44 (Suppl. 2):339-348. 1987.

EDMOND, S.; WILFRID, A.; DIDIER, F. **Growth, Mortality Parameters and Exploitation Rate of West African Ilisha (*Ilisha africana* Bloch, 1795, Clupeidae) off Benin Coastal Waters (West Africa): Implications for Management and Conservation.** Open Journal of Marine Science, 7, 327-342. 2017.

ELETRONORTE. **Monitoramento da Qualidade da Água na área de influência da UHE Tucuruí/Programa de Limnologia.** Centrais Elétricas do Norte do Brasil, S/A, Brasília. Não Paginado. (Relatório). 2005.

ESSINGTON, T.; KITCHELL, J.; WALTERS, C. **The von Bertalanffy growth function, bioenergetics, and the consumption rates of fish.** Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences-CAN J FISHERIES AQUAT SCI. 58.2129-2138.10.1139/cjfas-58-11-2129. 2001.

FONTOURA, N.F.; AGOSTINHO, A.A. **Growth with seasonally varying temperatures: an expansion of the von Bertalanffy growth model.** J. Fish Biol. 48(4):569-584. 1996.

FORD, E. **An account of the herring investigations conducted at Plymouth during the years from 1924 to 1933.** J. Mar. Biol. Assoc. U. K., 19: 305-384. 1933.

FRANCIS, R.I.C.C. **Growth age-structured stock assessment models.** Fish. Res. 2015.

FOURNIER, D.A.; HAMPTON, J.; SIBERT, J.R. **MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*.** Can. J. Fish. Aquat. Sci., 55 (9): 2105–2116. 1998.

FROESE, R; BINOHLAN, C. **Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data.** Journal of Fish Biology, 56: 758-773. 2000.

GALLUCI, V.F.; AMJOUN, B.; HEDGEPEETH, J.; LAI, H.A. **Size-based methods of stock assessment of small-scale fisheries.** In: V.F. GALLUCI; B.S. SAILA; D.J. GUSTAFSON & B.J. ROTHSCHILD. (Eds). Stock assessment: quantitative methods and applications for small-scale fisheries. New York, Lewis Publishers, 544p. 1996.

GAYANILO JR., F.C.; SPARRE, P; PAULY, D. **FAO/ICLARM stock assessment tools II (Fisat II).** User's guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries). 2005.

GAYANILO JR., F.C.; PAULY, D. **The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (Fisat) Reference manual.** Roma, FAO Computerized Information Series (Fisheries) 8, 262p. 1997.

GULLAND, J.A. **Fish stock assessment: a manual of basic methods.** FAO/Wiley Series on Food and Agriculture, Rome. Vol. 1: 233 p. 1983.

_____. **Manual of methods for fish stock assessment. Part 1. Fish population analysis.** FAO Manual Fisheries Science. 1969.

_____. **Sampling problems and methods in fisheries research.** FAO Fish. Bull., X(4) :157-181. 1957.

GULLAND, J.A.; HOLT, S.L. **Estimation of growth parameters for data at unequal time intervals.** Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer, 25, 47-49. 1957.

HADDON, M. **Modelling and Quantitative Methods in Fisheries.** 1-406. 2001.

HAMPTON, J. **Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter.** Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 57: 1002-1010. 2000.

HART, P.J.B.; REYNOLDS, J.D. **Handbook of Fish Biology and Fisheries: Fish biology.** Blackwell Publishing, Malden. Cap. 4, pp. 71 - 96. 2002.

JOBLING, M. **Environmental biology of fishes.** London, Chapman & Hall, 455p. 1995.

JONES, R. **Assessing the effects of changes in exploitation pattern using length composition data.** FAO Fisheries Technical Paper 256: 118p. 1984.

KING, R.P. **Growth performance of Nigerian fish stocks.** Naga ICLARM Q. 20 (2):31-35. 1997.

MATTHIAS, B.G.; AHRENS, R.N.M.; ALLEN, M.S.; LOMBARDI-CARLSON, L.A.; FITZHUGH, G.R. **Comparison of growth models for sequential hermaphrodites by considering multi-phasic growth.** Fisheries Research. volume 179, pages 67-75. 2016.

METHOT, R.; WETZEL, C. **Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management.** Fisheries Research. 142. 86-99. 10.1016/j.fishres.2012.10.012. 2013.

MUNRO, J.L.; PAULY, D. **A Simple Method for Comparing Growth of Fishes and Invertebrates.** ICLARM Fishbyte, 1, 5-6. 1983.

NAKATANI, K.; AGOSTINHO, A.A.; BAUMGARTNER, G.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P.V.; MAKRAKIS, M.C.; PAVANELLI, C.S. **Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação.** Maringá: Eduem. xviii, 378 p. 2001.

PALOHEIMO, J.E. **Estimation of mortality rates in fish populations.** Trans. Am. Fish. Soc., 109:378-386. 1980.

_____. **Studies on estimation of mortalities. Comparison of a method described by Beverton and Holt and a new linear formula.** J. Fish. Res. Board Can.18(5):645-662. 1961.

_____. **A method of estimating natural and fishing mortalities.** J. Fish. Res. Board Can.,15(4):749-758. 1958.

PAULY, D. **Tropical fishes: patterns and propensities.** Journal of Fish Biology, 53 (Supplement A), 1-17. 1998.

PAULY, D., MUNRO, J.L. **Once More on the Comparison of Growth in Fish and Invertebrates.** ICLARM Fishbyte, 2, 21. 1984.

PAULY, D.; DAVID, N. **Elefan - I, a Basic Program for the Objective Extraction of Growth Parameters from Length-Frequency Data.** Meeresforschung, 28, 205-211. 1981.

PAULY, D. **On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stock.** Journal du conseil international pour l'exploitation de la mer 39 (2): 175-192. 1980

PAULY, D. **Theory and Management of Tropical Multi-Species Stocks: A Review, with Emphasis on the Southeast Asian Demersal Fisheries.** ICLARM Studies and Review No. 1, International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines, 1-35. 1979.

PUNT, A. E.; MACCALL, A.D.; ESSINGTON, T.E.; FRANCIS, T.B.; HURTADO-FERRO, F.; JOHNSON, K.F.; KAPLAN, I.C.; KOEHN, S.E.; LEVIN, P.S.; SYDEMAN, W.J. **Exploring the implications of the harvest control rule for Pacific sardine, accounting for predator dynamics: a MICE model.** Ecol. Mod. 337: 79-95 doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.06.004.2016.

RAGONESE, S.; VITALE, S.; MAZZOLA, S.; PAGLIARINO, E.; BIANCHINI, M.L. **Behavior of some growth performance indexes for exploited Mediterranean hake.** Acta Adriatica, 53(1): 105 - 122. 2012.

RICKER, W.E. **Computation and interpretation of biological statistics of fish populations.** Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 191, Ottawa. 1975. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/1485.pdf>.

RIKHTER, V.A.; EFANOV, V.N. **On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations**. ICNAF Res. Doc., 76/VI/8: 12pp. 1976.

ROCHET, M.J. **Short-term effects of fishing on life history traits of fishes**. ICESJ Mar Sei. 371-91. 1998.

SALE, P. **The Structure and Dynamics of Coral Reef Fish Communities**. In: Pauly D, & Murphy GI, organizadores. Theory and Management of Tropical Fisheries. Manila; p. 241-52. 1982.

SANTANA, H.S. de. **Idade e crescimento em peixes da ciência de base à modelagem populacional**. Maringá, 151 f. : ii. Tese doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais. Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2018.

SHUTER, B.J.; LESTER, N.P.; La ROSE, J.; PURCHASE, C.F.; VASCOTTO, K. MORGAN, G.; COLLINS, N.C.; ABRAMS, P.A. **Optimal life histories and food web position: linkages among somatic growth, reproductive investment, and mortality**. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 62:738-746. 2005.

SIPPEL, T.; HOLDSWORTH, J.; DENIS, T.; MONTGOMERY, J. **Investigating behaviour and population dynamics of striped marlin (*Kajikia audax*) from the southwest pacific ocean with satellite tags**. Plos One, vol 6, issue 6. 2011.

SPARRE, P. **Computer programs for fish stock assessment. Length-based fish stock assessment for Apple 11 computers**. FAO Fish. Tech. Pap., (101) Suppl.2.218 p. 1987.

SPARRE, P.; VENEMA, S. C. **Introduction to tropical fish stock assessment**. Part 1. Manual. FAO Fish. Tech. Pap., Rome, (306/1) rev. 1: 376 p. 1997.

SANT'ANNA, I.A. **Dinâmica populacional e avaliação dos estoques de duas espécies da família Pimelodidae exploradas no rio Madeira (RO e AM)**. Dissertação (mestrado), UFAM, Manaus, 74p. 2012.

SANTOS, G.M. dos; MERONA, B. de; JURAS, A.A.; JEGU, M. **Peixes do baixo rio Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica de Tucuruí**. Brasília: Eletronorte. 216p. 2004.

SAXENA, N.; PATIYAL, R.S.; RAWAT, K.D.; TIWARI, V.K. **Population dynamics and reproductive biology of *Barilius bendelisis* (Cyprinidae: Cypriniformes) from river Gaula of central indian Himalaya**. REV. BIOL. TROP. VOL. 64 (3): 1287-1295. 2016.

SPARRE, P.; VENEMA, S.C. **Introdução à avaliação de mananciais de peixes tropicais**. Parte 1: Manual. Roma, FAO, 404p. 1997.

TAYLOR, C.C. **Temperature, growth and mortality - the Pacific cockle**. J.Cons.CIEM, 26:117-124. 1960.

VETTER, E.F. **Estimation of natural mortality in fish stocks: a review**. Fishery Bulletin 86:25-43. 1988.

Von Bertalanffy (1934) Von Bertalanffy L. Untersuchungen über die Gesetzlichkeit des Wachstums. I. Allgemeine Grundlagen der Theorie; mathematische und physiologische Gesetzlichkeiten des Wachstums bei Wassertieren. *Archiv für Entwicklungsmechanik*. 1934;131:613-652. doi: 10.1007/BF00650112.

WALFORD, L.A. **A new graphic method of describing the growth of animals**. Biol. 1946.

WOOTTON, R.J. **Ecology of teleost fishes**. Chapman and Hall, London. 1990.

CAPÍTULO VI

“ASPECTOS DA SELETIVIDADE DE REDES DE EMALHAR PARA QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)”



INTRODUÇÃO

As redes de emalhar são retangulares onde a parte superior ou cabo mestre possui flutuadores de isopor, enquanto que no cabo inferior são colocados pesos de chumbo (FIGURA 28). Essas redes podem ser passivas (fixas) ou ativas (de deriva). Normalmente são emendadas umas nas outras formando uma gangue estendida em lagos ou remansos e podem ou não ter diferentes tamanhos de malha (SPARRE e VENEMA, 1997; HE *et al.*, 2021). Em países da Europa são amplamente usadas, como em Portugal, Espanha, França, Inglaterra, Itália e Grécia (SANTOS *et al.*, 2003). Nas regiões Norte e Nordeste do Brasil, essas redes são conhecidas como “malhadeiras”, sendo bastante utilizadas há muito tempo nas pescarias profissionais (MESCHKAT, 1958). Seu uso encontra-se bastante difundido principalmente com o advento dos fios de nylon, que proporcionam maior durabilidade, menor manutenção e custo (BARTHEM, 1984). No lago da UHE Tucuruí, as malhadeiras são o principal petrecho de pesca, operando de modo passivo com suas extremidades presas em galhos de árvores ou presas em poitas com boia (ELETRONORTE, 2007).

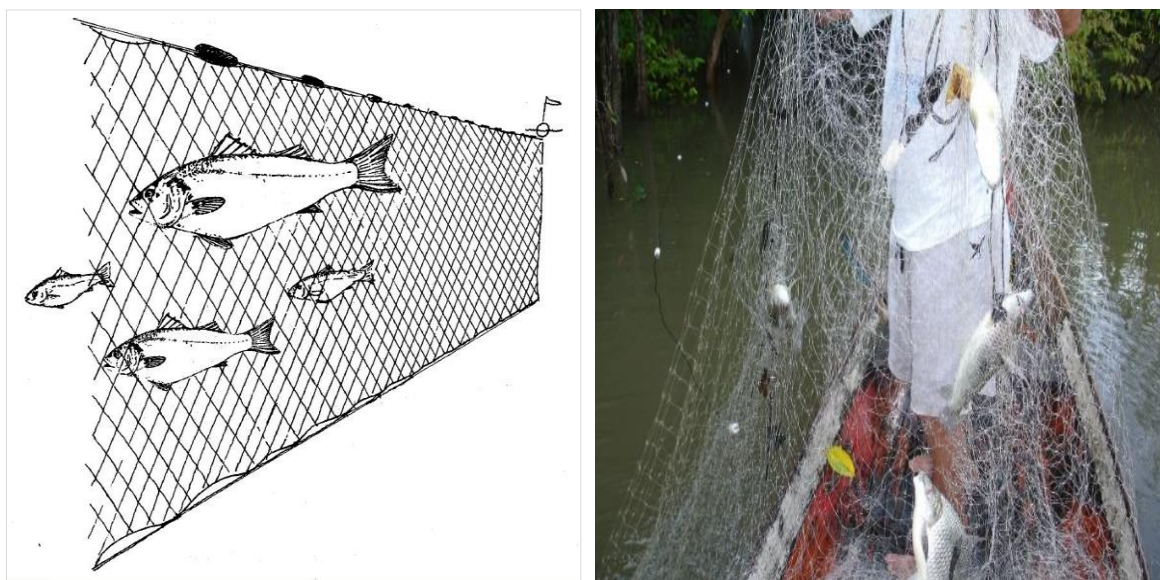


FIGURA 28. (a) Esquema de malhadeira adaptado de POTTER e PAWSON, 1991.
(b) pescaria experimental CPA/ELETRONORTE (autor).

Quando operando de modo passivo, os peixes têm que nadar em sua direção para serem capturados, implicando que aqueles que se movem rapidamente têm maior chance de encontro. KARLSEN e BJARNASON (1986) citam que há quatro maneiras do peixe ser capturado:

- Pegado (*Snagged*), quando a malha prende o peixe até na região da cabeça, sendo mais comum em espécies com maxila protuberante ou com um pré-opérculo;
- Emalhado (*Wedged*), quando a malha prende o peixe em algum lugar depois da abertura branquial;
- Entalado (*Gilled*), quando a malha prende o peixe perto da nadadeira dorsal;
- Enredado (*Entangled*), quando o peixe se prende na rede sem necessariamente ter penetrado na malha, ficando “embrulhado” na rede enquanto tenta se soltar.

As pescarias experimentais com redes de emalhar são frequentemente empregadas para amostrar e monitorar o estoque pesqueiro. Podem ser arranjadas para estimar a seletividade, utilizando uma série (*gang*) de diferentes malhas simultaneamente (variando apenas ligeiramente em tamanho), de modo que uma maior amplitude de classes de tamanho na população aparece na captura, bem como várias classes de tamanho de peixes são representados em cada uma das malhas (HELSETER *et al.*, 1991; FERRER 1995).

As pesquisas pioneiras, considerando a seletividade amostral do petrecho, são devidas a Baranov (1914). Holt (1957) retomou o trabalho original de Baranov, seguido por Olsen (1959), McCombie e Fry (1959), Garrod (1961), Gulland e Harding (1961). Numa clássica revisão sobre o tema, Hamley (1975) afirma que a seletividade de um petrecho de pesca é qualquer processo que ocasione variação na probabilidade de captura dos peixes em relação as características do aparelho, e sua expressão matemática é definida como a seleção em relação ao comprimento. Um dos métodos mais simples de comparação a seletividade é por inferência de medidas de circunferência (*girth*) (Regier e Robson, 1966; Hamley, 1975; Reddin, 1986).

No Brasil foram realizados muitos experimentos sobre a seletividade, entre os quais se destacam (SANTOS *et al.*, 1976 CHACON, 1978; PUZZI e ANDRADE e SILVA, 1981; MOTA *et al.*, 1984; BARTHEM, 1984; 1998), com trabalhos mais atuais (MUTHMAINNAH *et al.*, 2014; SANTA-FÉ e GUBIANI, 2018), inclusive em reservatórios (NAKATANI *et al.*, 1991; MIRANDA *et al.*, 2000; MARTINS *et al.*, 2011). O conhecimento da seletividade da arte de pesca é imprescindível para uma gestão realista da pesca (CAROL e GARCIA-BERTHOU, 2007).

A seletividade deve incluir todos os fenômenos que afetam a probabilidade de captura, tal como o tamanho da malha, a espessura e a cor do fio, se o aparelho foi armado durante o dia, noite ou nos dois turnos ininterruptos com “corras” intermitentes (de 3 em 3h, por exemplo) para inspeção das capturas e retirada dos peixes. O comportamento, comprimento, forma e as estruturas dos peixes também são itens importantes (FAO, 2012; SOUZA Jr *et al.*, 2020).

Os membros de uma população de peixes não são igualmente vulneráveis a um método de captura, pois a seletividade está relacionada com algumas variáveis morfométricas, ficando ainda evidenciado que os fatores que mais atuam, sobre a seletividade do petrecho, são a altura e o perímetro da maior largura (girth) dos indivíduos (PRATS, 1988; NAKATANI, 1991). Os peixes menores podem passar através das malhas (escape); os maiores tendem a evitar a rede (evitação) ou por estímulo visual ou porque as suas cabeças e corpo são tão grandes que eles não são emalhadados. Esta é a teoria simples que fundamenta a seletividade das redes de emalhar. Contudo, o quadro torna-se um tanto mais complicado quando são consideradas outras maneiras pelas quais os peixes podem ser capturados (HAMLEY, 1975).

As curvas de seletividade das malhadeiras podem ser estimadas através de várias metodologias (QUANG e GEIGER, 2002; SMITH *et al.*, 2017), sendo distinguidos as funções uni-normais (distribuição normal, gama e log-normal) e bi-normais com quatro tamanhos de malha diferentes. O modelo SELECT (Share Each Length Class Total) faz os cálculos necessários implementado no software GILLNET (Generalized Including Log-Linear N Estimation Technique) (CAROL e BERTHOU, 2007; BALASUBRAMANIAM, 2010).

O FISAT II (GAYANILO JR *et al.*, 2005), também estima a curva de seletividade através da opção “probabilidade de captura” e em seguida “seletividade de malhadeira”. Há também o manual de HOVGÅRD E LASSEN (2000), que descreve alguns outros métodos. Petriki *et al.*, (2014) citam também um modelo implementado no Excel para a estimativa dos parâmetros de seletividade propostos por Kirkwood e Walker (1986) e Wulff (1986).

Nesta tese foi adotado o modelo clássico de Holt (1963), descrito por Sparre e Venema (1997), para quatro espécies e três regiões distintas. Garrod (1961) usou este método para estimar a seletividade de malhadeira, da *Tilapia esculenta*, no lago Vitória (FIGURA 29).

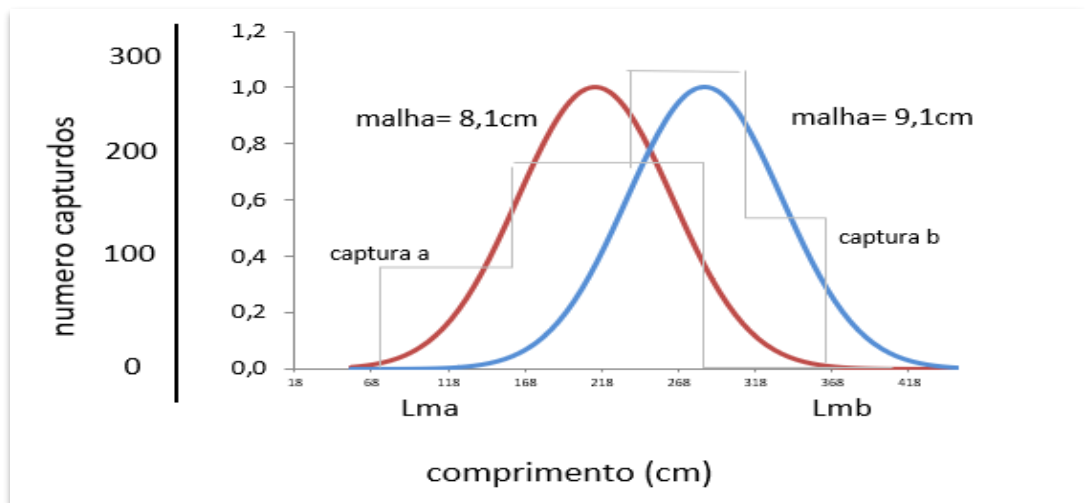


FIGURA 29. Curva de seletividade para a *Tilapia esculenta*, Garrod (1961).
Fonte: SPARRE e VENEMA, 1997 (adaptado pelo autor).

