



**ADEMÁRIA APARECIDA DE SOUZA**

**ESTUDO DOS EFEITOS DE DIFERENTES  
ESTRATÉGIAS DE PESCA SELETIVA E DA  
INFLUÊNCIA DOS NÍVEIS HIDROLÓGICOS  
SOBRE A POPULAÇÃO E PESCA DE  
SURUBIM VIA SIMULAÇÃO  
COMPUTACIONAL**

**LAVRAS-MG**

**2010**

**ADEMÁRIA APARECIDA DE SOUZA**

**ESTUDO DOS EFEITOS DE DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE PESCA  
SELETIVA E DA INFLUÊNCIA DOS NÍVEIS HIDROLÓGICOS SOBRE  
A POPULAÇÃO E PESCA DE SURUBIM VIA SIMULAÇÃO  
COMPUTACIONAL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Estatística e Experimentação Agropecuária, área de concentração em Estatística e Experimentação Agropecuária, para a obtenção do título de Doutor.

Orientadora  
Dra. Solange Gomes Faria Martins  
Co-orientador  
Dr. Paulo dos Santos Pompeu

**LAVRAS-MG  
2010**

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da  
Biblioteca Central da UFLA**

Souza, Ademária Aparecida de.

Estudo dos efeitos de diferentes estratégias de pesca seletiva e da influência dos níveis hidrológicos sobre a população e pesca de surubim via simulação computacional / Ademária Aparecida de Souza. – Lavras : UFLA, 2010.

148 p. : il.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2010.

Orientador: Solange Gomes Faria Martins.

Bibliografia.

1. Modelo Penna. 2. Slot limit. 3. Modelagem. 4. Planícies de inundação. 5. Recursos pesqueiros. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD-639.2752

**ADEMÁRIA APARECIDA DE SOUZA**

**ESTUDO DOS EFEITOS DE DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE PESCA  
SELETIVA E DA INFLUÊNCIA DOS NÍVEIS HIDROLÓGICOS SOBRE  
A POPULAÇÃO E PESCA DE SURUBIM VIA SIMULAÇÃO  
COMPUTACIONAL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Estatística e Experimentação Agropecuária, área de concentração em Estatística e Experimentação Agropecuária, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 03 de novembro de 2010.

Dr. Américo Tristão Bernardes UFOP

Dr. Samuel Maier Kurcbart UFSJ

Dr. Paulo dos Santos Pompeu UFLA

Dra. Thelma Sáfadi UFLA

Dra. Solange Gomes Faria Martins  
Orientadora

**LAVRAS-MG  
2010**

*Dedico este trabalho aos  
meus pais,  
Antônio e Elza,  
e aos meus irmãos,  
Adriana, Antônio Dias,  
Adeel e Aline.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus e à Nossa Senhora Aparecida, por estarem sempre presentes na minha vida, iluminando meus caminhos e tornando tudo possível.

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Ciências Exatas, juntamente com seus docentes, pela oportunidade de crescimento, aprendizado e realização profissional.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig), pelo suporte financeiro concedido para a realização deste trabalho.

Ao apoio, confiança, ensinamentos, amizade sincera e acompanhamento constante da orientadora Solange, desde a graduação. Muito obrigado, as palavras são poucas para agradecer.

Ao Professor, e coorientador, Dr. Paulo Pompeu dos Santos, pela disposição em colaborar sempre e pela importante participação na realização deste trabalho.

Aos membros da banca examinadora, pelas críticas e sugestões a esta tese e pela grande disposição em colaborar com o meu aperfeiçoamento profissional.

Aos funcionários do Departamento de Ciências Exatas, pela boa vontade e eficiência com que sempre me atenderam.

À mana e ao meu sobrinho Gabriel, que compartilharam as angústias e vibraram com as vitórias, enfim são meu alicerce. Amo vocês para sempre!!!

À amizade dos amigos: Anderson, Claudiney, Fabrícia, Luciene, Patrícia Siqueira, Renata, Ricardo e Verônica. Estas, sem dúvida, são pessoas excelentes. Meus sinceros agradecimentos pelos bons momentos que passamos juntos.

Ao Anderson, pela cumplicidade oferecida a cada dia, por estar sempre pronto a me ajudar e pela amizade demonstrada dentro e fora do âmbito profissional.

Aos “irmãozinhos”: Anderson, Ricardo, Erica, Luzia, Tiago e Marcelo, pela amizade e agradável convivência.

Ao trio de estudos que formei com Ed e Geo, amigos que foram essenciais, que torceram, acreditaram e ajudaram. Muitos acontecimentos serão lembrados para sempre!

Agradeço, também, aos amigos das outras turmas de mestrado e doutorado, pela amizade e companheirismo.

Aos colegas de profissão da Universidade Estadual Sudoeste da Bahia, especialmente aos professores Alexsandra, Antônio Augusto, Clenia, Emigdio, Lamego, Márcio, Reginaldo, Roberta, Roque, Sérgio Aguiar, Sérgio Barroso, Teles e às secretárias Rose e Celina, novas amizades iniciadas em Vitória da Conquista.

Aos amigos da “vila”: Liu, Marquinhos, Dani, Fabricio e Felipe pela amizade, companheirismo e pelo carinho com que me receberam em Vitória da Conquista.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho, meu muito obrigada!!!

## RESUMO

Este trabalho de tese foi realizado com o propósito de desenvolver uma pesquisa multidisciplinar, aplicando técnicas da física computacional e estatística em problemas provenientes das áreas da biologia e da ecologia. Foram estudados diferentes aspectos, visando atender às necessidades do setor pesqueiro. Dentre os peixes que vêm sofrendo o efeito da pesca seletiva e das alterações dos níveis de flutuação da água dos rios devido a construção de barragens, destaca-se o surubim *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829). Recentemente, Santos (2008) simulou a dinâmica populacional do surubim sujeito a pesca seletiva, utilizando a curva de seletividade baseada na legislação de pesca vigente. Segundo os resultados obtidos, a pesca seletiva explica as possíveis alterações na taxa de crescimento média, idade e comprimento de maturação da espécie. Assim, na primeira parte deste trabalho simulou-se a dinâmica populacional do surubim considerando diferentes cenários de mortalidade por pesca e avaliaram-se suas consequências sobre os parâmetros populacionais da espécie. A partir dos resultados obtidos nas simulações, verificou-se que a pesca seletiva baseada nas curvas de seletividade propostas é capaz de causar evolução em direção a aumentar a taxa de crescimento dos peixes, a biomassa e a captura. Estes resultados sugerem que mudanças na legislação em vigor são necessárias para a sustentabilidade da pesca e a conservação dos estoques pesqueiros. Na segunda parte deste trabalho, foi realizado um estudo dos efeitos do fluxo de vazão natural e regulado pela represa de Três Marias, MG, do rio São Francisco sobre a população e a produção pesqueira do surubim durante 20 anos antes (1937-1957) e após (1983-2003) a implantação da hidroelétrica de Três Marias. Os resultados das simulações reproduzem com eficiência aspectos da regularização do rio imposta pela operação da UHE Três Marias, tais como interrupção dos pulsos de inundação e alteração do regime hidrológico natural, sobre a dinâmica populacional do surubim sem e com pesca seletiva, enfatizando que a produção pesqueira é fortemente dependente da ocorrência de inundação das lagoas marginais e sua manutenção é fundamental para a atividade pesqueira. Neste contexto, o manejo da pesca e da vazão em rios regulados é imprescindível, pois a tendência de qualquer pescaria e procedimento operacional nas usinas hidrelétricas não regulamentada é de colapsar.

Palavras-chave: Modelo Penna. Janela de captura. Dinâmica populacional. Lagoas marginais. Estoques pesqueiros



## ABSTRACT

This thesis work was conducted with the purpose of developing a multidisciplinary research by applying techniques of computational physics and statistics to problems coming from the areas of Biology and Ecology. Different aspects were investigated aiming to meet the needs of the fishing sector. Out of the fishes which have been undergoing the effect of selective fishing and of the alterations of the levels of fluctuation of the water in the rivers due to the building of dams, the surubim *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829) stands out. Recently, Santos (2008) simulated the population dynamics of surubim subject to selective fishing by utilizing the selectivity curve based upon the current fishing legislation. According to the results obtained, selective fishing accounts for the possible alterations in the average growth rate, maturation age and length of the species. So, in the former part of this work, the population dynamics of the surubim taking into account different scenarios of mortality by fishing and their consequences on the population parameters were evaluated. From the results obtained in the simulations, it was found that selective fishing based upon the selectivity curves proposed is capable of causing evolution towards increasing the fishes growth rate, biomass and capture. These results suggest that changes in the current legislation are necessary to the sustainability of fishing and conservation of fishing stocks. In the latter part of that work, a study of the effects of the flush of natural flow and regulated by Três Marias dam -MG of the São Francisco River on the population and fishing production of surubim for twenty years before (1937-1957) and after (1983-2003) the establishment of Três Marias Hydroelectric Power Station. The results of the simulations reproduce efficiently aspects of the regularization of the river imposed by the functioning of Três Marias HPS such as interruption of the flood pulses and the alterations of the natural hydrological regime on the surubim's population dynamics both with and without selective fishing, stressing that fishing production is strongly dependent upon the occurrence of flooding of marginal lagoons, its maintenance is fundamental to fishing activity. In this context, the management of fishing and of the river flow regulated is vital, for the trend of any fishing operational procedure in the unregulated HPSs is the one of collapsing.

Keywords: Penna model. Slot limit. Population dynamics. Marginal lagoons. Fishing stocks

## LISTA DE FIGURAS

<b>Capítulo 1</b> . . . . .	16
Figura 1 Ilustração do esquema do ciclo sazonal do comportamento hidrológico do rio São Francisco antes (1949) e após (1995) a implantação da hidroelétrica de Três Marias (POMPEU; GODINHO, 2006) . . . . .	27
Figura 2 Bacia do Rio São Francisco. Fonte: Godinho e Godinho (2003) .	30
Figura 3 Modelo geral dos movimentos dos peixes migradores da bacia dos rios Paraná e São Francisco. Fonte: Godinho e Pompeu (2003)	34
Figura 4 Exemplar de surubim ( <i>Pseudoplatystoma corruscans</i> ) . . . . .	35
Figura 5 Variações diárias do fluxo de vazão ( $m^3/s$ ) do rio São Francisco, na localidade de Manga, MG, durante um período de 20 anos antes (a) e após (b) da implantação da barragem de Três Marias. Linhas tracejadas representa o nível acima do qual ocorre a conexão da calha principal do rio São Francisco com as planícies de inundação da calha. Fonte: Pompeu e Godinho (2006) . . . . .	40
Figura 6 Curva logística baseada na legislação vigente adaptada de Sparre e Venema (2003) . . . . .	43
Figura 7 Janela de captura (slot limit) . . . . .	45
Figura 8 "Genótipo" do indivíduo, representado por uma palavra computacional de 32 bits. Os bits setados em 1 representam mutações deletérias e os bits setados em 0 ausência de mutações . . . . .	53
Figura 9 Obtenção do "genótipo" da filha, em que foram escolhidos, aleatoriamente, os bits 4 e 7, para inserir as mutações deléterias . . . . .	54
Figura 10 Otólitos mostrando anéis de crescimento que foram contados . .	57
Figura 11 Curvas de crescimento, obtidas do modelo de Von Bertalanffy com diferentes taxas de crescimento ( $K$ ), Sendo $L_{\infty}=50$ cm e $j_0=-0,2$ . . . . .	58
Figura 12 Representação da equação de crescimento de Von Bertalanffy. Fonte: Sparre e Venema (2003) . . . . .	59
Figura 13 Representação da saída de simulações dividida em subamostras ou lotes ("batches") . . . . .	63
<b>Capítulo 2</b> . . . . .	81
Figura 1 Curvas de seletividade: (a) logística $S_1$ baseada na legislação vigente (círculo) e logística modificada $S_2$ (cruz). (b) logística $S_1$ baseada na legislação vigente (círculo) e janela de captura $S_3$ (cruz). (c) logística $S_1$ baseada na legislação vigente (círculo) e janela de captura $S_4$ (cruz) . . . . .	93

Figura 2	(a) Curvas de seletividade $S_1$ (linha preta) e $S_2$ (linha cinza). (b) Distribuições de frequência do comprimento médio dos indivíduos capturados. (c) Curvas de crescimento baseadas no comprimento. (d) Curvas de crescimento baseadas no peso. Em preto, com pesca seletiva, utilizando curva de seletividade logística $S_1$ (cenário 1). Em cinza, com pesca seletiva, utilizando curva de seletividade logística modificada $S_2$ (cenário 2) . . . . .	97
Figura 3	(a) Curvas de seletividade $S_1$ (linha preta) e $S_3$ (linha cinza). (b) Distribuições de frequência do comprimento médio dos indivíduos capturados. (c) Curvas de crescimento baseadas no comprimento. (d) Curvas de crescimento baseadas no peso. Em preto, com pesca seletiva, utilizando curva de seletividade logística $S_1$ (cenário 1). Em cinza, com pesca seletiva, utilizando curva de seletividade janela de captura $S_3$ (cenário 3) . . . . .	99
Figura 4	(a) Curvas de seletividade $S_1$ (linha preta) e $S_4$ (linha cinza). (b) Distribuições de frequência do comprimento médio dos indivíduos capturados. (c) Curvas de crescimento baseadas no comprimento. (d) Curvas de crescimento baseadas no peso. Em preto, com pesca seletiva, utilizando curva de seletividade logística $S_1$ (cenário 1). Em cinza, com pesca seletiva, utilizando curva de seletividade janela de captura $S_4$ (cenário 4) . . . . .	100
Figura 5	Diferenças (%) nos valores médios dos parâmetros biológicos do surubim obtidos nas simulações sob os cenários (2), (3), (4) e (5), comparados aos valores médios obtidos nas simulações sob o cenário (1). $\bar{N}$ : tamanho da população; $\bar{B}$ : biomassa; $\bar{C}$ : captura; $\bar{K}$ : taxa de crescimento; $\bar{L}_{50}$ : comprimento de maturação; $\bar{I}_m$ : idade de maturação; $\bar{L}$ : comprimento dos peixes capturados . . . . .	102
<b>Capítulo 3</b>	. . . . .	115
Figura 1	Em branco, sem pesca. Hachurado, com pesca seletiva. (I) Histograma do fluxo de vazão máxima. Linha horizontal contínua = vazão que estabelece a conexão da calha principal do rio São Francisco com algumas planícies de inundação. (a) Número de filhos. (b) Número de indivíduos da população. (c) Biomassa desovante, em toneladas. (d) Captura, em toneladas. (e) Número de indivíduos capturados. (f) Biomassa da população, em toneladas	134

- Figura 2 Valores médios com o respectivo intervalo de 95% de confiança (barras).  $T1$  e  $T2$  sem - antes e após UHE sem pesca, respectivamente.  $T1$  e  $T2$  com - antes e após UHE com pesca, respectivamente. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula em  $T1$  e  $T2$  sem ou em  $T1$  e  $T2$  com ou por mesma letra minúscula, em  $T1$  com  $T2$  sem, não diferem estatisticamente entre si. ● Sem pesca. ○ Com pesca. (a) Número de filhos. (b) Número de indivíduos da população. (c) Biomassa desovante. (d) Captura. (e) Número de indivíduos capturados. (f) Biomassa da população 135
- Figura 3 Dendrograma da análise de agrupamento das quatro situações simuladas em relação ao valor médio das variáveis: número de filhos ( $\bar{b}$ ), tamanho da população ( $\bar{N}$ ), biomassa da população ( $\bar{B}$ ), biomassa desovante ( $\bar{B}_d$ ) . . . . . 137

## LISTA DE TABELAS

<b>Capítulo 1</b> . . . . .	16
Tabela 1 Estimativas dos parâmetros populacionais para o estoque de surubim ( <i>P. corruscans</i> ) no rio Cuiabá, MT (MATEUS; PENHA, 2007) . . . . .	37
Tabela 2 Fluxo de vazão ( $m^3/s$ ) máxima anual do rio São Francisco, na localidade de Manga, MG, durante um período de 20 anos antes e após da implantação da barragem de Três Marias (POMPEU; GODINHO, 2006) . . . . .	39
Tabela 3 Operações binárias AND, OR e XOR. A primeira coluna representa os valores possíveis de dois bits, e nas demais colunas, após a respectiva operação lógica . . . . .	51
<b>Capítulo 2</b> . . . . .	81
Tabela 1 Estimativas dos parâmetros populacionais para o estoque de surubim ( <i>P. corruscans</i> ) no rio Cuiabá, MT (MATEUS; PENHA, 2007) . . . . .	89
Tabela 2 Valores médios do tamanho da população ( $\bar{N}$ ), da biomassa ( $\bar{B}$ ), da captura ( $\bar{C}$ ), da taxa de crescimento ( $\bar{K}$ ), do comprimento de maturação ( $\bar{L}_{50}$ ), da idade de maturação ( $\bar{I}_m$ ), do comprimento dos peixes capturados ( $\bar{L}$ ) do estoque de surubim ( <i>P. corruscans</i> ) para uma população sem pesca e sujeita à pesca seletiva sob os cenários (1) e (2), por meio de simulação (média $\pm$ semi-amplitude do intervalo de 95% de confiança) e diferenças (%) nos valores médios dos parâmetros biológicos do surubim obtidos nas simulações sob o cenário (2) comparados aos valores médios obtidos sob o cenário (1) . . . . .	98
Tabela 3 Valores médios do tamanho da população ( $\bar{N}$ ), da biomassa ( $\bar{B}$ ), da captura ( $\bar{C}$ ), da taxa de crescimento ( $\bar{K}$ ), do comprimento de maturação ( $\bar{L}_{50}$ ), da idade de maturação ( $\bar{I}_m$ ), do comprimento dos peixes capturados ( $\bar{L}$ ) do estoque de surubim ( <i>P. corruscans</i> ) para uma população sujeita à pesca seletiva sob os cenários (1), (3) e (4), por meio de simulação (média $\pm$ semi-amplitude do intervalo de 95% de confiança) e diferenças (%) nos valores médios dos parâmetros biológicos do surubim obtidos nas simulações sob os cenários (3) e (4), comparados aos valores médios obtidos sob o cenário (1) . . . . .	101

Tabela 4	Valores médios do tamanho da população ( $\bar{N}$ ), da biomassa ( $\bar{B}$ ), da captura ( $\bar{C}$ ), da taxa de crescimento ( $\bar{K}$ ), do comprimento de maturação ( $\bar{L}_{50}$ ), da idade de maturação ( $\bar{I}_m$ ), do comprimento dos peixes capturados ( $\bar{L}$ ) do estoque de surubim ( <i>P. corruscans</i> ) para uma população sujeita à pesca seletiva sob os cenários (1), (5), (6) e (7), por meio de simulação (média $\pm$ semi-amplitude do intervalo de 95% de confiança) e diferenças (%) nos valores médios dos parâmetros biológicos do surubim obtidos nas simulações sob os cenários (5), (6) e (7) comparados aos valores médios obtidos sob o cenário (1) . . . . .	104
<b>Capítulo 3</b>	. . . . .	115
Tabela 1	Estimativas dos parâmetros populacionais para o estoque de surubim ( <i>P. corruscans</i> ) no rio Cuiabá, MT (MATEUS; PENHA, 2007) . . . . .	124
Tabela 2	Fluxo de vazão ( $m^3/s$ ) máxima anual do rio São Francisco na localidade de Manga, MG, pelo período de 20 anos antes (1937-1957) e após (1983-2003) a implantação da barragem de Três Marias (POMPEU; GODINHO, 2006) . . . . .	125
Tabela 3	Matriz de correlação de Spearman (não paramétrico) entre as variáveis simuladas sem e com pesca. $F$ = vazão ( $m^3/s$ ); $b$ = número de filhos; $N$ = número de indivíduos da população; $B$ = biomassa da população (ton); $B_d$ = biomassa desovante (ton); $C$ = captura (ton) e $C_n$ = número de indivíduos capturados . . . . .	136

## SUMÁRIO

	<b>CAPÍTULO 1 Introdução geral . . . . .</b>	<b>16</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO . . . . .</b>	<b>16</b>
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO . . . . .</b>	<b>23</b>
<b>2.1</b>	<b>Efeitos da pesca seletiva . . . . .</b>	<b>23</b>
<b>2.2</b>	<b>Regime de cheias e secas . . . . .</b>	<b>26</b>
<b>2.3</b>	<b>Planícies de inundação . . . . .</b>	<b>27</b>
<b>2.4</b>	<b>Reservatório da bacia do rio São Francisco . . . . .</b>	<b>29</b>
<b>2.5</b>	<b>Impactos dos represamentos sobre planícies de inundação e sobre os recursos pesqueiros . . . . .</b>	<b>31</b>
<b>2.5.1</b>	<b>Movimentos dos peixes migradores da bacia dos rios Paraná e São Francisco . . . . .</b>	<b>33</b>
<b>2.6</b>	<b>Aspectos relativos à pesca e à biologia do surubim . . . . .</b>	<b>35</b>
<b>2.7</b>	<b>Comportamento hidrológico do rio São Francisco antes e após a implantação da hidroelétrica de Três Marias, MG . . . . .</b>	<b>38</b>
<b>2.8</b>	<b>Controle do tamanho de captura . . . . .</b>	<b>41</b>
<b>2.8.1</b>	<b>Tamanho mínimo de captura . . . . .</b>	<b>41</b>
<b>2.8.2</b>	<b>Slot limit . . . . .</b>	<b>44</b>
<b>2.9</b>	<b>Modelo Penna . . . . .</b>	<b>50</b>
<b>2.9.1</b>	<b>Modelo Penna com traço fenotípico . . . . .</b>	<b>55</b>
<b>2.10</b>	<b>Modelo Von Bertalanffy . . . . .</b>	<b>56</b>
<b>2.11</b>	<b>Método bootstrap . . . . .</b>	<b>59</b>
<b>2.12</b>	<b>Métodos para análise da saída de simulações . . . . .</b>	<b>61</b>
<b>2.13</b>	<b>Análise de agrupamento . . . . .</b>	<b>64</b>
	<b>REFERÊNCIAS . . . . .</b>	<b>70</b>
	<b>CAPÍTULO 2 Simulação dos efeitos de diferentes estratégias de pesca seletiva do surubim <i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix &amp; Agassiz, 1829) (Pisces: Pimelodidae) . . . . .</b>	<b>81</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO . . . . .</b>	<b>83</b>
<b>2</b>	<b>METODOLOGIA . . . . .</b>	<b>86</b>
<b>2.1</b>	<b>Modelo Penna . . . . .</b>	<b>86</b>
<b>2.2</b>	<b>Modelo de crescimento de von Bertalanffy . . . . .</b>	<b>87</b>
<b>2.3</b>	<b>Dados experimentais relativos à pesca e à biologia do surubim . . . . .</b>	<b>88</b>
<b>2.4</b>	<b>Modelo Penna adaptado à biologia e às características de pesca do surubim . . . . .</b>	<b>90</b>
<b>2.5</b>	<b>Efeitos de diferentes estratégias de pesca seletiva sobre as características de crescimento do surubim . . . . .</b>	<b>92</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS . . . . .</b>	<b>96</b>

3.1	Cenários de pesca (1) e (2): curvas de seletividade logística . . .	96
3.2	Cenários de pesca (3) e (4): janelas de captura . . . . .	98
3.3	Cenários de pesca (5), (6) e (7): curva de seletividade logística combinada com outras estratégias de pesca . . . . .	103
4	DISCUSSÃO . . . . .	105
4.1	Cenários de pesca (1) e (2): curvas de seletividade logística . . .	105
4.2	Cenários de pesca (3) e (4): janelas de captura . . . . .	106
4.3	Cenários de pesca (5), (6) e (7): curva de seletividade logística combinada com outras estratégias de pesca . . . . .	107
5	CONCLUSÃO . . . . .	109
	REFERÊNCIAS . . . . .	110
	<b>CAPÍTULO 3 Simulação da influência dos níveis hidrológicos sobre a população e pesca seletiva do surubim <i>Pseudoplatystoma corruscans</i> . . . . .</b>	115
1	INTRODUÇÃO . . . . .	117
2	METODOLOGIA . . . . .	121
2.1	Modelo Penna . . . . .	121
2.2	Modelo de crescimento de von Bertalanffy . . . . .	122
2.3	Dados experimentais relativos à pesca e à biologia do surubim .	123
2.4	Dados relativos às séries de vazões históricas do rio São Francisco	125
2.5	Modelo Penna adaptado à biologia e às características de pesca do surubim . . . . .	126
2.6	Estudo da influência dos níveis hidrológicos sobre a população e a pesca seletiva do surubim . . . . .	128
2.6.1	Análise estatística . . . . .	132
3	RESULTADOS . . . . .	133
4	DISCUSSÃO . . . . .	138
5	CONCLUSÃO . . . . .	142
	REFERÊNCIAS . . . . .	143



## CAPÍTULO 1

### **Introdução geral**

#### **1 INTRODUÇÃO**

Historicamente, diversas populações ao redor do mundo dependem da pesca em diferentes níveis, seja como uma fonte importante de proteína animal, de emprego na indústria pesqueira ou mesmo praticando-a como forma de subsistência. Pode-se dizer que a pesca de água doce é uma atividade tradicional no Brasil. Em muitas regiões brasileiras é a única fonte de proteína disponível às populações carentes que habitam as margens dos grandes rios, sendo assim uma fonte de renda (HILSDORF; MARQUES; RESENDE, 2006).

No passado, considerava-se que a riqueza dos recursos aquáticos era ilimitada. Contudo, o avanço do conhecimento e a evolução dinâmica das pescarias, após a Segunda Guerra Mundial, têm alterado esta concepção e demonstrado que os recursos aquáticos, apesar de renováveis, são limitados e necessitam de um ordenamento adequado para contribuir com o bem-estar nutricional, econômico e social (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO, 2010).

O declínio dos estoques pesqueiros de espécies comerciais tem sido documentado em diversas regiões do mundo (GARCIA, 2006). Esse declínio ocorre em parte devido ao efeito da pressão evolutiva causada pelo manejo da atividade pesqueira, o qual reduz o tamanho dos peixes após algumas gerações (CARVALHO et al., 2006; CONOVER; MUNCH, 2002; CREPALDI et al., 2006; GAR-

CIA, 2006; MATEUS; PENHA, 2007).

Assim, quando todos acreditavam estar fazendo um favor à natureza ao permitir que pescadores esportivos e profissionais só capturassem os maiores peixes, em várias pesquisas verificou-se que a pressão sobre os peixes grandes é um problema, uma vez que a remoção de indivíduos grandes e mais velhos do estoque causa um declínio no tamanho e na idade de maturação de algumas espécies altamente exploradas com a pesca seletiva (CARVALHO et al., 2006; CONOVER; MUNCH, 2002; CREPALDI et al., 2006; GARCIA, 2006; MATEUS; PENHA, 2007).

Estoques sob exploração comercial e esportiva normalmente apresentam distribuições de tamanho e idade altamente truncadas, não possuindo indivíduos maiores e/ou mais velhos. Isso ocorre não somente porque os pescadores buscam extrair os maiores indivíduos, mas também devido às medidas regulatórias que normalmente impõem apenas um tamanho mínimo ou a regulação de períodos de pesca que asseguram a coleta seletiva de peixes maiores. Tais práticas de coleta tendem a favorecer genótipos com crescimento mais lento, menor idade à maturação ou outras mudanças que diminuiriam a produtividade da população (CONOVER; MUNCH, 2002; GARCIA, 2006; LONGHURST, 2002).

Conover e Munch (2002) observaram, experimentalmente, respostas evolutivas, como alterações nas taxas de crescimento e em outras características da história de vida de silverside (*Menidia menidia*), a partir da remoção seletiva dos maiores indivíduos, similarmente ao que ocorre na pesca. Apesar de o tempo de geração da espécie estudada ser curto, muitos estoques nativos de vida mais longa têm sido explorados por dezenas ou centenas de gerações, o que é tempo suficiente para evolução (GARCIA, 2006). Em populações naturais exploradas, o aumento no crescimento causado pela baixa densidade de peixes, a princípio, pode esconder

as respostas genéticas à seleção. Não obstante, existem casos bem-documentados nos quais a relação tamanho/idade diminuiu em resposta à pesca, e estoques sobrepescados frequentemente retornam vagarosamente ao tamanho inicial quando cessa a pesca (GARCIA, 2006).

De acordo com a teoria evolutiva da vida, a baixa sobrevivência de adultos favorece a seleção de indivíduos que apresentam maturação precoce e investem maior quantidade de recursos na reprodução. Por outro lado, a redução na sobrevivência de jovens favorece a seleção de indivíduos que apresentam maturação tardia e investem mais recursos no crescimento. Portanto, espera-se que a grande exploração de adultos por meio da pesca seletiva leve a altas taxas de mortalidade entre os peixes maiores e mais velhos, resultando em uma pressão de exploração na população, favorável aos peixes que se tornem maduros com idade menor e que invistam mais em reprodução, gerando uma prole menor e com menor tamanho em relação àquelas populações que sofrem maior mortalidade de jovens (JOBILING, 1996).

Além da pressão exercida pela pesca seletiva, a contínua interferência das atividades humanas nos sistemas aquáticos resulta em impactos diretos e indiretos no ecossistema. A construção de reservatórios hidrelétricos é uma dessas atividades. As usinas hidrelétricas represam as águas de um rio, inundam cidades e matas e forçam o deslocamento da população ribeirinha. Em troca, geram a indispensável energia elétrica. Depois de prontas, elas também causam problemas ambientais, embora menos conhecidos, mas igualmente impactantes (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). Entre esses problemas estão as medidas de regulação da vazão, geradas pela operacionalização de usinas hidrelétricas as quais eliminam as grandes cheias, apresentando severo impacto nas planícies de inundação situadas abaixo do reservatório (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007;

BERNACSEK, 1984; GODINHO; GODINHO, 2003).

Para a maior parte da ictiofauna (conjunto das espécies de peixes que existem numa determinada região), especialmente para os peixes migradores, as consequências desses processos refletem na redução drástica do tamanho populacional, em função de alterações no recrutamento (incorporação de novos indivíduos na população) e aumento na taxa de mortalidade, podendo acarretar, inclusive, extinções locais (GODINHO; GODINHO, 2003). Como exemplo da importância do ciclo das águas para a população de peixes, pode-se mencionar o colapso na pesca em Pirapora (MG), que foi atribuído à falta de cheias no rio São Francisco, a partir de 1992 (GODINHO; GODINHO, 2003).

Em regiões tropicais, como Brasil as variações da temperatura são relativamente pequenas em comparação com ambientes de regiões temperadas. As cheias constituem o principal gatilho para a reprodução de várias espécies de peixes e, quando cheias ausentes ou reduzidas, limitam ou, até mesmo, frustram o processo reprodutivo de muitas delas. O transbordamento de água do rio principal sobre a planície adjacente promove acesso a novos habitats, oferecendo, no período de cheias, ambientes variados para desova, sobrevivência de larvas e desenvolvimento inicial de juvenis, elevando a disponibilidade de alimento e abrigo para todos os estágios do ciclo de vida das comunidades aquáticas (AGOSTINHO et al., 1993; ALVES; POMPEU, 2006; POMPEU, 2006; JUNK e WELCOMME, 1990; POMPEU, 1997; GODINHO, 2006; VAZZOLER; AGOSTINHO; HAHN, 1997). As lagoas são consideradas importantes áreas que servem de berçário, proteção e abrigo para peixes. O contato periódico do rio com lagoas e várzeas permite a colonização das mesmas por ovos e larvas, bem como a saída, para o rio, de alevinos e jovens provenientes da reprodução do ano anterior (POMPEU, 1997).

Nas últimas décadas, tem-se observado crescente destruição das planícies

de inundação por meio de barramentos, canalização, drenagem e desmatamento. Essa destruição tem consequências diretas sobre a comunidade de peixes e afeta negativamente a produtividade pesqueira dos rios (AGOSTINHO; ZALEWSKI, 1995; BUGENYI, 1991).

Assim, fatores como efeito da pesca seletiva, barramento de rios para geração de energia elétrica, em adição a ameaças como a introdução de espécies exóticas, industrialização, urbanização, destruição de florestas e matas ciliares, poluição por agrotóxicos e garimpos, têm levado os recursos pesqueiros ao colapso pela destruição e sua recuperação biologicamente difícil. Vários são os exemplos da diminuição drástica ou, mesmo, de desaparecimento de espécies de peixes comercialmente importantes em diferentes bacias hidrográficas no Brasil (BARTHEM; GOULDING, 1997; GODINHO; GODINHO, 2003; MACHADO; ABREU; 1952; PETRERE et al., 2004).

Dentre os peixes que vêm sofrendo o efeito da pesca seletiva e das alterações do nível de flutuação da água dos rios devido à construção de barragens como retardamento dos picos de cheias e diminuição da vazão, destacam-se as espécies de piracema ou migradora, que são as de maior valor comercial, como o surubim *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix e Agassiz, 1829).

Nesse cenário, a aplicação de modelos que integrem os componentes biológicos, físicos e ambientais torna-se fundamental para testar hipóteses, aumentar o entendimento desses processos, prognosticar comportamentos em diferentes situações, monitorar os sistemas de manejo em funcionamento e também pode ser valiosa ferramenta para o gerenciamento ambiental.

A simulação computacional tem sido utilizada nas mais diversas áreas, devido às suas características de flexibilidade e ao custo relativamente baixo, proporcionando um ambiente seguro para investigar propriedades do sistema estudado.

A simulação computacional é um meio de antecipar resultados experimentais ou de realizar experiências de outro modo inacessíveis.

