

Agostinho
Gomes
Pellicice

ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS PESQUEIROS EM RESERVATÓRIOS DO BRASIL

ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS PESQUEIROS
EM RESERVATÓRIOS DO BRASIL



Angelo Antonio Agostinho
Luiz Carlos Gomes
Fernando Mayer Pellicice



ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS PESQUEIROS EM RESERVATÓRIOS DO BRASIL

Angelo Antonio Agostinho
Luiz Carlos Gomes
Fernando Mayer Pelicice

ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS PESQUEIROS EM RESERVATÓRIOS DO BRASIL



Editora da Universidade Estadual de Maringá

Reitor: Prof. Dr. Décio Sperandio
Vice-Reitor: Prof. Dr. Mário Luiz Neves de Azevedo
Diretor da Eduem: Prof. Dr. Ivanor Nunes do Prado
Editor-Chefe da Eduem: Prof. Dr. Alessandro de Lucca e Braccini

CONSELHO EDITORIAL

Prof. Dr. Antonio Belincanta, Prof. Dr. Benedito Prado Dias Filho, Prof. Dr. Carlos Alberto Scapim, Prof. Dr. Edson Carlos Romualdo, Prof. Dr. Eduardo Augusto Tomanik, Prof. Dr. Edvard Elias de Souza Filho, Prof. Dra. Hilka Pelizza Vier Machado, Prof. Dr. José Carlos de Sousa, Prof. Dr. Luiz Antonio de Souza, Prof. Dr. Lupércio Antonio Pereira, Prof. Dr. Neio Lucio Peres Gualda.



Maringá
2007

Divisão de Projeto Gráfico
Marcos Kazuyoshi Sassaka

Divisão de Marketing
Marcos Cipriano da Silva

Revisão de Língua Portuguesa
Prof. Dr. Antonio Augusto de Assis

Capa – arte final
Jaime Luiz Lopes Pereira

Projeto Gráfico e Editoração
Jaime Luiz Lopes Pereira

Normalização
Biblioteca Setorial do Nupélia
Maria Salete Ribelatto Arita
Márcia Regina Paiva

Tiragem
1000 exemplares

“Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)”
(Biblioteca Setorial – UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

A275e Agostinho, Angelo Antonio, 1950-
Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil / Angelo Antonio Agostinho, Luiz Carlos Gomes, Fernando Mayer Pelicice. -- Maringá : Eduem, 2007.
501 p. : il.
Bibliografia: p.[455]-501.
ISBN
1. Pesca de água doce – Reservatórios – Brasil. 2. Recursos pesqueiros – Manejo – Reservatórios – Brasil. 3. Ecologia de reservatórios – Brasil. I. Gomes, Luiz Carlos, 1965- . II. Pelicice, Fernando Mayer, 1977-.

CDD 22. ed. - 639.210981
NBR/CIP - 12899 AACR/2

Maria Salete Ribelatto Arita CRB 9/858
João Fábio Hildebrandt CRB 9/1140
Márcia Regina Paiva CRB 9/1267

Copyright © 2007 para os autores

Todos os direitos reservados. Proibida a reprodução, mesmo parcial, por qualquer processo mecânico, eletrônico, reprográfico, etc., sem a autorização, por escrito, dos autores.

Todos os direitos reservados desta edição © 2007 para Eduem.

As descobertas, interpretações e conclusões expressas neste livro são de responsabilidade dos autores, e não refletem, necessariamente, as posições da Eletrobrás ou do governo que ela representa.



Endereço para correspondência:

Eduem – Editora da Universidade Estadual de Maringá

Avenida Colombo, 5790 – Campus Universitário – 87020 – 900 – Maringá – Paraná – Brasil

Fone: (0XX44) 3261-4527/3261-4394 – Fax: (0XX44) 3261-4394

Site: <http://www.eduem.uem.br> – E-mail: eduem@uem.br



Universidade Estadual de Maringá - UEM
Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura – Nupélia

Diretora do Centro de Ciências Biológicas: Prof. Dr. Sonia Lucy Molinari. **Vice-Diretora do Centro de Ciências Biológicas:** Prof. Dr. Izabel de Fátima Andrian. **Coordenador Geral do Nupélia:** Prof. Dr. Horácio Ferreira Júlio Junior. **Vice-Coordenador Geral do Nupélia:** Prof. Dr. Samuel Veríssimo. **Coordenadora Administrativa do Nupélia:** Maria Claudia Zimmermann Callegari. **Coordenador Científico do Nupélia:** Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes. **Coordenador Geral do Projeto:** Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho

Agradecimentos

A Eletrobrás, pelo patrocínio desta obra;

Ao Setor Elétrico Brasileiro, que disponibilizou dados históricos sobre os estudos conduzidos nos seus diversos reservatórios. Especial agradecimento para as concessionárias ligadas a Eletrobrás (Chesf, Eletronorte, Furnas e Itaipu Binacional) ou não (Cemig, Cesp, Copel, Duke Energy e Tractebel), cujas informações foram fundamentais para essa realização;

Ao Pronex/CNPq pelo apoio aos estudos de 30 reservatórios paranaenses;

A Carla Canzi, Maria Luiza Millazo e Rodrigo Martins Amorim, do Departamento do Meio Ambiente da Eletrobrás, pela leitura criteriosa e importantes contribuições dadas durante os trabalhos de revisão;

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia), que disponibilizou dados e infra-estrutura;

A Bibliotecária Maria Salette Ribelatto Arita, pelo rigor na normalização da obra e o incentivo dado;

Ao Jaime Luiz Lopes Pereira, pela diagramação e arte do livro e a paciência na correção dos nossos erros;

Ao Dr Miguel Petrere Jr, pela revisão do manuscrito e as palavras de incentivo;

Ao Professor Antonio Augusto de Assis, pela paciente revisão gramatical;

Aos alunos da disciplina “Ecologia e Administração Pesqueira em Reservatórios”, que paciente e compulsoriamente leram todos os capítulos dessa obra, com numerosas sugestões, sendo que a maior parte delas considerada em nossa revisão;

A Editora da Universidade Estadual de Maringá (Eduem) e ao seu diretor pela atenção dispensada na etapa de impressão;

A Helena São Thiago (Furnas Centrais Elétricas) e ao Domingo Rodriguez Fernandez (Itaipu Binacional) pela disponibilidade nas discussões de alguns dos temas tratados nessa obra.

Ao economista Jair Gregoris, pelo empenho no gerenciamento do projeto;

Ao Pitágoras Augusto Piana, pela sistematização das informações enviadas pelo Setor Elétrico;

E, por fim, aos nossos familiares, pela tolerância com a nossa ausência.

Patrocínio



Apoio



Sumário

Capítulo 1

Introdução	1
Dificuldades na conservação e preservação de recursos pesqueiros	3

Capítulo 2

A Ictiofauna Sul-Americana	11
Introdução	12
História natural de peixes neotropicais	13
Estratégias de vida	14
Reprodução e sazonalidade	15
Migração	17
Uso do espaço	27
Alimentação natural	33
Considerações finais	37

Capítulo 3

Os Reservatórios Brasileiros e sua Ictiofauna	39
3.1 Os Reservatórios Brasileiros	41
Introdução	41
A evolução dos represamentos no Brasil	43
Os reservatórios por bacias hidrográficas	49
Considerações finais	59
3.2 A Ictiofauna de Reservatórios	69
Introdução	69
Diagnóstico da ictiofauna	74
Riqueza de espécies	78
Abundância	81
Riqueza e composição dominante	85
Espécies migradoras	92
Estrutura trófica	94
Considerações finais	97

Capítulo 4

Impactos dos Represamentos	107
Introdução	108
Corpo do reservatório	109
Jusante do reservatório	138
Montante do reservatório	148
Na barragem	148
Efeitos cumulativos	149
Considerações finais	151

Capítulo 5

A Pesca em Reservatórios	153
5.1 A Exploração e os Recursos Pesqueiros	155
Introdução	155
A complexidade da conservação de recursos pesqueiros	156
5.2 Rendimento da Pesca em Reservatórios	163
Introdução	163
A pesca em reservatórios tropicais	165
Diagnóstico da pesca em reservatórios brasileiros	168
Considerações finais	190
5.3 Aspectos Socioeconômicos da Pesca	195
Introdução	195
Diagnóstico socioeconômico da pesca	198
Considerações finais	225

Capítulo 6

Manejo da Pesca em Reservatórios Brasileiros	227
6.1 Mecanismos de Transposição	231
Introdução	231
A experiência brasileira	237
Transposição x conservação	239
Considerações finais	251
6.2 Estocagem	253
Introdução	253

Aspectos históricos das estocagens	255
O insucesso da estocagem: lições a serem aprendidas	260
Implicações nos recursos naturais	267
Considerações finais	273
6.3 Aqüicultura	275
Introdução	275
Problemas na aqüicultura brasileira	276
Distorções na atividade	280
Problemas socioambientais	285
Pescador x aqüicultor	300
Considerações finais	305
6.4 Mortandade de Peixes em Barragens	307
Introdução	307
Causas das injúrias e mortes de peixes	308
Vertedouro	310
Turbinas	314
Atração e mortalidade de peixes no tubo de sucção	320
Considerações finais	322
6.5 A Remoção Prévia da Vegetação	323
Introdução	323
Importância da estruturação dos habitats	323
Processo de decomposição	327
Erosão	328
Qualidade da água	328
Produtores primários	330
Invertebrados do plâncton e bentos	332
Peixes	333
Pesca	336
Considerações finais	336
6.6 Introdução de Espécies	339
Introdução	339
Aspectos conceituais, teóricos e operacionais	341
Processos envolvidos nas introduções	344
Razões para introduções	347
Impactos das introduções	349
Espécies não-nativas em reservatórios	356
Predição da colonização e de impactos	364

Apresentação

Considerações finais	371
6.7 O Controle da Pesca	373
Introdução	373
Formas de controle da pesca	375
Considerações finais	381

Capítulo 7

As Ações Ambientais em Andamento no Setor Elétrico Brasileiro	383
Introdução	384
Recursos humanos e instalações	384
Ações ambientais	386
Instrumentos de manejo da pesca	388
Usos múltiplos	390
Monitoramento ambiental	391
Disponibilidade da informação	396
Considerações finais	402

Capítulo 8

Perspectivas para a Pesca e os Recursos Pesqueiros em Reservatórios	403
Introdução	404
Pressupostos para ações bem sucedidas	405
Natureza das ações ambientais	413
Manejo de populações	423
Manipulação de habitats	432
Controle da pesca	439
Outras ações	442

Capítulo 9

Referências	455
--------------------------	------------

Quando uma nova represa é construída, ou por qualquer motivo se faz referência a alguma já existente, em geral os planejadores se esquecem da pesca de pequena escala que rapidamente nela se desenvolve. E os recursos pesqueiros são a fonte de proteína mais facilmente disponível e mais barata para o pobre, gerando emprego, renda e senso de cidadania, além de se constituírem em permanente lazer através da pesca esportiva.

Assim este livro, escrito a seis mãos, é oportuníssimo, lançando luzes sobre esse importante tema. Ele é conseqüência de um convênio pioneiro e exemplar, firmado há mais de 20 anos, entre a UEM/Nupélia e a Itaipu Binacional, que tornou Itaipu o reservatório de grande porte melhor estudado na região Neotropical, e possibilitou aos seus autores uma rara oportunidade em nosso país, a de estudarem e aprenderem de modo contínuo, como funciona sua biocenose.

Daí, baseados nesse estudo de caso, e também em outros estudos resultantes de parcerias mais recentes entre o Nupelia e outras concessionárias de energia (Furnas e Copel) ou órgãos de fomento (Pronex-CNPq), seus autores fizeram uma extensão muitíssimo apropriada para outros reservatórios brasileiros.

As idéias que jorram deste livro belo tornam sua leitura um encanto permanente, revelando grande dedicação ao trabalho de campo, absoluto domínio da literatura e extraordinária criatividade científica.

Sua publicação dignifica a ciência brasileira, e de modo muito particular, sutil até, faz bem para nossa auto-estima, (nós) colegas de seus autores.

Prof. Dr. Miguel Petrerre Junior
Unesp – Rio Claro

Os reservatórios são hoje componentes indissociáveis da paisagem brasileira, presentes em todas as grandes bacias hidrográficas. Resultado da opção feita pelo país para a geração de energia elétrica, essas obras de engenharia têm proliferado de forma fantástica e desempenham papel preponderante na matriz energética nacional.

Embora a operação dessas obras para fins energéticos produza inegáveis benefícios sociais e econômicos para o país, é também incontestável a importância dos impactos negativos que causam sobre o ambiente, a sociedade, a cultura e mesmo a setores da economia.

Na tentativa de atenuar esses impactos negativos, especialmente sobre os recursos pesqueiros, o setor hidrelétrico, muitas vezes constrangido por determinações legais, adotou medidas de manejo que, na maioria dos casos, se revelaram ineficazes ou mesmo produziram resultados adversos. A escassez de informações sobre o sistema a ser manejado, o predomínio da decisão político-eleitoreira sobre a técnica, os equívocos da legislação sobre o tema e a ausência de um planejamento global para as ações são aspectos responsáveis por esses resultados. Além disso, a ausência de monitoramento das ações empreendidas não nos permitiu aprender com os erros cometidos.

Nas últimas duas décadas, entretanto, o setor vem investindo em levantamentos e estudos de seus reservatórios, buscando o entendimento do sistema que quer manejar. Essa busca gerou grande parte do conhecimento hoje disponível sobre a limnologia, a ictiologia e a exploração dos recursos pesqueiros de ambientes aquáticos continentais na região neotropical. Essa obra pretende contextualizar os problemas (Capítulo 1), sumarizar esse conhecimento (Capítulos 2 a 5), avaliar as ações de manejo empreendidas e em andamento (Capítulo 6 e 7) e apresentar as perspectivas para a racionalização dos esforços para mitigação dos impactos dos reservatórios e das ações de manejo (Capítulo 8).

Nesse sentido, cabe agradecer à Eletrobrás pelo patrocínio deste documento, isentando-a da responsabilidade pelas opiniões, interpretações e conclusões apresentadas, atribuindo-as exclusivamente aos autores. Por oportuno, agradecemos às concessionárias ligadas a essa *holding* (Chesf, Eletronorte, Furnas e Itaipu Binacional) ou não (Cemig, Cesp, Duke Energy, Tractebel e Copel) pela disponibilização de dados e informações.

Finalmente, ressalta-se que esse livro não tem a pretensão de esgotar o assunto ou sequer se constituir em obra acabada. Como todo conhecimento ele estará

sempre em revisão e construção. O caráter provocativo na abordagem de assuntos polêmicos, muitas vezes apresentando conclusões sobre temas que ainda carecem de estudos e discussões, foi proposital e visa receber contestação. É oportuno destacar também que a obra está pronta há quase um ano e, por questões burocráticas, somente agora foi publicada. A julgar o

crescente desenvolvimento científico nacional sobre o assunto nas últimas décadas, um ano é bastante tempo em relação a geração de novos conhecimentos. Entretanto, embora não citados, estes novos aportes não alteram nossas conclusões. Pelo contrário, as confirmam.

Os autores

Capítulo 1

Introdução

Nos últimos anos, o foco das ações de governo sobre o combate à fome mediante o uso de águas públicas para a produção de alimento lançou luzes sobre o grave problema da pesca e dos recursos pesqueiros em águas interiores, especialmente em reservatórios. Apesar da necessária urgência de ações de manejo que incrementem a produção de pescado, estas devem ser planejadas com base em um amplo diagnóstico do uso múltiplo em reservatórios e, principalmente, de uma avaliação de experiências anteriores no uso de táticas similares. Neste documento, concebido com o objetivo de subsidiar as discussões sobre o tema, pretende-se elaborar um diagnóstico abrangente acerca da produção de peixes em reservatórios e avaliar as iniciativas de manejo progressas, analisando as perspectivas para novas ações.

Atualmente, os reservatórios artificiais, em especial aqueles de usinas hidrelétricas, estão presentes em todas as grandes bacias hidrográficas brasileiras e, em algumas regiões, caracterizam de forma marcante a paisagem local. Essas obras de engenharia provocam importantes modificações de ordem econômica, social e ambiental nas bacias em que são instaladas, em grande parte decorrente das alterações impostas na dinâmica natural dos recursos pesqueiros.

Em algumas bacias, como a do rio Paraná e São Francisco, poucos trechos de rio permanecem sem a influência de represamentos, preservando suas características lótticas originais. A opção brasileira pela hidroeletricidade e a crescente demanda de energia permitem antever que a ocupação de novas bacias hidrográficas ou sub-bacias será inevitável. As perdas na biodiversidade local e as alterações impostas no funcionamento dos ecossistemas são fenômenos cada vez mais popularmente compreensíveis e a implementação de medidas atenuadoras de impacto é agora uma exigência ética demandada pela sociedade.

Ao longo do século XX, a construção de reservatórios nos rios brasileiros foi acompanhada pela adoção de uma série de ações de manejo, com ênfase na pesca. Entretanto, as ações implementadas pelo setor elétrico com o objetivo de minimizar os impactos dos represamentos, preservar estoques pesqueiros ou aumentar o rendimento da pesca em seus reservatórios podem ser, até agora, consideradas malsucedidas, exceto em casos esporádicos.

O baixo rendimento da pesca profissional nos reservatórios do Sul-Sudeste do Brasil (PETRERE JUNIOR; AGOSTINHO, 1993; CESP, 1996) e o virtual desaparecimento das espécies de maior porte naqueles do alto rio Paraná (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994; PETRERE JUNIOR; AGOSTINHO; OKADA; JÚLIO JÚNIOR, 2002) demonstram de maneira irrefutável esse fato. Mesmo o rendimento das espécies nativas não mostrou, para os reservatórios estudados, relação com o esforço de repovoamento. Embora os dados de pesca não estejam disponíveis para reservatórios de outras bacias que foram objeto dessas ações de manejo, não há indicações de que o quadro seja diferente.

Obviamente, esses insucessos representam equívocos na alocação de recursos e esforços, e podem ser atribuídos, entre outros fatores, (i) à insuficiência ou inadequação das informações disponíveis; (ii) ao enfoque reducionista com que os projetos de manejo são apresentados e implementados; (iii) à ausência de monitoramento como parte do programa de manejo; (iv) a equívocos históricos na legislação pertinente; (v) a deficiências na integração interinstitucional.

Ressalta-se que essas medidas foram tomadas sob forte pressão política e constrangimento legal. Tais fatos, aliados ao quadro de evidente decréscimo nos estoques de peixes migradores de grande porte, não facultaram ao tomador de decisão a possibilidade da investigação ou a alternativa de manejo do “nada fazer”, que, em muitas circunstâncias, seria preferível.

O monitoramento do resultado, se conduzido de modo apropriado, teria contribuído não apenas para o aprimoramento ou abandono de algumas técnicas, como também para a formação de recursos humanos na área. Ele foi, no entanto, esporádico.

Decorridas mais de quatro décadas de manejo, os recursos pesqueiros em reservatórios hidrelétricos brasileiros apresentam ainda graves deficiências em sua forma de exploração e rentabilidade, além de outros problemas no sistema de pesca, como a conservação, processamento e comercialização do pescado. Essa exploração é exercida especialmente nas regiões Sul-Sudeste e Nordeste, em sua maioria, por pessoas excluídas de outras atividades produtivas. As deficiências do sistema têm produzido um quadro de miséria que contrasta, em algumas regiões, com a pujança da economia regional.

Na última década, verificou-se uma tendência promissora no setor hidrelétrico de abandono de práticas de manejo baseadas na tentativa e erro, particularmente aquelas relativas à estocagem de espécies alóctones. O enfoque predominante, atualmente, é o dos levantamentos, estudos, repovoamento e monitoramento dos desembarques pesqueiros como meio de avaliar as ações implementadas.

Essa tendência foi reforçada nas discussões realizadas no setor em diversas reuniões temáticas promovidas pelo Comitê Coordenador das Atividades de Meio

Ambiente do Setor Elétrico Brasileiro - COMASE, como parte do Seminário Sobre Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro (SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA..., 1994).

As políticas públicas implantadas recentemente no Brasil, em especial aquelas relacionadas ao combate à fome, têm estimulado iniciativas de uso das águas públicas que a história do manejo dos recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil sugere ser ambiental, social e economicamente inadequadas. A produção massiva e rápida de pescado visando atender a uma demanda real por alimento é aspiração legítima e tem forte e justo apelo político. A estratégia para atender a esse anseio deve, entretanto, considerar as implicações ambientais e a viabilidade socioeconômica. Nesse contexto, cremos que iniciativas de avaliação das ações tomadas em relação à conservação dos estoques pesqueiros, sua exploração e a preservação das espécies, como a que é buscada nesta obra, sejam oportunas.

Dificuldades na Conservação e Preservação de Recursos Pesqueiros

Para que as ações de manejo alcancem os objetivos de conservação e preservação dos recursos pesqueiros, é necessária uma grande quantidade de informações, obtidas em escala espacial e temporal adequadas, de todos os componentes envolvidos no sistema. Assim, são necessárias informações

dos organismos (tais como taxonomia, ecologia, dinâmica populacional e história de vida), do ambiente em que vivem (tais como limnologia, qualidade e quantidade de água), dos usuários (tais como socioeconomia, percepções e leis) e das atividades pesqueiras (tais como espécies preferenciais, rendimento e estratégias de pesca) (NIELSEN, 1993; MIRANDA, 1996; MCMULLIN, 1996; NEY, 1996; AGOSTINHO; GOMES, 1997).

O entendimento preciso das alterações impostas pela formação do reservatório durante seu enchimento e no período subsequente é fundamental para a definição da natureza e no dimensionamento das ações a serem implementadas. A efetividade dessas ações depende do nível de conhecimento disponível e de sua abrangência.

A seguir, faremos uma breve descrição do estado da arte desses componentes para os reservatórios brasileiros, que serão objeto de discussão mais detalhada em capítulos específicos ao longo desta obra.

O conhecimento da ictiofauna neotropical é ainda incipiente, sendo que a carência de informações não está restrita apenas aos aspectos bioecológicos, mas inclui, para grande parte dos rios, até uma lista básica de espécies presentes. Na Amazônia, mesmo a identidade de peixes de grande porte, relevantes na pesca, é ainda desconhecida ou errônea (GARAVELLO, 1994). Na bacia do rio Paraná ou do Leste, novas espécies de peixes são descritas a cada ano e as famílias mais diversificadas requerem revisões. No rio Iguaçu, bacia do rio Paraná, cerca de 20% das

espécies reconhecidas carecem ainda de uma denominação científica.

Os estudos de natureza ecológica são ainda mais escassos. Várias bacias, mesmo algumas situadas próximo a instituições de pesquisa, jamais foram investigadas em relação a este tema e em outras os estudos iniciaram recentemente.

O estado ainda incipiente do conhecimento deve-se não apenas às dificuldades inerentes ao seu estudo e ao reduzido número de especialistas que atuam nessas áreas, mas também à insuficiência de recursos financeiros e à descontinuidade que até recentemente caracterizava a pesquisa científica no país.

Em relação aos impactos dos represamentos, a despeito do grande número desses empreendimentos e, portanto, de oportunidades de estudos, especialmente nas bacias hidrográficas do Sul-Sudeste, não há nenhuma investigação sistemática com abrangência temporal suficiente para identificá-los de modo conclusivo.

Além disso, a qualidade e o detalhamento dos dados requeridos para o correto dimensionamento dos impactos negativos promovidos pelos represamentos sobre a fauna aquática, bem como para uma adequada racionalização das ações atenuadoras, são ainda desafios com que deparam tanto o Setor Elétrico quanto os órgãos de controle ambiental e o Ministério Público. As razões básicas desse quadro são (i) a precariedade dos dados disponíveis

sobre nossa fauna e (ii) a inadequação dos recursos metodológicos, instrumentais, científicos e de modelagem para obtê-los.

Numa situação ideal, o diagnóstico ou prognóstico dos impactos pressupõe a existência de informações sobre distribuição, abundância, ciclo de vida (incluindo alimentação, reprodução e crescimento), requerimentos de espaço vital *home range*, movimentos migratórios, relações interespecíficas (teia alimentar), limiares de tolerância a fatores ambientais e a localização e delimitação de áreas críticas. A qualidade dessas informações depende do conhecimento de sua variabilidade espacial e temporal em diferentes escalas, visto que os sistemas biológicos apresentam flutuações naturais amplas. Isso contrasta com o grau de conhecimento disponível sobre a ictiofauna brasileira.

Nenhum rio brasileiro tem sua fauna completamente identificada, e mesmo alguns com extensões superiores a 1.000 km jamais foram amostrados com esse objetivo. Os primeiros inventários no alto rio Paraná (quarta maior bacia hidrográfica do mundo), por exemplo, iniciaram-se há menos de 25 anos, embora a maioria dos 130 reservatórios com barragens de altura superior a 10 m, hoje existentes na bacia, já estivessem construídos, e o fato desta bacia concentrar os maiores e mais antigos centros de investigação ecológica do país.

É óbvio, portanto, que o nível das informações disponíveis está distante do ideal. A obtenção dessas informações

demandaria décadas de trabalho de equipes altamente qualificadas e um investimento muito maior que aquele que vem sendo aplicado.

Em relação aos procedimentos metodológicos e recursos instrumentais para a obtenção de dados, bem como ao embasamento científico e aos modelos disponíveis, a maior dificuldade está no fato de que eles não são utilizáveis, ou o são apenas parcialmente, para estudos de avaliação de impactos ambientais. Foram desenvolvidos para outras finalidades e têm sua aplicação limitada em estudos tão abrangentes.

Uma simples listagem de espécies, que, como visto, tem aplicação limitada no dimensionamento do impacto, requer o uso de técnicas e instrumentos (redes, arrastes, anzóis, covos, tarrafas, peneiras, pesca elétrica, etc.) com seletividade elevada e variada. Métodos menos seletivos têm seu uso limitado por restrições na fisiografia local ou podem acarretar modificações adicionais na fauna (bombas, ictiocidas). Os inventários intensivos têm nesses fatores o maior obstáculo para que sejam aceitáveis. Além disso, quando realizados em regiões de acesso difícil, raramente contemplam todos os habitats e, se expeditos, deixam de considerar a variação sazonal na capturabilidade apresentada por algumas espécies. As melhores listagens de espécies são produzidas por trabalhos continuados durante anos e com a utilização de diferentes estratégias de pesca.

As diferenças na seletividade dos instrumentos de pesca e na forma como são empregados (coleta passiva, ativa, com isca) impedem o uso de uma unidade de esforço comum (m^2 rede/dia, número de anzóis, número de lances, área de arraste, etc.) e, portanto, restringem a obtenção de informações de abundância fidedignas e comparáveis da ictiofauna como um todo (captura por unidade de esforço para o conjunto das amostras).

A avaliação dos estoques existentes antes e após a implantação do empreendimento, que seria uma informação útil para aferir o prejuízo ambiental decorrente do represamento, não é factível. Os modelos disponíveis têm como pré-requisitos a sobrepesca deliberada dos estoques (RIGLER, 1982, considera acertadamente como eventos não passíveis de predição aqueles para cuja identificação necessitamos promover um distúrbio no sistema), séries históricas de pesca, marcações/recapturas massivas e/ou parâmetros de crescimento e mortalidade.

Para que medidas mitigadoras e/ou compensatórias se tornem possíveis e efetivas seria necessário o seu dimensionamento adequado *a priori*, requerimento que, como salientado anteriormente, não é realizável, tanto pelo caráter imprevisível da resposta dada pela comunidade biótica, como pela complexidade dos distúrbios decorrentes de represamentos. É sabido, por exemplo, que os represamentos alteram a estrutura das comunidades de peixes, com prejuízos aos grandes migradores. A intensidade do

impacto negativo sobre essas espécies depende, no entanto, da posição do eixo da barragem em relação às áreas de vida, que variam entre as espécies, da extensão das áreas de várzeas subtraídas do sistema, da existência de rios alternativos com condições adequadas para migração e desova, da qualidade da água e de procedimentos operacionais na barragem relacionados à vazão de jusante, do nível de pesca e de outras atividades antropogênicas na região.

As medidas mitigadoras, por outro lado, não podem ser tomadas no contexto geral do impacto, sob pena de fracassarem ou apresentarem resultados insatisfatórios, ou mesmo resultarem em novos impactos não previstos. Medidas tomadas dessa maneira resultaram em perda de esforços, recursos e tempo nos reservatórios da bacia do rio Paraná. Estações de piscicultura destinadas a outras finalidades, a soltura de milhões de alevinos que, provavelmente, jamais se transformaram em adultos e mecanismos de transposição que ecologicamente não funcionam são o saldo desses procedimentos.

Toda ação sobre o ambiente, inclusive sua ausência, tem impacto sobre o funcionamento de sistemas regulados, que necessariamente devem ser considerados. Os resultados obtidos pela obrigatoriedade legal da adoção de medidas mitigadoras de caráter geral, como a construção de escadas de peixes, peixamentos ou estações de piscicultura, vigentes no Brasil durante muito tempo, se configuram agora como punições ao empreendedor, sem resultados satisfatórios para a conservação.

Para a eficiência das medidas que visam atenuar os impactos, requerem-se uma definição clara e precisa do problema, um banco de informações com abrangência e profundidade suficiente para avaliar as implicações que essas ações terão sobre os demais componentes do sistema, a identificação de outros usos do ambiente e suas implicações na consecução dos objetivos, a existência de mecanismos para avaliar o grau de efetividade da medida adotada e dos fatores intervenientes. Questões como qual é exatamente o objetivo da ação mitigadora a ser adotada, como pode ser alcançado o objetivo, como serão analisadas as informações, quando é esperado que os objetivos sejam alcançados, são básicas nesse mister.

Parece óbvio que estudos mais prolongados e intensivos possam resultar em mais informações. Nada assegura, entretanto, que o volume de informações melhore de modo substancial o seu valor intrínseco para as finalidades de avaliação de impacto e manejo. O esforço e os custos elevam-se potencialmente com a quantidade e qualidade da informação. Entretanto, o seu valor intrínseco tende a um valor assintótico (BISWAS, 1988). Teoricamente, a decisão racional estará no ponto em que a diferença entre o valor intrínseco da informação e o esforço aplicado seja máxima e positiva.

Adicionalmente, deve-se considerar o problema prático para se conhecer de forma integral os aspectos comportamentais e interações bióticas. Rigler (1982) faz algumas considerações oportunas em relação às

interações. O número de interações potenciais em um sistema composto por 200 espécies é de 19.900 $[(200 \times 199)/2]$. Visto que as interações deveriam ser demonstradas como insignificantes ou quantificadas e avaliadas sazonalmente, cada uma envolveria o esforço de um homem/ano. Isso resultaria que para um pesquisador conhecer apenas as interações entre as espécies em uma bacia como a do alto rio Paraná seriam necessários 19.900 anos. É óbvio que esse número é utópico, porém nos dá uma idéia da grandeza do desafio a ser enfrentado.

Outras informações fundamentais referem-se à pesca e aos pescadores. Para a pesca, devem estar disponíveis as informações sobre o rendimento específico, em uma escala temporal suficientemente abrangente para contemplar a elevada variabilidade dos recursos (RICKER, 1975; KING, 1995). Além disso, a zonação espacial, particularmente a longitudinal, presente em grandes reservatórios e pouco considerada nos estudos, deve receber mais atenção, pois os gradientes nos processos de transporte e sedimentação influenciam, além da qualidade da água, a distribuição dos peixes, o rendimento pesqueiro e as estratégias de pesca (OKADA; AGOSTINHO; GOMES, 2005).

O monitoramento do rendimento da pesca só tem sentido se produzir dados passíveis de comparação no tempo e no espaço. Para isso, é necessário que o esforço de pesca envolvido na captura seja adequadamente dimensionado. As informações disponíveis são, em geral, pouco úteis à tomada de

decisão nas ações de manejo. Na maioria das vezes carecem de abrangência espacial e/ou temporal, ou não são passíveis de comparação.

Informações fidedignas da pesca permitem obter a captura por unidade de esforço (CPUE), e seu acompanhamento ao longo do tempo é importante para avaliar a exploração pesqueira de um reservatório. Essas informações também permitem a aplicação de modelos matemáticos multiespecíficos, que fornecem o rendimento máximo sustentável, os quais podem servir como critério para avaliar e ordenar a pesca.

Informações sobre os pescadores, geralmente colocadas na literatura de manejo como a dimensão humana da pesca, vêm sendo, recentemente, consideradas como um dos aspectos mais críticos para o sucesso das ações de manejo e, aparentemente, estão mudando os paradigmas da área (MIRANDA, 1996).

O sucesso das ações de manejo da pesca depende igualmente do conhecimento das percepções e aspirações sociais, bem como das condições socioeconômicas e culturais dos usuários dos recursos. Assim, ações bem-sucedidas têm incorporado a dimensão humana como parte integrante do plano de manejo.

Uma comunicação social eficiente e o envolvimento das organizações dos pescadores nas decisões de manejo são fundamentais para a manipulação do sistema de pesca. Inclusive, a comunicação poderia

ser usada para tornar claro que a pesca é um indicador da “saúde” dos estoques e que os pescadores desempenham papel fundamental na sua conservação. Melhorias na comunicação devem envolver, além dos técnicos responsáveis pelo manejo, os pescadores, os órgãos de controle ambiental, os cientistas e os demais usuários do reservatório.

A complexidade dos sistemas ecológicos brasileiros, bem como a carência de informações de longo prazo e as dificuldades metodológicas, fazem com que os estudos prévios tenham marcantes limitações em relação à sua aplicação no dimensionamento dos impactos e das medidas preventivas, mitigadoras e/ou compensatórias. Isso não significa que tais estudos sejam prescindíveis. Ao contrário: devem ser aprimorados, dada a carência de informações já mencionada. Significa, entretanto, que os esforços devem ser concentrados na obtenção de informações biológicas e auto-ecológicas com maior valor ao manejo. Nesse contexto, destacam-se aquelas relacionadas à identificação dos fatores críticos para o recrutamento de novos indivíduos aos estoques (proteção, ampliação e/ou melhoria dos locais de desova, criadouros naturais, procedimentos operacionais na barragem, etc.). Além disso, inferências sobre a dieta das espécies têm ampla aplicação no entendimento das relações tróficas, podendo fornecer evidências acerca do processo de colonização do novo ambiente. Simples listagens das espécies resultantes de inventários na área do empreendimento, embora com algum valor

acadêmico, têm limitada relevância tanto na avaliação do impacto quanto para subsidiar as medidas atenuadoras, apesar de adquirirem algum significado se baseadas em levantamentos realizados em todos os tipos de biótopos ao longo da bacia hidrográfica.

Nos últimos anos, entretanto, o número de especialistas e os investimentos na investigação da biota aquática vêm crescendo, tanto em razão do desenvolvimento científico patrocinado pelos cursos de pós-graduação, no âmbito das universidades, quanto de uma nova postura de várias concessionárias do setor hidrelétrico, onde o conhecimento dos recursos, do seu ambiente e das formas de exploração vem sendo considerado como requisito para o manejo da pesca.

Assim, nesta obra é apresentado de modo sucinto e discutido de forma preliminar o conhecimento disponível acerca do estado de conservação da ictiofauna brasileira de água doce, sua exploração pela pesca e os impactos a que algumas espécies estão sujeitas pelos represamentos. Além disso, são avaliadas as medidas mitigadoras e compensatórias dos impactos dos represamentos tomadas pelo setor elétrico e apresentadas algumas considerações e perspectivas de ações futuras nesse campo. Pretende-se, com este trabalho, fornecer subsídios às discussões sobre o tema, sem a pretensão de fazê-lo de modo completo, visto que a maioria das informações disponíveis teve caráter disperso e provisório (trabalhos de pós-graduação, comunicações em eventos científicos, monografias e relatórios de circulação restrita).

Capítulo 2

A Ictiofauna Sul-Americana: composição e história de vida

*E*mbora os levantamentos da ictiofauna Neotropical ainda sejam incompletos e não haja consenso acerca do *status* taxonômico de muitas espécies, o número de espécies de peixes dessa região é estimado em 8.000, representando cerca de 24% de toda a diversidade de peixes do planeta, tanto de água doce quanto marinha (VARI; MALABARBA, 1998). Além da elevada diversidade, as espécies dessa região apresentam fantástica heterogeneidade de formas e histórias de vida.

Introdução

Diferentemente de outras regiões zoogeográficas, onde predominam ciprinídeos (exceto Austrália), os peixes neotropicais de água doce pertencem majoritariamente ao grupo Otophysi ($\pm 90\%$; BRITSKI, 1992). Nesse grupo estão incluídos os representantes das ordens Characiformes (peixes de escamas, ex: lambaris), com cerca de 1.200 espécies, Siluriformes (couro ou placas, ex: bagres), com cerca de 1.300 espécies e Gymnotiformes (tuviras), com aproximadamente 80 espécies (MOYLE; CECH, Jr., 1996; LOWE-MCCONNELL, 1999).

Entre os demais grupos destacam-se os Perciformes ciclídeos (100 a 150 espécies, ex.: acarás), Ciprinodontiformes (± 100 espécies, ex: guarus), osteoglossídeos (dois gêneros, pirarucu e aruanãs) e lepidosirenídeos (uma espécie, pirambóia) - Moyle e Cech, Jr. (1996). Cerca de 50 representantes endêmicos de grupos marinhos, como raias (potamotrigonídeos), linguados (soleídeos), sardinhas (clupeídeos), manjubas (engraulídeos), pescadas e curvinas (cianídeos), agulhas (belonídeos), entre outros, complementam essa fauna. Somam-se ainda a ela várias espécies de peixes marinhos eurihalinos que ascendem em graus variados os grandes cursos de água (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1999).

Apesar do predomínio de espécies de Characiformes e Siluriformes em todas as bacias sul-americanas, a composição específica e o número de espécies entre bacias varia consideravelmente. O

isolamento geográfico do continente sul-americano e de algumas bacias de drenagem em épocas passadas, associado a uma grande diversidade de habitats (lagos, poças, riachos, corredeiras, rios, planícies inundadas), são fatores que contribuíram para o elevado número de espécies de peixes e a grande variedade de formas e estratégias de vida que observamos hoje.

Na bacia Amazônica, onde os levantamentos são ainda mais incompletos, já foram catalogadas mais de 1.300 espécies (LOWE-MCCONNELL, 1999), com dominância de Characiformes (43%) e Siluriformes (39%). As estimativas para números totais alcançam 5.000 espécies (SANTOS; FERREIRA, 1999).

A ictiofauna da bacia do rio Paraná é estimada em 600 espécies (BONETTO, 1986), sendo que apenas o Pantanal deve apresentar 400 espécies (FERRAZ DE LIMA, 1981). O número de espécies da bacia deve, no entanto, ser maior, visto que em sua estimativa Bonetto (1986) relata 130 espécies para o que denominou Província do Paraná Superior (alto Paraná + Iguazu); por outro lado, Agostinho, Vazzoler e Thomaz (1995), em revisão dos levantamentos realizados no alto rio Paraná, compreendendo 110 áreas de amostragem (rios, riachos, lagoas, poças, canais secundários e reservatórios), listaram 221 espécies, apenas para esse trecho. Incluindo-se as do rio Iguazu, onde o endemismo é elevado, esse número pode alcançar 300.

No rio São Francisco, a despeito de as primeiras coletas terem sido feitas há dois séculos, os levantamentos estão restritos aos

trechos altos da bacia. Sato e Godinho (1999) registram 133 espécies para esses trechos, enquanto Godinho e Vieira (1998), baseados em levantamentos secundários, estimaram tal número em 170, para o trecho mineiro desta bacia. Esses autores estimam que cerca de 68% das espécies desse rio são restritas a ele.

A exemplo do rio São Francisco, outros rios da bacia Leste são caracterizados pelo alto grau de endemismo, devido ao seu histórico isolamento das demais bacias. No rio Jequitinhonha (36 espécies identificadas) o número de espécies restritas a ele chega a 70%; no Doce, 48% das 77 espécies registradas; no Paraíba do Sul, 46% das 59 espécies (GODINHO; VIEIRA, 1998). Tendências similares são registradas nos rios nordestinos e nos riachos costeiros (IBAMA, 2002), assim como no rio Iguazu, que teve sua ictiofauna isolada do restante da bacia do rio Paraná no período Oligoceno, composta de pequenos peixes e elevado endemismo (ABILHOA, 2004).

É evidente que a ictiofauna neotropical é uma das mais ricas do planeta. Sua distribuição no continente é desigual, e muitas espécies estão restritas a locais específicos. Apesar de muitas espécies ainda não estarem descritas, as alterações promovidas em ambientes aquáticos continentais nas últimas décadas (principalmente com a introdução de espécies exóticas, a construção de barragens e a poluição) vêm ameaçando a perpetuação de populações naturais. Para efetivar a sua conservação, o valor da ictiofauna precisa ser rapidamente melhor apreciado, em termos econômicos, científicos e ecológicos.

História Natural de Peixes Neotropicais

Essa fantástica diversidade de espécies reflete uma incrível diversidade de formas e padrões comportamentais. Tais padrões, relacionados basicamente às formas de alimentação, manutenção e reprodução, definem a estratégia de vida das espécies (WOOTTON, 1990). Os peixes de água doce caracterizam-se por apresentarem a maior variedade de tipos de estratégias de vida entre os vertebrados. Como exemplo da gama de possibilidades, existem espécies que vivem em lagoas e que são capazes de se reproduzir no primeiro ano de vida (lambaris); outras, que habitam grandes rios, podem levar anos para atingir a maturidade sexual (grandes bagres); algumas, habitantes de lagoas sazonais, se reproduzem uma única vez na vida (peixes-anaís).

As estratégias exibidas por uma dada espécie são resultantes evolutivas da busca empreendida pelos indivíduos em reduzir os custos com sua manutenção e aumentar a eficiência na obtenção da energia, investindo o saldo energético na reprodução, o que eleva sua *fitness*, aqui entendido como o número de descendentes viáveis deixados pelo indivíduo. As adversidades progressivas impostas pelo ambiente constituíram a força seletiva dessas estratégias. O sucesso dessa empreitada pode ser aferido pela persistência da espécie ao longo de gerações (AGOSTINHO, 1994).

Os atributos da história de vida (alimentação, reprodução), que determinam a estratégia de vida, são os alicerces onde a seleção natural atua, além de serem, em grande parte, responsáveis pelos padrões ecológicos existentes na distribuição e abundância das espécies (HARRIS, 1999). Dessa forma, fica claro que o conhecimento da história natural das espécies é essencial ao entendimento dos processos de ocupação de novos ambientes, como os reservatórios, além de ser crucial para a efetivação de medidas de preservação ou conservação.

Estratégias de Vida

Durante a década de 1960, com a publicação dos trabalhos de Robert MacArthur, foi desenvolvido o conceito de estrategistas r e k, uma forma generalizada de explicar como as espécies conseguem sua perpetuação. Desde então os pesquisadores vêm tentando categorizar a estratégia de vida das espécies nesses dois grupos, que representam pólos extremos de um gradiente: os estrategistas r, espécies oportunistas, que alocam energia principalmente para a reprodução; os estrategistas k, espécies de “equilíbrio”, que utilizam a maior parte de sua energia para o crescimento somático (ADAMS, 1980). Independentemente da estratégia, o produto final é o mesmo: garantir a existência das espécies.

A identificação da estratégia de vida dos peixes tem grandes implicações práticas, como, por exemplo, o manejo da pesca e a conservação dos estoques. As espécies r-estrategistas podem sustentar pescarias mais

produtivas, ser capturadas com idades menores e seus estoques podem suportar altos níveis de mortalidade por pesca, recuperando-se mais rapidamente dos efeitos de sobrepesca. Apresentam, no entanto, flutuações populacionais mais amplas, visto que são mais susceptíveis a variações ambientais. Dessa maneira, a manutenção de um dado nível de exploração ao longo dos anos pode levar à depleção dos estoques (VAZZOLER, 1996). Embora sem um bom exemplo de depleção em água doce, a rarefação dos estoques de sardinha no litoral sul-brasileiro é ilustrativa. Entre as espécies r-estrategistas neotropicais estão espécies de pequeno porte das ordens Cyprinodontiformes e Characiformes, como os guarus, e diversos lambaris e pequiras.

Por outro lado, as espécies k-estrategistas são, em geral, menos abundantes e apresentam um rendimento máximo por recruta mais elevado. São capturadas em idades maiores e não suportam níveis altos de mortalidade por pesca, sendo, portanto, mais susceptíveis à sobrepesca. Embora com menor variação interanual, em caso de depleção de estoques, sua recuperação exigirá um tempo mais prolongado. Como exemplo de espécies desse grupo, podemos citar os grandes bagres e várias espécies com cuidado parental. Já para exemplificar depleções de estoque, é emblemática a quase extinção comercial de alguns tipos de bacalhau, em ambientes marinhos.

Apesar dessa evidente aplicação prática, a categorização de espécies de peixes em estrategistas r ou k torna-se difícil, em vista da elevada diversidade de histórias de vida

já mencionada. Winemiller (1989), analisando atributos da história de vida de peixes da Venezuela, e com base no conceito r-k estrategistas, propôs uma classificação diferente para os peixes neotropicais, amplamente aceita pelos pesquisadores da área de ecologia de peixes. Em sua classificação, esse autor considera um grupo

intermediário entre r e k-estrategista, que inclui espécies com reprodução estreitamente sazonal e que desempenham longas migrações reprodutivas. Esta estratégia foi denominada sazonal (S) e inclui os grandes bagres e caracídeos migradores neotropicais. O **Box 2.1** mostra os atributos considerados nessa classificação.