METODOLOGIA

Para a estimativa dos parâmetros das curvas de seletividade das malhadeiras foi adotado o modelo de Holt (1963). Os cálculos e os gráficos foram feitos através do Excel® (2010). Este modelo estipula que duas redes de malha ligeiramente diferentes, (m_x e m_y , e $m_x \approx m_y$), sejam utilizadas simultaneamente no mesmo local ou em locais próximos de mesmo habitat.

A suas curva de seletividade se sobrepõem (como se vê na FIGURA 33), e a partir das capturas ($CP_{li,x}$ e $CP_{li,y}$) por classe de comprimento (li , $1 = 1, 2, \dots L$, onde L representa o maior tamanho capturado em cada malha) em cada rede de malha (x) e malha (y), plota-se o logaritmo de ($CP_{li,y}/CP_{li,x}$) *versus* a classe de comprimento dos peixes (L). Desta relação são estimadas, através da regressão linear simples ($Y = a + bX$) Posteriormente foram determinadas as constantes (F - Equação 1) e (P - Equação 2),

$$(F) = -b^2 \cdot (m_x + m_y)/(4 \cdot b) \cdot (m_y - m_x) \quad (1)$$

$$(P) = -2 \cdot a/b \cdot (m_x + m_y) \quad (2)$$

Foi determinado o fator de seleção (FS) da malha (Equação 3),

$$(FS) = -2 \cdot a/(b \cdot (m_x + m_y)) \quad (3)$$

e após, foi estimado o comprimento ótimo de captura - $LM(x,y)$ para cada malha

$$(x,y), \quad L_{mx} = (FS) \cdot m_x \quad \text{e} \quad L_{my} = (FS) \cdot m_y .$$

A amplitude de seleção (AS) entre as malhas, dentro da qual 95% dos indivíduos são capturáveis, foi estimado pela equação 4,

$$(AS) = L_m(x,y) \pm 2 \cdot s^2 \quad (4)$$

Sendo, (s^2) representa a variância entre as malhas, determinada através da equação 5,

$$(s^2) = FS \cdot (m_y - m_x)/b \quad (5)$$

Assim, foi estimada a equação da seletividade – $SLm(x,y)$, apresentado pela equação 6,

$$SLm(x,y) = (\exp)^{[-(L-Lm(x,y))^2 / 2s^2]} \quad (6)$$

sendo, que o expoente da função exponencial deve ser multiplicado por 100 para ajuste de escala antes de elevar ao expoente. Assim, a equação de seletividade representa a frequência relativa de retenção de indivíduos de comprimento (L) e capturados pela malha (x,y), sendo representadas graficamente por duas curvas exponenciais de malha x e malha y ($0 < SL \leq 1$). As curvas de seletividade, por região, foram calculadas para comparação de habitats distintos, como jusante, reservatório e montante.

A Análise Fatorial (AF) e a Análise de Componentes Principais (PCA) são metodologias multivariadas (GAUCH JR, 1989; PEREIRA, 2001; VICINI, 2005). Estas metodologias têm como objetivo encontrar uma maneira de condensar informações de várias variáveis originais, em um conjunto menor de variáveis estatísticas e com uma perda mínima de informações (HAIR *et al.*, 2009).

Aplicações amplas destes métodos são realizados em estudos ecológicos e ambientais, que podem gerar duas ou mais variáveis de resposta (GAUCH JR, 1989; GOTELLI e ELLISON, 2013).

Neste estudo, foram estimados através da análise fatorial e posteriormente a análise de componentes principais, as relações dos dados da região (jusante, reservatório e montante), mês, malha, sexo, comprimento total (CT), comprimento padrão (CP) e peso total (PT), assim, verificar a interrelação destas variáveis. Assim, tendo a intenção de averiguar se estes parâmetros se relacionam e podem afetar e ter relação com a seletividade do petrecho de pesca.

Assim, para analisar estes dados, as informações foram transformadas na variável “Z-score” (Equação 7), para padronizar as unidades e assim comparar medidas de unidades diferentes que não estão nas mesmas unidades (GOTELLI e ELLISON, 2013).

$$\text{“Z-score” } (z = \text{dado bruto} - \text{média}) / \text{desvio padrão} \quad (7)$$

Posteriormente, para as análises de fatorial, foi utilizado o *software Statistica 7.0* (STATSOFT, 2007), que estimaram os autovalores/autovetores (EV - eigen value) e geraram as projeções gráficas. Os “EVs” estão altos para a malha pois este fator é a referência.

RESULTADOS

As equações da seletividade (SL) foram determinadas por malha, para as quatro espécies, por região e ao longo do período estudado (TABELA 15).

TABELA 15. Equações da seletividade da malha para as quatro espécies estudadas, por região, entre 2000 a 2010.

ESPÉCIE	MALHA	JUSANTE	RESERVATÓRIO	MONTANTE
Botinho (<i>H. wilderi</i>)	# 4	SL = (exp) $[-(L-140,6)^2 / 44,32]$	SL = (exp) $[-(L-120,5)^2 / 31,61]$	SL = (exp) $[-(L-117,0)^2 / 27,60]$
	# 6	*	*	*
	# 8	*	*	*
Mandubé (<i>A. ucayalensis</i>)	# 4	*	*	SL = (exp) $[-(L-173,5)^2 / 74,82]$
	# 6	SL = (exp) $[-(L-247,1)^2 / 72,20]$	SL = (exp) $[-(L-210,9)^2 / 50,56]$	*
	# 8	*	*	SL = (exp) $[-(L-216,0)^2 / 44,63]$
Sardinha Papuda (<i>T. trifurcatus</i>)	# 4	SL = (exp) $[-(L-129,7)^2 / 39,67]$	SL = (exp) $[-(L-168,7)^2 / 72,38]$	SL = (exp) $[-(L-200,7)^2 / 86,22]$
	# 6	SL = (exp) $[-(L-166,3)^2 / 28,26]$	SL = (exp) $[-(L-275,7)^2 / 84,07]$	*
	# 8	*	*	*
Uêua Cachorrinho (<i>A. falcirostris</i>)	# 4	SL = (exp) $[-(L-241,3)^2 / 104,26]$	SL = (exp) $[-(L-273,7)^2 / 75,05]$	SL = (exp) $[-(L-238,6)^2 / 100,12]$
	# 6	SL = (exp) $[-(L-255,4)^2 / 61,35]$	SL = (exp) $[-(L-465,4)^2 / 156,92]$	*
	# 8	*	*	*

(*) não apresentaram o número mínimo de capturas para o método de Holt (1963)

Foram estimados os tamanhos ótimos de captura (LM), os fatores de seleção (FS), as amplitudes de seleção (AS), dos petrechos de pesca utilizados nas pescarias experimentais, por malha, por espécie e para cada região estudada (TABELA 16).

TABELA 16. Tamanho ótimo de captura (LM), fator de seleção (FS), amplitude de seleção (AS), por malha, para as quatro espécies estudadas, nas três regiões estudadas da UHE Tucuruí, com redes de emalhar de diferentes tamanhos de malha (4, 6, 8 e 10), entre 2000 a 2010.

REGIÃO	MALHA	Botinho (<i>H. wilderi</i>)			Mandubé (<i>A. ucayalensis</i>)			Sardinha Papuda (<i>T. trifurcatus</i>)			Uêua Cachorrinho (<i>A. falcirostris</i>)		
		LM (mm)	FS	AS (mm)	LM (mm)	FS	AS (mm)	LM (mm)	FS	AS (mm)	LM (mm)	FS	AS (mm)
JUSANTE	# 4	140,6	35,2	52,0 a 122,3	*	*	*	129,7	32,4	50,3 a 115,9	241,3	60,3	46,7 a 131,8
	# 6	*	*	*	247,1	41,2	102,8 a 185,1	166,3	27,8	109,8 a 165,2	255,3	42,5	132,5 a 217,6
	# 8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
RESERVATÓRIO	# 4	120,5	30,1	57,3 a 117,6	*	*	*	168,7	42,2	23,9 a 108,3	273,7	59,4	315,3 a 470,4
	# 6	*	*	*	210,9	35,2	109,8 a 180,1	275,7	45,9	107,5 a 199,4	465,4	77,6	151,6 a 306,7
	# 8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
MONTANTE	# 4	117,0	29,3	61,8 a 120,3	173,5	43,4	23,9 a 110,7	200,7	50,2	28,3 a 128,6	238,6	59,6	38,3 a 157,6
	# 6	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
	# 8	*	*	*	216,0	27,0	84,3 a 171,0	*	*	*	*	*	*

(*) não apresentaram o número mínimo de capturas para o método de Holt (1963)
 (para a Uêua Cachorrinho, na região do reservatório, pode ter sido utilizado nas pescarias apenas as malhas 04 e 06, ocasionando um possível erro nos resultados através da metodologia)

Foram determinadas as curvas de seletividade, através da equação de seletividade (SL), dos petrechos de pesca utilizados nas pescarias deste estudo, para as quatro espécies, sexos agrupados, por região e ao longo de 2000 a 2010. Junto com estas curvas foram incluídas as distribuições de frequência, por classe de tamanho, dos peixes capturados pelas pescarias experimentais, assim, tendo uma noção de como a seletividade do petrecho influência nesta distribuição.

Assim, pelas curvas da seletividade dos diferentes tamanhos de malha e comprimento padrão e distribuição das frequências de captura, para o Botinho (*H. wilderi*) (FIGURA 30), houve a estimativa apenas para a malha 4/6, nas três regiões estudadas. Para o Mandubé (*A. ucayalensis*) (FIGURA 31), houve a estimativa apenas para as malhas 06/08 nas regiões de jusante e do reservatório, na região de montante houve a estimativa para as malhas 4/6 e 8/10. Para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) (FIGURA 32), houve a estimativa das curvas para as malhas 4/6 e 6/8, nas regiões de jusante e reservatório, no entanto, a montante, apenas consegui se estimar para a malha 4/6. Para a Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*) (FIGURA 33), houve a estimativa das malhas 4/6 nas regiões de jusante e montante, já no reservatório, ocorreu a estimativa para as malhas 4/6 e 6/8.

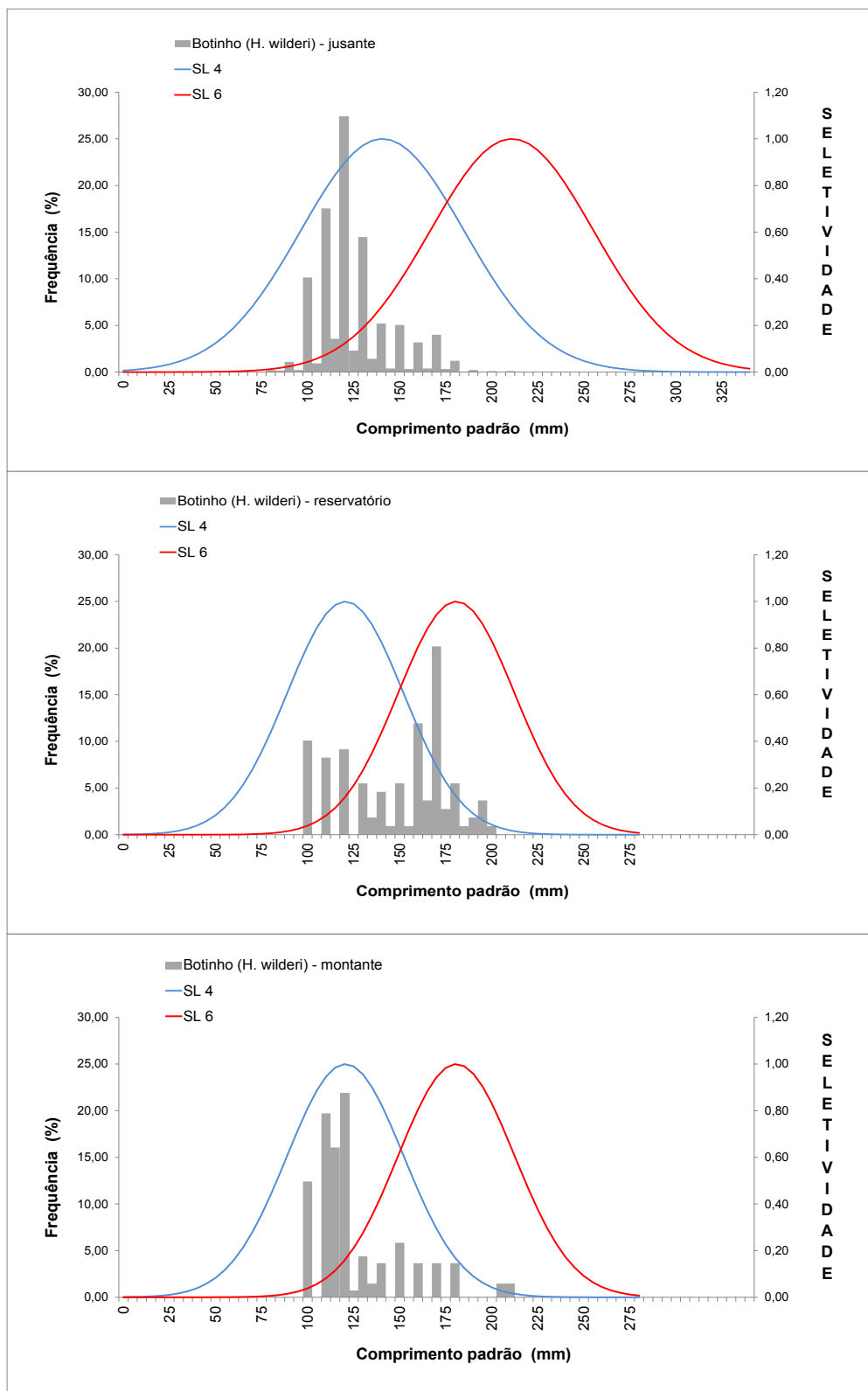


FIGURA 30. Curva de seletividade (SL) por malha, para o Botinho (*H. wilderi*), nas regiões estudadas, entre 2000 a 2010, juntamente com as distribuições de frequência, por classe de tamanho, dos peixes capturados pelas pescarias experimentais.

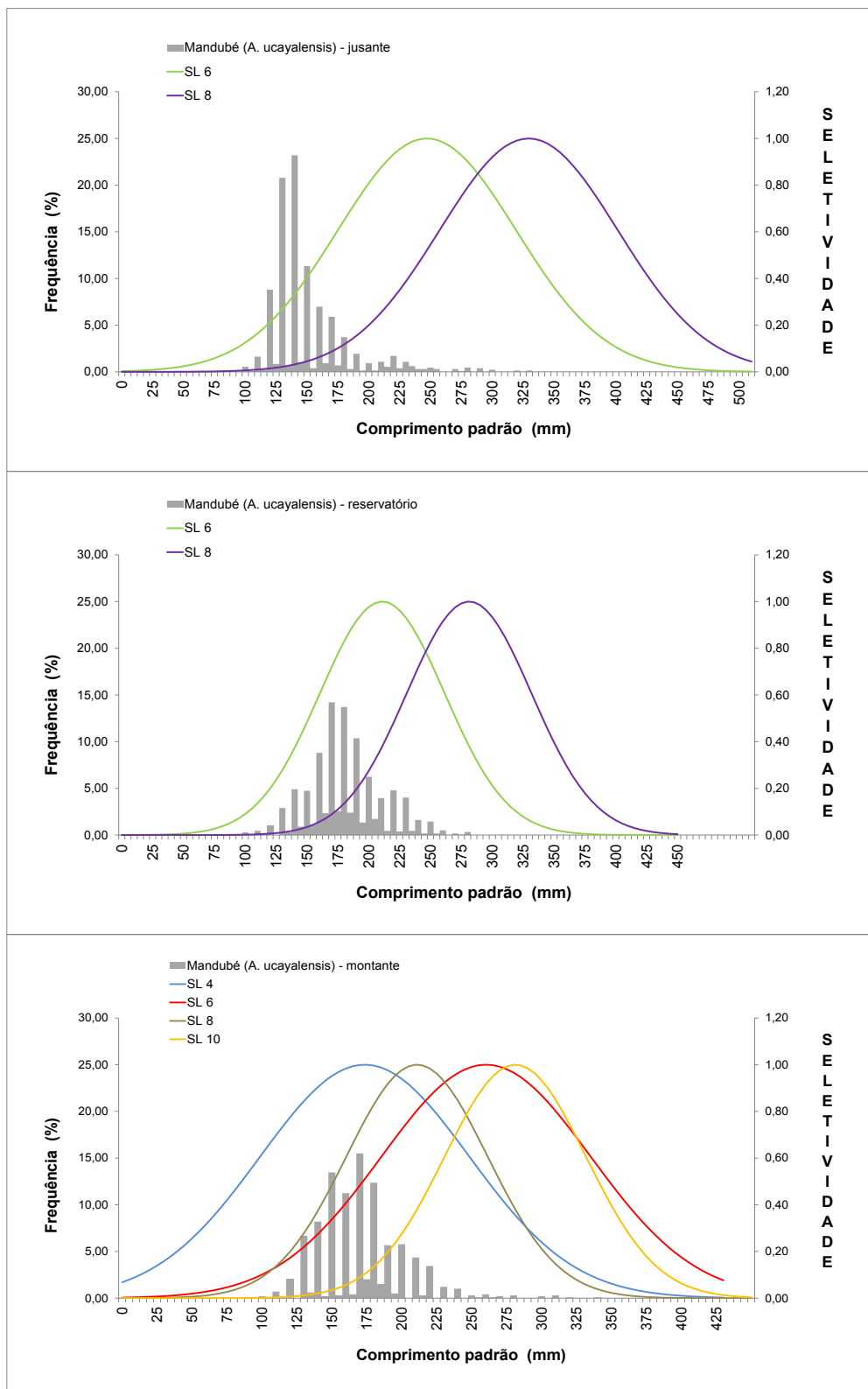


FIGURA 31. Curva de seletividade (SL) por malha, para o Mandubé (*A. ucayalensis*), nas regiões estudadas, entre 2000 a 2010, juntamente com as distribuições de frequência, por classe de tamanho, dos peixes capturados pelas pescarias experimentais.