Santos, Martins e Pompeu (2010) realizaram uma simulação computacional para a dinâmica do surubim sujeita à pesca seletiva. O modelo proposto foi capaz de reproduzir eficientemente aspectos relativos à biologia do surubim sob ação de pesca seletiva. Segundo os resultados obtidos, a pesca seletiva explica as possíveis alterações na taxa de crescimento médio, idade e comprimento de maturação da espécie, como vem sendo observado por diversos pesquisadores, tais como Carvalho et al. (2006); Conover e Munch (2002); Crepaldi et al. (2006); Garcia (2006); Mateus e Penha (2007).

Dando continuidade ao trabalho desenvolvido por Santos (2008) e Santos, Martins e Pompeu (2010), visando atender às necessidades do setor pesqueiro, cuja produção é diretamente afetada pela pesca seletiva e pelos níveis hidrológicos, foi desenvolvida uma pesquisa multidisciplinar, aplicando técnicas da física computacional e estatística a problemas provenientes das áreas da biologia e da ecologia. Tal abordagem têm sido cada vez mais utilizada para tratar a complexidade de sistemas biológicos (FEITOSA et al., 2004; GIAROLA; MARTINS; COSTA, 2006; OLIVEIRA, 2010; OLIVEIRA; MARTINS; ZACARIAS, 2008; PENNA; MOSS; OLIVEIRA, 1995; SANTOS; MARTINS; POMPEU, 2010; SOUZA e HALVERSON, 2002; SOUZA; MARTINS; ZACARIAS, 2009) e tem se mostrado bastante proporcionando subsídios para o estabelecimento de estratégias de controle e práticas sustentáveis. Trata-se de um desenvolvimento relacionável a uma compreensão da complementariedade entre diferentes áreas de pesquisa, na esperança de que tais esforços possam levar a novos resultados.

Assim, este trabalho está estruturado em três capítulos. No capítulo 1 tem-se o referencial teórico, que visa apresentar conceitos necessários à compreen-

são do trabalho desenvolvido. Os conceitos apresentados originam-se de diversas áreas de conhecimento, como biologia, ecologia, física e estatística. No capítulo 2, foram realizadas simulações da dinâmica populacional do surubim, traçando várias estratégias de pesca e foram avaliados esses diferentes cenários de mortalidade (exploração pesqueira) sobre parâmetros populacionais. No último capítulo foi realizado um estudo dos efeitos do fluxo de vazão natural e regulado pela represa de Três Marias, MG, do rio São Francisco sobre a população e a produção pesqueira do surubim durante 20 anos antes (1937-1957) e após (1983-2003) a implantação da hidroelétrica de Três Marias.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Efeitos da pesca seletiva

Uma das formas de regulamentação da pesca é a adoção de cotas e tamanhos mínimos de captura, resultando na retirada dos peixes maiores e mais velhos. Essa forma de manejo baseia-se no princípio de que se o tamanho de captura for superior ao de primeira maturação, o exemplar pescado terá tido a oportunidade de se reproduzir ao menos uma vez (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

Quando todos acreditavam estar fazendo um favor à natureza ao permitir que pescadores esportivos e profissionais só capturassem os maiores peixes, em várias pesquisas verificou-se que a pressão sobre os peixes grandes é um problema, uma vez que a remoção de indivíduos grandes e mais velhos do estoque causa um declínio no tamanho e na idade de maturação de algumas espécies altamente exploradas com a pesca seletiva (BIRKELAND et al., 2004; DIECKMANN; ERNANDE; HEINODIECKMANN, 2004; MUNCH; WALSH; CONOVER, 2005).

A degradação genética decorrente da exploração dos indivíduos maiores, tanto pelos anseios dos pescadores quanto pelas exigências legais em relação a aparelhos de pesca e o tamanho mínimo, torna a exploração pesqueira um fator de risco à sustentabilidade da pesca (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

Conover e Munch (2002) simularam a pesca seletiva, em tanques artificiais, de uma espécie de peixe do oceano Atlântico, a *Menidia menidia*, de certa importância nos desembarques comerciais. Essa pesca experimental foi realizada em três níveis: retirada somente dos indivíduos menores, somente dos maiores e retirada ao acaso. Após quatro anos de experimentação (quatro gerações), esses autores constataram alterações marcantes na estrutura populacional da espécie quando somente os maiores eram experimentalmente retirados. Esse tratamento



experimental resultou numa redução significativa da taxa de crescimento média dos peixes. Após a quarta geração, os indivíduos remanescentes tinham tamanho corporal muito menor, com crescimento mais lento em relação aos demais tratamentos.

Segundo Agostinho, Gomes e Pelicice (2007), esse fenômeno tem explicação genética: os indivíduos maiores da população possuem aparato genético ligeiramente diferente que, de forma geral, lhes confere maior rapidez no crescimento. Como esses indivíduos foram subtraídos da população, a característica foi eliminada. Dessa forma, o rendimento diminuiu, pois a população remanescente era formada por indivíduos de crescimento mais lento, que precisavam de mais tempo para um incremento em peso. O que esse experimento mostra de preocupante é que a pesca funciona seletivamente para todas as demais espécies.

No Brasil, em alguns estudos já foram constatadas tais alterações em populações de espécies de água doce. Garcia (2006) realizou uma pesquisa a respeito da influência da pesca seletiva sobre o comprimento médio de maturação em algumas espécies de peixes do Pantanal, MS. Seu trabalho revelou uma diminuição do tamanho de maturação para o curimatá (*Prochilodus lineatus*) e para o dourado (*Salminus brasiliensis*), como consequência da pesca seletiva, exercida naturalmente pelos pescadores e amparada por legislação que determina o tamanho mínimo de captura para estas e outras espécies no Pantanal. Comparando dados das décadas de 1970 a 1990 e de 2000 a 2005, Garcia (2006) constatou que o dourado (*Salminus brasiliensis*) se reproduz, atualmente, com tamanho 40% menor, ou seja, de 58,8 cm baixou para 34,7 cm, em média. Já o curimatá (*Prochilodus lineatus*) teve perda de 18,5%, passando de 31,9 cm para 26,0 cm.

A redução no comprimento médio dos indivíduos que compõem a comunidade de peixes, pelas implicações que tem na rentabilidade da pesca, é o aspecto

mais notável em relação às alterações na ictiofauna (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

Além dos problemas de ordem genética, BIRKELAND; DAYTON (2005), confirmando a necessidade de proteção dos indivíduos maiores ou mais velhos, concluíram que os peixes, mais velhos por serem mais experientes, têm desovas mais bem sucedidas, fecundidade exponencialmente maior e originam larvas com maior potencial de sobrevivência do que as larvas de peixes jovens, contribuindo assim com o sucesso da sobrevivência e reprodução da próxima geração. Isso significa que, após um evento de depleção (redução), espera-se uma recuperação mais rápida do estoque se a população tiver fêmeas de elevado tamanho corporal.

Segundo Mateus e Penha (2007), o surubim *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix e Agassiz, 1829) é um dos principais alvos nas capturas de peixes de água doce da América do Sul. Em 2000 e em 2001, essa espécie representou 64% da captura no pantanal norte e, em 2002, 45% das capturas. Ocorrendo nas bacias do Paraná, Paraguai e São Francisco, esse peixe é capturado, tanto pela pesca profissional quanto pela amadora, devido à alta qualidade de sua carne e ao alto valor de comercialização. Assim, como candidato natural à exploração comercial, suas populações nativas vêm sendo reduzidas e, em algumas sub-bacias, ele praticamente desapareceu. Uma dessas causas é o efeito da pesca seletiva (GODINHO et al., 1990).

Várias pesquisas de laboratório têm sido desenvolvidas na tentativa de compreender a dinâmica populacional desta espécie. Por meio dessas pesquisas, verificou-se que a pressão sobre os peixes grandes é um problema, uma vez que os pescadores removem os indivíduos grandes e mais velhos do estoque primitivo, influenciando, assim, o crescimento, a longevidade, a maturidade e a fecundidade (CREPALDI et al., 2006; MATEUS; PENHA, 2007).

Vale destacar que, nas pescarias brasileiras, os maiores indivíduos são os mais cobiçados pela pesca e seu desaparecimento pode ter consequências drásticas, promovendo múltiplos efeitos negativos no estoque da espécie e, possivelmente, uma seleção genética esteja em curso. Dessa forma, o uso de tamanhos mínimos como forma de controle na pesca é uma ferramenta importante, mas demonstra falhas e pode produzir efeitos inesperados, conforme foi apresentado nessa seção, requerendo o desenvolvimento de novas medidas. Uma estratégia alternativa é a liberação da pesca para um dado intervalo de comprimento, excluindo-se os indivíduos muito pequenos e muito grandes. Essa estratégia é denominada de janela de captura "slot limit" (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007; BIRKELAND; DAYTON, 2005).

## **2.2 Regime de cheias e secas**

O ciclo de água de um rio passa por períodos sazonais que vão se alternando desde um extremo, na estação seca, quando a quantidade de água é pequena e o rio drena apenas pelos canais preferenciais, até o outro extremo, na cheia, quando a quantidade de água é tão grande que transborda o rio, inundando as áreas marginais. A alternância de ciclos de cheia e de seca constitui importante fator para a estruturação da fauna íctica no desenvolvimento das suas estratégias de vida (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

Segundo Godinho e Godinho (2003), o regime hidrológico do rio São Francisco caracteriza-se por apresentar cheias no verão e estiagem no inverno (Figura 1).

Em sistemas naturais, nos quais as comunidades presentes são resultados de um longo processo evolutivo, as espécies têm seus ciclos de vida fortemente associados à dinâmica do regime hidrológico. Os represamentos, independente-

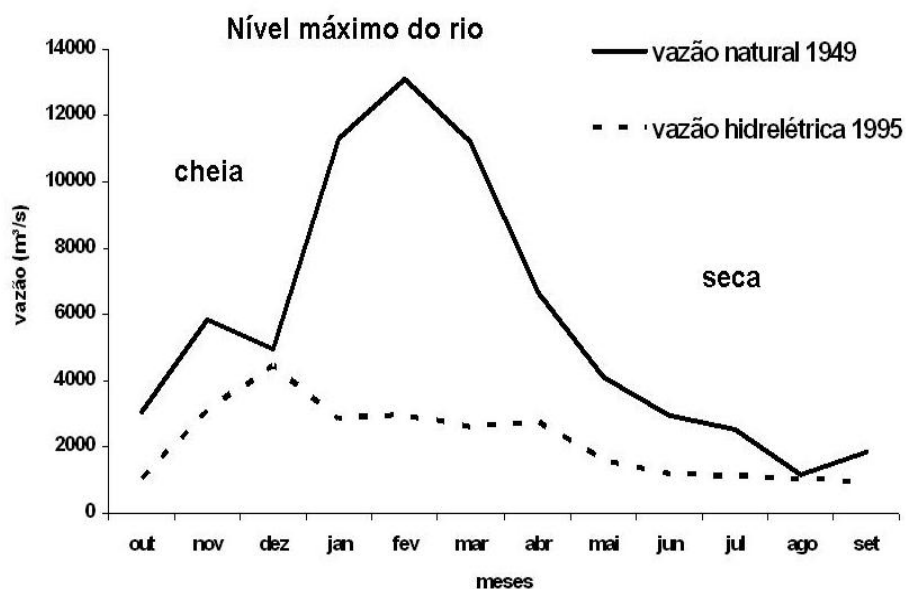


Figura 1 Ilustração do esquema do ciclo sazonal do comportamento hidrológico do rio São Francisco antes (1949) e após (1995) a implantação da hidroelétrica de Três Marias (POMPEU; GODINHO, 2006)

mente de suas finalidades (produção de energia elétrica, irrigação, navegação, controle de vazão, entre outros), alteram a distribuição natural das vazões no tempo e no espaço, comprometendo, assim, os aspectos da dinâmica dos rios que são fundamentais para a manutenção da ictiofauna e habitats, ocorrendo drásticas reduções na coorte (o conjunto de indivíduos gerados durante a mesma época) do ano em que as cheias não ocorrem (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

### 2.3 Planícies de inundação

Entende-se por planície de inundação as áreas sujeitas a alagamentos periódicos pelos rios durante as cheias (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; JUNK; WELCOMME, 1990). Durante a estação seca, as áreas alagadas da planície de

inundação tornam-se isoladas do canal principal do rio, formando inúmeros lagos e lagoas marginais; algumas dessas lagoas permanecem até a inundação seguinte enquanto outras secam (LOWE-MCCONNELL, 1975).

No processo da enchente/cheia, as áreas inundadas têm a vegetação terrestre alagada, fornecendo alimento aos peixes. A inundação também propicia o desenvolvimento de grandes massas de vegetação aquática e, associadas a elas, ricas comunidades de insetos aquáticos que servem de alimento aos peixes. Esses ambientes são amplamente reconhecidos pela sua importância, seja como hábitat de alimentação, reprodução e refúgios naturais das comunidades de peixes de importância comercial e de maior porte, na sua maioria migradores de longa distância, ou como hábitat preferencial das espécies sedentárias (são capazes de completar todas as atividades vitais, tais como alimentação, reprodução e crescimento em um mesmo ambiente, os deslocamentos quando ocorrem são curtos) e de pequeno porte (AGOSTINHO et al., 1993; LOWE-MCCONNELL, 1975, 1987).

O contato periódico do rio com as lagoas e várzeas permite a colonização das mesmas por ovos e larvas, bem como a saída para o rio de alevinos e jovens provenientes da reprodução do ano anterior (POMPEU, 2007).

Nos sistemas tropicais, o período reprodutivo, para as espécies migradoras que vivem em rios com planície de inundação, é altamente sazonal, coincidindo com as primeiras fases de cheia (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007; ARAUJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995). As enchentes funcionam como gatilho sincronizador para desova e o pico da enchente, como finalizador do período reprodutivo (VAZZOLER; AGOSTINHO; HAHN, 1997). Durante as cheias, os rios restabelecem a sua conexão com as lagoas marginais, fornecendo condições necessárias para o incremento da sua produtividade biológica (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). Com a reprodução ocorrendo nesse momento anual,

os peixes aumentam a probabilidade dos novos indivíduos terem acesso aos habitats que serão os seus berçários, lhes oferecendo proteção e alimento (LOWE-MCCONNELL, 1975). É esperado, portanto, que uma enchente insuficiente atrase ou, até mesmo, impossibilite a reprodução naquele ano para a maioria das espécies migradoras e não migradoras com desova total (VAZZOLER; AGOSTINHO; HAHN, 1997; WELCOMME, 1979) .

A influência do regime de cheias, especialmente sua intensidade e duração, sobre a reprodução de peixes migradores tem sido objeto de vários estudos nas últimas décadas. Na literatura especializada vários estudos abordam que para as espécies migradoras, o sucesso do processo reprodutivo depende, em alguma fase, da disponibilidade e da manutenção de lagoas marginais e várzeas (ALVES; POMPEU, 2006; BAILLY, 2006; POMPEU; GODINHO, 2006).

Nesses sistemas rio/planície de inundação, o regime hidrológico é a principal função de força, sendo o pulso de inundação de importância crucial para a manutenção e a conservação de rios com grandes planícies de inundação (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007; JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). Lagoas marginais que não são inundadas com regularidade deixam de servir como berçários para larvas, afetando o futuro recrutamento de espécies para a população adulta (AGOSTINHO et al., 1993; AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

#### **2.4 Reservatório da bacia do rio São Francisco**

A drenagem dos 8.512.000 km<sup>2</sup> do território brasileiro é feita por cinco grandes bacias hidrográficas (Amazonas, Tocantins, São Francisco, Paraná-Paraguai e Uruguai) que inclui em milhares de rios, ribeirões e riachos. Outras bacias, de menor porte e independentes, completam a hidrografia brasileira. Estas últimas se localizam na região costeira e deságuam diretamente no oceano Atlântico (AGOS-



ocupada por eles é grande, inundando quase 6.500 km<sup>2</sup>, o que equivale a 18% da área represada brasileira. Foram constatados 21 grandes reservatórios nessa bacia, sendo estes construídos prioritamente para fins hidrelétricos. Na calha do médio rio São Francisco localiza-se o maior lago artificial do país, com mais de 4.200 km<sup>2</sup>, que é o reservatório de Sobradinho. Outro reservatório que se destaca pelo tamanho é Três Marias (1.142 km<sup>2</sup>), no alto São Francisco (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

Esses empreendimentos desempenham papel central no funcionamento e manutenção do sistema econômico atual, por subsidiarem a maior parte da energia elétrica de grandes metrópoles, cidades, indústrias e agricultura e pecuária. Entretanto, embora a energia elétrica constitua fator de bem-estar e desenvolvimento para sociedade em geral, a construção de reservatórios proporciona uma gama de impactos negativos especialmente sobre os recursos pesqueiros (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007; GODINHO; GODINHO, 2003).

## **2.5 Impactos dos represamentos sobre planícies de inundação e sobre os recursos pesqueiros**

Nas últimas décadas, tem-se observado uma crescente destruição das planícies de inundação devido a de barramentos, canalização, drenagem e desmatamento. Essa destruição tem consequências diretas sobre a comunidade de peixes (AGOSTINHO; ZALEWSKI, 1995; BUGENYI, 1991) e afeta negativamente a produtividade pesqueira dos rios. A construção de barragens afeta diretamente as comunidades de peixes das planícies de inundação, visto que altera o nível de flutuação da água dos rios, modificando o ciclo sazonal de inundações. Com a construção de barragens, diminui-se a frequência de inundação das lagoas marginais a jusante, fazendo com que períodos de seca prolongada (ausência de inundações)



se tornem mais frequentes (POMPEU; GODINHO, 2006).

A importância de várzeas e lagoas marginais para a manutenção da pesca e produção pesqueira em rios é bem documentada na literatura técnica. Existe uma relação direta entre a área alagada e a produção pesqueira (PETRERE, 1983; WELCOMME, 1979; WELCOMME; HAGBORG, 1977). O impacto mais pronunciado dos represamentos incide sobre o grupo dos peixes migradores de nossa fauna, a maioria predadores de topo de cadeia alimentar de nossas águas (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

A reprodução está entre os principais componentes que atuam na definição da estratégia de vida dos peixes e é um dos fatores mais importantes da história de vida de uma espécie (VAZZOLER; AGOSTINHO; HAHN, 1997). De seu sucesso dependem o recrutamento e a manutenção de populações viáveis de peixes (POMPEU; MARTINEZ, 2006).

Dentre os peixes que habitam as áreas alagadas e cujo o período reprodutivo e o recrutamento dependem das cheias, destacam-se as espécies de piracema ou migradores que são as de maior valor comercial, como o surubim. Eles realizam longas migrações ascendentes para a cabeceira dos rios para a desova e retornam posteriormente para a planície de inundação, onde se alimentam e se recuperam do desgaste energético da viagem e acumulam reservas para o próximo período reprodutivo (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

O rio São Francisco é rico em planícies de inundação e lagoas marginais. A planície de inundação ocupa cerca de 2.000  $km^2$  a jusante de Três Marias (WELCOMME, 1990). A importância e a riqueza da pesca nesta bacia em décadas passadas, especialmente em relação ao surubim, estão registradas em muitas publicações (MENEZES, 1956, 1973).

Nas últimas décadas, a produção pesqueira no rio São Francisco vem di-

minuindo drasticamente. Vários impactos negativos podem ser apontados para o declínio pesqueiro desse rio, como alterações da vazão natural a jusante do rio, em função das necessidades operacionais da hidrelétrica Três Marias. Isto faz com que eventos de grandes cheias sejam mais raros, acarretando o isolamento dessas lagoas por vários anos, afetando diretamente as comunidades de peixes e a produção pesqueira das planícies de inundação (GODINHO; GODINHO, 2003).

Segundo Pompeu e Godinho (2006), as lagoas marginais na bacia do São Francisco constituem o principal criadouro das espécies de piracema, que são as mais importantes para a pesca comercial e esportiva. O sucesso do processo reprodutivo dessas espécies migradoras depende, em alguma fase, da disponibilidade e da manutenção de lagoas marginais e várzeas (ALVES; POMPEU, 2006; BAILLY, 2006; POMPEU; GODINHO, 2006).

Adicionalmente, sabe-se que os reservatórios provocam efeitos adversos sobre o ambiente, como severa alteração de em estado lótico (água corrente - rio) para uma condição lêntica (lagos). Isso significa uma série de outras alterações nas propriedades químicas e físicas da água, assim como a qualidade e a quantidade de habitats para a fauna e flora aquática (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

### **2.5.1 Movimentos dos peixes migradores da bacia dos rios Paraná e São Francisco**

A migração exerce papel fundamental no sucesso reprodutivo dos peixes porque ela permite a busca de ambientes adequados para a fertilização dos ovos (encontro de um elevado número de indivíduos de ambos os sexos), o desenvolvimento inicial (elevada oxigenação e disponibilidade alimentar) e condições de baixas taxas de predação (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

Conhecer os deslocamentos dos peixes durante as diferentes fases da vida

do indivíduo é fundamental para a definição de políticas e ações de restauração e conservação dos recursos pesqueiros (GODINHO; POMPEU, 2003).

Como a parte considerável das lagoas marginais é formada de ambientes temporários que secam durante a estiagem, abandoná-las ainda durante o período das cheias pode ser adaptação que evita a morte por dessecação. Peixes realizam migrações para otimizar a alimentação, evitar condições desfavoráveis, aumentar o sucesso reprodutivo e/ou promover colonização (GODINHO; POMPEU, 2003). Para evitar habitats desfavoráveis por certo período do dia, ano ou vida, algumas espécies movem-se para novas áreas não necessariamente vantajosas em relação à alimentação, mas desejáveis devido ao melhor clima ou à ausência de predadores (GODINHO; GODINHO, 2003).

Para as bacias dos rios Paraná e São Francisco, os movimentos migratórios dos peixes podem ser descritos segundo os modelos apresentados por Godinho e Pompeu (2003) os quais assinalam a presença de quatro sítios: reprodução, alimentação, berçário e refúgio. Os dois primeiros localizam-se na calha dos rios, o terceiro nas várzeas e o último, nos ribeirões (Figura 3).

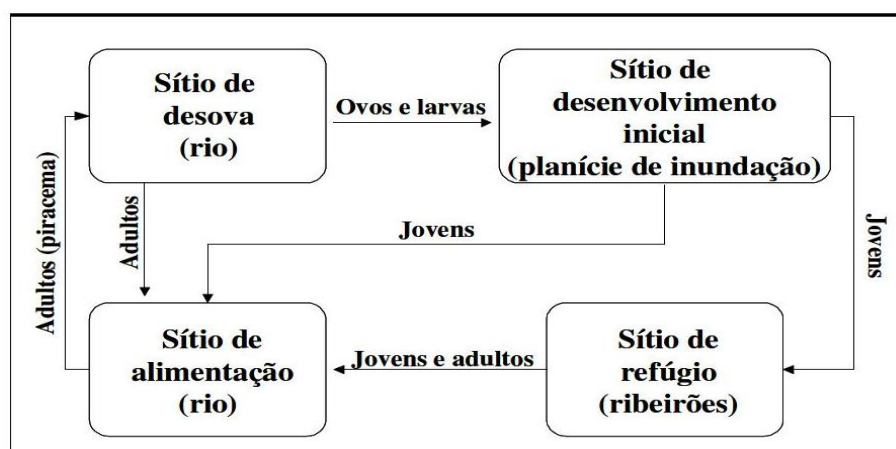


Figura 3 Modelo geral dos movimentos dos peixes migradores da bacia dos rios Paraná e São Francisco. Fonte: Godinho e Pompeu (2003)

Os adultos migram sazonalmente entre os sítios de alimentação e reprodução e os ovos produzidos no sítio de reprodução são carregados rio abaixo, em direção aos berçários (várzeas e lagoas marginais), onde se desenvolvem. Os jovens permanecem nesses ambientes por um tempo variável, conforme a espécie considerada, antes de retornarem ao rio ou o destino dos jovens de espécies migradoras após deixarem as lagoas marginais são os ribeirões (Figura 3).

## 2.6 Aspectos relativos à pesca e à biologia do surubim

A espécie *Pseudoplatystoma corruscans* (Figura 4) é conhecida, popularmente, como surubim e, mais comumente, como pintado, pois seu corpo tem listras e pintas (GODINHO et al., 1997). Segundo Lauder e Liem (1983), ocupa a seguinte posição sistemática: Super Classe Pisces, Classe Osteichthyes, Subclasse Actinopterygii, Ordem Siluriformes, Subordem Siluroidei, Família Pimelodidae, Gênero *Pseudoplatystoma* e Espécie: *Pseudoplatystoma corruscans*.



Figura 4 Exemplar de surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*)

A ordem *Siluriformes* inclui os chamados peixes de couro (SANTOS, 1981),

cuja principal característica externa é a ausência de escamas pelo corpo, que é revestido apenas de pele espessa ou coberto, parcial ou totalmente, por placas ósseas.

A família *Pimelodidae* compreende formas diversificadas, de porte variado, aberturas branquiais amplas e, frequentemente, nadadeiras dorsal e peitoral precedidas por acúleo (MIRANDA, 1997). Esta família, a mais numerosa da subordem, é composta por um grande número de gêneros e espécies de hábitos noturnos e dieta variada.

O gênero *Pseudoplatystoma* compreende os maiores peixes da família *Pimelodidae* e pode ser encontrado nas principais bacias hidrográficas da América do Sul: Amazônica, do Prata e do São Francisco (MIRANDA, 1997; PETRERE et al., 1995). As espécies deste gênero apresentam, como aspecto morfológico, o corpo alongado e roliço, com cabeça deprimida e largura ao nível da boca ligeiramente menor que a largura do corpo, mandíbula mais curta que a maxila superior e dentes viliformes no palato. De hábito alimentar carnívoro, principalmente piscívoro, é um dos peixes mais apreciados, por apresentar, em sua carne, poucas espinhas, podendo alcançar de 100 a 120 kg (CREPALDI et al., 2006). O *P. corruscans* realiza grandes migrações reprodutivas de novembro a janeiro, apresenta desova total, quando as chuvas são intensas e a temperatura da água atinge seu pico (SATO et al., 1997).

A importância comercial da espécie *P. corruscans* deve-se, principalmente, à alta qualidade de sua carne, ao alto valor de comercialização e à sua marcante participação na pesca comercial. Por isso, a espécie vem sofrendo esforço de pesca com risco eminente de extinção, por causa do efeito da pesca seletiva, da poluição ambiental, do desbaste de matas ciliares e da construção de barragens (MARQUES, 1993; SATO et al., 1997).

Segundo Mateus e Penha (2007), bagres pimelodídeos, dentre eles o surubim, são os principais alvos nas capturas de peixes de água doce da América do Sul. Em 2000 e 2001, representaram 64% da captura no pantanal norte e, em 2002, 45% das capturas. O surubim é uma espécie que vem sendo explorada de forma acelerada, sem que manejos de pesca sejam estabelecidos, principalmente pelo desconhecimento da sua dinâmica populacional.

Daí a importância de se estimar os parâmetros populacionais do surubim sob o efeito da pesca seletiva. Assim, Mateus e Penha (2007) estudaram a dinâmica populacional de quatro espécies de grandes bagres (comprimento maior que 50 cm) de grande importância para pesca de água doce, dentre elas o surubim, com o objetivo de avaliar o estado de conservação do estoque e discutir alternativas para o manejo dessas espécies na bacia do rio Cuiabá, Pantanal norte. Na Tabela 1 apresenta-se o conjunto de parâmetros do ciclo de vida para o surubim sob o efeito da pesca seletiva levantados na literatura.

Tabela 1 Estimativas dos parâmetros populacionais para o estoque de surubim (*P. corruscans*) no rio Cuiabá, MT (MATEUS; PENHA, 2007)

Parâmetros	surubim
Comprimento assintótico ( $L_{\infty}$ )	149,7 cm
Idade teórica em que o comprimento é zero ( $j_0$ )	-0,871 anos
Comprimento médio da 1ª maturação ( $L_{50}$ )	75,0 cm
Idade média da 1ª maturação ( $I_m$ )	4,60 anos

Sato et al. (1997) realizaram um estudo com o objetivo de obter informações sobre a desova artificial e caracterizar a relação entre a fertilidade e o peso corporal de fêmeas de surubim capturadas no rio São Francisco e mantidas em viveiros da Estação de Hidrobiologia e Piscicultura de Três Marias (CODEVASF), em Três Marias, MG, nos anos de 1988, 1990 e 1991. Esses autores verificaram

relação linear entre a fertilidade e o peso corporal, expressa por:

$$b(P) = -890137 + 191079 P \quad (1)$$

sendo  $P$  o peso (kg) do indivíduo.

Godinho et al. (1997) acompanharam o trabalho realizado no barco de pesca da Colônia de Pescadores de Pirapora, MG, durante uma semana em cada um dos meses de julho, agosto, novembro e dezembro de 1987. Tinha-se como objetivo obter informações sobre a pesca profissional na região de Pirapora, e aspectos reprodutivos de *P. corruscans*, como, por exemplo, a relação entre peso e comprimento. Segundo esses autores, tal relação, para ambos os sexos, é dada por:

$$P(L) = 0,001734 L^{3,335} \quad (2)$$

sendo  $P(L)$  o peso (kg) e  $L$  o comprimento (cm) do indivíduo.

## **2.7 Comportamento hidrológico do rio São Francisco antes e após a implantação da hidroelétrica de Três Marias, MG**

Em estudos realizados por Pompeu e Godinho (2006) avaliou-se o impacto ambiental referente, a implantação da hidroelétrica de Três Marias, sobre a frequência de inundação das lagoas marginais localizadas na região do médio São Francisco reguladas pelo rio São Francisco. Para esta comparação, os autores utilizaram as séries de vazões históricas do rio São Francisco Tabela 2 e Figura 5 (a) e (b), medidas na estação de meteorologia na localidade Manga, MG (estação mais próxima da hidroelétrica de Três Marias), no período de 20 anos antes (1937-1957) e após (1983-2003) a construção da barragem de Três Marias, construída em 1961.

Tabela 2 Fluxo de vazão ( $m^3/s$ ) máxima anual do rio São Francisco, na localidade de Manga, MG, durante um período de 20 anos antes e após da implantação da barragem de Três Marias (POMPEU; GODINHO, 2006)

Antes barragem Três Marias				Após barragem Três Marias			
Ano	vazão max	Ano	vazão max	Ano	vazão max	Ano	vazão max
1937	6680,84	1948	8342,62	1983	9030,60	1994	6399,80
1938	7431,11	1949	10163,49	1984	6101,83	1995	4429,09
1939	8316,04	1950	5738,14	1985	8568,39	1996	4524,47
1940	5877,95	1951	5622,56	1986	7544,86	1997	5449,68
1941	5439,44	1952	7934,22	1987	5223,73	1998	4261,38
1942	6256,75	1953	5347,57	1988	4261,38	1999	4524,47
1943	9347,32	1954	3882,65	1989	8717,88	2000	4880,46
1944	8880,53	1955	5853,40	1990	8276,24	2001	2825,95
1945	8409,19	1956	6557,42	1991	5831,21	2002	4858,60
1946	9752,30	1957	7291,39	1992	10494,00	2003	5067,67
1947	6965,00	-	-	1993	6352,79	-	-

Os autores reportam que, após a implantação da barragem de Três Marias, o regime hidrológico sofreu alterações na dinâmica natural do rio, reduzindo a conectividade do rio com suas lagoas marginais, comparado ao que ocorria naturalmente. Essa redução das cheias afeta negativamente a ictiofauna. Considera-se, aqui, como cheias, aquelas vazões superiores a  $5.000 m^3/s$  que, segundo Pompeu e Godinho (2006), estabelece a conexão da calha principal do rio São Francisco com algumas planícies de inundação. A perda da conectividade é especialmente deletéria, uma vez que impede o acesso das larvas às lagoas marginais, afetando o recrutamento (MATEUS; PENHA, 2007).