Box 2.1

Padrões de variação na história de vida entre peixes sul-americanos em ambientes sazonais

WINEMILLER, K. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia* (Berlin), v. 81, no. 2, p. 225-241, 1989.

“Dez características relacionadas à teoria de história de vida foram medidas ou estimadas de 71 espécies de peixes de água doce, de dois locais nas planícies venezuelanas. Estatísticas multivariadas e análises de agrupamento revelaram três padrões finais básicos ao longo de um contínuo bidimensional. Um grupo de atributos associados com cuidado parental e reprodução não-sazonal parece corresponder à estratégia de equilíbrio. Um segundo grupo de pequenos peixes foi identificado pelas características associadas à habilidade de rápida colonização: maturação precoce, reprodução contínua e desova em pequenas parcelas. O terceiro padrão básico foi associado com reprodução sincronizada, durante o início da estação chuvosa, alta fecundidade, ausência de cuidado parental e migração reprodutiva. Um subgrupo de peixes, principalmente pequenos, que exibem escasso ou nenhum cuidado parental, desovas em parcelas e reprodução com duração de dois a quatro meses, foi intermediário entre os oportunistas (colonização rápida) e a estratégia sazonal. Todas as dez variáveis do ciclo de vida mostraram efeitos significativos da filogenia. O grupo de espécies correspondente ao de equilíbrio foi dominado por peixes siluriformes e perciformes (ciclídeos). O grupo dos oportunistas foi dominado por Cyprinodontiformes e Characiformes, enquanto que o grupo sazonal era composto essencialmente por Characiformes e Siluriformes. Sete de nove características foram significativamente correlacionadas com o comprimento do peixe. Os três padrões reprodutivos são interpretados como sendo adaptativos em relação à intensidade e predictibilidade das variações espaciais e temporais nos fatores abióticos, disponibilidade alimentar e pressão de predação.”

Reprodução e Sazonalidade

Entre as espécies de peixes sul-americanos, as estratégias reprodutivas podem estar expressas de diferentes maneiras, como pela fecundação externa ou interna, diferenças na idade de maturação, cuidado parental bem-desenvolvido ou ausência de cuidado parental, desovas

parceladas ou totais, desovas únicas ou múltiplas no ano, migrações, etc. (VAZZOLER, 1996). Como mencionado anteriormente, o desenvolvimento evolutivo dessas estratégias está intimamente ligado ao ambiente e às forças seletivas que atuaram durante sua história. Mesmo assim, é comumente observado um alto grau de flexibilidade nas estratégias (WOOTTON, 1990).

Uma característica importante nas grandes bacias hidrográficas sul-americanas é que as principais forças seletivas que atuaram no desenvolvimento de estratégias reprodutivas parecem ter sido aquelas relacionadas ao regime de cheias. Isso pode ser evidenciado pelo alto sincronismo existente entre as cheias e os principais eventos do ciclo biológico dos peixes, tais como a maturação gonadal, migração, desova e desenvolvimento inicial das larvas e alevinos (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1999; AGOSTINHO; THOMAZ; MINTE-VERA; WINEMILLER, 2000) (Figura 2.1).

O monitoramento da desova de peixes migradores em Cachoeira das Emas (rio Mogi Guaçu, alto rio Paraná), realizado por Godoy (1975) de 1943 a 1970, demonstrou que a cheia é importante como sincronizadora da desova e que as águas lólicas são fundamentais para a fertilização dos ovócitos, flutuação e deriva.

Para a bacia Amazônica, Goulding (c1980) relata que caracídeos migradores abandonam os tributários e várzeas em direção ao canal do rio principal, onde provavelmente é feita a desova. Essas migrações ocorrem entre o início e a metade da época de águas altas. Os grandes bagres também empregam longas migrações reprodutivas na Amazônia. Algumas espécies de pimelodídeos viajam incríveis distâncias, abandonando a região estuarina do rio Amazonas rumo às cabeceiras, em direção oeste (GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996).

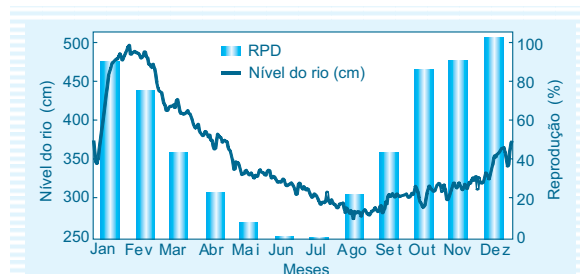


Figura 2.1 - Variação média diária do nível da água (1978-2000) e frequência mensal de indivíduos maduros e semi-esgotados (RPD) na assembleia de peixes na planície de inundação do alto rio Paraná (modificado de VAZZOLER; SUZUKI; MARQUES; PEREZ LIZAMA, 1997; AGOSTINHO; GOMES; ZALEWSKI, 2001).

Gomes e Agostinho (1997), por outro lado, demonstraram que somente a ocorrência das cheias pode não ser suficiente. Outros atributos, como a época, duração e intensidade das cheias, são fatores críticos para o sucesso no recrutamento de peixes. Esses autores relatam drásticas reduções na coorte do ano em que as cheias não ocorrem.

Assim, a reprodução das espécies de peixes de grandes rios neotropicais é, independentemente da estratégia utilizada, altamente sazonal. Essa sazonalidade está, em geral, associada ao regime de cheias, com a desova ocorrendo sob condições de níveis de água crescente, particularmente entre as espécies migradoras (AGOSTINHO; GOMES; VERÍSSIMO; OKADA, 2004).

Lamentavelmente, os reservatórios promovem a redistribuição das vazões sazonais, elevando o nível mínimo do rio durante o período de seca e o reduzindo durante o de cheias. Esse fato se constitui numa das principais fontes de alteração da ictiofauna a jusante, como será visto adiante.

Em corpos de água menores, especialmente aqueles sujeitos a cheias repentinas e de curta duração (riachos), a sazonalidade na reprodução é menos evidente. Nesses casos, o período reprodutivo pode ocorrer em épocas do ano em que as precipitações são menores (GARUTTI, 1988), constituindo-se numa estratégia para assegurar o desenvolvimento da prole, evitando que ovos e larvas sejam arrastados para trechos inferiores da bacia, onde as condições ambientais podem ser adversas ao desenvolvimento inicial (WINEMILLER; AGOSTINHO; CARAMASCHI, no prelo). Tem sido demonstrado, por outro lado, que algumas espécies de lambaris superam a imprevisibilidade das cheias em riachos, estendendo sua atividade reprodutiva por todo o ano (BARBIERI, 1992). A duração do período reprodutivo e a época de maior intensidade parecem depender do grau de variabilidade imposto pelo regime de cheias ao longo da bacia. Assim, nas cabeceiras de riachos, onde as condições são mais adversas e variáveis, o período reprodutivo do lambari *Astyanax bimaculatus* (= *A. altiparanae*)

é longo, tendência oposta àquela verificada em seus trechos inferiores (GARUTTI, 1989).

Os reservatórios de pequenas centrais hidrelétricas, pelo fato de promoverem pulsos diários e semanais na vazão de jusante, tornam os ambientes mais variáveis, com reflexos negativos às diferentes estratégias reprodutivas.

Migração

Considerando-se o espaço vital requerido pelas espécies durante seu ciclo de vida, podemos classificar os peixes neotropicais em duas categorias principais: espécies sedentárias e grandes migradoras. Ressalta-se, entretanto, que um grande número de espécies se posiciona ao longo de um gradiente de continuidade entre essas duas categorias. Em geral, as respostas dadas pelas espécies posicionadas nos extremos desse gradiente aos estímulos ambientais, entre os quais se destaca o já mencionado regime de cheias, são distintas (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 - Atributos reprodutivos gerais que diferenciam espécies migradoras e sedentárias (baseado em VAZZOLER, 1996; SUZUKI; VAZZOLER; MARQUES; PEREZ LIZAMA; INADA, 2004)

Atributos	Migradoras	Sedentárias
Fecundidade	alta	baixa/moderada
Fecundação	externa	externa/interna
Desova	total	total/parcelada
Período reprodutivo	curto	curto/longo
Ovócitos (tamanho)	pequenos	médio/grandes
Ovócitos (tipo)	livres	adesivos
Cuidado parental	ausente	presente
Tempo de primeira maturação	longo	curto
Porte adulto	grande	pequeno/médio

As *espécies sedentárias* são aquelas aptas a desenvolver todas as atividades vitais (alimentação, reprodução e crescimento) numa área restrita da bacia. Os deslocamentos, quando ocorrem, são de curta extensão. Essa categoria é freqüente em ambientes lânticos, onde apresentam adaptações respiratórias a períodos de baixa oxigenação, tolerando grandes variações térmicas.

Mesmo vivendo em áreas restritas, algumas espécies sedentárias apresentam sazonalidade pronunciada no período reprodutivo, como o cascudo-chinelo *Loricariichthys anus* e o peixe-cachorro *Oligosarcus jenynsii* em lagoas no Sul do Brasil (BRUSCHI JUNIOR, PERET; VERANI, FIALHO, 1997; HARTZ, VILELLA; BARBIERI, 1997). Variações na estratégia em uma mesma população ou entre populações da mesma espécie podem ocorrer em razão das condições ambientais vigentes. A traíra *Hoplias malabaricus*, por exemplo, tem a habilidade de se reproduzir durante todo o ano (AZEVEDO; GOMES, 1942) ou apresentar ciclo sazonal definido (BARBIERI, 1989), dependendo do ambiente em que se encontra. Esse fato representa táticas distintas de uma mesma estratégia.

Espécies sedentárias são também freqüentes em riachos e ribeirões, onde apresentam morfologia adaptada a uma existência em águas correntes, sendo nesse caso sensíveis a baixas concentrações de oxigênio. A ictiofauna de riachos é composta majoritariamente por espécies sedentárias, sendo essa tendência registrada em pequenos corpos de água tanto da bacia do rio Paraná (CASTRO; CASATTI, 1997; LEMES; GARUTTI, 2002), quanto de outras do Sul do Brasil (TAGLIANI,

1994; CÂMARA; HAHN, 2002) e da bacia Amazônica (SILVA, 1995; SABINO; ZUANON, 1998). A reprodução ocorre, geralmente, durante período prolongado e está associada a desovas parceladas. Incluem-se nessa categoria as espécies com ovócitos grandes, baixa fecundidade e que são menos dependentes das cheias. Alguns cascudos também apresentam prolongada época reprodutiva em rios de pequeno porte (BARBIERI, 1994), estratégia que parece aumentar o *fitness* dos indivíduos.

Algumas espécies sedentárias são bem-sucedidas na ocupação dos novos ambientes formados pelos represamentos, ou mesmo em rios de vazão controlada. São espécies com pré-adaptações à vida em ambientes lânticos, como lagos e lagoas, ou que são capazes de apresentar elevada plasticidade comportamental. Destacam-se, entre esses peixes, os ciclídeos, alguns loricarídeos, eritrínídeos, gymnotídeos e vários caracídeos tetragonopteríneos. Apesar da drástica alteração provocada no ambiente, algumas espécies podem completar todo o ciclo no próprio reservatório. Na represa de Três Marias, rio São Francisco, uma espécie de pirambeba *Serrassalmus brandtii* é capaz de reproduzir-se durante todo o ano no reservatório (TELES; GODINHO, 1997). Em Salto Grande, alto rio Paraná, a piranha *Serrassalmus spilopleura* (= *S. maculatus*) também completa seu ciclo dentro do reservatório, mas a reprodução é sazonal (FERREIRA; HOFLING; RIBEIRO NETO; SOARES; TOMAZINI, 1998), a exemplo do que ocorre com o lambari *Astyanax bimaculatus* (= *A. altiparanae*) na represa de Bariri (RODRIGUES; RODRIGUES; CAMPOS; FERREIRA, 1989).

Diferentemente, porém muito comuns, são espécies sedentárias que se adaptam às condições represadas, mas que dependem de outros ambientes para completar etapas de seu ciclo de vida, principalmente relacionadas à reprodução (AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995). Esse é o caso de uma espécie de piau na represa de Três Marias, o qual necessita de lagoas a montante para completar o ciclo reprodutivo, apesar de viver na região represada (RIZZO; SATO; FERREIRA; CHIARINI-GARCIA; BAZZOLI, 1996). Fato similar tem sido registrado no reservatório de Segredo, no rio Iguaçu, onde as espécies melhor sucedidas na colonização do novo ambiente, em geral sedentárias, buscam os segmentos mais lóticos a montante ou os tributários para a desova (SUZUKI; AGOSTINHO, 1997).

A outra categoria, das espécies *grandes migradoras*, conhecidas também como espécies potamódromas, requerem amplos trechos livres da bacia, onde se deslocam por grandes distâncias. Embora os deslocamentos mais relevantes sejam os reprodutivos, é possível reconhecer outras motivações.

Assim, ocorrem também migrações de caráter térmico ou sazonal, trófico ou nutricional, e ontogenético ou de crescimento, quase todas, de alguma forma, associadas ao regime hidrológico (BONETTO; CASTELLO, 1985; GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996). É comum que essas migrações se combinem ou se sobreponham em grau variável, ou mesmo que uma dependa das outras (BONETTO, 1963).

Muitas espécies, entretanto, desenvolvem curtas migrações laterais para a reprodução, ou algo mais extensivo, como mecanismo de dispersão. Neste último caso, os deslocamentos podem tomar direções distintas. Em rios com amplas várzeas, esses movimentos de dispersão ocorrem durante a vazante, quando a retração da água traz consigo grande quantidade de jovens, e estes, geralmente, são seguidos por cardumes de predadores. Esse tipo de migração, importante no processo de dispersão, tem sido observado em lambaris e saguiurus. No Pantanal, onde ele tem grande importância na atividade pesqueira, é conhecido como lufada (ver **Box 2.2**).

Box 2.2

[A lufada]

Pantanal-Peixes

http://www.pantanalms.tur.br/peixes_pantanal3.htm

“Na estação chuvosa, as espécies mais procuradas deixam os rios e vão para as áreas inundadas, onde há muito alimento. No final de abril, quando as chuvas se tornam menos freqüentes e as águas começam a baixar, voltam aos rios novamente, sinal evidente de que as chuvas teminaram. Inexplicavelmente, pois a desova só vai ocorrer meses mais tarde, diversas espécies de peixes, reunindo-se em vastos cardumes, começam de novo a nadar rio acima. Os cardumes são tão extensos, densos e dramáticos que podem ser ouvidos chapinhando a grandes distâncias. O fenômeno é conhecido no Pantanal como lufada, pois quando aparece um cardume na curva do rio, a água parece açoitada por um temporal. A superfície fica fervilhando de peixes e milhares de lambaris, curimatás, piavas, piaouçus, dourados, peixes-cachorros e piraputangas saltam nas águas, irradiando um brilho de ouro e prata nas rápidas trajetórias pelo ar. Não confundir com a piracema, que ocorre na época da reprodução (novembro a fevereiro) quando cardumes sobem os rios, transpondo as corredeiras aos saltos, para desovarem nas águas calmas das cabeceiras.”

Na Amazônia, considerando a motivação para os deslocamentos, foram identificados três tipos de migração de peixes, ou seja, as *laterais*, geralmente ligadas à dispersão e alimentação, que ocorre em direção à várzea alagada; as *reprodutivas*, que podem ser ascendentes ou descendentes; e as *tróficas*, geralmente ascendentes (SANTOS; FERREIRA, 1999). Entretanto, o sentido das migrações pode depender muito da espécie de peixe considerada. Por exemplo, na busca por habitats adequados para o desenvolvimento das formas iniciais, Characiformes tendem a permanecer em várzeas e outras áreas alagadas, enquanto que os juvenis de grandes bagres migram rio abaixo, na direção dos estuários (GOULDING, SMITH; MAHAR, 1996; RUFINO; BARTHEM, 1996).

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), desenvolvimento inicial (elevada oxigenação e disponibilidade alimentar) e condições de baixas taxas de predação (baixa transparência da água).

Os migradores de longa distância são, geralmente, de maior porte e maior valor comercial, e têm ovos pequenos e numerosos, que são eliminados em curto intervalo de tempo (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1999). Não dispensam à prole qualquer cuidado. A desova, em geral, ocorre em áreas lóticis de trechos mais altos da bacia, quando o nível do rio está em ascensão, sendo essa tendência

amplamente relatada na literatura especializada (GODOY, 1975; BONETTO; CASTELLO, 1985; CARVALHO; MERONA, 1986; AGOSTINHO; VAZZOLER; GOMES; OKADA, 1993; AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, c2003). Embora a elevação dos níveis hidrométricos tenha papel decisivo, um conjunto de fatores atua como gatilho para o desenvolvimento gonadal (VAZZOLER, 1996). Barbieri, Salles e Cestarolli (2000), estudando o ciclo reprodutivo do dourado e do curimatã no rio Mogi Guaçu, evidenciaram a correlação positiva entre o desenvolvimento gonadal e as precipitações pluviométricas, o aumento da temperatura e do fotoperíodo. Estes dois últimos fatores têm sido considerados como determinantes do processo de maturação gonadal e de desova de peixes de maiores latitudes, onde são verificadas as maiores variações destes.

Após a desova, os ovos de espécies com essa estratégia reprodutiva derivam rio abaixo enquanto se desenvolvem, sendo lançados, geralmente na forma de larvas, para as depressões laterais (várzea) durante o transbordamento da calha (GODOY, 1975; CARVALHO; MÉRONA, 1986; AGOSTINHO; THOMAZ; MINTE-VERA; WINEMILLER, 2000) (Figura 2.2).

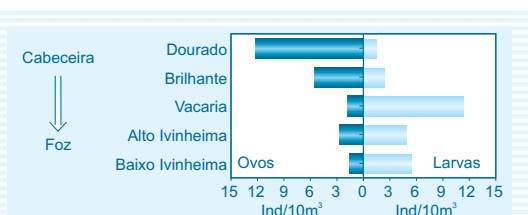


Figura 2.2 - Gradientes longitudinais de ovos e larvas de peixes migradores na bacia do rio Ivinheima, um tributário do alto rio Paraná, durante o período reprodutivo (modificado de NAKATANI; BAUMGARTNER; CAVICCHIOLI, 1997).

Nessas depressões laterais (lagoas marginais, lagos, canais), as larvas e alevinos de tais espécies encontram condições ideais para o desenvolvimento inicial (alimento, temperatura e oxigênio) e abrigo que os protegem da predação. Com a retração da água durante a vazante, esses jovens concentram-se em corpos de água remanescentes na várzea ou são levados para a calha principal. Neste último caso, podem procurar ativamente os acessos às baias e lagoas. Os jovens permanecem nesses ambientes por um tempo variável, conforme a espécie considerada. O curimba *Prochilodus lineatus* os abandona e passam a integrar o estrato adulto da população no segundo ano de vida (AGOSTINHO; VAZZOLER; GOMES; OKADA, 1993). No rio Tocantins, o mapará *Hypophthalmus marginatus* e o curimatã *Prochilodus nigricans* ascendem o rio para desova e os alevinos derivam rio abaixo, como forma de dispersão (CARVALHO; MÉRONA, 1986). A construção da hidrelétrica de Tucuruí em 1984 bloqueou essa rota de migração (MÉRONA; CARVALHO; BITTENCOURT, 1987).

A vazante é marcada pela grande mortalidade natural de juvenis, tanto pela predação nas “bocas de vazante” (Figura 2.3) quanto em poças remanescentes que secam (Figura 2.4). Como visto, características hidrológicas, como duração, regularidade, época e intensidade das cheias relacionam-se aos valores dessa mortalidade e, portanto, ao sucesso do recrutamento de novos indivíduos às populações de peixes (GOMES; AGOSTINHO, 1997).



Figura 2.3 - “Boca de vazante” ou “corixo” na planície de inundação do alto rio Paraná.



Figura 2.4 - Lagoa marginal em processo de dessecação na planície de inundação do alto rio Paraná.

Embora seja consenso que os grandes Characiformes e alguns Siluriformes desenvolvam migrações ascendentes no início das cheias e com finalidade reprodutiva, essa generalização não pode ainda ser estendida a todos os peixes migradores neotropicais. Mesmo para peixes de escama, Bonetto e Castello (1985) relatam que uma considerável parte do cardume marcado de espécies reconhecidamente migradoras (curimba e dourado) permaneceu nos locais de soltura por períodos prolongados. O fato levou esses pesquisadores a sugerir que os estoques dessas espécies seriam compostos

por “ecótipos” distintos, alguns requerendo amplos deslocamentos para manter suas populações e reproduzir, e outros podendo fazê-lo em áreas mais restritas.

Dessa maneira, o trecho mínimo de rio necessário para que as atividades vitais de peixes se realizem em toda a sua plenitude é desconhecido. Deve variar com a espécie considerada, as condições ambientais do trecho e mesmo dentro de uma dada população.

Godoy (1975) menciona deslocamentos superiores a 1.000 km para caracídeos do rio Paraná. Barthem e Goulding (1997) apresentam evidências de deslocamentos ainda maiores (3.500 km) em bagres migradores da bacia Amazônica, que se deslocam entre o estuário do rio Amazonas e seus tributários superiores.

No trecho compreendido entre os reservatórios de Itaipu e Porto Primavera, isolado do restante da bacia desde 1994, durante a construção desta última, a extensão de 230 km parece ser suficiente para a manutenção de populações viáveis de espécies migradoras (dourado, pintado, curimba, piava, piracanjuba, etc.) (AGOSTINHO; ZALEWSKI, 1996; VAZZOLER; SUZUKI, MARQUES; PEREZ LIZAMA, 1997; NAKATANI; BAUMGARTNER; CAVICCHIOLI, 1997). Mesmo no rio Paranapanema, num trecho lótico de cerca de 80 km entre os reservatórios de Capivara e Salto Grande, construídos há mais de 15 anos, eram registrados cardumes de dourados e pintados, durante a piracema (o trecho é atualmente represado pelos reservatórios de Canoas I e II).

Bonetto e Castello (1985) crêem também que os peixes não necessitam alcançar as cabeceiras dos rios ou afluentes para reproduzir, como sugeriam os estudos iniciais. O que se sabe é que os peixes migram águas acima até alcançar locais apropriados para a desova, sendo que essas áreas podem se situar a distâncias variáveis.

Ao contrário dos salmonídeos do Hemisfério Norte, os peixes migradores neotropicais parecem não ser tão conservativos em relação ao local de desova. Uma indicação disso pôde ser constatada no rio Piquiri, um afluente do rio Paraná, cuja foz localiza-se imediatamente acima dos antigos Saltos de Sete Quedas, e que não recebia cardumes de dourados e curimbas antes da formação do reservatório de Itaipu. Com a formação do reservatório e o afogamento de Sete Quedas, cardumes provenientes dos 170 km a jusante de sua desembocadura passaram a utilizar esse rio como área de desova (AGOSTINHO; VAZZOLER; GOMES; OKADA, 1993).

Experimentos de marcação realizados após a interrupção do fluxo de peixes pela barragem de Porto Primavera demonstram que os peixes em migração ascendente, capturados, marcados e liberados a jusante dessa barragem, foram recapturados, após 48 horas, em um tributário da margem direita desse rio, cuja foz localiza-se a 40 km a jusante do ponto de soltura (ANTÔNIO; OKADA; DIAS; AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1999). Esse resultado demonstra que, durante a migração ascendente, uma eventual interceptação na rota pode levar o peixe a procurar outra.

O completo entendimento dos mecanismos migratórios das diferentes espécies de peixes e sua flexibilidade em relação aos requerimentos espaciais para a desova carece de um grande esforço de pesquisa. É muito provável, entretanto, que as restrições de movimento, impostas pelos represamentos, tenham implicações sobre as espécies migradoras, se não sobre extinções globais e locais, ao menos na heterogeneidade genética de suas populações, o que também é altamente preocupante. Assim, é esperado que a permanência de curtos trechos lóticos possa favorecer *pools* gênicos (ecótipos) menos

exigentes em relação aos longos deslocamentos e, portanto, promover impactos relevantes sobre a variabilidade genética inicial, com a extinção de ecótipos migradores de longas distâncias.

Concluindo, embora o comportamento reprodutivo da maioria das espécies conhecidas ainda não esteja elucidado, evidências obtidas para algumas delas permitem algum consenso em relação ao hábito migratório. A Tabela 2.2 lista as principais espécies brasileiras com tais estratégias. Algumas dessas espécies são mostradas nas Figuras 2.5 e 2.6.

Tabela 2.2 - Espécies migradoras de grandes distâncias nas principais bacias hidrográficas brasileiras. 1.Bacia do Uruguai, 2.Bacia do Paraná/Paraguai, 3.Bacia do São Francisco, 4. Bacia do Amazonas (modificado de CAROLSFELD; HARVEY; ROSS; BAER, c2003)

(continua)

ESPÉCIES	NOME COMUM	1	2	3	4
ENGRAULIDAE					
<i>Anchoviella carrikeri</i> Fowler, 1940	Sardinha				X
<i>Lycengraulis batensii</i> (Günther, 1868)	Sardinha de lata				X
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Agassiz, 1829)	Sardinha		X		X
PRISTIGASTERIDAE					
<i>Pellona</i> spp.	Sardinha		X		X
ANOSTOMIDAE					
<i>Leporinus</i> spp.	Piau		X	X	X
<i>Leporinus elongatus</i> Valenciennes, 1850	Piapara		X	X	X
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	Piau cabeça-gorda		X		X
<i>Leporinus macrocephalus</i> Garavello e Britski, 1988	Piaussu		X		
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	Piava	X	X	X	
<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)	Ximboré		X		
<i>Schizodon fasciatus</i> Agassiz, 1829	Aracu-pintado				X
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	Taguara	X	X		
<i>Schizodon vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	Piau boca-de-flor				X
CHARACIDAE					
<i>Brycon cephalus</i> (Günther, 1869)	Matrinxã				X
<i>Brycon falcatus</i> Müller & Troschel, 1844	Ladina				X

Tabela 2.2 - Espécies migradoras de grandes distâncias nas principais bacias hidrográficas brasileiras. 1.Bacia do Uruguai, 2.Bacia do Paraná/Paraguai, 3.Bacia do São Francisco, 4. Bacia do Amazonas (modificado de CAROLSFELD; HARVEY; ROSS; BAER, c2003)

ESPÉCIES	NOME COMUM	(continuação)			
		1	2	3	4
<i>Brycon orthotaenia</i> Günther, 1864	Matrinchã			X	
<i>Brycon hillarii</i> (Valenciennes, 1850)	Piraputanga		X		
<i>Brycon orbignyanus</i> (Valenciennes, 1850)	Piracanjuba	X	X		
<i>Brycon amazonicus</i> (Agassiz, 1829)	Jatuarana				X
<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1818)	Tambaqui		X	X	X
<i>Mylossoma</i> e <i>Myleus</i> spp.	Pacu		X	X	X
<i>Piaractus brachypomus</i> (Cuvier, 1818)	Pirapitinga				X
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	Pacu caranha		X		
<i>Salminus affinis</i> Steindachner, 1880	Dorada				
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	Dourado	X	X	X	X
<i>Salminus hillarii</i> Valenciennes, 1850	Tabarana		X	X	X
<i>Triportheus</i> spp.	Sardinha		X	X	X
CYNODONTIDAE					
<i>Hydrolycus</i> spp.	Cachorra				X
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Agassiz, 1829	Peixe cachorro	X	X		X
HEMIODONTIDAE					
<i>Hemiodus microlepis</i> Kner, 1858	Voador				X
<i>Hemiodus orthonops</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	Peixe-banana		X		
<i>Hemiodus ternetzi</i> Myers, 1927	Voador				X
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	Piau pirco				X
PROCHILODONTIDAE					
<i>Prochilodus costatus</i> Valenciennes, 1850	Curimatã-pioa			X	
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	Curimatã	X	X		
<i>Prochilodus argenteus</i> Agassiz, 1829	Curimatã-pacu			X	
<i>Prochilodus nigricans</i> Agassiz, 1829	Curimatã				X
<i>Prochilodus rubrotaeniatus</i> Jardine e Schomburgk, 1841	Bocachica				X
<i>Semaprochilodus</i> spp.	Jaraqui				X
AUCHENIPTERIDAE					
<i>Ageneiosus brevifilis</i> Valenciennes, 1840	Bocado		X		X
DORADIDAE					
<i>Oxydoras knerii</i> Bleeker, 1862	Abotoado	X	X		X
<i>Oxydoras niger</i> (Valenciennes, 1821)	Cuiú-cuiú				X
<i>Pterodoras granulatus</i> (Valenciennes, 1821)	Armado	X	X		X

Tabela 2.2 - Espécies migradoras de grandes distâncias nas principais bacias hidrográficas brasileiras. 1.Bacia do Uruguai, 2.Bacia do Paraná/Paraguai, 3.Bacia do São Francisco, 4. Bacia do Amazonas (modificado de CAROLSFELD; HARVEY; ROSS; BAER, c2003)

ESPÉCIES	NOME COMUM	(conclusão)			
		1	2	3	4
<i>Rhinodoras boehlkei</i> Glodek, Whitmire & Orcés, 1976	Abotoado				X
HEPTAPTERIDAE					
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy e Gaimard, 1824)	Jundiá	X	X	X	X
LORICARIIDAE					
<i>Rhinelepis aspera</i> Agassiz, 1829	Cascudo-preto		X	X	
PIMELODIDAE					
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i> (Lichtenstein, 1819)	Piraíba				X
<i>Brachyplatystoma flavicans</i> (Castelnau, 1855)	Dourada				X
<i>Brachyplatystoma juruense</i> (Boulenger, 1898)	Zebra				X
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i> (Castelnau, 1855)					X
<i>Goslinia platynema</i> (Boulenger, 1898)	Babão				X
<i>Brachyplatystoma vaillantii</i> (Valenciennes, 1840)	Piramutaba				X
<i>Calophysus macropterus</i> (Lichtenstein, 1819)	Zumurito				X
<i>Conorhynchus conirostris</i> (Valenciennes, 1840)	Pirá			X	
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes, 1840)	Jurupoca		X		X
<i>Leiarius marmoratus</i> (Gill, 1870)	Jundiá				X
<i>Megalonema platanus</i> (Günther, 1880)	Fidalgo	X	X		
<i>Megalonema platycephalum</i> Eigenmann, 1912	Dourada				X
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i> (Schneider, 1801)	Pirarara				X
<i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes, 1840	Mandi				X
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacépède, 1803	Mandi-amarelo	X	X	X	
<i>Pimelodus ornatus</i> Kner, 1858	Mandi		X		X
<i>Pimelodus pictus</i> Steindachner, 1877					X
<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix, 1829)	Barbado		X		X
<i>Platynemichthys notatus</i> (Jardine, 1841)	Coroatá				X
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Agassiz, 1829)	Pintado	X	X	X	
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> (Linnaeus, 1766)	Cachara	X	X		X
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i> (Valenciennes, 1840)	Caparari				X
<i>Sorubim lima</i> (Schneider, 1801)	Jurupecem		X		X
<i>Sorubimichthys planiceps</i> (Agassiz, 1829)	Peixe lenha				X
<i>Steindachneridion scripta</i> Ribeiro, 1918	Surubi	X	X		
<i>Zungaro zungaro</i> (Humboldt, 1821)	Jaú	X	X		X

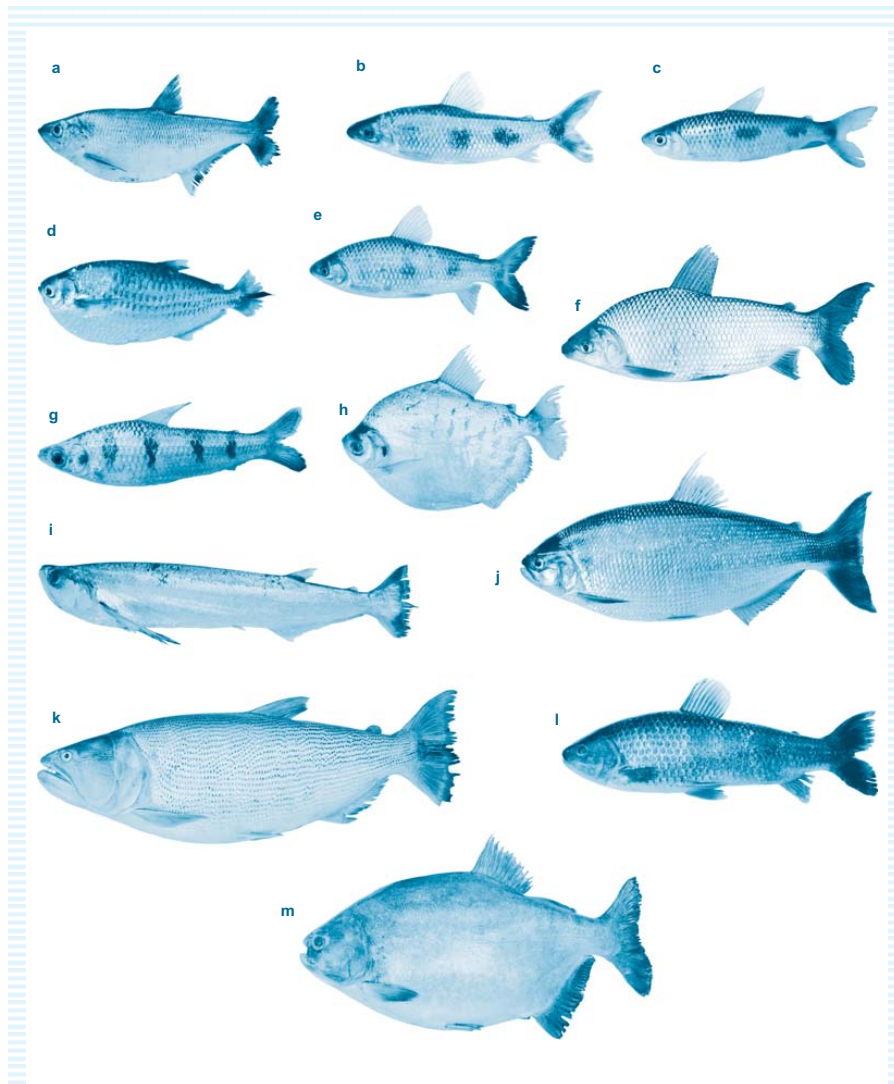


Figura 2.5 - Espécies migradoras de peixes de escama da fauna neotropical (a=*Pellona flavipinnis*, b=*Leporinus elongatus*, c=*Leporinus friderici*, d=*Triportheus nematurus*, e=*Leporinus obtusidens*, f=*Prochilodus lineatus*, g=*Schizodon borellii*, h=*Mylossoma orbignyanus*, i=*Rhabiodon vulpinus*, j=*Brycon microlepis*, k=*Salminus brasiliensis*, l=*Leporinus macrocephalus*, m=*Piaractus mesopotamicus*. Ver Tabela 2.2 para os nomes populares.

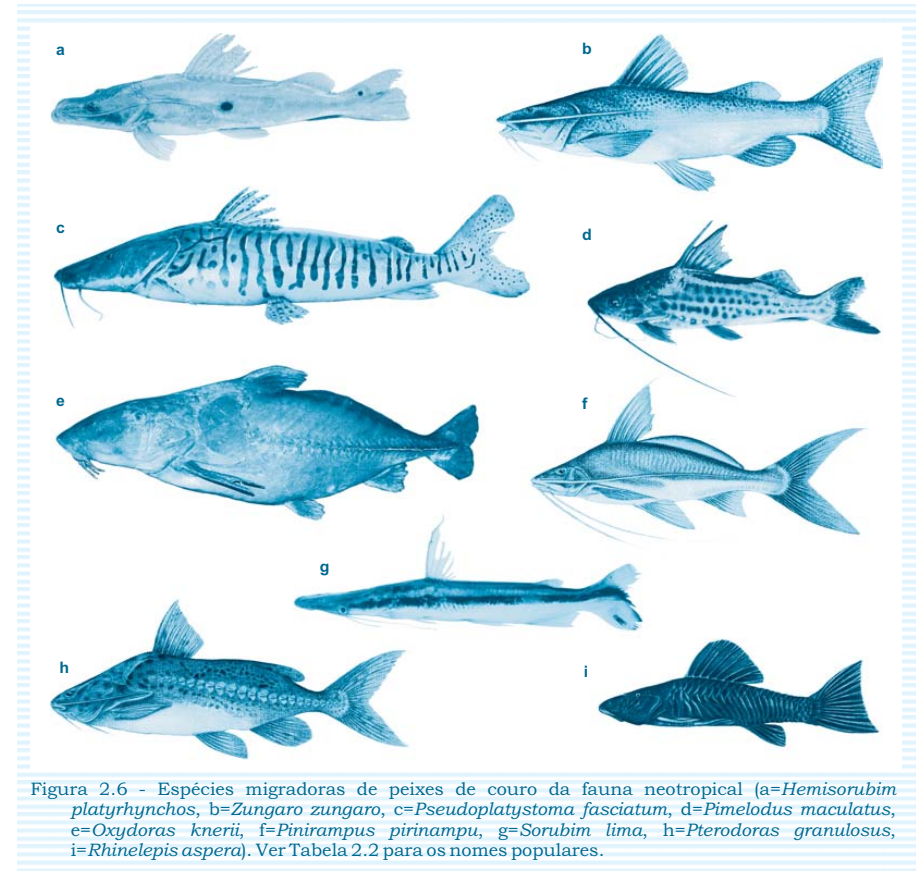


Figura 2.6 - Espécies migradoras de peixes de couro da fauna neotropical (a=*Hemisorubim platyrhynchos*, b=*Zungaro zungaro*, c=*Pseudoplatystoma fasciatum*, d=*Pimelodus maculatus*, e=*Oxydoras kneri*, f=*Pinirampus pirinampu*, g=*Sorubim lima*, h=*Pterodoras granulosus*, i=*Rhinelepis aspera*). Ver Tabela 2.2 para os nomes populares.

Uso do Espaço

As espécies sedentárias são capazes de completar todas as etapas de seu ciclo de vida em um mesmo ambiente, realizando, em alguns casos, curtos deslocamentos. Representantes desse grupo podem ser encontrados em todos os tipos de ambientes, mas principalmente em riachos

e lagoas. Envolve basicamente espécies de pequeno e médio porte, como cascudos, pequenos bagres, caracádeos, gimnotídeos, ciclídeos e poecílídeos. Devido ao pequeno tamanho, são geralmente encontradas associadas a algum tipo de substrato, como troncos, rochas, macrófitas aquáticas e até mesmo junto ao sedimento. Nesses locais encontram proteção, alimento e superfície adequada para a deposição dos ovos.

O predomínio de espécies sedentárias em pequenos rios e lagoas foi também observado na bacia Amazônica (SANTOS; FERREIRA, 1999), em lagoas da planície de inundação do rio Paraná (OLIVEIRA; LUIZ; AGOSTINHO; BENEDITO-CECÍLIO, 2001) e córregos da mata Atlântica (ESTEVES; LOBÓN-CERVLÁ, 2001).

Para algumas espécies os habitats de alimentação, crescimento e reprodução podem ser os mesmos. Outras necessitam de locais diferentes numa determinada fase da vida, porém dentro de um mesmo ambiente. Estudos elaborados para identificar esses habitats requerem abordagens diferenciadas, como a biotelemetria, a marcação-recaptura e a observação subaquática direta. Sabino e Castro (1990) observaram a mudança de habitats em pequena escala temporal (períodos de dia/noite) em peixes de um riacho atlântico. Algumas espécies nadam durante o dia próximo ao fluxo de água, mas durante a noite procuram locais abrigados junto à vegetação.

Uma característica importante das espécies sedentárias reside no fato de que elas são, geralmente, as mais pré-adaptadas à sobrevivência em reservatórios, principalmente aquelas que habitam águas lânticas. Muitos reservatórios comportam extensas áreas litorâneas, ocupadas por macrófitas aquáticas, que podem ser colonizadas por espécies com essa estratégia de vida. O predomínio de espécies sedentárias de pequeno porte é relatado para o reservatório de Jurumirim, no rio Paranapanema, onde foi constatada a extinção local das espécies migradoras (CARVALHO; SILVA, 1999). Padrão similar é registrado para

o reservatório de Lajes, bacia do rio Paraíba do Sul, um dos mais antigos do Brasil (ARAÚJO; SANTOS, 2001).

Os grandes *peixes migradores* de água doce têm como atributo de seu comportamento a separação, no tempo e no espaço, dos habitats usados para reprodução, crescimento e alimentação durante diferentes estágios de vida (NORTHCOTE, 1998). Assim, esses três tipos de habitats são necessários para que essas espécies completem seus ciclos de vida. Na região amazônica, onde o número de espécies migradoras é muito maior, e também em outras grandes bacias hidrográficas brasileiras, as informações disponíveis acerca dos habitats de espécies migradoras são ainda restritas a poucas espécies. Na bacia do rio Paraná, alguns desses habitats foram localizados e mais extensivamente estudados (AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, c2003).

Habitat de reprodução: de modo geral, esses habitats estão localizados nas porções superiores de grandes rios e afluentes. Isso tem sido inferido pela elevada ocorrência de indivíduos no estágio de reprodução e pela distribuição e abundância de ovos, que aumenta em direção à parte superior de tributários (VAZZOLER; SUZUKI; MARQUES; PEREZ LIZAMA, 1997). Characiformes preferem, geralmente, cursos de águas rasos (menos de 3 m), não muito largos (menos de 80 m), com moderada turbulência e fundo rochoso, com depósitos de areia ou cascalho. A reprodução ocorre durante a elevação do nível do rio, quando a água está mais turbida e com a condutividade e temperatura elevadas. Embora alguns Siluriformes requeiram habitats desse tipo, muitos podem desovar

em águas mais lânticas, com fundo arenoso (VAZZOLER; SUZUKI; MARQUES; PEREZ LIZAMA, 1997; NAKATANI; BAUMGARTNER; CAVICCHIOLI, 1997). Outras espécies são encontradas reproduzindo na calha do rio principal, como é o caso do jaú *Zungaro zungaro* e do pacu *Piaractus mesopotamicus* no rio Paraná (AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, c2003).

Na Amazônia, os caracídeos migradores também procuram locais onde a turbidez é mais elevada, como o leito principal de rios de água branca (GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996) ou na confluência de tributários (GOULDING, c1980). Para isso eles abandonam várzeas e tributários de águas claras ou pretas, com um padrão de migração reprodutiva diferente daquele registrado nas demais bacias brasileiras, com os peixes realizando migrações descendentes até o leito do rio principal (SANTOS; FERREIRA, 1999). Como já mencionado, os grandes bagres migradores amazônicos realizam grandes viagens na direção oeste, provavelmente desovando em locais do alto rio Solimões (RUFFINO; BARTHEM, 1996).

Na bacia do rio São Francisco, apesar da ocorrência de grandes migradores, como o dourado, o pintado e o curimba, pouco se sabe dos seus locais de desova (SATO; GODINHO, 1999). Sabe-se que reproduzem na época de águas altas, sendo provável que desovem na calha dos rios principais e tributários (SATO; GODINHO, c2003).

Entretanto, qualquer que seja a bacia, as espécies migradoras lançam seus gametas em águas movimentadas, que facilitam o contato entre eles e a fecundação. Os ovos fecundados

são levados pelas correntes até os trechos inferiores do rio ou tributários enquanto se desenvolvem e eclodem. Todo o processo parece ocorrer durante a elevação de nível da água, sendo que as larvas são levadas passivamente pelas cheias para as áreas recém-alagadas onde ocorre seu desenvolvimento inicial.

Habitat de crescimento: são, em geral, áreas de várzeas situadas nas partes mais baixas de tributários, ao longo do canal principal ou em ilhas de grandes rios. Nas várzeas, depressões armazenam água de forma temporária ou permanente (lagoas marginais) sendo esses corpos d'água heterogêneos em relação à forma, área superficial, profundidade média e grau de conexão com o rio principal. Larvas à deriva alcançam essas lagoas quando o rio tem seu volume de água aumentado, permitindo a conexão. O uso desses habitats pelos juvenis tem sido reportado para rios das bacias Amazônica, Paraná e São Francisco, sendo sugeridas ainda para o rio Paraíba do Sul (ARAÚJO, 1996).

Na vazante, quando a água está retraindo, os jovens que abandonam as lagoas temporárias podem entrar ativamente nas lagoas permanentes através dos canais de conexão remanescentes. Estudos sugerem que as lagoas são os ambientes com a maior diversidade de fitoplâncton, perifíton, rotíferos, zooplâncton, macrófitas aquáticas, bentos e peixes. Além disso, apresentam abundância mais elevada de fitoplâncton, zooplâncton, macrófitas aquáticas e peixes (AGOSTINHO; THOMAZ; MINTE-VERA; WINEMILLER, 2000). Em lagos de planícies de inundação, as macrófitas aquáticas constituem importante

hábitat, assegurando o desenvolvimento de juvenis, ao fornecer abrigo e recursos alimentares (SÁNCHEZ-BOTERO; ARAÚJO-LIMA, 2001). Estudos recentes em região tropical vêm mostrando que complexas relações se estabelecem entre assembleias de peixes e bancos de macrófitas (AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003; MAZZEO; RODRÍGUEZ-GALEGO; KRUK; MEERHOFF; GORGA; LACEROT; QUINTANS; LOUREIRO; LARREA; GARCIA-RODRÍGUEZ, 2003; PETRY; BAYLEY; MARKLE, 2003; PELICICE; AGOSTINHO; THOMAZ, 2005).