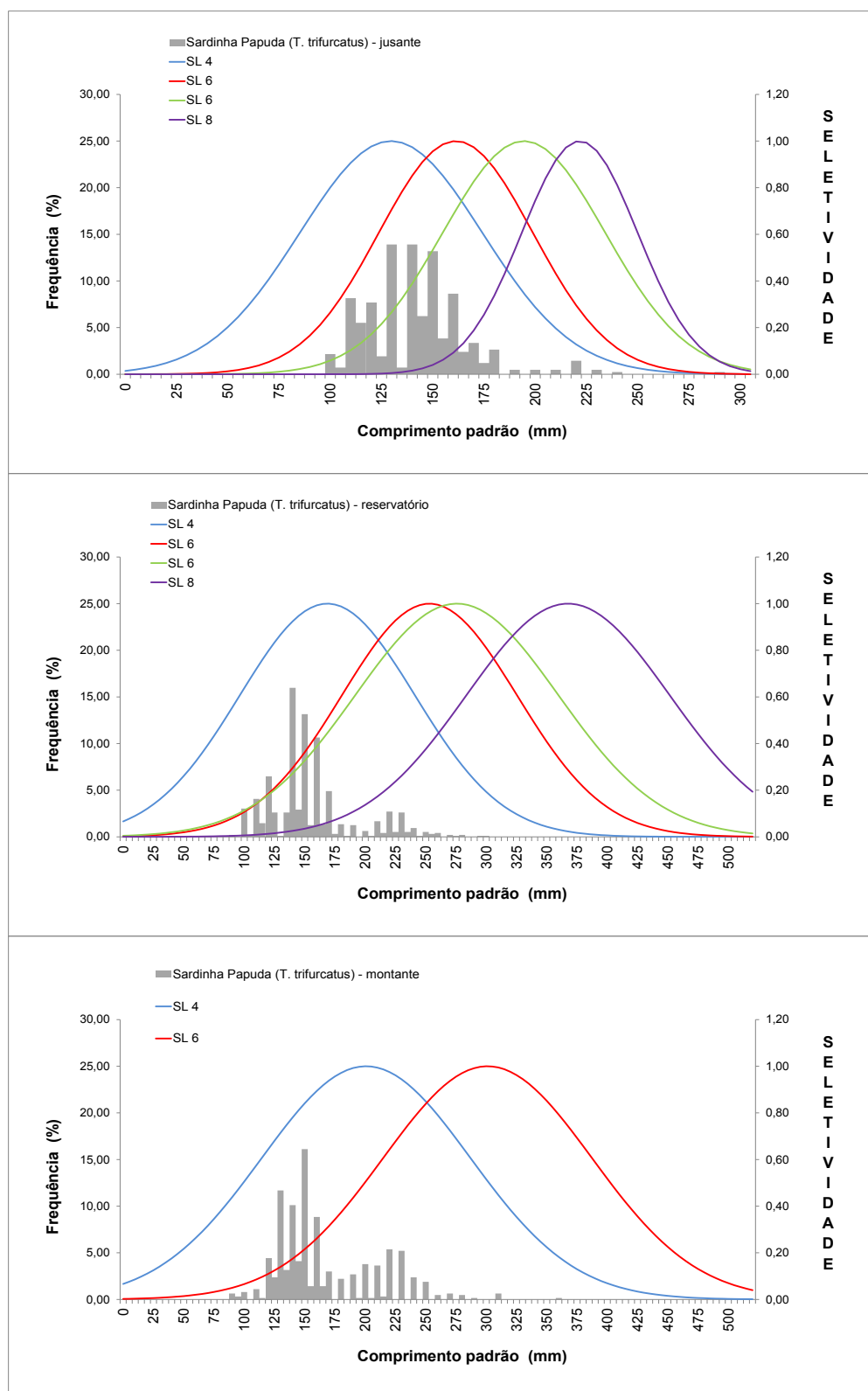


FIGURA 32. Curva de seletividade (SL) por malha, Curva de seletividade para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), nas regiões estudadas, entre 2000 a 2010, juntamente com as distribuições de frequência, por classe de tamanho, dos peixes capturados pelas pescarias experimentais.

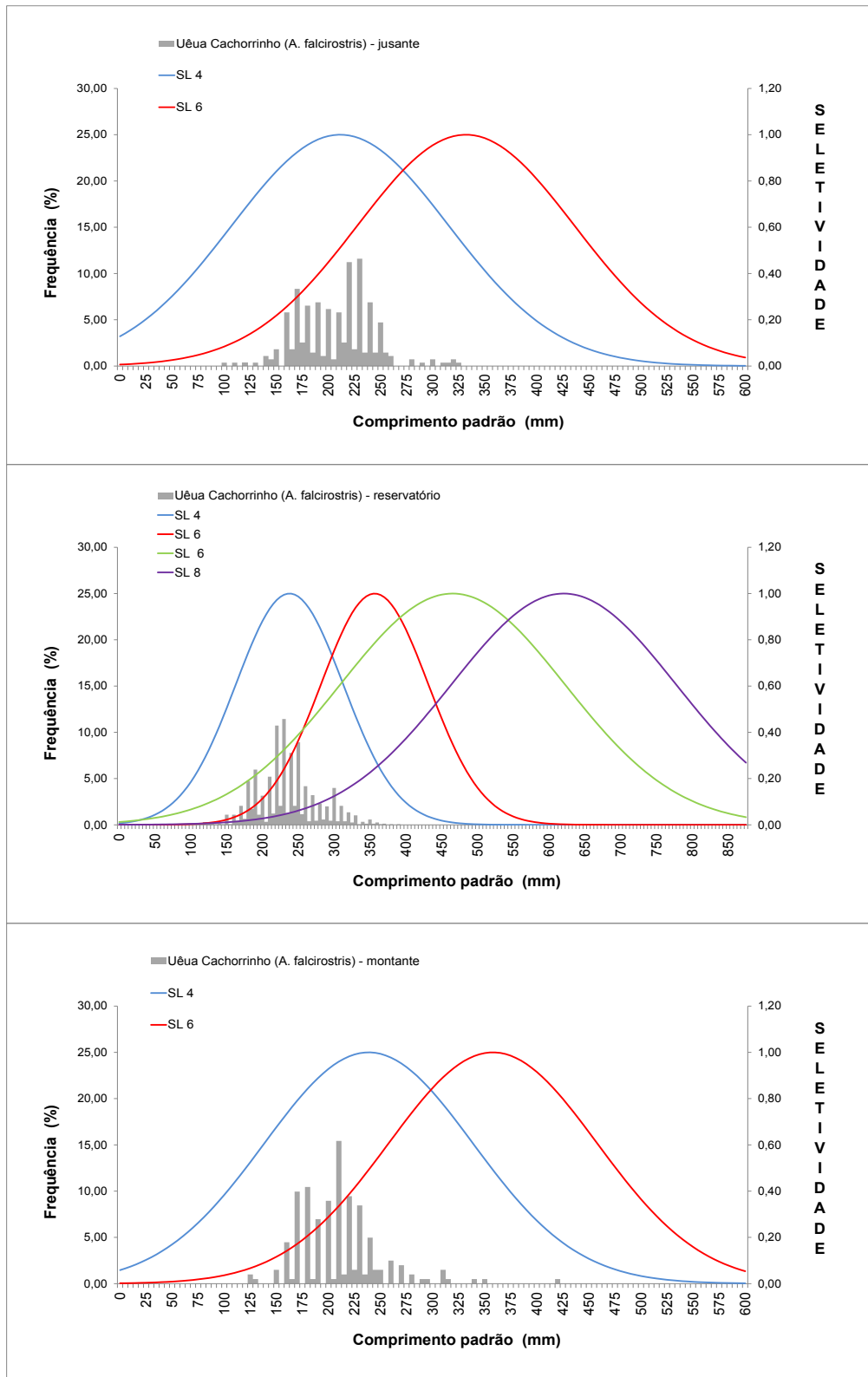


FIGURA 33. Curva de seletividade (SL) por malha, para a Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*), nas regiões estudadas, entre 2000 a 2010, juntamente com as distribuições de frequência, por classe de tamanho, dos peixes capturados pelas pescarias experimentais.

Através da análise fatorial (AF) e tendo como referência o fator região (jusante, reservatório e montante), foram realizadas as comparações das variáveis malha, mês, sexo, (CT), (CP) e (PT) (TABELA 17). Foram realizados os testes de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) e de Esfericidade de Bartlett para verificar o ajuste dos dados a (AF). Os valores de (KMO) mostram a proporção da variância que os indicadores apresentam em comum, sendo: valores razoáveis (entre 0,6 e 0,7), valores médios (entre 0,7 e 0,8), valores bons (entre 0,8 e 0,9) e valores muito bons (maiores que 0,9). Já o teste de Esfericidade de Bartlett é baseado na distribuição estatística de qui quadrado, sendo que o método de (AF) seja aplicado, deve ser rejeitado a hipótese nula de que a matriz de correlações é identidade. A análise da validade da (AF) é assegurada quando o total de variância de explicação representa mais que 60%, e segundo o critério de Kaiser, devem ser extraídos fatores com eigenvalue (EV) ou autovalor/autovetor maiores que um (1) para identificação dos domínios (VIALI, 2016).

TABELA 17. Análise fatorial para o fator região, apresentando a composição das componentes malha, mês, sexo, (CT), (CP) e (PT), para as quatro espécies estudadas, entre 2000 a 2010.

	Botinho (<i>H. wilderi</i>)		Mandubé (<i>A. ucayalensis</i>)		Sardinha Papuda (<i>T. trifurcatus</i>)		Uêua Cachorrinho (<i>A. falcirostris</i>)	
	EV*	Variância %	EV*	Variância %	EV*	Variância %	EV*	Variância %
MALHA	3.20	53.40	2.77	46.25	2.88	48.00	3.11	51.79
MES	1.10	18.29	1.28	21.39	1.11	18.49	1.04	17.35
SEXO	0.89	14.89	0.93	15.53	0.99	16.55	0.97	16.14
CT	0.63	10.52	0.74	12.42	0.85	14.08	0.72	11.96
CP	0.12	1.97	0.22	3.74	0.14	2.37	0.13	2.22
PT	0.06	0.94	0.04	0.67	0.03	0.51	0.03	0.54

* eigen value = EV = autovalores/autovetores

significância (0,5)

Através da análise fatorial, para as quatro espécies estudadas, houve alta correlação, para as regiões, entre a malha e mês, mas houve de baixas a médias correlações entre sexo, comprimento total (Ct), comprimento padrão (CP) e peso total (PT).

Foram feitas as projeções das componentes principais das variáveis, por espécie, da malha, mês, sexo, (CT), (CP) e (PT), assim, verificando a relação destas com o fator 1 - local e fator 2 - malha. Para o Botinho (*H. wilderi*) houve maior correlação para a região de jusante (FIGURA 34). Para o Mandubé (*A. ucayalensis*), houve maior correlação para a região de jusante (FIGURA 35). Para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), houve maior correlação para a região de jusante e do reservatório (FIGURA 36). Para a Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*), houve maior correlação para a região de jusante (FIGURA 37).

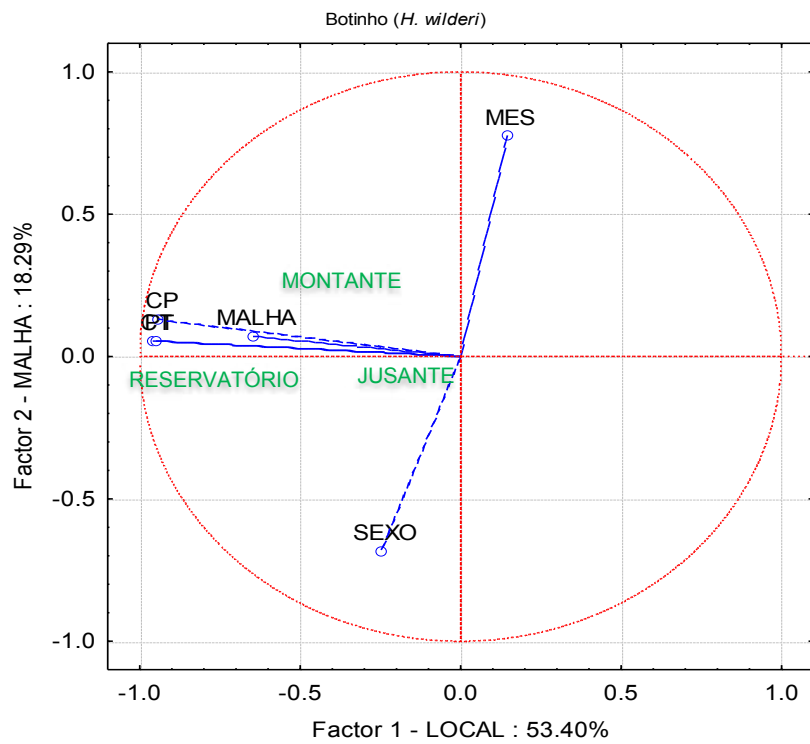


FIGURA 34. Projeção das variáveis referentes aos padrões determinados pela análise de componentes principais para o Botinho (*H. wilderi*), nas três regiões estudadas, entre 2000 a 2010.

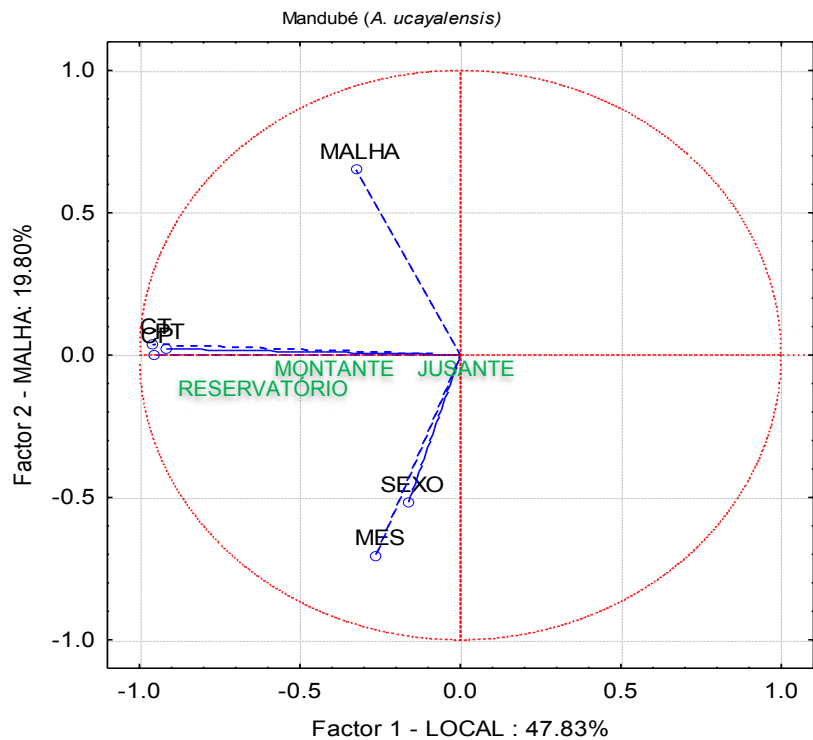


FIGURA 35. Projeção das variáveis referentes aos padrões determinados pela análise de componentes principais, para o Mandubé (*A. ucayalensis*), nas três regiões estudadas, entre 2000 a 2010.

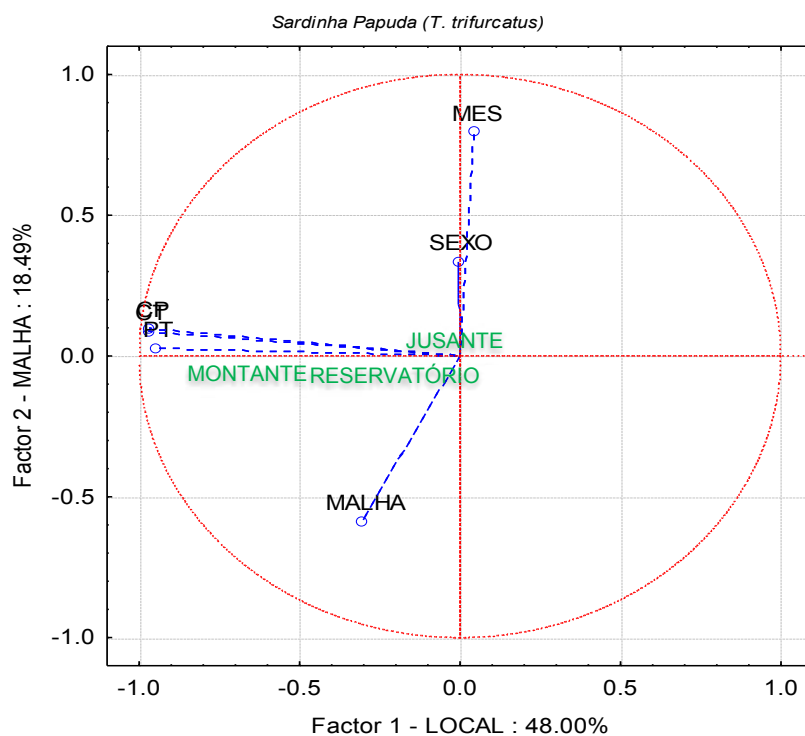


FIGURA 36. Projeção das variáveis referentes aos padrões determinados pela análise de componentes principais, para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), nas três regiões estudadas, entre 2000 a 2010

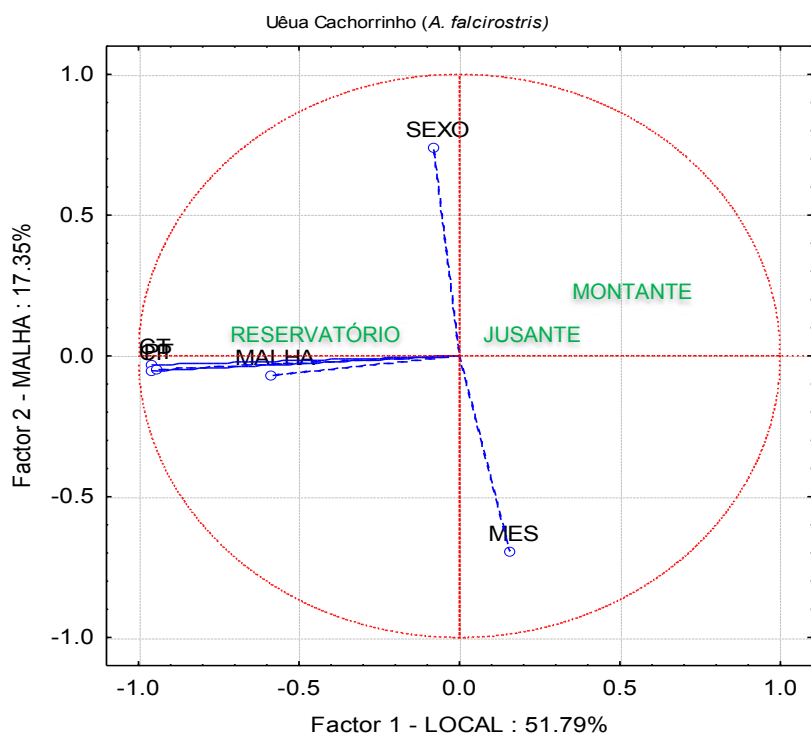


FIGURA 37. Projeção das variáveis referentes aos padrões determinados pela análise de componentes principais, para a Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*), nas três regiões estudadas, entre 2000 a 2010.

DISCUSSÃO

A estimativa da seletividade dos petrechos de pesca na direção a regulamentação da atividade pesqueira, objetivando reduzir a captura de classes etárias sensíveis que compõem uma população (PUZZI e ANDRADE e SILVA, 1981). Controlando esta situação da mortalidade por pesca destas classes de comprimento dos peixes, existe a tendência de se conseguir grandes benefícios para a atividade pesqueira ao longo do tempo e até resultados satisfatórios, em curto prazo (POPE *et al.*, 1975). Estas afirmações de conhecimento sobre seletividade e sustentabilidade das pescarias também são corroboradas por Millar e Holst (1997), Huse *et al.*, (2000) e Carol e Garcia-Berthou (2007).

As pesquisas sobre a seletividade de malhadeiras não são suficientes para se impor medidas de gestão da pescaria, pois a estimativa do melhor tamanho de malha é apenas uma ferramenta de base para estipular uma gestão pesqueira eficiente (MARTINS *et al.*, 2011). Partindo desta premissa, além do estabelecimento de um tamanho mínimo, a estimativa de um tamanho máximo de captura (muitos peixes acima de um determinado comprimento estarão protegidos), pode contribuir num rápido desenvolvimento de genótipos vulneráveis, um aumento na amplitude nas classes de idade. Assim, como benefício, poderia haver um aumento da população que se reproduz e conseqüentemente uma restauração das espécies no ambiente CONOVER e MUNCH (2002).

Apesar de que nas pescarias experimentais em águas continentais são utilizados outros tipos de métodos e petrechos de pesca e até as vezes conjuntamente, as redes de emalhar são muito utilizadas nas amostragens deste tipo de estudo de peixes, em reservatórios e lagos, além do efetivo uso na pesca comercial (BOY e CRIVELLI, 1988). As vantagens deste petrecho incluem facilidade na utilização, baixo custo operacional e relativo na aquisição e uso em várias áreas com condições difíceis de substrato e profundidade (HOVGÅRD E LASSEN, 2000).