Estes mesmos autores também avaliaram o efeito de um período de seca prolongado sobre a diversidade, a abundância e a extinção local de peixes de três lagoas marginais localizadas na região do médio curso do rio São Francisco, nos municípios de Jaíba, MG (lagoas "Cajueiro" e "Juazeiro") e Itacarambi, MG



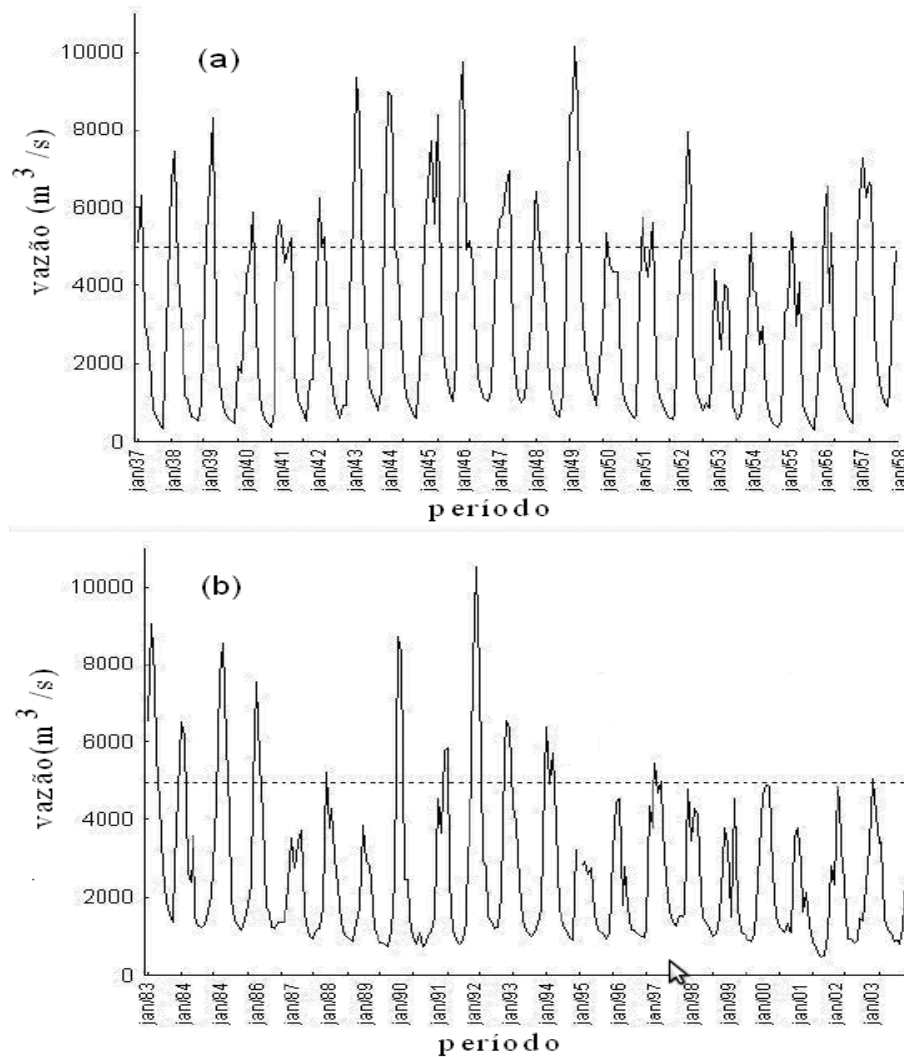


Figura 5 Variações diárias do fluxo de vazão ( $m^3/s$ ) do rio São Francisco, na localidade de Manga, MG, durante um período de 20 anos antes (a) e após (b) da implantação da barragem de Três Marias. Linhas tracejadas representa o nível acima do qual ocorre a conexão da calha principal do rio São Francisco com as planícies de inundação da calha. Fonte: Pompeu e Godinho (2006)

(lagoa "Curral-de-Vara"). Cada lagoa foi amostrada por um período de dois anos, quando foram realizadas quatro coletas: duas ao final da estação de seca (set/94 e set/95) e duas ao final da estação chuvosa (mar/95 e mar/96). Os peixes foram coletados com redes de emalhar e arrasto com rede de tela mosquiteira. As lagoas estudadas não receberam água proveniente da cheia do rio durante o período de estudos (1994-1996). Redução gradual na abundância e riqueza de peixes foi observada em todas as lagoas. Nas lagoas que permaneceram com grande volume de água, espécies migradoras foram as que apresentaram maior probabilidade de extinção. Já na lagoa que apresentou abrupta redução no volume de água, espécies tolerantes a baixos níveis de oxigênio dissolvido apresentaram menor probabilidade de extinção local.

## **2.8 Controle do tamanho de captura**

Uma importante medida tomada para controle da pesca é o estabelecimento do tamanho de captura para cada espécie, para o quê são necessárias informações do ciclo de vida das espécies, principalmente da fase de jovem a maturidade (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

### **2.8.1 Tamanho mínimo de captura**

Uma das formas de regulamentação da pesca é a adoção de cotas e tamanhos mínimos de captura, visando assegurar que os juvenis alcancem a maturidade antes que sejam capturados. A determinação do comprimento mínimo permitido para a pesca é realizada com o conhecimento de aspectos de crescimento e reprodução da espécie, além da seletividade dos aparelhos de pesca (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). Geralmente calcula-se o comprimento dos indiví-

duos em que ocorre a maturação sexual. Para isso, o critério mais utilizado é o  $L_{50\%}$ , ou seja, o comprimento em que 50% dos indivíduos amostrados são adultos (já reproduziram pelo menos uma vez) e 50% são imaturos ou juvenis (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007; GODINHO; GODINHO, 2003). Este é um importante traço da história de vida dos peixes e, portanto, uma informação que precisa ser conhecida para o sucesso do manejo da pesca, pois é fundamental para o estabelecimento de medidas que evitem a exploração de indivíduos jovens e a consequente redução no estoque desovante (MATEUS; PENHA, 2007).

Após determinar o tamanho  $L_{50\%}$ , proíbe-se a pesca de indivíduos com comprimento inferior ao estipulado (que ainda não reproduziram), o que garante o futuro da parcela jovem da população. O tamanho mínimo permitido para a pesca varia entre as espécies de peixes e entre regiões do país, regulamentado por portarias expedidas pelo IBAMA (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

Considerando esses aspectos, apesar de esse tipo de controle proteger a parcela jovem da população, ele permite que as classes de tamanho adultas sejam pescadas sem restrições, ou seja, a pesca seletiva atual assume que, a partir de um certo tamanho, todos os peixes têm a mesma probabilidade de serem capturados. Esse tipo de pesca usa redes de arrasto com modelos de seletividade que apresentam elevado poder de exploração sobre os peixes maiores (SANTOS; MARTINS; POMPEU, 2010; SPARRE; VENEMA, 1997). Quanto maior o seu comprimento, maior é a probabilidade de ele ser capturado.

A curva de seletividade logística baseada na legislação de pesca atual é dada pela seguinte expressão:

$$S(L) = \frac{1}{1 + \exp(-\beta_s (L - L_{50\%}))} \quad (3)$$

sendo  $S(L)$  a probabilidade de seleção do indivíduo para pesca,  $L$  o comprimento,

$L_{50\%}$  comprimento com o qual 50% dos indivíduos iniciaram o ciclo reprodutivo e  $\beta_s$  o coeficiente de inclinação da curva de seletividade. Na Figura 6 é apresentado o gráfico dessa curva de seletividade. O eixo das ordenadas representa a porcentagem de peixes que entrando na rede é retida pela malha.  $L_{50\%}$ , é o comprimento no qual 50% dos peixes escapam por meio da malha.  $L'$ , é o comprimento a partir do qual os peixes têm a mesma probabilidade de serem capturados.

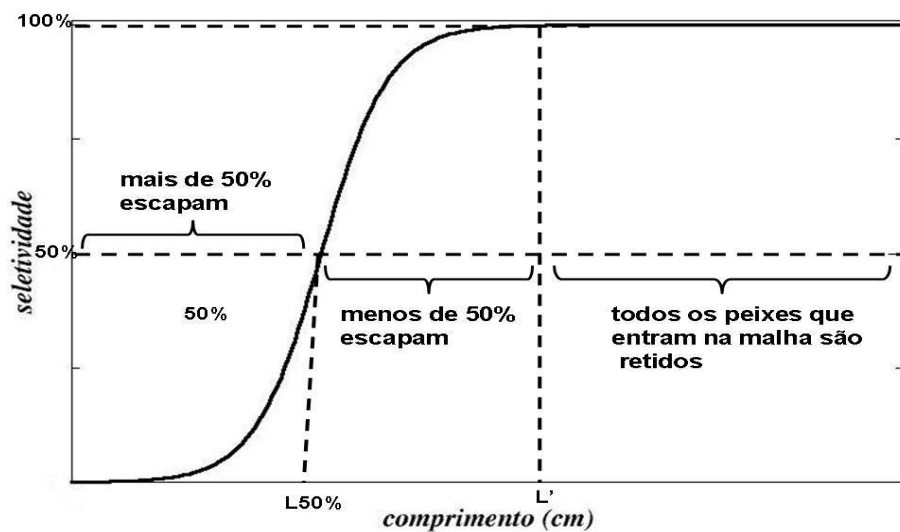


Figura 6 Curva logística baseada na legislação vigente adaptada de Sparre e Venema (2003)

Em vários estudos relativos à pesca seletiva utilizaram o modelo de seletividade em função do comprimento. Encontram-se, na literatura, trabalhos baseados nesse modelo, tais como efeito da pesca sobre as características de crescimento: estimativa do efeito da estrutura do comprimento no rendimento por recruta para o bacalhau do norte (KVAMME; BOGSTAD, 2007); dinâmica populacional de quatro espécies de grandes bagres na bacia do rio Cuiabá, Pantanal norte (MATEUS; PENHA, 2007); influência da pesca seletiva sobre o comprimento médio de maturação em populações de dourado (*Salminus brasiliensis*), piraputanga

(*Brycon hilarii*) e curimatá (*Prochilodus lineatus*) no Rio Miranda, MS (GARCIA, 2006) e uma análise de simulação (WILLIAMS; SHERTZER, 2005).

A legislação, que proíbe a captura de juvenis, tem enorme valor por garantir a abundância do recrutamento de novas coortes nos próximos anos, mas a ausência de controle na captura dos indivíduos maiores da população pode ser prejudicial à viabilidade dos estoques, devido aos efeitos negativos na perda da variabilidade genética (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

### 2.8.2 Slot limit

A estratégia slot limit (janela de captura) visa à proteção dos peixes jovens e adultos, ou seja, é seletiva em um certo intervalo de comprimento, no qual é excluída a captura de peixes muito pequenos e muito grandes (Figura 7). Assim, a pressão de pesca incidirá menos fortemente sobre os indivíduos maiores que, teoricamente, são os mais produtivos, uma vez que a fecundidade aumenta com o tamanho em peixes (ROFF, 1988; WINEMILLER; ROSE, 1992). A expressão matemática para esse tipo de curva pode ser obtida pelo produto de duas curvas logísticas (SPARRE; VENEMA, 1997).

A curva logística da equação 3 pode ser expressa como

$$S(L)^* = \frac{1}{1 + \exp(S_1 - S_2 L)} \quad (4)$$

De acordo com Sparre e Venema (2003), existe uma correspondência entre  $S_1$  e  $S_2$  e  $L_{25\%}$ ,  $L_{50\%}$  e  $L_{75\%}$ , os comprimentos nos quais 25%, 50% e 75% dos peixes são capturados, respectivamente. Os intervalos de comprimentos compreendidos entre  $L_{25\%}$  e  $L_{75\%}$  são simétricos em torno de  $L_{50\%}$ . As expressões para calcular  $L_{25\%}$ ,  $L_{50\%}$  e  $L_{75\%}$  são

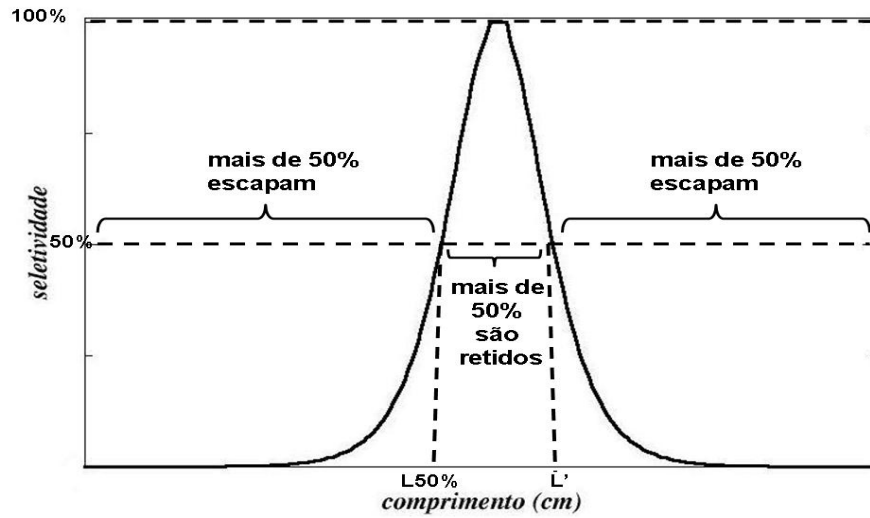


Figura 7 Janela de captura (slot limit)

$$L_{25\%} = \frac{S_1 - c}{S_2}$$

$$L_{50\%} = \frac{S_1}{S_2}$$

$$L_{75\%} = \frac{S_1 + c}{S_2}$$

a constante  $c$  é obtida reescrevendo-se a equação 4 como

$$S(L)^* + S(L)^* \exp(S_1 - S_2 L) = 1$$

$$S(L)^* (1 + \exp(S_1 - S_2 L)) = 1$$

$$\exp(S_1 - S_2 L) = \frac{1}{S(L)^*} - 1 \quad (5)$$

Aplicando-se logaritmo neperiano aos dois membros da equação 5, obtém-se

$$S_1 - S_2 L = \ln \left( \frac{1}{S(L)^*} - 1 \right)$$

Para  $S(L)^* = L_{50\%} = 0,50$  a constante  $c$  assume o seguinte valor

$$S_1 - S_2 L_{50\%} = \ln \left( \frac{1}{0,5} - 1 \right)$$

$$S_1 - S_2 L_{50\%} = \ln(0)$$

$$S_1 - S_2 L_{50\%} = \underbrace{1}_c$$

Para  $S(L)^* = L_{25\%} = 0,25$ , a constante  $c$  assume o seguinte valor

$$S_1 - S_2 L_{25\%} = \ln \left( \frac{1}{0,25} - 1 \right)$$

$$S_1 - S_2 L_{25\%} = \underbrace{\ln(3)}_c$$

$S_1$  e  $S_2$  podem ser calculados em função de  $L_{50\%}$  e  $L_{75\%}$ , utilizando-se usando as seguintes expressões:

$$S_1 = \frac{L_{50\%} \ln(3)}{L_{75\%} - L_{50\%}} \quad (6)$$

$$S_2 = \frac{\ln(3)}{L_{75\%} - L_{50\%}} = \frac{S_1}{L_{50\%}} \quad (7)$$

Substituindo-se na equação 4 os resultados obtidos nas equações 6 e 7, tem-se:

$$S(L)^* = \frac{1}{1 + \exp \left( \frac{L_{50\%} \ln(3)}{L_{75\%} - L_{50\%}} - \frac{\ln(3)}{L_{75\%} - L_{50\%}} L \right)}$$

$$S(L)^* = \frac{1}{1 + \exp\left(-\ln(3) \left(\frac{1}{L_{75\%} - L_{50\%}} L - \frac{L_{50\%}}{L_{75\%} - L_{50\%}}\right)\right)}$$

$$S(L)^* = \frac{1}{1 + \exp\left(-\frac{\ln(3)}{L_{75\%} - L_{50\%}} (L - L_{50\%})\right)} \quad (8)$$

verifica-se que as equações 3 e 8 são correspondentes quando

$$\ln(3)/(L_{75\%} - L_{50\%}) = \beta_s.$$

$$S(L) = S(L)^* = \frac{1}{1 + \exp(-\beta_s (L - L_{50\%}))} \quad (9)$$

Fazendo-se algumas manipulações na equação 9, tem-se

$$1 + \exp(-\beta_s (L - L_{50\%})) = \frac{1}{S(L)}$$

$$\exp(-\beta_s (L - L_{50\%})) = \frac{1}{S(L)} - 1$$

$$\exp(-\beta_s (L - L_{50\%})) = \frac{1 - S(L)}{S(L)}$$

$$-\beta_s (L - L_{50\%}) = \ln(1 - S(L)) - \ln S(L)$$

substituindo  $L_{50\%} = 75\text{cm}$ , ou seja, o comprimento com o qual 50% dos indivíduos da espécie *P. corruscans* iniciaram o ciclo reprodutivo (MATEUS; PENHA, 2007),

$$-\beta_s (L - 75) = \ln(1 - S(L)) - \ln S(L)$$



$$L - 75 = -\frac{\ln(1 - S(L)) - \ln S(L)}{\beta_s} \quad (10)$$

Assumindo  $\beta_s = 0,1$  (SANTOS; MARTINS e POMPEU, 2010), o valor de  $L_{75\%}$ , ou seja, o comprimento no qual 75% dos peixes são capturados é dado por:

$$L - 75 = -\frac{\ln(1 - 0,75) - \ln(0,75)}{0,1}$$

$$L = L_{75\%} = 75 - \frac{-1,39 + 0,29}{0,1} = 86\text{cm}$$

substituindo-se os valores obtidos para  $L_{50\%}$  e  $L_{75\%}$  nas expressões 6 e 7,

$$S_1 = \frac{75 \ln 3}{86 - 75} = 7,5$$

$$S_2 = \frac{7,5}{75} = 0,1$$

Como a expressão matemática para a janela de captura pode ser obtida multiplicando-se as duas curvas logísticas (SPARRE; VENEMA, 1997), então

$$S(L) = S(L)^* S(L)** = \underbrace{\frac{1}{1 + \exp(S_1 - S_2 L)}}_{\text{logística comum}} \underbrace{\frac{1}{1 + \exp(-S_1 + S_2 L)}}_{\text{logística inversa}} \quad (11)$$

substituindo-se os valores de  $S_1$  e  $S_2$  na expressão 11,

$$S(L) = \frac{1}{1 + \exp(7,5 - 0,1 L)} \frac{1}{1 + \exp(-7,5 + 0,1 L)} \quad (12)$$

em que  $S(L)$  é a probabilidade de seleção do indivíduo para pesca e  $L$  o comprimento do indivíduo.

Utilizando-se a identidade expressa na equação 13

$$\cosh(L) = \frac{\exp(L) + \exp(-L)}{2} \quad (13)$$

e fazendo-se algumas manipulações algébricas em 11, tem-se

$$S(L) = \frac{1}{1 + \exp(\underbrace{7,5 - 0,1 L}_L)} \frac{1}{1 + \exp(\underbrace{-7,5 + 0,1 L}_{-L})}$$

$$S(L) = \frac{1}{1 + \exp(L) + \exp(-L) + \exp(L)\exp(-L)}$$

$$S(L) = \frac{1}{1 + \underbrace{\exp(L) + \exp(-L)}_{=2\cosh(L)} + \exp(L)\exp(-L)}$$

$$S(L) = \frac{1}{1 + 2\cosh(L) + \exp(L - L)}$$

$$S(L) = \frac{1}{2 + 2\cosh(L)}$$

e multiplicando-se  $S(L)$  por 4 para se obter valor máximo igual a 1

$$S(L) = \frac{4}{2 + 2\cosh(L)}$$

$$S(L) = \frac{2}{1 + \cosh(L)}$$

A expressão 12 pode ser reescrita de forma sucinta por

$$S(L) = \frac{2}{1 + \cosh(7,5 - 0,1L)} \quad (14)$$

## 2.9 Modelo Penna

O modelo Penna, também conhecido como modelo de "Bit-String", foi proposto, em 1995, por T. J. P. Penna. Desde então, tem sido amplamente utilizado para tratar diferentes aspectos referentes ao envelhecimento biológico por meio das técnicas de Monte Carlo (PENNA, 1995). Fundamenta-se na teoria da seleção natural de Darwin para evolução das espécies e na teoria do acúmulo de mutações, sendo essa última uma teoria evolucionária criada pelo biólogo Peter B. Medawar (ROSE, 1991). Segundo essa teoria, o mecanismo de envelhecimento é o acúmulo de mutações deletérias durante o balanço mutação-seleção. Este acúmulo se deve à diminuição da força de seleção para remover alelos danosos da população. Genes deletérios que só se expressam tardiamente na vida, após terminado o período reprodutivo, escapam da seleção natural por já terem sido transmitidos às gerações seguintes, acumulando-se na população e comprometendo a sobrevivência nas idades avançadas (MEDEIROS, 2001).

A facilidade de implementação do modelo Penna se deve ao fato de que cada indivíduo da população é representado por palavras computacionais cujos bits são preenchidos por variáveis binárias setadas com valores 1 ou 0, o que possibilita armazenar informação de forma simples e compacta, não sendo necessário muito espaço de memória. Além disso, permite manipular, bit a bit, por meio de operações lógicas (AND, OR e XOR), como ilustrado na Tabela 3 para o caso particular de dois bits. Dessa forma, é possível simular populações com milhões de

indivíduos, de forma simples e rápida, cujos tamanhos podem ser comparados aos de populações reais.

Tabela 3 Operações binárias AND, OR e XOR. A primeira coluna representa os valores possíveis de dois bits, e nas demais colunas, após a respectiva operação lógica

bit	AND	OR	XOR
00	0	0	0
01	0	1	1
10	0	1	1
11	1	1	0

As simulações de Monte Carlo para o modelo Penna são realizadas, comumente, tomando-se uma população inicial de  $N_0$  indivíduos com idade zero no instante  $t = 0$ . Existem pelo menos duas estratégias para determinar os "genótipos" dos indivíduos da população inicial. Na primeira, os "genótipos" são livres de mutação, ou seja, possuem todos os bits setados em 0 e, na segunda, os "genótipos" são gerados aleatoriamente. Para ambas as estratégias, os resultados são qualitativamente os mesmos (MEDEIROS, 2001).

Vários estudos relativos à teoria evolutiva foram bem explicados pelo modelo Penna. Atualmente, encontram-se na literatura inúmeros trabalhos baseados no modelo, nos quais vários aspectos são investigados, tais como dinâmica populacional de praga e sua interação com o inimigo natural (SOUZA; MARTINS; ZACARIAS, 2009), dinâmica populacional de praga (OLIVEIRA; MARTINS; ZACARIAS, 2008; GIAROLA; MARTINS; TOLEDO COSTA, 2006), estudo de microevolução na população de cabras das Ram Mountain (BRIGATTI; SÁ MARTINS; RODITI, 2005), regulamentação da pesca de lagosta (PENNA; RACCO; SOUZA, 2001), simulação da reprodução cíclica assexuada-sexuada (MARTINS; RACCO, 2001), desaparecimento do bacalhau do norte devido a sobrepesca (MOSS;

PENNA, 1995) e senescência catastrófica do salmão do Pacífico (PENNA; MOSS; OLIVEIRA, 1995). Outras aplicações podem ser encontradas em Oliveira, Oliveira e Stauffer (1999).

Embora o modelo Penna tenha sido idealizado para a implementação em computadores, alguns estudos analíticos já foram realizados Brigatti, Martins e Roditi (2004), Coe e Mao (2004) e Pizza (1997).

O modelo Penna descreve a evolução temporal de uma população  $N(t)$  indivíduos, a partir de algumas regras evolutivas. Na versão assexuada do modelo Penna, cada indivíduo de uma população de tamanho  $N(t)$ , sendo  $t$  uma etapa temporal, é representado por uma palavra computacional de  $A$  bits, a qual é interpretada como o seu "genótipo".

Esta palavra contém informações de quando o efeito de uma mutação deletéria (manifestação de uma doença naquela idade) estará presente (bit setado em 1) ou não (bit setado em zero), durante a vida do indivíduo. É assumido que cada bit corresponde a uma idade (hora, dia, mês, ano, etc.) do indivíduo e que o mesmo poderá sobreviver, no máximo, até a idade  $A - 1$  (máxima expectativa de vida). Assim, a idade é uma variável discreta que varia de 0 a  $A - 1$ . Se, na idade  $i$  da vida do indivíduo, o  $i$ -ésimo bit no "genótipo" for 1, ele sofrerá os efeitos de uma mutação deletéria naquela e em todas as idades seguintes da sua vida. A seleção natural é regulada pelo parâmetro  $T$ , o que significa que o número de doenças acumuladas até a idade atual deve ser menor que o limiar  $T$ . Caso contrário, o indivíduo poderá morrer. Esse limite de doença é o mesmo para toda a população.

Como ilustração, considere o "genótipo" de um indivíduo representado por uma palavra computacional de 32 bits (Figura 8). Nesse caso, o indivíduo poderá sobreviver, no máximo, até a idade 31. Nas idades 1, 3, 5 e 7, o bit está

setado em 1 e, conseqüentemente, o indivíduo sofre o efeito da mutação deletéria nessas idades e em todas as idades seguintes. Adotando-se, por exemplo,  $T = 3$ , esse indivíduo morrerá na idade 5, pois, nessa idade ele atingiu o seu limite de mutações deletérias.

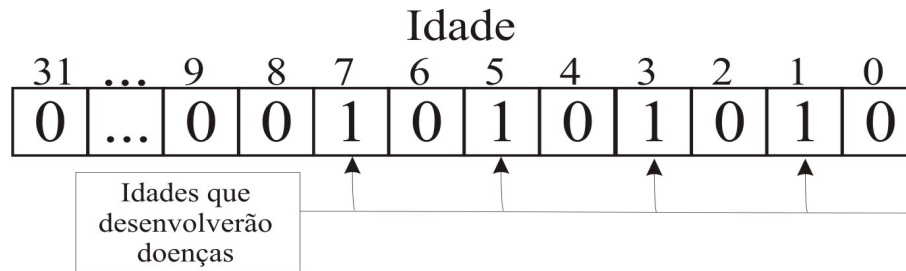


Figura 8 "Genótipo" do indivíduo, representado por uma palavra computacional de 32 bits. Os bits setados em 1 representam mutações deletérias e os bits setados em 0 ausência de mutações

Quando o indivíduo (que são considerados fêmeas) atinge a idade mínima de reprodução,  $R$ , ele poderá gerar  $b$  filhas em cada instante  $t$ , com dada probabilidade a cada idade adicional. Para obter o "genótipo" da filha, é feita uma cópia do "genótipo" da mãe, no qual é inserido um número  $M$  de mutações deletérias em diferentes bits escolhidos aleatoriamente. Se um bit, dentre os  $M$  escolhidos, for zero no "genótipo" da mãe, ele passará a ser 1 no "genótipo" da filha. Por outro lado, se for 1 no "genótipo" da mãe, ele permanecerá 1 no "genótipo" da filha. Dessa forma, o "genótipo" da filha, na melhor das hipóteses, será igual ao "genótipo" da mãe (Figura 9).

Mesmo permitindo apenas mutações ruins, a população que se obtém com a dinâmica até aqui descrita cresce exponencialmente, pois não existe competição entre os indivíduos. Para manter o tamanho populacional dentro dos limites de memória computacional, bem como modelar as restrições ambientais, tais como espaço e alimento, é incluído o fator de Verhulst. A cada etapa temporal  $t$ , o

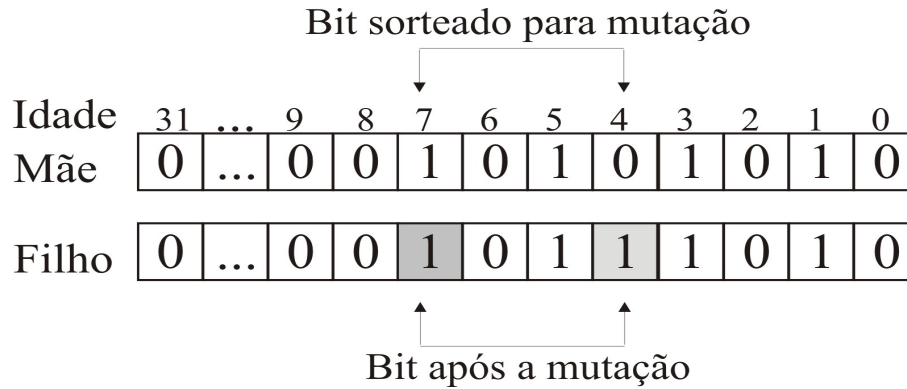


Figura 9 Obtenção do "genótipo" da filha, em que foram escolhidos, aleatoriamente, os bits 4 e 7, para inserir as mutações deletérias

indivíduo cujo número de mutações deletérias até a idade atual é menor que o limiar  $T$  irá sobreviver com probabilidade dada por:

$$P(t) = 1 - \frac{N(t)}{N_{max}}, \quad (15)$$

sendo  $N(t)$  o tamanho da população no tempo  $t$  e  $N_{max}$  o número máximo de indivíduos que o ambiente suporta, devido às restrições de espaço e alimento. O fator de Verhulst será sempre um número real entre 0 e 1. Nos instantes em que a população total for alta, o fator de Verhulst será alto e incidirá fortemente na população, diminuindo sua probabilidade de sobrevivência e matando grande parte da população, independente do seu genótipo. Dessa forma, para cada indivíduo e em cada instante, compara-se  $P(t)$  com um número randômico entre 0 e 1. Se o número sorteado for menor que  $P(t)$ , o indivíduo morre, independente da idade ou do genótipo; caso contrário, o indivíduo sobrevive.

Depois todos os indivíduos terem sido testados para reprodução e morte, uma etapa temporal é concluída.

Resumindo, o modelo Penna trabalha com os seguintes parâmetros:

- a)  $N(0) = N_0$ : tamanho inicial da população;
- b)  $N_{max}$ : capacidade de carga do ambiente;
- c)  $M$ : número de mutações;
- d)  $T$ : limite de mutações deletérias;
- e)  $R$ : idade mínima para reprodução;
- f)  $b$ : número de filhas, por indivíduo, a cada reprodução.

### 2.9.1 Modelo Penna com traço fenotípico

Para simular uma característica fenotípica do indivíduo Martins, Oliveira e Medeiros (2001) propuseram acrescentar uma tira de bits além da tira estruturada por idade que controla o relógio biológico dos indivíduos do modelo Penna. Essa nova tira não apresenta estrutura de idade.

A única diferença está nas mutações, pois, para este novo par, elas podem se dar nas duas direções, tanto de 0 para 1, como de 1 para 0, com uma taxa de mutação MF por bit. O número total  $k \in [0, A]$  de bits iguais a 1 é contado nesta tira. Este número é então relacionado a algum tipo de característica fenotípica do indivíduo, conhecida, na biologia, como traço. Supondo que tal característica seja, por exemplo, o tamanho do animal ou o tamanho da cauda de um pássaro, mutações para um lado ou para o outro apenas aumentam ou diminuem tal tamanho nas próximas gerações, o que, em princípio, não pode ser considerado bom nem ruim.

Ao se referir à parte estruturada do modelo como "genótipo" e à parte não estruturada por idade de "fenótipo", comete-se um abuso de linguagem. Contudo, para distinguir com facilidade a parte estruturada, da não estruturada utilizam-se esses termos.

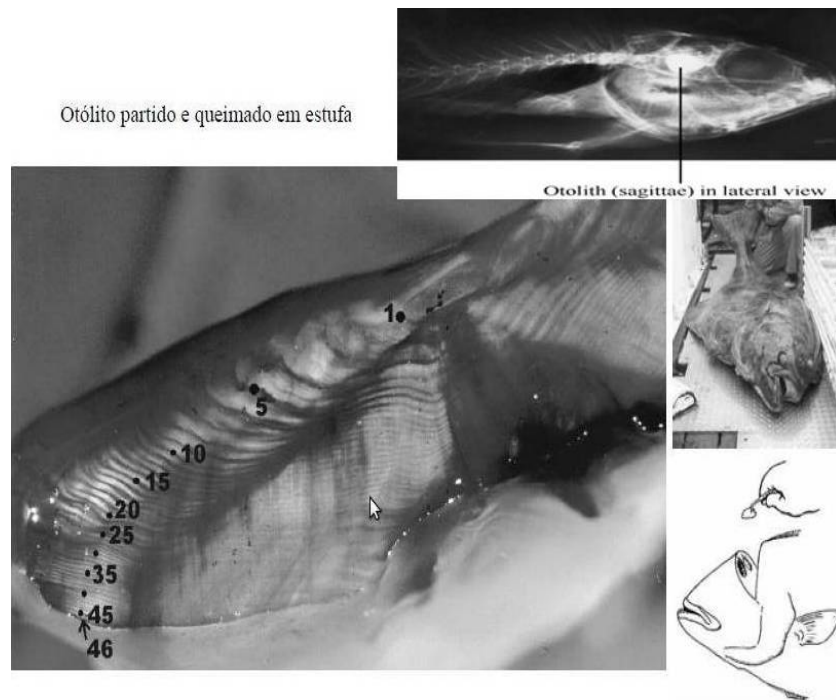


## 2.10 Modelo Von Bertalanffy

O estudo do crescimento consiste, basicamente, na determinação do tamanho do corpo em função da idade. A idade dos peixes que habitam águas temperadas pode ser, geralmente, obtida por meio da contagem dos anéis anuais em estruturas rígidas, tais como escamas, otólitos, vértebras, ossos operculares e espinhos da nadadeira dorsal, sendo os otólitos as estruturas mais comumente utilizadas e estão contidos no labirinto membranoso do ouvido interno dos peixes (Figura 10). Esses anéis são formados devido às fortes flutuações ambientais do verão e do inverno, e vice-versa. Já em áreas tropicais não ocorrem mudanças drásticas. Assim, torna-se difícil usar esse tipo de anéis sazonais para a determinação de idades, mas vários estudos foram feitos (ARAUJO; MARTINS; COSTA, 2002; GOMIERO; CUTRIM; BATISTA, 2005; BRAGA, 2007).

Métodos foram desenvolvidos para uso em estruturas mais delicadas, chamadas anéis diários, para contar a idade dos peixes em número de dias. Esses métodos, no entanto, requerem equipamentos especiais e caros, portanto, não é possível que eles sejam aplicados como rotina em muitos lugares. Felizmente, foram desenvolvidos métodos que permitem a conversão de dados de frequência de idade em comprimento (SPARRE; VENEMA, 1997).

Assim, modelos para relacionar idade e tamanho de animais, denominados curvas de crescimento, são ferramentas importantes no estudo de populações biológicas. Von Bertalanffy (BERTALANFFY, 1938) desenvolveu um modelo matemático de crescimento individual, cuja sua popularidade se deve não somente à simplicidade das equações e dos parâmetros biológicos envolvidos, mas pelas evidências empíricas de que permitem obter bom ajuste ao crescimento observado em muitas espécies de peixes. O modelo de Von Bertalanffy é um dos fundamentos básicos em biologia pesqueira, uma vez que é utilizado como um submodelo



Alabote “halibut” fêmea; TL= 145 cm, 46 ano

in [www.iphc.washington.edu](http://www.iphc.washington.edu)

Figura 10 Otólitos mostrando anéis de crescimento que foram contados

em modelos mais complexos que descrevem a dinâmica de populações de peixes (SPARRE; VENEMA, 1997).