Um fato peculiar em lagos tropicais e que possivelmente teve influência decisiva na evolução da ictiofauna é que, durante a fase de altos níveis do rio, quando as lagoas são mais profundas, estratificação térmica pode persistir por mais que 24 horas, levando a estratificação vertical de nutrientes e gases (THOMAZ; LANSAC-TÔHA; ROBERTO; ESTEVES; LIMA, 1992; LANSAC-TÔHA; THOMAZ; LIMA; ROBERTO; GARCIA, 1995). Frequentemente surgem camadas anóxicas próximas ao sedimento (THOMAZ, 1991). Quando ocorre a mistura da coluna nessas circunstâncias, uma grande mortalidade de peixes pode ocorrer, fenômeno conhecido como “friagem” no Pantanal (ESTEVES, 1988). Isso ocorre pela diminuição da concentração de oxigênio nas camadas superficiais, aumentando também a concentração de gases tóxicos.

Muitas espécies de peixes desenvolveram adaptações que permitem sobreviver em condições de baixa concentração de oxigênio ou até mesmo respirar o ar atmosférico. Estas estratégias respiratórias, presentes tanto em algumas espécies sedentárias quanto nas migradoras, incluem a utilização da bexiga

natatória como pulmão (piararucu, pirambóia e eritrínídeos) (FARREL; RANDALL, 1978; MATTIAS; MORON; FERNANDES, 1996), a vascularização da cavidade bucal (poraquê) ou o estômago como órgão auxiliar na respiração (cascudos) (PERNA; FERNANDES, 1996). Entre os caracídeos, uma estratégia bem difundida é a projeção do lábio inferior formando uma barbela, permitindo que aproveitem a camada superior da coluna d’água mais rica em oxigênio (WINEMILLER, 1989). Após a queda da tensão de oxigênio, esta projeção pode se desenvolver em questão de horas (Figura 2.7).

A despeito dos baixos níveis de oxigênio dissolvido nas camadas mais profundas, as lagoas fornecem grande quantidade de abrigo e alimento para os jovens de peixes (GOMES; AGOSTINHO, 1997). Na falta de lagoas, os remansos laterais, assim como bancos de macrófitas aquáticas no canal principal do rio, parecem desempenhar papel importante para o desenvolvimento inicial.



Figura 2.7. Projeção labial em *Astyanax altiparanae*, decorrente da diminuição da concentração de oxigênio em lagoas da planície do alto rio Paraná (Foto: F.M. Pelicice).

No alto rio Uruguai, onde as áreas alagadas são restritas, acredita-se que as imediações da foz dos grandes tributários, que comporta grandes áreas de remanso pela vazão aumentada do rio principal, desempenhem importante papel no desenvolvimento inicial de larvas (David A. R. Tataje, informação verbal). Mesmo assim, existe uma hipótese alternativa de que os peixes que desovam nesta região têm suas larvas carregadas por centenas de quilômetros até lagoas marginais localizadas no trecho médio do rio Uruguai (HAHN, 2000).

Como já mencionado, os grandes bagres amazônicos utilizam estratégia diferente no desenvolvimento de formas jovens. Após a desova na região do alto rio Solimões, ovos e larvas derivam milhares de quilômetros até a região dos estuários, na foz do rio Amazonas (GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996). Essa é uma região de alta produtividade planctônica. Os peixes lá permanecem até atingirem a fase adulta ou pré-adulta, quando iniciam jornada rio acima.

Hábitat de alimentação: os habitats de alimentação são aqui definidos como locais utilizados pelos indivíduos adultos, com fins alimentares. Após a desova, os grandes peixes migradores permanecem, geralmente, no leito dos rios ou em habitats criados com o alagamento de florestas e planícies.

Na Amazônia, os caracídeos retornam às regiões de várzea de rios de água branca ou migram para locais superiores de rios de águas claras e pretas. Fato interessante é que nessa bacia as espécies migradoras apresentam alta atividade alimentar durante

o período de águas altas, época de maior disponibilidade alimentar, o que resulta em grande acúmulo de gorduras (JUNK, 1985). Espécies herbívoras aproveitam o acesso a áreas de floresta alagada, onde consomem frutos e sementes, como o tambaqui *Colossoma macropomum* e a pirarara *Phractocephalus hemiopterus* (GOULDING, 1980; GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996).

Espécies piscívoras caçam suas presas no leito dos rios, especialmente na desembocadura dos corixos e dos tributários, e dentro de lagoas marginais (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995). Os grandes bagres amazônicos permanecem no leito dos grandes rios, aproveitando ou até mesmo acompanhando cardumes de Characiformes que estão se deslocando (BARTHEM; RIBEIRO; PETRERE JUNIOR, 1991; GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996).

Os iliófagos migradores (curimbas e jaraquis) concentram-se nas margens de grandes rios, ou adentram as regiões alagadas (CARVALHO; MERONA, 1986; GOULDING; CARVALHO; FERREIRA, 1988). Nesses ambientes encontram substratos onde detritos e algas perifíticas se aderem, como troncos e pedras.

Nas áreas de várzeas do rio Paraná, os iliófagos prochilodontídeos podem permanecer nas lagoas, se alimentando (MARÇAL-SIMABUKU; PERET, 2002), enquanto que em rios de águas claras na Amazônia é comum que permaneçam também em praias arenosas marginais.

Durante as águas altas na planície de inundação do alto rio Paraná, o armado *Pterodoras granulosus*, uma espécie onívora, consome frutos/sementes de *Ficus*, *Cecropia* e

Polygonum, funcionando como dispersor dessas espécies (SOUZA-STEVAUX; NEGRELLE; CITADINI-ZANETTE, 1994; PILATI; ANDRIAN; CARNEIRO, 1999).

Com a construção de reservatórios, os habitats de alimentação dos peixes migradores podem mudar. Na planície de inundação do alto rio Paraná, o curimba *P. lineatus* sobe os tributários para desovar, voltando à calha principal dos rios, seu sítio

de alimentação. Após a construção do reservatório de Itaipu, essa espécie passou a utilizar a região superior do reservatório para fins de alimentação, permanecendo nesse ambiente até o próximo evento reprodutivo (AGOSTINHO; VAZZOLER; GOMES; OKADA, 1993) (Figura 2.8). Exceto pela sua porção fluvial, os reservatórios parecem não se constituir em habitat adequado para a maioria das espécies migradoras (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995).

Além disso, considerando que espécies verdadeiramente pelágicas em águas sul-americanas são raras (GOMES; MIRANDA, 2001), somente as regiões litorâneas dos reservatórios são ocupadas, basicamente por espécies de pequeno porte não-migradoras. As áreas abertas dos reservatórios, que se constituem na maior parte destes, são caracterizadas pela baixa densidade de peixes (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

especialização da dieta se constitui em estratégia arriscada, já que a disponibilidade de alimento é altamente flutuante e dependente de fatores pluviométricos, variáveis sazonal e anualmente. Pode ocorrer que em determinados anos alguns recursos não estejam disponíveis, e uma especialização extrema pode significar solução evolutiva perigosa. Como exemplo, podemos citar a relevante variação na época, intensidade e duração das cheias na região do alto rio Paraná, antes do fechamento da represa de Porto Primavera (AGOSTINHO; THOMAZ; NAKATANI, 2002). Dessa forma é compreensível que a seleção natural tenha favorecido espécies com grande amplitude na dieta.

Mesmo com esse elevado grau de plasticidade, a variedade de formas morfológicas é imensa, com relação à dentição, posição da boca e sistema digestório (LOWE-McCONNELL, 1999). Considerando que hábitos alimentares generalistas não precisam de aparelhagem

Alimentação Natural

Uma característica marcante da maioria das espécies de peixes neotropicais é a alta plasticidade na dieta (ver Box 2.3). Muitos habitats de água doce, ao contrário da maioria daqueles terrestres, são marcados por elevada variabilidade em seus atributos hidrológicos e limnológicos, o que provavelmente impediu que as espécies de peixes seguissem trilhas evolutivas rumo à especialização trófica. Em águas tropicais, a

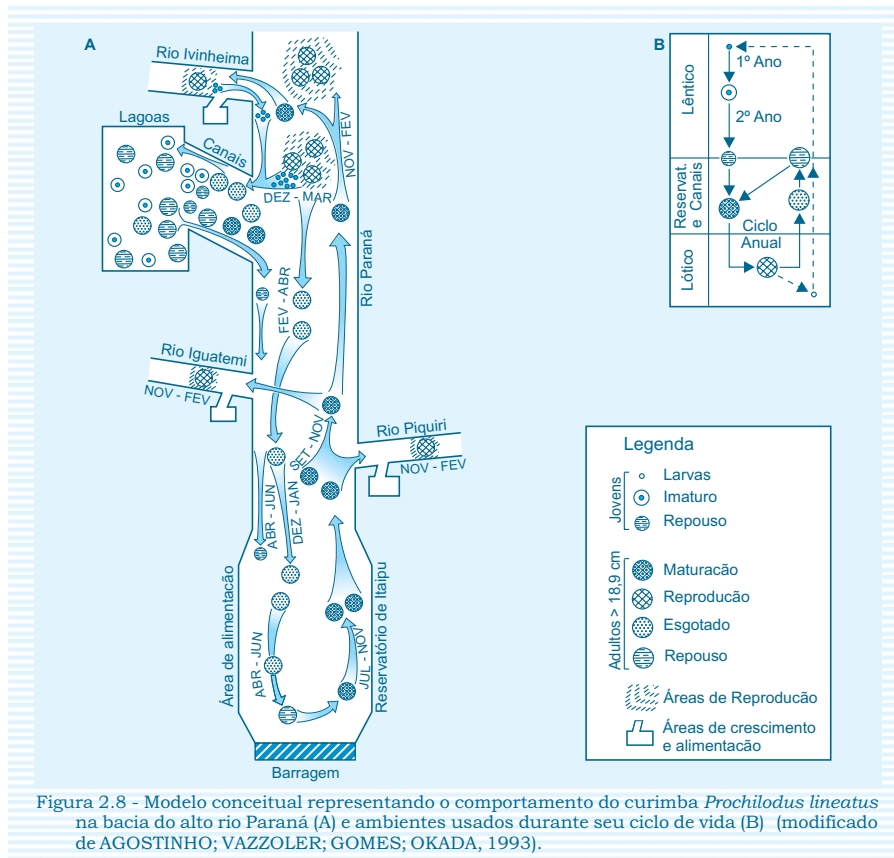


Figura 2.8 - Modelo conceitual representando o comportamento do curimba *Prochilodus lineatus* na bacia do alto rio Paraná (A) e ambientes usados durante seu ciclo de vida (B) (modificado de AGOSTINHO; VAZZOLER; GOMES; OKADA, 1993).

Box 2.3

Plasticidade trófica em peixes de água doce

ABELHA, M.C.F.; AGOSTINHO, A.A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 23, no. 2, p. 425-434, Apr. 2001.

“Esta revisão apresenta uma síntese a respeito da plasticidade alimentar em teleosteos de água doce em relação às variações espaço-temporais, ontogenéticas, individuais e comportamentais. A ocorrência de dieta flexível é uma característica marcante da ictiofauna fluvial tropical, onde a maioria das espécies pode mudar de um alimento para outro tão logo ocorram oscilações na abundância relativa do recurso alimentar em uso, motivada por alterações ambientais espaço-temporais. Quase todas as espécies mudam troficamente durante a ontogenia, e em muitas populações os indivíduos podem apresentar preferências alimentares ou fazer uso de táticas alimentares distintas, conduzindo a um forrageamento intra-específico diferenciado. Essas considerações evidenciam dificuldades que podem ser encontradas no estabelecimento de padrões alimentares específicos fidedignos para as espécies de teleosteos.”

alimentar especial, não seria esperado que as espécies apresentassem padrões morfológicos semelhantes entre si? Entretanto, cada espécie tem sua história evolutiva particular e é provável que fizessem algum uso de suas adaptações em épocas passadas. Além disso, o isolamento pode permitir que a evolução desenvolva soluções tróficas distintas para situações semelhantes. Mesmo hoje, podemos observar espécies que tendem a se alimentar preferencialmente de determinados itens, mas que na sua ausência podem assimilar facilmente outros. Como exemplo, piranhas dos gêneros *Serrassalmus* e *Pygocentrus*, com mandíbulas e dentes adaptados a capturar peixes e dilacerar tecidos, consomem também insetos e material vegetal (WINEMILLER, 1989).

Os itens mais consumidos, principalmente por espécies de pequeno e médio porte, são algas filamentosas, microcrustáceos, larvas de insetos, outros invertebrados aquáticos e terrestres, material vegetal terrestre e restos de peixes (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995). A representatividade desses itens depende basicamente da espécie de peixe considerada, do ambiente e da época do ano. Macrófitas aquáticas, apesar de muito abundantes (SANTAMARÍA, 2002), são raramente consumidas por peixes sul-americanos (AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003).

Entretanto, existem exceções quanto à amplitude alimentar; por exemplo, algumas espécies apresentam restrições morfológicas a eurifagia, como os planctívoros filtradores e os iliófagos (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1999). Nesses casos as espécies desenvolveram

adaptações morfológicas bucais que vão desde lábios succionais ou succionais-raspadores, como nos cascudos (loricarídeos) e curimbas (prochilodontídeos), até mandíbulas em forma de pá, nos canivetes (parodontídeos) e sagüirus (curimatídeos). Adaptações morfológicas no estômago e intestino também são comuns. Os intestinos são longos, excedendo em muito o tamanho do corpo do peixe, o que possibilita a digestão e absorção de alimentos como fibras vegetais e microorganismos. É importante destacar que, especialmente para as detritívoras, o detrito é um recurso abundante e presente em todos os habitats. Ao longo da história evolutiva, o aparecimento de espécies aptas a explorar exclusivamente detritos não parece ter sido tão arriscado quando comparamos com espécies hipotéticas especialistas, dependentes exclusivamente de certas espécies de insetos (chironomídeos, por exemplo), que têm distribuição e abundância mais incerta. Dessa forma, a detritivoria se tornou um hábito presente em todas as bacias sul-americanas, formando, inclusive, a base de muitas teias tróficas (CATELLA; PETRERE JUNIOR, 1996). Interessantemente, a grande biomassa de detritívoros é balanceada por um baixo número de espécies especializadas neste recurso, à exceção dos cascudos (BOWEN, 1983). Outras espécies, sem adaptações específicas, também consomem detritos em conjunto com outros recursos, porém seu valor proteico e energético é incerto.

Outro hábito muito difundido é a piscivoria, tanto em número de indivíduos quanto de espécies (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ,

1995), e vale destacar que muitas espécies migradoras pertencem a esta guilda trófica. Dentre as estratégias de predação, existem espécies que caçam emboscando suas vítimas (eritrínídeos, pirarucu e grandes bagres), outras que formam cardumes para caçar (dourado, cachorras, tucunarés), enquanto outras predam de forma oportunística (piranhas e saicangas).

Os padrões alimentares em assembleias de peixes são pouco consistentes, dada a flexibilidade na dieta de muitas espécies, como já discutido. Entretanto, alguns padrões de consumo relacionados ao ambiente em que a assembleia está inserida podem ser detectados, provavelmente em razão da disponibilidade dos recursos.

As assembleias de peixes de córregos e ribeirões consomem principalmente insetos e partes vegetais, resultando num predomínio de espécies onívoras. Esses itens, geralmente de origem alóctone (externa), são abundantes nesse tipo de ambiente, dada a maior relação do ambiente aquático com as encostas. Embora os riachos com grande incidência de luz possam apresentar elevada disponibilidade de algas, especialmente perifítica (aderida), o material alóctone parece predominar (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995). Essa tendência encontra respaldo em diferentes bacias brasileiras. Assim, em um riacho de floresta Atlântica, Sabino e Castro (1990) constataram que os insetos aquáticos e terrestres, além de algas, foram os itens mais consumidos. Sabino e Zuanon (1998) obtiveram resultado semelhante em um riacho na Amazônia Central, com a

assembleia de peixes comendo predominantemente insetos, outros invertebrados, algas e detritos. Padrões semelhantes são descritos para a bacia do alto rio Paraná (CASTRO; CASATTI, 1997; LEMES; GARUTTI, 2002).

Em rios, a natureza dos recursos alimentares utilizados é muito variada, dependente das características particulares de cada ambiente (declividade, planícies alagáveis, substrato, etc.). De modo geral os itens consumidos pelos peixes são partes vegetais e detritos, algas, zooplâncton, insetos (adultos e larvas), outros invertebrados aquáticos (caranguejos, camarões, moluscos, poríferos, anelídeos, briozoários) e peixes (inteiros, sangue, escama e nadadeiras). Embora algum nível de especialização alimentar possa ser encontrado nos rios, essa não deve ser uma boa estratégia para os ambientes altamente flutuantes das planícies de inundação.

Em rios e ambientes de planícies de inundação, as espécies detritívoras e piscívoras apresentam geralmente alta biomassa total. Esse padrão está evidenciado em trabalhos realizados em diversas bacias.

No rio Mujacai, Rondônia, a biomassa de piscívoros/carnívoros e detritívoros somaram 70% e 20% do total, respectivamente (FERREIRA; SANTOS; JÉGU, 1988). No rio Trombetas, bacia Amazônica, a biomassa dominante foi a de piscívoros, em diversos locais amostrados (FERREIRA, 1993). No alto rio São Francisco, Alvim e Peret (2004) relataram a dominância das guildas iliófaga, herbívora e piscívora.

Na região de planície do alto rio Paraná, seus ambientes apresentam elevada riqueza de espécies piscívoras e insetívoras, enquanto que, em termos de biomassa, os maiores valores são de espécies piscívoras, iliófagas e detritívoras (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; GOMES; BINI; AGOSTINHO, 1997). Em lagoas dessa região, Peretti e Andrian (2004) verificaram que os itens mais consumidos são peixes, material vegetal e detrito/sedimento, sendo que a guilda predominante foi a detritívora/iliófaga. Em lagoas da planície de inundação do rio Mogi-Guaçu, bacia do rio Paraná, as espécies mais abundantes foram o curimba e saguirus, espécies detritívoras/iliófagas (MARÇAL-SIMABUKU; PERETI, 2002).

Em reservatórios, as assembléias de peixes são sustentadas essencialmente por recursos autóctones (locais). Agostinho e Zalewski (1995) estimam que, no reservatório de Itaipu, cerca de 70% da biomassa é composta por espécies que se alimentam de elementos autóctones (plâncton, bentos e peixes), 25% utiliza detritos com origem mista e apenas 5% é sustentada por itens de origem alóctone. Já nos cinco primeiros anos após a formação deste reservatório, mais de 75% das capturas eram baseadas em espécies insetívoras, planctófagas e piscívoras (HAHN, 1991).

Nos reservatórios pequenos, que preservam maior relação com as encostas, a entrada de material alóctone pode ser importante (ABELHA; GOULART; PERETTI, 2005). Contudo, a contribuição deste material é, em geral, maior nos trechos mais altos dos reservatórios ou durante o primeiro ano de

sua formação. A incorporação de matéria orgânica terrestre ao sistema aquático durante a fase de enchimento e imediatamente após o represamento produz um incremento acentuado na disponibilidade de alimento, especialmente para peixes de pequeno porte, que, em geral, são insetívoros, herbívoros ou onívoros. Esse incremento pode levar à proliferação de piscívoros em momentos subseqüentes. Após o fechamento da barragem de Tucuruí, Mérona, Santos e Almeida (2001) observaram um aumento da biomassa piscívora. Em 31 reservatórios do estado do Paraná e bacias limítrofes, um estudo recente evidenciou a enorme participação da biomassa piscívora compondo as assembléias, discutindo inclusive os possíveis efeitos controladores promovidos por essa predação (*top-down*) na produtividade de peixes desses reservatórios (PELICICE; ABUJANRA; FUGI; LATINI; GOMES; AGOSTINHO, 2005).

Já a mineralização da matéria orgânica e a decorrente elevação de nutrientes nos reservatórios permite uma elevada produção primária e o desenvolvimento de zooplâncton, resultando no incremento da biomassa de planctívoros (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). No reservatório de Itaipu, ocorreu enorme crescimento populacional de *Hypophthalmus edentatus*, espécie planctófaga filtradora, permitindo inclusive o estabelecimento de uma importante pesca comercial (AMBRÓSIO; AGOSTINHO; GOMES; OKADA, 2001; ABUJANRA; AGOSTINHO, 2002). Como é comum a ausência de espécies filtradoras planctófagas em águas sul-americanas, os recursos

planctônicos (fito e zooplâncton) são consumidos em grande parte por espécies de pequeno porte que habitam as regiões litorâneas, e pelos juvenis (CASATTI; MENDES; FERREIRA, 2003; PELICICE; AGOSTINHO, 2006).

Por outro lado, a vegetação inundada permite o florescimento do perifíton e, portanto, elevada disponibilidade desse recurso alimentar, que é valioso para os iliófagos (PETRERE JUNIOR, 1996; AGOSTINHO; GOMES, 1998). Ainda, em reservatórios rasos, o detrito pode assumir maior importância na dieta, seguido pelo consumo de insetos (ARCIFA; MESCHIATTI, 1993).

Entretanto, a capacidade de uso de recursos alimentares variados pela ictiofauna limita qualquer tentativa de generalização sobre sua ecologia alimentar. Mudanças ontogenéticas, sazonais, espaciais e individuais na dieta, aliadas a um amplo repertório de táticas alimentares, fornecem exemplos dessa flexibilidade e dificultam o estabelecimento de padrões que viabilizem comparações fidedignas entre ecossistemas, e classificações da ictiocenose em categorias tróficas consistentes (ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001). Talvez o mais indicado seja o estudo da amplitude da variabilidade natural na dieta dos peixes. Somente conhecendo os limites dessa variabilidade e os principais fatores responsáveis pelas variações, poderemos fazer inferências mais precisas acerca da ecologia trófica das espécies, podendo inclusive prever impactos antropogênicos sobre a dieta e, por fim, prever alterações na estrutura das assembléias.

Considerações Finais

Os peixes neotropicais de águas interiores são marcados por uma imensa diversidade de espécies e padrões comportamentais. Apesar de as espécies apresentarem histórias de vida específicas, com inúmeras adaptações morfo-fisiológicas, estreitamente associadas à sua história evolutiva, podemos destacar a elevada flexibilidade em suas estratégias de vida, amplamente dependentes do contexto onde o indivíduo está inserido.

Mesmo com uma enorme variedade de tipos de estratégias reprodutivas e alimentares entre as espécies, a sazonalidade é a característica mais conspícua da maioria, estando fortemente associada a ciclos de cheia/seca. Espécies com hábitos sedentários e migradores são encontradas em todas as bacias e nos mais variados ambientes sul-americanos, sendo importantes componentes das assembléias ícticas e desempenhando papéis distintos no funcionamento dos ecossistemas. Embora com adaptações distintas, essas espécies dependem do regime hidrológico, sendo essa dependência maior entre os migradores.

É inerente aos objetivos da construção de um reservatório, qualquer que seja sua finalidade, a redistribuição das vazões ao longo do ano (produção de energia, navegação, controle de cheias) ou a derivação da água (irrigação, abastecimento). Assim, o impacto mais pronunciado dos represamentos incide sobre a ictiofauna, especialmente os peixes

migradores. Além do controle do regime hidrológico, a interceptação de rotas migratórias e a redução de habitats de desova e criadouros naturais estão entre os fatores que afetam esse grupo de peixes. No grupo dos migradores, estão incluídos os maiores peixes de nossa fauna, a maioria predadores de topo, com importante papel na cadeia alimentar de nossas águas. Portanto, além de ser os mais prejudicados pelos represamentos, constitui um grupo de elevado interesse social, econômico e ecológico, devendo ser objeto especial de interesse de manejo. Lamentavelmente, o trecho do reservatório passível de ocupação por eles é geralmente o superior. Assim, ações de preservação devem ser implementadas nos trechos ainda livres da bacia, e ações de conservação dos estoques nas pescarias do

terço superior da área represada, ou naqueles onde estes sejam objetos de interesse na pesca.

As espécies sedentárias podem manter suas populações desde que amplamente distribuídas e mantidos os seus processos metapopulacionais, especialmente os de natureza genética. As espécies sedentárias e endêmicas requerem atenção especial, principalmente se concentradas em áreas a serem represadas ou nos primeiros quilômetros a jusante da barragem. De qualquer forma, é nesse grupo que os impactos sociais decorrentes do represamento podem ser compensados, visto que muitas dessas espécies podem proliferar no ambiente represado e manter uma pesca sustentada, desde que adequadamente manejada.

Capítulo 3

Os Reservatórios Brasileiros e sua Ictiofauna

Os grandes reservatórios brasileiros foram construídos, em sua maioria, na segunda metade do século XX. Com fins primariamente hidrelétricos, inundaram extensas áreas, superando hoje 35.000 km². As bacias do Sul e Sudeste do país, por apresentarem densos aglomerados urbanos e uma zona industrial bem -desenvolvida, contêm a maior parte desses empreendimentos, sendo também as mais impactadas quanto à conservação de seus recursos pesqueiros. Isso porque o barramento de rios provoca transformações profundas na ictiofauna local, geralmente com perda de biodiversidade. A fauna de peixes que habita reservatórios é composta primariamente por espécies sedentárias de pequeno porte, mas a alteração mais marcante e ubíqua é, sem dúvida, o desaparecimento de espécies migradoras de grande porte.

Capítulo 3.1

Os Reservatórios Brasileiros

Introdução

Os reservatórios são obras de engenharia que têm sido construídas há pelo menos 5.000 anos, como sugerem os levantamentos realizados no Oriente Médio e na Ásia. Durante milhares de anos, estas foram construídas com a finalidade de controle de cheias, irrigação e suprimento de água para abastecimento doméstico. A barragem de Sadd-el-Kafara, contruída em 2600 AC, no Egito, com a finalidade de controlar cheias, tinha 14 m de altura e 110 m de crista, sendo reconhecida como a mais antiga. Sua construção levou cerca de 12 anos, mas uma forte cheia causou sua erosão antes mesmo que estivesse concluída (JANBERG, 2005). Um dos reservatórios mais antigos, e ainda em uso para irrigação, é o de Tashahyan, com uma barragem de 27 m, no rio Abang Xi, na China, construído em 833 AC (PETTS, c1984).

A construção de reservatórios apresentou, entretanto, marcante expansão no final do século XIX e, especialmente, no século XX,

como decorrência do desenvolvimento tecnológico, urbano e industrial. Aqueles destinados à geração hidrelétrica começaram a ser construídos a partir da década de 1880. A crescente demanda por energia elétrica para as atividades industriais (no começo representadas pelas fábricas de tecido, processamento de produtos agrícolas, mineração) e de iluminação pública (a lâmpada havia sido inventada em 1879), foi inicialmente suprida por termoeletricas e, mais tarde, por fontes hídricas.

O século XX iniciou-se com algumas centenas de grandes reservatórios em todo o mundo (Figura 3.1.1). Os critérios adotados pela *World Commission on Dams* (WCD) estabelecem como **grandes reservatórios** aqueles que apresentam barragens mais altas que 15 m (MÜLLER, c1996). Barragens com alturas inferiores podem ser consideradas para definir essa categoria desde que tenham volume superior a 100.000 m³ de água acumulada, vazão superior a 2.000 m³/s e barragens com pelo menos 500 m de comprimento de crista.

Até o final da Segunda Guerra, com a crise econômica, o número de novas obras foi ainda baixo, com menos de 1.000 grandes barragens por década. No período de pós-guerra, com o crescimento econômico e o desenvolvimento da tecnologia do concreto armado e de movimentação de terra, o mundo assistiu a uma fantástica proliferação de grandes reservatórios. Assim, na década que se seguiu à formação do primeiro grande reservatório contido por barragem de concreto (Reservatório de Mead, 640 km², rio Colorado, EUA, 1941), o número dessas construções superou 2.000 unidades anuais, com pico no período de 1960 a 1990, quando mais de 15.000 grandes reservatórios foram formados (AVAKYAN; IAKOVLEVA, 1998; GARRIDO, 2000; WORLD COMMISSION ON DAMS (WCD), 2000). Para isso contribuíram, além do desenvolvimento tecnológico, a demanda energética resultante da duplicação da população mundial entre os anos 1940 e 1990.

No final do século XX, o número de grandes reservatórios existentes no mundo era superior a 45.000, a maioria

localizada na China e em outros países asiáticos, mas uma porção considerável também distribuída na América do Norte, América Central e Europa Ocidental (Figura 3.1.2). Comparativamente, a América do Sul apresenta um número menor de represamentos (WCD, 2000); entretanto, neste continente estão situados alguns dos maiores reservatórios do mundo.

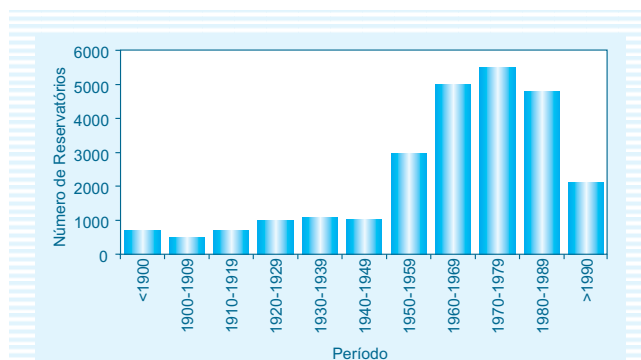


Figura 3.1.1 - Número de reservatórios construídos no mundo durante o século XX (Fonte: WCD, 2000).

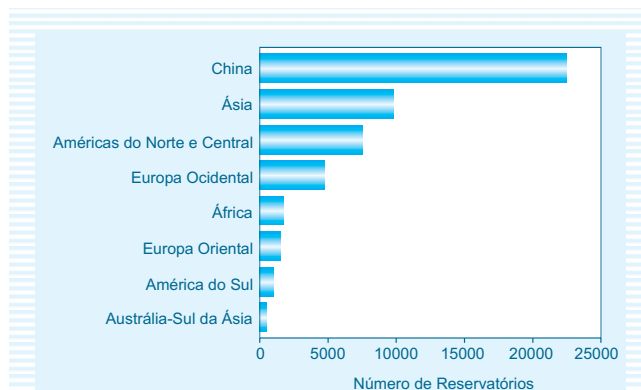


Figura 3.1.2 - Número de grandes reservatórios existentes nos diferentes continentes (Fonte: WCD, 2000).

Constatam-se, por outro lado, grandes diferenças entre as estimativas publicadas sobre o número de reservatórios. Viotti (2000), por exemplo, estima em mais de 2.000 o número de grandes barragens na América do Sul e Caribe. Já Avakyan e Iakovleva (1998), considerando reservatórios com volume maior que 10⁷ m³, estimam esse número em 270, um valor mais baixo que o de outros continentes, como a América do Norte (915), Europa (576) e Ásia (815). Tais disparidades decorrem dos diferentes critérios utilizados para classificação de um corpo de água como reservatório, especialmente os relacionados ao tamanho. Considerando os critérios da WCD, o número de grandes reservatórios na América do Sul foi estimado em 979 (WCD, 2000).

No Brasil, as informações disponíveis sobre os reservatórios são fragmentadas e pouco consistentes, exceto para aqueles de grande porte ou mais recentes. É comum que a ficha técnica da maioria deles, especialmente aqueles pequenos, mesmo operados para produção de energia, não reporte a data de formação e a área superficial alagada. Para muitos deles, não há dados como profundidade média ou tempo de residência da água, fundamentais na análise de sua produção pesqueira. É também comum a inconsistência dos dados disponíveis. Valores distintos para o mesmo atributo ou nomes diferentes para um mesmo reservatório podem ser constatados, inclusive em dados de mesma fonte. Isso torna difícil uma avaliação histórica dos represamentos ou a determinação do número deles. Assim, também para os reservatórios brasileiros, informações

disponíveis na literatura, na rede mundial (Internet) ou em relatórios produzidos por instituições nacionais ou do exterior são contraditórias.

Em relação ao número, a falta de informações sobre o critério para a estimativa contribui para sua imprecisão. Paiva, Petre Junior, Petenate, Nepomuceno e Vasconcelos (1994) mencionam a existência de cerca de 60.000 pequenos reservatórios somente na região Nordeste do país. Os grandes reservatórios hidrelétricos brasileiros são estimados em cerca de 300 por Viotti (2000) e em 109 por Avakyan e Iakovleva (1998) (volume >10⁷ m³).

Neste tópico é feita, com base nos dados disponíveis, uma avaliação dos represamentos brasileiros numa perspectiva histórica e espacial, com informações sobre o número, área e volume destes, sem preocupação com a ordenação das informações. São priorizadas as informações produzidas pela concessionária do reservatório, seguidas por aquelas de agências oficiais, publicadas e, finalmente, as contidas em relatórios.

A Evolução dos Represamentos no Brasil

A exemplo do que ocorreu no mundo, os represamentos brasileiros tinham, inicialmente, objetivos mais restritos, sendo em sua maioria destinados ao abastecimento de água e irrigação, especialmente no Nordeste. A produção de energia elétrica em pequena escala e em caráter suplementar à

produção mecânica ou por termelétrica foi também a destinação dada a alguns reservatórios, iniciada no século XIX. Posteriormente, com a construção de grandes barragens, o uso das águas represadas se diversificou dramaticamente, incluindo, além de abastecimento e irrigação, o controle da vazão, a estocagem de peixes, a aqüicultura, a recreação, o turismo, o uso industrial, a navegação e, principalmente, a produção de energia elétrica em larga escala (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2003).

O histórico dos grandes represamentos nacionais está, entretanto, intimamente ligado ao histórico da construção de usinas hidrelétricas. O domínio das termelétricas no final do século XIX e dos açudes para a contenção de água nas décadas iniciais do século XX foi rapidamente sobrepujado pela energia hidrelétrica gerada por barramentos de rios. O desenvolvimento econômico no início do século XX, geralmente expresso pela instalação de indústrias e crescimento das cidades brasileiras, impôs uma elevada demanda de energia elétrica, principalmente nas regiões Sul e Sudeste do país (VALÊNCIO; GONÇALVES; VIDAL; MARTINS; RIGOLIN; LOURENÇO; MENDONÇA; LEME, 1999). Nesse período, os planos de racionamento eram comumente adotados em face da crescente demanda. Isso, aliado à elevada disponibilidade hídrica no país, tornou a construção de hidrelétricas uma alternativa urgente e desejada. A presença de capital estrangeiro no país também contribuiu para a instalação das usinas e melhorias no sistema de transmissão (MÜLLER, c1996). No início das atividades, o

destaque coube à empresa *Light*, que atendia as demandas de São Paulo e do Rio de Janeiro. Atualmente, os reservatórios hidrelétricos são componentes comuns das paisagens brasileiras e encontram-se inseridos no cotidiano das pessoas.

A primeira usina hidrelétrica pública brasileira contendo um lago de maior porte, a Usina de Marmelos, foi inaugurada em 1889. Construída no rio Paraibuna, fornecia energia elétrica à cidade de Juiz de Fora, Minas Gerais (SANTOS; FREITAS, 2000). Com uma capacidade inicial de 250 kW, abastecia o sistema de iluminação pública composto por 180 lâmpadas incandescentes de 32 velas/50 volts, e mais tarde 700 lâmpadas para uso doméstico (MARCOLIN, 2005). Outras hidrelétricas já existiam, mas eram de propriedade particular e geravam quantidades modestas de energia (MÜLLER, c1996). Na virada do século, o país contava com cinco hidrelétricas, que produziam 5.500 kW, além de seis centrais termelétricas. O primeiro grande reservatório, entretanto, foi formado em 1901, com o fechamento da barragem da hidrelétrica de Edgard de Souza, operada pela *Light*, que deu origem a um reservatório com $30 \times 10^6 \text{ m}^3$. Outros grandes reservatórios construídos no período foram os de Guarapiranga (1906; $200 \times 10^6 \text{ m}^3$) e Lajes (1907; $1052 \times 10^6 \text{ m}^3$), operados pela *Light* para a produção de energia, além dos açudes de Cedro (1906; $126 \times 10^6 \text{ m}^3$) e Acaraú-Mirim (1907; $52 \times 10^6 \text{ m}^3$), no Ceará, operados inicialmente pela Inspetoria, mais tarde denominada Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS) (PAIVA, 1982; MÜLLER, c1996; GARRIDO, 2000).

A construção de reservatórios hidrelétricos no século XX aumentou timidamente até a década de 1940, quando um grande número de hidrelétricas começou a ser instalado em diversos rios, principalmente da região Sudeste (bacias dos rios Paraná e Paraíba do Sul). Com o incentivo governamental e a elaboração de planos de aproveitamento dos cursos d'água, intensificados durante o governo de Juscelino Kubitschek, observou-se na década seguinte um aumento exponencial no número de reservatórios hidrelétricos, com a construção de quase 50 barragens entre 1950 e 1959 (Figura 3.1.3).

Nas décadas de 1960 e 1970, o ritmo das construções continuou elevado e mais de 40 barragens foram implantadas. Até então, apesar do grande número de reservatórios, estes ainda eram pequenos em relação aos que começaram a ser construídos (Figura 3.1.4). Após a década de 1960, foram construídos os maiores reservatórios brasileiros, como Sobradinho, Tucuruí, Balbina, Porto Primavera, Serra da Mesa,

Furnas, Itaipu, Ilha Solteira e Três Marias, todos com áreas superiores a 1.000 km^2 (Tabela 3.1.1).

Embora o número de reservatórios construídos por década tenha diminuído a partir de 1960, a área alagada decresceu apenas a partir da década de 1990 (Figura 3.1.4). A utilização de outras fontes de

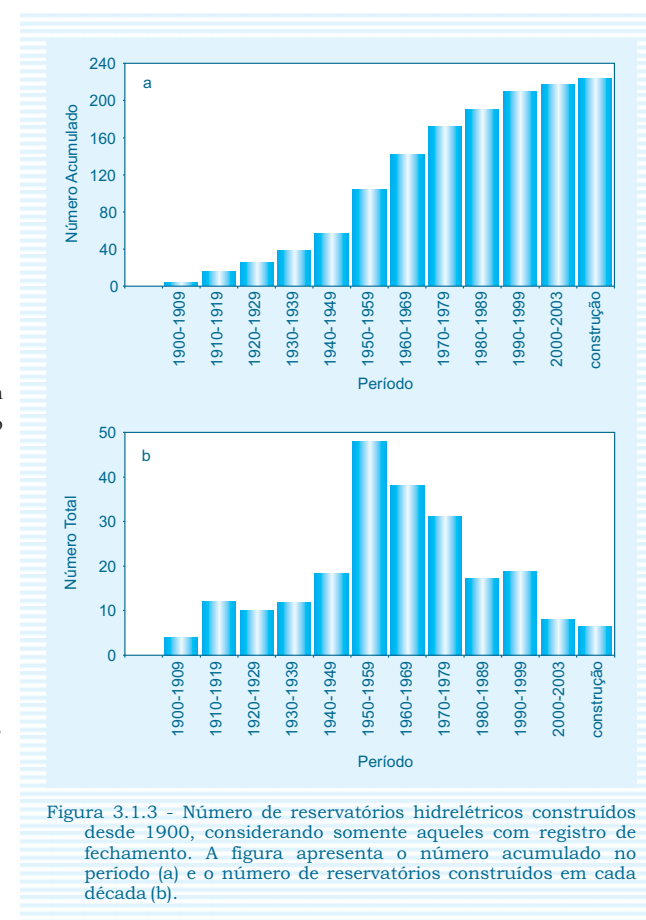


Figura 3.1.3 - Número de reservatórios hidrelétricos construídos desde 1900, considerando somente aqueles com registro de fechamento. A figura apresenta o número acumulado no período (a) e o número de reservatórios construídos em cada década (b).

energia, como a nuclear, a térmica e o gás natural, algumas tidas como mais lucrativas em termos de aplicação de capital (SANTOS; FREITAS, 2000), explicam em parte essa tendência. Entretanto, outros fatores conjunturais parecem ter tido maior relevância, com destaque à queda no produto interno bruto e nas políticas públicas estabelecidas para o setor.

O setor hidrelétrico brasileiro, que até a década de 1960 era essencialmente privado, teve sua expansão, nas duas décadas seguintes, patrocinada pelo Estado, que passou a ocupar o espaço deixado pela iniciativa privada. Foram feitos grandes investimentos na construção de novos reservatórios e no aprimoramento tecnológico. Assim, a década de 1970 foi marcada pela grande expansão na infra-estrutura energética, fornecendo eletricidade a preço baixo e sem interrupção no fornecimento. A primeira crise mundial do petróleo (1973) não afetou de modo relevante a economia brasileira, que tinha, na época, um PIB com crescimento anual superior a 10%.

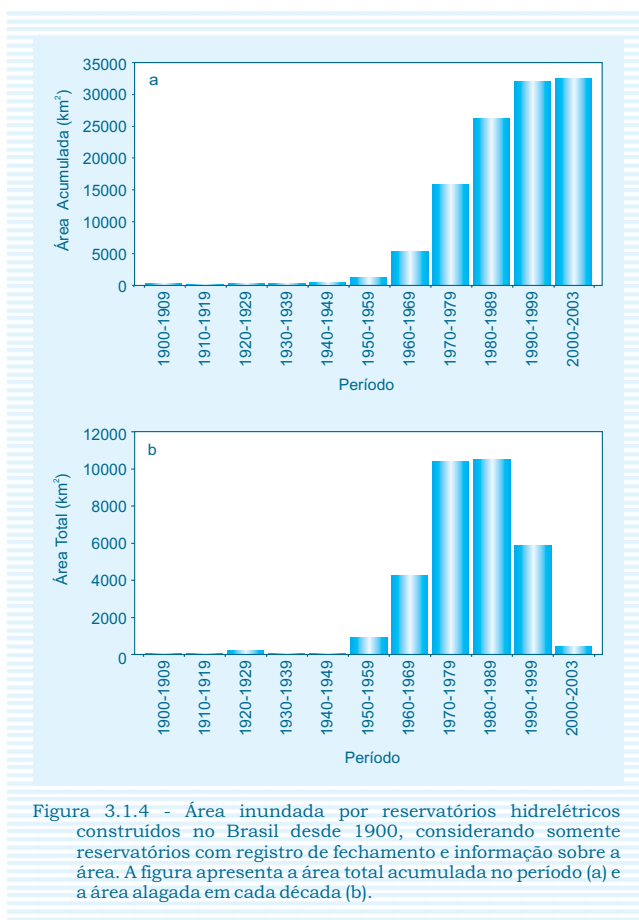


Figura 3.1.4 - Área inundada por reservatórios hidrelétricos construídos no Brasil desde 1900, considerando somente reservatórios com registro de fechamento e informação sobre a área. A figura apresenta a área total acumulada no período (a) e a área alagada em cada década (b).

Entretanto, a partir do segundo Plano Nacional de Desenvolvimento (1974-78), a ampliação da base industrial e o incremento de importações levaram ao aumento na dívida externa, em razão das políticas governamentais indutoras de captação de recursos externos para atenuar a balança de pagamento. Usinas hidrelétricas foram utilizadas como instrumento para obtenção

dos empréstimos (NADER, 2005). A segunda crise do petróleo, no final da década de 1970, teve grande impacto sobre a economia, resultando no desequilíbrio das contas públicas, elevação da inflação e redução no PIB, com conseqüências na queda da atividade produtiva, aumento de desemprego e redução da demanda energética. A menor capacidade de financiamento do setor elétrico na década de 1980, para a qual também contribuíram os preços subsidiados, dilatou cronogramas de construção e restringiu o início de novas obras, com reflexos na década seguinte. Na década de 1990, com o país em recessão, as discussões acerca da privatização do setor, iniciada na metade final da década anterior, passaram à prática, com o lançamento do Plano Nacional de Desestatização. Sob o argumento da necessidade de captação de recursos e de que o setor privado teria maior eficiência na alocação de recursos para os novos empreendimentos, planejou-se a privatização, liberou-se o mercado de capitais e preços e fomentou-se o livre comércio. A

ampla reformulação no setor levou a criação do Programa Prioritário de Termelétricas e de entidades como a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), com papel regulador e de planejamento, o Operador Nacional de Sistema (ONS), para centralizar e programar a geração, o Mercado Atacadista de Energia (MAE), formador de preços onde as geradoras vendem a energia. Entretanto, os investimentos esperados do setor privado não se efetivaram, culminando com medidas de racionamento e o apagão em 2001.

Em 1990, o Comitê Brasileiro de Grandes Barragens (CBGB) cadastrava 124 grandes hidrelétricas no país. Entretanto, esse número, considerando-se os critérios da WDC, foi estimado em 175. Contudo, devido ao caráter não-sistemático dos inventários, o número real está muito subestimado e, como veremos, deve estar em torno de 600 atualmente. Os maiores reservatórios de hidrelétricas são apresentadas na Tabela 3.1.1.

Tabela 3.1.1 - Os maiores reservatórios hidrelétricos brasileiros (Fonte: MÜLLER, c1996)

Usina	Bacia Hidrográfica	Área (km²)	Altura (m)	Volume (10 ⁶ m³)	Capacidade do Vertedouro (m³/s)	Potência instalada (MW)
Sobradinho	São Francisco	4.214	43	34.100	22.850	1.050
Tucuruí	Tocantins	2.875	93	45.500	100.000	4.000
Balbina	Amazonas	2.360	39	17.500	6.450	250
Porto Primavera	Paraná	2.250	38	18.500	52.000	4.540
Serra da Mesa	Tocantins	1.784	144	55.200	15.000	1.275
Furnas	Paraná	1.440	127	22.950	13.000	1.216
Itaipu	Paraná	1.350	196	29.000	61.400	12.600
Ilha Solteira	Paraná	1.195	74	21.166	40.000	3.444
Três Marias	São Francisco	1.142	75	21.000	8.700	396

A opção hídrica para a produção de eletricidade no Brasil decorreu da elevada disponibilidade desse recurso, aliada aos estoques limitados de outras fontes energéticas (gás natural, carvão e petróleo; SANTOS; FREITAS, 2000). Considerando toda a América Latina, o potencial hidrelétrico é bem alto, estimado em cerca de 730 GW, o que corresponde a 22,7% do potencial mundial, o terceiro maior do mundo. Entretanto, o instalado está em torno de 200 GW, participando com apenas 6,4% da produção energética mundial e consumindo cerca de 6,3% da geração no mundo (VIOTTI, 2000). O Brasil contribui consideravelmente para a produção do continente, pois, segundo Santos e Freitas (2000), detém mais de 62,5 GW de capacidade instalada, com potencial total estimado em torno de 260 GW. Condições hídricas favoráveis foram responsáveis pela proliferação de hidrelétricas no país, evidenciada pelo aumento exponencial da potência hidrelétrica instalada

(Figura 3.1.5).