Os estudos de seletividade das redes de emalhar são tipicamente implementados pela pesca simultânea de várias redes de emalhar de diferentes malhas (designado usualmente como bateria de redes), para garantir a padronização das capturas e que não haja alteração na capturabilidade dos peixes em relação ao tamanho dos peixes (KURKILAHTI e RASK, 1996; MILLAR e HOLST, 1997). Em geral, as estimativas indiretas da seletividade das redes de emalhar são comparados, simultaneamente, com as frequências de captura observadas através de várias malhas (MILLAR e HOLST, 1997; HOVGÅRD e LASSEN, 2000). O método de Holt (1963) é um dos métodos mais usados para estimar a seletividade destes petrechos, mas pode ser restritivo devido à suposição da curva normal, pois o *spread* (propagação) é constante para todos os tamanhos de malha. Além disto, caso as capturas não forem suficientes nas diferentes classes de tamanho, será mais complicado e até impossível estimar a curva de seletividade por este método.

Há outros estudos em que a circunferência é o principal fator de tamanho do peixe capturado em relação a diferentes tamanhos de malha. No entanto, a maioria dos modelos de seletividade de redes de emalhar foi derivada para o comprimento do peixe e não para o perímetro, como deveriam ser estritamente. A principal razão para isso é que medir a circunferência é mais difícil e demorado. Sendo assim, a captura desproporcional de uma faixa de comprimento, mesmo de indivíduos maduros, deve ser reavaliada quanto à sua eficiência como medida de gestão, assim como para reduzir os efeitos adversos da pesca, é necessário estimar a frequência e a produtividade das diferentes classes de tamanho (GARCIA *et al.*, 2012; LIMA e ANDRADE, 2017). Qualquer que seja a opção (verificação proporcional por classes de tamanho ou direcionada para uma determinada fase do ciclo de vida), é necessário conhecer a seletividade do equipamento usado para implementar medidas de gerenciamento relacionadas aos tamanhos, conforme citado por Kurkilahti *et al.*, (2002), que realizou um trabalho sobre o efeito da morfologia do peixe na seletividade do petrecho de pesca, ainda considerando ainda o fator de condição de Fulton.

O monitoramento biológico de peixes, através de pescarias experimentais padronizadas na área de influência de Tucuruí, vindo sendo realizado desde a década de 1980 pelo INPA/ELETRONORTE, com o objetivo monitorar as alterações espaço/temporais e qualitativas e quantitativas nas comunidades de peixes, pois as três áreas de estudos, após o represamento, apresentaram características bastante distintas na jusante, no reservatório e a montante (LEITE, 1993).

Existem outros estudos, bem embasados, sobre a seletividade em redes de emalhar, realizados na área de influência de Itaipu, como de Nakatani *et al.*, (1991), Miranda *et al.* (2000), que também aplicaram além de seletividade, modelo de rendimento por recruta no estudo, e Fernandez e Fontes Jr (1999). Os objetivos de um gerenciamento da pesca pela seletividade do petrecho, menciona que as artes ou petrechos de pesca devem continuamente ser adaptadas e modificadas para melhorar a seletividade da captura. Os petrechos evitam as espécies indesejáveis, pois, maximizam a captura de indivíduos da espécies-alvo com o tamanho comercial. As ferramentas de gerenciamento envolvem os conservacionistas, poder público, pesquisadores, consumidores, além, dos fatores ambientais, táticas de pescaria, espécie alvo, características do petrecho e contexto econômico (FAUCONNET e ROCHET, 2016).

Dentro do reservatório há diferentes zonas de pesca, nas quais a sazonalidade, o rendimento, a composição por espécies e diversidade, habitats e equipamentos utilizados são diferenciados. Em geral, as pescarias são sazonais, intensas no período de águas baixas ao longo do reservatório, exceto próximo à barragem. Caniço e linha (68%) e malhadeiras (20%) são os aparelhos mais usados, tarrafas e linhaças aparecem com menos frequência (RIBEIRO *et al.*, 1995; JURAS *et al.*, 2004).

Em relação à legislação da pesca aplicada na área do reservatório de Tucuruí, somente em 1986 a SUDEPE promulgou a primeira Portaria (ELETRONORTE, 1987b). De acordo com CARVALHO *et al.* (1995), duas portarias regem a pesca na Bacia Araguaia-Tocantins: a Portaria IBAMA n° 1355, de 05/12/89 e Portaria IBAMA n° 230, de 07/03/90, que proíbe a pesca com redes de emalhar (malhas inferiores a 70 mm entre nós opostos) e tarrafas com altura superior a 3,5 m e malhas inferiores a 70 mm, entre nós opostos. Há a Instrução Normativa Interministerial n° 13, de 25 de outubro de 2011, que define o período de defeso, vigorando entre 01 de novembro a 28 de fevereiro do ano subsequente, para todas as categorias de pesca, para as

bacias hidrográficas dos rios Tocantins e Gurupi. Esta portaria é promulgada anualmente e vigora até o presente.

Sendo assim, ratifica-se a contínua utilização dos “tamanhos mínimos de malha” ou não menor que 70mm entre nós opostos, tanto para machos e fêmeas, utilizadas nestas portarias e conforme este estudo, estipula-se um comprimento mínimo de captura, por região, indivíduos não menores que:

	JUSANTE	RESERVATÓRIO	MONTANTE
Botinho (<i>H. wilderi</i>)	140,00mm	140,00mm	140,00mm
Mandubé (<i>A. Ucayalensis</i>)	150,00mm	150,00mm	150,00mm
Sardinha Papuda (<i>T. trifurcatus</i>)	110,00mm	110,00mm	110,00mm
Uêua Cachorrinho (<i>A. falcirostris</i>)	210,00mm	210,00mm	210,00mm

Estes valores, ficam adotados e correspondem ao comprimento de primeira maturação abordado por Santos *et al.*, (2004), sendo que podem ser considerados seguros e aplicáveis, ainda atualmente, para não impactar o estoque pesqueiro. Ficam sugeridos estes valores, pois pela estimativa deste parâmetro, pelo método de Froese e Binohlan (2000), alguns valores seriam até maiores, principalmente para fêmeas. Certamente podem haver outros estudos e metodologias para esta definição, mas nesta tese, estes valores seriam os recomendáveis.

Os métodos de análise multivariada são selecionados em função dos objetivos da pesquisa, pois estas análises são exploratórias de dados e tendendo a gerar hipóteses, não confirmações (HAIR, *et al.*, 2009). Existem alguns trabalhos, com a aplicação de análises multivariadas, relacionados sobre recursos pesqueiros, como a análise da pesca artesanal no baixo Amazonas (ISAAC *et al.*, 1996), um estudo sobre peixes em ambientes de recifes (FRÉDOU *et al.*, 2006) e um trabalho sobre a pesca na região estuarina na Amazônia (OLIVEIRA *et al.*, 2007).

A Análise de Componentes Principais identificou quais as variáveis são mais influenciadas e se havia diferença por região, sendo assim possível compreender a dinâmica das pescarias por região, haja visto que os petrechos podem ter interferência da malha (dimensões, tipo de fio, entre outras características), mês (na região Norte se tem o inverno – mais chuva e turbidez da água e o verão – nível estabilizado e estratificação da coluna da água, entre outras influências), sexo (estádios ou períodos de reprodução, dimorfismo, entre outros), comprimentos (total e padrão) do indivíduo (morfologia, captura pelo petrecho, deslocamento e posição na coluna da água, entre outros), peso total (fator de condição, estágio ou período de reprodução, abundância de alimentos, entre outros). Assim, para o Botinho (*H. wilderi*) (FIGURAS 38), houve forte correlação entre malha, (CT), (CP) e (PT) na região do reservatório, mas não houve nenhuma relação entre as outras regiões e as variáveis. Para o Mandubé (*A. ucayalensis*) (FIGURAS 39), houve uma forte correlação entre (CT), (CP) e (PT) na região do reservatório e de montante, além de uma forte relação entre as variáveis mês e sexo. Para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) (FIGURAS 40), na região do reservatório e de montante, houve uma tendência a ter forte relação com as variáveis (CT), (CP) e (PT). Para a Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*) (FIGURAS 41), a região do reservatório apresentou uma forte correlação entre as variáveis malha, (CT), (CP) e (PT), mas não ocorrendo nenhuma tendência nas outras regiões em relação as variáveis.

REFERÊNCIAS

- BALASUBRAMANIAM, A.; MEENAKUMARI, B.; BOOPENDRANATH, M.R.; PRAVIN, P.; ERZINI, K. **Mesh selectivity of drift gillnet for *Caranx sexfasciatus* and *Caranx tille***. Fishery Technology. Vol 47(2) pp: 111-120. 2010
- BARTHEM, R.B. **Pesca experimental e seletividade de redes de espera para espécies de peixes amazônicos**. Bol. Museu Paraense Emílio Goeldi, Zoologia, vol 1,57-88. 1984.
- _____. **Seletividade de rede de emalhar para piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*)**. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. sér. Zool. 4(1). 1998.
- BOY, V.; CRIVELLI, A. J. **Simultaneous determination of gillnet selectivity and population age-class distribution for two cyprinids**. Fish Res 6: 337–345. 1988.
- CAROL, R.J.; GARCIA-BERTHOU, E. **Gillnet selectivity and its relationship with body shape for eight freshwater fish species**. J. Appl. Ichthyol. 23, 654–660. 2007.
- CARVALHO, M.L.; PETRERE JR, M.; RIBEIRO, M.C.L. de B. **Diagnósticos e Diretrizes para a Pesca Continental**. Projeto BRA/90/005, MMA/ABC/PNUD. (Relatório). 1995.
- CHACON, J.O. **Selectivity of monofilament Gill nets for pescada do Piauí, *Plagioscium squamosissimus* (Heckel, 1840), in reservoir Pereira de Miranda (Pentecoste, Ceará, Brazil) (Pisces, Actinopterygii, Scianidae)**. Ver. Bras. de Biologia, 38(1): 55-59. 1978.
- CONOVER, D.O.; MUNCH, S.B. **Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales**. Science, 297 (5578): 94-96. 2002.
- ELETRONORTE. **Diagnóstico preliminar do perfil socioeconômico dos pescadores ribeirinhos da área de influência do reservatório de Tucuruí**. Brasília, 2007.
- _____. **Plano de Utilização do Reservatório: Programa Especial de Avaliação dos Problemas Referentes à Pesca e ao Pescado no Trecho de Jusante da UHE-Tucuruí. (TUC-10-26321-RE)**. Centrais Elétricas do Norte do Brasil, Brasília. Não Paginado. (Relatório). 1987b.
- FRÉDOU, T.; FERREIRA, B.P.; LETOURNEUR, Y. **A univariate and multivariate study of reef fisheries of northeastern Brazil**. ICES Journal of Marine Science, 63: 883-896. 2006.
- GARROD, D.J. **The selection characteristics of nylon gill nets for *Tilapia esculenta* Graham**. J.Cons.CIEM, 26(2):191–203. 1961.
- FAO. **The state of world fisheries and aquaculture (SOFIA)**. Food and Agriculture Organization Fisheries Department. Rome, 230p. 2012.
- FAUCONNET, L., ROCHET, M.J. **Fishing selectivity as an instrument to reach management objectives in an ecosystem approach to fisheries**. Institution: Ifremer, Unité Écologie Modèles pour l'Halieutique, Ruedel'Île d'Yeu, B.P. 21105,44311. Nantes CEDEX03, France. 2016.
- FERNANDEZ, D.R.; FONTES JR, L.M. **Conservação da ictiofauna e monitoração da pesca no reservatório da Itaipu binacional**. XV SNPTEE. 1999.
- FERRER, O. **Selectivity of Gillnets for Lake Curvina, *Cynoscion Acoupa*, in Lake Maracaibo, Zulia State, Venezuela**. Bulletin of Marine Science. 56. 68-75. 1995
- GARCIA, S.M.; KOLDING, J.; RICE, J.; ROCHET, M.J.; ZHOU, S.; ARIMOTO, T.; BEYER, J.E.; BORGES, L.; BUNDY, A.; DUNN, D.; FULTON, E.A.; HALL, M.; HEINO, M.; LAW, R.; MAKINO, M.; RIJNSDORP, A.D.; SIMARD, F.; SMITH, A.D. **Reconsidering the consequences of selective fisheries**. Science, 335(6072): 1045-1047. 2012.

- GAYANILO JR., F.C.; SPARRE, P; PAULY, D. **FAO/ICLARM stock assessment tools II (FiSAT II)**. User's guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries). 2005.
- GOTELLI, N.J.; ELLISON, M.A. **A Primer of Ecological Statistics**. University of Vermont, Harvard University. second edition. 2013.
- GAUCH JR, H.G. **Multivariate analysis in community ecology**. Cambridge University Press, p.198, 1989.
- GULLAND, J. A.; HARDING, D. **The selection of *Clarias mossambicus* (Peters) by nylon gill nets**. J. Conseil, Conseil Perm. Int. Exploration Mer. 26 (2): 215-22. 1961.
- HAMLEY, J.M. **Review of Gill net selectivity**. J Fish. Res. Bd. Can. Toronto, 32 (11) 1943 – 1969. 1975.
- HAIR JR., J.F.; BLACK, W.C.; BABIN, B.J.; ANDERSON, R.E.; TATHAM, R.L. **Análise multivariada de dados**. 6.ed. Porto Alegre, Bookman. 688p. 2009.
- HE, P.; CHOPIN, F.; SUURONEN, P.; FERRO, R.S.T.; LANSLEY, J. **Classification and illustrated definition of fishing gears**. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 672. Rome, FAO. <https://doi.org/10.4060/cb4966en>. 2021.
- HELSEY, T. E., CONDREY, R.E.; GEAGHAN, J.P. **A new method of estimating gillnet selectivity, with an example for spotted seatrout, *Cynoscion nebulosus***. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48:487-492. 1991
- HOLT, S.J. **A method for determining gear selectivity and its application**. *ICNAF Spec.Publ.*, (5):106–115. 1963.
- HOVGÅRD, H.; LASSEN, H. **Manual on estimation of selectivity for gillnet and longline gears in abundance surveys**. FAO Fish. Tech., Pap. No 397. 2000.
- HUSE, I.; LOKKEBORG, S.; SOLDAL, A. V. **Relative selectivity in trawl, longline and gillnet fisheries for cod and haddock**. ICES J. Mar. Sci. 57, 1271–1282. 2000.
- ISAAC, V. J.; MILSTEIN, A.; RUFFINO, M.L. **A pesca artesanal no baixo amazonas: análise multivariada da captura por espécie**. Acta Amaz., Manaus, v. 26, n. 3, p. 185-208, Sept. 1996.
- JURAS, A.A.; CINTRA, I.H.A.; LUDOVINO, R.M.R. **A pesca na área de influência da Usina Hidrelétrica de Tucuruí, Estado do Pará**. Bol. Téc. Cient. CEPNOR, Belém, v. 4, n. 1, p. 77-88, 2004.
- KARLSEN, L.; BJARNASON, B.A. **Small-scale Fishing with Driftnets**. FAO Fisheries Technical Paper No: 284, 64 pp. 1986.
- KURKILAHTI, M.; APPELBERG, M.; HESTHAGEN, T.; RASK, M. **Effect of fish shape on gillnet selectivity: A study with Fulton's condition factor**. Fisheries Research - FISH RES. 54. 153-170. 10.1016/S0165-7836(00)00301-5. 2002.
- KURKILAHTI, M.; RASK, M. **A comparative study of the usefulness and catchability of multimesh gill nets and gill net series in sampling perch (*Perca fluviatilis* L.) and roach (*Rutilus rutilus* L.)**. Fish. Res., 27, 243–260. 1996.
- LEITE, R.A. **Efeitos da usina hidrelétrica de Tucuruí sobre a composição da ictiofauna das pescarias experimentais de malhadeiras realizadas no baixo rio Tocantins (PA)**. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 133 p. 1993.
- MARTINS, J.C.; JURAS, A.A.; ARAÚJO, M.A.S.; MELLO FILHO, A.S.; CINTRA, I.H.A. **Seletividade da rede malhadeira-fixa para a captura do Mamará, *Hypophthalmus marginatus*, no reservatório da Usina Hidrelétrica de Tucuruí, estado do Pará, Brasil**. Boletim do Instituto de Pesca, 37(2): 123-133. 2011.
- MESCHKAT, A. **As malhadeiras de pesca**. Belém, SPEVEA, 20p. 1958.

- MIRANDA, L.E.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. **Appraisal of the selective properties of gill nets and implications for yield and value of the fisheries at the Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay.** Fisheries Research. 105-116. 2000.
- MILLAR, R.B.; HOLST, R. **Estimation of gillnet and hook selectivity using log-linear models.** ICES J. Mar. Sci. 54, 471–477. 1997.
- MOTA, A; RODRIGUES, J.D.; CAMPOS, E.C.; MORAES, M.N. **Captura seletiva da pescada do Piauí, *Plagioscium squamosissimus* Heckel, 1840 (Osteichthyes, Scianidae) com redes de emalhar, na represa de Bariri, rio Tietê, estado de São Paulo, Brasil.** Boletim do Instituto de Pesca, 11(1): 13-23. 1984.
- NAKATANI, K.; GOMES, L.C.; LATINI, J.D. **Seletividade em redes de espera para captura de *Trachydoras paraguayensis* (Osteichthyes, Siluriformes), no reservatório de Itaipú e áreas de influência.** Revista UNIMAR, Maringá 13(2): 327-338. 1991.
- OLIVEIRA, D.M.; FRÉDOU, T.; LUCENA, F. **A pesca no Estuário Amazônico: uma análise uni e multivariada.** Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi Cienc. Nat., Belém, v.2, n.2, p.11-21, ago. 2007.
- OLIVEIRA, S.L.; ANDRADE, H. **Gillnet selectivity for forage fish with emphasis on manjuba (*Opisthonema oglinum*) in an estuary in the northeast of Brazil.** Boletim do Instituto de Pesca. 44. e225. 10.20950/1678-2305.2018.225. 2018.
- PEREIRA, J.C.R. **Análise de dados qualitativos: estratégias metodológicas para as ciências da saúde, humanas e sociais.** São Paulo: Edusp, 2001.
- PETRIKI, O.; ERZINI, K.; MOUTOPOULOS, D.K.; BOBORI, D.C. **Gillnet selectivity for freshwater fish species in three lentic systems of Greece.** J. Appl. Ichthyol. 30, 1016–1027. 2014.
- POTTER, E.C.E.; PAWSON, M.G. **Gill Netting.** Lab. Leaf., MAFF Direct. Fish. Res., Lowestoft, 69, 34 p. 1991.
- PUZZI, A, ANDRADE e SILVA, M.R.G. Seletividade em redes de emalhar e dimensionamento do tamanho de malha para a captura da corvina *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823). Bol. Inst. Pesca, 8: 139-156. 1981
- QUANG, P.X.; GEIGER, H.J. **A review of the net selectivity problem and a model for apportioning species based on size-selective sampling.** Alaska Fishery Research Bulletin 9(1):16-26.2002.
- RIBEIRO, M.C.L.; PETRERE JR, M.; JURAS, A.A. **Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia-Tocantins river basin, Brasil.** Regulated Rivers: Research and Management, 11: 325-350. 1995.
- SANTA-FÉ, Û.M.D. de; GUBIANI, E.A. **Selectivity of gillnets for a non-native fish species in a neotropical reservoir, Parana, State, Brazil.** Boletim do Instituto de Pesca, [S.l.], v. 42, n. 1, p. 167-79, nov. 2018.
- SANTOS, M.N. dos, GASPAR, M.; MONTEIRO, C.C.; ERZINI, K. **Gill net selectivity for European hake *Merluccius merluccius* from southern Portugal: implications for fishery management.** Fisheries Science, Volume 69, Issue 5, 2003.
- SANTOS, E.P. dos; MOTA, A; RODRIGUES, J.D. **Curva de seletividade em redes de emalhar utilizadas na captura de curimatá, *Prochilodus scrofa* (Steindachner, 1881).** Bol. Inst. Pesca, 4(4): 43-54. 1976.
- SMITH, B.J.; BLACKWELL, B.G.; WUELLNER, M.R.; GRAEB, B.D.S.; WILLIS, D.W. **Selectivity for Four Fish Species Sampled with North American Standard Gill Nets.** North American Journal of Fisheries Management, 37:1, 149-161. 2017.
- SOUZA Jr, M.S.; ESQUERDO-SOUZA, C.C.; NOBREGA, T.C.; CORRÊA, M.A.A.; SOUZA, L.A. **Diagnosis of fishing with derivative gillnet in a amazon floodplain area: a case study of the Canabuoca coast, Manacapuru-AM.** Braz. J. of Develop., Curitiba, v. 6, n. 3, p. 10393-10512 mar. 2020.