Encontram-se, na literatura especializada, vários estudos que utilizaram o modelo de von Bertalanffy para descrever curvas de crescimento, tais como dinâmica populacional de espécies de grandes bagres, dentre elas o pintado *P. corruscans* (Agassiz, 1829) (MATEUS; PENHA, 2007), biologia e pesca do timbiri (*Pterengraulis atherinoides*) (SILVA; SAMPAIO; VIANA, 2005), estimativas de parâmetros de curvas de crescimento de bovinos Zebu (SANTORO et al., 1999) e dinâmica populacional *P. corruscans* (Agassiz, 1829) (PETRERE, 1983).

Segundo o modelo, o tamanho do peixe, em função da idade  $j$ , é dado por:

$$L(j) = L_{\infty} [1 - e^{-K(j-j_0)}] \quad (16)$$

sendo  $L(j)$  o comprimento, em cm,  $j$  a idade, em anos,  $L_{\infty}$  o comprimento assintótico, em cm,  $K$  a taxa de crescimento, em  $\text{ano}^{-1}$  e  $j_0$  a idade teórica, em que o comprimento é zero. Até certo ponto, os parâmetros podem ser interpretados biologicamente.  $L_{\infty}$  é interpretado como o comprimento máximo que um peixe de um determinado estoque atingirá se crescer durante um período infinito de tempo.  $K$  é um "parâmetro de curvatura" que determina a velocidade com que o peixe se aproxima do seu  $L_{\infty}$  (Figura 11).  $j_0$  determina o ponto no tempo em que o peixe tem comprimento zero. Biologicamente, isso não tem significado porque o crescimento começa na eclosão, quando a larva já tem certo comprimento, que pode ser chamado  $L(0)$  quando é colocado  $t = 0$  no dia do nascimento (SPARRE; VENEMA, 1997). O modelo de Von Bertalanffy está ilustrado na Figura 12.

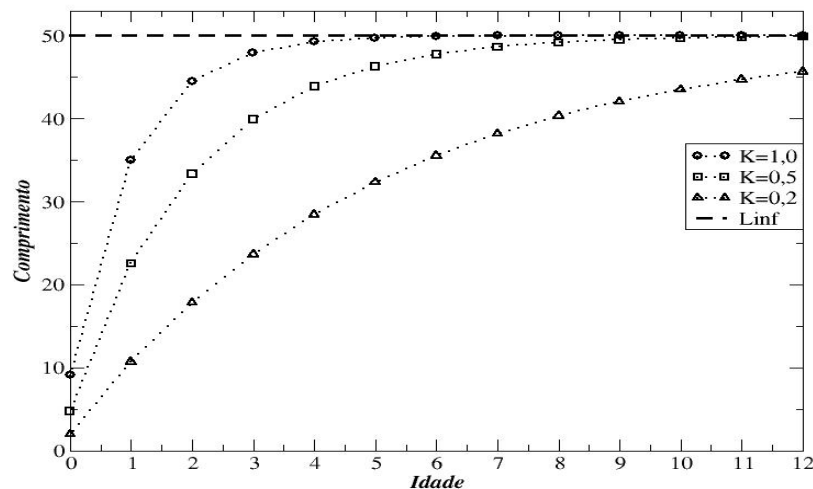


Figura 11 Curvas de crescimento, obtidas do modelo de Von Bertalanffy com diferentes taxas de crescimento ( $K$ ), Sendo  $L_{\infty}=50$  cm e  $j_0=-0,2$

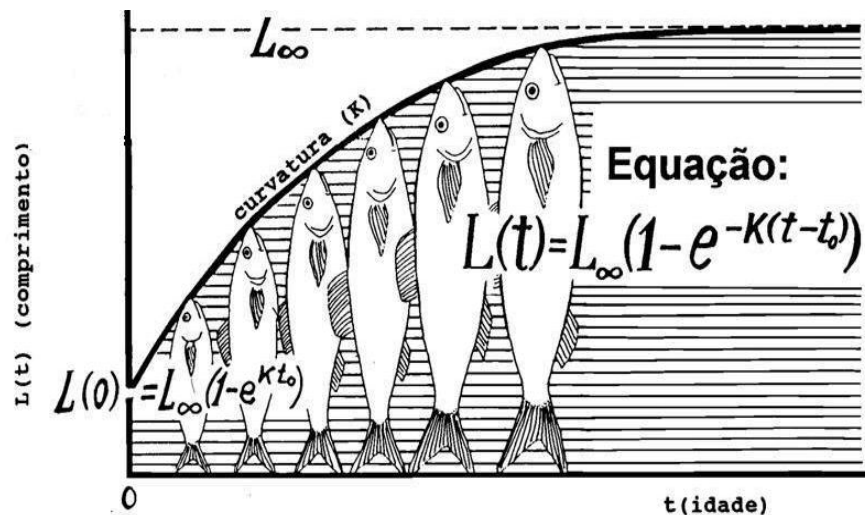


Figura 12 Representação da equação de crescimento de Von Bertalanffy. Fonte: Sparre e Venema (2003)

### 2.11 Método bootstrap

O método de bootstrap foi originalmente proposto por Efron (1979). Este método tem por base a ideia de que o pesquisador pode tratar a sua amostra como se ela fosse a população que deu origem aos dados e usar amostragem com reposição de sua amostra original para gerar pseudoamostras e, a partir destas, estimar características de interesse de certas estatísticas. O seu principal objetivo consiste em abordar o problema de estimar a variabilidade de estimadores  $\theta$ . A utilização desse método vem se destacando, pois, além de fornecer estimativas de parâmetros e seus desvios padrão, permite obter intervalos de confiança para os parâmetros analisados, bem como a distribuição empírica de suas estimativas (FERREIRA, 2009).

O método bootstrap, se comparado a outras técnicas estatísticas, teve uma

gênese um tanto tardia, devido à sua dependência do uso de computadores. Os progressos da informática experimentados nas últimas décadas do século XX possibilitaram a popularização do uso do computador e incrementaram o surgimento e acesso a softwares matemáticos e estatísticos. Consequentemente, as aplicações de métodos bootstrap nas mais diferentes áreas da estatística se intensificaram (MARTINEZ; LOUZADA-NETO, 2001).

Técnicas de reamostragem são úteis, em especial quando o cálculo de estimadores por métodos analíticos for complicado, podendo ser aplicado em diversas situações em que se deseja estimar parâmetros (MARTINEZ; LOUZADA-NETO, 2001). Muitas vezes, a distribuição de probabilidade que estamos lidando é desconhecida. Nesse caso, o bootstrap é muito útil, pois é uma técnica que não exige diferentes fórmulas para cada problema e pode ser utilizada em casos gerais, não dependendo da distribuição original do parâmetro estudado. Quando a distribuição do parâmetro a ser estimado é conhecida, a coincidência entre o intervalo paramétrico e o intervalo bootstrap reforçam a hipótese de veracidade a respeito das suposições do modelo paramétrico (EFRON; TIBSHIRANI, 1993).

Para aplicação do método, é preciso obter uma amostra de tamanho  $n$ , que é denominada amostra mestre, que representará a população da qual foi retirada. Por meio de reamostragem na amostra mestre, são obtidas novas amostras. Uma vez geradas as reamostras, deve-se calcular para cada reamostra a estatística solicitada no problema. Essa técnica não altera nenhum valor da amostra mestre, ela apenas trabalha na análise da combinação dos valores iniciais com a finalidade de se obter as conclusões desejadas. Dessa forma, é obtida a distribuição bootstrap, que representa a distribuição amostral da estatística de interesse. Todas as inferências são realizadas por meio desta distribuição (DICICCIO; EFRON, 1996).

Existem várias técnicas para a obtenção do intervalos de confiança bootstrap

(DICICCIO; EFRON, 1996). A seguir serão descritas duas formas. A primeira delas é dada por:

$$IC_{bootstrap} = (estatística \pm t \times SE_{bootstrap})$$

sendo  $t$  a distribuição de student com  $(n - 1)$  graus de liberdade,  $n$  o tamanho da amostra original e  $SE_{bootstrap}$  o erro padrão das estatísticas nas  $n$  reamostras. O intervalo de confiança bootstrap  $t$  só funciona bem quando é conhecido que a distribuição Bootstrap é aproximadamente normal e tem pequeno vício (DICICCIO; EFRON, 1996).

Uma segunda técnica de cálculo do intervalo de confiança bootstrap é denominada intervalo de confiança percentil e não faz suposição a respeito da distribuição do estimador. Para uma confiança  $(1 - \alpha)100\%$ , encontra-se o percentil  $(1 - \alpha/2)100\%$  e o percentil  $(\alpha/2)100\%$  da estatística nas reamostras, em que  $\alpha$  é o nível de significância.

O processo de bootstrap necessita de inúmeras repetições para a construção de um intervalo preciso, ou seja, para que as oscilações provocadas pela aleatoriedade do processo sejam minimizadas (FERREIRA, 2008).

## 2.12 Métodos para análise da saída de simulações

Modelos de simulação computacional são utilizados nas mais variadas situações, no intuito de descrever o comportamento dinâmico de um sistema durante um período de tempo. Essa metodologia constrói formas de quantificar o comportamento observado, prevendo o comportamento futuro (OLIVEIRA, 2010). A proposta da simulação é produzir dados que, quando analisados, identificarão importantes aspectos do sistema estudado, auxiliando na explicação e na com-

preensão do mesmo (LAW; KELTON, 2000).

Alguns processos de simulação produzem séries temporais que contêm a informação sobre características do sistema e, dessa forma, para a análise dos dados de saída são utilizadas medidas que sintetizem o comportamento do sistema, tais como média, variância e intervalos de confiança. Entretanto, os métodos estatísticos clássicos, muitas vezes, são inapropriados para a análise da saída da simulação, pois, na maioria dos casos, as séries temporais são não-estacionárias e autocorrelacionadas, sendo aconselhado a utilização de métodos específicos para se buscar as respostas desejadas (ALEXOPOULOS, 2006; LAW; KELTON, 2000).

De acordo com Law e Kelton (2000), existem vários métodos para se obter média, variância e intervalos de confiança da saída de simulações, os quais podem variar de acordo com o tipo de simulação realizada. O mais utilizado é o método batch, que consiste em dividir uma série temporal da saída de uma simulação  $\{X_1, X_2, \dots, X_m\}$  em  $n$  subamostras ("batches") de tamanho  $k$ , de modo que  $m = nk$ , e obter médias independentes (Figura 13).

A aplicação do método batch consiste nas seguintes etapas:

1) inicialmente, dividem-se as  $m$  observações em  $n$  subamostras de tamanho  $k$  cada uma

$$\underbrace{X_1, \dots, X_k}, \underbrace{X_{k+1}, \dots, X_{2k}}, \dots, \underbrace{X_{(j-1)k+1}, \dots, X_{jk}}, \dots, \underbrace{X_{(n-1)k+1}, \dots, X_{nk}}$$

2) Para cada subamostra é calculada uma média das  $k$  observações

$$\underbrace{X_1, \dots, X_k}_{\bar{X}_1(k)}, \underbrace{X_{k+1}, \dots, X_{2k}}_{\bar{X}_2(k)}, \dots, \underbrace{X_{(j-1)k+1}, \dots, X_{jk}}_{\bar{X}_j(k)}, \dots, \underbrace{X_{(n-1)k+1}, \dots, X_{nk}}_{\bar{X}_n(k)}$$

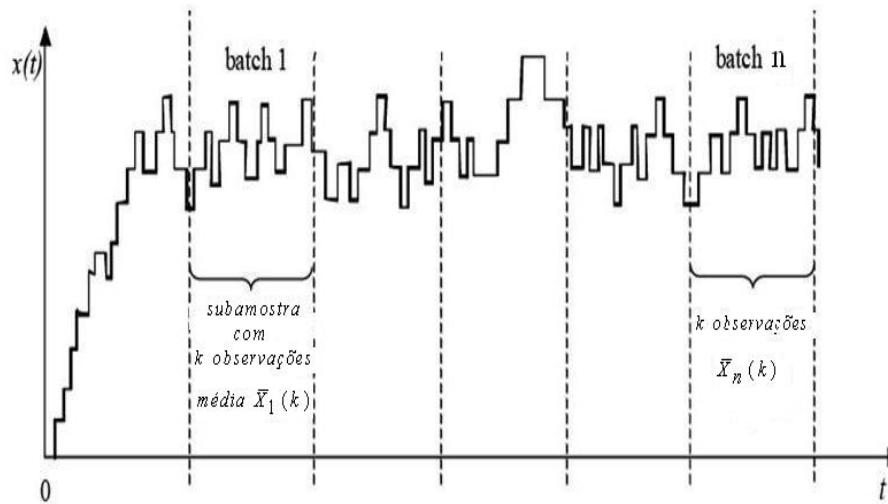


Figura 13 Representação da saída de simulações dividida em subamostras ou lotes ("batches")

$$\bar{X}_j(k) = \frac{\sum_{i=1}^k X_i}{k}$$

em  $j = 1, 2, \dots, n$

3) Em seguida, é calculada a média total

$$\underbrace{\underbrace{X_1, \dots, X_k}_{\bar{X}_1(k)}, \underbrace{X_{k+1}, \dots, X_{2k}}_{\bar{X}_2(k)}, \dots, \underbrace{X_{(j-1)k+1}, \dots, X_{jk}}_{\bar{X}_j(k)}, \dots, \underbrace{X_{(n-1)k+1}, \dots, X_{nk}}_{\bar{X}_n(k)}}_{\bar{X}(n,k)}$$

$$\bar{\bar{X}}(n, k) = \frac{\sum_{j=1}^n \bar{X}_j(k)}{n}$$

4) Calcula-se a variância das médias da subamostras



$$S_{n,k}^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n \left[ \bar{X}_j(k) - \bar{\bar{X}}(n,k) \right]^2$$

5) O intervalo de confiança  $(1 - \alpha)100\%$  para média é dado por

$$\bar{\bar{X}}(n,k) \pm t_{1-\frac{\alpha}{2};n-1} \frac{S_{n,k}}{\sqrt{n}}$$

em que  $t_{1-\frac{\alpha}{2};n-1}$  é o quantil superior da distribuição t de Student com  $n - 1$  graus de liberdade.

O principal problema com a aplicação do método batch é a escolha do tamanho  $k$  da subamostra. Se  $k$  é pequeno, as médias podem ser altamente correlacionadas. Assim, esse método é mais indicado para simulações com grande períodos de tempo (SCHMEISER, 1982).

Uma alternativa é a utilização do método bootstrap em que, por meio de amostragem com reposição, podem-se obter amostras não correlacionadas da série temporal. Para cada amostra bootstrap, calcula-se a estatística de interesse. O conjunto final das estatísticas é considerado a distribuição amostral e, por meio desta, é obtido o intervalo de confiança. A vantagem do método bootstrap é que ele pode ser utilizado tanto em simulações com curto períodos de tempo como para grande períodos (CHENG; HOLLAND, 2004).

### 2.13 Análise de agrupamento

Análise de agrupamentos constitui uma metodologia numérica multivariada, também conhecida como análise de conglomerado ou “cluster analysis”, que tem como objetivo dividir um conjunto de observações em grupos homogêneos ou compactos, segundo alguns critérios convenientes de similaridade. Assim, os elementos pertencentes a um mesmo grupo serão homogêneos (similares) entre

si, com respeito a certas variáveis medidas, enquanto os pertencentes a grupos diferentes deverão ser heterogêneos entre si em relação às mesmas características (MINGOTI, 2005).

Os dados observados em  $n$  indivíduos e relativos a  $p$  variáveis são representados da seguinte forma (FERREIRA, 2008):

$$\mathbf{Y} = \begin{pmatrix} y_{11} & y_{12} & \cdots & y_{1j} & \cdots & y_{1p} \\ y_{21} & y_{22} & \cdots & y_{2j} & \cdots & y_{2p} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \ddots & \vdots \\ y_{i1} & y_{i2} & \cdots & y_{ij} & \cdots & y_{ip} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \ddots & \vdots \\ y_{n1} & y_{n2} & \cdots & y_{nj} & \cdots & y_{np} \end{pmatrix}$$

$$= \begin{pmatrix} \mathbf{y}_1^\top \\ \mathbf{y}_2^\top \\ \vdots \\ \mathbf{y}_i^\top \\ \vdots \\ \mathbf{y}_n^\top \end{pmatrix} = \left( \mathbf{y}_{(1)} \quad \cdots \quad \mathbf{y}_{(j)} \quad \cdots \quad \mathbf{y}_{(p)} \right)$$

em que  $\mathbf{y}_i^\top$  representa o vetor linha, vetor  $p$ -dimensional de observações do  $i$ -ésimo objeto (indivíduo ou item) e  $\mathbf{y}_{(j)}$ , o vetor  $n$ -dimensional coluna de observações correspondente a  $j$ -ésima variável,  $i = 1, 2, \dots, n$  e  $j = 1, 2, \dots, p$ .

Na análise de agrupamento é importante a escolha de um critério que meça a distância entre dois objetos, ou quantifique o quanto eles são parecidos. Por meio desses critérios pode-se avaliar se dois pontos estão próximos e, portanto, podem fazer parte de um mesmo grupo ou não. Podem-se dividir essas medidas em duas categorias: medidas de similaridades (quanto maior for o valor observado mais

parecidos são os objetos) e de dissimilaridades (quanto maior for o valor observado menos parecidos são os objetos). Essas medidas são calculadas a partir da matriz de dados  $\mathbf{Y}$ , anteriormente apresentada. Existem muitos tipos de proximidades (termo utilizado para indicar similaridade ou dissimilaridade) que, por sua vez, dependem do tipo de variáveis que está sendo considerada na análise de agrupamento (FERREIRA, 2008).

As distâncias são as medidas de dissimilaridades mais utilizadas no estudo de bancos de dados com variáveis quantitativas. As mais utilizadas são distância euclidiana, distância euclidiana padronizada quadrática, e distância Mahalanobis. Segundo Ferreira (2008), a notação  $\mathbf{y}_r$  e  $\mathbf{y}_s$  designa os vetores  $p$ -dimensionais de observações dos objetos  $r, s = 1, 2, \dots, n$ . Assim, a distância quadrática entre os objetos  $r$  e  $s$ , é definida por

$$d_{rs}^2 = |\mathbf{y}_r - \mathbf{y}_s|^2 \Psi = (\mathbf{y}_r - \mathbf{y}_s)^\top \Psi (\mathbf{y}_r - \mathbf{y}_s), \quad (17)$$

em que a matriz  $\Psi$ , positiva definida representa uma métrica de interesse.

Se  $\Psi$  for identidade, a distância quadrática em questão é a euclidiana. Esse tipo de distância é mais apropriada para grupos de variáveis que possuem escalas similares, pois caso contrário, variáveis com maior variabilidade irão dominar a classificação das distâncias. Se a matriz  $\Psi$  for definida por  $\Psi = \mathbf{D}^{-1} = \text{diag}(1/S_{kk})$ ,  $k = 1, 2, \dots, p$ , então, a distância quadrática da equação (17) se denomina na distância euclidiana padronizada quadrática, sendo  $S_{kk}$  o estimador da variância da  $k$ -ésima variável ao longo da amostra de  $n$  objetos. Essa distância quadrática é adequada para variáveis que possuem diferentes escalas, mas que são não-correlacionadas. Finalmente, para contemplar tanto as diferenças de escalas, como as estrutura de correlação entre as variáveis, define-se a métrica  $\Psi = S^{-1}$ . Nesse caso, a distância quadrática corresponde à distância generalizada de Maha-

lanobis. Esta última distância iguala as condições das escalas e leva em conta o efeito das correlações. Isso porque cada variável será padronizada pelas respectivas variabilidades e a correlação entre diferentes variáveis é contemplada, sendo, portanto, uma medida mais aceitável, quando as unidades amostrais constituem um conjunto de indivíduos e, principalmente, quando as variáveis são correlacionadas (FERREIRA, 2008).

Quanto aos métodos de agrupamento, existem, basicamente, dois tipos, hierárquicos e não hierárquicos, que se baseiam em duas ideias básicas, coesão interna dos elementos e isolamento externo entre os grupos. Nos métodos não hierárquicos, o número de grupos deve ser definido previamente e os elementos são alocados de forma otimizada; já os hierárquicos são aqueles em que os elementos são classificados em grupos em etapas diferentes, ou seja, de modo hierárquico, produzindo, como resultado final, um gráfico denominado dendrograma (BUSSAB; MIAZAKI; ANDRADE, 1990).

As técnicas aglomerativas hierárquicas mais utilizadas são: métodos do vizinho mais próximo, do vizinho mais distante, da ligação média, do centroide, da mediana e de Ward. Não existe uma recomendação específica sobre qual método é o mais adequado para um conjunto de dados, mas a escolha pode ser por meio de comparação dos valores da correlação cofenética, isto é, o método selecionado será aquele que apresentar a maior correlação cofenética. Essa correlação é uma medida da qualidade do ajuste, pois mede o grau de preservação das distâncias emparelhadas pelo dendrograma resultante do agrupamento em relação às distâncias originais (FERREIRA, 2008).

A correlação cofenética é uma medida de validação (certificar se os grupos realmente diferem uns dos outros) bastante utilizada para os agrupamentos hierárquicos. A ideia básica é realizar uma comparação entre as distâncias efeti-

vamente observadas entre os objetos e distâncias previstas a partir do processo de agrupamento (FERREIRA, 2008). Na prática, a correlação cofenética apresenta um bom ajuste dos dados para  $r \geq 0,8$ , sendo possível fazer inferências quanto aos agrupamentos apresentados (BUSSAB; MIAZAKI; ANDRADE, 1990).

Segundo Ferreira (2008), nos métodos hierárquicos pode-se escolher o número de grupos  $k$  escolhendo-se um ponto de corte na escala de distâncias e cortando-se os ramos do diagrama de árvores (dendograma). Para isso, escolhe-se o número de grupos dado no primeiro estágio no dendograma, no qual  $\alpha_j > \bar{\alpha} + \phi S_\alpha$ , em que  $j = 1, 2, \dots, n$ ,  $\alpha_j$  é o valor da distância para o estágio de junção correspondente a  $n - j + 1$  grupos,  $\bar{\alpha}$  e  $S_\alpha$  são a média e o desvio padrão dos  $\alpha_j$ 's e  $\phi$  uma constante. Sugere-se utilizar  $\phi = 1,25$ , com base em resultados de simulação (FERREIRA, 2008).

A aplicação da análise de agrupamento, quando se têm variáveis de escalas diferentes, deve ser precedida por um tratamento prévio dos dados. Quando não é feito o pré-tratamento, as variáveis com valores numéricos mais altos serão mais importantes no cálculo que as variáveis com valores numéricos mais baixos. O pré-tratamento mais comumente empregado é a transformação  $Z$ , que transforma as medidas de cada variável, de tal modo que o conjunto de dados tenha média zero e variância um. A finalidade desse procedimento é equalizar a importância estatística de todas as variáveis utilizadas, ou seja, garantir que as duas variáveis estão sendo consideradas com importâncias equivalentes.

Resumidamente, a análise de agrupamento reúne observações dentro de grupos, tal que cada grupo seja o mais homogêneo possível. Esse processo pode ser sintetizado em cinco etapas. A primeira delas é a escolha da medida de dissimilaridade e a seguinte é a escolha de um método de agrupamento (hierárquico ou não-hierárquico). O terceiro passo é a escolha do tipo de agrupamento para o

método escolhido, seguido pela decisão sobre o número de grupos e, finalmente, a interpretação dos resultados encontrados (BUSSAB; MIAZAKI; ANDRADE, 1990).

## REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A. et al. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* em distintas fases del ciclo de vida, em la planície de inundación del alto rio Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. **Revue d'Hydrobiologie Tropicale**, Paris, v. 26, n. 1, p. 79-90, 1993.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM, 2007. 501 p.
- AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. **Hidrobiologia**, Bucuresti, n. 303, p. 141-148, 1995.
- ALEXOPOULOS, C. Statistical estimation in computer simulation. In: Henderson, S. G.; Nelson, B. L. (Ed.). **Simulation**. Amsterdam: Elsevier, 2006. p. 193-223.
- ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. **Importância das lagoas marginais e várzeas do rio das Velhas para a manutenção da pesca e de espécies de peixes migradoras e de importância comercial da bacia do rio São Francisco em Minas Gerais: projeto Manuelzão**. Belo Horizonte: FAPEMIG, 2006. 56 p.
- ARAÚJO, J. N.; MARTINS, A. S.; COSTA, K. G. Idades e crescimento da cioba, *Ocyurus chrysurus*, da Costa Central do Brasil. **Jornal Brasileiro de Oceanografia**, São Paulo, v. 50, n. 1, p. 47-57, jun. 2002.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A.; FABRÉ, N. N. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. M.; Matsumura-Tundisi, T. **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 105-136.

BAILLY, D. **Influência do regime de cheias na reprodução de espécies com diferentes estratégias reprodutivas da planície de inundação do rio Cuiabá, Alto Pantanal, Brasil.** 2006. 28 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2006.

BARTHEM, R.; GOULDING, M. **The catfish connection:** ecology, migration and conservation of Amazonian predators. New York: Columbia University, 1997. 144 p.

BERKELEY, S. A. et al. Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. **Fisheries**, Bethesda, v. 29, n. 8, p. 23-32, Aug. 2004.

BERNACSEK, G. M. **Guidelines for dam design and operation to optimize fish production in impounded river basins based on a review of the ecological effects of large dams in Africa.** Rome: FAO, 1984. 98 p.

BERTALANFFY, L. V. A quantitative theory of organic growth. **Human Biology**, Detroit, v. 10, n. 2, p. 181-213, 1938.

BIRKELAND, C.; DAYTON, P. K. The importance in fishery management of leaving the big ones. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 20, n. 7, p. 356-358, July 2005.

BRIGATTI, E.; MARTINS, J. S. S.; RODITI, I. Scaling properties of the penna model. **The European Physical Journal B**, Les Ulis, v. 42, n. 3, p. 431-434, Sept. 2004.

\_\_\_\_\_. Sharp gene pool transition in a population affected by phenotype-based selective hunting. **The European Physical Journal B**, Les Ulis, v. 45, n. 4, p. 529-532, Dec. 2005.

BUGENYI, F. W. B. Ecotones in a changing environment: management of adjacent wetlands for fisheries production in the tropics. **Verhandlungen der Internationalen Verein Limnologie**, Stuttgart, v. 24, n. 1, p. 2547-2551, July 1991.



BUSSAB, W. O.; MIAZAKI, E. S.; ANDRADE, D. F. **Introdução à análise de agrupamentos**. São Paulo: Associação Brasileira de Estatística, 1990. 105 p.

CARVALHO, D. C. et al. Utilização de baixo número de matrizes em piscicultura: perda de recursos genéticos para programas de repovoamento. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, Belo Horizonte, v. 30, n. 3/4, p. 100-104, maio/ago. 2006.

CHENG, R. C. H.; HOLLAND, W. Calculation of confidence intervals for simulation output. **Transactions on Modeling and Computer Simulations**, New York, v. 14, n. 4, p. 344-362, Aug. 2004.

COE, J. B.; MAO, Y. Population dynamics in the penna model. **Physica Review E**, New York, v. 69, n. 4, p. 41907-41912, Dec. 2004.

CONOVER, D. O.; MUNCH, S. B. Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales. **Science**, New York, v. 297, n. 5578, p. 94-96, July 2002.

CREPALDI, D. V. et al. Biologia reprodutiva do surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*). **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, Belo Horizonte, v. 30, n. 3/4, p. 59-167, maio/ago. 2006.

CUTRIM, L.; BATISTA, V. S. Determinação de idade e crescimento do mapará (*Hypophthalmus marginatus*) na Amazônia Central. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 35, n. 1, p. 85-92, 2005.

DICICCIO, T. J.; EFRON, B. Bootstrap confidence intervals. **Statistical Science**, Hayward, v. 11, n. 30, p. 189-228, 1996.

DIECKMANN, U.; ERNANDE, B.; HEINO, M. Adaptive changes in harvested populations: plasticity and evolution of age size at maturation. **The Royal Society**, London, v. 271, n. 1, p. 415-423, Nov. 2004.

EFRON, B. Bootstrap methods: another look at the jackknife. **Annals of Statistics**, Hayward, v. 7, n. 1, p. 1-26, 1979.

EFRON, B.; TIBSHIRANI, R. J. **An introduction to the bootstrap**. New York: Chapman & Hall, 1993. 436 p.

FEITOSA, L. A. et al. Parâmetros populacionais e simulação do rendimento por recruta de *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 26, n. 3, p. 317-323, 2004.

FERREIRA, D. F. **Estatística básica**. 2. ed. rev. Lavras: UFLA, 2009. 664 p.

\_\_\_\_\_. **Estatística multivariada**. Lavras: UFLA, 2008. 662 p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **FAO aquaculture newsletter**. Disponível em: <<http://www.fao.org>>. Acesso em: 14 abr. 2010.

GARCIA, I. C. B. **Influência da pesca seletiva sobre o comprimento médio de maturação em populações de dourado (*Salminus brasiliensis*), piraputanga (*Brycon hilarii*) e curimatá (*Prochilodus lineatus*) no Rio Miranda, MS**. 2006. 46 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2006.

GIAROLA, L. T. P.; MARTINS, S. G. F.; COSTA, M. C. P. T. Computer simulation of *Aphis gossypii* insects using Penna ageing model. **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 368, n. 1, p. 147-154, Jan. 2006.

GODINHO, A. L.; POMPEU, P. S. A importância de ribeirões para os peixes de piracema. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 361-372.

GODINHO, H. P. et al. Pesca e biologia do *Pseudoplatystoma corruscans* no rio São Francisco. In: MIRANDA, M. O. T. (Ed.). **Surubim**. Belo Horizonte: IBAMA, 1997. p. 27-42. (Coleção Meio Ambiente. Série de Estudos: Pesca, 19).

\_\_\_\_\_. Pesca e biologia do *Pseudoplatystoma corruscans* no rio São Francisco em Pirapora, MG. In: Reunião do grupo de avaliação técnica de Siluriformes do Brasil, 1., 1990, Pirassununga. **Anais...** Pirassununga: CEPTA/IBAMA, 1990. p. 1-9.

GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. **Água, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. 468 p.

GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Descrição dos otólitos de tucunarés (*Cichla* sp. e *Cichla monoculus*) no reservatório da hidrelétrica de volta grande (SP-MG). **Ciência Animal Brasileira**, Goiânia, v. 8, n. 1, p. 119-126, 2007.

HILSDORF, A. W. S.; MARQUES, D. K. S.; RESENDE, E. K. **Genética e conservação de estoques pesqueiros de águas continentais no Brasil: situação atual e perspectivas**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2006. 44 p.

JOBLING, M. **Environmental biology of fishes**. London: Chapman & Hall, 1996. 455 p.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 106, n. 1, p. 110-127, Aug. 1989.

JUNK, W. J.; WELCOMME, R. L. Floodplains. In: Patten, B. C. **Wetlands and shallow continental waters bodies**. Netherlands: SPB Academic, 1990. v. 1, p. 491-524.

KVAMME, C.; BOGSTAD, B. The effect of including length structure in yield-per-recruit estimates for northeast Arctic cod. **ICES Journal of Marine Science**, Dauphin, v. 64, n. 2, p. 357-368, Apr. 2007.

LAUDER, G. V.; LIEM, K. F. The evolution and interrelationships of the Actinopterygian fishes. **Bulletin of the Museum of Comparative Zoology**, Berlin, v. 150, n. 3, p. 95-197, Sept. 1983.

LAW, A. M.; KELTON, W. D. **Simulation modeling & analysis**. New York: McGraw-Hill, 2000. 760 p.

LONGHURST, A. Murphy law revisited: longevity as a factor in recruitment to fish populations. **Fisheries Research**, New York, v. 56, n. 1, p. 125-131, Sept. 2002.

LOWE-MCCONNELL, R. L. **Ecological studies in tropical fish communities**. London: Cambridge University, 1987. 382 p.

\_\_\_\_\_. **Fish communities in tropical freshwaters**. London: Longman, 1975. 337 p.

MACHADO, C. E.; ABREU, H. C. F. Notas preliminares sobre a caça e a pesca no Estado de São Paulo: I., a pesca no Vale do Paraíba. **Boletim de Indústria Animal**, Nova Odessa, v. 13, p. 145-160, 1952.

MARQUES, E. E. **Biologia reprodutiva, alimentação natural e dinâmica da nutrição do pintado *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829) (Osteichthyes, Pimelodidae) no alto rio Paraná**. 1993. 104 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1993.

MARTINEZ, E. Z.; LOUZADA-NETO, F. Estimação intervalar via bootstrap. **Revista de Matemática e Estatística**, Marília, v. 19, n. 1, p. 217-251, jun. 2001.

MARTINS, J. S. S.; OLIVEIRA, S. M. de; MEDEIROS, G. A. de. Simulated ecology-driven sympatric speciation. **Physica Review E**, New York, v. 64, n. 2, p. 21906-21912, 2001.

MARTINS, J. S. S.; RACCO, A. Simulated emergence of cyclic sexual-asexual reproduction. **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 297, n. 3, p. 485-494, Aug. 2001.

MATEUS, L. A. F.; PENHA, J. M. F. Dinâmica populacional de quatro espécies de grandes bagres na bacia do rio Cuiabá, Pantanal norte, Brasil (*Siluriformes*, *Pimelodidae*). **Revista Brasileira de Zoologia**, Viçosa, MG, v. 24, n. 1, p. 87-98, mar. 2007.

MEDEIROS, N. G. F. **Modelos evolucionários de envelhecimento biológico**. 2001. 119 p. Tese (Doutorado em Física) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2001.

MENEZES, R. S. **Pesca e piscicultura no Vale do São Francisco**. Recife: Secretaria da Agricultura, Indústria e Comércio do Estado de Pernambuco, 1956. 105 p.

\_\_\_\_\_. **Pesquisa de pesca e piscicultura no rio São Francisco**: levantamento das realizações anteriores e perspectivas futuras. Fortaleza: SUDEPE, 1973. 36 p.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada**: uma abordagem aplicada. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 297 p.