Atualmente, o país figura em terceiro lugar em capacidade instalada, perdendo somente para o Canadá e os EUA. Essa forma de geração de energia tem contribuído com mais de 80% da eletricidade consumida no Brasil.

Embora ainda com um grande potencial de expansão, o setor elétrico depara

atualmente com restrições motivadas pelas percepções acerca da necessidade de contemplar os usos múltiplos e a conservação dos recursos hídricos.

Atualmente, a legislação reconhece a água como um bem público, limitado e dotado de valor econômico. Sua gestão deve focar aspectos amplos, que incluam toda a bacia hidrográfica, assegurando o seu aproveitamento múltiplo e conservação. Essa gestão não deve ser centralizada e é importante a participação direta dos usuários, incluindo o poder público, a comunidade e os demais setores envolvidos. Com isso foi criado o Sistema Nacional de Recursos Hídricos, visando organizar e fortalecer as tomadas de decisões, no que concerne à utilização das reservas de água. Esse sistema inclui um Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), Comitês de Bacias e Agências, aos quais cabe decidir a gestão e o uso do recurso.

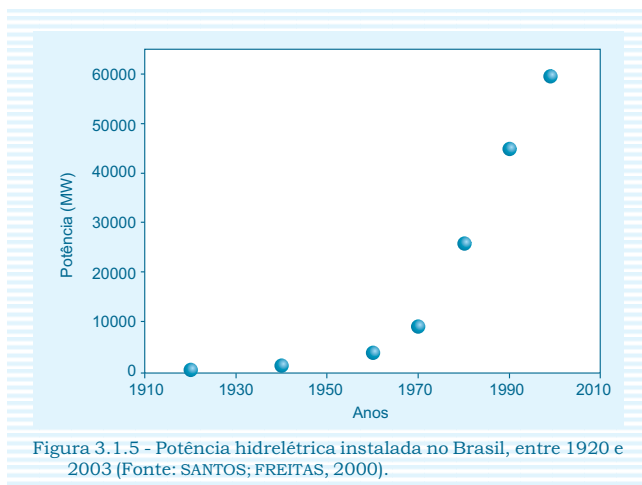


Figura 3.1.5 - Potência hidrelétrica instalada no Brasil, entre 1920 e 2003 (Fonte: SANTOS; FREITAS, 2000).

Os Reservatórios por Bacias Hidrográficas

A drenagem dos 8.512.000 km² do território brasileiro é feita por cinco grandes bacias hidrográficas (Amazonas, Tocantins, São Francisco, Paraná-Paraguai e Uruguai), que incluem 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. A vazão estimada para o conjunto dessas bacias é de 182.170 m³/s, sendo que a bacia Amazônica contribui com cerca de 73% desse total. A Tabela 3.1.2 apresenta a área e a vazão dessas bacias.

Tendo como base informações obtidas em diferentes tipos de publicações (impresas e eletrônicas) foi possível levantar mais de 720 reservatórios, com área superior a 1 ha, em águas continentais brasileiras. É provável que esta seja, ainda, uma subestimativa do número real. Lamentavelmente, as informações sobre muitos deles não estão disponíveis, mesmo aquelas mais básicas, como área, volume, altura de barragem e até mesmo o ano de fechamento. Assim, para as avaliações realizadas neste tópico, foram considerados apenas aqueles reservatórios com, no mínimo, alguma informação consistente acerca de bacia hidrográfica

e dimensão, sendo esse número reduzido para 660 reservatórios (incluindo açudes).

A maioria destes foi construída com finalidades de abastecimento, irrigação e produção de energia elétrica. Do total de reservatórios considerados, 510 (77%) podem ser classificados como “grandes reservatórios” (*sensu* WDC), pois têm altura de barragem superior a 15 m. Vale destacar que 592 (90%) têm altura de barragem superior a 10 m. Do total, 247 (37%) são destinados prioritariamente à produção de energia elétrica. Os reservatórios de hidrelétricas que continham informações técnicas, pelo menos parcialmente consistentes, têm suas características apresentadas no final desse capítulo (APÊNDICE A), assim como sua distribuição pelo território brasileiro (APÊNDICE B). Cabe reiterar, entretanto, que as inferências apresentadas neste tópico referem-se essencialmente aos reservatórios com informações disponíveis. É ponderado, por outro lado, que entre estes estão todos os maiores e os mais recentes até o ano de 2004.

Tabela 3.1.2 - Área e vazão das bacias hidrográficas localizadas em território brasileiro (Fonte: modificada de SANTOS; FREITAS, 2000)

Bacia	Área		Vazão	
	Km ²	%	m ³ /s	%
Amazonas	3.900.000	47,8	133.380	73,2
Paraná	891.000	10,9	12.290	6,7
Tocantins	757.000	9,3	11.800	6,5
São Francisco	634.000	7,8	2.850	1,6
Uruguai	178.000	2,2	4.150	2,3
Costeira (Norte, Sul e Leste)	1.798.000	22,0	17.700	9,7

Considerando o conjunto das informações levantadas, a área inundada por reservatórios no país é superior a 35.200 km² (Figura 3.1.6). Essa figura apresenta a área acumulada dos reservatórios, em ordem decrescente, a partir dos de maior área. Aspecto importante é o fato de que reservatórios de hidrelétricas representam quase 95% de toda essa área inundada (mais de 33.300 km²; Figura 3.1.6). Vale destacar também que a área inundada total deve ser ligeiramente maior, já que por inexistência de informação, este levantamento considerou somente 365 reservatórios para computar a área total, sendo 170 hidrelétricas. Muitos reservatórios antigos e/ou pequenos não foram, portanto, incluídos nesta análise.

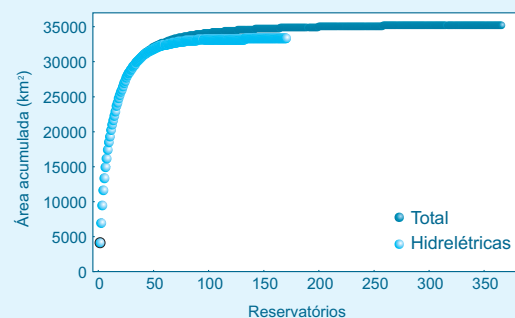


Figura 3.1.6 - Área total inundada por reservatórios em território brasileiro (n = 365), e a área inundada somente por reservatórios de hidrelétricas (n = 170).

Os reservatórios não estão distribuídos de forma uniforme no território brasileiro. A distribuição, em número e tamanho, bem como a finalidade, estão intimamente ligadas às necessidades de cada região. Considerando o total de reservatórios inventariados neste capítulo, a maior parte encontra-se na região Nordeste, na forma de pequenos açudes de abastecimento (55%; Figura 3.1.7a), tendo sido construídos para atenuar os efeitos da seca (GURGEL; FERNANDO, 1994). Do restante, grande parte está nas regiões Sul/Sudeste (bacias do Paraná: 22%; Atlântica Leste: 9%; Atlântica Sul: 7%), sendo que esses reservatórios apresentam, em geral, maior área alagada e são destinados basicamente à produção hidrelétrica.

Esse padrão de distribuição é evidente quando consideramos somente reservatórios de hidrelétricas (Figura 3.1.7b). Mais de 80% estão localizados nas regiões Sul/Sudeste, nas bacias do rio Paraná (42%), Atlântica Leste (19%), Atlântica Sul (14%) e do Uruguai (5%). Vale destacar o baixo número desses empreendimentos na região Norte do país (bacias do rio Amazonas e Tocantins), onde a demanda por eletricidade é, em geral, menor. Ressalta-se, entretanto, que os planos de expansão do setor elétrico para essa região prevêem um grande número de represamentos, principalmente na bacia do Tocantins.

Considerando a área alagada por todos os reservatórios, quase metade encontra-se na bacia do rio Paraná (47%), seguida pela bacia do São Francisco (18%), Tocantins (15%) e Amazônica (8%), que possuem reservatórios de grande porte (Figura 3.1.8a). Quando consideramos somente

reservatórios de hidrelétricas, que geralmente apresentam maior área, o padrão se mantém, com a bacia do rio Paraná sendo a mais alagada por esse tipo de empreendimento (51%; Figura 3.1.8b). O papel das indústrias e a elevada demanda energética pelos centros urbanos foram responsáveis pela instalação de tais usinas nessa região.

As Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) têm sido consideradas, desde 1998, um dos principais focos de prioridade no fomento à expansão do setor elétrico pelos órgãos públicos.

Definidas como unidades com capacidade geradora entre 1 e 30 MW e reservatório com área igual ou inferior a 2 km², as PCHs são vistas como mais adequadas ao atendimento de demandas de pequenos centros urbanos e áreas rurais mais afastadas. Segundo a ANEEL (www.aneel.gov.br), no início de 2005 existiam 250 dessas unidades em funcionamento, contribuindo com 1,2% (1.220 MW) da capacidade instalada, concentrando-se principalmente no eixo Sul-Sudeste.

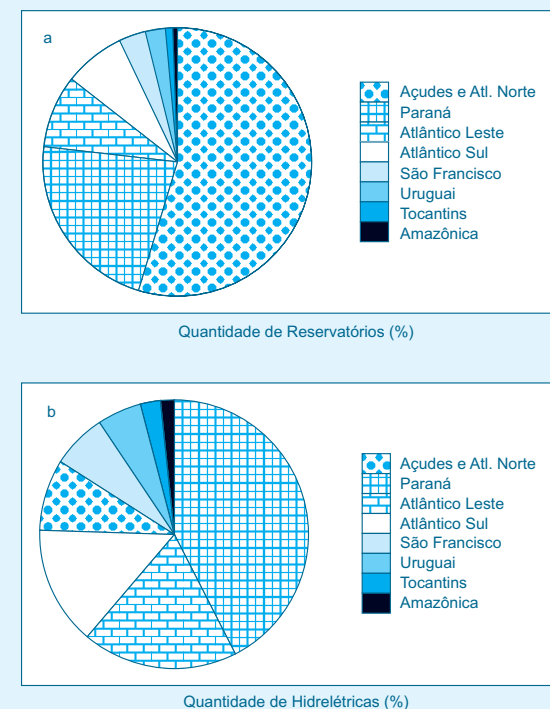


Figura 3.1.7 - Número de reservatórios (%) nas bacias hidrográficas brasileiras (a), e considerando somente reservatórios de hidrelétricas (b). A figura inclui somente os reservatórios inventariados com informação a respeito de sua localização.

Bacia Amazônica

O rio Amazonas é o rio mais longo do planeta, com mais de 6.500 km de extensão, e sua bacia cobre grande parte do território brasileiro, somando quase 4.000.000 km² (quase 50% do território). Conseqüentemente, a bacia é detentora de uma das maiores reservas de água doce do mundo, na qual estão inseridos os estados do

Amazonas, Rondônia, Acre, Roraima, Pará e Amapá, além de outros países sul-americanos.

Apesar da elevadíssima disponibilidade hídrica, o número de reservatórios é baixo, resultado de pressões de segmentos ambientalistas, da (ainda) menor demanda energética na região e da baixa declividade do relevo (por volta de 100 m nas regiões superiores, no Peru), aspecto que diminui a capacidade geradora. Fearnside (1989) discutiu amplamente a inviabilidade desses empreendimentos na região.

Entretanto, os reservatórios em operação são de grande e médio porte, todos com finalidade hidrelétrica.

São eles: **Paredão**, no rio Araguari, Estado do Amapá; **Curuá-Una**, no rio Curuá-Una, Estado do Pará; **Balbina**, no rio Uatumã, Estado do Amazonas; e **Samuel**, no rio Jamari, Estado de Rondônia.

Balbina é um dos maiores reservatórios nacionais, inundando uma área superior a 2.300 km². Entretanto, considerando seu porte, a produção energética é

extremamente baixa (Tabela 3.1.1), devido à já citada baixa declividade. Muita discussão permeou sua construção, pelo baixo retorno econômico e os elevados danos e custos ambientais/socioeconômicos.

A área alagada pelos quatro represamentos da bacia Amazônica soma quase 3.200 km² (Figura 3.1.9), um valor relativamente baixo pelo enorme potencial hídrico da região.

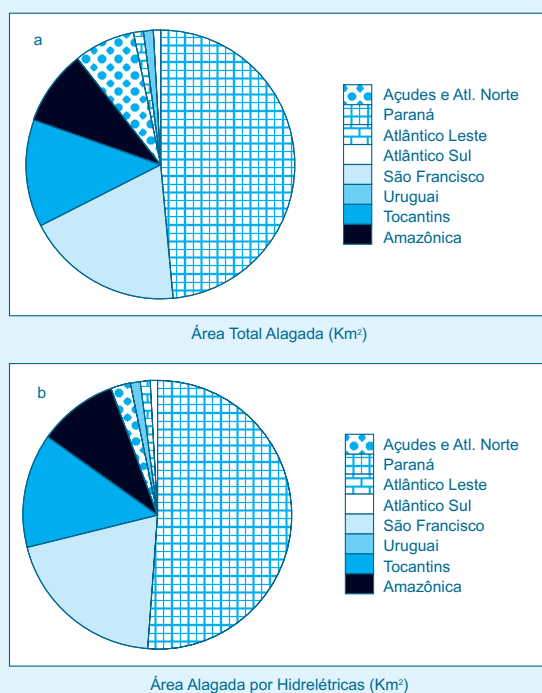


Figura 3.1.8 - Percentual da área alagada por todos os reservatórios nas diferentes bacias hidrográficas brasileiras (a), e percentual da área alagada somente por reservatórios de hidrelétricas (b). A figura superior inclui somente os reservatórios inventariados que continham informação a respeito de sua localização e área.

Como já mencionado, a produção energética é muito baixa, mesmo se considerarmos a área alagada pelos maiores represamentos. Samuel, que inunda uma área de 656 km² tem potência de apenas 217 MW, Paredão de 40 MW e Curuá-Una de 30 MW, contrastando com o potencial hidrelétrico da região, estimado em mais de 54 GW.ano⁻¹ (MÜLLER, c1996). A produção de energia destas usinas, que soma menos de 1% da capacidade instalada no país, é destinada à região Norte.

Bacia Araguaia/Tocantins

Os rios Araguaia e Tocantins percorrem uma extensão de 2.500 km, com desnível de 1.100 m. Na bacia estão os Estados de Goiás, Mato Grosso, Pará e Maranhão, com área de drenagem de aproximadamente 757.000 km².

De maneira similar à bacia Amazônica, esta bacia (ainda) não possui um número expressivo de hidrelétricas em operação. Entretanto, os cinco grandes reservatórios em operação (Tucuruí, Serra

da Mesa, Lajeado, Cana Brava, Izamu Ikeda) totalizam uma área alagada que supera os 5.400 km² (Figura 3.1.10), representando 15% de toda a área alagada por reservatórios no país. Destacam-se os reservatórios de Tucuruí (2.875 km²) e Serra da Mesa (1.784 km²), que estão entre os maiores do país.

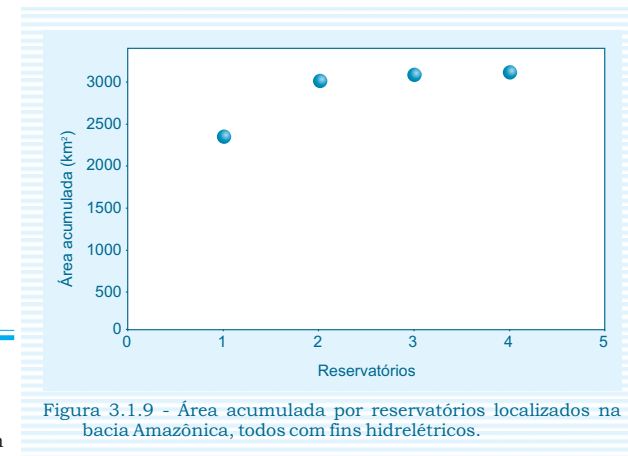


Figura 3.1.9 - Área acumulada por reservatórios localizados na bacia Amazônica, todos com fins hidrelétricos.

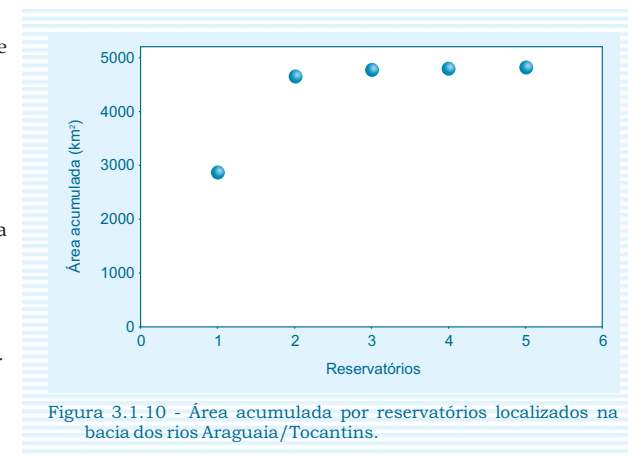


Figura 3.1.10 - Área acumulada por reservatórios localizados na bacia dos rios Araguaia/Tocantins.

Todos esses reservatórios foram construídos com finalidade de produção energética, sendo que a capacidade instalada soma 5.394 MW, contribuindo com 8,9% do total do país.

A ocupação da bacia do rio Tocantins por reservatórios é, entretanto, recente. Três deles foram fechados no período de 1996 a 2002. Vários outros reservatórios estão previstos ou em construção nessa bacia, destacando-se Peixe Angical, Estreito, São Salvador, Couto Magalhães e Santa Isabel (GALINKIN; SWITKES, [2003]). Todos serão instalados no rio Tocantins, com exceção dos dois últimos, que serão construídos no rio Araguaia. Segundo a ANEEL, os futuros projetos prevêem a instalação de 14.500 MW em bacias nacionais, sendo que 36% serão instalados na bacia Araguaia/Tocantins.

Bacia do São Francisco

O rio São Francisco apresenta 2.700 km de extensão, drenando uma área de 634.000 km², que inclui terras dos Estados de Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco, Sergipe e Alagoas. O desnível total é de aproximadamente 1.600 m.

Apesar de o número de grandes reservatórios na bacia não ser alto, a área ocupada por eles é grande, inundando quase 6.500 km², o que equivale a 18% da área represada brasileira (Figura 3.1.11). Nessa bacia encontra-se a segunda maior capacidade instalada do país, com 10.473 MW (17,3% do total).

Foram constatados 21 grandes reservatórios na bacia do rio São Francisco, sendo estes construídos prioritariamente para fins hidrelétricos. Na calha do médio rio São Francisco localiza-se o maior lago artificial do país, com mais de 4.200 km², que é o reservatório de Sobradinho. Outros reservatórios que se destacam pelo tamanho são Três Marias (1.142 km²), no alto São Francisco, e Itaparica (828 km²), mais próximo à sua foz. Esses reservatórios hidrelétricos começaram a ser construídos após a década de 1960. Outros reservatórios que se destacam em tamanho são Moxotó (93km²), Xingó (60 km²), Queimada (40 km²), além do complexo Paulo Afonso.

Reservatórios menores (< 5 km²) são mais antigos, e foram construídos antes ou durante a década de 1950. Pequenos açudes também estão presentes no norte de Minas Gerais e em estados nordestinos, fazendo parte da bacia do São Francisco.

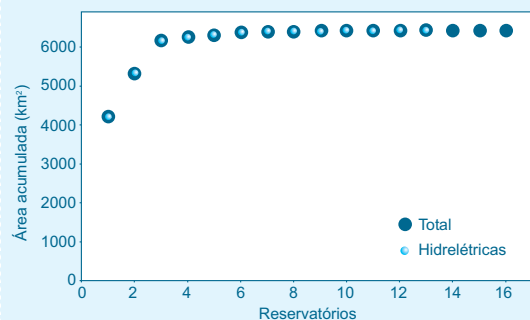


Figura 3.1.11 - Área acumulada por reservatórios com diferentes finalidades e hidrelétricas, localizados na bacia do rio São Francisco.

Porém, por falta de informações precisas sobre a localização na bacia e ausência de dados sobre a área alagada, alguns estão inclusos na seção seguinte.

Açudes e Atlântico Norte/Nordeste

A região semi-árida do Nordeste apresenta características climáticas e edáficas peculiares, com destaque à irregularidade espacial e temporal das chuvas, elevada evapo-transpiração e solo cristalino, que propicia um quadro grave de falta d'água. Tal característica motivou a construção de um grande número de pequenos, médios e grandes reservatórios, conhecidos como açudes, para atenuar problemas com o abastecimento e irrigação. O problema da falta d'água é crônico nessa região, especialmente no polígono da seca, que compreende uma área de 1.548.672 km² e envolve nove Estados do Nordeste.

Considerando o conjunto dos açudes nordestinos, o número total é estimado em torno de 60.000 (GURGEL; FERNANDO, 1994). Essas obras têm tamanho variado e estão espalhadas por diversos estados. A grande maioria delas tem área inferior a 10 km² e foi construída antes da década de 1980. Suas construções, iniciadas nas últimas décadas do século XIX, ainda no império, ganharam impulso na primeira metade do século XX, especialmente após a

constituição dos órgãos precursores do DNOCS.

Os reservatórios dessa bacia estão inseridos em dezenas de sistemas fluviais, destacando-se os rios Piranhas, Acaraú, Apodi, Parnaíba, Jaguaribe, Itapicuru, Contas, Pajeu, Curu, Capibaribe, Ipojuca, Curimatau e o São Francisco. A maioria desses rios flui independentemente para o oceano Atlântico, compondo a bacia conhecida como Atlântico Norte/Nordeste.

O presente capítulo inventariou 361 açudes/reservatórios, dos quais 345 continham informações a respeito de suas finalidades. Vale destacar que somente 21 eram hidrelétricas. O restante foi construído primariamente para abastecimento e irrigação de lavouras, adquirindo posteriormente importância como fonte de pescado. Cobrem uma área total superior a 2.500 km², com menor participação de hidrelétricas, que cobrem aproximadamente 700 km² (Figura 3.1.12).

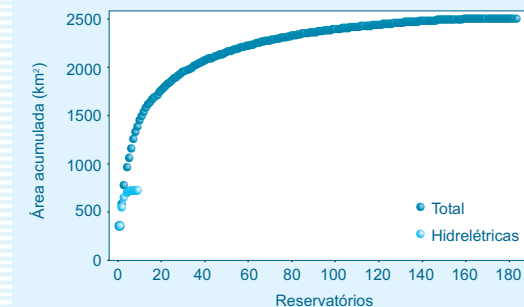


Figura 3.1.12 - Área acumulada por açudes e reservatórios localizados na região Norte/Nordeste do país. A figura apresenta a área acumulada por todos os represamentos e a área acumulada somente por hidrelétricas.

O maior reservatório é a hidrelétrica de Boa Esperança, localizada no rio Parnaíba, com área superior a 360 km² e potência geradora de 108 MW. Dentre os açudes, somente quatro apresentaram área superior a 100 km², sendo estes os açudes Orós (220 km², CE), Açú (195 km², RN), Pedra do Cavalo (186 km², BA) e Pedra (101 km², BA). Os dois últimos geram energia elétrica, com potência de 600 e 23 MW, respectivamente. Assim como o açude Pedra, as demais hidrelétricas apresentam baixa potência geradora. Esses reservatórios representam 0,5% da capacidade instalada nacional.

Atlântico Leste

Essa região inclui diversas bacias hidrográficas, que drenam águas da região Sudeste do país em direção ao oceano Atlântico. Entre elas, destacam-se as dos rios Paraíba do Sul, Doce e Jequitinhonha, que juntas drenam cerca de 500.000 km².

Foram levantados 58 reservatórios nessa região. A área total alagada por represamentos é de quase 450 km² (Figura 3.1.13). Os 46 reservatórios destinados à produção hidrelétrica são responsáveis por quase toda a área alagada. Ressalta-se, entretanto, que os dados de área não estiveram disponíveis para vários reservatórios.

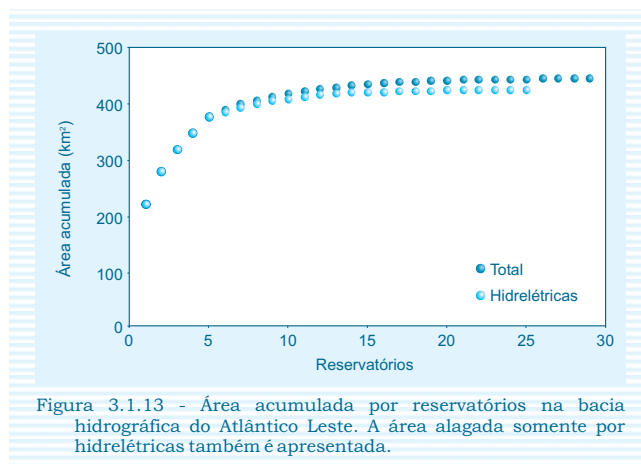


Figura 3.1.13 - Área acumulada por reservatórios na bacia hidrográfica do Atlântico Leste. A área alagada somente por hidrelétricas também é apresentada.

A maioria dos represamentos é de médio ou pequeno porte, com áreas variando entre 0,001 e 5 km². Exceção é a hidrelétrica de Paraibuna, com 224 km², fechada em 1978 e com potência geradora de 86 MW. Com áreas intermediárias, existem Lajes, Santa Branca, Funil e Jaguari, variando entre 30 e 40 km² de área. A capacidade instalada está em 2.367 MW, representando 3,91% do total nacional.

Bacia do Paraná

O rio Paraná percorre, desde sua nascente (rio Paranaíba, Serra Mata da Corda), cerca de 1.900 km em território brasileiro, cruzando diversos estados, e apresentando desnível total de quase 1.000 m. Recebe esse nome após a conjunção dos rios Grande e Paranaíba, tendo o curso de seus principais afluentes profundamente alterados por represamentos.

A bacia de drenagem do rio Paraná compreende mais de 10% do território brasileiro (891 000 km²) - Agostinho e Júlio Júnior (1999).

Essa bacia comporta as áreas de maior densidade populacional do país, além de ser a mais industrializada e com grande atividade agrícola. É a mais intensamente explorada pelos aproveitamentos energéticos, fornecendo cerca de 70% da energia elétrica produzida no país, além de deter a maior capacidade instalada nacional (63,76%).

Nos levantamentos foram registrados 146 grandes represamentos na bacia, 70% dos quais destinados à geração hidrelétrica (104). É importante destacar que muitos apresentam área superior a 100 km². A área total alagada nessa bacia é de aproximadamente 16.700 km², contribuindo com quase a metade da água represada no país. A contribuição de hidrelétricas para esse alagamento é quase total (Figura 3.1.14).

A tabela 3.1.3 apresenta algumas informações sobre os reservatórios dessa bacia, com destaque para a usina de Itaipu, que, apesar de ser a terceira maior da bacia, é a que tem maior capacidade geradora. Os dez principais reservatórios têm uma área total de 10.270 km², correspondendo a quase metade do território do Estado de Sergipe.

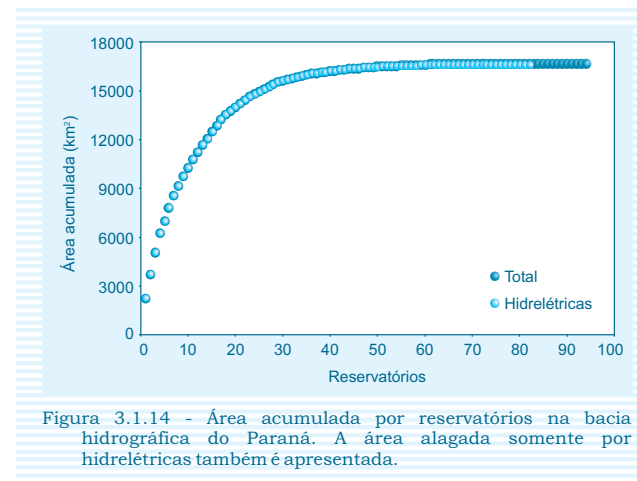


Figura 3.1.14 - Área acumulada por reservatórios na bacia hidrográfica do Paraná. A área alagada somente por hidrelétricas também é apresentada.

Nessa bacia, os principais rios, como o Paranaíba, o Grande, o Tietê, o Paranapanema e o Iguazu, tiveram seus cursos transformados em cascatas de reservatórios, reduzindo drasticamente os trechos lóticos. Mesmo na calha do rio Paraná, a água efluente de um reservatório alcança logo o remanso do reservatório subsequente. Constitui notável exceção o trecho compreendido entre a barragem de Porto Primavera e o remanso do reservatório de Itaipu, com uma extensão de pouco mais de 200 km, que atualmente comporta três importantes Unidades de Conservação. Esse trecho, que também apresenta uma planície de inundação dotada de alta diversidade biológica (para cuja conservação foram implantadas as Unidades de Conservação), é, no entanto, afetado pelo controle de vazão exercido pelos barramentos à montante (capítulos em THOMAZ; AGOSTINHO; HAHN, 2004).

Tabela 3.1.3 - Maiores reservatórios construídos na bacia do rio Paraná, todos com finalidade hidrelétrica

Reservatórios	Empresa	Fecha-mento	Rio	Estado	Área (km ²)	Volume (10 ⁶ m ³)	Potência instalada (MW)
Porto Primavera	CESP	1998	Paraná	SP/MS	2.250	18.500	1.540
Furnas	Furnas	1963	Grande	MG	1.440	22.950	1.216
Itaipu	Itaipu-Binacional	1982	Paraná	PR	1.350	29.000	12.600
Ilha Solteira	CESP	1978	Paraná	SP/MS	1.195	21.166	3.444
Três Irmãos	CESP	1993	Tietê	SP	785	13.450	1.292
Itumbiara	Furnas	1980	Paranaíba	GO/MG	778	17.030	2.280
São Simão	CEMIG	1978	Paranaíba	MG/GO	722	12.540	1.680
Água Vermelha	AES-Tietê	1979	Grande	SP/MG	647	11.100	1.380
Capivara	Duke	1970	Paranapanema	SP/PR	576	10.500	640
Promissão	AES-Tietê	1977	Tietê	SP	530	7.400	264

Os reservatórios dispostos em série na calha do rio Paraná e nos tributários mencionados apresentam extensas áreas alagadas, geralmente superiores a 100 km². Nos rios e ribeirões tributários dessas sub-bacias, a presença desses empreendimentos também é comum, porém, em geral, com áreas inferiores a 20 km².

Bacia Atlântico Sul

Esta bacia, conhecida também como Sudeste, inclui diversas bacias hidrográficas independentes, drenando as regiões Sudeste e Sul do país, com rios que fluem em direção ao oceano Atlântico. A área de drenagem total soma 224.000 km², com vazão de 4.300 m³/s.

No Estado de São Paulo, essa bacia inclui rios da bacia do Ribeira de Iguape, além de

rios litorâneos, como o Itapanhau e Itatinga. Da mesma forma, nos Estados do Paraná e Santa Catarina, os rios litorâneos são comuns, destacando-se o Itajaí e o Cedros. No Rio Grande do Sul, as principais bacias são as do Jaguarão, Jacuí-Taquari-Antas, Guaíba e Santa Cruz.

Nesse inventário, 48 reservatórios foram identificados, porém muitos não continham informação sobre área.

A maior parte é composta por reservatórios antigos, construídos entre as décadas de 1940 e 1970. Mais de 70% são hidrelétricas, alagando áreas não muito grandes, que variam de 0,01 a aproximadamente 15 km². O reservatório de Passo Real, situado no rio Jacuí (RS), é uma exceção, alagando uma área de 223 km². Com relação à capacidade instalada, essas usinas geram 2.508 MW, ou 4,15% do total brasileiro.

A área total alagada pelos reservatórios foi um pouco superior a 300 km², quase toda relacionada à produção hidrelétrica (Figura 3.1.15).

Bacia do Uruguai

O rio Uruguai, assim chamado após a junção dos rios Pelotas e Canoas, na divisa dos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, tem suas nascentes situadas na Serra Geral, em uma altitude aproximada de 1800 m. Seu percurso total é de 2.262 km, dos quais 510 km em território do Uruguai e Argentina (ZANIBONI FILHO; SCHULZ, c2003). Essa bacia inclui rios que drenam os estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. A área de drenagem, em território brasileiro, é de aproximadamente 178.000 km², com vazão de 4.150 m³/s e desnível de 422 m.

Em território brasileiro, 16 reservatórios foram identificados nessa bacia. Porém, metade não pode ser incluído nas análises em face da precariedade dos dados disponíveis. Comparativamente, os reservatórios dessa bacia não são muito grandes, não excedendo 150 km² de área. Os mais antigos datam da década de 1940, apresentando área inferior a 1 km², exceto o reservatório de Caveiras, no rio Caveiras, com 14 km². O de Passo Fundo, concluído em 1975, tem, por outro lado, uma área de 151

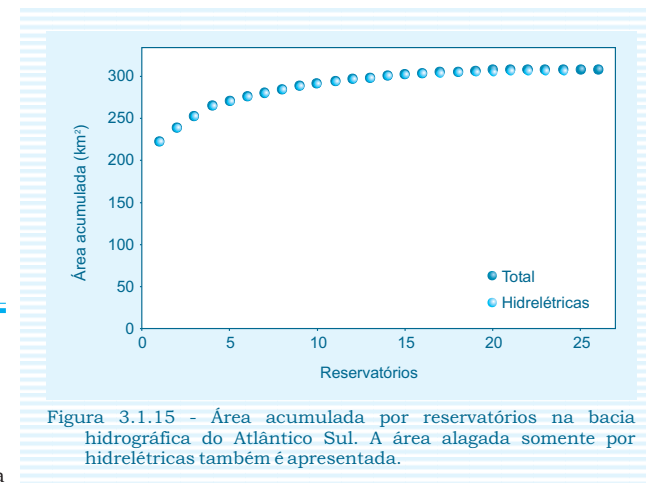


Figura 3.1.15 - Área acumulada por reservatórios na bacia hidrográfica do Atlântico Sul. A área alagada somente por hidrelétricas também é apresentada.

km². Dentre os mais novos, construídos após 2000, estão os de Machadinho, no rio Pelotas, com 79 km², e Ita, na calha do rio Uruguai, com 141 km².

Todos os reservatórios considerados foram construídos com finalidade hidrelétrica, alagando uma área de quase 400 km² (Figura 3.1.16). A capacidade instalada é ainda pequena, contribuindo com apenas 0,49% daquela do país. Entretanto, as previsões de investimento do setor mostram que, do total da capacidade a ser instalada no território nacional (14.500 MW), 24% ocorrerão nessa bacia.

Considerações Finais

A tendência de incremento nas construções de reservatórios no Brasil seguiu o padrão mundial, com aceleração a partir de 1950 e subsequente queda nas décadas de 1980 e 90

(ver Figura 3.1.1, 3.1.3 e 3.1.4). No entanto, apesar de o Brasil possuir cerca de 17% do potencial hidrelétrico das águas continentais de todo o mundo, o número de reservatórios é baixo, se comparado ao de países desenvolvidos, onde o uso de outras formas de geração é mais relevante. A WCD (2000) estima o número de reservatórios na América do Sul em aproximadamente 1.000, valor que é similar ao do continente africano, porém menor que os da Europa, Ásia ou América do Norte, que superam 6.000.

Apesar desse aparente subaproveitamento do potencial hídrico brasileiro, nenhuma grande bacia nacional está livre de represamentos. As bacias da região Norte são, atualmente, as de maior potencial, porém as menos exploradas. A perspectiva, entretanto, é de que o número de aproveitamentos hidrelétricos se amplie na região (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; CALIJURI, c1993), a exemplo do que já vem ocorrendo na bacia do rio Tocantins. Já nas regiões Sul e Sudeste, o número massivo dessas obras alterou profundamente as características originais dos sistemas e, apesar dos benefícios da energia elétrica, problemas socioambientais perduram por décadas. A continuidade da construção de grandes obras nessas regiões é improvável, já que o potencial está próximo do completo

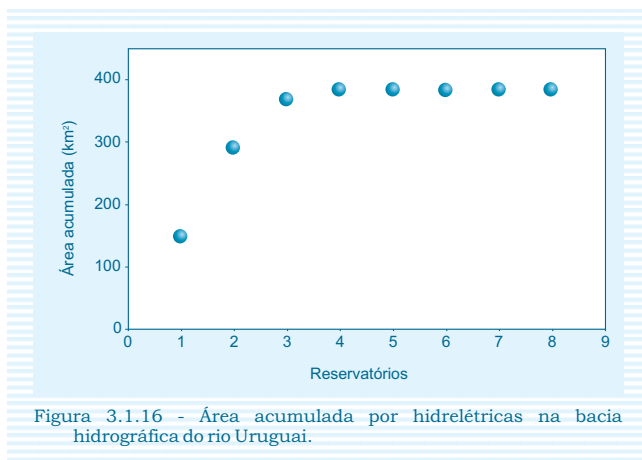


Figura 3.1.16 - Área acumulada por hidrelétricas na bacia hidrográfica do rio Uruguai.

aproveitamento, exceto para as pequenas centrais elétricas.

Como demonstrado, os reservatórios são atualmente componentes comuns das paisagens brasileiras, principalmente represamentos com fins hidrelétricos. 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/pecuária. Entretanto, embora a energia elétrica se constitua em fator de bem-estar e desenvolvimento para a sociedade em geral, a construção de reservatórios proporciona uma gama de outros efeitos, positivos e negativos, em diferentes escalas espaço-temporais e em diferentes componentes da paisagem (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; ROCHA; ESPÍNDOLA, 2000). Essa dualidade de resultados decorre da crescente importância que a conservação dos recursos hídricos e

dos diferentes tipos de recursos aquáticos vêm apresentando nos últimos anos (água para consumo, espaço para assentamentos humanos, produção de pescado, aqüicultura, turismo, lazer e diversidade biológica), além da heterogeneidade de pleitos interpostos pelos vários usuários. É correntemente aceito que no processo de construção de novos reservatórios essas demandas sejam contempladas na análise de custo-benefício. Uma gestão de qualidade deve, atualmente, se preocupar com o atendimento de múltiplos interesses de forma balanceada, abdicando-se de vantagens centralizadas e evitando prejuízos unilaterais. O uso múltiplo de reservatórios já era preconizado pela Eletrobrás na década de 1970, que listava 14 tipos de usos (OLIVEIRA FILHO, 1976). Assim, além da produção de energia elétrica, destaca-se a irrigação, abastecimento, navegação, pesca e controle de vazão (BARROS, 2000; RODRIGUEZ, 2000; SANTOS, 2000; TUCCI, 2000).

Os reservatórios nacionais são em geral rasos, com profundidades inferiores a 30 m, tendo como característica proeminente a morfologia complexa, de aspecto dendrítico, ligado à topografia regional. Poucos são os reservatórios que apresentam formas bem definidas, similares a lagos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; CALIJURI, c1993). A implicação desse fenômeno está na criação de compartimentos com funcionamento

distinto, dentro de um mesmo reservatório. Também é relevante a marcante zonação longitudinal, comum em grandes represamentos (zonas lótica, transição e lacustre; THORNTON; KIMMEL; PAYNE, c1990; OKADA; AGOSTINHO; GOMES, 2005; PAGIORO; ROBERTO; THOMAZ; PIERINI; TAKA, 2005). Esses compartimentos, com dinâmicas distintas, influenciam a composição e a abundância dos recursos aquáticos e devem, por exemplo, ser considerados na avaliação dos impactos sobre a ictiofauna e na elaboração de planos de manejo para sua atenuação.

Em relação à fauna aquática e, em especial, aos recursos pesqueiros, os reservatórios não podem ser considerados como uma forma de geração de “energia limpa”, como preconizado por muitos, em face do seu caráter renovável. Sabe-se, atualmente, que os represamentos provocam efeitos adversos sobre o ambiente, como liberação de gases tóxicos, condições anóxicas, eutrofização e produção excessiva de algas (algumas tóxicas), e uma série de outras alterações nas propriedades químicas e físicas da água. Adicionalmente, os reservatórios promovem alterações nas características do curso de água que, muitas vezes, não são toleradas por várias espécies fluviais (alteração de habitats). No tópico seguinte são fornecidas algumas características gerais sobre a fauna de reservatórios.