SPARRE, P.; VENEMA, S.C. **Introdução à avaliação de mananciais de peixes tropicais**. Parte 2. Exercícios. FAO Documento Técnico Pesca. No. 306/2. Rev.2. Roma, FAO. 94p. 1997.

STATSOFT, INC. Statistica (data analysis software system), version 7. 2007.

VIALI, L. **Série Estatística Multivariada**. Disponível em [http://www.pucrs.br/famat/viali/especializa/realizadas/ceea/multivariada/textos/Introduc In.pdf](http://www.pucrs.br/famat/viali/especializa/realizadas/ceea/multivariada/textos/Introduc%20In.pdf).

VICINI, L. **Análise multivariada da teoria à prática**. Monografia (especialização - Universidade Federal de Santa Maria). 2005.

CAPÍTULO VII

“ASPECTOS DO RENDIMENTO POR RECRUTA
PARA QUATRO ESPÉCIES DE PEIXES NA ÁREA
DE INFLUÊNCIA DA UHE TUCURUÍ (PA)”



INTRODUÇÃO

Em ciência pesqueira ha dois tipos de recrutamento, o biológico e o pesqueiro: (i) o recrutamento biológico ocorre quando os juvenis se juntam ao estoque dos adultos mas ainda não são capturados pelas artes de pesca dimensionadas para capturar os indivíduos maiores; (ii) o recrutamento pesqueiro ocorrem quando os jovens atingem o comprimento ou idade de primeira captura. Porém, quando um estoque é explorado de tal maneira que apenas os indivíduos mais velhos e maiores são capturados, é possível que a captura esteja abaixo de seu potencial sustentável, haja visto que comparativamente poucos indivíduos atingem tal idade ou tamanho devido às mortalidades natural e por pesca. Por outro lado, também não é aconselhável capturar peixes pequenos que ainda não se reproduziram. Depois que uma classe etária surge (coorte) na população, a biomassa total tende a aumentar inicialmente, mas não será contínua, pois os indivíduos maiores continuam a crescer e são capturados ou envelhecem, ou morrem devido à mortalidade natural. Assim, e em um determinado momento, o peso total da classe anual atinge um “pico” e este seria o maior rendimento de toda a coorte ao longo de sua vida. A análise do rendimento potencial de uma determinada coorte é, portanto, de considerável interesse, pois é possível estimar um número fixo de recrutas e ir acompanhando seu desenvolvimento ao longo do tempo, sujeitos aos processos usuais de crescimento, mortalidade por pesca e mortalidade natural (STEFANSSON, 2016).

A estrutura populacional e a distribuição dos organismos também é influenciada por um amplo conjunto de variáveis, bióticas e abióticas, que interagem em várias proporções, além de envolver o processo de recrutamento, que é um processo demográfico essencial para a manutenção de populações (TURSCHWELL *et al.*, 2020). Neste contexto, a construção de usinas hidrelétricas impacta as comunidades de peixes, com consequências para todo o ecossistema (LIMA, 2017). Para a avaliação do rendimento (*yield*) por recruta (Y/R), considerando a captura em peso, há modelos que simulam as condições para se ter uma exploração sustentável.

Os primeiros modelos foram aplicados na década de 30 por Russell (1931) e Thompson e Bell (1934). Na década de 50 foi desenvolvido o modelo de Beverton e Holt (1957), uma derivação do modelo original de Baranov (*apud* Ricker, 1975).

A finalidade na utilização destes modelos, é oferecer aos responsáveis pela gestão dos recursos pesqueiros, informações sobre os efeitos biológicos e/ou econômicos da atividade pesqueira sobre os estoques (CHEN *et al.*, 1998). Assim, a partir dos dados biológicos e econômicos coletados espera-se que os gestores tomem as medidas que permitam a exploração dos recursos a um nível no qual se obtenha o máximo rendimento, tanto no sentido biológico como no econômico, numa base sustentável, sem causar prejuízos ao estoque de forma a não afetar as futuras capturas (SPARRE e VENEMA, 1997).

O modelo de Rendimento por Recruta (Y/R) de Beverton e Holt (1957) descreve o estado do estoque numa situação de equilíbrio (*steady state*). Ele nos permite calcular (Y/R) variando os valores estimados de “F” (mortalidade por pesca) e “tc” (idade de primeira maturação), e daí avaliar o efeito dessas estimativas sobre a captura por recruta da espécie sob investigação. A equação (1) descreve este modelo:

$$\left(\frac{Y}{R}\right) = F \cdot e^{(-M \cdot \eta)} \cdot W^\infty \cdot \left[\left(\frac{1}{z}\right) - \left(\frac{3e^{-K\eta}}{Z+K}\right) + \left(\frac{3e^{-2K\eta}}{Z+2K}\right) - \left(\frac{e^{-3K\eta}}{Z+3K}\right) \right] \quad (1)$$

Onde, $\eta = tc - to$, sendo (K), estimativa do parâmetro de crescimento de von Bertalanffy; (to), estimativa da idade para a qual o comprimento é zero; (tc), estimativa da idade de primeira maturação; (W^∞), peso assintótico se o indivíduo vivesse indefinidamente; (F), mortalidade por pesca; (M) = mortalidade natural; (Z) = F+ M, mortalidade total.

Como resultado do modelo, pode-se obter um gráfico da avaliação da captura rendimento em peso (*yield* = rendimento) por recruta, onde as variáveis de entrada são o coeficiente de mortalidade por pesca (F) e a idade de primeira maturação (t_c), assim, tem-se a captura anual por recruta, normalmente expressa em gramas/1000 indivíduos (FIGURA 38). As simulações no modelo variam com os dados de entrada, (F) e (t_c). Essa curva sempre tem um máximo, conhecido como rendimento máximo sustentável (*MSY – maximum sustainable yield*) ao qual corresponde um valor de mortalidade ($F_{MSY} = F_{0.5} = F_{max}$) que deve comparado com valores usuais de referência ($F_{0,1}$).

O valor de referência ($F_{0,1}$) é definido como a taxa de mortalidade por pesca em que a inclinação da curva de rendimento por recruta é 1/10 da inclinação na origem. Assim, é a taxa de mortalidade por pesca em que o ganho de rendimento por recruta produzido pela adição de uma unidade de esforço a uma pescaria, é apenas 1/10 do rendimento por recruta obtido pela primeira unidade de esforço introduzido em um estoque de pesqueiro inexplorado (DAAN, 1976; HILBORN e WALTERS, 1992; HADDON, 2010; PAULY e FROESE, 2020.). Como foi acima mencionado o outro valor de referência F_{MSY} corresponde à mortalidade por pesca que geraria o rendimento máximo para uma captura, no entanto, isto indicaria que devido as incertezas inerente às análises (Y/R) de equilíbrio ele tenderia a ser muito alto, consequentemente implicando na sobrepesca e diminuição da biomassa do estoque.

Obviamente isso deve ser colocado num contexto econômico, ao considerarmos os custos da pescaria (fixos, variáveis) e a depreciação das artes de pesca (BASTOS e PETRERE, 2010), conduzindo a uma mortalidade por pesca economicamente ideal abaixo de (F_{max}). Aliás ($F_{0,1}$) pode ser pensada como uma simples aproximação ao ponto economicamente ideal na curva (STEFANSSON, 2016). Assim, à medida que (F) aumenta, a inclinação que é a derivada da curva em cada ponto, é reduzida até que se torne zero em seu ponto máximo (F_{MSY}).

Como foi explicado acima o estado de exploração de um estoque de peixes pode ser avaliada em termos das duas características principais, o nível de mortalidade por pesca (F) e a idade da primeira maturação (t_c). Estes dois aspectos são independentes e podem levar a visões opostas sobre a situação de exploração (DAAN, 1976).

As aplicações do modelo de rendimento por recrutamento de Beverton e Holt (1957), sugerem uma produtividade máxima entre 30 e 40% da biomassa não explorada. No entanto, este é normalmente o resultado de pressão de pesca muito alta, com uma alta seletividade do petrecho de pesca e, consequentemente, causando alta mortalidade por pesca de juvenis. Existe a necessidade de se adotar valores de referência, através de uma revisão destes valores e alcançar uma gestão pesqueira eficiente e sustentável (KELL, *et al.*, 2015; PAULY e FROESE, 2020).

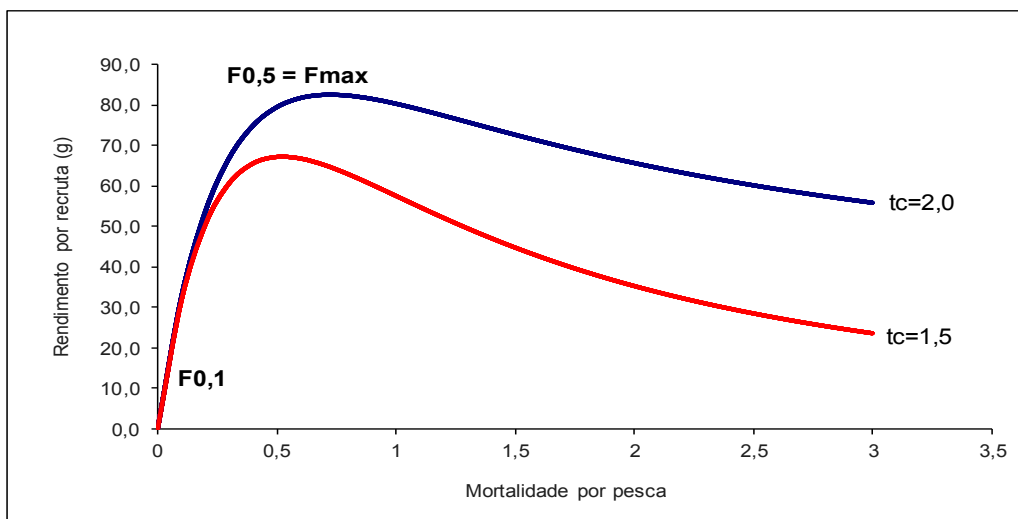


FIGURA 38. Exemplo de curva Rendimento por Recruta, idades de primeira maturação (t_c), $F_{0,1}$ e $F_{0,5} = F_{MSY} = F_{max}$. - Fonte: STEFÁNSSON, 2016 (adaptado pelo autor).

METODOLOGIA

Neste trabalho, foi adotado utilizar as frequências de comprimento para as quatro espécies estudadas, pois a relação comprimento e idade dos peixes não era disponível. Assim, utilizando a metodologia aplicada no Capítulo V, foi utilizado a rotina do software ELEFAN - *Electronic Length Frequency Analysis* (Pauly e David, 1980), através das distribuições de frequências do comprimento padrão de cada indivíduo, foram estimados os parâmetros de crescimento (K) - taxa de crescimento e (L_∞) - comprimento assintótico, dos indivíduos capturados mensalmente e anualmente, por regiões e sexos agrupados. Este método consiste na identificação de picos e ajuste de curvas de crescimento conforme os histogramas de frequência e está incluído como parte do programa computacional FISAT II (Gayaniilo Jr *et al.*, 2005).

Segundo Petrere (1983), se o estoque está em um estado estável, a taxa de pesca instantânea total (Z), pode ser estimado através do tamanho da amostra (n), taxa de crescimento (K), comprimento (L), tamanho na primeira captura (L_c) e o tamanho médio (L_m) na amostra de peixes for maior que (L_c), sendo apresentado pela equação (2) e a variância desta, a equação (3), de Ssentongo e Larkin (1973):

$$Z = \left(\frac{n \cdot K}{n+1} \right) / \ln \left(\frac{L_\infty - L_c}{L_\infty - L_m} \right)^{-1} \quad (2)$$

$$var(Z/K) = \{[(n \cdot (n+1))^{-2}] \cdot [\ln[(L_\infty - L_c)]]\} / [(L_\infty - L_m)]^{-2} \quad (3)$$

A partir destes dados, usando o software Excel® (2010), para as quatro espécies estudadas, por região e sexos agrupados, foram estimadas as idades teóricas de comprimento zero (t_0), pela equação de Pauly (1979), sendo

$$\log(t_0) = -0,392 - 0,275 \cdot \log(L_\infty) - 1,038 \cdot \log(K)$$

Já a idade de primeira maturação (t_c), para as quatro espécies, por região e sexos agrupados, foi determinado através da equação de Sparre e Venema (1998),

$$t_c = t_0 - \left(\frac{1}{K}\right) \cdot \ln\left(1 - \frac{L_{mat}}{L_\infty}\right),$$

sendo idade inicial (t_0) calculada pela equação empírica de Pauly expressa acima (1980); (K) e (L_∞) estimados pelo ELEFAN; L_{MAT} = comprimento médio de primeira maturação de Santos *et al.*, 2004).

A longevidade, ou seja, o tempo que um indivíduo leva para alcançar 95% do comprimento ($A_{0,95} = t_{max}$), foi estimada com base na fórmula proposta por

$$\text{Taylor (1960), } A_{0,95} = t_0 + \left(\frac{2,996}{K}\right)$$

A mortalidade natural (M) foi estimada pela relação empírica de Pauly (1980), $\log(M) = 0,1228 - 0,1912 \cdot \log(L_\infty) + 0,7485 \cdot \log(K) + 0,2391 \cdot \log(T^0)$, sendo L_∞ e K obtidos pelo FISAT e adotando a temperatura média anual da água ($T^\circ\text{C}$) de $28,0^\circ\text{C}$ (ELETRONORTE, 2005).

O peso assintótico (W_∞), por espécie e sexos agrupados, foi determinado pelo método de Ford (1933) e Walford (1946) e adotadas as estimativas de (K) pelo ELEFAN (PAULY e DAVID, 1980), (t_0) de Pauly (1979), t_{max} /longevidade por Taylor (1960) e (M) por Pauly (1980).

Assim, a partir da equação 1, pôde ser estimado o modelo de rendimento por recruta de Beverton e Holt (1957), sendo elaborado macros no software Excel® (Windows, 2010) para a agilidade na determinação destes valores. Também foram elaborados gráficos para a apresentação dos resultados deste modelo e com variação da idade de primeira captura, para a comparação de valores. Foram plotados duas curvas, com idades de primeira maturação diferentes, no mesmo gráfico, desta forma considerasse o melhor modelo aquele que apresenta a maior idade, teoricamente maiores dimensões/biomassa, e melhor captura, assim, tem-se o maior rendimento por recruta. Isto demonstra que, caso o rendimento por recruta seja maior, os indivíduos que sofreriam mortalidade natural (M) será menor e também não serão capturados. Já para um (M) maior, os peixes ficarão mais tempo no estoque/ambiente e desta forma estão mais susceptíveis à mortalidade natural, e desta forma o rendimento de captura é menor (SPARRE e VENEMA, 1997).

RESULTADOS

Foram estimados ($F_{0,1}$) e (F_{max}), bem como as curvas de rendimentos por recruta, através na aplicação do método de Beverton e Holt (1957), por sexos agrupados, por área, para o Botinho (*H. wilderi*) (TABELA 18 e FIGURA 39), o Mandubé (*A. ucayalensis*) (TABELA 19 e FIGURA 40), Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) (TABELA 20 e FIGURA 41) e Uêua Cachorrinho (*A. falcistrostris*) (TABELA 21 e FIGURA 42). Os valores da idade de primeira maturação sexual (t_c) foram alterados, para comparação, para simular possíveis diferenças nos resultados.

TABELA 18. Estimativas dos parâmetros da dinâmica populacional do Botinho (*H. wilderi*) e determinação do rendimento por recruta pela aplicação do método de Beverton e Holt (1957).

Botinho (<i>H. wilderi</i>)	JUSANTE	RESERVATÓRIO	MONTANTE
Parâmetros			
W_{∞} (g)	39,82	64,25	48,14
K (ano⁻¹)	1,20	1,44	1,68
t_0 (anos)	-0,02	-0,06	-0,10
M	0,25	0,25	0,25
t_c (anos)	0,82	0,70	0,50
t_{max} (anos)	2,48	2,02	1,69
$F_{0,1}$ ($t_c=0,5$) (g)	2,80	4,10	2,90
F_{max} ($t_c=0,5$) (g)	9,20	14,90	10,70
$F_{0,1}$ ($t_c=0,8$) (g)	2,90	4,50	2,50
F_{max} ($t_c=0,8$) (g)	10,40	15,90	10,60

TABELA 19. Estimativas dos parâmetros da dinâmica populacional do Mandubé (*A. ucayalensis*) e determinação do rendimento por recruta pela aplicação do método de Beverton e Holt (1957).

Mandubé (<i>A. ucayalensis</i>)	JUSANTE	RESERVATÓRIO	MONTANTE
Parâmetros			
W_{∞} (g)	64,61	68,02	71,17
K (ano⁻¹)	0,60	0,48	0,36
t_0 (anos)	-0,27	-0,19	-0,11
M	0,28	0,28	0,28
t_c (anos)	0,68	0,88	1,40
t_{max} (anos)	4,72	6,05	8,21
$F_{0,1}$ ($t_c=0,8$) (g)	5,90	5,90	5,20
F_{max} ($t_c=0,8$) (g)	14,40	11,60	7,80
$F_{0,1}$ ($t_c=1,1$) (g)	6,40	6,40	5,70
F_{max} ($t_c=1,1$) (g)	16,70	13,80	9,50

TABELA 20. Estimativas dos parâmetros da dinâmica populacional da Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) e determinação do rendimento por recruta pela aplicação do método de Beverton e Holt (1957).

<small>Sardinha Papuda (<i>T. trifurcatus</i>)</small>			
Parâmetros	JUSANTE	RESERVATÓRIO	MONTANTE
W_{∞} (g)	63,31	87,21	73,66
K (ano⁻¹)	0,60	0,54	0,36
t_0 (anos)	-0,28	-0,24	-0,11
M	0,27	0,27	0,28
tc (anos)	0,46	0,55	0,85
t_{max} (anos)	4,71	5,31	8,21
$F_{0,1}$ (tc=0,5) (g)	5,50	7,70	4,80
Fmax (tc=0,5) (g)	12,10	14,70	6,50
$F_{0,1}$ (tc=0,9) (g)	6,10	8,30	5,50
Fmax (tc=0,9) (g)	15,20	18,70	8,60

TABELA 21. Estimativas dos parâmetros da dinâmica populacional da Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*) e determinação do rendimento por recruta pela aplicação do método de Beverton e Holt (1957).