MIRANDA, M. O. T. **Surubim**. Belo Horizonte: IBAMA, 1997. 157 p. (Coleção Meio Ambiente. Série de Estudos: Pesca, 19).

MOSS, S. M.; OLIVEIRA, T. J. P.; PENNA, T. J. P. Simulating the vanishing of the northern cod fish. **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 215, n. 3, p. 298-304, May 1995.

MUNCH, S. B.; WALSH, M. R.; CONOVER, D. O. Harvest selection, genetic correlations, and evolutionary changes in recruitment: one less thing to worry about. **Canadian Journal Fish Aquatic**, Ottawa, v. 62, n. 4, p. 802-810, June 2005.

OLIVEIRA, A. C. S. **Simulação computacional e análise estatística aplicadas ao estudo de diferentes aspectos da dinâmica populacional de pragas de importância econômica**: o bicho mineiro do cafeeiro e o ácaro rajado. 2010. 119 p. Tese (Doutorado em Estatística e Experimentação Agropecuária) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

OLIVEIRA, A. C. S.; MARTINS, S. G. F.; ZACARIAS, M. S. Computer simulation of the coffee leaf miner using sexual Penna aging model. **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 387, n. 2, p. 476-484, Jan. 2008.

OLIVEIRA, S. M. de; OLIVEIRA, P. M. C. de; STAUFFER, D. **Evolution, money, war and computers**. Stuttgart: Leipzig, 1999. 156 p.

PENNA, T. J. P. A bit string model for biological aging. **Journal of Statistical Physics**, New York, v. 78, n. 5/6, p. 1629-1633, Dec. 1995.

PENNA, T. J. P.; MOSS, S.; OLIVEIRA, D. Mutation accumulation and the catastrophic senescence of the pacific salmon. **Physical Review E**, New York, v. 52, n. 1, p. R3309-R3312, July 1995.

PENNA, T. J. P.; RACCO, A.; SOUZA, A. O. Can microscopic models for age-structured populations contribute to ecology? **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 295, n. 1, p. 31-37, June 2001.

PETRERE, M. A. A pesca de água doce do Brasil. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 110, p. 28-33, 1995.

PETRERE, M. A. Relationships among catches: fishing effort and river morphology for eight river of Amazonas State, Brazil: during 1976-1978. **Amazoniana**, Manaus, v. 8, n. 2, p. 281-296, 1983.

PETRERE JUNIOR, M. et al. Review of the large catfish fisheries in the upper Amazon and the stock depletion of piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum* Lichtenstein). **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, London, v. 14, n. 4, p. 403-414, Dec. 2004.

PIZZA, A. F. R. T. Dynamics of the bit-string model of age structured population. **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 242, n. 1/2, p. 195-218, Apr. 1997.

POMPEU, P. S. **Efeitos das estações seca e chuvosa e da ausência de inundações nas comunidades de peixes de três lagoas marginais do médio São Francisco**. 1997. 72 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1997.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 4, n. 4, p. 427-433, 2006.

POMPEU, P. S.; MARTINEZ, C. B. Variações temporais na passagem de peixes pelo elevador da Usina Hidrelétrica de Santa Clara, rio Mucuri, leste brasileiro. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, n. 2, p. 340-349, mar./abr. 2006.

ROFF, D. A. The evolution of migration and some life history parameters in marine fish. **Environmental Biology of Fish**, Dordrecht, v. 22, n. 2, p. 133-146, Nov. 1988.

ROSE, M. R. **Evolutionary biology of aging**. Oxford: Oxford University, 1991. 238 p.

SANTORO, K. R. et al. Estimativas de parâmetros de curvas de crescimento de bovinos Zebu, criados no Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 34, n. 6, p. 2262-2279, nov./dez. 1999.

SANTOS, E. **Peixes de água doce: vida e costumes dos peixes do Brasil**. Belo Horizonte: Itatiaia, 1981. 267 p. (Coleção Zoologia Brasílica, 2).

SANTOS, R. V. R. **Simulação dos efeitos da pesca seletiva sobre as características de crescimento do surubim *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829) (Pisces: Pimelodidae)**. 2008. 46 p. Dissertação (Mestrado em Estatística e Experimentação Agropecuária) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

SANTOS, R. V. R.; MARTINS, S. G. F.; POMPEU, P. S. An individual-based model to simulation of effects of selective fishing on growth traits of the Pintado *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829) (Pisces: Pimelodidae). **Ecological Modelling**, Amsterdam, 2010. No prelo.

SATO, Y. et al. Indução experimental da desova do surubim *Pseudoplatystoma corruscans*. In: MIRANDA, M. O. T. (Ed.). **Surubim**. Belo Horizonte: IBAMA, 1997. p. 69-79. (Coleção Meio Ambiente. Série de Estudos: Pesca, 19).

SCHMEISER, B. Batch size effects in the analysis of simulation output. **Operations Research**, Baltimore, v. 30, n. 3, p. 556-568, May 1982.

SILVA, A. C.; SAMPAIO, S. S.; VIANA, M. S. R. Biologia e pesca do timbiri *Pterengraulis atherinoides*, do açude Pereira de Miranda, Pentecoste, CE. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 27, n. 4, p. 513-521, 2005.

SPARRE, P.; VENEMA, S. C. **Introdução à avaliação de mananciais de peixes tropicais**: manual. Rio de Janeiro: Organização das Nações Unidas para Alimentação e a Agricultura, 1997. 404 p.

SOUZA, A. A.; MARTINS, S. G. F.; ZACARIAS, M. S. Computer simulation applied to the biological control of the insect *Aphis gossypii* for the parasitoid *Lysiphlebus testaceipes*. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 220, n. 6, p. 756-763, Dec. 2009.

SOUZA, C. C.; HALVERSON, M. Modelagem matemática aplicada à exploração econômica de surubins, pintados e cacharas (*Pseudoplatystoma corruscans* e *Pseudoplatystoma fasciatus*), em piscicultura intensiva. **Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da UNIPAR**, Cascavel, v. 5, n. 1, p. 103-110, 2002.

VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. Influências ambientais sobre a sazonalidade reprodutiva. In: VAZZOLER, A. E. A. M. et al. **A planície de inundação do alto rio Paraná**: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: Eduem, 1997. p. 267-280.

WELCOMME, P. L. **Fisheries ecology of floodplain rivers**. New York: Longman, 1979. 317 p.

WELCOMME, R. L. Status of fisheries in South American rivers. **Interciência**, Catanduva, v. 15, n. 15, p. 337-345, jun. 1990.

WELCOMME, R. L.; HAGBORG, D. Towards a model of a floodplain fish population and its fishery. **Environmental Biology of Fish**, Dordrecht, v. 2, n. 1, p. 7-24, Dec. 1977.

WILLIAMS, E. H.; SHERTZER, K. W. Effects of fishing on growth traits: a simulation analysis. **Fishery Bulletin**, Washington, v. 103, n. 1, p. 392-403, Apr. 2005.



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**, Ottawa, v. 49, n. 3, p. 2196-2218, June 1992.

## CAPÍTULO 2

### **Simulação dos efeitos de diferentes estratégias de pesca seletiva do surubim *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829) (Pisces: Pimelodidae)**

#### **RESUMO**

O declínio dos estoques pesqueiros de espécies comerciais tem sido documentado em diversas regiões do mundo. Esse declínio, ocorre em parte, devido ao efeito da pressão evolutiva causada pelo manejo da atividade pesqueira, o qual reduz o tamanho dos peixes após algumas gerações. Neste trabalho, simulou-se a dinâmica populacional do surubim *Pseudoplatystoma corruscans*, uma das principais espécies comerciais de água doce do Brasil, considerando diferentes cenários de mortalidade por pesca e diferentes comprimentos mínimos e máximos de captura. A partir dos resultados obtidos nas simulações, verificou-se que a pesca seletiva baseada nas curvas de seletividade propostas é capaz de causar evolução, em direção a aumentar a taxa de crescimento dos peixes, a biomassa e a captura, sugerindo que mudanças na legislação brasileira em vigor podem contribuir para a sustentabilidade da pesca e conservação dos estoques pesqueiros explorados pelo homem.

Palavras-chave: Modelo Penna. Janela de captura. Dinâmica populacional

## ABSTRACT

The decline of the fishing stocks of commercial species has been documented in a number of regions in the world. This decline occurs in part due to the effect of the evolutive pressure caused by the management of fishing activity, which reduces the fishes size after some generations. In this work, the population dynamics of the surubim *Pseudoplatystoma corruscans*, one of the main commercial fresh-water species of Brazil, considering different scenarios of mortality by fishing and different minimal and maximum lengths of capture was simulated. From the results obtained in the simulations, it was found that selective fishing based upon the proposed selectivity curves is capable of casing evolution towards increasing the fishes growth rate, biomass and capture, suggesting that changes in the current Brazilian legislation can contribute to the sustainability of fishing and conservation of the fishing stocks explored by man.

Keywords: Penna model. Slot limit. Population dynamics

## 1 INTRODUÇÃO

Uma das formas de regulamentação da pesca é a adoção de cotas e tamanhos mínimos de captura, resultando na retirada dos peixes maiores e mais velhos. Essa forma de manejo baseia-se no princípio de que se o tamanho de captura for superior ao tamanho estimado para a primeira maturação, o exemplar pescado terá tido a oportunidade de se reproduzir ao menos uma vez.

Quando todos acreditavam estar fazendo um favor à natureza ao permitirem que pescadores esportivos e profissionais só capturassem os maiores peixes, em várias pesquisas verificou-se que a pressão sobre os peixes grandes é um problema. A remoção de indivíduos grandes e mais velhos do estoque causa um declínio no tamanho e na idade de maturação de algumas espécies de peixes altamente explorados com a pesca seletiva (BERKELEY et al., 2004; DIECKMANN; ERNANDE; HEINO, 2004; MUNCH; WALSH; CONOVER, 2005).

No Brasil, alguns estudos já foram constatados tais alterações em populações de espécies de água doce. Comparando dados das décadas de 1970-1990 e de 2000-2005, Garcia (2006) constatou que o dourado (*Salminus brasiliensis*) reproduz atualmente, com tamanho 40% menor, ou seja, de 58,8 cm baixou para 34,7 cm, em média. Já o curimatá (*Prochilodus lineatus*) teve perda de 18,5%, passando de 31,9 cm para 26,0 cm. Esse fator, aliado à poluição descontrolada dos recursos hídricos do planeta, bem como à construção de grandes barragens sobre os rios destinados à geração de energia elétrica, tem comprometido seriamente os estoques de peixes no mundo.

Conover e Munch (2002), trabalhando com populações da manjuba (*Menidia menidia*) em tanques controlados, decidiram coletar apenas os peixes maiores, simulando os efeitos da pesca seletiva. Após quatro anos de experimentação cons-

tatarem redução significativa da taxa de crescimento média dos peixes. Em contrapartida, quando eles retiravam somente os peixes menores, o resultado era inverso, uma população final com mais indivíduos graúdos.

Birkeland e Dayton (2005), confirmando a necessidade de proteção dos indivíduos maiores ou mais velhos, concluíram, em sua pesquisa, que os peixes mais velhos, por serem mais experientes, têm desovas mais bem sucedidas, fecundidade exponencialmente maior e originam larvas com maior potencial de sobrevivência do que as larvas de peixes jovens, contribuindo, assim para o sucesso da sobrevivência e da reprodução da próxima geração.

Segundo Mateus e Penha (2007), o surubim *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix e Agassiz, 1829) é um dos principais alvos nas capturas de peixes de água doce da América do Sul. Em 2000 e 2001, representaram 64% da captura no pantanal norte e, em 2002, 45% das capturas. Ocorrendo nas bacias dos rios do Paraná, Paraguai e São Francisco, essa espécie é capturada tanto pela pesca profissional quanto pela amadora, devido à alta qualidade de sua carne e ao alto valor de comercialização. Assim, como candidato natural à exploração comercial, suas populações nativas vêm sendo reduzidas e, em algumas sub-bacias, ele praticamente desapareceu. Uma dessas causas é o efeito da pesca seletiva (GODINHO et al., 1990).

Constatado o declínio, há a necessidade de rever a regulamentação da pesca na tentativa de conservar os estoques da espécie. Uma das abordagens para a revisão são os modelos que integrem os componentes biológicos, físicos, ambientais e, atualmente, sócio-econômicos (CAMARGO; PETRERE, 2004; FEITOSA et al., 2004; KVAMME; BOGSTAD, 2007; MOSS; PENNA, 1995; PENNA; RACCO; SOUZA, 2001). Esses modelos são úteis para se testar hipóteses, gerar indicadores e monitorar os sistemas de manejo em funcionamento. Recentemente

Santos, Martins e Pompeu (2010) simularam a dinâmica populacional do surubim sob pesca seletiva. Para isso, utilizaram o modelo Penna de envelhecimento biológico (PENNA, 1995) na versão assexuada, o modelo de crescimento de von Bertalanffy (BERTALANFFY, 1938) e dados experimentais relatados por Mateus e Penha (2007). Neste caso, a curva de seletividade logística utilizada impõe o tamanho mínimo de captura como o tamanho médio em que 50% dos indivíduos iniciam seu ciclo reprodutivo e, a partir de um certo tamanho, todos os peixes têm a mesma probabilidade de serem capturados. Assim, quanto maior o seu comprimento maior será a probabilidade do peixe ser capturado, contribuindo para o aumento de indivíduos que alcançam a idade reprodutiva com menor tamanho corpóreo.

Modelos matemáticos têm sido utilizados para melhor compreender as consequências do uso de diferentes cenários de exploração pesqueira, com o objetivo de dar suporte à tomada de medidas para o manejo e o gerenciamento pesqueiro (FEITOSA et al., 2004). Neste trabalho, dada a necessidade de se rever a regulamentação de pesca, na tentativa de conservar os estoques pesqueiros, o modelo de pesca seletiva proposto por Santos, Martins e Pompeu (2010) é utilizado para tratar a dinâmica populacional do surubim sob diferentes estratégias de pesca. Diferentes estratégias permitem avaliar diferentes cenários de mortalidade (exploração pesqueira) e suas consequências sobre os parâmetros populacionais desta espécie.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Modelo Penna

O modelo Penna (PENNA, 1995) é um modelo de dinâmica de populações estruturada em idades, baseado na teoria da seleção natural de Darwin para a evolução das espécies e na teoria do acúmulo de mutações. Desde o seu surgimento, em 1995, tem sido amplamente utilizado no estudo da dinâmica do envelhecimento biológico, devido à facilidade de implementação e modificações em computadores. Atualmente, encontram-se, na literatura, inúmeros trabalhos baseados no modelo, onde vários aspectos são investigados, tais como dinâmica populacional de praga e sua interação com o inimigo natural (SOUZA; MARTINS; ZACARIAS, 2009); dinâmica populacional de praga (OLIVEIRA; MARTINS; ZACARIAS, 2008; GIAROLA; MARTINS; TOLEDO COSTA, 2006); estudo de microevolução na população de cabras das Ram Mountain (BRIGATTI; SÁ MARTINS; RODITI, 2005); regulamentação da pesca de lagosta (PENNA; RACCO; SOUZA, 2001); simulação da reprodução cíclica assexuada-sexuada (MARTINS; RACCO, 2001); desaparecimento do bacalhau do norte devido a sobrepesca (MOSS; PENNA, 1995) e senescência catastrófica do salmão do Pacífico (PENNA; MOSS; OLIVEIRA, 1995).

Na versão assexuada do modelo Penna, o genótipo de cada indivíduo de uma população é representado por uma palavra computacional de  $A$  bits. Esta palavra contém informações de quando o efeito de uma mutação deletéria estará presente (bit setado em 1) ou não (bit setado em zero), durante a vida do indivíduo. É assumido que cada bit corresponde a uma idade (hora, dia, mês, ano etc.) do indivíduo e que o mesmo poderá sobreviver, no máximo, até a idade  $A - 1$ . Se, na idade  $i$  da vida do indivíduo, o  $i$ -ésimo bit no genótipo for 1, ele sofrerá os efeitos

de uma mutação deletéria naquela e em todas as idades seguintes da sua vida. Um indivíduo poderá permanecer vivo enquanto o número de mutações deletérias até a sua idade atual for menor que um limiar  $T$ .

A partir do momento em que o indivíduo atinge a idade mínima de reprodução ( $R$ ), ele irá gerar  $b$  filhos. Para obter o genótipo do filho, é feita uma cópia do genótipo da mãe, na qual é inserido um número  $M$  de mutações deletérias (apenas mutações deletérias pelo fato de que na natureza ocorrem com maior frequência do que as benéficas) em diferentes bits escolhidos aleatoriamente. Se um bit, dentre os  $M$  escolhidos, for zero no genótipo da mãe, ele passará a ser 1 no genótipo do filho. Por outro lado, se for 1 no genótipo da mãe, ele permanecerá 1 no genótipo do filho. Para modelar as restrições ambientais, tais como espaço e alimento, é incluído o fator de Verhulst. O indivíduo irá sobreviver à etapa temporal seguinte com probabilidade  $P(t) = 1 - (N(t)/(N_{max}))$ , em que  $N(t)$  é o tamanho da população na etapa temporal  $t$  e  $N_{max}$  o número máximo de indivíduos que o ambiente suporta devido às restrições de espaço e alimento. Essas regras simples definem a dinâmica deste modelo.

## 2.2 Modelo de crescimento de von Bertalanffy

Modelos de crescimento para relacionar idade e tamanho corpóreo são ferramentas importantes no estudo de populações biológicas e essenciais para as técnicas de avaliação de estoques pesqueiros. O modelo proposto por von Bertalanffy (BERTALANFFY, 1938) tornou-se um dos fundamentos básicos em biologia pesqueira. Segundo este modelo, a curva de crescimento baseada em comprimento é dada pela seguinte equação:

$$L(j) = L_{\infty} [1 - e^{-K(j-j_0)}] \quad (1)$$



sendo  $L(j)$  o comprimento, em cm,  $j$  a idade, em anos,  $L_\infty$  o comprimento assintótico, em cm,  $K$  a taxa de crescimento, em  $\text{ano}^{-1}$  e  $j_0$  a idade teórica, em que o comprimento é zero.

Encontram-se na literatura especializada, vários estudos que utilizaram o modelo de von Bertalanffy para descrever curvas de crescimento, tais como idade, crescimento, reprodução e mortalidade do *Lithognathus mormyrus* Linnaeus 1758, na costa sul de Portugal (Algarve) (MONTEIRO et al., 2010); determinação da idade e crescimento do atum (*Thunnus tonggol*) em águas do Pacífico (GRIF-FITHS et al., 2010); dinâmica populacional de espécies de grandes bagres, dentre elas o pintado *Pseudoplatystoma corruscans* (Agassiz, 1829) (MATEUS; PENHA, 2007); idade e crescimento do *Istiophorus platypterus* (HOOLIHAN, 2006); biologia e pesca do timbiro (*Pterengraulis atherinoides*) (SILVA; SAMAPAI; VAIANA, 2005); estimativas de parâmetros de curvas de crescimento de bovinos Zebu (SANTORO et al., 1999); Dinâmica populacional *Pseudoplatystoma corruscans* (Agassiz, 1829) (PETRERE, 1983).

### 2.3 Dados experimentais relativos à pesca e à biologia do surubim

Mateus e Penha (2007) estudaram a dinâmica populacional de quatro espécies de grandes bagres (comprimento maior que 50 cm) de grande importância para a pesca de água doce, dentre elas o surubim. Aquele estudo foi realizado com o objetivo de avaliar o estado de conservação do estoque e discutir alternativas para o manejo dessas espécies na bacia do rio Cuiabá, Pantanal norte. Para o surubim, os parâmetros populacionais estimados, sob o efeito da pesca seletiva, são apresentados na Tabela 1.

Sato et al. (1997) realizaram um estudo com o objetivo de obter informações sobre a desova artificial e caracterizar a relação entre a fertilidade e o peso

Tabela 1 Estimativas dos parâmetros populacionais para o estoque de surubim (*P. corruscans*) no rio Cuiabá, MT (MATEUS; PENHA, 2007)

Parâmetros	
Comprimento assintótico ( $L_{\infty}$ )	149,7 cm
Idade teórica em que o comprimento é zero ( $j_0$ )	-0,871 anos
Comprimento médio da 1 <sup>a</sup> maturação ( $L_{50}$ )	75,0 cm
Idade média da 1 <sup>a</sup> maturação ( $I_m$ )	4,60 anos

corporal de fêmeas de surubim (*P. corruscans*) capturadas no rio São Francisco e mantidas em viveiros da Estação de Hidrobiologia e Piscicultura de Três Marias (CODEVASF), em Três Marias, MG, nos anos de 1988, 1990 e 1991. Esses autores verificaram uma relação linear entre a fertilidade e o peso corporal, expressa por:

$$b(P) = -0,890137 + 0,191079 P \quad (2)$$

sendo  $b(P)$  a fertilidade e  $P$  o peso do indivíduo (kg).

Godinho et al. (1997) acompanharam o trabalho realizado no barco de pesca da Colônia de Pescadores de Pirapora, MG, durante uma semana em cada um dos meses de julho, agosto, novembro e dezembro de 1987. O objetivo era obter informações sobre a pesca profissional na região de Pirapora e aspectos reprodutivos de *P. corruscans*, como, por exemplo, a relação entre peso e comprimento. Segundo esses autores, tal relação, para ambos os sexos, é dada por:

$$P(L) = 0,001734 L^{3,335} \quad (3)$$

sendo  $P(L)$  o peso (kg) e  $L$  o comprimento do indivíduo (cm).

## 2.4 Modelo Penna adaptado à biologia e às características de pesca do surubim

A seguir serão apresentadas as adaptações feitas por Santos, Martins e Pompeu (2010) ao modelo Penna, baseadas na biologia e nas características de pesca de *Pseudoplatystoma corruscans*, com o objetivo de estudar os efeitos da pesca seletiva sobre as características de crescimento desta espécie.

Ao contrário do que ocorre na maioria dos modelos de dinâmica com peixes, em que a mortalidade natural é suposta constante em todos os grupos de idade (ou comprimento) ou, na melhor das hipóteses, diferenciada por grupos, no modelo de Santos, Martins e Pompeu (2010) os efeitos da senescência foram naturalmente incluídos com o modelo Penna. Embora esta espécie se reproduza de forma sexuada, considerou-se a versão assexuada do modelo, uma vez que o estudo em questão trata do efeito da pesca seletiva sobre as características do crescimento sem distinção de machos e fêmeas. Assim, a população em cada etapa temporal é constituída de indivíduos haplóides.

Como os parâmetros de crescimento diferem de espécie para espécie e de indivíduo para indivíduo, foi inserido no modelo Penna o traço fenotípico (BRIGATTI; SÁ MARTINS; RODITI, 2005). Dessa forma, cada indivíduo da população é representado por duas palavras computacionais, uma denominada genótipo, responsável pelo envelhecimento do indivíduo de acordo com o modelo Penna, e outra, denominada fenótipo, responsável pelas características de crescimento. Da mesma forma que o genótipo, o fenótipo de cada indivíduo é representado por uma palavra computacional de 64 bits. O fenótipo define a taxa de crescimento como  $K = \theta/128$ , em que  $\theta$  é o número de bits 1 no fenótipo do indivíduo.

No modelo Penna, quando o indivíduo alcança a idade  $R$ , ele certamente

torna-se maturo, porém, nesse modelo, a maturação vai depender do comprimento do indivíduo. À medida em que ele cresce, torna-se maturo com uma probabilidade dada por  $1/(1 + \exp(\beta_m(L - L_{50})))$ , em que  $\beta_m$  é o coeficiente de inclinação da curva de maturidade,  $L$  o comprimento do indivíduo e  $L_{50}$  o comprimento de primeira maturação das gônadas (orgãos reprodutores). É suposto que o comprimento  $L_{50}$  é proporcional à taxa de crescimento do indivíduo e ao comprimento assintótico  $L_\infty$  (HE; STEWART, 2001), ou seja,  $L_{50} = \beta_1 K L_\infty$ , sendo  $K$  a taxa de crescimento do indivíduo,  $L_\infty$  o comprimento assintótico e  $\beta_1$  uma constante de proporcionalidade, escolhido arbitrariamente, de maneira a proporcionar as melhores longevidades, comparadas àquelas obtidas experimentalmente.

A partir do momento em que o indivíduo torna-se maturo, ele gera  $b$  filhos a cada reprodução segundo a equação 2. O fenótipo do filho, difere do fenótipo do genitor com uma probabilidade de 50%. Neste caso, ao contrário do genótipo em que são assumidas apenas as mutações deletérias, um bit escolhido aleatoriamente no fenótipo do filho, sofre uma mutação da seguinte forma: se o bit escolhido for 1 (0) no fenótipo da mãe, ele passará a ser 0 (1) no fenótipo do filho.

Para implementar a pesca seletiva, Santos, Martins e Pompeu (2010) utilizaram a curva de seletividade logística, a qual impõe o tamanho mínimo de captura como o tamanho médio em que 50% dos indivíduos iniciam seu ciclo reprodutivo. Assim, a cada etapa temporal, os indivíduos são encontrados com uma probabilidade de 52% (MATEUS; PENHA, 2007) e capturados com uma probabilidade  $S(L)$  que aumenta com o tamanho de acordo com a equação logística,

$$S(L) = 1/(1 + \exp(-0,1(L - 75))). \quad (4)$$

Cada indivíduo da população poderá morrer por envelhecimento, por restrições ambientais (fator de Verhulst) ou pesca seletiva. No final de cada etapa

temporal, a qual corresponde a um ano, os indivíduos que sobreviverão à etapa temporal seguinte terão a sua idade incrementada de uma unidade e o tamanho e peso atualizados de acordo com as equações 5 e 3, respectivamente. Os parâmetros  $L_\infty$  e  $j_0$  assumiram nas equações os valores apresentados na Tabela 1.

## 2.5 Efeitos de diferentes estratégias de pesca seletiva sobre as características de crescimento do surubim

No trabalho desenvolvido por Santos, Martins e Pompeu (2010), o modelo Penna foi adaptado para tratar os efeitos da pesca seletiva sobre as características de crescimento do surubim. A pesca seletiva foi introduzida por meio da curva de seletividade logística baseada na legislação de pesca atual. Os resultados obtidos foram consistentes com a observação de diferentes autores (CARVALHO et al., 2006; CONOVER; MUNCH, 2002; CREPALDI et al., 2006; GARCIA, 2006; MATEUS; PENHA, 2007), de que a pesca seletiva gera uma pressão seletiva favorecendo os fenótipos com crescimento mais lento.

No trabalho atual, os efeitos da pesca seletiva foram tratados considerando-se diversos cenários de mortalidade por pesca para a espécie *Pseudoplatystoma corruscans*. Em cada um desses cenários adotaram-se diferentes estratégias de pesca, dentre elas, a curva logística baseada na legislação vigente. As diferentes estratégias adotadas foram as seguintes:

*Estratégia de pesca (1)* - adotou-se a curva de seletividade logística  $S_1(L)$  (Figura 1(a)) baseada na legislação de pesca atual em que o tamanho mínimo de captura<sup>1</sup> é 75 cm.

*Estratégia de pesca (2)* - adotou-se a curva de seletividade logística  $S_2(L)$

---

<sup>1</sup>Entende-se como tamanhos mínimo e máximo de captura aqueles em que a probabilidade de captura é de 50%.

(Figura 1(a)) em que o tamanho mínimo de captura foi aumentado para 90 cm, sem limite de tamanho máximo de captura, permitindo, assim, que os peixes reproduzam mais de uma vez antes de serem pescados, pois 90 cm é superior ao tamanho de maturação sexual (75cm).

*Estratégia de pesca (3)* - Adotou-se a curva de seletividade  $S_3(L)$  (Figura 1(b)), denominada janela de captura, em que é inserido além do tamanho mínimo de captura (75cm), um tamanho a partir do qual os peixes não são mais capturados (90cm).

*Estratégia de pesca (4)* - adotou-se a curva de seletividade  $S_4(L)$  (Figura 1(c)), também denominada janela de captura, em que se aumenta o tamanho mínimo de captura de 75 cm para 112 cm e impõe-se um limite de tamanho máximo de captura<sup>1</sup> (148 cm).

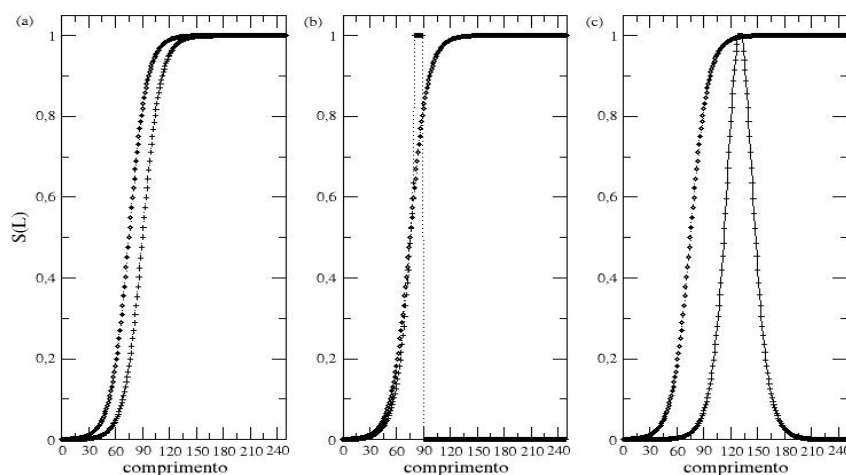


Figura 1 Curvas de seletividade: (a) logística  $S_1$  baseada na legislação vigente (círculo) e logística modificada  $S_2$  (cruz). (b) logística  $S_1$  baseada na legislação vigente (círculo) e janela de captura  $S_3$  (cruz). (c) logística  $S_1$  baseada na legislação vigente (círculo) e janela de captura  $S_4$  (cruz)

As equações que definem as curvas de seletividade  $S_1, S_2, S_3$ , e  $S_4$ , ou seja, a probabilidade de um peixe ser capturado, são as seguintes:

$$S_1(L) = 1/(1 + \exp(-0,1(L - 75))) \quad (5)$$

$$S_2(L) = 1/(1 + \exp(-0,1(L - 90))) \quad (6)$$

$$S_3(L) = \begin{cases} \frac{2}{(1+\cosh(7,5+0,1(L-18)))}, & \text{se } L < 80 \\ 1, & \text{se } 80 \leq L \leq 90 \\ 0, & \text{se } L > 90 \end{cases} \quad (7)$$

$$S_4(L) = \begin{cases} \frac{2}{(1+\cosh(7,5+0,1(L-55)))}, & \text{se } L < 128 \text{ e } L > 134 \\ 1, & \text{se } 128 \leq L \leq 134 \end{cases} \quad (8)$$

sendo  $L$  o comprimento.

A dinâmica temporal da espécie seguiu os mesmos passos da dinâmica proposta por Santos, Martins e Pompeu (2010), como apresentado na seção anterior. Para a simulação de cada um dos cenários de pesca, foram realizadas 100.000 etapas temporais (“anos”), considerando-se uma população inicial de 10.000 peixes. Nos cenários (1), (2), (3) e (4), a pesca foi inserida por meio das estratégias  $S_1, S_2, S_3$  e  $S_4$ , respectivamente, em  $t = 50.000$  etapas temporais, tempo necessário para que a população atinja uma estrutura etária estável. Nos cenários (5), (6) e (7), a curva de seletividade logística  $S_1$  foi aplicada de  $t = 50.000$  a  $t = 75.000$  etapas temporais e, a seguir, a curva de seletividade  $S_2, S_3$  e  $S_4$ , respectivamente, de  $t = 75.001$  a  $t = 100.000$  etapas temporais.

Os parâmetros biológicos  $L_\infty$  e  $j_0$  assumiram os valores da Tabela 1 e os demais parâmetros do modelo os seguintes valores:

- a)  $T = 1$  limite de mutação deletéria;
- b)  $N_{max} = 100.000$  população máxima;
- c)  $M = 1$  número de mutação;
- d)  $\beta_1 = 3,8$  anos constante de proporcionalidade;
- e)  $\beta_m = 0,5$  coeficiente de inclinação de maturidade.

Uma característica importante da população a ser medida para avaliação dos níveis dos estoques pesqueiros é a biomassa (peso da população de peixes). Dessa forma, para cada etapa temporal  $t$ , foi calculada a biomassa de acordo com a função

$$B(t) = \sum_{j=1}^{j=N(t)} P_j \quad (9)$$

em que  $N(t)$  é o tamanho da população na etapa temporal  $t$  e  $P_j$  é o peso do indivíduo  $j$ .

Outra informação quantitativa relevante aos pescadores é a captura em peso, ou seja, o peso total dos peixes capturados. Assim, a captura em peso foi calculada por meio da expressão

$$C(t) = \sum_{j=1}^{j=N_c(t)} P_j, \quad (10)$$

em que  $N_c(t)$  é o tamanho da população de pescado na etapa temporal  $t$  e  $P_j$  é o peso do indivíduo capturado  $j$ .

Os valores médios das variáveis de interesse e seus respectivos intervalos de confiança foram calculados utilizando-se o método batch (LAW; KELTON, 2000), considerando  $k = 1000$  e  $n = 20$ . Em todas as simulações, os valores médios foram calculados desprezando-se as primeiras 80.000 etapas temporais.



### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Cenários de pesca (1) e (2): curvas de seletividade logística

Na Figura 2 são apresentadas as curvas de seletividade, as distribuições de frequência do comprimento médio dos peixes capturados e as curvas de crescimento baseadas em comprimento e peso. Observam-se diferenças entre as curvas de crescimento quando comparam-se as duas estratégias e um aumento no tamanho médio dos peixes capturados quando considerado o cenário de pesca (2). Tais diferenças são explicadas pelos diferentes valores médios da taxa de crescimento ( $\bar{K}$ ) nos cenários (1) e (2).