APÊNDICE A - Reservatórios de hidrelétricas inventariados nessa obra, que continham informações básicas de localização, ano de fechamento e área alagada. A concessionária responsável pela usina e a altura da barragem também são apresentadas. No inventário completo, um total de 660 reservatórios foram registrados

N°	Reservatórios	Concessionária	Ano	Rio	Bacia	Cidade	Estado	Área km²	Altura m	(continua)			
Bacia Amazônica													
1	Paredão (Coaracy Nunes)	ELETRONORTE	1975	Arauari	Amazônica	Ferreira Gomes	AP	23	28				
2	Curiú-Una	ELETRONORTE	1977	Curiú-Una	Amazônica	Santarém	PA	78	26				
3	Samuel	ELETRONORTE	1989	Jamari	Amazônica	Porto Velho	RO	686	89,5				
4	Balbina	ELETRONORTE	1987	Uatumã	Amazônica	Presidente Figueiredo	AM	2360	39				
Bacia Tocantins													
5	Isamo Ikeda	CELTINS	1982	Balsas	Tocantins	Ponte Alta	TO	10,98					
6	Luis Eduardo Magalhães (Lajeado)	CELG	2002	Tocantins	Tocantins	Tocantina	TO	630					
7	Caná Brava	TRAC-TEBEL	2002	Tocantins	Tocantins	Cavalcante	GO	139					
8	Serra da Mesa	FURNAS/CPFL	1996	Tocantins	Tocantins	Minasul	GO	1784	144				
9	Tucuruí	ELETRONORTE	1984	Tocantins	Tocantins	Tucuruí	PA	2875	78				
Atlântico Norte													
10	Muniz Freire	ECELSA	1997	Pardo	Itapemirim	Muniz Freire	ES	0,18	5,5				
11	Suiça	ECELSA	1963	Sia Maria	Sia Maria	S.Leopoldina	ES	0,6	17				
12	Rio Bonito	ECELSA	1958	Sia Maria	Sia Maria	Sia Maria Jetiba	ES	2,2	54				
13	Funil	CHESF	1962	Das Contas	Rio das Contas	Ubatuba	BA	4	60				
14	Akrés de Souza	DNOCS	1936	Jaibara	Acará	Sobral	CE	12	29				
15	Pentecostê	DNOCS	1956	Canindé Capitião	Curu	Penitencoste	CE	57	29				
16	Pedra	CHESF	1970	De Contas	Rio das Contas	Jequiê	BA	101	58				
17	Pedra do Cavalão	EMBASA	1985	Paraguassu	Paraguassu	Cachoeira	BA	186	142				
18	Boa Esperança	CHESF	1969	Parmaliba	Parmaliba	Guadalupe	PI/MA	363	55				
Bacia São Francisco													
19	Pandeiros	CEMIG	1957	Pandeiros	São Francisco	Januária	MG	0,08	9				
20	Galão	CEMIG	1946	Para	São Francisco	Divinópolis	MG	0,5	25				
21	Parauna	CEMIG	1927	Parauna	São Francisco	Gouveia	MG	1,5	11				
22	Rio Pedras	CEMIG	1928	Velhas	São Francisco	Itabirito	MG	4	32				
23	Paulo Afonso I	CHESF	1955	São Francisco	São Francisco	Paulo Afonso	BA	5	11				
24	Paulo Afonso IV	CHESF	1979	São Francisco	São Francisco	Paulo Afonso	BA	17	30				
25	Cajuru	CEMIG	1959	Para	São Francisco	Cammo do Cajuru	MG	25,5	22				
26	Quemimada			Pretó	São Francisco	Unai	MG	40	45				
27	Xingó	CHESF	1994	São Francisco	São Francisco	Caninde do S. Francisco	SE/AL	60	150				
28	Moxolô	CHESF	1977	São Francisco	São Francisco	Paulo Afonso	BA/AL	93	34				
29	Itapicira/Luiz Gonzaga	CHESF	1988	São Francisco	São Francisco	Glória	PE/BA	828	105				
30	Três Marias	CEMIG	1962	São Francisco	São Francisco	Três Marias	MG	1142	75				
31	Sobradinho	CHESF	1979	São Francisco	São Francisco	Sobradinho	BA	4214	43				

APÊNDICE A - Reservatórios de hidrelétricas inventariados nessa obra, que continham informações básicas de localização, ano de fechamento e área alagada. A concessionária responsável pela usina e a altura da barragem também são apresentadas. No inventário completo, um total de 660 reservatórios foram registrados

N°	Reservatórios	Concessionária	Ano	Rio	Bacia	Cidade	Estado	Área km²	Altura m	(continua)			
Bacia Atlântico Leste													
32	Sodré	EMAE	1912	Piaguí	Paraiíba do Sul	Guratingueta	SP	0,0015	7,5				
33	Bocaina	EMAE	1912	Bravo	Paraiíba do Sul	Cachoeira Paulista	SP	0,01	6				
34	Vigário II	Light	1953	Vigário	Paraiíba do Sul	Pirai	RJ	0,04	41				
35	Poquim	CEMIG	1950	Poquim	Rio Doce	Itambacuri	MG	0,27	11				
36	Isabel Superior	EMAE	1915	Sacatrapo	Paraiíba do Sul	Campos do Jordão	SP	0,3	16				
37	Dona Rita	CEMIG	1959	Tanque	Rio Doce	Sia Maria do Itabira	MG	0,33	15				
38	Piau	CEMIG	1955	Piau	Paraiíba do Sul	Piau	MG	0,5	24				
39	Sumidouro	CEMIG	1956	Sacramento	Paraiíba do Sul	Blum Jesus Do Galho	MG	0,6	5				
40	Tronqueiras	CEMIG	1955	Tronqueiras	Rio Doce	Coroaci	MG	0,8	20				
41	Santa Maria	CEMIG	1944	Ticororô	Jequilinhonha	Grão Mogol	MG	0,94	12				
42	Perreira Passos	LIGHT	1962	Lages	Paraiíba do Sul	Pirai	RJ	1,09	55				
43	Madeira Lavrada	CEMIG	1956	Salto Antônio	Paraiíba do Sul	Braunas	MG	1,3	24				
44	Areal	CERJ	1949	Pretó	Paraiíba do Sul	Areal	RJ	2	23				
45	Mascarenhas	CERJ	1960	Macabu	Macabu	Trajano de Moraes	RJ	3,2	38				
46	Mascarenhas	ECELSA	1972	Doce	Paraiíba do Sul	Barra Do Pirai	ES	3,9	30				
47	Nilo Peçanha	LIGHT	1953	Paraiíba do Sul	Paraiíba do Sul	Braunas	RJ	4					
48	Salto Grande	CEMIG	1956	Guamães	Paraiíba do Sul	Braunas	MG	6,02	31				
49	Paraitinga	CESP	1975	Paraitinga	Paraiíba do Sul	Salesópolis	SP	6,43	105				
50	Peti	CEMIG	1946	Sia Barbara	Rio Doce	S.Gonçalo do Rio Abaixo	MG	6,5	46				
51	Guilman Amorim	CEMIG	1997	Piracicaba	Rio Doce	Nova Era	MG	10					
52	Santa Branca	LIGHT	1960	Paraiíba do Sul	Paraiíba do Sul	Santa Branca	SP	27,16	54				
53	Lajes	LIGHT	1907	Lajes	Guandu	Pirai	RJ	30	63				
54	Funil	FURNAS	1969	Paraiíba do Sul	Paraiíba do Sul	Itatiaia	RJ	40	85				
55	Jaguari	CESP	1972	Jaguari	Paraiíba do Sul	Jacaré	SP	56	67				
56	Paraiíba	CESP	1978	Paraiíba	Paraiíba	Paraiíba	SP	224	104				
Bacia Paraná													
57	Maíra	CELESC	1910	São Lourenço	Rio Negro	Maíra	SC	0,06					
58	Anil	CEMIG	1964	Jacaré	Grande	Santana do Jacaré	MG	0,08	4				
59	Melissa	COPEL	1962	Melissa	Piquiri	Corbélia	PR	0,1	7,2				
60	Cariobinha	COPEL	1936	Quilombo	Piracicaba	Americana	SP	0,1003					
61	Martins	CEMIG	1947	Uberlândia	Grande	Uberlândia	MG	0,2	9				
62	Piangui	COPEL	1911	Piangui	Tibagi	Ponta Grossa	PR	0,2	5				
63	Porro Goéz	EMAE	1928	Tietê	Tietê	Salto	SP	0,25	7,2				
64	Elói Chavez	COPEL	1956	Mogi Guaçu	Pardo	Espirito Santo Pinhal	SP	0,276					
65	Salesópolis	EMAE	1914	Tietê	Tietê	Salesópolis	SP	0,5	6				
66	Chopim I	COPEL	1963	Chopim	Iguaçu	Dois Vizinhos	PR	0,5	7				
67	Santana	COPEL	1951	Jacaré Guaçu	Tietê	São Carlos	SP	0,6	19				
68	Jaguari	COPEL	1917	Jaguari	Piracicaba	Pedreira	SP	0,74	25				

APÊNDICE A - Reservatórios de hidrelétricas inventariados nessa obra, que continham informações básicas de localização, ano de fechamento e área alagada. A concessionária responsável pela usina e a altura da barragem também são apresentadas. No inventário completo, um total de 660 reservatórios foram registrados

(continua)

Nº	Reservatórios	Concessionária	Ano	Rio	Bacia	Cidade	Estado	Área km²	Altura m
69	Rasgão	EMAE	1925	Tietê	Tietê	Pirapora	SP	0,8	26
70	São Domingos	CELG	1990	São Domingos	Paraná	São Domingos	GO	0,86	18
71	Euclides da Cunha	AES	1965	Pardo	Grande	Mococa	SP	1,07	58
72	Curucaça	SANTAMARIA	1982	Jordão	Iguaçu	Guarapuava	PR	1,2	11
73	Chicão	CEMIG	1942	Santa Cruz	Grande	Campina	MG	1,2	23
74	Itutinga	CEMIG	1955	Grande	Grande	Itutinga	MG	1,64	95
75	Jordão	COPEL	1996	Jordão	Iguaçu	Foz do Jordão	PR	1,9	16
76	Fiu (Apucaraminha)	COPEL	1949	Apucaraminha	Tibagi	Londrina	PR	2,1	41
77	Limoeiro	AES	1966	Pardo	Grande	Mococa	SP	2,7	6
78	Poço Fundo	CEMIG	1949	Machado	Machado	Poço Fundo	MG	3,2	11
79	Bortolan	DME	1956	Anias	Pardo	Pocos de Caldas	MG	3,21	34
80	Edgard De Souza	EMAE	1901	Tietê	Tietê	Santiana do Parnaíba	SP	3,5	35
81	Mogi Guaçu	AES	1994	Mogi Guaçu	Parana	Mogi Guaçu	SP	5,7	15
82	São Jorge	COPEL	1945	Pitangui	Tibagi	São Bernardo do Campo	PR	7,2	14
83	Sangradouro Pedras	COPEL	1928	Pedras	Pedras	São Bernardo do Campo	SP	7,95	15
84	Mourão	COPEL	1964	Mourão	Ivai	Campo Mourão	PR	11,3	21
85	Pirapora	EMAE	1956	Tietê	Tietê	Pirapora do Bom Jesus	SP	11,42	40
86	Salto Grande	DUKE	1951	Parapananema	Paraná	Salto Grande	SP/PR	12	25
87	Americana	CPFL	1949	Atibaia	Piracicaba	Americana	SP	13	25
88	Água do Vere	COPEL	1967	Chopim	Iguaçu	Verê	PR	14	40
89	Salto Grande do Chopim	COPEL	1967	Chopim	Iguaçu	C-Vivida	PR	15	34
90	Mimoso	ENERSUL	1969	Pardo	Paraná	Ribas Rio Pardo	MT	15,62	24
91	Taiacupeba	DAEE	1976	Taiacupeba	Tietê	São Paulo	SP	20	20
92	Machado Mineiro	CEMIG	1992	Pardo	Paraná	Águas Mineiras	MG	21,3	34
93	Canoas II	DUKE	1998	Parapananema	Paraná	Palmital	SP	22,51	25
94	Itapararanga	CBA	1914	Sorocaba	Tietê	Votorantim	SP	30,7	38
95	Canoas I	DUKE	1998	Parapananema	Paraná	Cândido Mota	SP	30,85	29
96	Caconde	AES	1966	Pardo	Grande	Caconde	SP	31,12	60
97	Guarapiranga	EMAE	1906	Guarapiranga	Grande	São Paulo	SP	33,83	16
98	Jaguara	CEMIG	1971	Grande	Grande	Sacramento	MG/SP	36	71
99	Igarapava	CEMIG	1999	Grande	Grande	Igarapava	MG/SP	40,94	32
100	Paraná	CEB	1962	Paraná	Paraná	Brasília	DF	39,48	50
101	Estreito (Luiz C. Barreto Carvalho)	FURNAS	1969	Grande	Paraná	Pedregulho	MG/SP	46,7	92
102	Miranda	CEMIG	1998	Araçuaí	Paranaíba	Uberlândia	MG	50,6	79
103	Bariri	AES	1969	Tietê	Paraná	Bariri	SP	62,5	33
104	Salto Osório	TRACTEBEL	1975	Iguaçu	Iguaçu	Quedas do Iguaçu	PR	62,9	56
104	Corumbá	FURNAS	1997	Corumbá	Paranaíba	Caldas Novas	GO	65	90
106	Cachoeira Dourada	CDSA	1958	Paranaíba	Paranaíba	Cachoeira Dourada	GO	74	26
107	Camargos	CEMIG	1960	Grande	Grande	Itutinga	MG	77,40	36
108	Segredo	COPEL	1992	Iguaçu	Iguaçu	Mangueirinha	PR	84,88	145

APÊNDICE A - Reservatórios de hidrelétricas inventariados nessa obra, que continham informações básicas de localização, ano de fechamento e área alagada. A concessionária responsável pela usina e a altura da barragem também são apresentadas. No inventário completo, um total de 660 reservatórios foram registrados

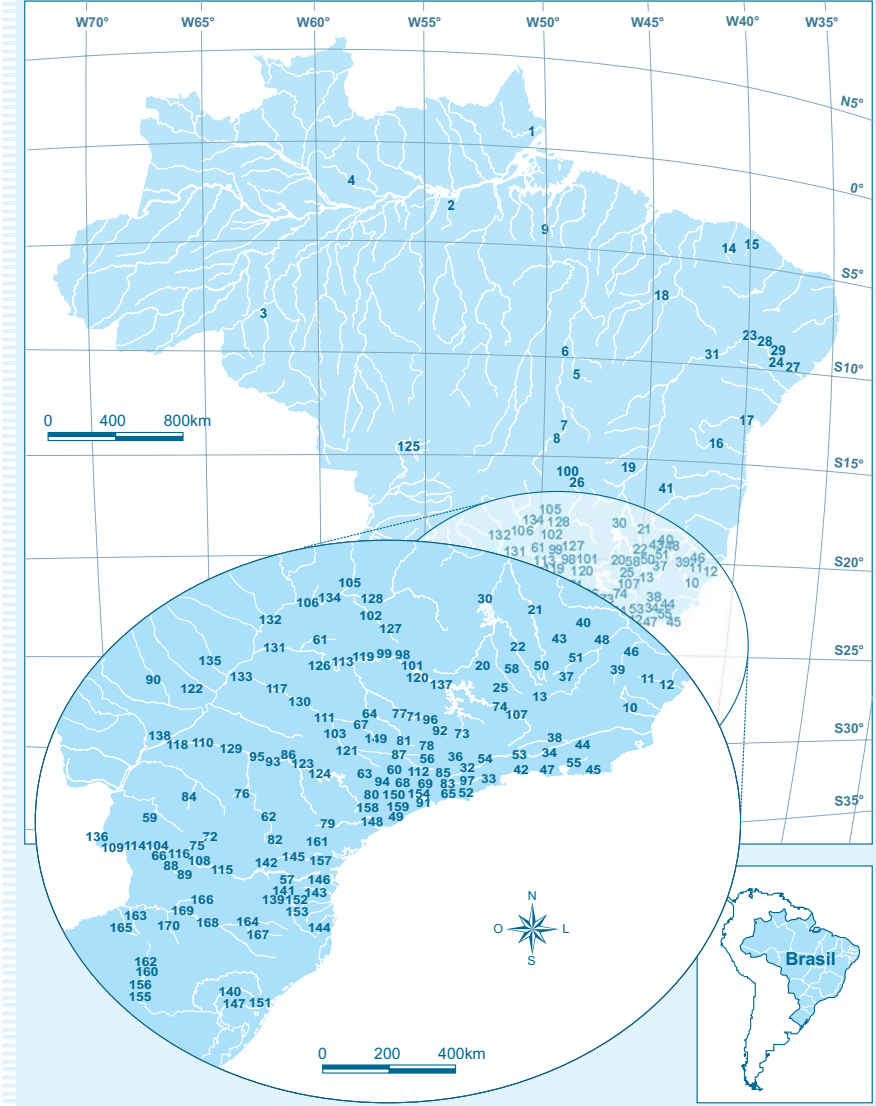
(continua)

Nº	Reservatórios	Concessionária	Ano	Rio	Bacia	Cidade	Estado	Área km²	Altura m
109	Capanema	COPEL	1980	Iguaçu	Paraná	Capanema	PR	89	58
110	Taquaruçu	DUKE	1980	Parapananema	Paraná	Sandovalina	SP	180	61
111	Ibitinga	AES	1969	Tietê	Paraná	Ibitinga	SP	113,5	32
112	Billings	EMAE	1926	Pedras	Tietê	Sao Bernardo do Campo	SP	127	30
113	Porto Colômbia	FURNAS	1973	Grande	Grande	Planura	MG/SP	143	40
114	Salto Caxias	COPEL	1998	Iguaçu	Iguaçu	Capitão Leônidas Marques	PR	144,2	144,2
115	Foz Do Areia	COPEL	1979	Iguaçu	Iguaçu	Bituruna	PR	165	160
116	Salto Santiago	TRACTEBEL	1980	Iguaçu	Paraná	Rio Bonito Iguaçu	PR	208	80
117	Nova Avanhandava	AES	1982	Tietê	Paraná	Buritiama	SP	210	71
118	Rosana	DUKE	1987	Parapananema	Paraná	Teodoro Sampaio	SP/PR	220	30
119	Volta Grande	CEMIG	1974	Grande	Grande	Miguelópolis	MG/SP	221,7	56
120	Mascarenhas de Moraes	FURNAS	1956	Grande	Grande	Delfinópolis	MG	250	72
122	Jupiá	AES	1963	Tietê	Paraná	Barra Bonita	SP	308	33
123	Chavantes	CESP	1974	Paraná	Paraná	Três Lagoas	MS/SP	330	43
124	Jurumirim	DUKE	1962	Parapananema	Paraná	Chavantes	SP	400	89
125	Manso	FURNAS	2000	Manso	Paraná	Cerqueira César	SP	425	35
126	Marimbondo	FURNAS	1975	Grande	Corumbá	Cuiabá	MT	427	72
127	Nova Ponte	CEMIG	1994	Araçuaí	Paranaíba	Fronteira Icem	MG/SP	438	94
128	Emborcação	CEMIG	1982	Paranaíba	Paranaíba	Nova Ponte	MG	446,58	142
129	Capivara	DUKE	1970	Parapananema	Paraná	Araçuaí	MG/GO	485	158
130	Promissão	AES	1977	Tietê	Paraná	Porecatu/Taciba	SP/PR	576	59
131	Água Vermelha	CEMIG	1979	Grande	Paraná	Promissão	SP	530	35
132	São Simão	CEMIG	1978	Paranaíba	Paranaíba	Iturama	SP/MS	647	67
133	Três Irmaões	CESP	1993	Tietê	Paranaíba	São Simão	MG/GO	722,25	127
134	Itumbiara	FURNAS	1980	Paranaíba	Paranaíba	Pereira Barreto	SP	785	82
135	Ilha Solteira	CESP	1978	Paranaíba	Paraná	Itumbiara	GO/MS	778	110
136	Itaipu	ITAIPU BINACIONAL	1982	Paraná	Paraná	Ilha Solteira	SP/MS	1195	74
137	Furnas	FURNAS	1963	Grande	Grande	Foz do Iguaçu	PR	1350	196
138	Porto Primavera (Sergio Motta)	CESP	1998	Parana	Paraná	São José da Barra	MG	1440	127
						Bataiporã	SP/MS	2250	38
Bacia Atlântico Sul									
139	Salto	CELESC	1914	Itajaí-Açu	Itajaí-Açu	Blumenau	SC	0,0003	
140	Canastra	CEEE	1956	Santa Maria	Santa Maria	Canela	RS	0,05	24
141	Cedros II	CELESC	1956	Cedros	Rio dos Cedros	Rio dos Cedros	SC	0,096	17
142	Salto Do Meio	COPEL	1930	São João	São João	S.J.Dos Pinhais	PR	0,1	12
143	Pirai	CELESC	1908	Pirai	Itapocu	Joinville	SC	0,12	

APÊNDICE A - Reservatórios de hidrelétricas inventariados nessa obra, que continham informações básicas de localização, ano de fechamento e área alagada. A concessionária responsável pela usina e a altura da barragem também são apresentadas. No inventário completo, um total de 660 reservatórios foram registrados

		(conclusão)						
Nº Reservatórios	Concessionária	Ano	Rio	Bacia	Cidade	Estado	Área km²	Altura m
144	Garcia	1964	Garcia	Rio Garcia	Angélica	SC	0,74	17
145	Guaricana	COPEL	Guaricana	Rio Arraial	S.J.Dos Pinhais	PR	0,86	30
146	Bracinho I	CELESC	Bracinho	Rio Bracinho	Schroeder	SC	0,88	15
147	Divisa	CEEE	DIVISA	Sta Cruz	S.Fran.de Paula	RS	1,1	25
148	Alecrim	CBA	Juquiaguassu	Ribeira de Iguape	Juquiá-Tapirai	SP	1,5	55
149	Barra	CBA	Juquiá	Ribeira de Iguape	Juquiá	SP	1,9	90
150	Serraria	CBA	Juquiaguassu	Ribeira de Iguape	Juquiá	SP	2,13	54
151	Salto	CEEE	Sta Cruz	Sta Cruz	S. Francisco de Paula	RS	2,5	12
152	Cedros I	CELESC	Cedros	Rio dos Cedros	Rio dos Cedros	SC	2,94	15
153	Palmeiras	CELESC	Cedros	Rio dos Cedros	Rio dos Cedros	SC	3,1	19
154	Iporanga	CBA	Assungui	Ribeira de Iguape	Juquiá Itapirai	SP	3,5	78
155	Ernestina	CEEE	Jacuí	Jacuí	Ernestina	RS	4	13
156	Jacuí	CEEE	Jacuí	Jacuí	Salto do Jacuí	RS	4,7	25
157	Vossoroca	COPEL	São João	Rio São João	S.Jose dos Pinhais	PR	5,1	21
158	Fumaça	CBA	Juquiaguassu	Ribeira de Iguape	Ibituba	SP	5,3	54
159	França	CBA	Juquiá	Ribeira de Iguape	Juquitiba	SP	12,7	48
160	Itaúba	CEEE	Jacuí	Jacuí	Pinhal Grande	RS	13,8	90
161	Capivari-Cachoeira (Paigot de Souza)	COPEL	Capivari	Rio Capivari	Campina Grande do Sul	PR	16,28	58
162	Passo Real	CEEE	Jacuí	Jacuí	Fortaleza dos Valos	RS	223	58
Bacia Uruguai								
163	João Anardo	CEEE-RS	Guarita	Uruguai	Palmeira das Missões	RS	0,01	11
164	Pery	CELESC	Canoas	Canoas	Curitibanos	SC	0,06	
165	Ivo Silveira	CELESC	Lagoado Santa Cruz	Uruguai	Campoos Novos	SC	0,08	15,7
166	Celso Ramos	CELESC	Chapecozinho	Uruguai	Faxinal dos Guedes	SC	0,08	10
167	Caveiras	CELESC	Caveiras	Uruguai	Lages	SC	14,3	
168	Machadinho	TRACTEBEL	Pelotas	Uruguai	Piratuba	RS/SC	79	124
169	Itá	TRACTEBEL	Uruguai	Uruguai	Itá	SC	141	123
170	Passo Fundo	TRACTEBEL	Passo Fundo	Uruguai	Entre Rios dos Sul	RS	151,5	46

APÊNDICE B - Distribuição dos grandes reservatórios em território brasileiro, com informações básicas sobre localização, ano de fechamento e área alagada. A numeração dos reservatórios está discriminada no APÊNDICE A



A Ictiofauna de Reservatórios

Introdução

Para compreender a ictiofauna que habita reservatórios é preciso antes conhecer as modificações ocasionadas nos habitats. Essas modificações, em conjunto com as características da biologia de cada espécie, determinarão, em grande parte, a ictiofauna que colonizará o ambiente. Este tema, embora objeto do Capítulo 4, será sucintamente adiantado nesta seção. No entanto, o propósito desta é apresentar e discutir os padrões de composição de espécies e estrutura das assembléias de peixes, observadas em diferentes reservatórios brasileiros.

Com o barramento de um rio, a hidrologia local é severamente alterada, passando de um estado lótico para uma condição lântica ou semilântica. Isso significa que as condições químicas e físicas da água são modificadas, assim como a qualidade e a quantidade de habitats para a fauna e flora aquática. Na verdade, a formação do novo ambiente leva à criação de novos habitats e à perda de outros. Entre os habitats novos, destacam-se bancos de areia, galhadas submersas, bancos de macrófitas e, principalmente, a zona pelágica. Dentre os perdidos, cabe destaque para lagoas marginais, canais, remansos, poções e corredeiras. Tais alterações, aliadas às modificações na disponibilidade de recursos

alimentares, terminam por reestruturar a composição de toda biota. Esse conjunto de modificações é tão profundo que o processo equivale à criação de um novo ecossistema (BAXTER, 1977), principalmente pelas mudanças nas relações tróficas, na base da produção primária e na ciclagem de nutrientes.

Após o represamento, a fauna de peixes a se estabelecer é primariamente dependente da fauna preexistente na região alagada. As adaptações e particularidades de cada espécie determinarão quais terão sucesso na exploração de novos habitats (FERNANDO; HOLCÍK, 1982; AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). No geral, dado o caráter transitório das condições ambientais, as espécies **generalistas** serão as mais bem-sucedidas, visto que apresentam certa flexibilidade quanto às suas necessidades alimentares e reprodutivas, ajustando-se mais facilmente às variações na disponibilidade alimentar e à alternância nas condições ambientais. Esse aspecto é de suma relevância, pois o represamento de rios de menor porte, com faunas mais pobres e com adaptações a situações lóticas, pode ser decisivo na extinção e perda de grande parte da biodiversidade local. Da mesma forma, o resultado pode ser igualmente catastrófico quando represamentos atingem sistemas formados por espécies com comportamento pouco flexível.

Entretanto, grande parte das espécies de peixes neotropicais segue o padrão de elevada plasticidade comportamental, em termos alimentares e reprodutivos, o que impede que ocorram extinções massivas na maioria dos casos. O mais comum é que ocorram modificações na composição e estrutura da assembléia. Em um primeiro momento, algumas espécies tendem a desaparecer ou diminuem drasticamente o tamanho de suas populações (reofílicas), enquanto outras proliferam rapidamente. Se existirem espécies capazes de explorar a região pelágica, estas provavelmente melhor se ajustarão. Resultado semelhante é esperado para as espécies que exploram habitats litorâneos de águas estagnadas.

Após certa estabilização no meio abiótico, a fauna pode ainda ser bastante modificada, em decorrência do tipo de uso ou impactos recebidos pelo corpo d'água, destacando-se a eutrofização, alterações de nível hidrométrico, operação da barragem, variações na densidade de macrófitas aquáticas, proliferação de espécies exóticas, entre outras.

Como já foi explicitado no Capítulo 2, a ictiofauna de reservatórios mais antigos é, invariavelmente, formada por espécies sedentárias, de pequeno a médio porte, e de baixo valor econômico. Espécies que desempenham movimentos migratórios longitudinais são as mais prejudicadas, pois requerem habitats distintos e, em geral, distantes, para integralizar seu ciclo de vida. Nesse caso, a barreira física ao deslocamento, representada pela barragem, e as exigências comportamentais ligadas à dinâmica da água

são fatores restritivos à ocupação do novo ambiente.

As espécies que se estabelecem são geralmente capazes de completar todo o seu ciclo de vida no próprio reservatório. Esse grupo habita preferencialmente as áreas rasas litorâneas (profundidades < 2m), tirando proveito da estruturação espacial promovida pela presença de macrófitas aquáticas, pedras, galhadas submersas, além de outros substratos. De fato, um dos padrões mais recorrentes em reservatórios é o estabelecimento das assembléias de peixes nas regiões litorâneas (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995; SMITH; PEREIRA; ESPÍNOLA; ROCHA, 2003). As espécies que habitam essas áreas são lambaris, piquiras, piranhas, sagüirus, pequenos bagres e cascudos, além de alguns piscívoros como jacundás, tucunarés e traíras.

Áreas pelágicas e profundas permanecem inabitadas ou pouco exploradas, pela falta de espécies de peixes com adaptações especiais a esses habitats. Exceções são espécies do gênero *Hypophthalmus*, conhecidas popularmente como sardela, perna-de-moça ou mapará, que apresentam adaptações para explorar recursos da região pelágica e são abundantes em alguns reservatórios. Essas espécies têm hábito alimentar zooplantívoro, através da filtração da água pelos seus finos rastros branquiais. O sucesso do mapará na colonização de reservatórios foi observado em Itaipu e Tucuruí, onde passou a constituir importante fonte de pescado (AMBRÓSIO; AGOSTINHO; GOMES; OKADA, 2001; ABUJANRA; AGOSTINHO, 2002; CAMARGO; PETRERE JUNIOR, 2004). Outra espécie que

apresenta certas adaptações ao ambiente pelágico é o peixe-rei, *Odontesthes bonariensis*, um clupeídeo proveniente de bacias argentinas e do Sul do Brasil. Essa espécie, que também pode apresentar hábito alimentar zooplantívoro filtrador, foi introduzida em reservatórios do rio Iguaçu, apresentando sinais de sucesso no seu estabelecimento (CASSEMIRO; HAHN; RANGEL, 2003). Considerando esses exemplos isolados, e que a fauna sul-americana é estimada em 5.000 espécies de peixes (REIS; KULLANDER; FERRARIS, Jr., 2003; AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005), fica claro o baixo potencial das espécies na exploração dos habitats pelágicos criados com os reservatórios. A ausência de grandes lagos naturais, com áreas pelágicas desenvolvidas, na maioria das bacias hidrográficas brasileiras, pode explicar a virtual inexistência de espécies de água doce pré-adaptadas às áreas abertas dos reservatórios.

Padrão semelhante é observado com relação aos habitats de regiões profundas. Apesar de limitações metodológicas impedirem amostragens bem sucedidas nesses ambientes (ausência de aparelhos de pesca eficientes), a ictiofauna sul-americana de água doce parece carecer de espécies demersais, possivelmente também pela ausência histórica desse tipo de habitat nos rios e lagos originais. Outra agravante pela não-ocupação de regiões profundas em reservatórios está na possibilidade da formação de camadas anóxicas (sem oxigênio). Estratos anóxicos na coluna d'água são de ocorrência comum, principalmente nos primeiros anos após a formação de reservatórios, devido à estratificação térmica

da coluna e decomposição da matéria orgânica alagada (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; CALIJURI, c1993). Essa faixa apresenta extensão variável, sendo menor nos reservatórios com maior fluxo de água.

Em condições não-anóxicas, a espécie que melhor se ajustou ao ambiente demersal de reservatórios foi a corvina (ou pescada do Piauí) *Plagioscion squamosissimus*, originária da região Nordeste do país e introduzida em praticamente todos os reservatórios do Sul e Sudeste. A corvina tem hábito alimentar piscívoro/carnívoro e também é encontrada em habitats litorâneos. Contudo, pode formar grandes cardumes e permanecer nas regiões mais profundas próximas ao sedimento, realizando periódicas migrações verticais e laterais em direção à região litorânea. Essa espécie, que ainda retém algumas características de seus ancestrais marinhos, especialmente pelo desenvolvimento pelágico de seus ovos, proliferou em vários reservatórios brasileiros, tornando-se freqüentemente dominante em muitos reservatórios da bacia do rio Paraná (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Grandes bagres também costumam habitar regiões mais profundas em momentos pré-represamento, como o canal principal do rio e os "poções" abaixo de quedas d'água (GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996), suportando as condições de pressão nesses estratos. Com o represamento, a distribuição desses peixes não é bem conhecida e certa dúvida permeia as suposições, já que os grandes bagres são espécies reofílicas e notadamente migradoras, possivelmente evitando áreas

com baixo fluxo de água. Além disso, as camadas anóxicas devem contribuir para que tais peixes evitem esses locais. De fato, essas espécies são as mais propensas a desaparecer nas capturas da pesca comercial após a formação de reservatórios (BARTHEM; RIBEIRO; PETRERE JUNIOR, 1991; RIBEIRO; PETRERE JUNIOR; JURAS, 1995). Entretanto, camadas profundas de reservatórios podem ser ocupadas por alguns doradídeos, como o armado (*Pterodoras granulosus*) e o abotoado (*Oxydoras knerii*), ambos migradores (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). Sua distribuição nos reservatórios, contudo, se restringe aos trechos mais altos e com maior renovação de água (OKADA; AGOSTINHO; GOMES, 2005).

Com essas informações, podemos reconhecer três tipos de habitats majoritários em reservatórios: (i) litorâneos, incluindo a foz de tributários; (ii) pelágicos, os mais conspícuos pela sua extensão; (iii) demersais (profunda), presentes nos reservatórios de maior profundidade. Contudo, a distribuição da ictiofauna é desigual, sendo a ocupação quase totalmente restrita à região litorânea (ver **Box 3.2.1**).

Algumas revisões gerais sobre a ictiofauna em reservatórios já foram realizadas, com intuito de identificar padrões na composição de espécies, estrutura da assembléia e estratégias de vida mais comuns. Essas informações podem ser úteis na predição de alguns impactos, principalmente naqueles relacionados à formação das assembléias.

Na região Sul do país, Castro e Arcifa (1987) analisaram a fauna de 9 reservatórios,

encontrando um padrão dominado por lambaris (*Astyanax altiparanae* e *A. fasciatus*), curimatídeos (*Cyphocharax modestus*) e acarás (*Geophagus brasiliensis*), espécies oportunistas ou que consomem detritos.

Agostinho, Vazzoler e Thomaz (1995) analisaram dados de 11 reservatórios da região do alto rio Paraná e observaram a ocorrência generalizada de algumas espécies, como mandis (*Pimelodus maculatus* e *Iheringichthys labrosus*), lambaris *Astyanax*, piranhas *Serrassalmus*, traíras *Hoplias*, além da introduzida corvina *P. squamosissimus*. Esses autores encontraram uma relação negativa entre a riqueza de espécies e a idade do reservatório, e uma positiva com a área da bacia.

Em outra importante revisão, Araújo-Lima, Agostinho e Fabr  (1995) compilaram dados de 19 reservatórios, situados na bacia Amazônica, São Francisco, Paraná e Leste. A fauna foi dominada por espécies sedentárias, a maioria da ordem Characiformes. Verificaram também que a fauna concentra-se predominantemente em áreas litorâneas, com muitas espécies de pequeno porte. Um gradiente de riqueza de espécies também foi identificado, com maiores valores nas porções lóticas do reservatório. Espécies reofílicas predominam nessas áreas.

Resultado semelhante foi obtido por Luiz, Petry, Pavanelli, Júlio Júnior, Latini e Domingues (2005), que estudaram 31 reservatórios situados em seis sub-bacias hidrográficas, localizados no Estado do Paraná e suas bacias limítrofes. Os autores verificaram que a fauna desses reservatórios

é composta essencialmente por espécies sedentárias de pequeno porte, principalmente Characiformes e Perciformes (Cichlidae). Além disso, foi detectada uma singular influência da bacia hidrográfica determinando padrões de composição, riqueza de espécies e abundância dos peixes.

Vale destacar ainda uma outra análise, realizada em 29 reservatórios do Estado do

Paraná e bacias limítrofes (PELICICE; ABUJANRA; FUGI; LATINI; GOMES; AGOSTINHO, 2005). Os autores verificaram que alguns reservatórios apresentam elevada biomassa piscívora, constituída basicamente pela traíra *Hoplias* aff. *malabaricus*. A biomassa piscívora relativa pode exceder 50 % em alguns, e é provável que uma biomassa tão desproporcional exerça alguma influência na estruturação das assembléias, formada por espécies de pequeno porte.

Box 3.2.1

Padrões de colonização em reservatórios neotropicais, e diagnose sobre o envelhecimento

AGOSTINHO, A.A.; MIRANDA, L.E.; BINI, L.M.; GOMES, L.C.; THOMAZ, S.M.; SUZUKI, H.I. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: TUNDISI, J.G.; STRASKABA, M. (Ed.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos: International Institute of Ecology; Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers; Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, 1999. p. 227-265.

“A ocupação de um reservatório pode ser vista como uma colonização ou simplesmente uma grande reestruturação da comunidade de peixes local. As espécies que ocuparão satisfatoriamente o novo ambiente deverão ser capazes de desenvolver adaptações diferentes daquelas que possuíam no ambiente lótico. Para descrever o processo de colonização é possível distinguir estratos orientados de forma longitudinal (lótico, transição e lacustre), transversal (litoral e pelágico) e vertical (epipelágico e batipelágico), em relação ao eixo principal do reservatório, particularmente nos maiores. Com relação às dimensões transversal e vertical, a zona litorânea possui a maior riqueza de espécies e é mais produtiva que as zonas epi e batipelágicas. Essa produtividade está associada com a entrada de nutrientes e recursos alimentares de áreas ripárias, com a baixa profundidade da região, e com uma elevada estruturação e diversidade de habitats. Essas diferenças costumam se acentuar com o envelhecimento do reservatório. Em geral, a colonização de áreas litorâneas é feita por espécies com adaptações generalistas e ampla tolerância a variações no habitat, particularmente espécies de Cichlidae, pequenos Characiformes e Siluriformes, além da bem-sucedida corvina *Plagioscion squamosissimus*. Diferentemente, as espécies de peixes que ocupam habitats pelágicos necessitam adaptações morfológicas e comportamentais específicas para a alimentação, reprodução, movimentação e para evitar predadores. A ictiofauna do alto rio Paraná carece de espécies com essas adaptações, o que explica o baixo rendimento pesqueiro em reservatórios da região. Exceções são a corvina e o armado *Pterodoras granulosus*, que habitam freqüentemente essas zonas. Além desses, o filtrador *Hypophthalmus edentatus*, o insetívoro *Auchenipterus nuchalis* e o piscívoro *Raphiodon vulpinus*, possuem certas adaptações e conseguem explorar a zona pelágica, porém apresentam maiores abundâncias na zona litorânea. A zona batipelágica é pobremente habitada, possivelmente devido à estratificação térmica e de oxigênio, limitações na disponibilidade alimentar e atenuação luminosa. A riqueza de espécies e a abundância de peixes nessa zona também são menores, em relação aos habitats litorâneos.”

Diagnóstico da Ictiofauna

Com o intuito de atualizar e aprofundar o conhecimento sobre padrões ecológicos em reservatórios, o presente tópico reuniu dados da ictiofauna de 77 reservatórios, obtidos em dissertações e teses de pós-graduação, artigos científicos e relatórios técnicos, além de dados não-publicados obtidos nos projetos de pesquisa executados pelo Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia), da Universidade Estadual de Maringá.

Cabe ressaltar que os dados analisados não foram originalmente obtidos de forma padronizada, comportando diferentes metodologias de amostragem, esforços e períodos. No entanto, a metaanálise realizada pode ser útil na identificação de padrões gerais a respeito da ictiofauna que habita reservatórios, principalmente porque trabalhos dessa natureza são escassos. Além disso, esse tipo de procedimento, que agrupa e analisa dados obtidos em trabalhos independentes, tem-se constituído em ferramenta poderosa em estudos ecológicos, auxiliando na identificação de padrões em escalas espaço-temporais que trabalhos individuais não conseguem contemplar (PATTEN, c2004).

As informações reunidas dos vários trabalhos, quando apresentadas, incluíram captura por unidade de esforço (CPUE, proveniente somente de capturas com redes de espera, apresentadas em número e peso), riqueza total de espécies, riqueza das

espécies dominantes e composição específica dominante. Aqui, as espécies dominantes foram aquelas cujas capturas somadas corresponderam a, aproximadamente, 80 e 90 % da captura total, o que dependeu do primeiro ponto de inflexão na seqüência de abundâncias. Os dados provêm de capturas realizadas somente nas regiões a montante da barragem, não sendo possível, infelizmente, explorar padrões longitudinais (regiões lacustre, transição e lótica), devido à falta de informações a respeito da localização dos pontos de amostragem em alguns estudos, além da ausência de amostragens mais abrangentes em outros.

Além disso, devido ao caráter não-padronizado de muitas informações, pouco será abordado a respeito dos fatores determinantes da estrutura das assembléias, ou seja, as relações da ictiofauna com variáveis potencialmente importantes. A discussão será centrada basicamente na descrição das assembléias e dos possíveis padrões na composição.

Os reservatórios estudados estão apresentados na Tabela 3.2.1, bem como algumas informações sobre a ictiofauna e as referências nas quais os dados foram obtidos. Esses reservatórios localizam-se em praticamente todas as grandes bacias brasileiras destacadas no capítulo anterior, com grande predomínio daqueles situados na bacia do rio Paraná. A área alagada variou de 0,1 a 2.875 km², e o tempo decorrido do fechamento do reservatório ao ano de estudo variou de 1 a 87 anos (Tabela 3.2.1).

Tabela 3.2.1 - Informações gerais a respeito da ictiofauna dos 77 reservatórios estudados, localizados em diferentes bacias hidrográficas brasileiras (Bacias: 1 = Amazônica; 2 = Araguaia/Tocantins; 3 = Norte/Nordeste; 4 = Leste; 5 = São Francisco; 6 = Paraná; 7 = Sul). São apresentadas a data de fechamento do reservatório, sua área, o ano em que o estudo foi realizado, a captura por unidade de esforço (CPUE) em número (N) e peso (P) (ind. ou kg/100m² de rede/24 h), a riqueza de espécies total (S TOT), e o número de espécies dominantes (S DOM, espécies que quando somadas perfizeram entre 80 e 90 % das capturas em número de indivíduos) (continua)

Reservatório	Bacia	Fecha- mento	Área (km ²)	Ano do estudo	CPUE N	CPUE P	S TOT	S DOM	Referências
1	Curuá-Una	1 1977	78	1982	46,18	--	18	9	Ferreira (1984a)
2	Samuel	1 1989	656	1991/1992	18,5	--	82	3	Santos (1995)
3	Tucuruí	2 1984	2875	1984-1987	50	13,1	127	22	Leite (1993)
4	Lajeado	2 2002	630	2003	--	--	268	17	E.E.Marques (informação verbal) ¹
5	Serra da Mesa	2 1996	1784	1997	86	--	103	7	Fundação BIORIO e Universidade Federal do Rio de Janeiro (1998)
6	Açudes Nordeste	3 --	--	1977-1986	--	--	18	6	Paiva, Peitire Junior, Peitire, Nepomuceno e Vasconcelos (1994)
7	Funil	4 1969	40	2000-2002	--	--	19	4	FURNAS Centrais Elétricas (2002a)
8	Chapéu d'Úvas	4 1995	--	1999-2000	--	--	33	9	Oliveira e Lacerda (2004)
9	Lajes	4 1907	30	1994	57,6	11,3	15	3	Araújo e Santos (2001)
10	Santa Branca	4 1960	27,2	1979	39	--	12	3	Castro e Arcifa (1987)
11	Jaguari	4 1972	56	2000	--	--	18	5	CESP (2000a)
12	Paralibuna	4 1978	224	2000	--	--	16	4	CESP (2000a)
13	Três Marias	5 1962	1142	1999	--	--	35	9	Alvim (1999)
14	Nova Ponte	6 1994	447	1993-1994	80,7	2,37	49	7	Universidade Federal de Minas Gerais (1995)
15	Corumbá	6 1997	65	1997-2000	503	--	102	13	Universidade Estadual de Maringá, Nupélia/FURNAS (2001a)
16	Manso	6 2000	427	2000-2001	29,9	3,9	153	15	Universidade Estadual de Maringá, Nupélia/FURNAS (2001b)
17	Taiapuêba	6 1976	20	1979	3,3	--	4	2	Castro e Arcifa (1987)
18	Americana	6 1949	13	1981-1982	161	--	16	6	Castro e Arcifa (1987)
19	Alibainha	6 1972	--	1979	61	--	9	3	Castro e Arcifa (1987)
20	Cachoeira	6 1972	--	1979	57	--	14	4	Castro e Arcifa (1987)
21	Pedro Beicht	6 1932	--	1979	7	--	5	2	Castro e Arcifa (1987)
22	Itaparanga	6 1914	30,7	2000	--	--	14	5	Smith e Peitire Junior (2001)
23	Billings	6 1926	127	1997-1999	--	--	9	5	Luz Junior (1999)
24	Barra Bonita	6 1963	308	1992-1993	80	--	35	8	Castro (1997)
25	Bariri	6 1969	62,5	2000-2001	74,92	--	34	10	ECO Consultoria Ambiental e Comércio/AES Tietê (2001)
26	Ibitinga	6 1969	113,5	2000-2001	89,11	--	33	10	ECO Consultoria Ambiental e Comércio/AES Tietê (2001)

¹Notícia fornecida por E. E. Marques (dados não publicados).

Tabela 3.2.1 - Informações gerais a respeito da ictiofauna dos 77 reservatórios estudados, localizados em diferentes bacias hidrográficas brasileiras (Bacias: 1 = Amazônica; 2 = Araguaia/Tocantins; 3 = Norte/Nordeste; 4 = Leste; 5 = São Francisco; 6 = Paraná; 7 = Sul). São apresentadas a data de fechamento do reservatório, sua área, o ano em que o estudo foi realizado, a captura por unidade de esforço (CPUE) em número (N) e peso (P) (ind. ou kg/100m³ de rede/24 h), a riqueza de espécies total (S TOT), e o número de espécies dominantes (S DOM, espécies que quando somadas perfizeram entre 80 e 90 % das capturas em número de indivíduos) (continuação)

Reservatório	Bacia	Fecha- mento	Área (km ²)	Ano do estudo	CPUE N	CPUE P	CPUE TOT	S TOT	S DOM	Referências
27	Promissão	6 1977	530	2000-2001	130,42	--	35	7	7	ECO Consultoria Ambiental e Comércio/AES Tietê (2001)
28	Nova Avanhandava	6 1982	210	2000-2001	76,22	--	33	10	10	ECO Consultoria Ambiental e Comércio/AES Tietê (2001)
29	Três Irmaos	6 1993	785	2000	16,06	--	35	7	7	ECO Consultoria Ambiental e Comércio/AES Tietê (2001)
30	Caconde	6 1966	31,1	2000-2001	32,67	--	14	3	3	ECO Consultoria Ambiental e Comércio/AES Tietê (2001)
31	Eucídes da Cunha	6 1985	1,07	2000-2001	27	--	6	3	3	ECO Consultoria Ambiental e Comércio/AES Tietê (2001)
32	Limoeiro	6 1966	2,7	2000-2001	129,3	--	18	4	4	ECO Consultoria Ambiental e Comércio/AES Tietê (2001)
33	Mogi Guaçu	6 1994	5,7	2000-2001	82,33	--	20	7	7	ECO Consultoria Ambiental e Comércio/AES Tietê (2001)
34	Furtas	6 1963	1440	1996-2002	41,4	2,1	39	7	7	FURNAS Centrais Elétricas (2002b)
35	Porto Colômbia	6 1973	143	1998-2002	14,62	2,25	24	8	8	FURNAS Centrais Elétricas (2002c)
36	L.C.B. Carvalho	6 1969	47	1998-2003	85,18	4,81	24	6	6	FURNAS Centrais Elétricas (2003a)
37	Mascarenhas Moraes	6 1956	250	1998-2002	49,31	2,61	33	6	6	FURNAS Centrais Elétricas (2002d)
38	Mairimbondo	6 1975	438	1996-2002	54,28	2,97	47	7	7	FURNAS Centrais Elétricas (2002e)
39	Volta Grande	6 1974	221,7	1995	--	--	33	3	3	Braga e Gomiero (1997)
40	Itumbiara	6 1980	778	1996-2003	44,62	3,72	57	9	9	FURNAS Centrais Elétricas (2003b)
41	Água Vermelha	6 1979	647	2000-2001	26,04	--	29	6	6	ECO Consultoria Ambiental e Comércio/AES Tietê (2001)
42	Itutinga	6 1955	1,64	1988-1990	52,2	4,59	25	5	5	Alves, Godinho, A.L., Godinho, H.P. e Torquato (1998)
43	Alagados	6 1968	13,1	2001	48,41	0,56	9	2	2	Projeto PRONEX ¹
44	Jurumirim	6 1962	425	1996-1997	20,72	0,08	31	9	9	Carvalho e Silva (1999)
45	Salto Grande	6 1951	12	2001	14,4	1,31	30	10	10	Projeto PRONEX ¹
46	Chavantes	6 1959	400	2001	17,44	0,68	23	10	10	Projeto PRONEX ¹
47	Canoas I	6 1998	30,9	2001	13,81	1,73	34	8	8	Projeto PRONEX ¹
48	Canoas II	6 1998	22,5	2001	14,46	1,32	40	10	10	Projeto PRONEX ¹
49	Taquaruçú	6 1980	180	2001	27,53	2,08	39	7	7	Projeto PRONEX ¹
50	Capivara	6 1970	576	2001	21,06	1,22	34	6	6	Projeto PRONEX ¹
51	Rosana	6 1987	220	2001	13,47	1,95	67	10	10	Projeto PRONEX ¹
52	Cavernoso	6 1985	--	2001	17,72	0,84	21	5	5	Projeto PRONEX ¹

¹Projeto PRONEX desenvolvido pela Universidade Estadual de Maringá/Nupélia (dados não publicados).