<small>Uêua Cachorrinho (<i>A. falcirostris</i>)</small>			
Parâmetros	JUSANTE	RESERVATÓRIO	MONTANTE
W_{∞} (g)	161,42	120,76	154,69
K (ano⁻¹)	0,60	0,48	0,42
t_0 (anos)	-0,27	-0,18	-0,14
M	0,27	0,28	0,29
tc (anos)	1,32	1,32	1,40
t_{max} (anos)	4,72	6,06	6,99
$F_{0,1}$ (tc=1,0) (g)	15,40	11,00	12,90
Fmax (tc=1,0) (g)	40,40	23,00	24,00
$F_{0,1}$ (tc=1,4) (g)	17,00	12,20	14,50
Fmax (tc=1,4) (g)	47,50	38,30	30,00

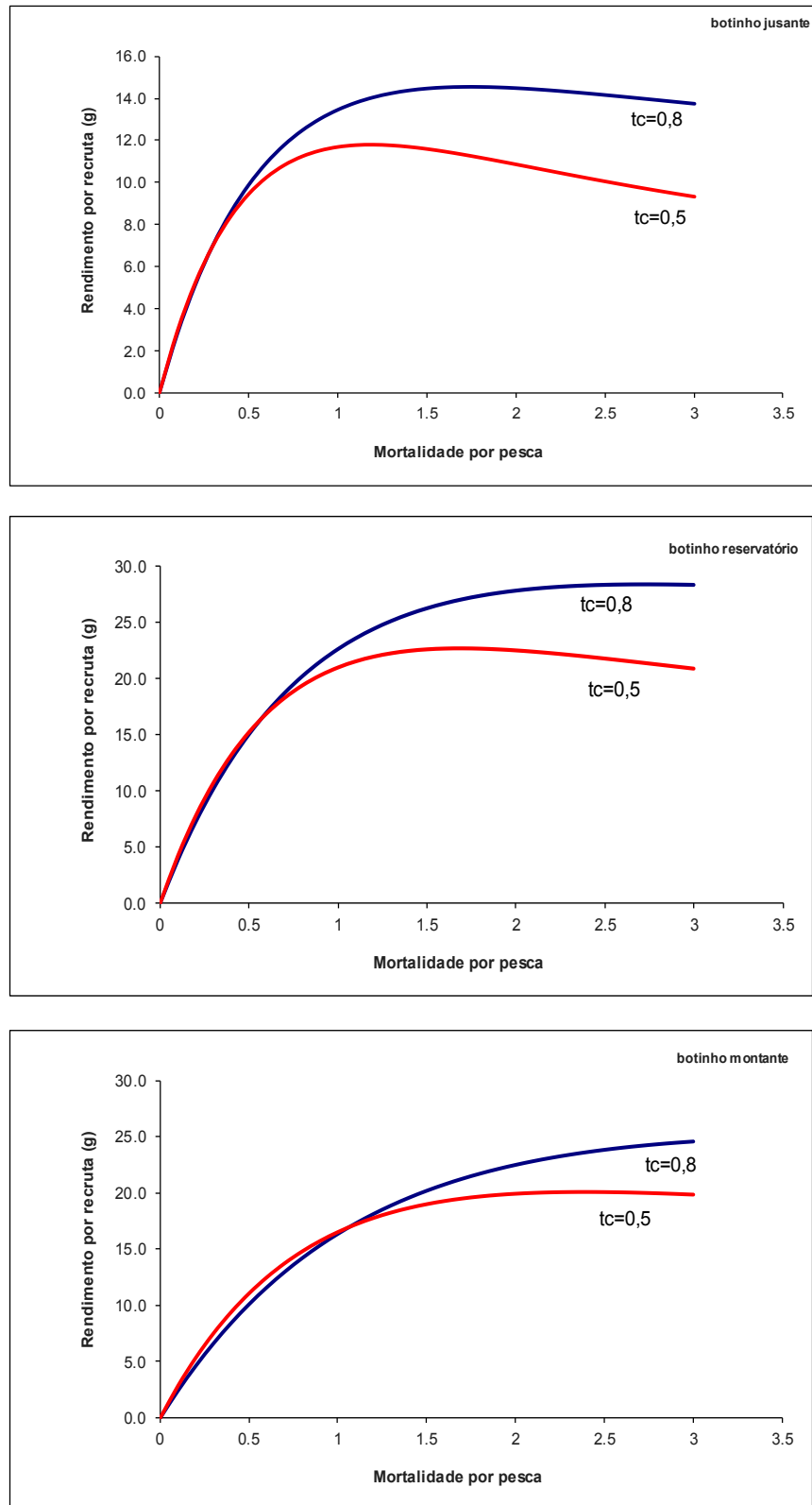


FIGURA 39. Curvas de rendimentos por recruta para o Botinho (*H. wilderi*), com duas simulações de idade de primeira maturação sexual (0,5 e 0,8 anos), sexos agrupados, por região e entre 2000 a 2010.

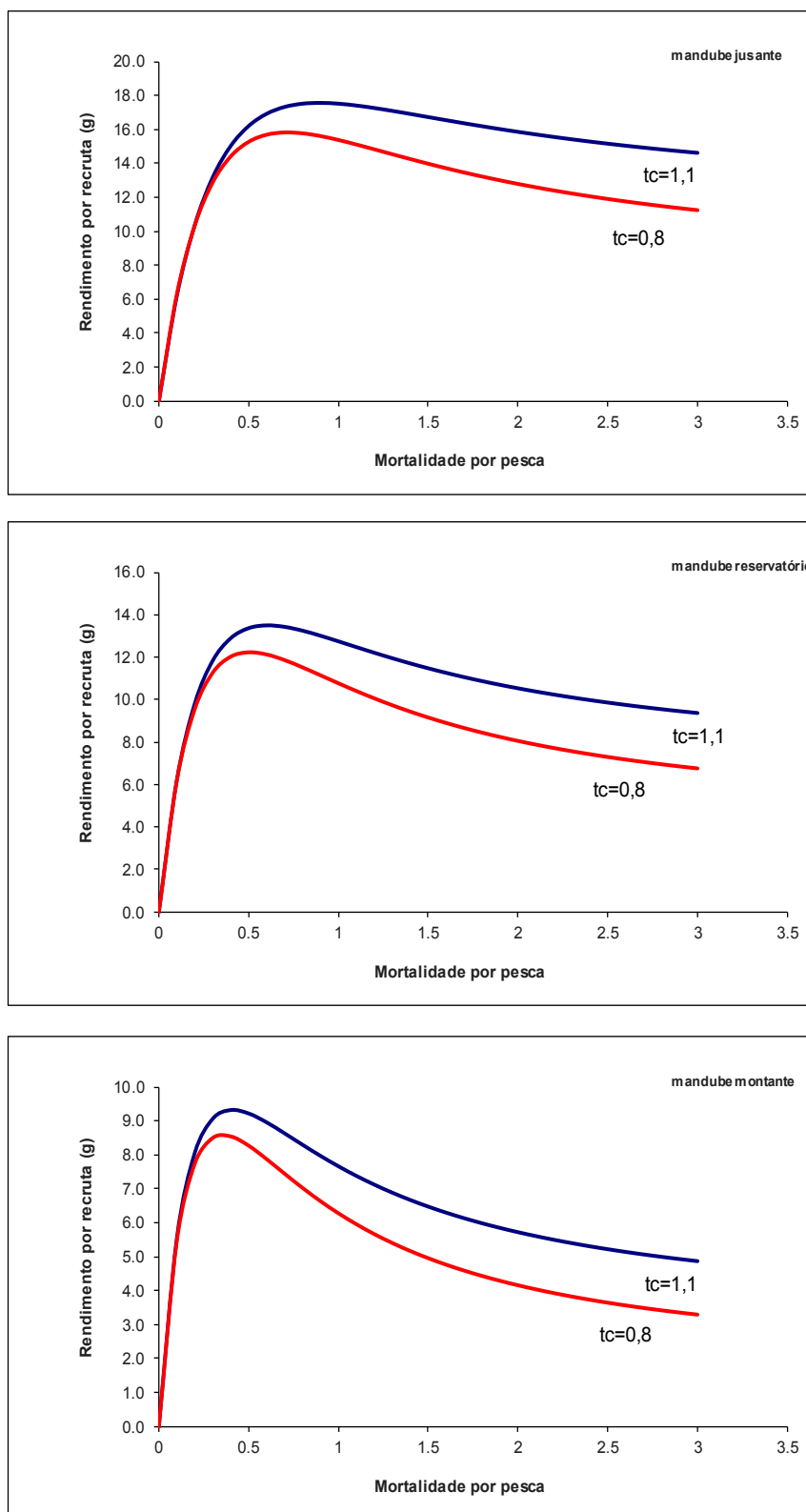


FIGURA 40. Curva de rendimento por recruta para o para o Mandubé (*A. ucayalensis*), com duas simulações de idade de primeira maturação sexual (0,8 e 1,1 anos), sexos agrupados, por região e entre 2000 a 2010.

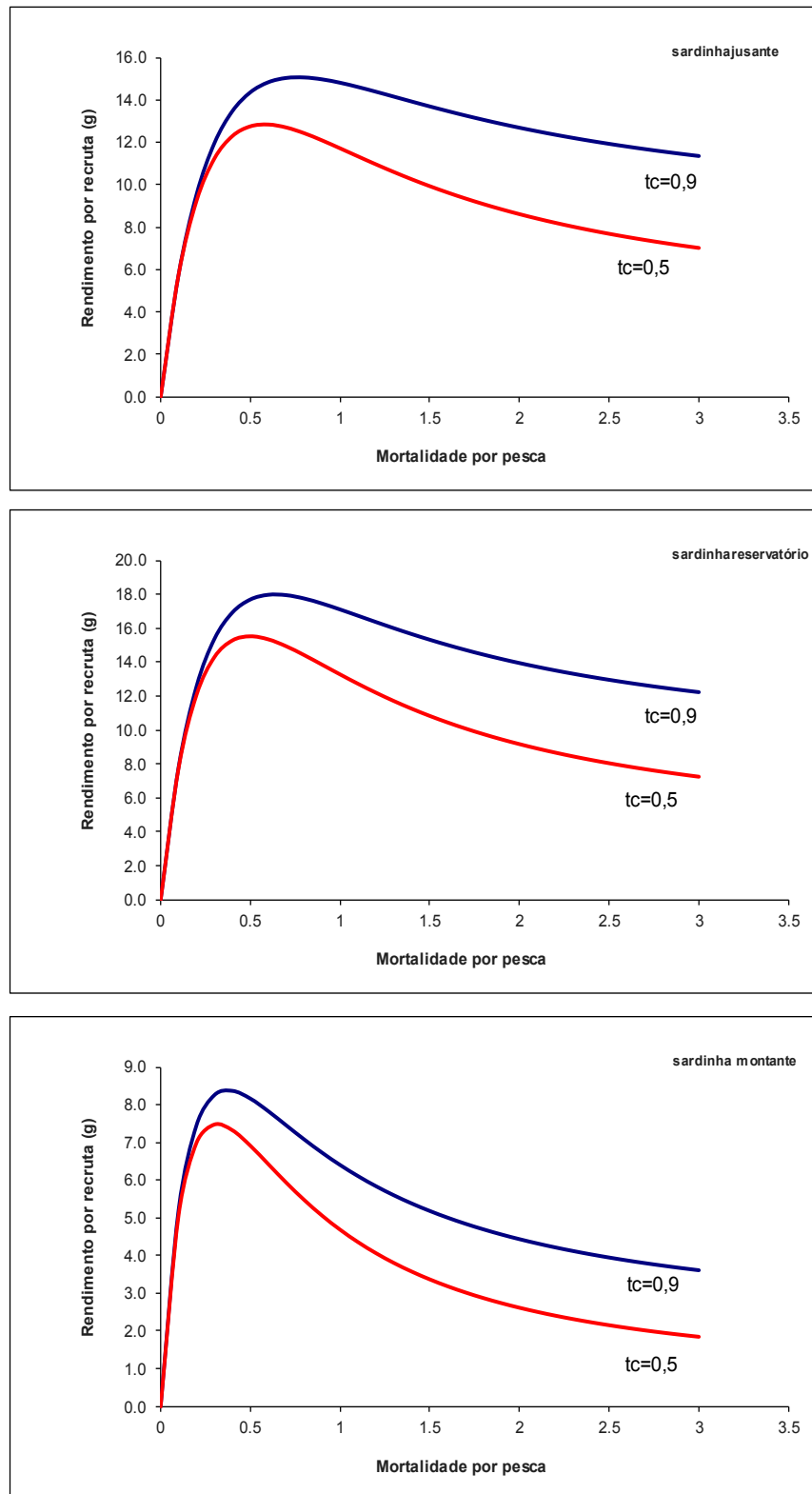


FIGURA 41. Curva de rendimento por recruta para o para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), com duas simulações de idade de primeira maturação sexual (0,5 e 0,9 anos), sexos agrupados, por região e entre 2000 a 2010.

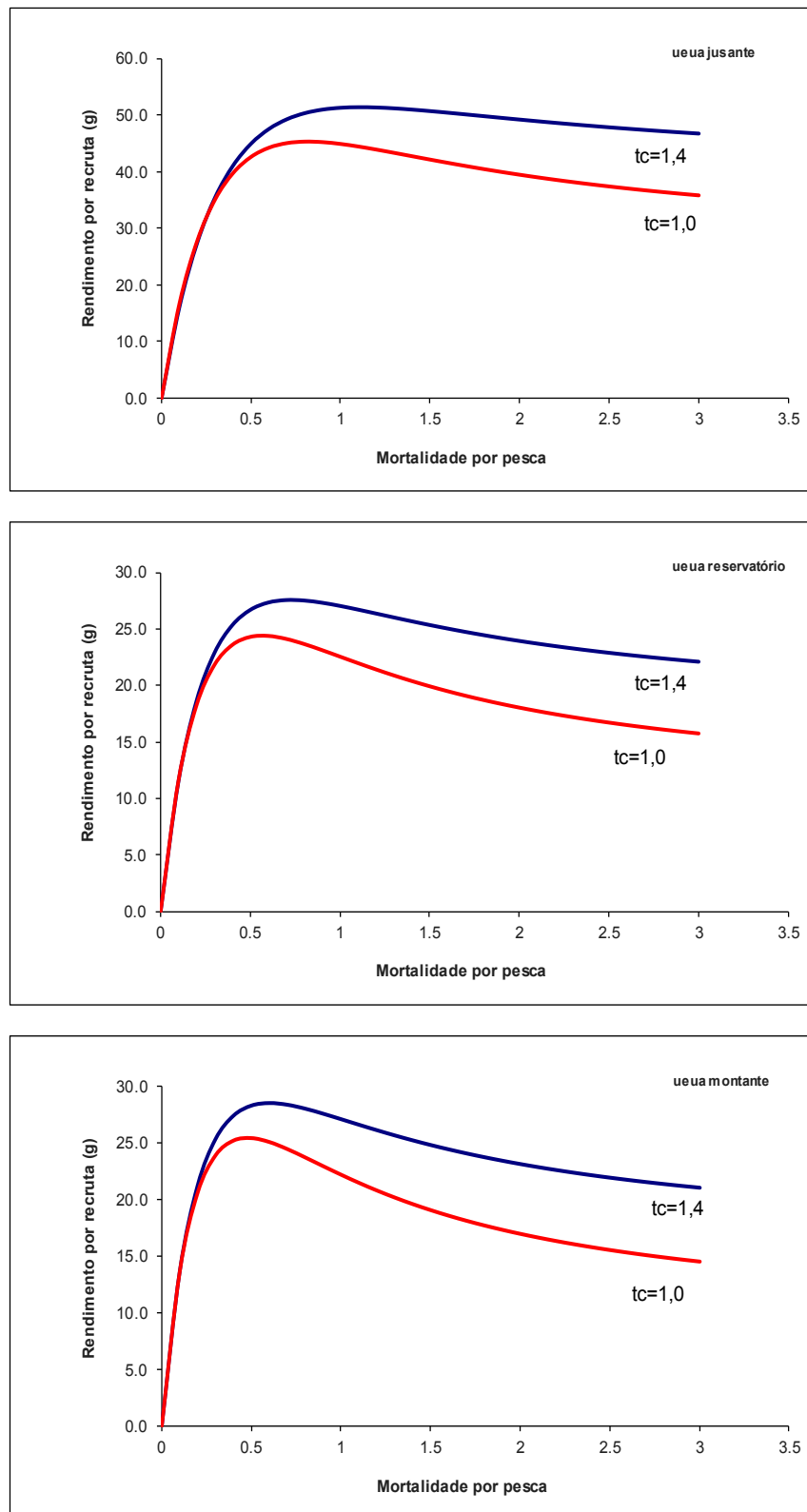


FIGURA 42. Curva de rendimento por recruta para a Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*), com duas simulações de idade de primeira maturação sexual (1,0 e 1,4 anos), sexos agrupados, por região e entre 2000 a 2010.

DISCUSSÃO

Modelos de rendimento por recruta são frequentemente usados para o conhecimento da dinâmica populacional em peixes e assim, podem definir medidas de gestão, propondo limites mínimos de tamanho de capturada, malha mínima do petrecho, cotas de captura e esforço, entre outras propostas (BEVERTON e HOLT 1957; RICKER 1975; GULLAND 1983). Estes modelos usam o crescimento e a sobrevivência da coorte para avaliar a efeito de diferentes taxas de mortalidade e idade na pesca agendar capturas de produção de biomassa (BARBIERI, 1993). Quando há informação disponível do recrutamento, estas podem ser usados para simular a exploração real e o histórico de uma pescaria ou prever os resultados da intervenção de manejo ao longo de vários de anos. A flexibilidade desse tipo de modelo se estende aos submodelos que descrevem os processos de crescimento, mortalidade e recrutamento (WELCOMME, 2001). Modelos têm sido utilizados para dar embasamento na gestão e manejo pesqueiro, assim, estimando o rendimento que servirá para avaliar a situação dos estoques pesqueiros. Os modelos são simuladores da realidade e se deve ter precaução quanto a interpretação, haja vista a erros tanto na inserção dos dados, quanto nos resultados e interpretação. Algumas das críticas ao modelo de Beverton e Holt (1957), referem-se ao fato de ser determinístico, sendo utilizado parâmetros constantes para representar algumas variáveis (FEITOSA *et al.*, 2004).

O rendimento por recruta é definido como o rendimento dividido pelo fluxo de biomassa dos recrutas, sendo que os pontos de referência da pesca são calculados como pela mortalidade (em unidades absolutas ou fisiológicas), que maximiza o rendimento ou que leva à diminuição do recrutamento, assim, colapsando a população (ANDERSEN e BEYER, 2013). Uma alternativa, ao conceito de máxima sustentabilidade para o rendimento, foi aceita há um tempo na administração pesqueira, o $(F_{0,1})$, tendo também como premissa ser maior que um $(F_{0,1} > 1)$ (DERISO, 1987).

Um pequeno aumento de (F) de 10% do rendimento marginal por recruta, numa pescaria pouco explorada, pode não trazer prejuízos ao estoque (ANTHONY, 1982; MATEUS e PETRERE JR, 2004). No entanto, as aplicações do modelo de rendimento por recrutamento de Beverton e Holt (1957) também costumam sugerir produtividade máxima entre 30 e 40% da biomassa não explorada (PAULY e FROEDE, 2020). Este é normalmente o resultado de uma pressão pesqueira muito alta, causando alta mortalidade dos juvenis. Existe uma proposta de $(F) \approx 0.6$ (F_{ms}) ser combinado com o comprimento na primeira captura, que gerará um máximo de captura para um determinado (F) (BEVERTON e HOLT, 1957), assim, o resultado da biomassa relativa está acima de 50% da capacidade de carga (FROESE *et al.*, 2016b). Isso demonstra a compatibilidade do modelo de rendimento por recruta de Beverton e Holt (1957) com o Modelo de Máximo Rendimento Sustentável de Schaefer (1954), se ambos forem aplicados com seletividade e níveis de captura (PAULY e FROESE, 2020).

As estimativas do rendimento por recruta para o Botinho (*H. wilderi*), sendo que a região do reservatório foram maiores para a idade de primeira maturação sexual de 0,5 anos ($F_{0,1} = 4,10$ g e $F_{max} = 14,90$ g), já para a idade de maturação de 0,8 anos ($F_{0,1} = 4,50$ g e $F_{max} = 15,90$ g). Para o Mandubé (*A. ucayalensis*), para a idade de primeira maturação de 0,8 anos, ($F_{0,1}$) foram maiores para as regiões de jusante e reservatório (5,90 g) e F_{max} foi maior para a região de jusante (14,40 g). Já para a idade de 1,1 anos, ($F_{0,1}$) foi maior também para as regiões de jusante e do reservatório (6,40g), mas o (F_{max}) foi maior apenas para a região de jusante (16,70 g). A estimativa do rendimento por recruta para a Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*), foi maior para a região do reservatório, para a idade de primeira maturação sexual de 0,5 anos ($F_{0,1} = 7,70$ g), assim como foi para esta região, o (F_{max}) foi maior, 14,70 g. Para a simulação da idade de 0,9 anos, o $F_{0,1}$, também foi maior para a região do reservatório, 8,30 g, assim como o (F_{max}), 18,70 g. Para a Uéua Cachorrinho (*A. falcistrostris*), como simulação para a idade de primeira maturação sexual de 1,0 anos, ($F_{0,1}$) foi maior para a região de jusante (15,40 g), assim como o (F_{max}), 40,40 g. Para a idade de 1,4 anos, a região de jusante também apresentou o maior valor de ($F_{0,1}$), 17,70 g, assim como para (F_{max}), de 47,50 g.