Na Tabela 2 são apresentados os valores médios do tamanho da população ( $\bar{N}$ ), da biomassa ( $\bar{B}$ ), da captura ( $\bar{C}$ ), da taxa de crescimento ( $\bar{K}$ ), do comprimento de maturação ( $\bar{L}_{50}$ ), da idade de maturação ( $\bar{I}_m$ ) e do comprimento dos peixes capturados ( $\bar{L}$ ), obtidos na simulação para cada uma das diferentes estratégias.

Comparando os valores médios obtidos nas estratégias (1) e (2) (Tabela 2), observam-se, na segunda estratégia, os maiores valores médios para todos os parâmetros, com exceção da captura, proporcionando um acréscimo em 14% no tamanho da população, em 28% na biomassa, em 7% na taxa de crescimento e no comprimento em que 50% dos peixes iniciam seu ciclo reprodutivo, em 4% na idade de maturação e em 15% no comprimento dos peixes capturados. Embora a captura tenha sofrido um decréscimo de 17%, a estratégia (2) permite aos indivíduos reproduzirem mais de uma vez antes de serem pescados. Portanto, o cenário de pesca (2) leva a mudanças positivas nas características da história de vida do surubim, favorecendo, assim, a manutenção do recurso pesqueiro.

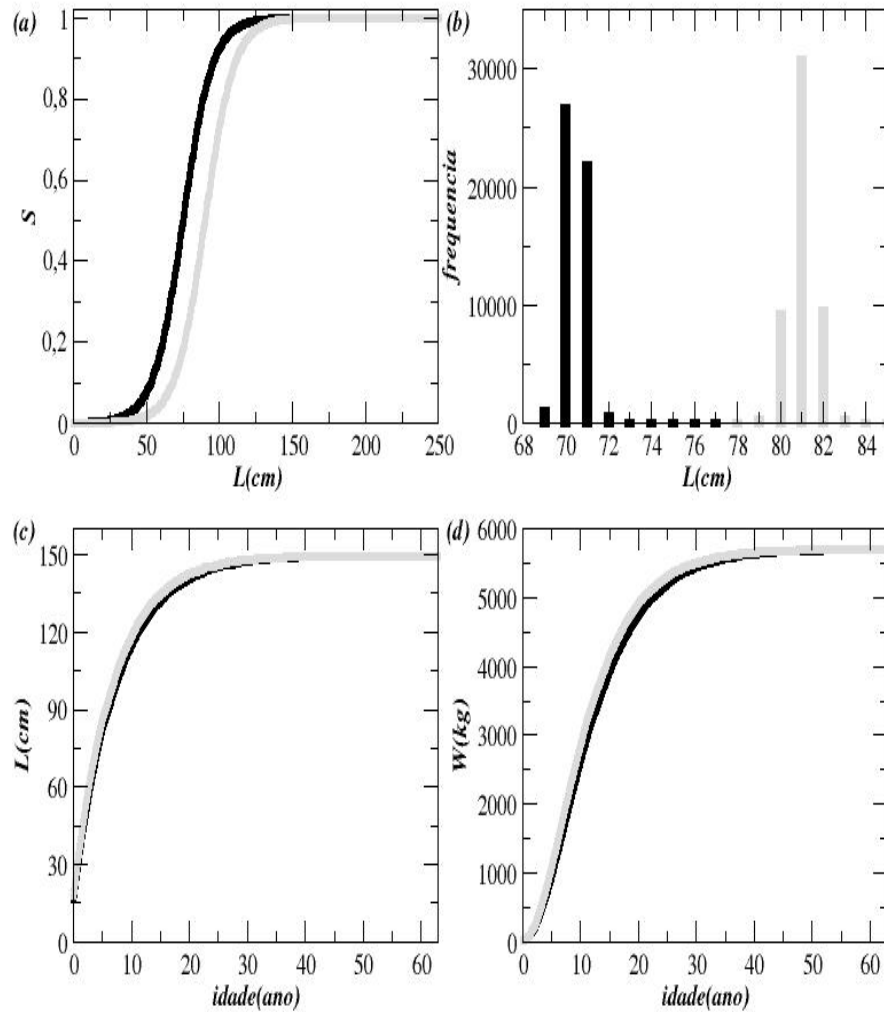


Figura 2 (a) Curvas de seletividade  $S_1$  (linha preta) e  $S_2$  (linha cinza). (b) Distribuições de frequência do comprimento médio dos indivíduos capturados. (c) Curvas de crescimento baseadas no comprimento. (d) Curvas de crescimento baseadas no peso. Em preto, com pesca seletiva, utilizando curva de seletividade logística  $S_1$  (cenário 1). Em cinza, com pesca seletiva, utilizando curva de seletividade logística modificada  $S_2$  (cenário 2)

Tabela 2 Valores médios do tamanho da população ( $\bar{N}$ ), da biomassa ( $\bar{B}$ ), da captura ( $\bar{C}$ ), da taxa de crescimento ( $\bar{K}$ ), do comprimento de maturação ( $\bar{L}_{50}$ ), da idade de maturação ( $\bar{I}_m$ ), do comprimento dos peixes capturados ( $\bar{L}$ ) do estoque de surubim (*P. corruscans*) para uma população sem pesca e sujeita à pesca seletiva sob os cenários (1) e (2), por meio de simulação (média  $\pm$  semi-amplitude do intervalo de 95% de confiança) e diferenças (%) nos valores médios dos parâmetros biológicos do surubim obtidos nas simulações sob o cenário (2) comparados aos valores médios obtidos sob o cenário (1)

Valores médios	$S_1(L)$		$S_2(L)$	
	sem pesca	cenário (1)	cenário (2)	%
$\bar{N}$	41.401 $\pm$ 37,50	31.604,87 $\pm$ 40,05	35.902 $\pm$ 38,08	14
$\bar{B}$ (ton)	11.923,58 $\pm$ 86,52	6.109,81 $\pm$ 18,78	7.850,05 $\pm$ 29,84	28
$\bar{C}$ (ton)	-	1.247,19 $\pm$ 6,54	1.031,36 $\pm$ 7,77	-17
$\bar{K}$ (ano <sup>-1</sup> )	0,1694 $\pm$ 0,0006	0,1354 $\pm$ 0,0002	0,1450 $\pm$ 0,0003	7
$\bar{L}_{50}$ (cm)	96,38 $\pm$ 0,35	77,03 $\pm$ 0,14	82,47 $\pm$ 0,17	7
$\bar{I}_m$ (anos)	5,53 $\pm$ 0,016	4,79 $\pm$ 0,0004	4,98 $\pm$ 0,005	4
$\bar{L}$ (cm)	-	70,93 $\pm$ 0,06	81,50 $\pm$ 0,07	15

### 3.2 Cenários de pesca (3) e (4): janelas de captura

Nas Figuras 3 e 4 são apresentadas as curvas de seletividade, as distribuições de frequência do comprimento médio dos peixes capturados e as curvas de crescimento baseadas em comprimento e peso. Nesses cenários, observam-se também diferenças entre as curvas de crescimento e um aumento no tamanho médio dos peixes capturados quando comparados com o cenário de pesca (1). Tais diferenças são explicadas por diferentes valores médios da taxa de crescimento ( $\bar{K}$ ) nos cenários.

Comparando-se as estratégias de pesca (1) e (3) observa-se que os valores médios para todos os parâmetros biológicos do surubim obtidos com a estratégia (3), foram superiores aos da estratégia (1) (Tabela 3). Isso tem implicações

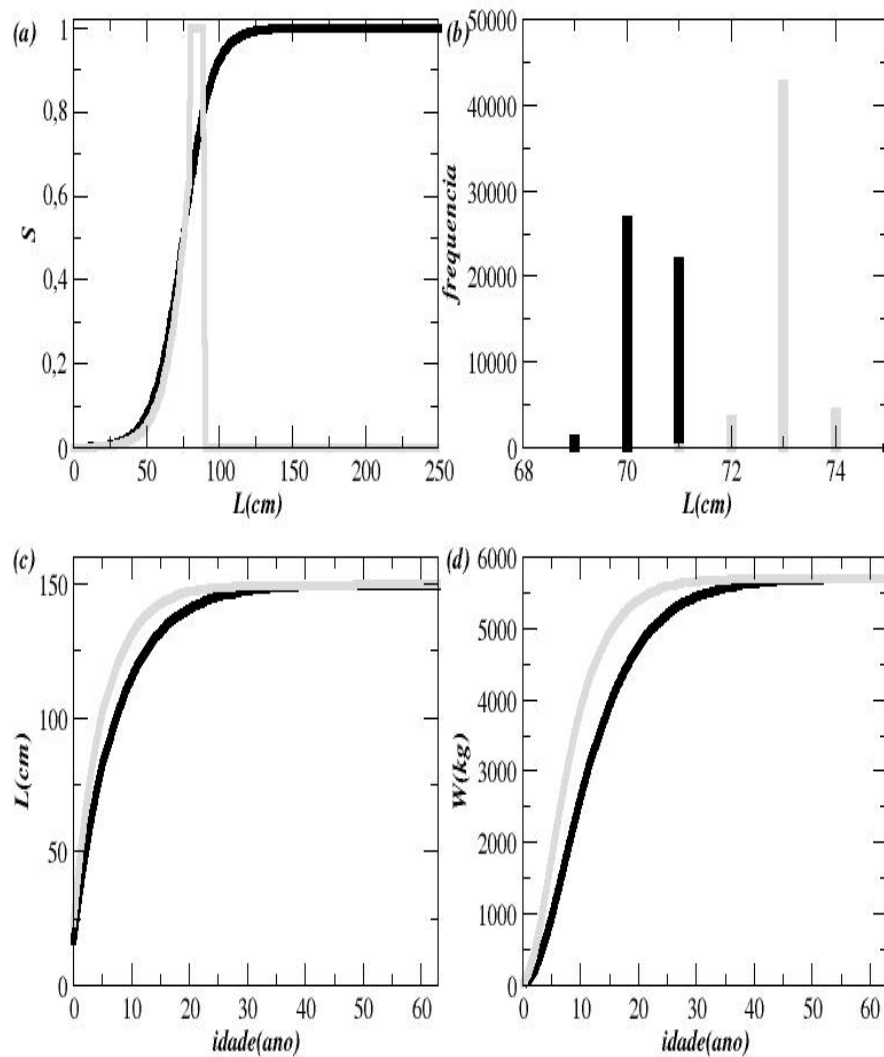


Figura 3 (a) Curvas de seletividade  $S_1$  (linha preta) e  $S_3$  (linha cinza). (b) Distribuições de frequência do comprimento médio dos indivíduos capturados. (c) Curvas de crescimento baseadas no comprimento. (d) Curvas de crescimento baseadas no peso. Em preto, com pesca seletiva, utilizando curva de seletividade logística  $S_1$  (cenário 1). Em cinza, com pesca seletiva, utilizando curva de seletividade janela de captura  $S_3$  (cenário 3)

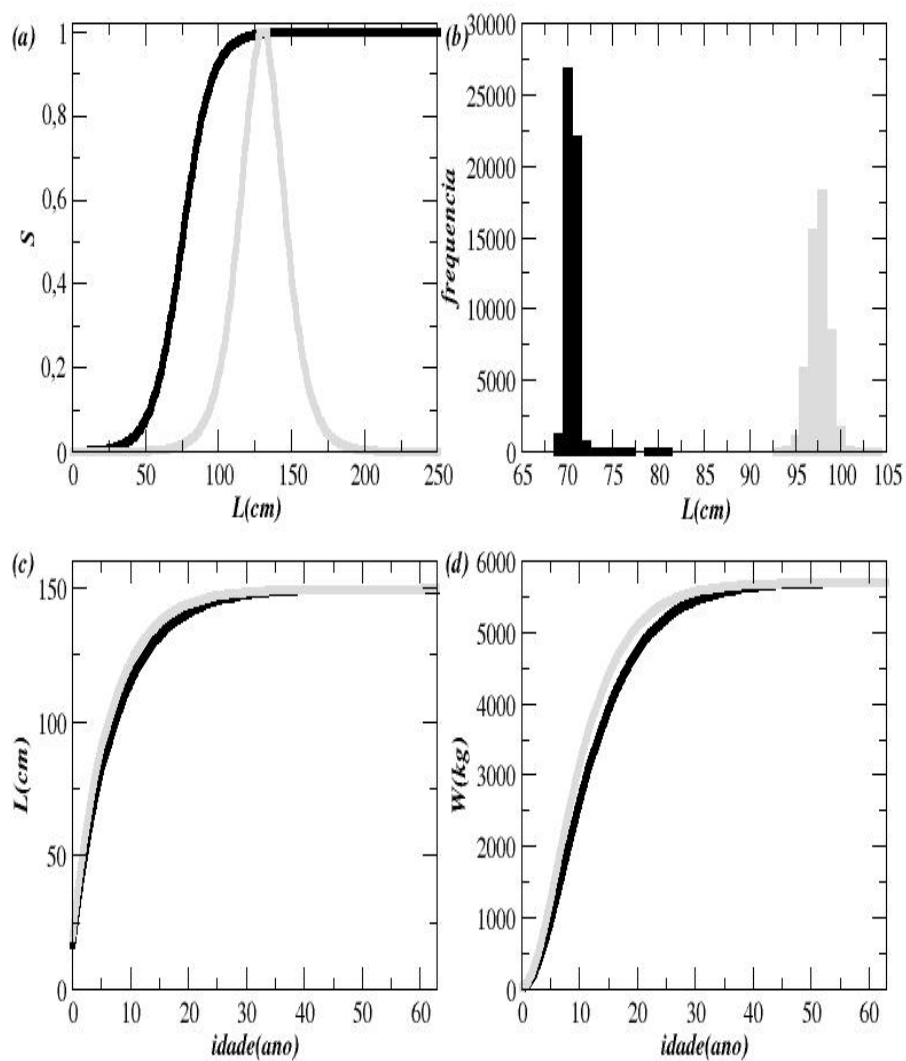


Figura 4 (a) Curvas de seletividade  $S_1$  (linha preta) e  $S_4$  (linha cinza). (b) Distribuições de frequência do comprimento médio dos indivíduos capturados. (c) Curvas de crescimento baseadas no comprimento. (d) Curvas de crescimento baseadas no peso. Em preto, com pesca seletiva, utilizando curva de seletividade logística  $S_1$  (cenário 1). Em cinza, com pesca seletiva, utilizando curva de seletividade janela de captura  $S_4$  (cenário 4)

importantes pois o aumento expressivo de abundância (em 10% no tamanho da população, em 103% na biomassa) e nos parâmetros de crescimento (em 43% na taxa de crescimento e no comprimento em que 50% dos peixes iniciam seu ciclo reprodutivo e em 32% na idade de maturação), resultam em um aumento na captura de 33% e em 4% no comprimento dos peixes capturados (Figura 5).

Tabela 3 Valores médios do tamanho da população ( $\bar{N}$ ), da biomassa ( $\bar{B}$ ), da captura ( $\bar{C}$ ), da taxa de crescimento ( $\bar{K}$ ), do comprimento de maturação ( $\bar{L}_{50}$ ), da idade de maturação ( $\bar{I}_m$ ), do comprimento dos peixes capturados ( $\bar{L}$ ) do estoque de surubim (*P. corruscans*) para uma população sujeita à pesca seletiva sob os cenários (1), (3) e (4), por meio de simulação (média  $\pm$  semi-amplitude do intervalo de 95% de confiança) e diferenças (%) nos valores médios dos parâmetros biológicos do surubim obtidos nas simulações sob os cenários (3) e (4), comparados aos valores médios obtidos sob o cenário (1)

Valores médios	$S_1(L)$	$S_3(L)$	%
	cenário (1)	cenário (3)	
$\bar{N}$	31.604 $\pm$ 40,05	34.613 $\pm$ 39,98	10
$\bar{B}$ (ton)	6.109,81 $\pm$ 18,78	12.380,59 $\pm$ 31,52	103
$\bar{C}$ (ton)	1.247,19 $\pm$ 6,54	1.661,77 $\pm$ 3,00	33
$\bar{K}$ (ano <sup>-1</sup> )	0,1354 $\pm$ 0,0002	0,1932 $\pm$ 0,0002	43
$\bar{L}_{50}$ (cm)	77,03 $\pm$ 0,14	109,92 $\pm$ 0,12	43
$\bar{I}_m$ (anos)	4,79 $\pm$ 0,0004	6,34 $\pm$ 0,011	32
$\bar{L}$ (cm)	70,93 $\pm$ 0,06	73,52 $\pm$ 0,02	4
Valores médios	$S_1(L)$	$S_4(L)$	%
	cenário (1)	cenário (4)	
$\bar{N}$	31.604 $\pm$ 40,05	39.778 $\pm$ 45,71	26
$\bar{B}$ (ton)	6.109,81 $\pm$ 18,78	10.015,24 $\pm$ 41,04	64
$\bar{C}$ (ton)	1.247,19 $\pm$ 6,54	485,34 $\pm$ 4,90	-61
$\bar{K}$ (ano <sup>-1</sup> )	0,1354 $\pm$ 0,0002	0,1574 $\pm$ 0,0003	16
$\bar{L}_{50}$ (cm)	77,03 $\pm$ 0,14	89,53 $\pm$ 0,20	16
$\bar{I}_m$ (anos)	4,79 $\pm$ 0,0004	5,25 $\pm$ 0,008	10
$\bar{L}$ (cm)	70,93 $\pm$ 0,06	98,12 $\pm$ 0,09	38

Na comparação da estratégia (1) com a (4), observa-se que, na última, os

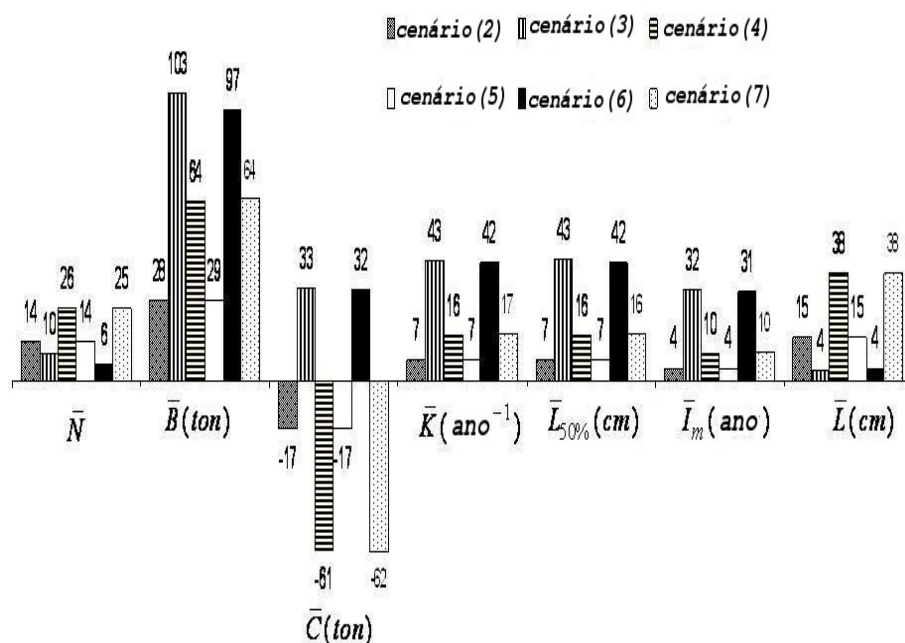


Figura 5 Diferenças (%) nos valores médios dos parâmetros biológicos do surubim obtidos nas simulações sob os cenários (2), (3), (4) e (5), comparados aos valores médios obtidos nas simulações sob o cenário (1).  $\bar{N}$ : tamanho da população;  $\bar{B}$ : biomassa;  $\bar{C}$ : captura;  $\bar{K}$ : taxa de crescimento;  $\bar{L}_{50\%}$ : comprimento de maturação;  $\bar{I}_m$ : idade de maturação;  $\bar{L}$ : comprimento dos peixes capturados

valores médios apresentaram também os maiores valores para todos os parâmetros, com exceção da captura (Tabela 3), promovendo aumento de 26% no tamanho da população, de 64% na biomassa, de 16% na taxa de crescimento e no comprimento em que 50% dos peixes iniciam seu ciclo reprodutivo, de 10% na idade de maturação e de 38% no comprimento dos peixes capturados e um decréscimo de 61% na captura (Figura 5).

A pressão seletiva dos atuais regimes de manejo da atividade pesqueira favorece a remoção dos peixes maiores, restando na população remanescente os indivíduos menores ou que têm ritmo de crescimento mais lento e maturação pre-

coce. Já adotando limites mínimo e máximo nos tamanhos dos peixes a serem capturados, observa-se um aumento nos valores médios da maioria dos parâmetros biológicos, quando comparados à legislação atual.

### **3.3 Cenários de pesca (5), (6) e (7): curva de seletividade logística combinada com outras estratégias de pesca**

Nesses cenários são feitas considerações mais realistas, dado que os peixes atuais já vêm sofrendo os efeitos da legislação atual. Assim, diferentes estratégias de pesca são aplicadas sobre populações já exploradas sob a estratégia de pesca  $S_1$ . Como pode-se observar aos dados da Tabela 4, com exceção da captura nos cenários (5) e (7), os valores médios de todos os parâmetros biológicos se tornaram maiores em relação ao cenário (1). Comparando-se os valores médios dos cenários (1) e (6), observa-se que o cenário (6) promoveu acréscimo em todos os parâmetros (Tabela 4), sendo de 6% no tamanho médio da população, 97% na biomassa média, 42% na taxa de crescimento médio e no comprimento médio em que 50% dos peixes iniciam seu ciclo reprodutivo, 31% na idade média de maturação, 32% na captura média e 4% no comprimento médio dos peixes capturados (Figura 5). O cenário (6), ao impor, além do tamanho mínimo, um tamanho máximo para a captura, favorece um aumento tanto no tamanho do estoque quanto na captura. Portanto, este cenário se apresenta como a melhor estratégia a ser aplicada para a recuperação dos estoques pesqueiros do *P. corruscans*, nas condições atuais.



Tabela 4 Valores médios do tamanho da população ( $\bar{N}$ ), da biomassa ( $\bar{B}$ ), da captura ( $\bar{C}$ ), da taxa de crescimento ( $\bar{K}$ ), do comprimento de maturação ( $\bar{L}_{50}$ ), da idade de maturação ( $\bar{I}_m$ ), do comprimento dos peixes capturados ( $\bar{L}$ ) do estoque de surubim (*P. corruscans*) para uma população sujeita à pesca seletiva sob os cenários (1), (5), (6) e (7), por meio de simulação (média  $\pm$  semi-amplitude do intervalo de 95% de confiança) e diferenças (%) nos valores médios dos parâmetros biológicos do surubim obtidos nas simulações sob os cenários (5), (6) e (7) comparados aos valores médios obtidos sob o cenário (1)

	cenário (1) $\Rightarrow S_1(L)$	cenário (5) $\Rightarrow S_2(L)$	%
$\bar{N}$	31.604 $\pm$ 40,05	35.891 $\pm$ 33,88	14
$\bar{B}$ (ton)	6.109,81 $\pm$ 18,78	7.852,44 $\pm$ 30,70	29
$\bar{C}$ (ton)	1.247,19 $\pm$ 6,54	1.032,33 $\pm$ 30,70	-17
$\bar{K}$ (ano <sup>-1</sup> )	0,1354 $\pm$ 0,0002	0,1450 $\pm$ 0,0003	7
$\bar{L}_{50}$ (cm)	77,03 $\pm$ 0,14	82,49 $\pm$ 0,17	7
$\bar{I}_m$ (anos)	4,79 $\pm$ 0,0004	4,98 $\pm$ 0,0040	4
$\bar{L}$ (cm)	70,93 $\pm$ 0,06	81,51 $\pm$ 0,07	15
	cenário (1) $\Rightarrow S_1(L)$	cenário (6) $\Rightarrow S_3(L)$	%
$\bar{N}$	31.604 $\pm$ 40,05	33.365 $\pm$ 53,10	6
$\bar{B}$ (ton)	6.109,81 $\pm$ 18,78	12.018,00 $\pm$ 55,12	97
$\bar{C}$ (ton)	1.247,19 $\pm$ 6,54	1.646,66 $\pm$ 4,28	32
$\bar{K}$ (ano <sup>-1</sup> )	0,1354 $\pm$ 0,0002	0,1918 $\pm$ 0,0004	42
$\bar{L}_{50}$ (cm)	77,03 $\pm$ 0,14	109,14 $\pm$ 0,25	42
$\bar{I}_m$ (anos)	4,79 $\pm$ 0,0004	6,29 $\pm$ 0,0210	31
$\bar{L}$ (cm)	70,93 $\pm$ 0,06	73,71 $\pm$ 0,02	4
	cenário (1) $\Rightarrow S_1(L)$	cenário (7) $\Rightarrow S_4(L)$	%
$\bar{N}$	31.604 $\pm$ 40,05	39.659 $\pm$ 40,40	25
$\bar{B}$ (ton)	6.109,81 $\pm$ 18,78	10.039,00 $\pm$ 42,68	64
$\bar{C}$ (ton)	1.247,19 $\pm$ 6,54	478,39 $\pm$ 5,64	-62
$\bar{K}$ (ano <sup>-1</sup> )	0,1354 $\pm$ 0,0002	0,1580 $\pm$ 0,0003	17
$\bar{L}_{50}$ (cm)	77,03 $\pm$ 0,14	89,72 $\pm$ 0,20	16
$\bar{I}_m$ (anos)	4,79 $\pm$ 0,0004	5,25 $\pm$ 0,0080	10
$\bar{L}$ (cm)	70,93 $\pm$ 0,06	97,84 $\pm$ 0,06	38

## 4 DISCUSSÃO

### 4.1 Cenários de pesca (1) e (2): curvas de seletividade logística

De acordo com os resultados apresentados, o regime de pesca atual (cenário (1)), o qual se preocupa somente em garantir que pelo menos 50% dos peixes desovem pelo menos uma vez, é um fator que contribui para mudanças evolutivas em características determinantes na produção de peixes comercialmente explorados. Tais mudanças, como, por exemplo, tamanho e ou idade de maturação menores e taxa de crescimento mais lenta, induzem menor tamanho corporal e menor produtividade, visto que a fecundidade e a sobrevivência são positivamente correlacionadas com o tamanho do corpo. Isto deve explicar por que os estoques pesqueiros não se recuperam conforme o esperado depois de uma redução na pesca (WALSH et al., 2006).

No Brasil, Garcia (2006) constatou um aumento na proporção de indivíduos das populações de *S. brasiliensis* e *P. lineatus* que alcançaram a idade reprodutiva com menor tamanho corpóreo, como consequência da pesca seletiva exercida naturalmente pelos pescadores e amparada por legislação que determina tamanho mínimo de captura para estas e outras espécies no Pantanal.

Assim, tais remoções podem constituir uma ameaça às espécies, pois a perda dos indivíduos maiores de uma determinada população pode acarretar perda dos genótipos para crescimento rápido, favorecer genótipos com crescimento mais lento, menor idade de maturação ou outras mudanças que diminuem a produtividade da população (CONOVER; MUNCH, 2002; GARCIA, 2006).

A pesca de surubim no rio São Francisco tem mostrado indicação de colapso (GODINHO et al., 1990; GODINHO; GODINHO, 2003). Durante a década 1950, a captura de milhares de surubim era comum com pequeno esforço de pesca

(Menezes, 1956). Mais recentemente, em uma importante área de pesca diminuiu de 10,3 kg pescado - dia<sup>-1</sup>, em 1987 para 0,8 kg pescado - dia<sup>-1</sup>, em 1999 (GODINHO et al., 2007).

Os resultados das simulações do cenário (2) evidenciam que o aumento no tamanho mínimo de captura oferece oportunidade aos peixes de reproduzir mais de uma vez antes de se tornarem vulneráveis à pesca, aumentando o tamanho e a taxa de crescimento da população. Embora ocorra um descréscimo na captura, essa regulamentação proporciona mudanças positivas no estoque pesqueiro e aumenta as chances de manter a sustentabilidade da pesca.

#### **4.2 Cenários de pesca (3) e (4): janelas de captura**

Os resultados obtidos nas simulações utilizando-se os cenários (3) e (4) indicam que não é suficiente estabelecer um limite mínimo no tamanho dos peixes a serem capturados, mas também é oportuno impor um limite máximo para proteger os indivíduos maiores e mais velhos, evitando um declínio da população. Como os exemplares maiores podem ter melhores contribuições reprodutivas do que peixes menores (BIRKELAND; DAYTON, 2005), para manutenção do estoque pesqueiro é, portanto, oportuno preservar os peixes mais velhos, além de garantir que os peixes desovem pelo menos uma vez.

Segundo Conover e Munch (2002), os atuais regimes de manejo são, ao menos em princípio, baseados em teorias ecológicas razoáveis e devem ser adequados a curto prazo; no entanto, eles ignoram o potencial para mudança evolutiva. Os pesquisadores sugerem como possíveis alternativas a adoção de manejo baseado na janela de captura, apontando algumas vantagens importantes da adoção de limites máximos de captura, tais como os genótipos para crescimento rápido que passam mais rapidamente pelo período de vulnerabilidade seriam favorecidos

pela seleção; a estrutura de idades iria se ampliar, aumentando, assim, a biomassa reprodutiva e os benefícios proporcionados pelos grandes, não somente a sua população como ao ecossistema.

Observa-se que a pressão evolutiva nos cenários (3) e (4) proporcionou as maiores taxas de crescimento comparadas aos demais cenários, ou seja, quando indivíduos maiores são preservados na população, estes passam adiante os genes que codificam maior crescimento, gerando uma porção de descendentes, também maiores. Esses resultados estão de acordo com os de Gjerdem (2000), que afirma que o crescimento dos peixes é geneticamente determinado.

Quando comparado com o cenário (1) simulado, a implementação da janela de captura (cenários (3) e (4)) foi o mais bem sucedido, considerando o tamanho da população, a biomassa capturada e o comprimento dos peixes capturados. Comparando a mesma estratégia de pesca para o manejo de trutas de ribeirão, considerando combinação de alta exploração e proteção, Power e Power (1996) também concluíram que a janela de captura domina o limite de tamanho mínimo em termos de abundância, captura e estrutura de tamanho da população e minimiza os riscos de um colapso na pesca, resultante da pesca excessiva. Realmente, a janela de captura imposta mostrou-se uma estratégia de manejo eficaz para espécies de água doce (EDER, 1984; EFRON; TIBSHIRANI, 1995).

#### **4.3 Cenários de pesca (5), (6) e (7): curva de seletividade logística combinada com outras estratégias de pesca**

Do ponto de vista prático-econômico, testar as estratégias de pesca aqui propostas pode ser vantajoso, uma vez que impor um aumento no tamanho mínimo e/ou no tamanho máximo para a captura implica em um aumento, tanto no tamanho do estoque quanto da captura, com exceção da estratégia (5) e (7), em que a captura

é reduzida. Os limites de tamanhos de capturas estão entre as alternativas mais eficazes à disposição dos gestores para a proteção e a manipulação das populações de peixes.

Biro e Post (2008) observaram que trutas com genótipos de crescimento mais rápido e mais agressivo são mais vulneráveis à pesca por causa do maior apetite, além de serem mais ativas e audaciosas, aumentando a frequência de encontro com os equipamentos de pesca e a vulnerabilidade a eles. De acordo com esses autores, quando os peixes maiores e mais agressivos são fígados, a reserva genética deles é removida, causando uma evolução a taxas de crescimento menores e uma reposição mais lenta da população de pescado.

Conhecido que o crescimento em peixes é hereditário e que os limites de tamanho mínimo não impedirão a exploração excessiva de genótipos e indivíduos de crescimento rápido, a adoção da janela de captura é uma alternativa para proteger os indivíduos maiores e mais agressivos na população, minimizando os riscos de um colapso na pesca. Os resultados da simulação no cenário (6) enfatizam as possibilidades de ganho evolucionário nas características e produção dos peixes explorados, em resposta a mudanças no manejo de pesca.

## 5 CONCLUSÃO

A simulação computacional de diferentes cenários de pesca é um instrumento útil para identificar possíveis ações de manejo para a pesca. Os resultados apresentados neste trabalho podem fornecer subsídios para o estabelecimento de novas políticas e programas de conservação da espécie *Pseudoplatystoma corruscans*. Os diferentes cenários tratados fortalecem a necessidade de reavaliação da política de tamanhos mínimos de captura. Uma alternativa, já proposta por outros autores, é a adoção, além do limite mínimo no tamanho de captura, de um limite máximo para as espécies comerciais e esportivamente importantes, no intuito de salvar os peixes de tamanho maior, preservando, assim, a variabilidade genética populacional das espécies exploradas. Outra alternativa seria intensificar a proteção dos indivíduos, aumentando o comprimento mínimo de captura atual, permitindo, assim, que os peixes reproduzam mais de uma vez, antes de serem capturados.

Dado que o objetivo da gestão de pesca é proporcionar um rendimento sustentável, a questão da reversibilidade genética da população explorada é fundamental, e se adequadamente controlada, pode causar um ganho evolucionário na produção. Em todos os cenários apresentados, mudanças evolutivas positivas na população foram observadas. Assim, a adoção de novas estratégias, se adequadamente escolhidas, irá certamente favorecer práticas pesqueiras mais sustentáveis.