Tabela 3.2.1 - Informações gerais a respeito da ictiofauna dos 77 reservatórios estudados, localizados em diferentes bacias hidrográficas brasileiras (Bacias: 1 = Amazônica; 2 = Araguaia/Tocantins; 3 = Norte/Nordeste; 4 = Leste; 5 = São Francisco; 6 = Paraná; 7 = Sul). São apresentadas a data de fechamento do reservatório, sua área, o ano em que o estudo foi realizado, a captura por unidade de esforço (CPUE) em número (N) e peso (P) (ind. ou kg/100m³ de rede/24 h), a riqueza de espécies total (S TOT), e o número de espécies dominantes (S DOM, espécies que quando somadas perfizeram entre 80 e 90 % das capturas em número de indivíduos) (conclusão)

Reservatório	Bacia	Fecha- mento	Área (km ²)	Ano do estudo	CPUE N	CPUE P	CPUE TOT	S TOT	S DOM	Referências
53	J. Mesquita Filho	6 1970	0,5	2001	24,31	0,55	23	7	7	Projeto PRONEX ¹
54	Segredo	6 1992	84,9	2001	40,24	1,3	34	8	8	Projeto PRONEX ¹
55	Caxias	6 1998	144,2	2001	131,5	1,94	23	4	4	Projeto PRONEX ¹
56	Foz do Areia	6 1979	165	2001	47,06	1,12	21	3	3	Projeto PRONEX ¹
57	Salto Osório	6 1975	62,9	2001	26,97	1,17	21	7	7	Projeto PRONEX ¹
58	Salto do Vau	6 1959	--	2001	14,4	0,23	13	5	5	Projeto PRONEX ¹
59	Salto Santiago	6 1980	208	2001	41,6	1,1	23	7	7	Projeto PRONEX ¹
60	Irai	6 1999	14,6	2001	98,05	2,95	29	3	3	Projeto PRONEX ¹
61	Jordão	6 1996	1,9	2001	20,87	0,75	19	4	4	Projeto PRONEX ¹
62	Curucaca	6 1982	1,2	2001	29,18	2,56	17	5	5	Projeto PRONEX ¹
63	Piraquara	6 1979	3,3	2001	6,5	0,38	9	4	4	Projeto PRONEX ¹
64	Passaúna	6 1998	8,3	2001	23,06	0,78	12	5	5	Projeto PRONEX ¹
65	Porto Primavera	6 1998	2250	1999-2001	31,67	7,03	78	13	13	CESP (2001)
66	Ilha Solteira	6 1978	1195	2000	--	--	35	8	8	CESP (2000a)
67	Jupiá	6 1974	330	2000	--	--	37	8	8	CESP (2000a)
68	Itaipu	6 1982	1350	1997-1998	23,52	3,7	114	7	7	Universidade Estadual de Maringá, Nupélia/Itaipu Binacional (1998), Benedito-Cecilio, Agostinho, Julio Junior e Pavanelli (1997)
69	Harmonia	6 1942	--	2001	36,38	2,38	10	2	2	Projeto PRONEX ¹
70	Flu	6 1957	2,1	1995-1999	50	1,2	22	4	4	Luiz (2000)
71	Melissa	6 1962	0,1	2001	28,27	0,57	15	4	4	Projeto PRONEX ¹
72	Mourão	6 1964	11,3	2001	53,7	1,54	21	3	3	Projeto PRONEX ¹
73	Patos	6 1949	1,3	2001	14,97	0,45	10	3	3	Projeto PRONEX ¹
74	G. Parigot de Souza	7 1970	16	2001	23,98	1,23	27	3	3	Projeto PRONEX ¹
75	Guaricana	7 1957	0,86	2001	29,07	0,75	15	2	2	Projeto PRONEX ¹
76	Salto do Meio	7 1930	0,1	2001	33,55	1,42	13	4	4	Projeto PRONEX ¹
77	Vossoroca	7 1949	5,1	2001	61,03	1,11	17	2	2	Projeto PRONEX ¹

¹Projeto PRONEX desenvolvido pela Universidade Estadual de Maringá/Nupélia (dados não publicados).

Riqueza de Espécies

É interessante observar que cerca de 85 % dos reservatórios analisados apresentam uma riqueza total inferior a 40 espécies de peixes, e que quase a metade tem entre 20 e 40 (Figura 3.2.1), com média em torno de 30 espécies por reservatório. Raros foram aqueles com mais de 80 espécies, o que contrasta com a riqueza presente na maioria dos rios neotropicais. Assim, um número de espécies inferior a 40 por reservatório pode ser considerado relativamente baixo, se analisarmos as áreas alagadas pelos represamentos (80 % tiveram áreas alagadas superiores a 10 km²). Como já destacado, em situações pré-represamento, alguns habitats têm como característica uma elevada riqueza local, formando ricos gradientes de diversidade e, por fim, determinando uma elevada diversidade regional. Por exemplo, na planície alagável do alto rio Paraná, lagoas marginais com áreas inferiores a 0,2 km² podem conter até 30 espécies de peixes, muitas não compartilhadas com outras lagoas, habitats de rios e canais (OLIVEIRA; LUIZ; AGOSTINHO; BENEDITO-CECÍLIO, 2001). Mais impressionante, na planície de inundação do rio Mamoré, bacia Amazônica, o número de espécies nas lagoas marginais variou de 70 a 99 espécies (POUILLY; YUNOKI; ROSALES; TORRES, 2004).

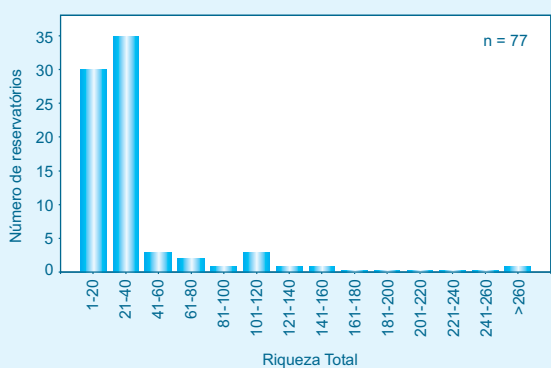


Figura 3.2.1 - Distribuição de frequências do número total de espécies de peixes observado nos reservatórios.

Entretanto, como seria esperado, os reservatórios com maior diversidade específica foram aqueles de maior área, mais recentes e/ou localizados em bacias mais especiosas, como dos rios Araguaia-Tocantins (Tucuruí, Lajeado e Serra da Mesa), Corumbá-Paraguai (Manso) e mesmo do rio Paraná (Corumbá e Itaipu).

Muitas variáveis parecem atuar determinando o número de espécies em reservatórios e, aparentemente, a determinação da riqueza de espécies é altamente contexto-dependente. Destacamos, entretanto, a diversidade original do local, a área alagada, a severidade do impacto proporcionado pelo reservatório, sua idade e as ações antropogênicas existentes no entorno. Como algumas dessas informações inexistem para a maioria dos reservatórios e os estudos que incluem períodos pré e pós-represamentos são raros, essas generalizações são limitadas.

Mesmo considerando essas limitações e o fato de os reservatórios estarem distribuídos em bacias diferentes, terem históricos particulares e áreas de alagamento distintas, a Figura 3.2.2 permite evidenciar forte influência da idade do represamento no número de espécies de peixes presentes. Nessa figura, observa-se uma relação negativa entre a idade e o número de espécies, ou seja, a riqueza de espécies tende a diminuir em reservatórios mais velhos. Porém o fenômeno mais interessante talvez seja a elevada variabilidade nos valores de riqueza quando os reservatórios são novos, certamente um resultado promovido por múltiplos fatores, mas que deve refletir, essencialmente, a fauna original encontrada no sistema. A riqueza média diminui com o aumento da idade, e após 20 anos a variabilidade também diminui consideravelmente, com todos os valores de riqueza convergindo para cerca de 20 espécies.

Entretanto, como já adiantado, a relação observada poderia ser, na verdade, resultado da influência de outras variáveis importantes,

como a bacia hidrográfica a que pertence o reservatório e sua área de alagamento. Contudo, pode-se observar que, apesar de a maioria das observações terem sido obtidas na bacia do rio Paraná, parece que a influência da bacia hidrográfica nessa relação é pequena (Figura 3.2.2a), já que os valores obtidos para reservatórios de diferentes bacias encontram-se difusos na figura.

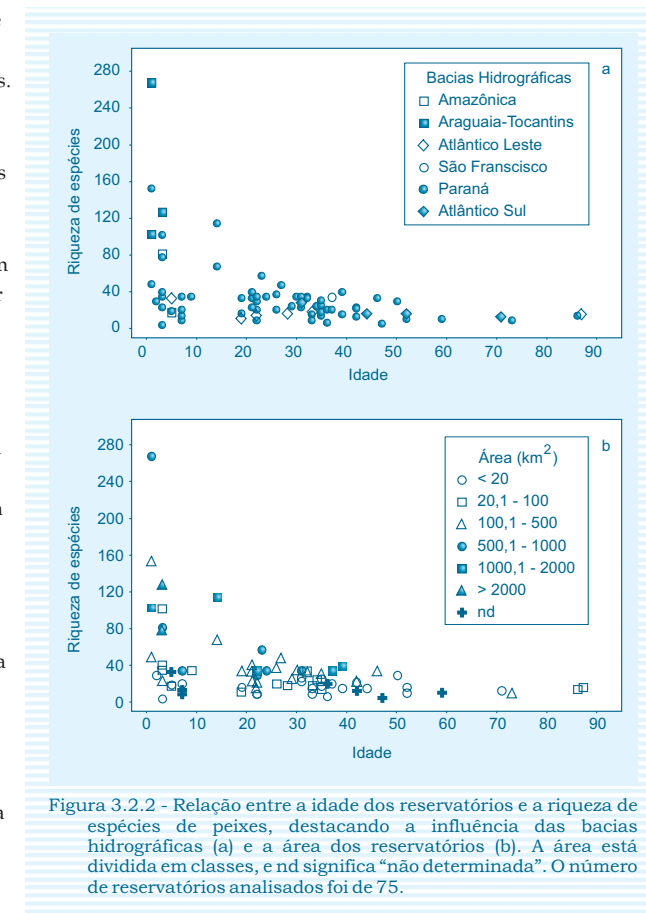


Figura 3.2.2 - Relação entre a idade dos reservatórios e a riqueza de espécies de peixes, destacando a influência das bacias hidrográficas (a) e a área dos reservatórios (b). A área está dividida em classes, e nd significa "não determinada". O número de reservatórios analisados foi de 75.

Além disso, a relação negativa entre a idade e a riqueza se mantém mesmo quando consideramos somente a bacia do rio Paraná, que obviamente possui a amostragem mais representativa.

Outra variável que poderia influenciar a relação observada na Figura 3.2.2 é a área alagada do reservatório. Para o conjunto dos reservatórios, constata-se uma correlação positiva entre a riqueza de espécies e a área alagada ($R = 0,51$; $F_{1,67} = 24,10$; $p < 0,00001$), apesar da moderada intensidade da relação. Essa correlação é mais forte com a remoção do reservatório de Serra da Mesa ($R = 0,65$; $F_{1,66} = 49,41$; $p < 0,00001$). No entanto, como evidenciado na Figura 3.2.2b, a área do reservatório parece não ter influenciado decisivamente na relação entre idade e riqueza, visto que o padrão se mantém quando analisamos separadamente a relação com reservatórios menores que 500 km² (pontos abertos na figura) e reservatórios maiores que 500 km² (pontos fechados). Nesse caso, para um mesmo valor de idade, os reservatórios com áreas superiores a 500 km² (pontos escuros) tenderam a apresentar valores mais altos de riqueza de espécies.

A correlação positiva entre a riqueza de espécies e a área alagada pode ser explicada pelo fato de que, quanto maior a área inundada, um maior número de habitats e áreas adjacentes serão atingidos pelo represamento, possivelmente englobando mais espécies. Com isso, espera-se que no primeiro momento, a diversidade β (entre locais, diversidade observada em gradientes ambientais; HARRISON; ROSS; LAWTON, 1992) diminua acentuadamente e gradientes de

diversidade sejam atenuados, aumentando as diversidades alfa (local) e gama (regional). Espera-se que após certo tempo, com o fortalecimento dos gradientes longitudinais (zonas fluvial, transição e lacustre) e mesmo transversais (litorânea, pelágica, braços de tributários), a diversidade β volte a mostrar incrementos, como já demonstrado por Amaral e Petre Junior (1993), Agostinho, Miranda, Bini, Gomes, Thomaz e Suzuki (1999), Oliveira, Goulart e Minte-Vera (2004) e Oliveira, Minte-Vera e Goulart (2005). Porém, em comparação com períodos pré-represamento, é esperada uma diminuição nas diversidades local e regional, por envolver fugas e mesmo extinções locais de várias espécies que não encontram no novo ambiente as condições adequadas ao ciclo de vida.

O quadro apresentado acima demonstra a complexidade dos processos de ocupação de novos reservatórios e da colonização em longo prazo, e, portanto, a dificuldade em se fazer previsões. As variáveis envolvidas são muitas e as interações entre elas são contínuas e variadas. O grau de complexidade torna-se ainda mais relevante pela heterogeneidade de procedimentos operacionais entre os reservatórios. Em muitos deles a irregularidade temporal no nível da água pode ser fonte de impactos adicionais que levam o processo sucessional a ser abortado precocemente, antes que alguma tendência de sucessão biologicamente regulada se instale.

Área e idade parecem ser, no entanto, duas variáveis relevantes determinando a riqueza de espécies presente nesses ambientes.

Numa escala temporal maior, parece sobressair o efeito da idade, como demonstra o fato de os valores de riqueza de espécies tenderem a convergir para um valor comum em idades avançadas (20 espécies), como apresentado na Figura 3.2.2. Aliás, o padrão observado nessa figura, apesar de não testado estatisticamente, assemelha-se a um “efeito envelope” (GAUCH, Jr., 1982). Nesse tipo de relação, a dificuldade na predição em um dos extremos do gradiente, no caso, quando os reservatórios são jovens, decorre da ação de múltiplos fatores influenciando a variável em questão. De maneira oposta, quando os reservatórios envelhecem, a predição da riqueza parece ser mais acurada.

Cabe a ressalva, no entanto, de que os reservatórios amostrados carecem de censos amplos e, devido ao número de espécies ser uma medida muito dependente do esforço amostral (GOTELLI; COLWELL, 2001), o número real de espécies nesses ambientes só poderá ser conhecido com a intensificação do número de estudos, utilizando diferentes aparelhos de pesca. Porém, apesar de a descoberta de outras espécies ter grandes implicações ecológicas, não deverá aumentar substancialmente os valores já registrados, visto que as primeiras amostragens (quando bem conduzidas) costumam registrar a maior parte da riqueza local (GOTELLI; COLWELL, 2001). Com a reunião de mais dados, incluindo outros reservatórios, levantamentos atualizados e possivelmente melhor padronizados, essa tendência poderá ser verificada de forma mais adequada.

Assim, a perda de gradientes espaciais de diversidade, a criação de gradientes em

maior escala espacial (longitudinais, em grandes reservatórios), uma inevitável homogeneização da fauna entre reservatórios de uma mesma bacia, culminando no declínio da diversidade regional ao longo do tempo, parecem ser acontecimentos generalizados com o estabelecimento e envelhecimento de um reservatório. Os reservatórios dispostos em série nos afluentes do alto rio Paraná demonstram o efeito sinérgico adverso de represamentos sobre a diversidade ictiofaunística regional.

Abundância

A captura por unidade de esforço (CPUE) é uma boa estimativa da abundância dos recursos pesqueiros, sendo considerada um bom índice nas análises de variações espaciais e temporais (KING, 1995). Se em um determinado ambiente ou período são capturados 10 indivíduos por hora e em outro 20, pode-se supor que a abundância no segundo seja o dobro daquela do primeiro. Entretanto, o pressuposto da uniformidade do esforço deve ser atendido.

Lamentavelmente, nem todos os documentos consultados mencionam o esforço amostral utilizado, fato que prejudica de forma sistemática a comparação entre eles, a formulação de sínteses de conhecimento e uma melhor apreciação de impactos ambientais. Em muitas ocasiões, os dados de CPUE foram extrapolados de figuras, enquanto que em outras, foi necessário calculá-los com base em informações colhidas ao longo dos documentos,

procedimento que confere certo grau de incerteza aos resultados aqui apresentados. Ressalta-se, ainda, que as capturas podem ter sido subestimadas para alguns reservatórios em razão do uso de baterias de redes com malhagens maiores que em outros.

A captura por unidade de esforço (ind./100 m² de rede/24h) foi avaliada para 65 reservatórios e variou de 3,3 no reservatório de Taiaçupeba a 503 em Corumbá, ambos localizados na bacia do rio Paraná. No reservatório de Corumbá, a elevada captura de lambaris nos anos que sucederam ao seu fechamento proporcionou esse valor extraordinário de CPUE.

A maior parte dos reservatórios apresentou CPUE inferior a 50 ind./100 m² de rede/24h, sendo que poucos apresentaram valores acima de 100 (Figura 3.2.3). A CPUE média foi de 52. Não houve correlação estatisticamente significativa com a área e idade do represamento, apesar de a literatura destacar a queda nos seus valores após fases iniciais de grande produtividade primária, acentuando-se com o envelhecimento do reservatório (ver AGOSTINHO; MIRANDA, BINI, GOMES, THOMAZ; SUZUKI, 1999). Nesse caso, algumas particularidades, pertencentes a cada estudo e derivadas da falta de padronização nas amostragens, podem ter

influenciado a mensuração da CPUE, subestimando ou superestimando os valores reais.

destacar o reservatório de Lajes na bacia do rio Paraíba do Sul (ARAÚJO; SANTOS, 2001), que apesar de muito antigo (quase 90 anos no período de estudo), apresentou valor elevado de CPUE (57,6). Uma possível razão para tal valor seria a realização de pescarias exclusivamente no período noturno, horário em que as capturas são sabidamente maiores. Além disso, na época de estudo houve uma explosão demográfica do cascudo *Loricariichthys castaneus*, que contribuiu em elevar os valores de abundância total (Luciano N. dos Santos, comunicação pessoal).

Além disso, a abundância dos peixes parece ser uma variável mais relacionada com o grau de trofia do corpo d'água, ou mesmo com o nível de desenvolvimento marginal/

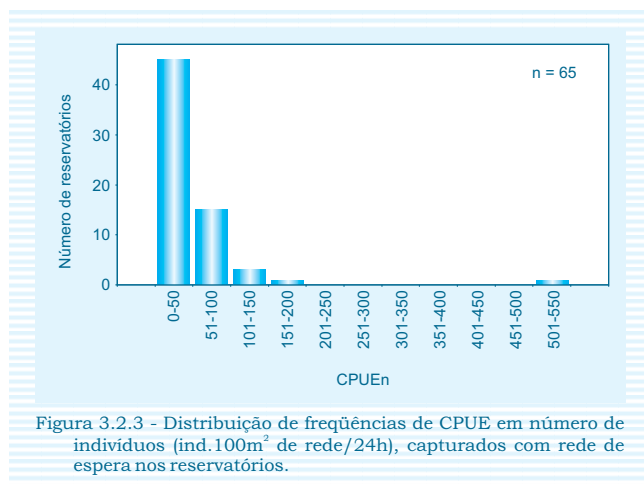


Figura 3.2.3 - Distribuição de frequências de CPUE em número de indivíduos (ind./100m² de rede/24h), capturados com rede de espera nos reservatórios.

estrutural dos habitats. Isso pode ser atestado com o fato de os reservatórios da bacia Tietê, famosos pelo histórico de eutrofização, apresentarem elevados valores de CPUE (maiores que 70).

Santos e Ferreira (1999) apresentam a amplitude de CPUE, em número de indivíduos, para diversos sistemas amazônicos, variando de 0,7 a 62 ind./100 m² de rede/24h, valores próximos aos registrados nos reservatórios analisados. De forma similar, Agostinho, Júlio Júnior, Gomes, Bini e Agostinho (1997) reportam valores entre 20,8 e 69 ind./100 m² de rede/24h para ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná, demonstrando que as assembleias presentes nas lagoas (ambientes lênticos) apresentam maior número de indivíduos que aquelas dos rios (ambientes lóticos). No rio Jequitinhonha, bacia Atlântico Leste, Godinho, Godinho e Vono (1999) também apresentam valores de CPUE próximos ao observado em reservatórios, com valor de 71,7 ind./100 m² de rede/24h.

Como assinalou Harris (1999), uma tendência geral em ecossistemas é a de se desenvolverem até que o "ecoespaço" seja preenchido pelos indivíduos, sendo este delimitado, em grande parte, pela disponibilidade de energia e nutrientes. Considerando reservatórios como ecossistemas, o limite comum ao desenvolvimento das assembleias de peixes parece ser em torno de 50 ind./100 m² de rede/24h. Entretanto, devemos destacar que as capturas observadas nos reservatórios mais novos podem ser transitórias e sujeitas ainda a grande variabilidade, até que

períodos de maior estabilidade das condições físico-químicas sejam atingidos. Mesmo durante fases de maior estabilidade ambiental abruptas alterações na abundância das espécies também podem ocorrer, como, por exemplo, durante variações bruscas no nível do reservatório, tornando instáveis os habitats de alimentação e desova, ou pelo ingresso de poluentes orgânicos, promovendo a depleção nos teores de oxigênio e/ou a proliferação de algas tóxicas. Assim, um limite de densidade passa a ser bastante variável e de difícil mensuração.

É importante lembrar também que as capturas apresentadas derivam da pesca com redes de espera, que é altamente seletiva. Indivíduos de pequeno porte geralmente não são amostrados de forma adequada com esses equipamentos, tendo, portanto, suas abundâncias subestimadas. Em alguns reservatórios essa fauna tem importante contribuição em número de indivíduos e riqueza de espécies. No reservatório de Rosana, por exemplo, alguns estudos vêm demonstrando que essa fauna é rica (representa mais de 30 % da riqueza total) e abundante, sendo, certamente, importante como elo nas teias tróficas (CASATTI; MENDES; FERREIRA, 2003; PELICICE; AGOSTINHO; THOMAZ, 2005).

Com relação à CPUE em peso (CPUE_p), avaliada em somente 44 dos reservatórios considerados, o valor médio observado foi de 2,31 kg/100 m² de rede/24 h, variando de 0,08 a 13,1 (Figura 3.2.4). Cerca de 90 % apresentaram CPUE entre 1 e 4 kg, sendo os maiores valores observados em Tucuruí,

Lajes e Porto Primavera, o que indica a captura de indivíduos de maior porte, como algumas espécies de cascudos, corvina, piranhas, piaus, tucunarés e bagres. Comparativamente, Santos e Ferreira (1999) descrevem valores entre 1,50 e 21,8 para ambientes não alterados de sub-bacias amazônicas, aparentemente superiores aos dos reservatórios,

possivelmente relacionado à captura de grandes migradores, especialmente pimelodídeos. Na planície alagável do Paraná, o intervalo de valores médios observado também é mais elevado, variando entre 4,64 e 6,84 (AGOSTINHO; JÚLIO JUNIOR; GOMES; BINI; AGOSTINHO, 1997). No rio Jequitinhonha, Godinho, Godinho e Vono (1999) também apresentam valores de CPUEp mais elevados, de 7,4 kg/100 m² de rede/24 h. Baixos valores de CPUEp nos reservatórios estão associados à captura de espécies de médio a pequeno porte, em geral sedentárias. Por exemplo, o peso somado de mais de 300 lambaris pode equivaler ao peso de um único indivíduo adulto de uma espécie de grande porte, como um pintado ou um dourado.

Entretanto, além desse caráter específico na determinação de valores de CPUEp, estudos recentes têm evidenciado outros determinantes (diretos ou indiretos) da

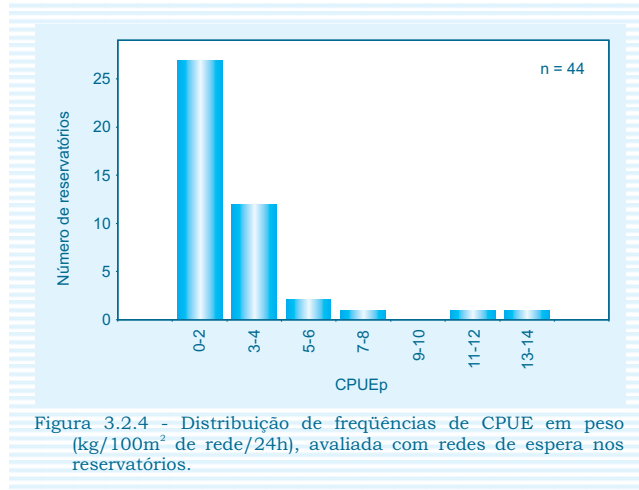


Figura 3.2.4 - Distribuição de frequências de CPUE em peso (kg/100m² de rede/24h), avaliada com redes de espera nos reservatórios.

biomassa e produtividade de peixes em reservatórios. A produtividade do corpo d'água parece ser o principal preditor, geralmente medida em termos de clorofila *a*, que é um indexador da biomassa fitoplancônica do reservatório (GOMES; MIRANDA; AGOSTINHO, 2002; PIANA; GASPAR DA LUZ; PELICICE; COSTA; GOMES; AGOSTINHO, 2005). Elevados valores de clorofila *a* têm-se correlacionado positivamente com a biomassa de peixes. Como o consumo de algas planctônicas não é uma estratégia difundida entre as espécies de peixes neotropicais, as vias principais de assimilação dessa fatia de energia devem ser (i) o consumo direto de detritos produzidos pelas algas e (ii) o consumo de invertebrados que se alimentam das algas ou dos detritos por elas gerados.

Mesmo assim, os menores valores de CPUEp em reservatórios estão fortemente associados à composição específica da fauna,

que é formada principalmente por lambaris, mandis, acarás e outras espécies pequenas, como será descrito adiante. Para proporcionar altos valores, seria necessário um número de indivíduos descomunal, acontecimento improvável. Espécies de grande porte são geralmente representadas pelas migradoras, como o dourado, o pacu e muitos bagres, que, como veremos, não são comuns nas assembléias de reservatórios.

Riqueza e Composição Dominante

Em geral, o número de espécies dominantes (80 a 90 % da abundância total) foi baixo nas assembléias dos reservatórios avaliados, com variação total entre 2 e 22, e média de 6 espécies em cada assembléia. A maior frequência foi de assembléias com 3 ou 4 espécies dominantes, sendo, entretanto, frequentes aquelas com até 10 (Figura 3.2.5).

Como já mencionado, a dominância da assembléia por um baixo número de espécies é fenômeno recorrente em reservatórios, onde espécies de comportamento flexível (oportunistas) se adaptam melhor ao novo ambiente e conseguem sobrepular numericamente as demais. Com marcante reflexo na maioria dos índices de diversidade

faunística, a equitabilidade (inverso da dominância) tem sido registrada como muito baixa no reservatório de Samuel, bacia Amazônica, pelo marcante predomínio de piranhas e maparás (SANTOS, 1995), e no de Tucuruí, na bacia do rio Tocantins, pela proliferação de piranhas e tucunarés (SANTOS; MÉRONA, 1996). No reservatório de Lajes, rio Paraíba do Sul, um cascudo do gênero *Loricariichthys* contribuiu com mais de 80 % das capturas (ARAÚJO; SANTOS, 2001).

Embora em ambientes naturais, aquáticos ou terrestres, a abundância também não seja equitativamente distribuída entre as espécies, sendo a maioria considerada como rara, por apresentar baixo contingente populacional, pelo menos nas amostragens (DEWDNEY, 2003), essa tendência se acentua em ambientes alterados. Dessa forma, apesar de ser um padrão naturalmente esperado, a distribuição desigual do número de indivíduos entre as espécies foi bem

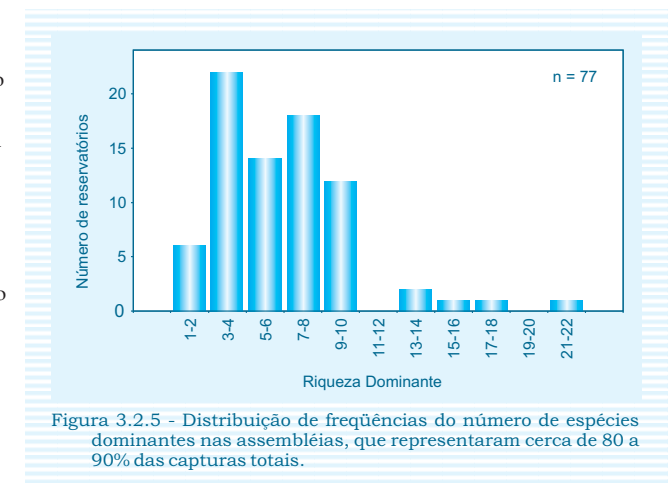


Figura 3.2.5 - Distribuição de frequências do número de espécies dominantes nas assembléias, que representaram cerca de 80 a 90% das capturas totais.

acentuada nos reservatórios, possivelmente pelos menores valores de riqueza total. Nos reservatórios avaliados, em média, 25 % das espécies de uma assembléia contribuem com mais de 80% da abundância total. O percentual dessas espécies variou entre 4 a 56% do número de espécies no local, sendo que as maiores freqüências observadas foram de 16 a 25 % (Figura 3.2.6).

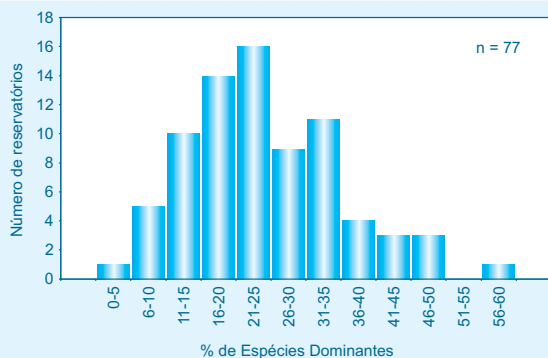


Figura 3.2.6 - Distribuição de freqüências do percentual de espécies dominando as assembléias, que representaram cerca de 80 a 90% das capturas totais.

Considerando os 77 reservatórios inventariados, as espécies dominantes com maior ocorrência nas assembléias pertenceram a diferentes categorias taxonômicas, destacando-se as famílias Characidae, Parodontidae, Anostomidae, Curimatidae (ordem Characiformes), Pimelodidae (ordem Siluriformes), Cichlidae e Sciaenidae (ordem Perciformes). A elevada ocorrência dessas espécies é obviamente influenciada pelas bacias hidrográficas, já que a maior parte das observações é da bacia do rio Paraná. São espécies de pequeno a médio porte, sedentárias, residentes na região litorânea e com hábitos generalistas quanto à alimentação e menos exigentes quanto à reprodução. A freqüência de ocorrência das principais espécies dominantes está apresentada na Figura 3.2.7.

A mais freqüente foi *Astyanax altiparanae*, presente entre as dominantes em 44 % dos

reservatórios analisados (Figura 3.2.7). Esse é um lambari de pequeno porte, alcançando comprimento padrão máximo de 14,2 cm e maturidade aos 4,2 cm (SUZUKI; VAZZOLER; MARQUES; PEREZ LIZAMA; INADA, 2004). Comum em todos os sistemas do alto rio Paraná, tem hábito alimentar generalista, podendo apresentar tendências à invertivoria (HAHN; FUGI; ANDRIAN, 2004), herbivoria ou onivoria (LUZ-AGOSTINHO; BINI; FUGI; AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 2006), conforme o reservatório considerado. É capaz de reproduzir em ambientes variados, especialmente lenticos, com fecundação externa, ovos pequenos e de rápido desenvolvimento (NAKATANI; AGOSTINHO; BAUMGARTNER; BIALETZKI; SANCHES; MAKRAKIS; PAVANELLI, 2001), apresentando período reprodutivo que se estende por toda a primavera e verão (SUZUKI; VAZZOLER; MARQUES; PEREZ LIZAMA; INADA, 2004). Tais características, sem dúvida, estão relacionadas à capacidade de essa espécie proliferar em reservatórios.

As outras espécies com elevadas freqüências de ocorrência foram o acará *Geophagus brasiliensis*, o mandi *Pimelodus maculatus* e a corvina *P. squamosissimus*, todas pertencentes ao grupo dominante em 33 % dos reservatórios (Figura 3.2.7). Essas espécies povoam principalmente os represamentos do Sul/Sudeste (bacias do rio Paraná e Atlântico Sul).

O acará, ainda com identificação imprecisa, tem pequeno porte (até 23,0 cm de comprimento padrão), cuida da prole e reproduz nas áreas litorâneas dos reservatórios. Tem hábito bentônico, com dieta flexível e tendência à insetivoria (ARCIFA; FROELICH; NORTHCOLE, 1988), detritivoria (ARCIFA; MESCHIATTI, 1993) ou onivoria (ABELHA; GOULART, 2004). Tem importância na pesca artesanal de vários reservatórios da bacia do rio Paraná.

O mandi, por outro lado, é uma espécie de médio porte, alcançando até 36,0 cm de comprimento padrão e atingindo a maturidade aos 16,0 cm (SUZUKI; VAZZOLER; MARQUES; PEREZ LIZAMA; INADA, 2004). Tem hábito onívoro, ingerindo de detritos a peixes (LUZ-AGOSTINHO; BINI; FUGI; AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 2006). Tem sido considerado migrador por muitos autores (GODINHO, 1984; AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, 2003), mas, a julgar pela sua alta abundância e

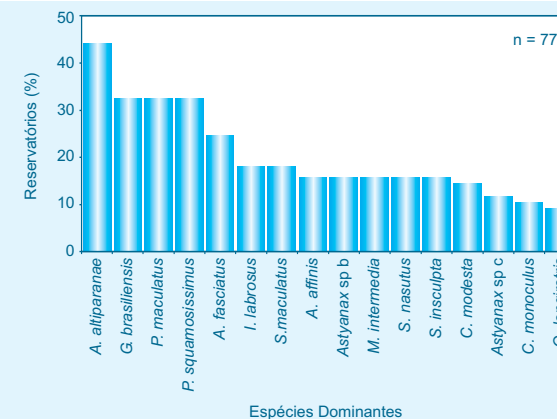


Figura 3.2.7 - Ocorrência das espécies dominantes nos reservatórios, que contribuíram com 80 a 90 % da abundância total.

ocorrência em reservatórios, estudos mais específicos podem revelar se essa espécie desova em áreas próximas aos reservatórios, não requerendo longos trechos em seu deslocamento reprodutivo. Tem ovócitos muito pequenos e de rápido desenvolvimento, reproduzindo principalmente em rios durante a primavera e início do verão (SUZUKI; VAZZOLER; MARQUES; PEREZ LIZAMA; INADA, 2004). Está entre as espécies mais importantes na pesca artesanal dos reservatórios da bacia do rio Paraná.

A corvina, como já mencionado, não é nativa na maioria dos reservatórios em que figura entre as dominantes. A pré-adaptação à reprodução em ambientes lenticos, como desovas parceladas na maior parte do ano, ovos pelágicos, pequenos e de desenvolvimento rápido (NAKATANI; AGOSTINHO; BAUMGARTNER; BIALETZKI; SANCHES;

MAKRAKIS; PAVANELLI, 2001), capacidade de ocupar habitats variados (zona pelágica, litorânea e profunda; AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999) e seu hábito piscívoro em ambiente rico em espécies forrageiras (HAHN; AGOSTINHO; GOITEIN, 1997) lhe facultam vantagem na colonização de reservatórios. Destaca-se pela contribuição que tem na pesca artesanal e amadora em vários reservatórios brasileiros.

Outras espécies também apresentaram alta ocorrência na condição de dominantes, como o lambari *Astyanax fasciatus*, o mandi-beiçudo *Iheringichthys labrosus* e a piranha *Serrassalmus maculatus*, presentes como dominantes em mais de 18 % dos reservatórios, principalmente na bacia do Paraná. A primeira tem características morfológicas/comportamentais muito semelhantes às da sua congênica *A. altiparanae*, partilhando com ela características como pequeno porte, período de desova, tamanho de ovócito e dieta onívora. O mandi-beiçudo, com comprimento padrão de até 27,6 cm e maturidade aos 12,3 cm, desova em ambientes variados, incluindo ambientes lênticos (SUZUKI; VAZZOLER; MARQUES; PEREZ LIZAMA; INADA, 2004), tem fecundação externa e ovócitos pequenos. Tem hábito alimentar invertívoro (HAHN; FUGI; ANDRIAN, 2004), selecionando seu alimento no fundo, apresentando comportamento bentônico, semelhante a *P. maculatus*. Apresenta reduzida variação na dieta entre ambientes distintos, no que deve contribuir a sua morfologia bucal (FUGI; HAHN; AGOSTINHO, 1996; ABES; AGOSTINHO; OKADA; GOMES, 2001). Aproveita, no entanto, um recurso muito abundante nos reservatórios, ou seja, larvas

de insetos em meio ao sedimento. Já a piranha, que atinge 26,1 cm de comprimento padrão e matura aos 10,8 cm (SUZUKI; VAZZOLER; MARQUES; PEREZ LIZAMA; INADA, 2004), reproduz em águas calmas ou paradas durante a primavera-verão, mostrando cuidado parental, geralmente em áreas abrigadas por macrófitas. Alimenta-se de nadadeiras ou músculos que arranca de outros peixes, além de insetos e plantas (HAHN; FUGI; ANDRIAN, 2004).

As demais espécies dominantes têm primariamente pequeno porte, típicas de habitats litorâneos estruturados (com a presença de plantas aquáticas e troncos), com hábito alimentar onívoro, detritívoro ou piscívoro. Em relação ao porte, a exceção é o tucunaré *Cichla monoculus*, espécie amazônica introduzida nas bacias do Sul/Sudeste, que pode ultrapassar 60 cm de comprimento. Abundante em reservatórios amazônicos, onde é nativa, aparece pouco nas capturas com redes. Mesmo assim, figura entre as dominantes em pelo menos 10 % dos reservatórios analisados. É uma espécie que constrói seu ninho nas áreas litorâneas dos reservatórios e cuida da prole durante as fases iniciais de desenvolvimento. Tem forte interesse para a pesca esportiva, sendo atribuída aos pescadores com ela envolvidos a sua disseminação na bacia do rio Paraná. Nos locais onde foi introduzido, seu hábito piscívoro, extremamente voraz, vem ameaçando, em conjunto com a corvina, os estoques de peixes de pequeno porte (SANTOS; MAIA-BARBOSA; VIEIRA; LÓPEZ, 1994).

Cabe ressaltar ainda o papel da plasticidade reprodutiva durante o processo de

colonização do reservatório. Essa plasticidade, presente em diferentes graus nas espécies citadas anteriormente, diminui a exigência por habitats e condições específicas para postura de ovos e desenvolvimento inicial dos jovens. Esse comportamento é característico de algumas das espécies sedentárias, como pequenos caracídeos, piranhas e acarás, sendo extremamente importante, pois permite que o ciclo reprodutivo seja completado, da postura ao recrutamento populacional, em diferentes condições ambientais. Diferentemente, o requerimento de habitats particulares para desova e desenvolvimento inicial, hábito característico de espécies migradoras, certamente contribui para a diminuição das densidades dessas espécies em ambientes represados. Além disso, as migradoras necessitam de “gatilhos ambientais” para que o ciclo reprodutivo se inicie, estimulando a maturação gonadal. Apesar de diversos gatilhos atuarem em conjunto, um dos mais importantes é a elevação do nível hidrométrico do rio na época chuvosa, fenômeno que é profundamente alterado com o represamento.

Como já descrito em sínteses passadas (AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995; ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995), a ictiofauna dominante de reservatórios é composta por espécies sedentárias de pequeno porte, que exibem grande plasticidade trófica e são, assim, mais propensas a colonizar eficientemente o novo ecossistema. A capacidade de realização de todo o ciclo reprodutivo dentro do reservatório é uma característica que certamente garante a perpetuação da espécie. Inclusive, a

capacidade de se reproduzir nesse ambiente pode ser decisiva na determinação de dominâncias.

No intuito de identificar padrões de composição da assembléia dominante nos represamentos, foi realizada uma análise de ordenação multivariada. O método empregado foi a Análise de Correspondência (CA) (McCUNE; GRACE; URBAN, c2002), aplicada a dados de presença/ausência de gêneros de peixes em 76 reservatórios (um reservatório apresentou elevada influência e foi excluído da análise; *outlier*). A opção pela ordenação das assembléias utilizando somente os gêneros foi devido ao baixo número de espécies dominantes em cada reservatório (Figura 3.2.5), o que torna a ordenação difícil, dado o caráter idiosincrático de cada unidade observacional (reservatório), se considerássemos a ordenação com espécies.

Optamos pela interpretação somente do primeiro eixo (autovalor = 0,53), devido a este considerar a maior variabilidade, ou seja, o padrão mais evidente, que é o objetivo deste capítulo (McCUNE; GRACE; URBAN, c2002). O primeiro eixo sumarizou um gradiente geográfico de norte a sul do país (Figura 3.2.8a), que na verdade, indica a atuação de fatores regionais e históricos na determinação da composição de gêneros das assembléias. Os reservatórios da bacia Amazônica, Tocantins e Nordeste concentraram-se em um extremo do gradiente, tendo sua fauna dominante composta por gêneros característicos da região, como *Bryconops*, *Catopryon*, *Serrassalmus*, *Hemiodus*, *Hemiodopsis*, *Hydrolicus*, *Ageneiosus*, *Semaprochilodus*, *Cichla*,

dentre outros (Figura 3.2.8b). É importante ressaltar que, nesses reservatórios, foi observada a maior participação de espécies migradoras como dominantes na assembléia, principalmente em Tucuruí e Serra da Mesa, como *Prochilodus nigricans*, *Sorubim lima*, *Semaprochilodus brama* e espécies do gênero *Brycon*.

No extremo oposto do gradiente, estão os reservatórios da bacia do Sul (Figura 3.2.8a), caracterizados pela grande dominância de lambaris do gênero *Deuterodon*, seguido do acará *Geophagus*. As espécies do primeiro ainda estão sendo descritas, sendo todas lambaris de pequeno porte.

As bacias do Paraná e Leste se sobrepueram, inclusive com a do Sul (Figura 3.2.8a), por partilharem gêneros de espécies em comum. Reservatórios da bacia Leste foram caracterizados principalmente pela dominância de lambaris *Astyanax*, traíras *Hoplias*, peixe-cachorro *Oligosarcus*, acarás *Geophagus* e tamboatás *Hoplosternum*, todas de pequeno a médio porte, sedentárias e habitantes de regiões marginais com elevada estruturação física do hábitat.

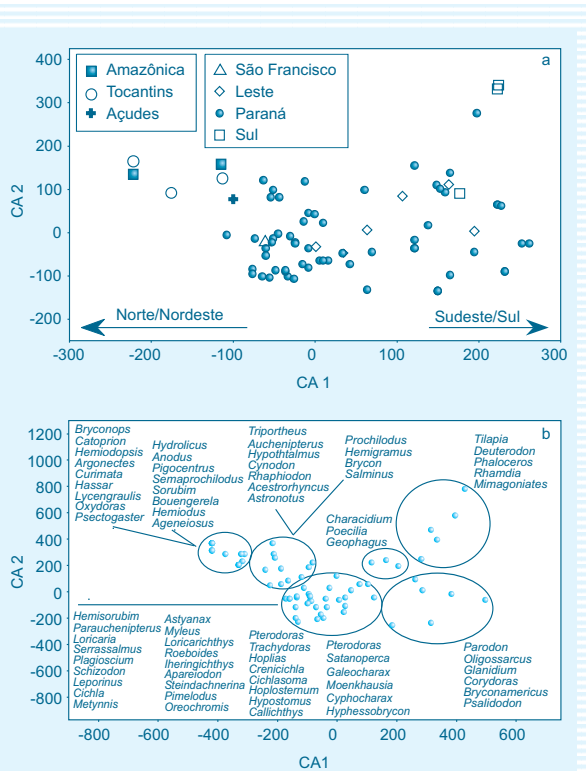


Figura 3.2.8 - Análise de Correspondência (CA) com dados de presença/ausência de gêneros dominantes em 67 reservatórios, localizados em diferentes bacias hidrográficas. A figura apresenta a ordenação dos locais (a) e dos gêneros (b).

Os reservatórios da bacia do Paraná, presentes em maior número, apresentaram-se de certa forma difusos na ordenação. Para melhor explorar esse comportamento, que deve estar sendo influenciado por fatores temporais (idade), regionais (históricos) e locais (hábitats), a Figura 3.2.9 apresenta a ordenação somente dos reservatórios dessa bacia, evidenciando as sub-bacias existentes.

Os reservatórios do rio Grande, Paranapanema e alto Paraná (considerando, neste caso, os reservatórios localizados na calha do rio Paraná a montante de Itaipu, incluindo o rio Paranaíba) apresentaram assembléias dominantes mais semelhantes entre si, em termos de gêneros. Algumas espécies dominantes tiveram grande ocorrência nos reservatórios dessas sub-bacias, como o canivete *Apareiodon affinis*, o lambari *A. altiparanae*, o mandi-beiçudo *I. labrosus*, o mandi *P. maculatus* e a corvina *P. squamosissimus*.

No rio Paranapanema, a pequirá *Moenkhausia intermedia* e a piranha *S. maculatus* também tiveram alta ocorrência como dominantes. No rio Grande, destacaram-se o sagüiru *Steindachnerina insculpta*, o campineiro *Schizodon nasutus* e o lambari *A. fasciatus*. No alto Paraná, a assembléia dominante foi mais variada entre reservatórios, mas podemos destacar as maiores ocorrências do piaú *Leporinus frederici* e do curimba *Prochilodus lineatus*. Como padrão recorrente, com exceção do curimba, espécies migradoras raramente estiveram entre as dominantes.