Considerado ($F_{0,1}$) menor que (F_{max}) e que, usualmente, fornece um valor próximo ao (F_{MSY}), é possível sugerir como está o estoque pesqueiro em relação a sua exploração (CLARK, 1991). Assim, ficou constatado neste estudo, que para as quatro espécies estudadas e nas três regiões, que efetivamente ($F_{0,1}$) foi menor que (F_{max}), desta forma, indicando que estas espécies não estão sobreexploradas para estas simulações e caso.

O formato das curvas de rendimento por recrutamento (Y/R) também são importantes para análise. Desta maneira, a forma da curva depende do efeito combinado do aumento de peso da coorte devido ao crescimento dos peixes sobreviventes e da perda de peso da coorte devido a mortalidade. Quando a mortalidade por pesca é muito alta (F infinito), todos os peixes da coorte são capturados no primeiro período em que entram nas pescarias. Neste caso, o (Y/R) é equivalente ao peso médio de cada peixe naquele momento. Com menor mortalidade por pesca, mais peixes permanecem no estoque por mais tempo e os indivíduos são capturados em um tamanho posterior e maior. A redução da mortalidade por pesca de nível muito alto para algum nível moderado resulta em algum ganho no rendimento, pois embora mais peixes tenham morrido por razões naturais, o aumento de peso dos peixes remanescentes pesa a perda de biomassa devido ao primeiro processo. Se a mortalidade por pesca for muito baixa, a perda de biomassa da coorte devido à mortalidade natural é maior do que o aumento da biomassa no crescimento dos indivíduos remanescentes. O caso extremo é se (F) for igual a zero, então o rendimento também é zero (THORDARSON *et al.*, 2006). Analisando as curvas dos gráficos, para as quatro espécies estudadas e nas três regiões, apenas para o Botinho (*H. wilderi*), as curvas de (Y/R) foram discordantes ao do modelo de Beverton e Holt (1957), ficando sugerido que a mortalidade por pesca (F) tende a um valor alto.

O recrutamento de novos indivíduos é um fenômeno crítico, pouco compreendido e difícil de estimar no processo da dinâmica da população, sendo potencialmente uma função do tamanho do estoque de desova durante o período reprodutivo sazonal; da fecundidade média específica por idade das fêmeas; duração da vida planctônica durante as fases larvares; condições ambientais prevaletentes durante a vida planctônica; condições de habitat e disponibilidade de alimentos quando ocorre assentamento ou movimento autônomo na coluna d'água como pós-larva; densidade de predadores no espaço e no tempo, a partir da desova e nos estágios pós-larvais (ANDERSON e SEIJO, 2011). As análises de rendimento por recruta devem ser estimadas ao longo do tempo, sejam curto, médio ou longo prazos, assim, ter uma melhor estimativa para as aplicações dos modelos (LIANG e PAULY, 2017a).

Lima *et al.*, (2017) avaliaram a influência das regiões de usinas hidrelétricas no recrutamento de algumas espécies de peixes do alto rio Uruguai, mencionando que a maioria das espécies tende a ter maior preferência pela estabilidade do nível de água dos reservatórios. Os maiores valores de rendimento por recruta foram encontrados acima do barramento da UHE de Tucuruí, para as quatro espécies estudadas, assim, indicando uma região mais propícia para se desenvolver. Em outro estudo relacionando (Y/R) e a estrutura e dinâmica populacional de *Leporinus acutidens* (Valenciennes, 1837) capturados a montante da Barragem de Yacyretá (Alto Rio Paraná, Argentina), foram analisados quanto ao rendimento pesqueiro através do modelo de rendimento por recruta de Beverton e Holt (1957), valores atingiram 57,23 g e com rendimento máximo sustentável (MSY) de 70,75g (ARAYA, 2008). Com o propósito de avaliar o destino da espécie migradora *Salminus brasiliensis*, no primeiro ano de represamento do reservatório de Corumbá/MT, foi estimado a idade, crescimento, mortalidade e rendimento por recruta, com os mais elevados valores de (Y/R) de 1200,00 g e peso médio de 1900,00 g, obtidos em simulações com baixo valor de pesca (F) e mortalidade natural (M) (TOS *et al.*, 2009). Outro estudo, que avaliou o (Y/R), foi realizado sobre o estoque de tucunaré *Cichla monoculus* capturados por uma frota de pesca de pequena escala no Lago Grande de Manacapuru, no Rio Amazonas, para uma estimativa de (M) de 0,38/ano, foi obtido uma estimativa do (MSY) de 375,60 g para (F) igual a 0,52/ano, sendo constatado

inclusive, este rendimento ser menor do que os níveis reais de exploração (CAMPOS e FREITAS, 2014).

Uma abordagem importante, em relação ao (Y/R), é a relação comprimento e peso entre fêmeas e machos, pois estas são superiores aos machos, apresentando uma estratégia evolutiva da população de maximização da representação genética dos organismos selecionados, numa futura geração (MARTINS, 2013). Assim, há estudos relatando que fêmeas maiores produzem ovos em maior quantidade e qualidade (VASILAKOPOULOS *et al.*, 2011), dando origem a larvas mais resistentes e aptas a sobreviver em condições ambientais impróprias. (BERKELEY *et al.*, 2004; LONGHURST, 2006). Tais vantagens podem aumentar a probabilidade de um recrutamento melhor sucedido (BERKELEY *et al.*, 2004). Assim, a estimativa do recrutamento é fundamental para se determinar o sucesso na distribuição de uma espécie em um referido ambiente (ALEXANDRE *et al.*, 2004).

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A.A.; JULIO JR, H.F.; BORGHETTI, J.R. **Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação.** Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu. UNIMAR, v. 14, p.89-107, 1992.
- ALEXANDRE, P.C.; LUIZ, E.A.; PIANA, P.A.; GOMES, L.C.; AGOSTINHO, A.A. **Relação estoque-recrutamento para as piranhas *Serrasalmus marginatus* (Valenciennes, 1847) e *S. maculatus* (Kner, 1860) no rio Baía, alto rio Paraná.** Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá, v. 26, no. 3, p. 303-307, 2004.
- ANDERSEN, K.H.; BEYER, J.E. **Size structure, not metabolic scaling rules, determines fisheries reference points.** Fish and Fisheries, Vol 16. 2013.
- ANDERSON, L.G.;SEIJO, J.C. **Bioeconomics of Fisheries Management.** 1st Edition, Kindle Edition. 2011.
- ANTHONY, V.C. **The calculation of F0-1: a plea for standardization.** NAFO SCR Doc. 82/VI/64 Ser. No. N557:15 p. 1982.
- ARAYA, P.R.; AGOSTINHO, A.A.; BECHARA, J.A.; **Population structure, growth and fishery yield of *Leporinus acutidens* (Valenciennes, 1837) (Teleostei: Anostomidae) in Yacretá Reservoir (Argentina).** Neotropical Ichthyology, 6(1):57-66, 2008.
- BARBIERI, L.R. **Life history, population dynamics and yield-per-recruit modeling of Atlantic croaker, *Micropogonias undulatus*, in the Chesapeake Bay area.** Dissertations, Theses, and Masters Projects. 1993.
- BASTOS, G.C.; PETRERE, M. JR. **Small-scale marine fisheries in the municipal district of Florianópolis, Santa Catarina, Brazil.** Braz. J. Biol., vol. 70, no. 4, p. 947-953. 2010.
- BERKELEY, S.A.; HIXON, M.A.; LARSON, R.J.; LOVE, M.S. **Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations.** Fisheries Management Feature, 29 (8): 23-32. 2004.
- BEVERTON, R.J.H.; HOLT, S.J. **On the dynamics of exploited fish populations.** Fisheries Investigations, 19, 1-533. 1957.
- CAMPOS, C.P.; FREITAS, C.E.C. **Yield per recruit of the peacock bass *Cichla monoculus* (Spix and Agassiz, 1831) caught in Lago Grande at Manacapuru (Amazonas – Brazil).** Braz. J. Biol., 2014, vol. 74, no. 1, p. 226-230. 2014.
- CASTELLO, J.P. **Gestão sustentável dos recursos pesqueiros, isto é possível?** Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 2(1): 47-52. 2007.

CETRA, M.; PETRERE, M. JR. **Small-scale fisheries in the middle River Tocantins, Imperatriz (MA), Brazil.** Fisheries management and Ecology, vol. 8, p. 153-162. 2001.

CHEN, Y.; LIGGINS, G.W.; WEST, R.J. **A yield-per-recruit model for sequential fisheries and its application in evaluating the management strategy of changing incidental inshore fishing mortality.** Aquat.sci.60.130–144. 1998.

CLARK, W.G. **Groundfish exploitation rates based on life history parameters.** Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 48: 743-750. 1991.

DAAN, N. **Comments of the concepts of $F_{0,1}$ and stock/recruitment relationship in relation to fisheries management.** Demersal Fish (Northern) Committee. 1976.

DERISO, R.B. **Optimal criteria and their relationship to maximum sustainable yield.** Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44 (Suppl. 2):339-348. 1987.

ELETRONORTE. **Diagnóstico preliminar do perfil socioeconômico dos pescadores ribeirinhos da área de influência do reservatório de Tucuruí.** Brasília, 2007.

_____. **Monitoramento da Qualidade da Água na área de influência da UHE Tucuruí/Programa de Limnologia.** Centrais Elétricas do Norte do Brasil, S/A, Brasília. Não Paginado. (Relatório). 2005.

_____. **Plano de utilização do reservatório: a pesca nas áreas de influência local e de jusante caracterização preliminar (TUC 10-26443-RE).** Centrais Elétricas do Norte do Brasil, S/A, Brasília. 124p. (Relatório). 1989.

FEITOSA, L.A.; FERNANDES, R; COSTA, R.S. da; GOMES, L.; AGOSTINHO, A.A. **Parâmetros populacionais e simulação do rendimento por recruta de *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) do alto rio Paraná.** DOI: 10.4025/actascibiolsci.v26i3.1593. Acta Scientiarum. Biological Sciences. 26. 10.4025/actascibiolsci.v26i3.1593. 2004.

FORD, E. **An account of the herring investigations conducted at Plymouth during the years from 1924 to 1933.** J. Mar. Biol. Assoc. U. K., 19: 305-384. 1933.

FROESE, R.; WINKER, H.; GASCUEL, D.; SUMAILA, U. R.; PAULY, D. **Minimizing the impact of fishing.** Fish and Fisheries, 17:785–802. 2016b.

GAYANILO JR F.C.; SPARRE, P.; PAULY, D. **FAO/ICLARM stock assessment tools II (FISAT II).** User's guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries). 2005.

GULLAND, J.A. **Fish stock assessment.** John Wiley & Sons. New York, 223 p. 1983.

HADDON, M. **Modelling and quantitative methods in fisheries.** CRC press. 2010.

HILBORN, R.; MANGEL, M. **The Ecological Detective: confronting models with data.** Princeton: Princenton University Press, 1997.

HILBORN, R.; WALTERS, C.J. **Quantitative fisheries stock assessment, choice, dynamics and uncertainty**. Chapman and Hall, London. 1992.

IBGE. **Recursos naturais e meio ambiente: uma visão do Brasil**. 2 ed. Rio de Janeiro. 208 p.1997.

KELL, L.T.; NASH, R.D.M.; COLLAS, M.D.; MOSQUEIRA, L.; SZUWALSKI, C. **Is spawning stock biomass a robust proxy for reproductive potential?** FISH and FISHERIES. 2015.

LIANG, C.; PAULY, D. **Growth and mortality of exploited fishes in China's coastal seas and their uses for yield-per-recruit analyses**. J.Appl.Ichthyol. 746–756. 2017a.

LIMA, F.T. de; REYNALTE-TATAJE, D.A.; ZANIBONI-FILHO, E. **Effects of reservoirs water level variations on fish recruitment**. Neotrop. ichthyol. [online]. 2017, vol.15, n.3 [cited 2020-04-23], e160084. 2017.

LONGHURST, A. **The sustainability myth**. Fisheries Research, 81: 107-112. 2006.

MARTINS, J.C. **Seletividade de captura, dinâmica populacional, análise de estoque e sustentabilidade da pesca de *Hemiodus unimaculatus* (Bloch, 1794) a montante da barragem de Tucuruí, Brasil**. Dissertação (mestrado), UFPA, Belém, 84p. 2013.

MATEUS, L.A.F.; PETRERE JR, M. **Age, growth and yield per recruit analysis of the pintado *Pseudoplatystoma corruscans* (Agassiz, 1829) in the Cuiabá River basin, Pantanal Matogrossense, Brazil**. Brazilian Journal of Biology, 64(2):257-264. 2004.

PAULY, D; DAVID, N. **ELEFAN I, a Basic Program for the Objective Extraction of Growth Parameters from Length-Frequency Data**. Meeresforschung, 28, 205–211. 1981.

PAULY, D; FROESE, R. **MSY needs no epitaph - but it was abused**. ICES Journal of Marine Science, doi:10.1093/icesjms/fsaa224. 2020.

PAULY, D. **Theory and Management of Tropical Multi-Species Stocks: A Review, with Emphasis on the Southeast Asian Demersal Fisheries**. ICLARM Studies and Review No. 1, International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines, 1-35. 1979.

_____. **On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and environmental temperature in 175 fish stocks**. International Council for the Exploration of the Sea, 39(2):175-192. 1980.

PETRERE, M. JR. Yield per recruit of the Tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, in the Amazonas State, Brazil. Journal of Fish Biology, 22: 133-144. 1983. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1983.tb04733.x>

RIBEIRO, M.C.L.; PETRERE, M. JR; JURAS, A.A. **Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia-Tocantins river basin, Brasil**. Regulated Rivers: Research and Management, 325-350. 1995.

RICKER, W.E. **Computation and interpretation of biological statistics of fish populations.** Bull. Fish. Res. Board Can. 191, 382 p. 1975.

SANTOS, G.M. dos; MERONA, B. de; JURAS, A.A.; JEGU, M. **Peixes do baixo rio Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica de Tucuruí.** Brasília: Eletronorte, 216p. 2004.

SCHNUTE, J.T.; RICHARDS, L.J. **Stock assessment for the 21th century.** Fisheries, Bethesda, v. 19, n. 11, p. 10-16, 1994.

SPARRE, P.; VENEMA, S.C. **Introdução à avaliação de mananciais de peixes tropicais.** Parte 1: Manual. FAO, Roma. 1997.

SSENTONGO, G.W.; LARKIN, P.A. **Some simple methods of estimating mortality rates of exploited fish populations.** *J. Fish. Res. Bd Can.* 30, 695-698. 1973.

STEFÁNSSON, G. **Yield per recruit analysis.** EC-funded RTD. <http://mareframe-fp7.org>. 2016.

THORDARSON, G.; BJÖRNSSON, H.; HJÖRLEIFSSON, E.; STEINARSSON, E. **Are F_{max} and $F_{0.1}$ really illusive as fisheries reference points?** ICES NWWG WD No. 30. 2006.

TAYLOR, C.C. **Temperature, growth and mortality - the Pacific cockle.** *J.Cons.CIEM*, 26:117-124. 1960.

TOS, C.D.; GOMES, L.C.; AGOSTINHO, A.A.; BATISTA, R.P.; **Age, growth, mortality and yield per recruit of the dourado *Salminus brasiliensis*, Corumbá Reservoir, Goiás State, Brazil.** *Neotropical Ichthyology*, 7(2):223-230, 2009

TURSCHELL, M.P.; STEWART-KOSTER, B.; BALCOMBE, S.R.; SHELDON, F.; PETERSON, E. **Multiscale relationships between stream temperature and juvenile recruitment in an imperilled freshwater fish.** *Marine and Freshwater Research*. 2020.

VASILAKOPOULOS, P.; O'NEILL, F.G.; MARSHALL, C.T. **Misspent youth: does 607 catching immature fish affect fisheries sustainability?** *ICES Journal of Marine Science*, 68 (7): 608 1525-1534. 2011.

WALLACE, R.K.; FLETCHER, K.M. **Understanding Fisheries Management: A Manual for understanding the Federal Fisheries Management Process, Including Analysis of the Sustainable Fisheries Act.** (2nd Edition). Publication MASGP 00-005 of the Mississippi-Alabama Sea Grant Consortium. 2000.

WALFORD, L.A. **A new graphic method of describing the growth of animals.** *Biol.* 1946.

WELCOMME, R. **Inland Fisheries: Ecology and Management.** Wiley-Blackwell; first edition. 2001.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Finalizando as análises e discussões sobre o estudo da biologia pesqueira e a dinâmica populacional das quatro espécies, que ocorrem na área de influência da construção da UHE de Tucuruí, ficam algumas conclusões e ponderações.

O Botinho (*Hassar wilderi*) foi citado na literatura como espécie ornamental, não sendo capturado na pesca comercial, no entanto, foi constatado, através das pescarias experimentais, sua alta capturabilidade e, mais especificamente, sua abundante e ampla distribuição à jusante da usina. Ainda, devido ao seu pequeno porte e um rápido crescimento, além da pequena expectativa de vida.

O Mandubé (*Ageneiosus ucayalensis*) ocorreu amplamente nas regiões de jusante e no reservatório da usina, porém indicando uma diferenciação na sua fase de crescimento na região de montante, com valores relativamente baixos na relação peso-comprimento, sendo que talvez não esteja adequado a esta região.

A Sardinha Papuda (*Triportheus trifurcatus*) ocorreu com mais frequência nas regiões do reservatório e de montante, inclusive com uma condição alimentar mais propícia nestas regiões do que em relação a jusante, sendo indicado pelos altos valores no parâmetro fator de condição.

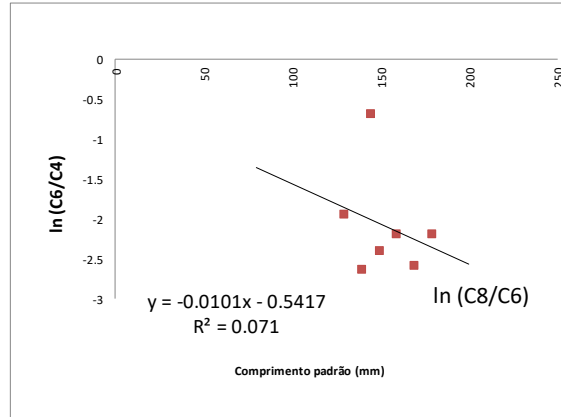
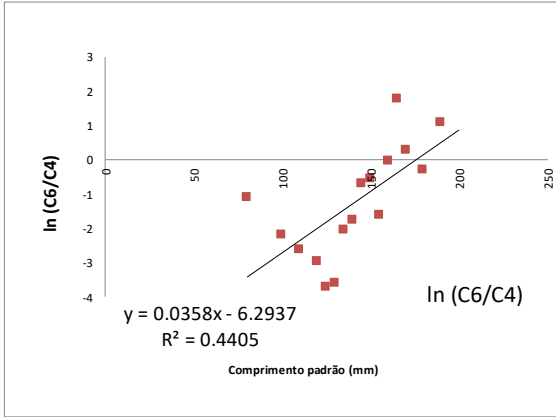
A Uêua Cachorrinho (*Acestrorhynchus falcistrostris*) se mostrou amplamente distribuída na região do reservatório, mas apresentou um valor mais alto do fator de condição na região de jusante.

As quatro espécies, deste estudo, não foram prejudicadas efetivamente pela construção da UHE Tucuruí, porque alguns parâmetros biológicos foram até semelhantes, nas três regiões estudadas e comparadas. Algumas informações foram discrepantes, mas não afetando diretamente a sobreexploração da espécie, bem como em relação ao estudo do recurso pesqueiro.