## REFERÊNCIAS

- BERKELEY, S. A. et al. Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. **Fisheries**, Bethesda, v. 29, n. 8, p. 23-32, Aug. 2004.
- BERTALANFFY, L. V. A quantitative theory of organic growth. **Human Biology**, Detroit, v. 10, n. 2, p. 181-213, 1938.
- BIRKELAND, C.; DAYTON, P. K. The importance in fishery management of leaving the big ones. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 20, n. 7, p. 356-358, July 2005.
- BIRO, P. A.; POST, J. R. Rapid depletion of genotypes with fast growth and bold personality traits from harvested fish populations. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 105, n. 8, p. 2919-2922, Aug. 2008.
- BRIGATTI, E.; MARTINS, J. S. S.; RODITI, I. Sharp gene pool transition in a population affected by phenotype-based selective hunting. **The European Physical Journal B**, Les Ulis, v. 45, n. 4, p. 529-532, Dec. 2005.
- CAMARGO, S. A. F.; PETRERE JUNIOR, M. Análise de risco aplicada ao manejo precaucionário das pescarias artesanais na região do reservatório da UHE-Tucuruí, Pará, Brasil. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 34, n. 3, p. 473-485, 2004.
- CARVALHO, D. C. et al. Utilização de baixo número de matrizes em piscicultura: perda de recursos genéticos para programas de repovoamento. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, Belo Horizonte, v. 30, n. 3/4, p. 100-104, maio/ago. 2006.
- CONOVER, D. O.; MUNCH, S. B. Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales. **Science**, New York, v. 297, n. 5578, p. 94-96, July 2002.

CREPALDI, D. V. et al. Biologia reprodutiva do surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*). **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, Belo Horizonte, v. 30, n. 3/4, p. 59-167, maio/ago. 2006.

DIECKMANN, U.; ERNANDE, B.; HEINO, M. Adaptive changes in harvested populations: plasticity and evolution of age size at maturation. **The Royal Society**, London, v. 271, n. 1537, p. 415-423, Feb. 2004.

EDER, S. Effectiveness of an imposed slot length limit of 12.0-14.9 inches on largemouth bass. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, v. 4, n. 4b, p. 469-478, Oct. 1984.

ELROD, J. H. et al. Lake trout rehabilitation in lake Ontario. **Journal of Great Lakes Research**, Toronto, v. 21, n. 1, p. 83-107, Feb. 1995.

FEITOSA, L. A. et al. Parâmetros populacionais e simulação do rendimento por recruta de *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 26, n. 3, p. 317-323, 2004.

GARCIA, I. C. B. **Influência da pesca seletiva sobre o comprimento médio de maturação em populações de dourado (*Salminus brasiliensis*), piraputanga (*Brycon hilarii*) e curimbatá (*Prochilodus lineatus*) no Rio Miranda, MS**. 2006. 46 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2006.

GIAROLA, L. T. P.; MARTINS, S. G. F.; COSTA, M. C. P. T. Computer simulation of *Aphis gossypii* insects using Penna ageing model. **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 368, n. 1, p. 147-154, Jan. 2006.

GJEDREM, T. Genetic improvement of cold-water fish species. **Aquaculture Research**, Oxford, v. 31, n. 1, p. 25-33, Jan. 2000.

GODINHO, A. L.; GODINHO, H. P. Brief vision on the São Francisco. In: \_\_\_\_\_. **Waters, fishes and fishermen of the São Francisco of Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 15-24.



GODINHO, A. L.; KYNARD, B.; GODINHO, H. P. Migration and spawning of female surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*, Pimelodidae) in the São Francisco river, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 80, n. 4, p. 421-433, Oct. 2007.

GODINHO, H. P. et al. Pesca e biologia do *Pseudoplatystoma corruscans* no rio São Francisco. In: MIRANDA, M. O. T. (Ed.). **Surubim**. Belo Horizonte: IBAMA, 1997. p. 27-42. (Coleção Meio Ambiente. Série de Estudos: Pesca, 19).

GODINHO, H. P. et al. Pesca e biologia do *Pseudoplatystoma corruscans* no rio São Francisco em Pirapora, MG. In: Reunião do grupo de avaliação técnica de Siluriformes do Brasil, 1., 1990, Pirassununga. **Anais...** Pirassununga: CEPTA/IBAMA, 1990. p. 1-9.

GRIFFITHS, S. P. et al. Age and growth of longtail tuna (*Thunnus tonggol*) in tropical and temperate waters of the central Indo-Pacific. **ICES Journal of Marine Science**, Dauphin, v. 67, n. 1, p. 125-134, Aug. 2010.

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

HOOLIHAN, J. P. Age and growth of Indo-Pacific sailfish, *Istiophorus platypterus*, from the Arabian Gulf. **Fisheries Research**, New York, v. 78, n. 1, p. 218-226, Nov. 2006.

KVAMME, C.; BOGSTAD, B. The effect of including length structure in yield-per-recruit estimates for northeast Arctic cod. **ICES Journal of Marine Science**, Dauphin, v. 64, n. 2, p. 357-368, Feb. 2007.

LAW, A. M.; KELTON, W. D. **Simulation modeling & analysis**. New York: McGraw-Hill, 2000. 760 p.

MARTINS, J. S. S.; RACCO, A. Simulated emergence of cyclic sexual-asexual reproduction. **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 297, n. 3, p. 485-494, Aug. 2001.

MATEUS, L. A. F.; PENHA, J. M. F. Dinâmica populacional de quatro espécies de grandes bagres na bacia do rio Cuiabá, Pantanal norte, Brasil (*Siluriformes, Pimelodidae*). **Revista Brasileira de Zoologia**, Viçosa, MG, v. 24, n. 1, p. 87-98, mar. 2007.

MENEZES, R. S. **Pesca e piscicultura no Vale do São Francisco**. Recife: Secretaria da Agricultura, Indústria e Comércio do Estado de Pernambuco, 1956. 105 p.

MONTEIRO, P. et al. Age and growth, mortality and reproduction of the striped sea bream, *Lithognathus mormyrus* Linnaeus 1758, from the south coast of Portugal, Algarve. **Marine Biology Research**, Dauphin, v. 6, n. 1, p. 53-65, Jan. 2010.

MOSS, S. M.; OLIVEIRA, T. J. P.; PENNA, T. J. P. Simulating the vanishing of the northern cod fish. **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 215, n. 3, p. 298-304, May 1995.

MUNCH, S. B.; WALSH, M. R.; CONOVER, D. O. Harvest selection, genetic correlations, and evolutionary changes in recruitment: one less thing to worry about. **Canadian Journal Fish Aquatic**, Ottawa, v. 62, n. 4, p. 802-810, June 2005.

OLIVEIRA, A. C. S.; MARTINS, S. G. F.; ZACARIAS, M. S. Computer simulation of the coffee leaf miner using sexual Penna aging model. **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 387, n. 2, p. 476-484, Jan. 2008.

PENNA, T. J. P. A bit string model for biological aging. **Journal of Statistical Physics**, New York, v. 78, n. 5/6, p. 1629-1633, Dec. 1995.

PENNA, T. J. P.; MOSS, S.; OLIVEIRA, D. Mutation accumulation and the catastrophic senescence of the pacific salmon. **Physical Review E**, New York, v. 52, n. 1, p. R3309-R3312, July 1995.

PENNA, T. J. P.; RACCO, A.; SOUZA, A. O. Can microscopic models for age-structured populations contribute to ecology? **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 295, n. 1, p. 31-37, June 2001.

PETRERE, M. A. Relationships among catches: fishing effort and river morphology for eight river of Amazonas State, Brazil: during 1976-1978. **Amazoniana**, Manaus, v. 8, n. 2, p. 281-296, 1983.

POWER, M.; POWER, G. Comparing size-limit and slot limits for brook trout management. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, v. 16, n. 1, p. 49-62, Feb. 1996.

SANTORO, K. R. et al. Estimativas de parâmetros de curvas de crescimento de bovinos Zebu, criados no Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 34, n. 6, p. 2262-2279, nov./dez. 1999.

SANTOS, R. V. R.; MARTINS, S. G. F.; POMPEU, P. S. An individual-based model to simulation of effects of selective fishing on growth traits of the Pintado *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829) (Pisces: Pimelodidae). **Ecological Modelling**, Amsterdam, 2010. No prelo.

SATO, Y. et al. Indução experimental da desova do surubim *Pseudoplatystoma corruscans*. In: MIRANDA, M. O. T. (Ed.). **Surubim**. Belo Horizonte: IBAMA, 1997. p. 69-79. (Coleção Meio Ambiente. Série de Estudos: Pesca, 19).

SILVA, A. C.; SAMPAIO, S. S.; VIANA, M. S. R. Biologia e pesca do timbiri *Pterengraulis atherinoides*, do açude Pereira de Miranda, Pentecoste, CE. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 27, n. 4, p. 513-521, 2005.

SOUZA, A. A.; MARTINS, S. G. F.; ZACARIAS, M. S. Computer simulation applied to the biological control of the insect *Aphis gossypii* for the parasitoid *Lysiphlebus testaceipes*. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 220, n. 6, p. 756-763, Dec. 2009.

WALSH, M. R. et al. Maladaptive changes in multiple traits caused by fishing: impediments to population recovery. **Ecology Letters**, Oxford, v. 9, n. 2, p. 142-148, Feb. 2006.

### CAPÍTULO 3

#### **Simulação da influência dos níveis hidrológicos sobre a população e pesca seletiva do surubim *Pseudoplatystoma corruscans***

##### **RESUMO**

Nos últimos anos, uma série de impactos ambientais tem sido relatada como resultante das sucessivas intervenções humanas, principalmente as decorrentes da construção e da operação das barragens das companhias hidroelétricas para geração de energia e a consequente regularização do rio. Tendo por base o relevante papel do regime hidrológico no funcionamento das planícies de inundação e da importância desses ambientes para a sobrevivência de descendentes de espécies migradoras, tal como o *Pseudoplatystoma corruscans*, no presente trabalho simularam-se os efeitos do regime de cheias e secas sobre a população, e a produção pesqueira do surubim, durante 20 anos antes (1937-1957) e após (1983-2003) a implantação da hidroelétrica de Três Marias. Os resultados obtidos no modelo evidenciam o sincronismo entre aumento do nível hidrológico, inundação das planícies e aumento do estoque e captura da espécie migradora que vive em rios com planície de inundação, enfatizando, assim, a importância da manutenção destas áreas inundáveis para o aumento dos estoques pesqueiros. Os resultados das simulações reproduzem com eficiência aspectos da regularização do rio imposta pela operação da UHE Três Marias, tais como as modificações do pico de cheias e as alterações do regime hidrológico natural, sobre a dinâmica populacional do surubim sem e com pesca seletiva.

Palavras-chave: Modelo Penna. Planície de inundação. Dinâmica populacional

## ABSTRACT

In the latest years, a series of environmental impacts have been reported as resulting from successive human interventions, mainly the ones coming from the building and operations of dams of the hydroelectric companies for energy generation and consequent regularization of the river. Having as base the relevant role of the hydrologic regime in the functioning of the flooding planicies and of the importance of those environments to survival of descents of the migratory species such as *Pseudoplatystoma corruscans* in the present work, it simulated the effects of the regimes of cheias e secas on the population and fishing production of the surubim for twenty years (1937-1957) and after (1983-2003) the implantacao of Três Marias Hidreletricas. The results obtained in the model stands out the synchronism between increase of the technological level, planices flooding and increased stock and capture of the migratory species which lives in rivers with flooding planicies stressing thus the importance of the maintenance of these inundaveis areas to the increase of the fishing stocks. The results of the simulations reproduce efficiently aspectos of the regularization of the river imposed by the operation of Tres Marias Hidreletric such as modifications of the peak of cheias e the alterations of the natural hydrologic regime on the population dynamics of the surubim without and with selective fishing.

Keywords: Penna model. Flooding planicies. Population dynamics

## 1 INTRODUÇÃO

A contínua interferência das atividades humanas nos sistemas aquáticos resulta em impactos diretos e indiretos no ecossistema. A construção de reservatórios hidrelétricos é uma das atividades que causam problemas ambientais gerados pela operacionalização das usinas. Entre esses problemas estão as medidas de regulação da vazão, as quais eliminam as grandes cheias e geram severo impacto nas planícies de inundação situadas abaixo dos reservatórios.

Durante a estação seca, as áreas alagadas da planície de inundação tornam-se isoladas do canal principal do rio, formando inúmeros lagos e lagoas marginais que permanecem ou não até a inundação seguinte (LOWE-MCCONNELL, 1975). Esses ambientes são amplamente reconhecidos pela sua importância, seja como habitat de alimentação, reprodução e refúgio natural das comunidades de peixes de importância comercial e de maior porte (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007; LOWE-MCCONNELL, 1975, 1987). O contato periódico do rio com as lagoas e várzeas permite a colonização das mesmas por ovos e larvas, bem como a saída para o rio de alevinos e jovens provenientes da reprodução do ano anterior (POMPEU, 2007).

Nos sistemas tropicais, o sucesso reprodutivo para as espécies migradoras que vivem em rios com planície de inundação é altamente sazonal, coincidindo com as primeiras fases de cheia (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995). As enchentes funcionam como gatilho sincronizador para desova e o pico da enchente, como finalizador do período reprodutivo (VAZZOLER; AGOSTINHO; HAHN, 1997). Durante as cheias, os rios restabelecem a sua conexão com as lagoas marginais, fornecendo condições necessárias para o incremento da sua produtividade biológica (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). Com a reprodução ocor-

rendo no período das cheias, os peixes aumentam a probabilidade de os novos indivíduos terem acesso aos habitats que servirão como berçário, proteção e abrigo (LOWE-MCCONNELL, 1975).

A influência do regime de cheias, especialmente sua intensidade e sua duração, sobre a reprodução de peixes migradores tem sido objeto de vários estudos nas últimas décadas. Segundo estes estudos o sucesso do processo reprodutivo de espécies migradoras depende, em alguma fase, da disponibilidade e da manutenção de lagoas marginais e várzeas (ALVES; POMPEU, 2006; BAILLY, 2006; POMPEU; GODINHO, 2006). A importância de várzeas e lagoas marginais para a manutenção da pesca e produção pesqueira em rios é bem documentada na literatura técnica (AGOSTINHO et al., 2003; ALVES; POMPEU, 2006; JUNK; WELCOMME, 1990; POMPEU, 1997; POMPEU; GODINHO, 2006; VAZZOLER; AGOSTINHO; HAHN, 1997). Existe uma relação direta entre a área alagada e a produção pesqueira (PETRERE, 1983; WELCOMME, 1979; WELCOMME; HAGBORG, 1977).

Nas últimas décadas, tem-se observado uma crescente destruição das planícies de inundação por meio de barramentos, canalização, drenagem e desmatamento (AGOSTINHO; ZALEWSKI, 1995; BUGENYI, 1991). A construção de barragens afeta diretamente as comunidades de peixes, visto que altera o nível de flutuação da água dos rios, modificando o ciclo sazonal de inundações. Com a construção de barragens, diminui-se a frequência de inundação das lagoas marginais a jusante, fazendo com que períodos de seca prolongada (ausência de inundações) se tornem mais frequentes (POMPEU; GODINHO, 2006).

Modelos matemáticos e computacionais têm sido utilizados nas mais diversas áreas, devido às suas características de flexibilidade e custo relativamente baixo. Nesse cenário, a aplicação de modelos que integrem os componentes bio-

lógicos, físicos e ambientais torna-se fundamental para testar hipóteses, aumentar o entendimento dos processos envolvidos, prognosticar comportamentos em diferentes situações e, como tal, servir como valiosa ferramenta para o gerenciamento ambiental.

Santos, Martins e Pompeu (2010) realizaram uma simulação computacional para a dinâmica do surubim sujeita à pesca seletiva baseada na legislação atual. Segundo estes autores, a pesca seletiva explica as possíveis alterações na taxa de crescimento médio, idade e comprimento de maturação da espécie, como vem sendo observado por diversos pesquisadores (CARVALHO et al., 2006; CONOVER; MUNCH, 2002; CREPALDI et al., 2006; GARCIA, 2006; MATEUS; PENHA, 2007). Motivados pelo trabalho de Santos, Martins e Pompeu (2010), Souza, Martins e Pompeu (2010) simularam a dinâmica populacional do surubim considerando diferentes cenários de mortalidade por pesca. Dentre estes diferentes cenários, observaram que alguns são capazes de gerar evolução em direção ao aumento da taxa de crescimento dos peixes, assim como da biomassa e captura. Em ambos os trabalhos o foco foi na questão da pesca seletiva sem considerar a influência do regime de cheias e secas sobre a população explorada. No entanto, o entendimento do impacto dos níveis hidrológicos sobre a ictiofauna fornece uma série de informações úteis que podem auxiliar na elaboração de planos e estratégias.

Dentre os peixes que habitam as planícies de inundação, destacam-se as espécies de piracema, ou migradores, que são as de maior valor comercial, como o surubim *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829). Assim, no presente trabalho, foram tratados, por meio de simulação computacional, os efeitos do regime de cheias e secas sobre a população e a pesca seletiva do surubim, utilizando-se dados de vazões históricas do rio São Francisco, medidas na estação



de meteorologia na localidade de Manga, MG (POMPEU; GODINHO, 2006). Com isso, pretende-se fornecer informações que subsidiem ações de manejo de vazão em rios regulados, visando à preservação das áreas alagáveis e enfatizando a importância da manutenção dessas áreas inundáveis para a conservação dos estoques pesqueiros.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Modelo Penna

O modelo Penna (PENNA, 1995) é um modelo de dinâmica de populações estruturada em idades, baseado na teoria da seleção natural de Darwin para a evolução das espécies e na teoria do acúmulo de mutações. Desde o seu surgimento, em 1995, tem sido amplamente utilizado no estudo da dinâmica do envelhecimento biológico, devido à facilidade de implementação e modificações em computadores. Atualmente encontram-se, na literatura, inúmeros trabalhos baseados no modelo, em que vários aspectos são investigados, tais como dinâmica populacional de praga e sua interação com o inimigo natural (SOUZA; MARTINS; ZACARIAS, 2009); dinâmica populacional de praga (OLIVEIRA; MARTINS; ZACARIAS, 2008; GIAROLA; MARTINS; TOLEDO COSTA, 2006); estudo de microevolução na população de cabras das Ram Mountain (BRIGATTI; SÁ MARTINS; RODITI, 2005); regulamentação da pesca de lagosta (PENNA; RACCO; SOUZA, 2001); simulação da reprodução cíclica assexuada-sexuada (MARTINS; RACCO, 2001); desaparecimento do bacalhau do norte devido a sobrepesca (MOSS; PENNA, 1995) e senescência catastrófica do salmão do Pacífico (PENNA; MOSS; OLIVEIRA, 1995). Outras aplicações podem ser encontradas em Oliveira, Oliveira e Stauffer (1999).

Na versão assexuada do modelo Penna, o genótipo de cada indivíduo de uma população é representado por uma palavra computacional de  $A$  bits. Esta palavra contém informações de quando o efeito de uma mutação deletéria estará presente (bit setado em 1) ou não (bit setado em zero), durante a vida do indivíduo. É assumido que cada bit corresponde a uma idade (hora, dia, mês, ano, etc.) do indivíduo e que o mesmo poderá sobreviver, no máximo, até a idade  $A - 1$ . Se, na

idade  $i$  da vida do indivíduo, o  $i$ -ésimo bit no genótipo for 1, ele sofrerá os efeitos de uma mutação deletéria naquela e em todas as idades seguintes da sua vida. Um indivíduo poderá permanecer vivo enquanto o número de mutações deletérias até a sua idade atual for menor que um limiar  $T$ .

Quando o indivíduo atinge a idade mínima de reprodução,  $R$ , ele poderá gerar  $B$  filhos, com dada probabilidade a cada idade adicional. Para obter o genótipo do filho, é feita uma cópia do genótipo da mãe, no qual é inserido um número  $M$  de mutações deletérias (apenas mutações deletérias pelo fato de que na natureza, ocorre com mais frequência do que as benéficas) em diferentes bits escolhidos aleatoriamente. Se um bit, dentre os  $M$  escolhidos, for zero no genótipo da mãe, ele passará a ser 1 no genótipo do filho. Por outro lado, se for 1 no genótipo da mãe, ele permanecerá 1 no genótipo do filho. Para modelar as restrições ambientais, tais como espaço e alimento, é incluído o fator de Verhulst. O indivíduo irá sobreviver com probabilidade de  $P_l(t) = 1 - (N(t)/(N_{max}))$ , em que  $N(t)$  é o tamanho da população na etapa temporal  $t$  e  $N_{max}$  o número máximo de indivíduos que o ambiente suporta, devido às restrições de espaço e alimento. Essas regras simples definem a dinâmica deste modelo.

## 2.2 Modelo de crescimento de von Bertalanffy

Modelos para relacionar idade e tamanho, denominados curvas de crescimento, são ferramentas importantes no estudo de populações biológicas e essenciais para as técnicas de avaliação de estoques pesqueiro. O modelo proposto por von Bertalanffy (BERTALANFFY, 1938,) cuja equação é escrita a seguir, é muito comum.

$$L(j) = L_{\infty} [1 - e^{-K(j-j_0)}] \quad (1)$$

sendo  $L(j)$  o comprimento, em cm,  $j$  a idade, em anos,  $L_\infty$  o comprimento assintótico, em cm,  $K$  a taxa de crescimento, em  $\text{ano}^{-1}$  e  $j_0$  a idade teórica, em que o comprimento é zero.

Em vários estudos foi utilizado o modelo de von Bertalanffy para descrever curvas de crescimento, tais como: idade, crescimento, reprodução e mortalidade do *Lithognathus mormyrus* Linnaeus 1758, na costa sul de Portugal (Algarve) (MONTEIRO et al., 2010); determinação da idade e crescimento do atum (*Thunnus tonggol*) em águas do Pacífico (GRIFFITHS et al., 2010); dinâmica populacional de espécies de grandes bagres, dentre elas o pintado *Pseudoplatystoma corruscans* (Agassiz, 1829) (MATEUS; PENHA, 2007); idade e crescimento do *Istiophorus platypterus* (HOOLIHAN, 2006); biologia e pesca do timbiri (*Pterengraulis atherinoides*) (SILVA; SAMAPAI; VAIANA, 2005); estimativas de parâmetros de curvas de crescimento de bovinos Zebu (SANTORO et al., 1999) e dinâmica populacional *Pseudoplatystoma corruscans* (Agassiz, 1829) (PETRERE, 1983).

### 2.3 Dados experimentais relativos à pesca e à biologia do surubim

Mateus e Penha (2007) estudaram a dinâmica populacional de quatro espécies de grandes bagres (comprimento maior que 50 cm) de grande importância para pesca de água doce, dentre elas o surubim, com o objetivo de avaliar o estado de conservação do estoque e discutir alternativas para o manejo dessas espécies na bacia do rio Cuiabá, Pantanal norte. Para o surubim, os parâmetros populacionais estimados, sob o efeito da pesca seletiva, são apresentados na Tabela 1.

Sato et al. (1997) realizaram um estudo com o objetivo de obter informações sobre a desova artificial e caracterizar a relação entre a fertilidade e o peso corporal de fêmeas de surubim (*P. corruscans*) capturadas no rio São Fran-

Tabela 1 Estimativas dos parâmetros populacionais para o estoque de surubim (*P. corruscans*) no rio Cuiabá, MT (MATEUS; PENHA, 2007)

Parâmetros	
Comprimento assintótico ( $L_{\infty}$ )	149,7 cm
Idade teórica em que o comprimento é zero ( $j_0$ )	-0,871 anos
Comprimento médio da 1 <sup>a</sup> maturação ( $L_{50}$ )	75,0 cm
Idade média da 1 <sup>a</sup> maturação ( $I_m$ )	4,60 anos

cisco e mantidas em viveiros da Estação de Hidrobiologia e Piscicultura de Três Marias (CODEVASF), em Três Marias, MG, Brasil, nos anos de 1988, 1990 e 1991. Esses autores verificaram uma relação linear entre a fertilidade e o peso corporal, expressa por:

$$b(P) = -0,890137 + 0,191079 P \quad (2)$$

sendo  $b(P)$  a fertilidade e  $P$  o peso do indivíduo (kg).

Godinho et al. 1997 acompanharam o trabalho realizado no barco de pesca da Colônia de Pescadores de Pirapora, MG, durante uma semana em cada um dos meses de julho, agosto, novembro e dezembro de 1987. Tinha-se como objetivo obter informações sobre a pesca profissional na região de Pirapora, e aspectos reprodutivos de *P. corruscans*, como por exemplo, a relação entre peso e comprimento. Segundo esses autores, tal relação, para ambos os sexos, é dada por:

$$P(L) = 0,001734 L^{3,335} \quad (3)$$

sendo  $P(L)$  o peso (kg) e  $L$  o comprimento do indivíduo (cm).

## 2.4 Dados relativos às séries de vazões históricas do rio São Francisco

Pompeu e Godinho (2006) avaliaram o impacto ambiental da implantação da hidroelétrica de Três Marias sobre a frequência de inundação das lagoas marginais localizadas na região do médio São Francisco reguladas por este rio. Segundo estes autores, as lagoas marginais na bacia do São Francisco constituem os principais criadouros das espécies de piracema, consideradas as mais importantes para a pesca comercial e esportiva.

Para este estudo, foram utilizadas as séries de vazões históricas do rio São Francisco (Tabela 2), tomadas na estação de meteorologia mais próxima da hidroelétrica de Três Marias, localizada em Manga, MG. As séries compreendem um período de 20 anos antes (1937-1957) e após (1983-2003) a construção da barragem de Três Marias, construída em 1961.

Tabela 2 Fluxo de vazão ( $m^3/s$ ) máxima anual do rio São Francisco na localidade de Manga, MG, pelo período de 20 anos antes (1937-1957) e após (1983-2003) a implantação da barragem de Três Marias (POMPEU; GODINHO, 2006)

Antes da barragem Três Marias				Após a barragem Três Marias			
Ano	vazão max	Ano	vazão max	Ano	vazão max	Ano	vazão max
1937	6680,84	1948	8342,62	1983	9030,60	1994	6399,80
1938	7431,11	1949	10163,49	1984	6101,83	1995	4429,09
1939	8316,04	1950	5738,14	1985	8568,39	1996	4524,47
1940	5877,95	1951	5622,56	1986	7544,86	1997	5449,68
1941	5439,44	1952	7934,22	1987	5223,73	1998	4261,38
1942	6256,75	1953	5347,57	1988	4261,38	1999	4524,47
1943	9347,32	1954	3882,65	1989	8717,88	2000	4880,46
1944	8880,53	1955	5853,40	1990	8276,24	2001	2825,95
1945	8409,19	1956	6557,42	1991	5831,21	2002	4858,60
1946	9752,30	1957	7291,39	1992	10494,00	2003	5067,67
1947	6965,00	-	-	1993	6352,79	-	-

A partir deste estudo, Pompeu e Godinho (2006) concluíram que a represa de Três Marias exerce um efeito regulador sobre o nível do rio São Francisco. Com a implantação da barragem, o regime hidrológico sofreu alterações na dinâmica natural do rio, diminuindo a frequência de inundação das lagoas marginais comparado ao que ocorria naturalmente sem a influência da barragem. Além disso, verificaram também que a vazão de  $5.000 \text{ m}^3/\text{s}$  é a mínima necessária para que se estabeleça a conexão da calha principal do rio São Francisco, com algumas das planícies de inundação.

## **2.5 Modelo Penna adaptado à biologia e às características de pesca do surubim**

A seguir, serão apresentadas as adaptações feitas por Santos, Martins e Pompeu (2010) ao modelo Penna, baseadas na biologia e características de pesca da espécie *Pseudoplatystoma corruscans*, com o objetivo de estudar os efeitos da pesca seletiva sobre as características de crescimento desta espécie.

Ao contrário do que ocorre na maioria dos modelos de dinâmica com peixes, em que a mortalidade natural é suposta constante em todos os grupos de idade (ou comprimento) ou, na melhor das hipóteses, diferenciada por grupos, no modelo de Santos, Martins e Pompeu (2010) os efeitos da senescência foram naturalmente incluídos com o modelo Penna. Embora esta espécie se reproduza de forma sexuada, considerou-se a versão assexuada do modelo, uma vez que o estudo em questão trata do efeito da pesca seletiva sobre as características do crescimento sem distinção de machos e fêmeas. Assim, a população em cada etapa temporal é constituída de indivíduos haplóides.

Como os parâmetros de crescimento diferem de espécie para espécie e de indivíduo para indivíduo, foi inserido no modelo Penna o traço fenotípico

(BRIGATTI; MARTINS; RODITI, 2005). Dessa forma, cada indivíduo da população é representado por duas palavras computacionais, uma denominada genótipo, responsável pelo envelhecimento do indivíduo de acordo com o modelo Penna e outra, denominada fenótipo, responsável pelas características de crescimento. Da mesma forma que o genótipo, o fenótipo de cada indivíduo é representado por uma palavra computacional de 64 bits. O fenótipo define a taxa de crescimento como  $K = \theta/128$ , em que  $\theta$  é o número de bits 1 no fenótipo do indivíduo.

No modelo Penna, quando o indivíduo alcança a idade  $R$ , ele certamente torna-se maturo, porém, neste modelo, a maturação vai depender do comprimento do indivíduo. À medida em que ele cresce, torna-se maturo com uma probabilidade dada por  $1/(1 + \exp(\beta_m(L - L_{50})))$ , em que  $\beta_m$  é o coeficiente de inclinação da curva de maturidade,  $L$  o comprimento do indivíduo e  $L_{50}$  o comprimento de primeira maturação das gônadas (orgãos reprodutores). É suposto que o comprimento  $L_{50}$  é proporcional à taxa de crescimento do indivíduo e ao comprimento assintótico  $L_\infty$ , ou seja,  $L_{50} = \beta_1 K L_\infty$ , sendo  $K$  a taxa de crescimento do indivíduo,  $L_\infty$  o comprimento assintótico e  $\beta_1$  uma constante de proporcionalidade (HE; STEWART, 2001).

A partir do momento em que o indivíduo torna-se maturo, ele gera  $b$  filhos a cada reprodução, segundo a equação 2. O fenótipo do filho difere do fenótipo do genitor, com uma probabilidade de 50%. Neste caso, ao contrário do genótipo em que são assumidas apenas as mutações deletérias, um bit escolhido aleatoriamente no fenótipo do filho, sofre uma mutação da seguinte forma: se o bit escolhido for 0 no fenótipo da mãe, ele passará a ser 1 no fenótipo do filho, ou vice-versa.

Para implementar a pesca seletiva Santos, Martins e Pompeu (2010), utilizaram a curva de seletividade logística, a qual impõe o tamanho mínimo de captura como o tamanho médio em que 50% dos indivíduos iniciam seu ciclo repro-



duto. Assim, a cada etapa temporal, os indivíduos são encontrados com uma probabilidade de 52% (MATEUS; PENHA, 2007) e capturados com uma probabilidade que aumenta com o tamanho, de acordo com a equação logística,

$$S(L) = 1/(1 + \exp(-\beta_s (L - 75))), \quad (4)$$

Cada indivíduo da população poderá morrer por envelhecimento, por restrições ambientais (fator de Verhulst) ou pesca seletiva. No final de cada etapa temporal, a qual corresponde a um ano, os indivíduos que sobreviverão à etapa temporal seguinte terão a sua idade incrementada de uma unidade e o tamanho e peso atualizados de acordo com as equações 5 e 3, respectivamente.

Os parâmetros  $L_\infty$  e  $j_0$  assumiram nas equações os valores apresentados na Tabela 1.

## **2.6 Estudo da influência dos níveis hidrológicos sobre a população e a pesca seletiva do surubim**

No trabalho desenvolvido por Santos, Martins e Pompeu (2010), o modelo Penna foi adaptado para tratar os efeitos da pesca seletiva sobre as características de crescimento do surubim. A pesca seletiva foi introduzida por meio da curva de seletividade logística baseada na legislação de pesca atual. Os resultados obtidos foram consistentes com a observação de diferentes autores (CARVALHO et al., 2006; CONOVER; MUNCH, 2002; CREPALDI et al., 2006; GARCIA, 2006; MATEUS; PENHA, 2007) de que a pesca seletiva gera uma pressão seletiva, favorecendo os fenótipos com crescimento mais lento.

Tendo por base o relevante papel do regime hidrológico no funcionamento das planícies de inundação e a importância desses ambientes para a sobrevivência

de descendentes da espécie *Pseudoplatystoma corruscans*, no trabalho atual foram tratados os efeitos do regime hidrológico sobre a dinâmica temporal desta espécie sujeita à pesca seletiva baseada na legislação vigente.

No trabalho desenvolvido por Santos, Martins e Pompeu (2010), cada indivíduo da população pode morrer por envelhecimento, por restrições ambientais ou pesca seletiva. A probabilidade de morte devido às restrições ambientais é dada pelo fator Verhulst

$$P(t) = N(t)/N_{max}, \quad (5)$$

em que  $N(t)$  é o tamanho da população no tempo  $t$  e  $N_{max}$  a capacidade de carga do ambiente. Como o nível hidrológico é uma característica ambiental que afeta a sobrevivência de larvas e jovens, considerou-se um fator de Verhulst dependente da vazão. Assim, o fator de Verhulst para larvas e jovens é dado por

$$P(t) = \frac{N(t)}{N_{max}^*} = \frac{N(t)}{N_{max}(1/(1 + \exp(-0,002 \times (v - 5000))))} \quad (6)$$

em que  $v$  é a vazão do rio,  $N(t)$  o tamanho da população no tempo  $t$ ,  $N_{max}^*$  o número máximo de larvas e jovens que o ambiente suporta em função da vazão. Tendo em vista que  $5000 \text{ m}^3/\text{s}$  é a vazão mínima para que se estabeleça a conexão da calha principal do rio São Francisco com algumas planícies de inundação, considerou-se esta vazão como o valor correspondente a uma capacidade de carga igual a  $0.5 N_{max}$ . Como os adultos abandonam as planícies ainda no período da cheia, movendo-se para novas áreas não necessariamente vantajosas em relação à alimentação, mas apenas desejáveis por garantir sua sobrevivência (POMPEU; GODINHO, 2006), considerou-se para os adultos o fator de Verhulst independente da vazão, ou seja, dado pela equação 5.