Os reservatórios da sub-bacia Tietê estiveram mais difusos na ordenação. Porém, apesar de a assembléia dominante ter variado entre os reservatórios, essa

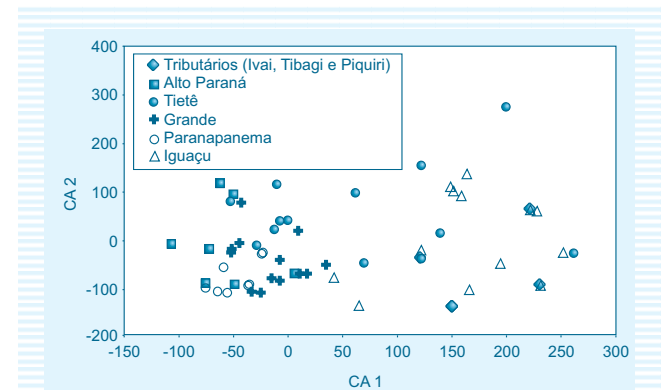


Figura 3.2.9 - Análise de Correspondência com dados de presença/ausência de gêneros dominantes em reservatórios da bacia do rio Paraná, evidenciando a ordenação das sub-bacias.

assembléia foi de certa forma semelhante à das sub-bacias citadas anteriormente. As espécies de ocorrência mais generalizada foram os lambaris *A. altiparanae* e *A. fasciatus*, o sagüiru *Cyphocharax modestus*, o acará *G. brasiliensis*, a corvina *P. squamosissimus* e a piranha *S. maculatus*.

O lado direito da ordenação foi ocupado, principalmente, pelos reservatórios do rio Iguaçu e dos tributários dos trechos mais ao sul da bacia (Ivaí, Piquiri e Tibagi). A assembléia dominante dos Tributários foi formada, em geral, por poucas espécies, sendo as de maior ocorrência os lambaris *A. altiparanae*, *A. scabripinnis*, a pequirá *Bryconamericus iheringii* e o peixe-cachorro *O. paranensis*. Os lambaris, todos ainda não descritos pela ciência, também dominaram a fauna dos reservatórios do rio Iguaçu, sendo seguidos pelo acará *G. brasiliensis* e de uma espécie endêmica de peixe-cachorro, *O. longirostris*. Devido ao caráter endêmico de

grande parte das espécies encontradas nessa bacia, ela tendeu a ser mais distinta.

A influência dos gêneros na ordenação dos reservatórios pode ser checada na Figura 3.2.8b, enquanto que a composição da assembléia dominante em cada reservatório pode ser observada em detalhes no final desse capítulo (APÊNDICE B).

Com essas análises, fica evidente que os reservatórios seguem padrões definidos de composição de espécies (ou gêneros), dependentes da bacia e sub-bacia nas quais estão inseridos. Tal fenômeno é reflexo direto da fauna preexistente, que é a matriz onde as influências decorrentes do represamento irão atuar. Diferenças imprevisíveis e de difícil explicação estão associadas a eventos de ordem local, alguns inclusive de ocorrência estocástica, dependentes do contexto e do histórico do represamento. Dessa maneira, a ictiofauna que observamos nos reservatórios nada mais é do que uma versão depauperada e modificada da fauna original.

Espécies Migradoras

Nas grandes bacias hidrográficas sul-americanas, as espécies mais conspícuas da ictiofauna são as migradoras (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1999; SANTOS; FERREIRA, 1999; SATO; GODINHO, 1999; capítulos em CAROLSFELD; HARVEY; ROSS; BAER, c2003), visto que entre estas estão incluídas quase todas as de grande porte. Embora algumas tenham contribuição relevante no número de indivíduos, como é o caso de curimbas *Prochilodus* e jaraquis *Semaprochilodus*, é na biomassa que elas têm

suas maiores participações, já que são todas de porte considerável. O fato de a maioria delas ser piscívora ou frugívora as torna apreciadas sobremaneira pelo mercado da pesca. Espécies com esses hábitos alimentares tendem a apresentar sabor e textura da carne mais agradável (GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996). Com isso, a pesca em sistemas lóticos pode ser baseada exclusivamente nessas espécies (PETRERE JUNIOR; AGOSTINHO; OKADA; JÚLIO JÚNIOR, 2002).

Muito se cogita a respeito do desaparecimento dos grandes migradores após o represamento de rios. Na verdade, o desaparecimento dessas espécies tem sido registrado tanto em inventários baseados na pesca experimental científica, quanto na pesca comercial e recreativa, como será descrito no Capítulo 5. De fato, os resultados provenientes dos 77 reservatórios inventariados com pesca experimental confirmam essa tendência. Tendo como base a classificação contida em Carolsfeld, Harvey, Ross e Baer (c2003), das 159 espécies de peixes registradas como dominantes (APÊNDICE B), somente 22 foram consideradas grandes migradoras. Além disso, cabe ressaltar que algumas espécies não apresentam comportamento migratório bem caracterizado, e que há diferenças no comportamento de uma mesma espécie entre bacias hidrográficas diferentes. Migrações de mapará foram relatadas por Carvalho e Mérona (1986) e Araújo-Lima e Ruffino (c2003) nas bacias do Norte do país, enquanto que no reservatório de Itaipu essa espécie realiza todo o seu ciclo de vida dentro dos limites represados (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

A ocorrência de espécies migradoras na fauna dominante dos reservatórios analisados atesta sua raridade nesses ambientes. Mais de 50% dos reservatórios analisados não têm espécies migradoras como componentes de sua fauna dominante (Figura 3.2.10), e somente 27% têm uma espécie migradora entre as dominantes. Poucos reservatórios apresentaram mais do que duas espécies migradoras entre as dominantes (Figura 3.2.10), indicando que as espécies mais abundantes nas assembléias são realmente as sedentárias.

Os gêneros identificados como migradores, bem como suas ocorrências na fauna dominante nos reservatórios analisados, estão apresentados na Figura 3.2.11. Entre eles, o de maior ocorrência foi *Pimelodus*, devido à ampla distribuição do mandi *P. maculatus* nesses reservatórios. Contudo, como destacado anteriormente, seria necessária uma melhor avaliação do comportamento reprodutivo dessa espécie em reservatórios, já que apresenta populações viáveis em um grande número deles, incluindo aqueles dos rios Tietê e Grande, onde a disposição em séries contínuas faz com que os trechos livres a montante sejam curtos ou inexistentes. Braga (2000) registra essa espécie como uma

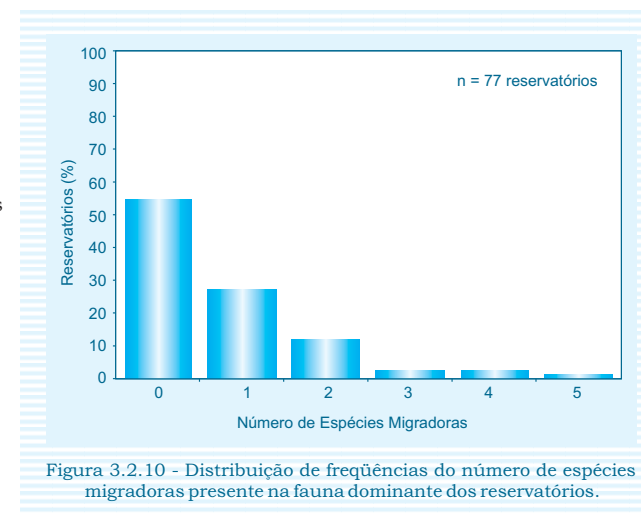


Figura 3.2.10 - Distribuição de frequências do número de espécies migradoras presente na fauna dominante dos reservatórios.

das principais em tributários do reservatório de Volta Grande (bacia do rio Grande), mas ressalta que não a encontrou em atividade reprodutiva nestes ambientes. Já no reservatório de Corumbá (bacia do rio Paranaíba), o mandi foi observado em atividade reprodutiva a jusante e montante do reservatório, além dos tributários (DEI TOS; BARBIERI; AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI, 2002). É possível que, como já mencionado, a espécie requiera trechos livres relativamente curtos para a migração reprodutiva, como o de pequenos tributários laterais, e que o período demandado para os processos de maturação, desova e recuperação das gônadas seja curto.

O segundo gênero migrador de maior ocorrência (~10 %) na fauna dominante foi *Prochilodus*, o curimba, que inclui espécies detritívoras. Apesar de utilizar recursos

alimentares abundantes na área represada, necessita de tributários e lagoas marginais para desova e desenvolvimento dos alevinos (AGOSTINHO; VAZZOLER; GOMES; OKADA, 1993). Sem o acesso a esses habitats superiores, as espécies desse gênero correm grande risco de não completar seu ciclo de vida.

Pacus de médio porte do gênero *Myleus* vêm em seguida, ocorrendo na fauna dominante em quase 7 % dos reservatórios. Há, entretanto, dúvidas de que as espécies desse gênero requeiram grandes trechos livres para complementação de seu ciclo de vida. Os demais gêneros raramente estiveram presentes entre os mais abundantes, sendo registrados como tal em menos de 4% dos reservatórios analisados (Figura 3.2.11). Mesmo assim, é possível que os gêneros *Ageneiosus*, *Metynnis* e *Hypophthalmus* incluam espécies não-migradoras ou com alta flexibilidade em relação à demanda por espaço.

Questão importante a ser investigada é se as espécies migradoras estão conseguindo sobreviver em habitats de regiões a montante dos represamentos, ou se estão sendo de fato localmente extintas. A simples presença dessas espécies não caracteriza a existência de populações viáveis. Esses indivíduos podem ser, na verdade,

remanescentes retidos nas regiões a montante do reservatório e que não conseguem mais retornar para as porções inferiores, nem alcançar tributários lóticos superiores (na existência de cascatas de reservatórios).

Estrutura Trófica

Os principais recursos consumidos em reservatórios são os de origem interna, autóctones, como zooplâncton, insetos, outros invertebrados aquáticos, detritos e peixes. Em termos de número e biomassa, espécies que consomem esses recursos prevalecem (AGOSTINHO; ZALEWSKI, 1995; ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995). Entretanto, esses itens são raramente consumidos de forma restrita por táxons especialistas, sendo a ingestão de diferentes itens, geralmente os de maior disponibilidade, o padrão de dieta mais comum (onivoria).

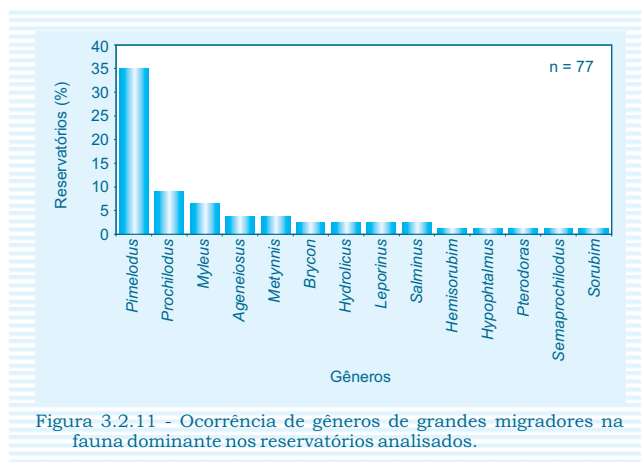


Figura 3.2.11 - Ocorrência de gêneros de grandes migradores na fauna dominante nos reservatórios analisados.

Tendo como base a ictiofauna de sete reservatórios, Araújo-Lima, Agostinho e Fabr e (1995) registraram como mais especiosas as categorias onívora e a carnívora. No presente inventário, consideravelmente mais extensivo, porém restrito às espécies dominantes, a categoria trófica de maior ocorrência foi, como esperado, a dos onívoros, presente na

ictiofauna dominante de quase todos os 77 reservatórios (Figura 3.2.12). Entre os onívoros com alta ocorrência destacam-se espécies dos gêneros *Astyanax*, *Geophagus* e *Pimelodus*.

Em seguida, também com elevada ocorrência (superior a 50 %) vêm as categorias piscívora, detritívora/iliófaga e herbívora. Dentre os piscívoros, destacaram-se os gêneros *Serrassalmus*, *Plagioscion*, *Oligossarcus* e *Cichla*.   necessário ressaltar que, devido à plasticidade no hábito alimentar, alguns piscívoros podem incluir outros itens de origem animal.

Dentre as detritívoras/iliófagas, espécies dos gêneros *Apareiodon*, *Cyphocharax*, *Steindachnerina* e *Prochilodus* foram as prevalentes, em ocorrência. Já entre as herbívoras destacaram-se espécies de *Astyanax*, *Myleus*, *Metynnis* e *Schizodon*.

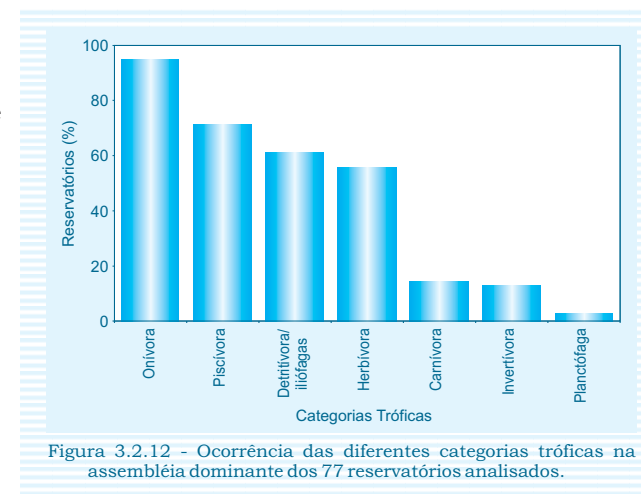


Figura 3.2.12 - Ocorrência das diferentes categorias tróficas na assembléia dominante dos 77 reservatórios analisados.

Espécies com hábito carnívoro e invertívoro, além das planctívoras, não foram tão comuns entre as dominantes (Figura 3.2.12). A categoria planctófaga, por exemplo, participou da fauna dominante em somente 2,6 % dos reservatórios, confirmando a tendência de baixa relevância dessa categoria trófica em águas neotropicais.

A Figura 3.2.13 apresenta em detalhes a representatividade de cada categoria trófica, entre as espécies dominantes, em todos os 77 reservatórios. Novamente, destacam-se o baixo número de espécies e a baixa ocorrência nos reservatórios das categorias carnívora, invertívora e planctófaga. Apenas uma espécie de planctófagos foi registrada entre as mais abundantes em cada assembléia. Os carnívoros se fizeram representar com até duas espécies entre as dominantes nas assembléias e os invertívoros com até quatro, mas todas em um número reduzido de reservatórios.

(continuação)

Espécies	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60
<i>Hoplosternum littorale</i>										X																				
<i>Hypostomus</i> spp.																														
<i>Iheringichthys labrosus</i>			X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Leporinus friderici</i>			X							X																				
<i>Leporinus obtusidens</i>										X																				
<i>Leporinus octofasciatus</i>					X																									
<i>Loricaria prolata</i>																														
<i>Metymnis maculatus</i>			X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Mimogoniatas microlepis</i>										X																				
<i>Moenkhausia intermedia</i>					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Myiurus tiete</i>										X																				
<i>Oligosarcus longirostris</i>			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pimelodus maculatus</i>			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pimelodus ortmanni</i>																														
<i>Pimelodus</i> sp.																														
<i>Plagioscion squamosissimus</i>			X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Prochilodus lineatus</i>																														
<i>Psalidodon</i> sp.																														
<i>Rhamdia voulezi</i>																														
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>																														
<i>Roeboides paranensis</i>										X																				
<i>Satanoperca pappaterra</i>			X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Schizodon nasutus</i>			X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Serrasalminus maculatus</i>			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Steindachnerina insculpta</i>			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

APÊNDICE B - Continuação com os demais reservatórios. Códigos: BACIA PARANÁ, 61 - Jordão; 62 - Curucaca; 63 - Piraquara; 64 - Passatuna; 65 - Porto Primavera; 66 - Ilha Solteira; 67 - Jupia; 68 - Itaipu; 69 - Harmonia; 70 - Fiu; 71 - Melissa; 72 - Mourão; 73 - Potos; BACIA ATLÂNTICO SUL, 74 - Parigot Souza; 75 - Guaricana; 76 - Salto do Meio; 77 - Vossoroca

(continuação)

Espécies	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77
<i>Apareiodon affinis</i>										X							
<i>Asryanax eigenmanniorum</i>											X						
<i>Asryanax scabripinnis paranæ</i>											X						
<i>Asryanax altiparanæ</i>			X							X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Asryanax janeiroensis</i>																	X
<i>Asryanax</i> sp. b			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Asryanax</i> sp. c			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Asryanax</i> sp. i																	X
<i>Asryanax</i> sp. l											X						
<i>Auchenipterus nuchalis</i>											X						
<i>Auchenipterus osteomystax</i>											X						
<i>Bryconamericus iheringii</i>											X	X	X	X	X	X	X
<i>Bryconamericus stramineus</i>											X						
<i>Cichla monoculus</i>											X						
<i>Corydoras paleatus</i>											X						
<i>Deuterodon iguape</i>																	X
<i>Deuterodon</i> sp. a																	X
<i>Deuterodon</i> sp. b																	X
<i>Deuterodon</i> sp. d																	X
<i>Geophagus brasiliensis</i>			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Geophagus cf. jurupari</i>																	X
<i>Hemisorubim platyrhynchus</i>																	X
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>																	X
<i>Hypostomus asplogaster</i>																	X
<i>Hypostomus derbyi</i>																	X
<i>Hypostomus</i> spp.																	X
<i>Leporinus friderici</i>																	X
<i>Loricariichthys platymetopon</i>																	X
<i>Loricariichthys rostratus</i>																	X
<i>Myiurus tiete</i>																	X
<i>Oligosarcus longirostris</i>			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Oligosarcus paranensis</i>																	X

(conclusão)

Espécies	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77
<i>Parauchenipterus galeatus</i>					X			X									
<i>Pithaloceros caudimaculatus</i>																X	
<i>Pimelodus maculatus</i>					X	X											
<i>Plagioscion squamosissimus</i>					X	X		X									
<i>Prochilodus lineatus</i>					X												
<i>Psalidodon gymnodontus</i>		X															
<i>Psalidodon</i> sp.		X															
<i>Pterodoras granulatus</i>								X									
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>						X											
<i>Schizodon altoparanae</i>					X												
<i>Schizodon borelli</i>					X												
<i>Schizodon</i> sp.																	
<i>Serrasalmus maculatus</i>																	
<i>Serrasalmus marginatus</i>					X												
<i>Steindachnerina insculpta</i>					X												
<i>Tilapia rendalli</i>														X			
<i>Trachydoras paraguayensis</i>					X												

Capítulo 4

Impactos dos Represamentos:

alterações ictiofaunísticas e colonização

Um efeito inevitável de qualquer represamento sobre a fauna aquática é a alteração na composição e abundância das espécies, com elevada proliferação de algumas e redução ou mesmo eliminação de outras (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). A avaliação dos fatores que levam a esses impactos não é, entretanto, uma tarefa simples, visto que se relaciona às variáveis físicas, químicas e biológicas, com uma profusão de interações que raramente são entendidas na extensão e profundidade adequadas.

Introdução

A natureza e a intensidade de impactos decorrentes das modificações hidrológicas impostas pelos represamentos dependem das peculiaridades da fauna local, tais como estratégias reprodutivas, padrões de migração, especializações tróficas e grau de pré-adaptações a ambientes lacustres, e das características do reservatório (ex: localização, morfologia, hidrologia), desenho da barragem, procedimentos operacionais, usos das encostas, natureza do solo, vazão, e das interações com outros reservatórios da bacia e entre essas variáveis.

Os impactos dos represamentos em nível de ecossistema podem ser categorizados em (i) *impactos de primeira ordem*, que englobam as conseqüências físicas, químicas e geomorfológicas decorrentes do bloqueio do rio e de alterações na distribuição espaço-temporal na vazão; (ii) *impactos de segunda ordem*, que envolvem mudanças na produtividade primária e na estrutura do canal, compreendendo o trecho represado e, principalmente, o segmento a jusante da barragem; (iii) *impactos de terceira ordem*, que incluem as modificações nas assembléias de invertebrados e peixes decorrentes dos impactos de primeira (ex: efeito de bloqueio de migração, por exemplo) ou de segunda ordem (ex.: mudanças na biomassa planctônica) – WCD (2000).

Interações entre os diferentes componentes do ecossistema nos impactos de terceira ordem podem ter implicações sobre as demais categorias e afetar os usos múltiplos

dos reservatórios. Os procedimentos operacionais na barragem e mesmo algumas atividades humanas de natureza competitiva ou destrutiva praticadas na bacia podem ter papel relevante nesse processo, além de promover um retardo na estabilização das condições limnológicas. Nesse sentido, a introdução de espécies não-nativas, mais factíveis de se estabelecerem permanentemente em ambientes alterados, tem destaque (PETTS, c1989).

Em geral, as respostas às condições naturais ou manipuladas em reservatórios são incompletas, uma vez que podem ser alteradas ou destruídas antes de sua completa efetivação. Nesse caso, o resultado esperado é um incremento caótico na sucessão de respostas, uma redução na interdependência e menor estabilidade biótica, confundindo a continuidade e os processos sucessionais naturais da biota (WETZEL, c1990). Um novo estado de “equilíbrio”, se ocorrer, pode levar entre 1 e 100 anos para que seja alcançado, desde o impacto de primeira ordem (PETTS, c1984).

Essa situação restringe os tipos de organismos em reservatórios àqueles com ampla tolerância fisiológica e adaptações comportamentais (WETZEL, c1990). Algumas espécies são incapazes de sobreviver em corpos d’água represados, devido, principalmente, à temperatura da água e/ou oxigênio dissolvido, baixa diversidade de habitats, baixo fluxo de água, locais de desova inapropriados, falta de presa suficiente para um estágio particular do ciclo de vida, ou falta de refúgio para as presas (O’BRIEN, c1990).

Entretanto, o grupo de peixes mais afetado pelos represamentos é o dos grandes migradores que, por ocuparem ampla área de vida (*home range*), podem ter suas populações fragmentadas, suas rotas de migração bloqueadas pela barragem ou seus habitats de desova, crescimento e desenvolvimento inicial modificados pelo alagamento (montante) e regulação das cheias (jusante). Já as espécies sedentárias, cujos limites geográficos de distribuição populacional são geralmente mais restritos, embora possam ser influenciadas pelo caráter lacustre do trecho represado e pela vazão e qualidade da água a jusante, são menos afetadas.

Na área de influência de um reservatório, os impactos têm natureza e intensidade consideravelmente distintas. Sua abordagem deve considerar, portanto, essa peculiaridade. Embora a ênfase nas avaliações de impactos venha sendo dada ao trecho alagado, talvez em razão da maior visibilidade dada pelo represamento, tanto na fisionomia regional quanto no deslocamento de populações humanas, é no trecho abaixo da barragem que estes se mostram mais relevantes.

Corpo do Reservatório

A ictiofauna de um reservatório tem sua origem no sistema fluvial onde ele se situa, podendo o processo de ocupação ser visto como colonização ou simplesmente uma reestruturação nas assembléias locais. A maneira como essa ocupação é vista depende do grau de restrição imposto pelas condições

físicas e químicas vigentes no represamento durante a fase heterotrófica inicial (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Fase de Enchimento

As rápidas transformações que ocorrem logo no início do processo de enchimento são decorrentes da diminuição do tempo de renovação da água, visto que um ecossistema lótico transforma-se repentinamente em outro com características lênticas. Conseqüentemente, padrões verticais decorrentes da formação de estratificação térmica, e que afetam a ciclagem de nutrientes e distribuição de organismos, são acrescidos aos vetores predominantemente longitudinais, existentes antes do fechamento da barragem.

Elevação das concentrações de nutrientes constitui-se numa ocorrência comum durante a fase de enchimento (ESTEVES, 1988; MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI; SAGGIO; OLIVEIRA NETO; ESPÍNDOLA, 1991; PATERSON; FINDLAY; BEATY; FINDLAY; SCHINDLER; STANTON; McCULLOUGH, 1997). Esse aumento pode ser atribuído a pulsos associados à decomposição do folhedo e à liberação de nutrientes do solo alagado, no primeiro momento, e, posteriormente, à queda das folhas das árvores alagadas e sua decomposição (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI; SAGGIO; OLIVEIRA NETO; ESPÍNDOLA, 1991). Os efeitos desses pulsos, que começam a atuar ainda na fase de enchimento, podem ser sentidos mesmo depois de o reservatório entrar em operação, principalmente nas camadas mais profundas da coluna d’água,

onde elevadas concentrações de nutrientes e elevados valores da condutividade elétrica são constatados (THOMAZ; PAGIORO; ROBERTO; PIERINI; PEREIRA, 2001).

O desenvolvimento de estratificação térmica, que se segue à formação do reservatório, apresenta importante papel para que o acúmulo de íons constatado na fase de enchimento se prolongue pela fase de operação, principalmente no caso dos reservatórios que apresentam tomadas de água superficial.

Mesmo que em geral se constate um incremento das concentrações de nutrientes durante e logo após a fase de enchimento, deve ser considerado que as concentrações de alguns importantes elementos, como o fósforo, por exemplo, são determinadas pela interação de processos antagônicos. Assim, simultaneamente às entradas desse elemento provenientes dos pulsos mencionados, a formação de um ecossistema lêntico representa o aumento das taxas de sedimentação, que atuam no sentido de retirá-lo da água.

Assim, o acúmulo de fósforo na água durante a fase de enchimento sugere que as entradas a partir das áreas alagadas predominam durante esse período. Por outro lado, as concentrações de fósforo são muito mais influenciadas por processos de sedimentação após o término da fertilização decorrente do alagamento.

O aumento do tempo de retenção e das concentrações de nutrientes faz com que a fase de enchimento represente um período

propício ao desenvolvimento das comunidades de produtores primários, representados pelo fitoplâncton ou pela comunidade de macrófitas aquáticas.

Estudos no reservatório de Corumbá (bacia do rio Paranaíba, alto rio Paraná) evidenciaram que a produtividade primária fitoplanctônica na camada subsuperficial, que era inferior a $0,17 \text{ mgO}_2 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ até 10 dias após o fechamento da barragem, aumentou para $0,84 \text{ mgO}_2 \text{ l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 39 dias após o fechamento (THOMAZ; PAGIORO; ROBERTO; PIERINI; PEREIRA, 2001). Além da elevação das concentrações de nutrientes, o aumento das taxas de produtividade primária deve ter sido favorecido pela melhora do regime de luz, pois os valores do coeficiente de atenuação luminosa passaram de $4,60 \text{ m}^{-1}$ no dia do fechamento para $0,89 \text{ m}^{-1}$ 10 dias após o fechamento da barragem (THOMAZ; PAGIORO; ROBERTO; PIERINI; PEREIRA, 2001).

Porém, no caso do aumento das populações de macrófitas aquáticas, outras condições favoráveis, tais como a ausência de vento acentuado, redução da turbulência da água, disponibilidade de propágulos e de focos de dispersão, devem ocorrer simultaneamente à elevação das concentrações de nutrientes derivada dos pulsos (ESTEVES; CAMARGO, 1986; THOMAZ; BINI, 1999).

Nesse caso, espécies flutuantes, tais como *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia auriculata*, podem se desenvolver acentuadamente durante e logo após a fase de enchimento, chegando inclusive a prejudicar os usos múltiplos do reservatório. Desenvolvimento maciço de espécies

flutuantes tem sido constatado em vários reservatórios tropicais, como o de Tucuruí, no Brasil (TUNDISI, 1994) e Kariba, na África (MITCHELL; PIETERSE; MURPHY, 1990).

Outro fenômeno constatado com frequência durante a fase de enchimento de reservatórios é a marcante queda das concentrações de oxigênio dissolvido da água, que pode ficar virtualmente ausente em parte da coluna d'água (Figura 4.1) ou mesmo em sua totalidade. Nesse período, a desoxigenação independe dos ciclos de estiagem e chuvas, sendo determinada basicamente pela decomposição da biomassa alagada (ESTEVES, 1988).

Existem registros da formação de camada anóxica durante a fase de enchimento de reservatórios tropicais no caso de alagamento de florestas, que têm grande biomassa disponível para a decomposição (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI; SAGGIO; OLIVEIRA NETO; ESPÍNDOLA, 1991), e também de cerrados, com menor biomassa (DE FILIPPO; SOARES; THOMAZ; ROBERTO; PAES DA SILVA, 1997).

Os eventos de anoxia são de importância capital para o manejo desses ecossistemas durante sua formação, por comprometerem sobremaneira a sobrevivência e a diversidade da fauna aquática.

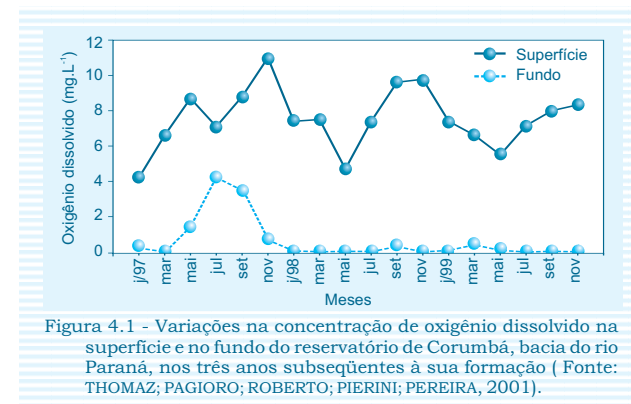


Figura 4.1 - Variações na concentração de oxigênio dissolvido na superfície e no fundo do reservatório de Corumbá, bacia do rio Paraná, nos três anos subsequentes à sua formação (Fonte: THOMAZ; PAGIORO; ROBERTO; PIERINI; PEREIRA, 2001).

O consumo de oxigênio dissolvido registrado imediatamente após o fechamento de uma barragem pode ser atribuído à mineralização de compostos dissolvidos lábeis, liberados por lixiviação, sendo mantido posteriormente pela decomposição do material orgânico mais refratário. Essa afirmação é baseada em resultados de experimentos realizados em microcosmos, que evidenciaram que a demanda de oxigênio pela matéria orgânica dissolvida é consideravelmente maior do que a demanda gerada pela matéria orgânica particulada (BIANCHINI JUNIOR; TOLEDO, 1998).

A grande entrada de material orgânico dissolvido também é responsável pelo imediato aumento da produção secundária bacteriana durante a fase de enchimento (PATERSON; FINDLAY; BEATY; FINDLAY; SCHINDLER; STANTON; McCULLOUGH, 1997). Desse modo, além do aumento da produção primária fitoplanctônica e de macrófitas, o aporte de detritos terrestres também deve contribuir para o incremento da atividade biológica de reservatórios em processo de formação.

Ainda durante a fase de enchimento, a queda das concentrações de oxigênio dissolvido provoca mudanças na proporção entre as diferentes formas iônicas. Assim, as formas predominantemente oxidadas da fase rio são substituídas por formas reduzidas na fase de enchimento. Isso explica o acentuado acúmulo de nitrogênio amoniacal em reservatórios tropicais recém-formados (ESTEVES, 1988; MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI; SAGGIO; OLIVEIRA NETO; ESPÍNDOLA, 1991; THOMAZ; PAGIORO; ROBERTO; PIERINI; PEREIRA, 2001).

Com base nessas observações, pode-se caracterizar a fase de enchimento de um reservatório como sendo um período de transformações rápidas e intensas, que marcam a transição de um ecossistema lótico para outro lêntico ou semi-lêntico.

Os pulsos de entrada de nutrientes e detritos, aumento da transparência da coluna d'água, redução da turbulência e a formação de estratificação térmica podem ser considerados, resumidamente, os fatores-chave envolvidos nesse processo. Todos os fenômenos que ocorrem durante o enchimento devem ainda ser mais acentuados em reservatórios tropicais do que em temperados, tendo em vista a elevada temperatura dos primeiros, durante todo o ano.

Os processos limnológicos associados ao enchimento de reservatório têm implicações relevantes sobre o processo subsequente de ocupação deste pela ictiofauna regional. Embora a literatura seja também pobre em registros acerca dos processos que ocorrem com a comunidade de peixes imediatamente

após o represamento, dados não publicados de um monitoramento realizado durante o enchimento do reservatório de Salto Caxias, no rio Iguaçu (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPELIA/COPEL, 2001) demonstram que, nos primeiros dias, indivíduos de diferentes espécies ocupam toda a coluna d'água, independentemente do tipo de hábitat que ocupavam anteriormente ou que, provavelmente, venham a ocupar no novo ambiente.

Nessa fase, a pesca experimental com métodos passivos (redes de espera, por exemplo) apresenta elevado rendimento, sugerindo intensa mobilidade dos indivíduos.

A expansão da camada anóxica que ocorre a partir do fundo e das imediações da barragem, geralmente ao final da primeira quinzena do início do enchimento, marca um período de deslocamentos massivos de peixes para os tributários e trechos não-represados a montante (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPELIA/COPEL, 2001). As espécies remanescentes concentram-se nas margens, nas áreas rasas e partes mais altas do reservatório (FERNANDO; HOLCÍK, 1991; RODRÍGUEZ RUIZ, 1998).

Ventos, chuvas ou mesmo variações térmicas (frentes frias) podem promover a mistura da coluna ou parte dela, promovendo mortandades extensas ou localizadas (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPELIA/FURNAS, 2000). Com o início da liberação da água pela barragem, novo período de instabilidade ocorre, cuja magnitude e impacto sobre as espécies remanescentes depende da posição da tomada de água.

Esse padrão teórico pode ser amplamente modificado conforme as características e a abundância da fitomassa alagada, o tamanho, profundidade e morfometria da bacia, a velocidade do processo e a operação de enchimento. No reservatório de Corumbá, cuja área de alagamento envolveu vegetação de cerrado, a camada anóxica chegou a 10 metros da superfície durante o enchimento (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPELIA/FURNAS, 2000). Já no reservatório de Samuel, na Amazônia, essa camada ficou a 6 metros da superfície (MATSUMURA-TUNDISI; TUNDISI; SAGGIO; OLIVEIRA NETO; ESPÍNDOLA, 1991).

A época do ano em que ocorre o fechamento do reservatório é também relevante no processo de colonização do novo ambiente, especialmente quando a barragem posiciona-se em um ponto intermediário no trecho de distribuição populacional de espécies migradoras.

As condições favoráveis de vazão na estação chuvosa têm levado os tomadores de decisão a estabelecer esse período para o fechamento das comportas e enchimento do reservatório. Esse procedimento, embora deletério para os estratos populacionais a jusante, tem impacto positivo sobre a colonização inicial do trecho represado, visto que retém no trecho a montante aquelas espécies com migração reprodutiva ascendente. O enchimento do reservatório simula as condições de grandes cheias, apropriadas ao desenvolvimento inicial de suas larvas, resultando em grande aporte de juvenis no primeiro ano da sua formação.

Entretanto, essa tendência não é sustentável e, já a partir do segundo ano o recrutamento a partir do reservatório é nulo, e a persistência

desse grupo de espécies na metade superior do reservatório tem sido atribuída à existência de áreas de desova e criadouros naturais em segmentos livres a montante.

No reservatório de Manso (bacia do rio Cuiabá), cinco das quinze principais espécies na pesca experimental realizada no primeiro ano do represamento foram constituídas por grandes migradores, com destaque para a piraputanga *Brycon microlepis* e o dourado *Salminus brasiliensis*, que juntas compuseram 12% do número de indivíduos capturados (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPELIA/FURNAS, 2001b).

As pescarias realizadas nos três anos subsequentes revelaram sensíveis reduções na participação desse grupo de espécies (dados não publicados). Fato similar foi constatado nos reservatórios de Corumbá e Itaipu, ambos na bacia do rio Paraná e cujo fechamento ocorreu no início da quadra reprodutiva das espécies migradoras (AGOSTINHO, 1994; UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPELIA/FURNAS, 2001a).

Fase de Colonização

Colonização será aqui utilizada em seu sentido amplo, para descrever as alterações a que as assembléias de peixes são submetidas durante o período que se inicia com a conclusão da fase de enchimento e se estende por um período variável, até que certa "estabilidade" seja alcançada.

O tempo para que uma comunidade de peixes alcance alguma estabilidade temporal em um reservatório é, entretanto, variável. Lowe-

McConnell (1999) relata períodos de 6 a 10 anos para reservatórios russos de latitude menor que 55° N, e de 25 a 30 anos naquelas maiores. Balon (1974) concluiu que o reservatório de Kariba, no rio Zambezi, alcançou certa estabilidade no 10º ano após o fechamento.

No reservatório de Itaipu, baseado na queda da dissimilaridade entre amostras da ictiofauna obtidas em diferentes anos, esse tempo foi estimado em 15 anos (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Entretanto, a composição da fauna original, a área da bacia de captação, o tempo de renovação da água, a extensão do trecho livre de barramentos a montante, a presença de grandes tributários, o desenho da barragem e os procedimentos operacionais são alguns dos fatores que influenciam nesse tempo.

Grandes perturbações não-cíclicas relacionadas à operação da barragem, além de contribuírem para a instabilidade na estrutura das comunidades, reduzem a riqueza de espécies e o tamanho dos estoques, como demonstram as baixas diversidades e os baixos rendimentos da pesca em reservatórios mais antigos da bacia do rio Paraná (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Assim, flutuações amplas e aleatórias de nível da água podem retardar a estabilização do reservatório, levando a oscilações nas populações de espécies oportunistas (r-estrategistas) e afetando negativamente as de equilíbrio (k-estrategistas) e sazonais (*sensu* WINEMILLER, 1989), que incluem os peixes de maior porte da região neotropical.

Os eventos que se seguem ao represamento, em relação às comunidades de peixes, são determinados pelas condições ambientais nos períodos críticos como o do enchimento e início de operação.

Naqueles reservatórios em que a anoxia é localizada, ocorre forte alteração na estrutura das comunidades, com mudanças drásticas na abundância das espécies ou mesmo a extinção local de alguns elementos. Quando a anoxia alcança grandes extensões da área represada, o processo de colonização é iniciado pelos indivíduos que permaneceram na periferia do reservatório tão logo as condições aeróbicas sejam restabelecidas. É esperado que a extensão do volume anóxico nos reservatórios seja distinta entre as bacias, visto que o grau de ocupação humana, e seus impactos decorrentes, variam.

Assim, na bacia dos rios Paraná, São Francisco e bacias Atlânticas, onde a ocupação humana é maior, a biomassa vegetal alagada é, em geral, inferior às da Amazônia e Tocantins, o que resultaria em menores problemas com a depleção de oxigênio. Entretanto, nas primeiras bacias citadas, o alagamento, muitas vezes, envolve áreas agrícolas nas quais fertilizantes químicos, pesticidas e herbicidas foram aplicados intensivamente, contribuindo para a deterioração da qualidade da água logo após o enchimento (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; CALIJURI, c1993).

A primeira implicação na colonização do novo ambiente é que só serão bem-sucedidos os elementos da ictiofauna que estão aptos a desenvolver mecanismos adaptativos diferentes daqueles que tinham no sistema lótico (FERNANDO; HOLCÍK, 1982; KUBECKA,

c1993). Entretanto, as alterações impostas pelos represamentos mostram consideráveis variações de intensidade no espaço e no tempo, o que leva a respostas distintas das assembleias de peixes. Assim, o processo de colonização será aqui considerado em seus aspectos espaciais e temporais.

Na *abordagem espacial* do processo de ocupação há que se distinguir diferentes estratos longitudinais (zonas lacustre, transição e fluvial - Figura 4.2), transversais e verticais (zonas litorânea, pelágica e profunda), especialmente em grandes reservatórios.

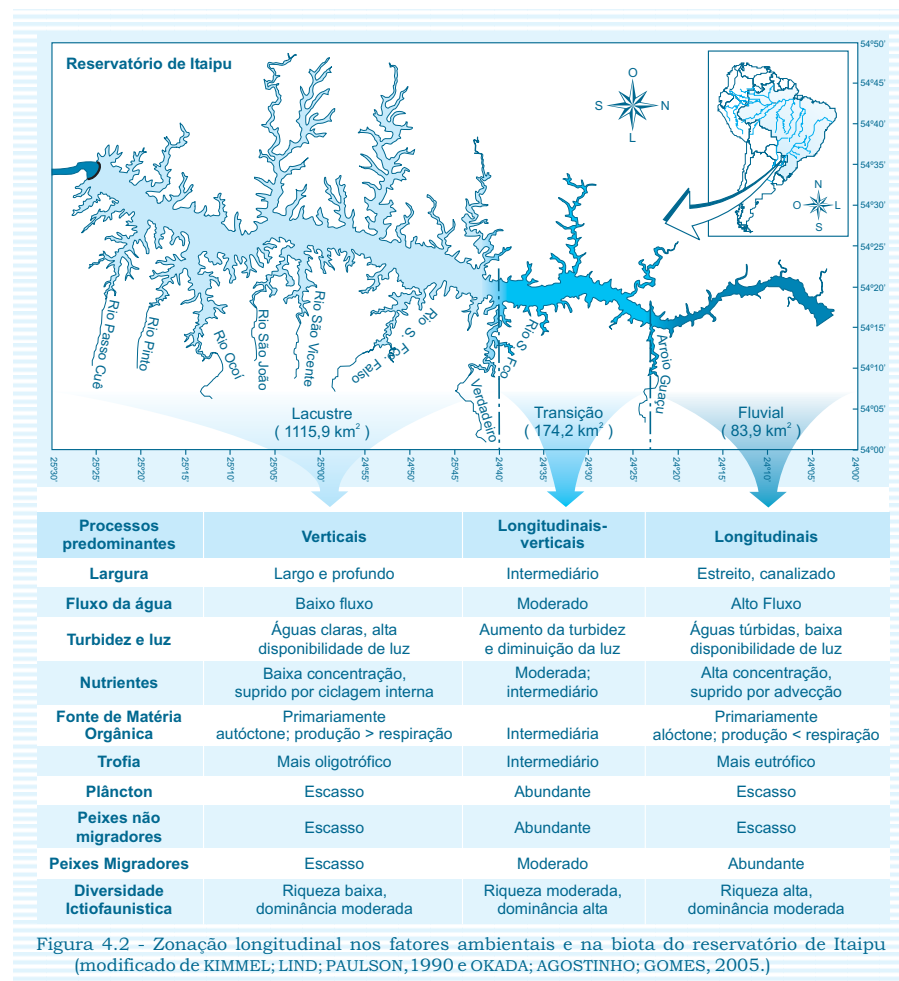


Figura 4.2 - Zonalização longitudinal nos fatores ambientais e na biota do reservatório de Itaipu (modificado de KIMMEL; LIND; PAULSON, 1990 e OKADA; AGOSTINHO; GOMES, 2005.)

Marcantes diferenças entre as amostras obtidas antes e após a formação do reservatório de Corumbá demonstram que o grau de modificação imposto pelo represamento na composição e estrutura das assembléias de peixes variou com a distância da barragem (BINI; AGOSTINHO, 2001).

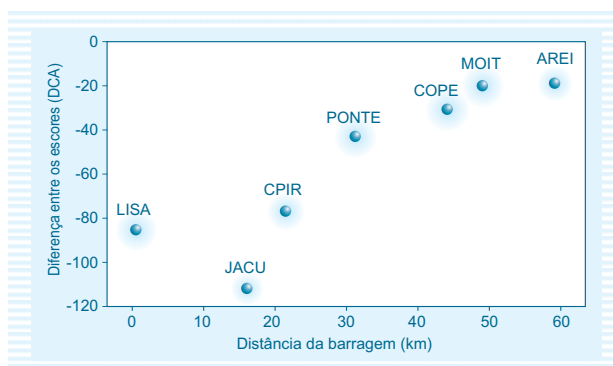


Figura 4.3 - Gradiente espacial das diferenças entre os escores médios do eixo 1 de uma DCA obtidos antes e após o represamento ao longo da calha do rio Corumbá. (Fonte: BINI; AGOSTINHO, 2001).

Assim, utilizando-se as diferenças entre os escores do primeiro eixo de uma DCA (Análise de Correspondência com remoção do efeito do arco) calculados antes e após o enchimento do reservatório, esses autores verificaram que as alterações na ictiofauna foram mais intensas nas proximidades da barragem (locais: LISA, JACU, CPIR) e pouco relevantes a montante do reservatório (AREI e MOIT) - Figura 4.3.

Dessa forma, em geral, as espécies regionais são mais bem-sucedidas na colonização das zonas fluvial e litorânea dos reservatórios.

A zona fluvial, caracterizada como aquela em que os processos de transporte ainda predominam sobre os deposicionais e que, em geral, se localiza no terço superior de grandes reservatórios, normalmente não apresenta a maior biomassa ou densidade de peixes (KIMMEL; LIND; PAULSON, c1990). Porém a diversidade específica é a maior entre as zonas de reservatórios, independentemente do estrato transversal ou vertical considerado (Figura 4.4).

O terço superior do reservatório de Itaipu contém todas as espécies registradas nos trechos mais internos, acrescidas de outras típicas do trecho lótico a montante (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETREIRE JUNIOR, 1994). Fato similar foi evidenciado já no segundo ano da formação do reservatório de Segredo (AGOSTINHO; FERRETTI; GOMES; HAHN; SUZUKI; FUGI; ABUJANRA, 1997). A manutenção de algumas características do ambiente original, como o baixo tempo de residência da água, a entrada de material alóctone, transparência e a heterogeneidade de habitats, explica essa tendência.

Já as zonas litorâneas apresentam maior diversidade específica e são mais produtivas que as demais, sendo isso decorrência dos aportes de nutrientes e alimentos das encostas, menor profundidade e maior grau de estruturação dos habitats (SMITH; PEREIRA; ESPÍNDOLA; ROCHA, 2003). Essas diferenças tendem a se acentuar com a idade do reservatório (Figura 4.4).