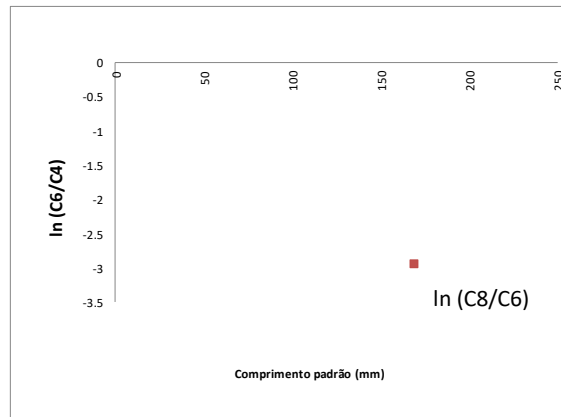
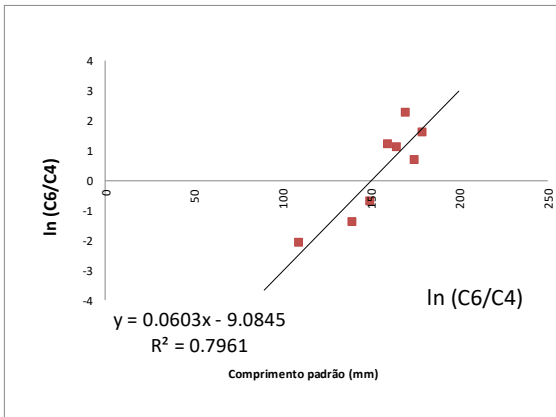
Nesta tese tentou-se estimar a maior quantidade possível de parâmetros biológicas das espécies estudadas e por região, através de metodologias amplamente consolidadas.

Como sugestão, fica a indicação de se estudar um segundo período para comparações, assim, obtendo uma maior exatidão no comportamento, ao longo do tempo e especialmente, destas espécies.

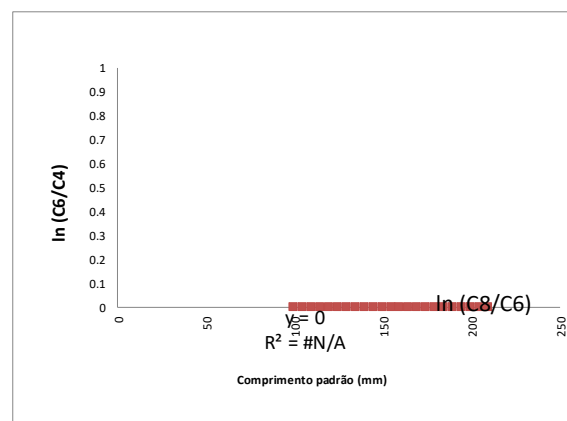
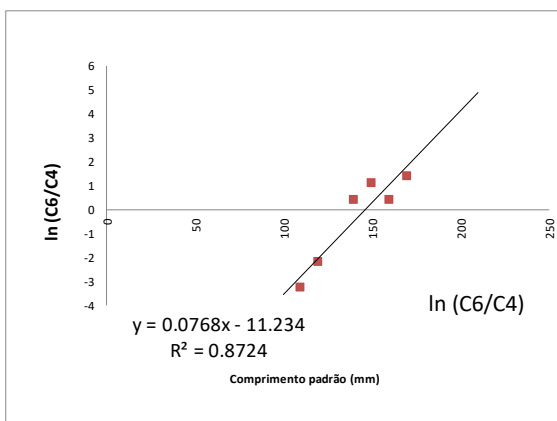
APÊNDICES



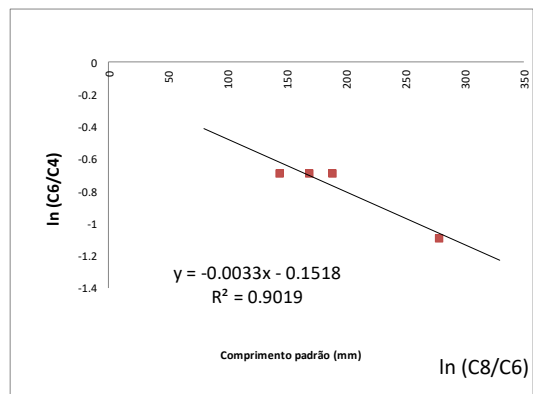
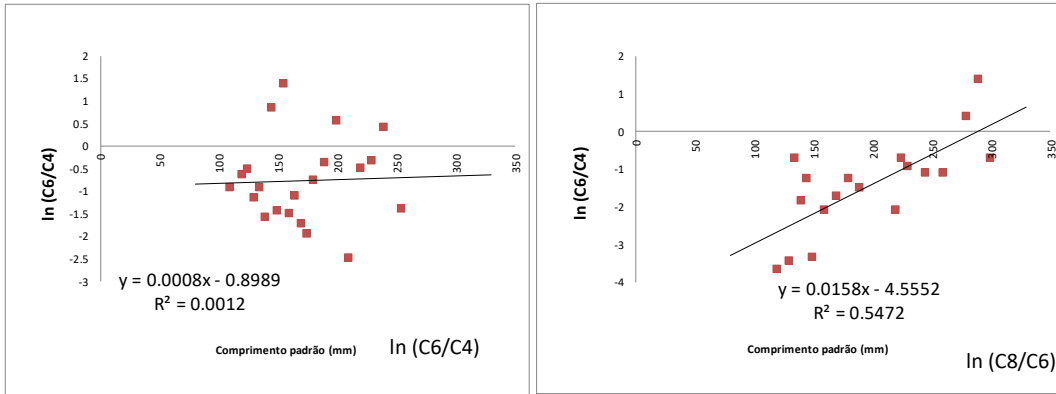
Botinho (*H. wilderi*) - jusante



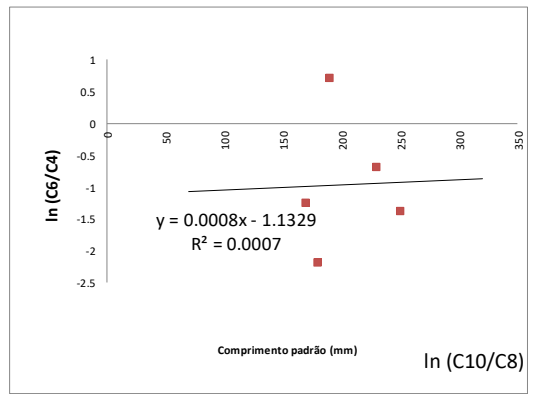
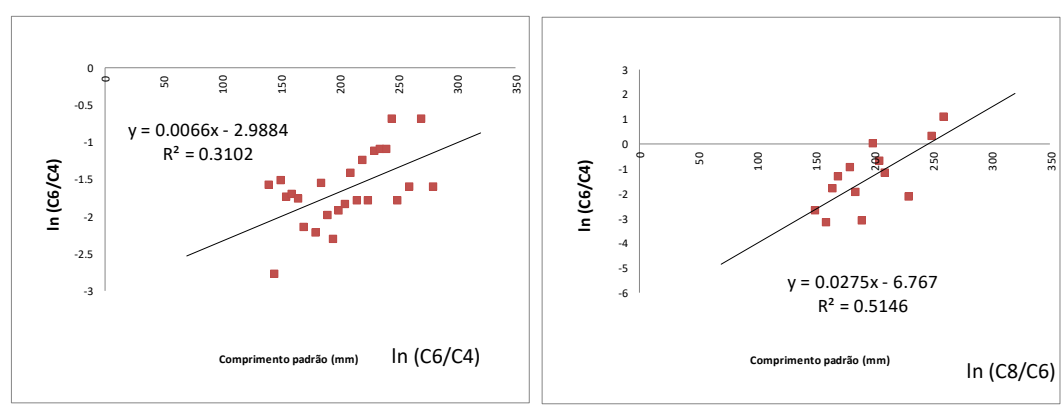
Botinho (*H. wilderi*) – reservatório



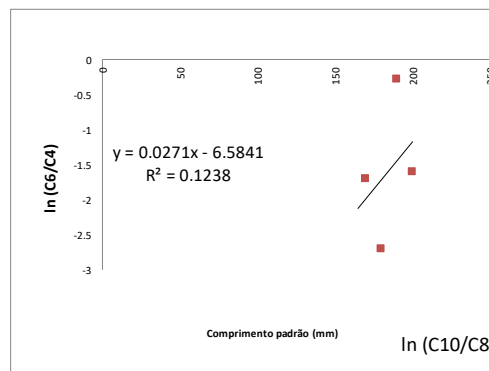
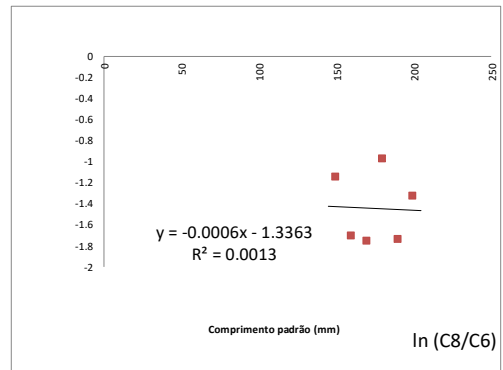
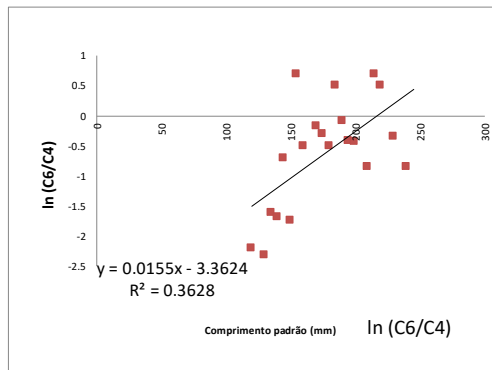
Botinho (*H. wilderi*) – montante



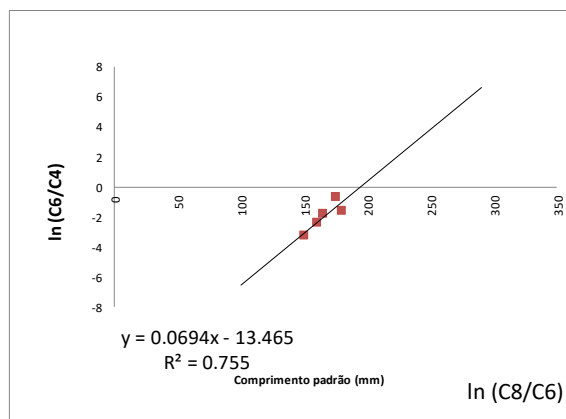
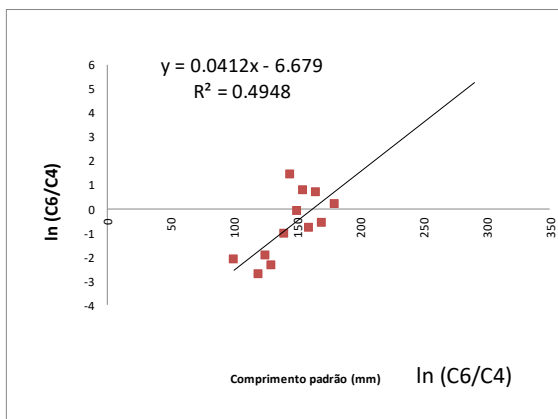
Mandubé (*A. ucayalensis*) – jusante



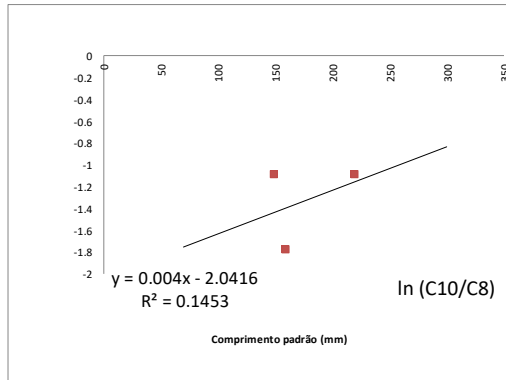
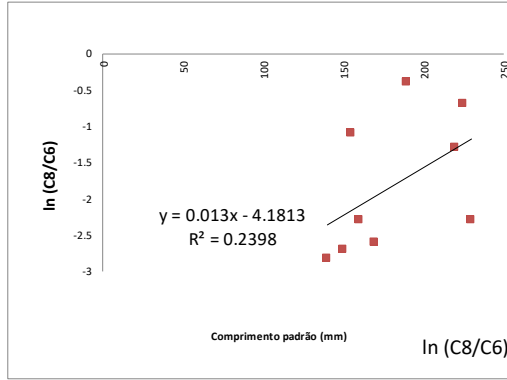
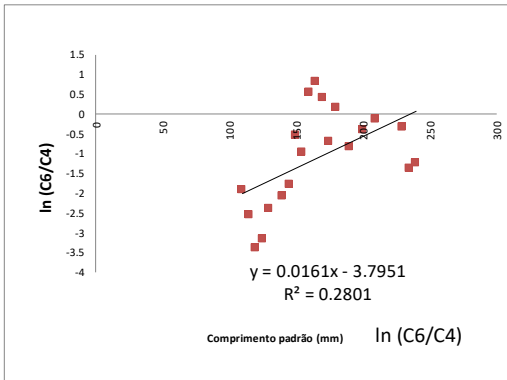
Mandubé (*A. ucayalensis*) – reservatório



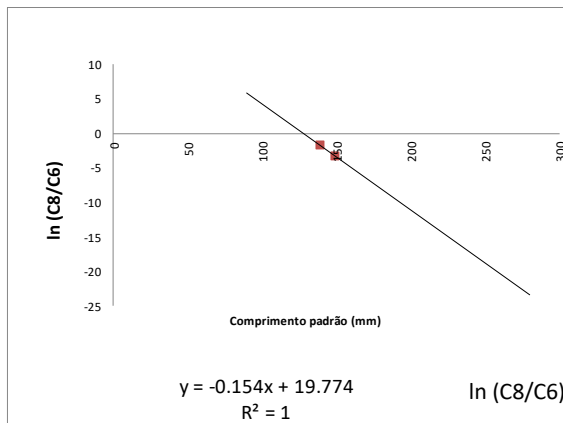
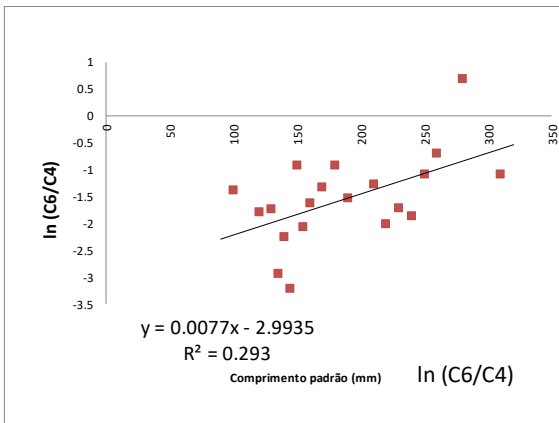
Mandubé (*A. ucayalensis*) – montante



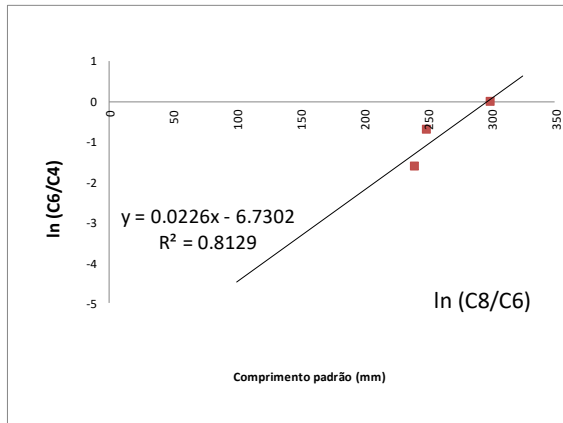
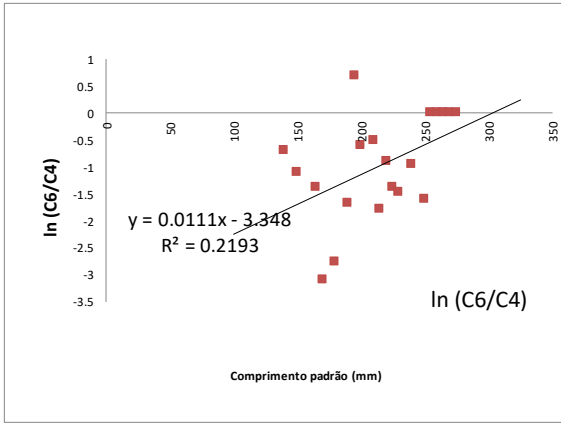
Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) – jusante



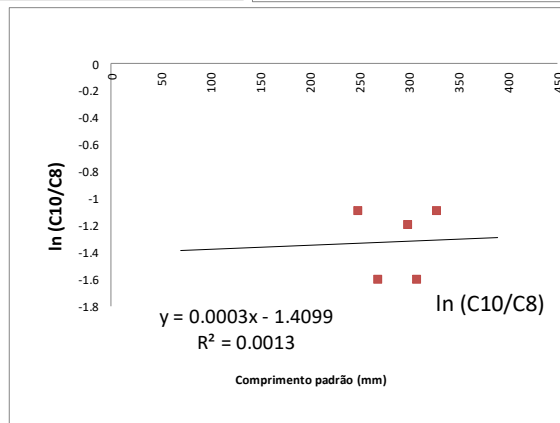
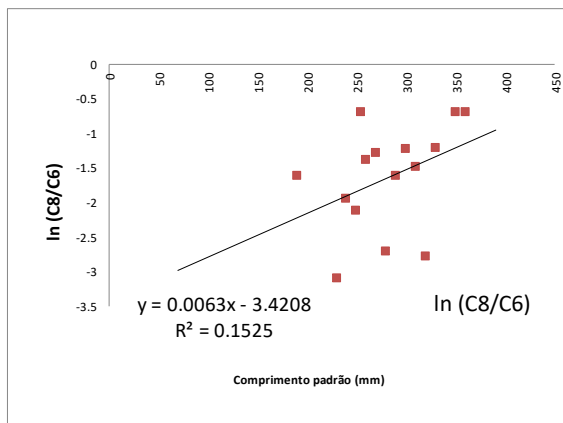
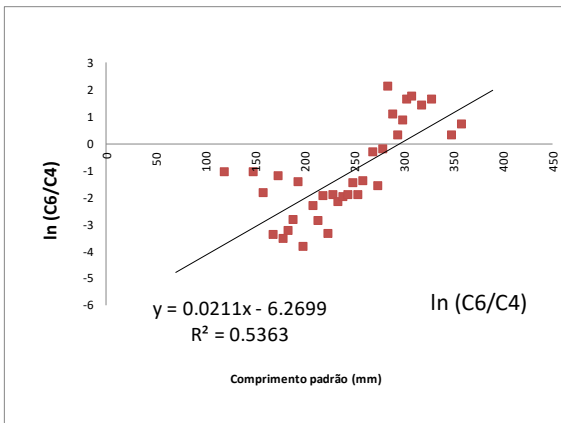
Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) – reservatório



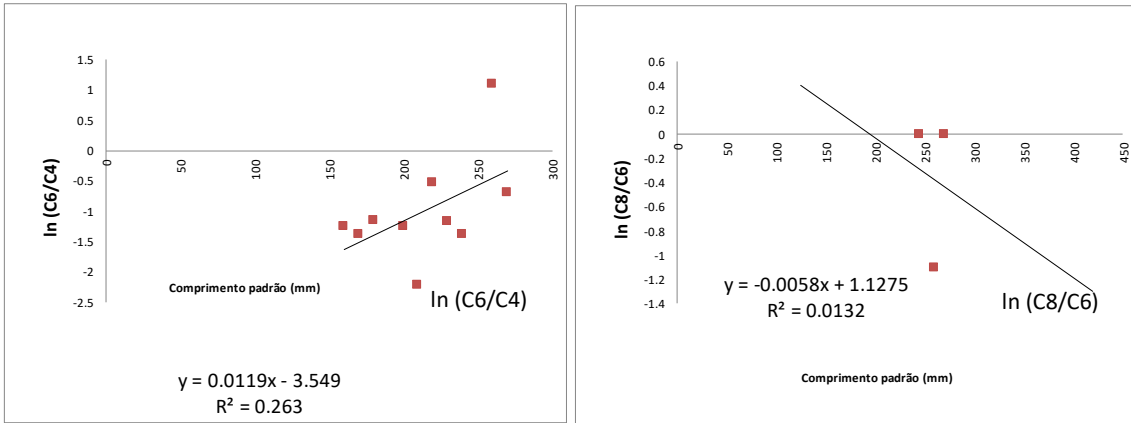
Sardinha Papuda (*T. trifurcatus*) – montante



Uêua Cachorrinho (*A falcirostris*) – jusante



Uêua Cachorrinho (*A falcirostris*) – reservatório



Uêua Cachorrinho (*A. falcirostris*) – montante