A cada simulação foram realizadas 100.000 etapas temporais (anos). Nas

primeiras 99.980 etapas temporais, a dinâmica temporal seguiu os mesmos passos propostos por Santos, Martins e Pompeu (2010), como apresentado na seção anterior. Nas últimas etapas temporais, a dinâmica foi levemente modificada para inserir os dados de vazão. O fator de Verhulst para larvas e jovens (indivíduos imaturos) foi calculado por meio da equação 6, em que  $v$ , assume em cada etapa temporal, os valores apresentados na Tabela 2. Uma vez que cada etapa temporal nas simulações é medida em anos, considerou-se a vazão máxima anual do rio São Francisco.

Assim, após a população ter atingido uma estrutura etária estável ( $t > 99.980$ ), foi simulada a evolução temporal da população de surubim para o período de 1937 a 1957 e 1983 a 2003, considerando quatro situações:

- a) situação 1 - antes (1937-1957) da construção da barragem Três Marias sem pesca;
- b) situação 2 - antes (1937-1957) da construção da barragem Três Marias com pesca;
- c) situação 3 - após (1983-2003) a construção da barragem Três Marias sem pesca;
- d) situação 4 - após (1983-2003) a construção da barragem Três Marias com pesca.

Nas quatro situações os anos de 1937 e 1983 correspondem a  $t=99.981$  e os anos de 1957 e 2003, a  $t=100.000$ .

Em nossas simulações, os parâmetros biológicos ( $L_{\infty}$  e  $j_0$ ) assumiram os valores da Tabela 1 e os demais parâmetros do modelo os seguintes valores:

- a) população inicial:  $N_o = 10.000$  peixes;
- b) limite de mutação deletéria:  $T = 1$ ;
- c) população máxima:  $N_{max} = 100.000$ ;

- d) número de mutação:  $M = 1$ ;  
 e) constante de proporcionalidade:  $\beta_1 = 3,8$  anos;  
 f) coeficiente de inclinação de maturidade:  $\beta_m = 0,5$ .

Duas características importantes da população a serem medidas para avaliação dos níveis dos estoques pesqueiros são a biomassa (peso do número total de peixes) e a biomassa desovante (biomassa dos indivíduos em idades reprodutivas). Dessa forma, para cada etapa temporal  $t$  foram calculadas as biomassas, de acordo com as funções

$$B(t) = \sum_{j=1}^{j=N(t)} P_j, \quad (7)$$

$$B_d(t) = \sum_{j=1}^{j=N_d(t)} P_{d,j} \quad (8)$$

em que  $B(t)$  é a biomassa da população,  $N(t)$  é o tamanho da população na etapa temporal  $t$ ,  $P_j$  é o peso do indivíduo  $j$ ,  $B_d(t)$  é a biomassa desovante,  $N_d(t)$  é o número de indivíduos maduros na etapa temporal  $t$  e  $P_{d,j}$  é o peso do indivíduo maduro  $j$ .

Outra informação quantitativa relevante para os pescadores é a captura em peso, ou seja, o peso total de peixes capturados. Assim, a captura em peso anual foi calculada pela da expressão

$$C(t) = \sum_{j_c=1}^{j_c=N_c(t)} P_{j_c}, \quad (9)$$

em que  $N_c(t)$  é o tamanho da população de pescado na etapa temporal  $t$  e  $P_j$  é o peso do indivíduo capturado  $j$ .

### 2.6.1 Análise estatística

Foram obtidas, por meio das simulações, as séries temporais do número de filhotes ( $b$ ), tamanho da população ( $N$ ), biomassa da população ( $B$ ), biomassa desovante ( $B_d$ ), captura em peso ( $C$ ) e número de indivíduos capturados ( $C_n$ ), para cada uma das quatro situações simuladas. Os valores médios destas variáveis foram calculados com os seus respectivos intervalos de confiança, por meio da metodologia bootstrap, usando o método percentil, com 10.000 amostras.

Determinou-se a correlação entre as variáveis: vazão ( $F$ ), número de filhotes ( $b$ ), tamanho da população ( $N$ ), biomassa da população ( $B$ ), biomassa desovante ( $B_d$ ), captura em peso ( $C$ ) e número de indivíduos capturados ( $C_n$ ), sem e com pesca, por meio da análise de correlação de Spearman.

Para avaliar semelhanças entre as quatro situações simuladas, foi realizada a análise multivariada de agrupamento, considerando o valor médio das variáveis: número de filhotes ( $\bar{b}$ ), tamanho da população ( $\bar{N}$ ), biomassa da população ( $\bar{B}$ ) e biomassa desovante ( $\bar{B}_d$ ). Na análise de agrupamento, a medida de dissimilaridade utilizada foi a distância euclidiana; a determinação do método hierárquico aglomerativo foi feita procurando encontrar o maior índice de correlação cofenética, que foi obtido utilizando-se o método da média das distâncias (average).

Para realizar as simulações, foi utilizada a linguagem de programação C, com o compilador gcc e, para as análises estatísticas, o software R Development Core Team (2009).

### 3 RESULTADOS

Na Figura 1 são apresentados os fluxos de vazão máxima anual, obtido experimentalmente por Pompeu e Godinho (2006) e a evolução temporal para o número de filhotes, o tamanho da população, a biomassa desovante, a captura, o número de indivíduos capturados e a biomassa da população para o surubim (*P. corruscans*) obtidos nas simulações para os períodos de 1937 a 1957 (antes da UHE) e de 1983 a 2003 (após a UHE) sem e com pesca seletiva.

Observa-se na Figura 1 (I), que a magnitude dos picos das cheias dos vinte anos anteriores à implantação da UHE Três Marias, apresentou apenas no ano de 1954 não houve a inundação das lagoas marginais (vazão inferior à  $5.000 \text{ m}^3/\text{s}$ ), e nos 20 anos posteriores à implantação da hidrelétrica, a ocorrência de eventos de grandes cheias foi mais raras, acarretando o isolamento dessas lagoas por vários anos, ou seja, seca prolongada (1988, 1995, 1996, 1998, 1999, 2000, 2001 e 2002).

Os impactos negativos dessa diferença entre esses dois sistemas (regime hidrológico natural e da UHE Três Marias) é verificada nos resultados das simulações. Comparando-se estes dois sistemas, observa-se que o número de filhotes (Figuras 1 e 2 (a)), o número de indivíduos da população (Figuras 1 e 2 (b)), a biomassa desovante (Figuras 1 e 2 (c)), a captura (Figuras 1 e 2 (d)), o número de indivíduos capturados (Figuras 1 e 2 (e)), a biomassa da população (Figuras 1 e 2 (f)) apresentaram maior valor médio para o regime hidrológico natural sem e com pesca seletiva devido à maior frequência de inundação das lagoas marginais nesse período. Observou-se nas simulações, que a ausência de cheias, decorrente da regulação da vazão por parte da usina hidrelétrica de Três Marias, levou a uma redução do estoque pesqueiro da espécie migradora. Comparando-se os intervalos de confiança obtidos para a situação 2 (antes UHE com pesca), com a situação 3 (após UHE sem pesca) observa-se que o número de filhotes, o número de indivi-

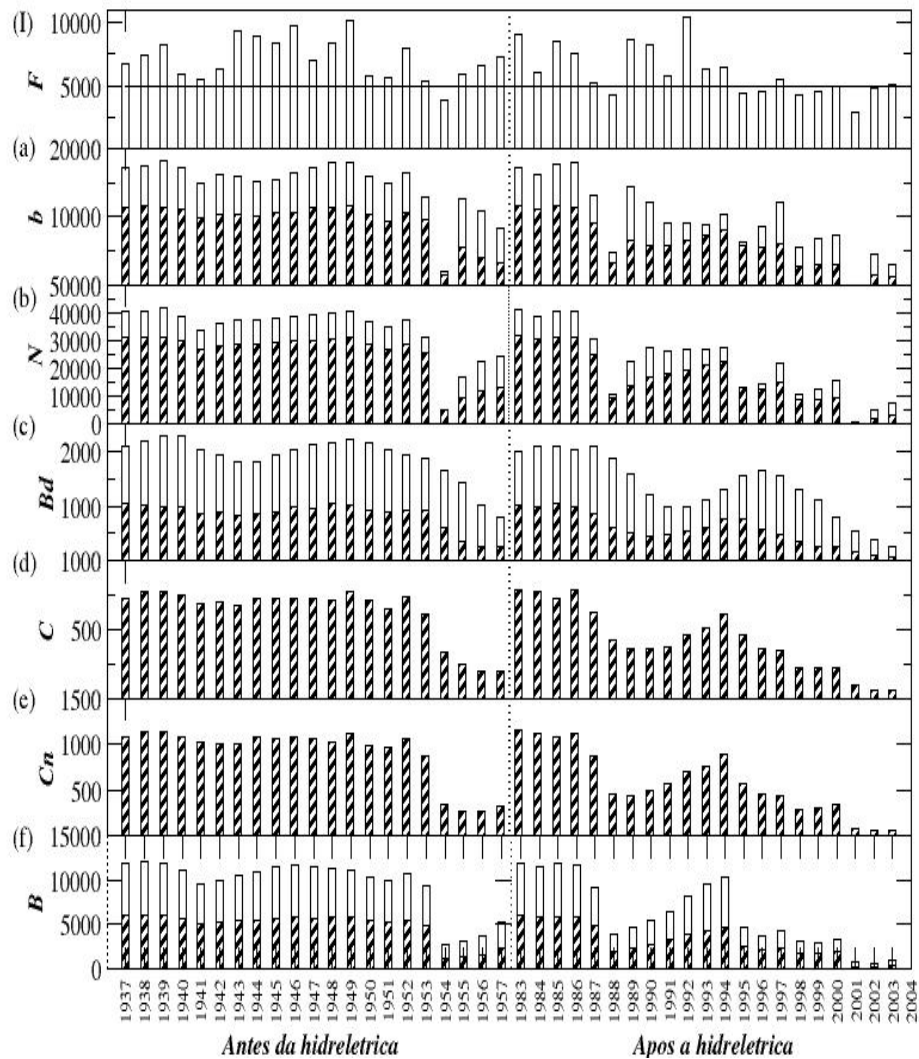


Figura 1 Em branco, sem pesca. Hachurado, com pesca seletiva. (I) Histograma do fluxo de vazão máxima. Linha horizontal contínua = vazão que estabelece a conexão da calha principal do rio São Francisco com algumas planícies de inundação. (a) Número de filhos. (b) Número de indivíduos da população. (c) Biomassa desovante, em toneladas. (d) Captura, em toneladas. (e) Número de indivíduos capturados. (f) Biomassa da população, em toneladas

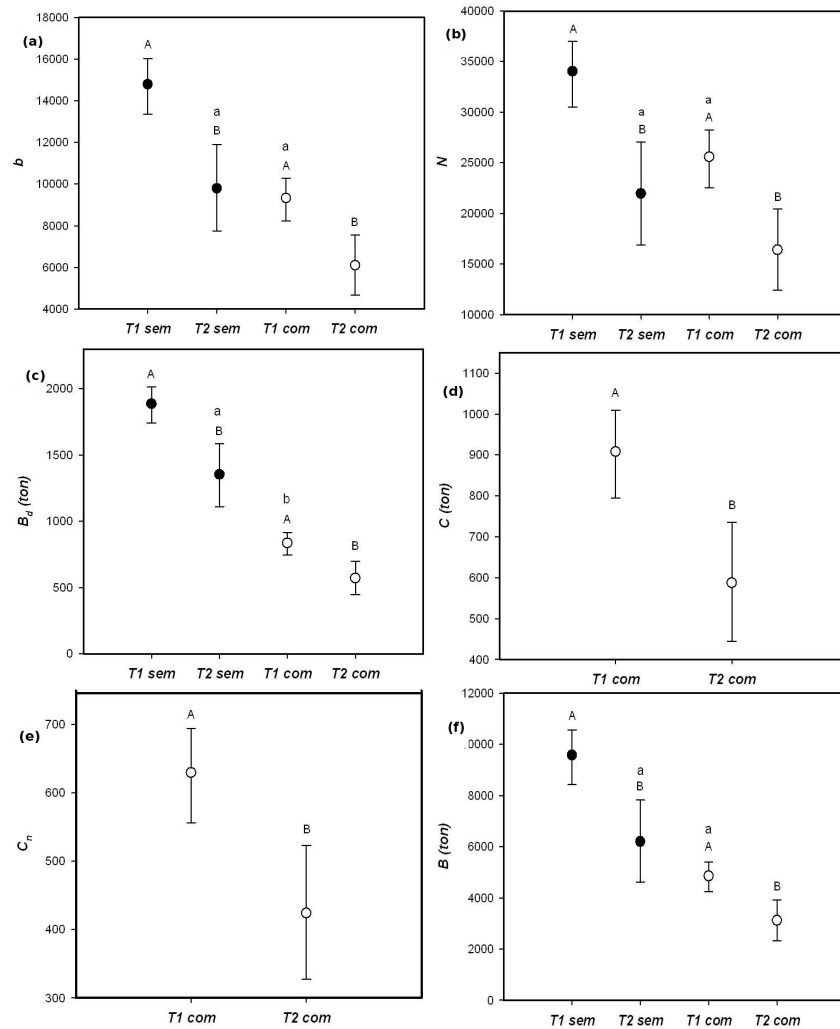


Figura 2 Valores médios com o respectivo intervalo de 95% de confiança (barras). *T1* e *T2* sem - antes e após UHE sem pesca, respectivamente. *T1* e *T2* com - antes e após UHE com pesca, respectivamente. Médias seguidas por uma mesma letra maiúscula em *T1* e *T2* sem ou em *T1* e *T2* com ou por mesma letra minúscula, em *T1* com *T2* sem, não diferem estatisticamente entre si. ● Sem pesca. ○ Com pesca. (a) Número de filhos. (b) Número de indivíduos da população. (c) Biomassa desovante. (d) Captura. (e) Número de indivíduos capturados. (f) Biomassa da população



duos da população e a biomassa desovante não diferem entre si, ou seja a ausência de grandes cheias provoca redução no estoque pesqueiro, como se a população estivesse sendo explorada pela pesca seletiva.

Na Tabela 3 observa-se que todas as variáveis simuladas sem e com pesca se correlacionaram positivamente com um nível de significância de 95% de confiança. Ou seja, há uma relação positiva diretamente proporcional entre aumento do nível das cheias e da produção de peixes sem e com pesca.

Tabela 3 Matriz de correlação de Spearman (não paramétrico) entre as variáveis simuladas sem e com pesca.  $F$  = vazão ( $m^3/s$ );  $b$  = número de filhos;  $N$  = número de indivíduos da população;  $B$  = biomassa da população (ton);  $B_d$  = biomassa desovante (ton);  $C$  = captura (ton) e  $C_n$  = número de indivíduos capturados

Sem pesca							
	$F$	$b$	$N$	$B$	$B_d$		
$F$		0,70	0,72	0,70	0,34		
$b$			0,96	0,91	0,85		
$N$				0,98	0,81		
$B$					0,79		
$B_d$							
Com pesca							
	$F$	$b$	$N$	$B$	$B_d$	$C$	$C_n$
$F$		0,69	0,69	0,66	0,51	0,61	0,63
$b$			0,98	0,97	0,94	0,95	0,95
$N$				0,99	0,92	0,95	0,97
$B$					0,94	0,96	0,97
$B_d$						0,92	0,93
$C$							0,99
$C_n$							

Os resultados da análise de agrupamento estão representados em um dendrograma (Figura 3). A linha contínua representa o ponto utilizado para definir os agrupamentos. Foram definidos três grupos das situações simuladas em função

das variáveis medidas: grupo 1 ( $G_1$ ) formado pela situação 1, antes da construção da barragem sem pesca, grupo 2 ( $G_2$ ) formado pela situação 4, após a construção da barragem com pesca e o grupo 3 ( $G_3$ ) formado pelas situações 2 e 3, antes da construção da barragem com pesca e após a construção da barragem sem pesca, ou seja, o regime hidrológico exercido pela UHE Três Marias provocou redução no estoque pesqueiro, como se a população estivesse sob ação do regime hidrológico natural e sendo explorada pela pesca seletiva.

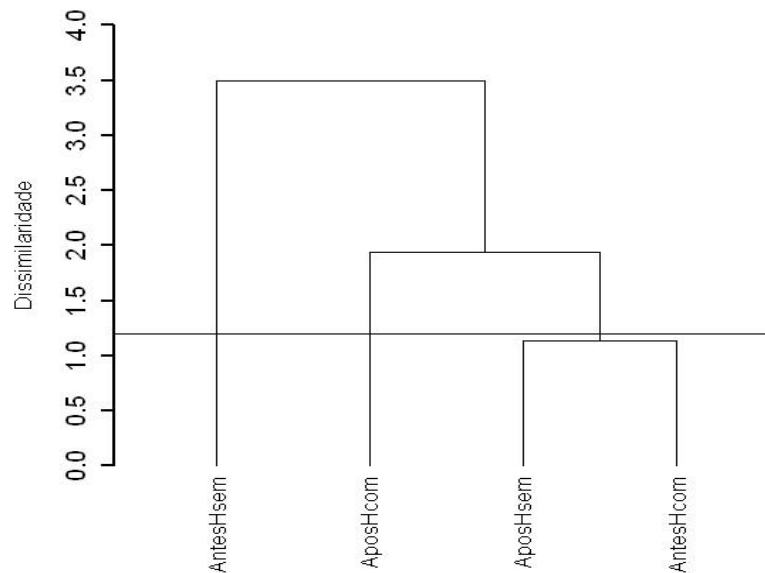


Figura 3 Dendrograma da análise de agrupamento das quatro situações simuladas em relação ao valor médio das variáveis: número de filhos ( $\bar{b}$ ), tamanho da população ( $\bar{N}$ ), biomassa da população ( $\bar{B}$ ), biomassa desovante ( $\bar{B}_d$ )

#### 4 DISCUSSÃO

Os resultados encontrados nas simulações evidenciam que a oscilação dos níveis das águas afetam diretamente as populações de peixes migradores que habitam rios com planície de inundação. Segundo Lowe-McConnell (1987), em ambientes tropicais, as mudanças térmicas são pouco perceptíveis, existindo maior influência da precipitação e das inundações sazonais. A importância das inundações para a manutenção da pesca comercial tem sido amplamente discutida na literatura (AGOSTINHO et al., 1993; ALVES; POMPEU, 2006; JUNK; WEL-COMME, 1990; POMPEU, 1997; POMPEU; GODINHO, 2006; VAZZOLER; AGOSTINHO; HAHN, 1997).

É reconhecido que o ciclo de vida dos peixes migradores apresenta estreita relação com as flutuações sazonais do nível do rio, onde a conectividade entre o rio e a área inundável exerce papel fundamental no ciclo de vida das espécies (AGOSTINHO et al., 1993; GODINHO et al., 1990; POMPEU; GODINHO, 2006). Anualmente, no início da estação seca, os peixes começam a se organizar em cardumes e se deslocam para as porções mais altas da bacia. Com a elevação do nível hidrológico ocorre a desova na calha do rio. Os milhões de ovos lançados e fecundados são carregados para trechos inferiores desses rios. Quando ocorre o transbordamento da água, as larvas são levadas para as áreas alagadas marginais onde ocorrerá seu desenvolvimento inicial (AGOSTINHO et al., 1993). O contato periódico do rio com as lagoas e várzeas, permite a colonização das mesmas por ovos e larvas, bem como a saída para o rio de alevinos e jovens provenientes da reprodução do ano anterior (POMPEU, 1997). Assim, esses ambientes são amplamente reconhecidos pela sua importância, seja como habitat de alimentação, reprodução e refúgio naturais das comunidades de peixes migradores (AGOSTINHO et al., 1993; LOWE-MCCONNELL, 1975, 1987; POMPEU; GODINHO,

2006).

Segundo Godinho e Godinho (2003), as hidroelétricas causam impacto negativo significativo sobre os peixes de uma bacia, modificando o regime hidrológico do rio de acordo com a geração de energia. A construção de represas hidrelétricas afeta diretamente as várzeas e as lagoas marginais, uma vez que diminui o nível de flutuação das águas do rio (BERNACSEK, 1984). Os resultados das simulações reforçam a importância desses ambientes para a espécie migradora da bacia do São Francisco. Os efeitos da perda de peixes durante longos períodos sem inundação não podem ser ignorados. A sazonalidade extrema dos rios da planície de inundação (pulso de inundação) afeta o ambiente e conseqüentemente, alguns aspectos da biologia dos peixes, tais como a disponibilidade de alimento, seus movimentos, crescimento e a época de reprodução.

Alves e Pompeu (2006) e Pompeu e Godinho (2006) realizaram estudos, no médio curso e no baixo rio das Velhas, no São Francisco, respectivamente. Estes estudos abordam a importância das planícies de inundação como berçário para as espécies de peixes. Para as espécies migradoras, o sucesso do processo reprodutivo depende, em alguma fase, da disponibilidade e da manutenção de lagoas marginais e várzeas, ambientes que possuem águas com características físicas e químicas distintas em relação ao rio que margeiam. O ciclo de nutrientes e a produtividade primária são mais intensos, o que disponibiliza os recursos alimentares em abundância para as fases iniciais de desenvolvimento dos peixes.

De acordo com Pompeu e Godinho (2006), a operação da UHE Três Marias faz com que eventos de grandes cheias sejam mais raros, acarretando o isolamento dessas lagoas por vários anos. As larvas, entretanto, não puderam acessar os habitats da planície durante vários anos, em razão da falta de conectividade, fato que reflete na biomassa da coorte e na rentabilidade da atividade pesqueira. Essa

diferença entre esses dois sistemas é facilmente percebida nas simulações para o período 1937 a 1957 (antes da UHE) e o período de 1983 a 2003 (após da UHE) por meio da comparação dos valores médios obtidos para a população de surubim (*P.corruscans*).

A manutenção da pesca e, principalmente, das populações de espécies migradoras está intimamente associada às inundações das lagoas marginais. Existe uma relação direta entre a área alagada e a produção pesqueira (PETRERE, 1983; WELCOMME, 1979; WELCOMME; HAGBORG, 1977). Como observado nas simulações o aumento do nível das cheias proporciona um acréscimo na produção de peixes.

Os resultados das simulações reproduzem com eficiência aspectos da regularização do rio, imposta pela operação da UHE Três Marias, tais como modificações do pico de cheias e do regime hidrológico natural sobre a dinâmica populacional do surubim. Esse procedimento operacional da barragem contribuiu para a queda dos estoques da espécie de grande porte, que depende do regime de cheias sazonais, afetando a rentabilidade da pesca.

Para Pompeu e Godinho (2006), o aumento do fluxo de água da represa de Três Marias, durante o período das chuvas, deve ser estudado como uma alternativa de manejo para a manutenção da inundação anual ou bianual das lagoas marginais da região. Além disso, o estudo das partições de queda de futuros reservatórios deveria levar em conta a manutenção dessas inundações.

Embora os reservatórios brasileiros não tenham sido construídos visando o desenvolvimento da pesca, essa atividade vem se constituindo no mais importante uso secundário desses ambientes. A atividade pesqueira, especialmente nos reservatórios das bacias dos rios Paraná e São Francisco, abriga grandes contingentes populacionais excluídos de outras atividades produtivas, constituindo-se na única

alternativa de sobrevivência para milhares de pessoas (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007).

## 5 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos no modelo evidenciam o sincronismo entre aumento do nível hidrológico, inundação das planícies e aumento do estoque e captura da espécie migradora que vive em rios com planície de inundação. Esse sincronismo já foi observado experimentalmente em diversos trabalhos, assim enfatizando a importância da manutenção dessas áreas inundáveis para o estoque pesqueiro.

Diante disso, fica evidente que a ocorrência de cheias, em qualquer nível, é essencial, pois promove condições favoráveis para o desenvolvimento inicial de espécies migradoras. A ausência desses eventos pode causar efeitos deletérios ao recrutamento, como também elevar as taxas de mortalidade de peixes nos ambientes sem conexão com a calha principal dos rios da planície.

Desse modo, é necessário que o setor hidroelétrico, com o subsídio técnico-científico das instituições governamentais competentes (agências ambientais, universidades), desenvolvam regimes operacionais que atendam não somente à demanda de energia, como também à manutenção do estoque pesqueiro.

## REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A. et al. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* em distintas fases del ciclo de vida, em la planície de inundación del alto rio Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. **Revue d'Hydrobiologie Tropicale**, Paris, v. 26, n. 1, p. 79-90, 1993.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do brasil**. Maringá: EDUEM, 2007. 501 p.
- AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. **Hidrobiologia**, Bucuresti, n. 303, p. 141-148, 1995.
- ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. **Importância das lagoas marginais e várzeas do rio das Velhas para a manutenção da pesca e de espécies de peixes migradoras e de importância comercial da bacia do rio São Francisco em Minas Gerais: projeto Manuelzão**. Belo Horizonte: FAPEMIG, 2006. 56 p.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A.; FABRÉ, N. N. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: Tundisi, J. G.; Bicudo, C. E. M.; Matsumura-Tundisi, T. **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 105-136.
- BAILLY, D. **Influência do regime de cheias na reprodução de espécies com diferentes estratégias reprodutivas da planície de inundação do rio Cuiabá, Alto Pantanal, Brasil**. 2006. 28 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2006.
- BERNACSEK, G. M. **Guidelines for dam design and operation to optimize fish production in impounded river basins based on a review of the ecological effects of large dams in Africa**. Rome: FAO, 1984. 98 p.



BERTALANFFY, L. V. A quantitative theory of organic growth. **Human Biology**, Detroit, v. 10, n. 2, p. 181-213, 1938.

BRIGATTI, E.; MARTINS, J. S. S.; RODITI, I. Sharp gene pool transition in a population affected by phenotype-based selective hunting. **The European Physical Journal B**, Les Ulis, v. 45, n. 4, p. 529-532, Dec. 2005.

BUGENYI, F. W. B. Ecotones in a changing environment: management of adjacent wetlands for fisheries production in the tropics. **Verhandlungen der Internationalen Verein Limnologie**, Stuttgart, v. 24, n. 1, p. 2547-2551, July 1991.

CARVALHO, D. C. et al. Utilização de baixo número de matrizes em piscicultura: perda de recursos genéticos para programas de repovoamento. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, Belo Horizonte, v. 30, n. 3/4, p. 100-104, maio/ago. 2006.

CONOVER, D. O.; MUNCH, S. B. Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales. **Science**, New York, v. 297, n. 5578, p. 94-96, July 2002.

CREPALDI, D. V. et al. Biologia reprodutiva do surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*). **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, Belo Horizonte, v. 30, n. 3/4, p. 59-167, maio/ago. 2006.

GARCIA, I. C. B. **Influência da pesca seletiva sobre o comprimento médio de maturação em populações de dourado (*Salminus brasiliensis*), piraputanga (*Brycon hilarii*) e curimatá (*Prochilodus lineatus*) no Rio Miranda, MS**. 2006. 46 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2006.

GIAROLA, L. T. P.; MARTINS, S. G. F.; COSTA, M. C. P. T. Computer simulation of *Aphis gossypii* insects using Penna ageing model. **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 368, n. 1, p. 147-154, Jan. 2006.

GODINHO, H. P. et al. Pesca e biologia do *Pseudoplatystoma corruscans* no rio São Francisco. In: MIRANDA, M. O. T. (Ed.). **Surubim**. Belo Horizonte: IBAMA, 1997. p. 27-42. (Coleção Meio Ambiente. Série de Estudos: Pesca, 19).

GODINHO, H. P. et al. Pesca e biologia do *Pseudoplatystoma corruscans* no rio São Francisco em Pirapora, MG. In: Reunião do grupo de avaliação técnica de Siluriformes do Brasil, 1., 1990, Pirassununga. **Anais...** Pirassununga: CEPTA/IBAMA, 1990. p. 1-9.

GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. **Água, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. 468 p.

GRIFFITHS, S. P. et al. Age and growth of longtail tuna (*Thunnus tonggol*) in tropical and temperate waters of the central Indo-Pacific. **ICES Journal of Marine Science**, Dauphin, v. 67, n. 1, p. 125-134, Aug. 2010.

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

HOOLIHAN, J. P. Age and growth of Indo-Pacific sailfish, *Istiophorus platypterus*, from the Arabian Gulf. **Fisheries Research**, New York, v. 78, n. 1, p. 218-226, Nov. 2006.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 106, n. 1, p. 110-127, Aug. 1989.

JUNK, W. J.; WELCOMME, R. L. Floodplains. In: Patten, B. C. **Wetlands and shallow continental waters bodies**. Netherlands: SPB Academic, 1990. v. 1, p. 491-524.

LOWE-MCCONNELL, R. L. **Ecological studies in tropical fish communities**. London: Cambridge University, 1987. 382 p.

\_\_\_\_\_. **Fish communities in tropical freshwaters**. London: Longman, 1975. 337 p.

MARTINS, J. S. S.; RACCO, A. Simulated emergence of cyclic sexual-asexual reproduction. **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 297, n. 3, p. 485-494, Aug. 2001.

MATEUS, L. A. F.; PENHA, J. M. F. Dinâmica populacional de quatro espécies de grandes bagres na bacia do rio Cuiabá, Pantanal norte, Brasil (*Siluriformes, Pimelodidae*). **Revista Brasileira de Zoologia**, Viçosa, MG, v. 24, n. 1, p. 87-98, mar. 2007.

MONTEIRO, P. et al. Age and growth, mortality and reproduction of the striped sea bream, *Lithognathus mormyrus* Linnaeus 1758, from the south coast of Portugal, Algarve. **Marine Biology Research**, Dauphin, v. 6, n. 1, p. 53-65, Nov. 2010.

MOSS, S. M.; OLIVEIRA, T. J. P.; PENNA, T. J. P. Simulating the vanishing of the northern cod fish. **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 215, n. 3, p. 298-304, May 1995.

OLIVEIRA, A. C. S.; MARTINS, S. G. F.; ZACARIAS, M. S. Computer simulation of the coffee leaf miner using sexual Penna aging model. **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 387, n. 2, p. 476-484, Jan. 2008.

PENNA, T. J. P. A bit string model for biological aging. **Journal of Statistical Physics**, New York, v. 78, n. 5/6, p. 1629-1633, Dec. 1995.

PENNA, T. J. P.; MOSS, S.; OLIVEIRA, D. Mutation accumulation and the catastrophic senescence of the pacific salmon. **Physical Review E**, New York, v. 52, n. 1, p. R3309-R3312, July 1995.

PENNA, T. J. P.; RACCO, A.; SOUZA, A. O. Can microscopic models for age-structured populations contribute to ecology? **Physica A - Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 295, n. 1, p. 31-37, June 2001.

PETRERE, M. A. Relationships among catches: fishing effort and river morphology for eight river of Amazonas State, Brazil: during 1976-1978. **Amazoniana**, Manaus, v. 8, n. 2, p. 281-296, 1983.

POMPEU, P. S. **Efeitos das estações seca e chuvosa e da ausência de inundações nas comunidades de peixes de três lagoas marginais do médio São Francisco**. 1997. 72 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1997.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 4, n. 4, p. 427-433, 2006.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing, reference index. Version 2.9.0. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2009. Disponível em: <<http://www.R0project.org>>. Acesso em: 10 dez. 2009.

SANTORO, K. R. et al. Estimativas de parâmetros de curvas de crescimento de bovinos Zebu, criados no Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 34, n. 6, p. 2262-2279, nov./dez. 1999.

SANTOS, R. V. R.; MARTINS, S. G. F.; POMPEU, P. S. An individual-based model to simulation of effects of selective fishing on growth traits of the Pintado *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829) (Pisces: Pimelodidae). **Ecological Modelling**, Amsterdam, 2010. In press.

SATO, Y. et al. Indução experimental da desova do surubim *Pseudoplatystoma corruscans*. In: MIRANDA, M. O. T. (Ed.). **Surubim**. Belo Horizonte: IBAMA, 1997. p. 69-79. (Coleção Meio Ambiente. Série de Estudos: Pesca, 19).

SILVA, A. C.; SAMPAIO, S. S.; VIANA, M. S. R. Biologia e pesca do timbiri *Pterengraulis atherinoides*, do açude Pereira de Miranda, Pentecoste, CE. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 27, n. 4, p. 513-521, 2005.

SOUZA, A. A.; MARTINS, S. G. F.; POMPEU, P. S. Simulação dos efeitos de diferentes estratégias de pesca seletiva do surubim *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix & Agassiz, 1829) (Pisces: Pimelodidae). **Ecological Modelling**, Amsterdam, 2010. In press.

SOUZA, A. A.; MARTINS, S. G. F.; ZACARIAS, M. S. Computer simulation applied to the biological control of the insect *Aphis gossypii* for the parasitoid *Lysiphlebus testaceipes*. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 220, n. 6, p. 756-763, Dec. 2009.

VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. Influências ambientais sobre a sazonalidade reprodutiva. In: VAZZOLER, A. E. A. M. et al. **A planície de inundação do alto rio Paraná**: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: Eduem, 1997. p. 267-280.

WELCOMME, P. L. **Fisheries ecology of floodplain rivers**. New York: Longman, 1979. 317 p.

WELCOMME, R. L.; HAGBORG, D. Towards a model of a floodplain fish population and its fishery. **Environmental Biology of Fish**, Dordrecht, v. 2, n. 1, p. 7-24, Dec. 1977.