No reservatório de Itaipu, decorridos 15 anos de sua formação, 64 das 67 espécies capturadas com redes de espera o foram na zona litorânea. Na pelágica e na profunda foram registradas 22 e 20 espécies, respectivamente. O número de indivíduos capturados em 1.000 m² de rede durante 24h foi, em média, de 388 na litorânea, 22 na pelágica e 20 no fundo.

A colonização das zonas litorâneas é, em geral, feita por espécies regionais com estratégias generalistas e com ampla tolerância a variações de habitat. Trata-se da zona biologicamente mais produtiva que, em reservatórios de latitudes temperadas da Europa, é habitada principalmente por ciprinídeos e alguns percídeos, e da América do Norte por catostomídeos, silurídeos e percídeos (FERNANDO; HOLCÍK, 1991). Em reservatórios africanos, essa zona é ocupada por ciclídeos.

Em Itaipu, embora os ciclídeos estejam restritos a essa área, a família contribuiu com apenas 13,2% da CPUE nela registrada em 1997 (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). Nesse reservatório, um scianídeo introduzido (corvina), pequenos tetragonoptéridos (Characiformes) e pimelodídeos (Siluriformes) são dominantes.

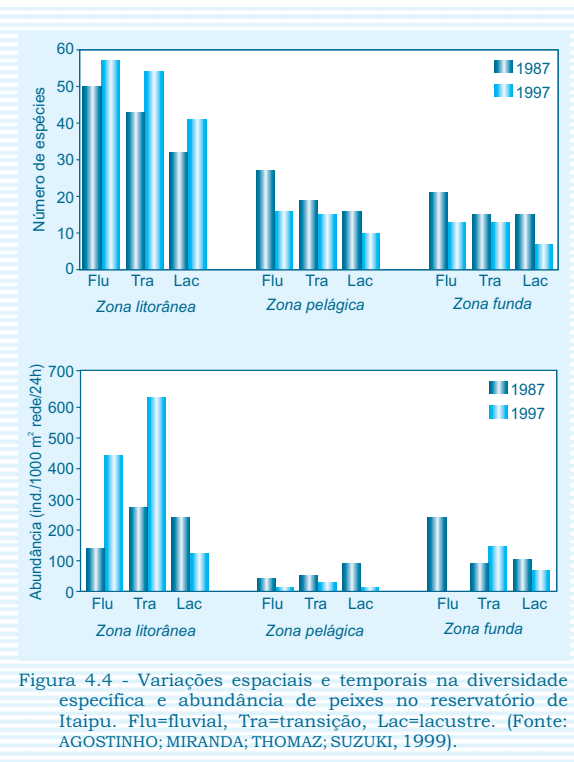


Figura 4.4 - Variações espaciais e temporais na diversidade específica e abundância de peixes no reservatório de Itaipu. Flu=fluvial, Tra=transição, Lac=lacustre. (Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Os impactos do represamento sobre a diversidade de peixes nos estratos de margem e da calha do rio mostraram-se distintos no rio Corumbá (BINI; AGOSTINHO 2001). Assim, após o enchimento do reservatório de Corumbá, constatou-se um incremento no índice de diversidade de Shannon na zona litorânea do reservatório em relação às antigas margens do rio e uma redução significativa nas áreas abertas em relação à calha (Figura 4.5). Pré-adaptações da ictiofauna fluvial às condições das áreas rasas e com maior disponibilidade de abrigo podem explicar essa tendência.

A ictiofauna da maioria das bacias hidrográficas brasileiras carece de espécies lacustres no sentido preconizado por Fernando e Holcík (1991), ou seja, peixes endêmicos de lagos que vivem nesse ambiente durante todo o ciclo de vida. A virtual ausência de lagos naturais impediu que espécies com essa estratégia de vida se desenvolvessem nas águas interiores do Brasil.

Na fauna neotropical, algumas espécies com hábitos predominantemente lacustres têm-se desenvolvido em rios e lagoas de planície de inundação, destacando-se entre elas os eritrínídeos (traíras), calictídeos (caboças), serrassalmídeos (piranhas), alguns loricarídeos (cascudos), curimatídeos (sagüirus) e ciclídeos (acarás) (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1999). Entretanto, essas espécies ocupam habitats de fundo ou guardam profunda relação com as macrófitas flutuantes e nenhuma delas tem modo de vida pelágico.

A ausência de espécies pré-adaptadas às condições pelágicas no alto rio Paraná tem

sido associada ao baixo rendimento da pesca nas zonas mais internas de grandes reservatórios dessa bacia (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). Fernando e Holcík (1991) relatam ser a formação do habitat pelágico a característica mais extraordinária dos grandes represamentos, e que a falta de elementos da ictiofauna para ocupá-lo está ligada ao baixo rendimento pesqueiro do reservatório.

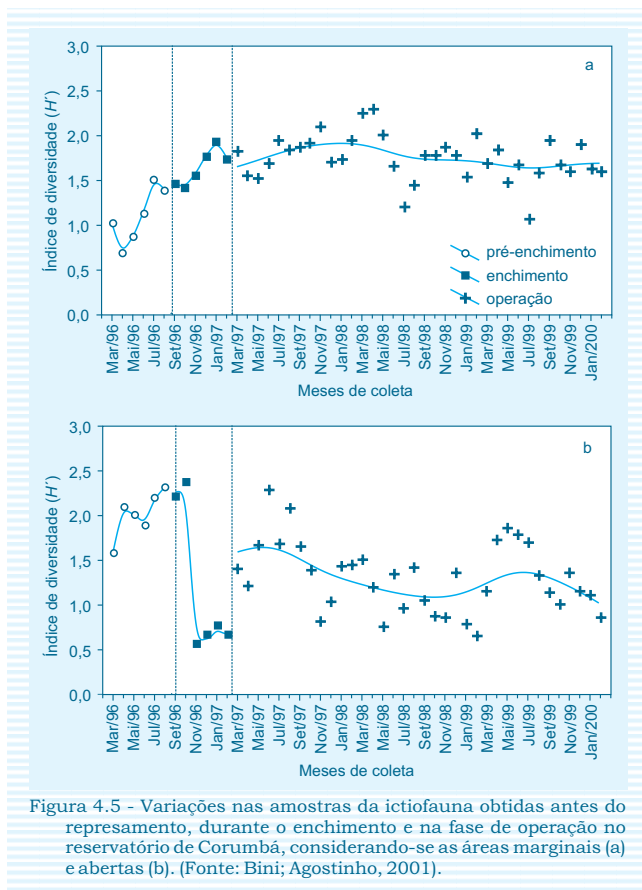


Figura 4.5 - Variações nas amostras da ictiofauna obtidas antes do represamento, durante o enchimento e na fase de operação no reservatório de Corumbá, considerando-se as áreas marginais (a) e abertas (b). (Fonte: Bini; Agostinho, 2001).

O habitat pelágico, menos que os litorâneos, requer pré-adaptações morfológicas e comportamentais para a tomada de alimento, reprodução, deslocamentos e evitação da predação.

No reservatório de Itaipu, todas as espécies registradas nas áreas abertas o foram, também, na zona litorânea. Algumas dessas espécies, entretanto, foram bem-sucedidas nas áreas abertas, destacando-se o zooplancívoro filtrador *Hypophthalmus edentatus* (mapará), o insetívoro-zooplancívoro *Auchenipterus osteomistax* (palmito) e o piscívoro *Raphiodon vulpinus* (dourado-facão), todas com adaptações para deslocamento e tomada de alimento pelágico, como forma do corpo, posições da boca e dos olhos (FREIRE; AGOSTINHO, 2000).

Essas espécies, embora tenham-se constituído como as principais nesse habitat, foram mais abundantes nas áreas litorâneas. São oriundas do médio rio Paraná e, portanto, presentes apenas nos dois primeiros reservatórios a montante de Itaipu (Rosana e Porto Primavera), fechados em datas posteriores às suas dispersões no alto rio Paraná.

Duas outras espécies importantes nas capturas da zona pelágica, porém mais abundantes nas demais, foram a piscívora introduzida *P. squamosissimus* (corvina) e o doradídeo onívoro *Pterodoras granulosus* (armado). A primeira é a principal espécie na pesca artesanal praticada em quase todos os reservatórios da bacia (PETRERE JÚNIOR; AGOSTINHO; OKADA; JÚLIO JÚNIOR, 2002).

O fundo dos reservatórios é também pouco ocupado pelos peixes, podendo o fato ser

atribuído a um conjunto complexo de fatores, como correntes de densidade, estratificação térmica, depleção de oxigênio, disponibilidade de alimento e penetração da luz (MATTHEWS; HILL; SCHELLHAASS, 1985; RUDSTAM; MAGNUSON, 1985; FERNANDO; HOLCÍK, 1991). A diversidade específica e a densidade de peixes, a exemplo daquelas da zona pelágica, tendem a diminuir nessa zona (Figura 4.4).

No reservatório de Itaipu, decorridos 15 anos do fechamento, as capturas no fundo foram dominadas pelo armado *P. granulosus* (53,9%), seguido pelo cascudo *Loricariichthys* (19,1%) e a corvina *P. squamosissimus* (17,0%). Espécies características da zona pelágica podem ser registradas no fundo ou próximo dele, durante o dia (AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995). Nesses levantamentos, não foram, entretanto, explorados ambientes com profundidades superiores a 60 metros.

Numa perspectiva *temporal*, os impactos decorrentes dos represamentos relacionam-se às mudanças na produtividade primária do reservatório de acordo com sua idade.

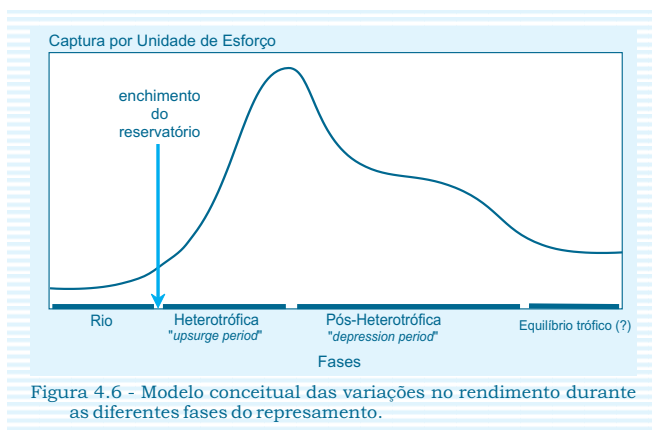
Como visto anteriormente, a elevada produção biológica nos primeiros anos do represamento é um processo decorrente da grande liberação de nutrientes dissolvidos pela matéria orgânica submersa durante o processo de decomposição (BALON, 1973; PETRERE JÚNIOR, 1996).

Esse aporte de nutrientes, em geral, aumenta a produção em todos os níveis tróficos (O'BRIEN, 1990), sendo esse período de elevada produção conhecido como *trophic upsurge period* (KIMMEL; GROEGER, 1986). Como os

processos físicos, químicos e biológicos tendem a ser mais rápidos em latitudes tropicais, essa fase espera-se ser mais efêmera nos trópicos (WILLIAMS; WINEMILLER; TAPHORN; BALBAS, 1998).

Com o tempo, ocorre um acentuado decréscimo de nutrientes no corpo do reservatório (*depression period*), sendo tal fato atribuído a processos de sedimentação, remoção pela pesca ou exportação pelo vertedouro (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). Após esses eventos, o novo patamar de produtividade deve se localizar em algum ponto entre a produção original do rio e a de um lago natural (BALON, 1973; NOBLE, 1986; RANDALL; KELSO; MINNS, 1995; WILLIAMS; WINEMILLER; TAPHORN; BALBAS, 1998) – Figura 4.6.

A tendência de depleção trófica, que caracteriza a maioria dos reservatórios após os primeiros anos da formação (RIBEIRO; PETRERE JUNIOR; JURAS, 1995), pode ser revertida pela alternância de períodos prolongados de baixos níveis de água, permitindo o desenvolvimento de vegetação na zona de depleção, seguidos de períodos de níveis normais. No reservatório de Sobradinho, bacia do rio São Francisco, esse processo tem sido associado às extraordinárias variações no rendimento da pesca artesanal (AGOSTINHO, 1998).



A manipulação de nível visando elevar a taxa de recrutamento de peixes e a capacidade biogênica de reservatórios tem sido preconizada por diversos autores (BENNETT, c1970; NOBLE, 1980; MARTIN; MENGEL; NOVOTNY; WALBURG, 1981; MITZNER, 1981; RAINWATER; HOUSER, 1982; BEAM, 1983; MIRANDA; SHELTON; BRYCE, 1984; PLOSKEY, 1985; SUMMERFELT, 1993; HAYES; TAYLOR; MILLS, 1993). A depleção trófica pode também ser retardada pela entrada de nutrientes resultantes da atividade antropogênica, como a poluição urbana ou agropecuária.

Nos parágrafos seguintes são apresentados alguns padrões relacionados à colonização de reservatórios pelos peixes. Embora o foco principal seja sobre os padrões temporais, as variações nesses padrões consideram os efeitos da zonização espacial. As variações no esforço reprodutivo são avaliadas primeiro, dada a sua relevância sobre a diversidade e a abundância específica, também consideradas nesta sessão. Considerações sobre as variações no

tamanho dos peixes e na estrutura trófica dos reservatórios são feitas ao final.

A **reprodução**, pelo caráter mais conservador de suas estratégias em relação às de outras atividades vitais, impõe relevantes limitações à ocupação dos novos reservatórios pela fauna fluvial. A primeira e mais evidente é o requerimento de grandes áreas livres pelos grandes peixes migradores.

As barragens, dependendo de sua posição em relação à área vital dessas espécies, podem interceptar seus acessos às áreas de desova, reduzir os espaços livres e deplecionar suas populações a densidades abaixo de limiares críticos, ou mesmo eliminá-las como tal. O efeito combinado de barragens em série nos principais tributários do alto rio Paraná tem sido responsabilizado pelo virtual desaparecimento dos grandes peixes migradores dessa área (LOWE-McCONNELL, 1999).

A manutenção de trechos livres a montante tem, entretanto, assegurado a ocupação do trecho superior dos reservatórios por várias dessas espécies (AGOSTINHO, 1994).

Os peixes exibem enorme gama de outras estratégias reprodutivas, determinadas pela história evolutiva do *pool* gênico do qual o peixe é membro.

O entendimento da estratégia reprodutiva está na identificação do processo seletivo que levou à evolução da estratégia observada (WOOTTON, 1990), que no caso das espécies fluviais foram as condições lóticis. Compõe

a estratégia reprodutiva um conjunto de características, como idade e tamanho de primeira maturação, fecundidade, tamanho e natureza dos gametas, grau de paridade, período de reprodução, local de desova, organização do comportamento reprodutivo, tipo de desenvolvimento ovocitário, tipo de desova e proporção sexual (VAZZOLER, 1996).

Dependendo das condições ambientais momentâneas vividas pelo peixe, essas características mostrarão modificações táticas. Essas modificações, que podem ser mais ou menos plásticas, representam uma resposta homeostática para minimizar o custo das flutuações ambientais.

De acordo com Dias (1989), as características da estratégia reprodutiva que são passíveis de maiores alterações são época de desova e, possivelmente, local de desova. O tamanho da primeira maturação também é bastante flexível, naturalmente dentro dos limites de cada espécie. Outras, como cuidado parental e tamanho e natureza dos gametas (como a adesividade, estruturas para flutuação, proteção contra choques mecânicos), são mais conservativas.

A alteração na dinâmica da água pode impor restrições a muitas espécies da fauna regional que requerem ambientes lóticis para a reprodução, em razão da natureza e tamanho dos ovócitos.

Ambientes de água corrente, altamente oxigenados, levaram, ao longo de séculos, a adaptações morfológicas dos ovos, como a adesividade para fixação em substrato ou, quando livres, a utilização da dinâmica da

água para a flutuação. Essas estratégias seculares não são de grande valia no novo ambiente, tanto pela escassez de substrato como pelo fato de, sob condições lacustres, os ovos poderem afundar e atingir as regiões profundas e pouco oxigenadas do reservatório.

O aumento na taxa de predação nas áreas abertas e transparentes do reservatório é uma restrição adicional de impactos, visto que no ambiente fluvial a desova ocorre principalmente em períodos chuvosos e de elevada turbidez da água.

As flutuações de nível no ambiente represado, como decorrência da operação da barragem, podem, por outro lado, ser desastrosas para espécies com ovos aderidos a algum substrato litorâneo, ou que deposite seus ovos em ninhos construídos nas margens. Assim, o padrão de flutuação do nível da água na área represada, principalmente no período reprodutivo, pode ser um fator preponderante no sucesso do recrutamento para a maioria das espécies de peixes de reservatórios (SUZUKI; AGOSTINHO, 1997). Além disso, o substrato adequado para a desova de muitas espécies da fauna original (rochas, cascalhos, areia ou plantas) pode ficar submerso a dezenas de metros.

Nos reservatórios espera-se que aquelas espécies com maior plasticidade quanto ao local de reprodução tenham maior sucesso na ocupação. Consta-se, no entanto, que a maioria das espécies que colonizam os reservatórios procuram os tributários laterais, trechos a montante ou mesmo as áreas mais lóticas para a reprodução

(AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995; SUZUKI; AGOSTINHO, 1997; VAZZOLER; SUZUKI; MARQUES; PEREZ LIZAMA, 1997).

No reservatório de Itaipu, seis das dez principais espécies na pesca artesanal se utilizam da planície a montante para a desova e desenvolvimento inicial (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994). Já no reservatório de Segredo, confinado entre duas barragens, mesmo as espécies bem-sucedidas na ocupação desse ambiente buscam os trechos de águas mais movimentadas (entradas de tributários, trechos mais altos do reservatório) para a reprodução (SUZUKI; AGOSTINHO, 1997).

Uma questão que permeia esse tema seria se há suficiente documentação sobre a relação específico na colonização de reservatórios neotropicais. Embora esses estudos sejam escassos, comparações entre a composição e a abundância de assembléias de peixes antes e dois anos após o represamento, obtidas em cinco reservatórios do rio Paraná, fornecem algumas evidências (Figura 4.7).

O primeiro padrão que emerge dessa análise é que há forte interação entre a época de migração e desova e a época em que o fluxo de peixes é interrompido na determinação da composição da fauna de peixes que ocupa o reservatório.

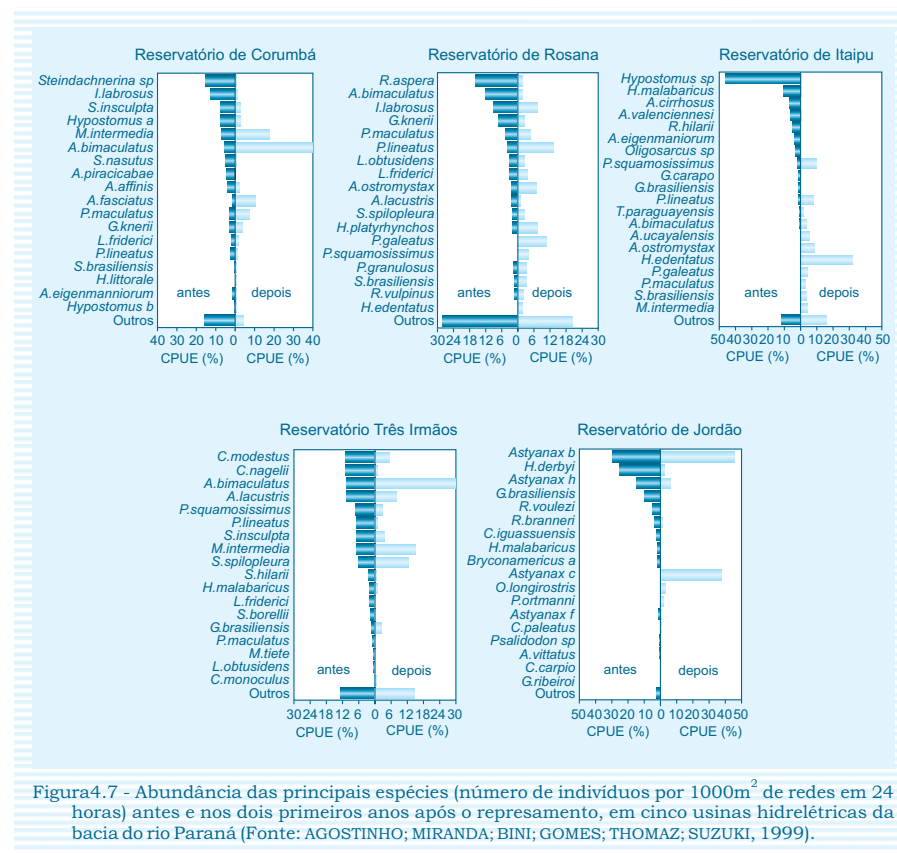
Por exemplo, a formação do reservatório de Corumbá, iniciado em setembro de 1997, ocorreu no início do período reprodutivo de muitas espécies de peixes. As espécies bem-sucedidas durante esse processo foram

aquelas que produzem ovos pequenos com eclosão rápida, ou seja, *A. bimaculatus* (= *A. altiparanae*), *A. fasciatus*, *Moenkhausia intermedia*, *P. maculatus*, *Galeocharax knerii* e *Leporinus friderici*. As três primeiras espécies começaram a ser recrutadas na pesca já a partir do terceiro mês do enchimento.

Todas essas espécies apresentam ovócitos menores que 1,1 mm, têm alta fecundidade e baixo tempo de embriogênese e eclosão.

Lamas (1993), em levantamento sobre a duração da embriogênese de 52 espécies de água doce, relata que esta variou de 330 a 5.365 horas-graus, sendo que *A. bimaculatus* e *P. maculatus* estiveram entre as espécies com menor tempo (446,3 e 400 horas-graus, respectivamente).

Entre as espécies que tiveram suas capturas diminuídas nos reservatórios analisados na Figura 4.7, algumas apresentam características



ovocitárias e de incubação similares às espécies citadas anteriormente, porém com hábitos alimentares distintos (iliófagas e bentófagas; UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ, NUPELIA/FURNAS, 2000) ou tipicamente reofílicas (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994).

Mesmo assim, comparando-se espécies congêneras (*Steindachnerina* sp. x *S. insculpta*; *Apareiodon piracicabae* x *A. affinis*), verifica-se que a mais bem-sucedida do par é aquela com ovócitos menores e cujas zonas radiatas são mais delgadas e, portanto, menos adesivos (SUZUKI, 1992). Resultados similares foram registrados para outros gêneros de peixes nos reservatórios de Segredo e Foz do Areia, com idades distintas e supostamente colonizados por fauna similar (SUZUKI, 1999).

Como mencionado, espera-se que espécies com ovos grandes e adesivos encontrem restrições para o desenvolvimento num ambiente cuja água apresenta níveis variáveis e problemas com a oxigenação no fundo. Além disso, ovos grandes caracterizam espécies que dispensam cuidados à prole (SUZUKI, 1999), muitas vezes com comportamento territorial, uma estratégia inadequada para ambientes com níveis de água variáveis.

A proliferação de pequenos caracídeos, especialmente tetragonopteríneos, nos primeiros anos foi também verificada nos reservatórios de Três Irmãos (rio Tietê) e Jordão (bacia do rio Iguçu) (Figura 4.7). *Astyanax bimaculatus*, espécie dominante no primeiro, apresentou dieta onívora com

tendências à insetivoria, ao contrário de Corumbá, onde também predominou e teve dieta essencialmente herbívora. No Jordão, a principal espécie, *Astyanax* sp.b, teve dieta herbívora, sendo seguida de outra espécie do mesmo gênero, porém detritívora. No reservatório de Segredo, também na bacia do Iguçu, as espécies dominantes e suas dietas foram as mesmas do Jordão (HAHN; FUGI; ALMEIDA; RUSSO; LOUREIRO, 1997).

No reservatório de Rosana e Itaipu, essas espécies foram substituídas por *A. osteomystax* e *Parauchenipterus galeatus*, também com tendências à insetivoria, porém com fecundação interna. Essas espécies, adicionadas de duas outras com a mesma estratégia reprodutiva (*Ageiosus valenciennesi* e *A. ucayalensis*), estiveram entre as 10 principais nos dois primeiros anos do reservatório de Itaipu.

Assim, a fecundação interna parece ser uma estratégia bem-sucedida nos primeiros anos de represamento (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994). No reservatório de Itaipu, entretanto, o mapará *H. edentatus*, espécie zooplancívora filtradora, proliferou rapidamente, ocupando a zona pelágica deste. Entre as características favoráveis que essa espécie apresenta, destacam-se a produção de grande quantidade de ovos pequenos (0,75 mm), depositados em vários lotes (SUZUKI, 1992); ovos e larvas pelágicos (NAKATANI; BAUMGARTNER; CAVICCHIOLI, 1997) e capacidade de apresentar dois picos de desova durante o ano (BENEDITO-CECÍLIO; AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PAVANELLI, 1997). Embora presente na área alagada pelo reservatório de Rosana, a participação dessa espécie nas capturas foi

baixa na região. É provável que o número de indivíduos na área alagada tenha sido insuficiente para iniciar o processo de colonização, visto que a espécie apresenta uma distribuição agregada, pela formação de grandes cardumes (observações pessoais).

Em Rosana, a espécie mais importante na pesca experimental foi, entretanto, a migradora *P. lineatus* (curimba). Isso é explicado pela retenção de grandes cardumes dessa espécie durante o fechamento das comportas.

A atividade reprodutiva das espécies que ocupam reservatórios parece variar com o tempo. Visando avaliar as flutuações de médio prazo no esforço reprodutivo primário (*sensu* MILLER, 1984), as variações no peso das gônadas foram analisadas nos seis anos que se seguiram ao represamento de Itaipu. Para excluir o efeito do tamanho dos indivíduos, a análise foi baseada nos resíduos da regressão linear entre o peso das gônadas e o dos peixes (log-transformados; Figura 4.8).

Verifica-se que o esforço reprodutivo, baixo nos dois primeiros anos, aumentou significativamente com a idade do reservatório. Esse incremento mostrou diferenças também significativas entre as zonas do reservatório, sendo mais pronunciado na fluvial e de transição e menos relevante na lacustre.

Ao contrário dos reservatórios recentes, nos quais espécies que produzem ovos pequenos parecem ter mais sucesso que aquelas espécies com estratégias mais elaboradas, como as que envolvem corte, construção de ninhos e cuidado parental, os reservatórios antigos podem ser ocupados por espécies com cuidado parental.

Nos reservatórios com mais de 15 anos da bacia do rio Paraná (Promissão, Ibitinga e Itaipu), essas espécies compõem entre 15 e 24% da captura por unidade de esforço em número, enquanto nos mais novos (Rosana, Segredo, Três Irmãos) eles contribuem entre 0 e 7,7% (dados derivados de SUZUKI, 1992; CESP, 1996; UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ, NUPELIA/ITAIPU BINACIONAL, 1998; AGOSTINHO; FERRETTI; GOMES; HAHN; SUZUKI; FUGI; ABUJANRA, 1997).

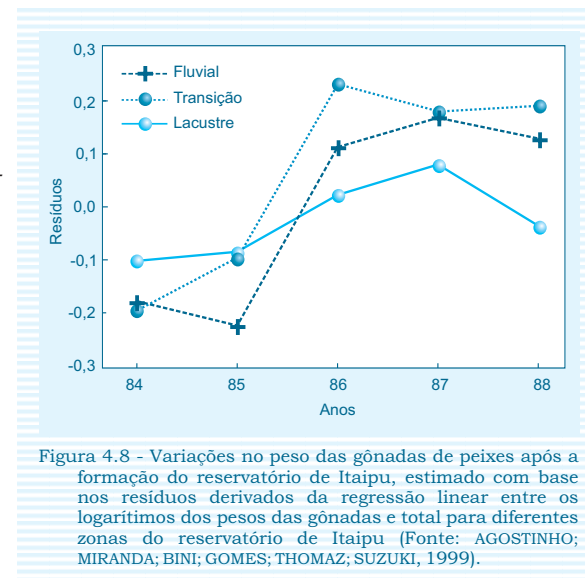


Figura 4.8 - Variações no peso das gônadas de peixes após a formação do reservatório de Itaipu, estimado com base nos resíduos derivados da regressão linear entre os logaritimos dos pesos das gônadas e total para diferentes zonas do reservatório de Itaipu (Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Em reservatórios rasos e antigos do estado do Paraná, essa participação alcança 40,4% (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. NUPÉLIA/COPEL, 2000). A proliferação de macrófitas aquáticas com o tempo parece importante no aumento das populações com estratégias reprodutivas que envolvam cuidado parental.

No reservatório de Itaipu, o incremento nas capturas da traíra *Hoplias malabaricus* e ciclídeos foi concomitante à ocupação de alguns braços com macrófitas aquáticas. A existência dessa relação pode ser evidenciada por uma modalidade de pesca artesanal implantada no reservatório nos últimos anos, destinada à captura da traíra e que consiste no uso de anzol e linha suspensos por um flutuante, instalados às dezenas em meio à vegetação (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994).

Das 31 espécies para as quais foi possível identificar atividade reprodutiva no reservatório de Itaipu, onze apresentaram as primeiras evidências disso após o quarto ano do represamento, destacando-se entre essas a corvina *P. squamosissimus*, o sagüiru *Steindacnerina insculpta*, o linguado *Catathyridium jennynsii*, cascudos *Loricariichthys* sp., *Loricariichthys platymetopon* e *Loricaria* sp., a piranha *Serrasalminus marginatus* e a morenita *Porotergus ellisi*. Exceto a primeira, abundante desde o início do represamento, as demais eram esporádicas nos primeiros anos.

As áreas de desova iniciais de *P. squamosissimus* eram os trechos lóticos dos tributários laterais desse reservatório, onde

sua ocorrência era restrita ao período reprodutivo. Após 15 anos, a área de desova foi notavelmente expandida, incluindo os trechos léticos dos tributários e as áreas litorâneas do reservatório (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. NUPÉLIA/ITAIPU BINACIONAL, 1998).

O sucesso dessa espécie na colonização desse e de outros reservatórios da bacia do Paraná pode ser explicado pela sua estratégia reprodutiva. Essa espécie produz ovos pequenos (0,51 mm) que são depositados em várias posturas durante o período reprodutivo. Os ovos são pelágicos (FONTENELE; PEIXOTO, 1978), e têm uma gota de lipídio que ocupa quase todo o volume do ovo, responsável pela sua flutuação. As larvas também são pelágicas (NAKATANI; LATINI; BAUMGARTNER, G.; BAUMGARTNER, M.S.T., 1993; NAKATANI; BAUMGARTNER, G.; BAUMGARTNER, M.S.T., 1997).

No geral, entretanto, os peixes apresentam grande dependência da zona fluvial dos reservatórios para realizar seus eventos reprodutivos. Em Itaipu, três espécies reproduzem essencialmente nesta zona (*A. osteomystax*, *A. ucaylaensis* e *I. labrosus*). Além dessas, constatou-se a presença de 18 espécies com capturas relevantes durante os anos, mas que não mostraram atividade reprodutiva no reservatório. Entre essas estão as grandes migradoras como *Salminus brasiliensis*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *P. maculatus*, *P. lineatus*, *Zungaro zungaro*, *Pinirampus pirinampu*, *Leporinus elongatus*, *L. obtusidens*, *Hemisorubim platyhrinchos*, *P. granulatus*, *Rhinelepis aspera*, e *Rhaphiodon vulpinus*, e outras espécies como

A. valenciennesi, *Schizodon altoparanae*, *S. borellii*, *Sorubim lima*, *Cyphocharax modestus* e *C. nagelii*, que, embora não conhecidas como grandes migradoras (VAZZOLER, 1996), devem requerer ambiente lótico para efetivar a reprodução.

Hypophthalmus edentatus, espécie de hábitos pelágicos, planctófaga, com produção de grande quantidade de ovos pequenos depositados em vários lotes, e desova no ambiente represado, parecia destinada ao sucesso no reservatório. Nos primeiros anos figurou entre as mais abundantes na pesca comercial e experimental (AGOSTINHO; BORGHETTI; VAZZOLER; GOMES, 1994; AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994), tendo, no entanto, sua captura notavelmente reduzida nos últimos anos. Embora o fato possa estar associado ao final da fase heterotrófica, devem-se ressaltar a pressão de predação imposta pela corvina *P. squamosissimus* sobre seus jovens (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1996; HAHN; AGOSTINHO; GOITEIN, 1997) e a sobrepesca (AGOSTINHO; THOMAZ; MINTE-VERA; WINEMILLER, 2000).

A concomitância na queda dessa espécie com outra que na fase jovem tem dieta similar (*A. osteomystax*), que não é predada pela corvina e não tem relevância na pesca, sugere que essa queda na abundância esteja mais associada à disponibilidade

de alimento apropriado (ABUJANRA; AGOSTINHO, 2002). Entretanto, é provável que uma interação de fatores seja responsável pela depleção em seus estoques (AMBRÓSIO; AGOSTINHO; GOMES; OKADA, 2001).

Embora os efeitos dos represamentos sobre a **riqueza de espécies** não tenha ainda sido satisfatoriamente estudados em rios neotropicais, os levantamentos disponíveis mostram que há um aumento no número de espécies nos primeiros anos após o enchimento. Comparações entre o número de espécies aferido antes e após o represamento de quatro reservatórios da bacia do rio Paraná (teste t para amostras pareadas, aplicado aos dados previamente log transformados) revelaram que esse número é significativamente maior nos dois anos subsequentes ao represamento (Figura 4.9).

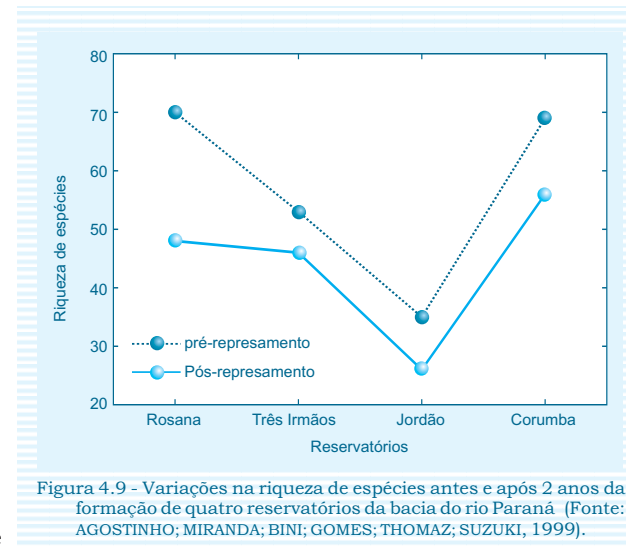


Figura 4.9 - Variações na riqueza de espécies antes e após 2 anos da formação de quatro reservatórios da bacia do rio Paraná. (Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Cabe ressaltar, entretanto, que a aplicação da mesma estratégia de amostragem nas fases rio e reservatório pode levar a subestimativas no número de espécies na primeira. Há que se considerar que o represamento, nos primeiros anos, acolhe tanto as espécies tipicamente fluviais quanto aquelas de lagoas e riachos da área alagada ou de suas imediações.

De qualquer maneira, o número de espécies presentes na área recém-represada não deve ser muito inferior àquele representado pela somatória das espécies dos ambientes alagados. Balon (1973) sugere padrão similar para o reservatório de Kariba, enfatizando, entretanto, que a riqueza tende a cair no final da fase heterotrófica.

Já a diversidade específica, cujo valor depende do número de espécies e da proporção de indivíduos entre elas, tende a cair já nos primeiros anos, como decorrência da extraordinária abundância de algumas espécies (elevada dominância) que encontram farto recurso alimentar no ambiente represado e têm elevada capacidade reprodutiva (Figura 4.10).

Passada a fase heterotrófica, são esperadas reduções na riqueza e na diversidade específica. Comparações entre as faunas de peixes

de dois reservatórios do rio Iguaçu, com idades distintas, fornecem indicações sobre isso. Segredo e Foz do Areia são reservatórios contíguos no rio Iguaçu, sendo que o remanso do primeiro alcança a barragem do segundo. Supõe-se que a ictiofauna original do trecho do rio ocupado por eles tenha sido similar, e que as diferenças constatadas entre as amostras de peixes dos dois ambientes decorram das diferenças em suas idades (1 ano e 14 anos, respectivamente, na época em que o estudo foi realizado).

Assim, valores significativamente menores de riqueza de espécies (H de Kruskal-Wallis=3,97; $P=0,046$), equitabilidade ($H=3,85$; $P=0,049$) e, conseqüentemente, do índice de Shannon-Wiener, observados no reservatório mais antigo, devem refletir o processo de perda de diversidade com o

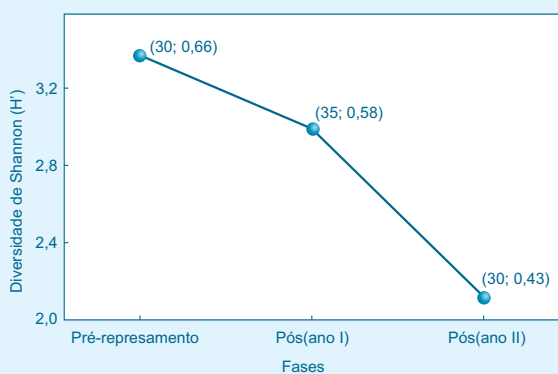


Fig. 4.10 - Variações no índice de diversidade de Shannon (H') na fase de pré-represamento e nos dois anos após o represamento do reservatório de Jordão (números entre parênteses indicam a riqueza de espécies e equitabilidade; Modificado de UEM-NUPÉLIA-COPEL, 2002).

envelhecimento do reservatório (Figura 4.11). Esses dados indicam ainda diferenças na intensidade dessas perdas, sendo elas mais acentuadas na zona lacustre.

Com o objetivo de avaliar as variações temporais na diversidade, considerando-se os distintos habitats ao longo de reservatórios, foram analisados padrões de diversidade β de amostras obtidas durante sete anos em três regiões do reservatório de Itaipu, através de uma Análise de Correspondência com remoção do efeito de arco (DCA).

A diversidade β é essencialmente uma medida de quão diferentes (ou similares) um conjunto de habitats ou amostras são em termos de suas espécies e abundâncias. Assim, quanto menos espécies as diferentes assembléias ou posições no gradiente partilharem, maior será a diversidade β (MAGURRAN, 1988).

Os dois primeiros eixos mostraram que a variância anual foi substancialmente maior que a variância entre as zonas do reservatório, sugerindo que o padrão de diversidade β para o reservatório de Itaipu varia

principalmente ao longo do ano (Figura 4.12; AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). A DCA revelou ainda que as diferenças entre as zonas lacustre, transição e fluvial tendem a aumentar com a idade do reservatório (exceto 1997).

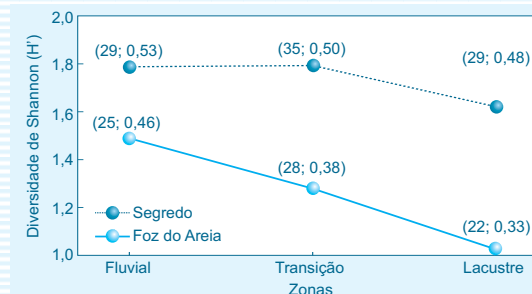


Figura 4.11 - Valores do índice de diversidade de Shannon para as comunidades de peixes dos reservatórios de Segredo (1 ano) e Foz do Areia (14 anos), considerando a zonação. (números entre parênteses: riqueza e equitabilidade; Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999)

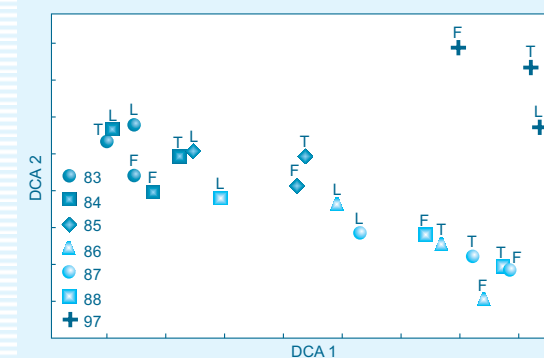


Fig. 4.12 - Escores das zonas/anos do reservatório de Itaipu derivados de uma Análise de Correspondência com remoção do efeito do arco (DCA). L=Lacustre; T=Transição; F=Fluvial; 83-87 indicam os anos de coleta; Fonte AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Conclui-se, portanto, que em um grande reservatório, como o de Itaipu, há uma tendência de redução no número de espécies partilhadas entre as diferentes zonas ao longo do tempo, conforme também apontado por Oliveira, Goulart e Minte-Vera (2004).

A dispersão das espécies ao longo dos eixos 1 e 2 da DCA, realizada para o reservatório de Itaipu (Figura 4.13), indica que as espécies migradoras de longas distâncias e de grande porte ($L_s > 50$ cm)

apresentaram os seus ótimos (máximas abundâncias) somente nos anos que sucederam a formação da barragem. Ao contrário, as assembleias nos anos mais recentes são dominadas por espécies sedentárias e de porte médio ($L_s = 20-50$ 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. Esse decréscimo no tamanho médio tem sido relatado por diversos autores (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995; AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995; PETRERE JUNIOR, 1996; BENEDITO-CECÍLIO; AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PAVANELLI, 1997).

A depleção nos estoques de espécies de grande porte, geralmente com hábitos migradores e piscívoros, tem impactos consideráveis, não tanto sobre o rendimento

pesqueiro, mas principalmente na lucratividade e nas estratégias de pesca (AGOSTINHO; GOMES, 2005). A Figura 4.14 mostra a composição do pescado desembarcado pela pesca artesanal, antes e após a formação do reservatório de Itaipu. As oito espécies mais importantes nas pescarias antes do represamento desenvolvem grandes migrações, seis alcançam comprimentos superiores a um metro, e seis são caracteristicamente piscívoras. São, ainda hoje, considerados peixes de excepcional valor comercial, cujos preços oscilam entre duas e quatro vezes o maior preço praticado pelo pescado mais comercializado no reservatório de Itaipu (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994).

A análise dos dados da pesca experimental confirma essa tendência de redução gradativa do tamanho dos peixes com o tempo. Uma análise de correlação de Pearson

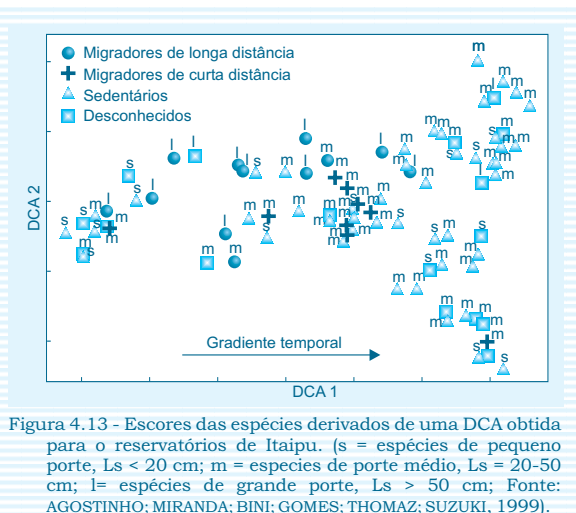


Figura 4.13 - Escores das espécies derivados de uma DCA obtida para o reservatório de Itaipu. (s = espécies de pequeno porte, $L_s < 20$ cm; m = espécies de porte médio, $L_s = 20-50$ cm; l = espécies de grande porte, $L_s > 50$ cm; Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

entre a frequência das classes de tamanho e a idade do reservatório de Itaipu (entre 1983 e 1997), revela que a frequência de indivíduos menores tem correlação positiva com o tempo decorrido do fechamento das comportas. As classes de tamanho mais frequentes no período (entre 15 e 30 cm) e as maiores (40 a 50 cm) estiveram negativamente correlacionadas com esse tempo (Figura 4.15).

A *abundância de peixes*, a exemplo da diversidade e do tamanho dos peixes, também muda após o represamento. Comparações entre os valores da captura por unidade de esforço, obtidos antes e até dois anos após o represamento, e realizadas com a aplicação do teste t para amostras pareadas (previamente log transformados), revelaram, para quatro reservatórios, um incremento significativo na abundância de indivíduos após o represamento ($t=6.72$; $P=0,0067$) – Figura 4.16.

Essa tendência, esperada nos primeiros anos em razão do grande aporte de nutrientes e da elevação da produtividade primária, torna-se mais acentuada quando a formação do reservatório simula uma grande cheia (enchimento durante a quadra reprodutiva

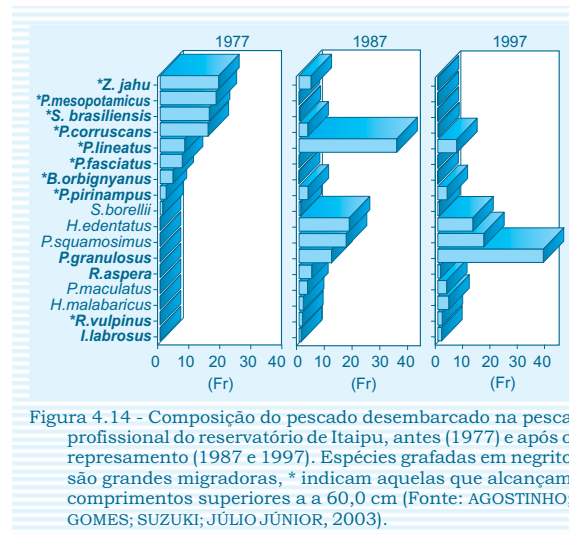


Figura 4.14 - Composição do pescado desembarcado na pesca profissional do reservatório de Itaipu, antes (1977) e após o represamento (1987 e 1997). Espécies grafadas em negrito são grandes migradoras, * indicam aquelas que alcançam comprimentos superiores a 60,0 cm (Fonte: AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, 2003).

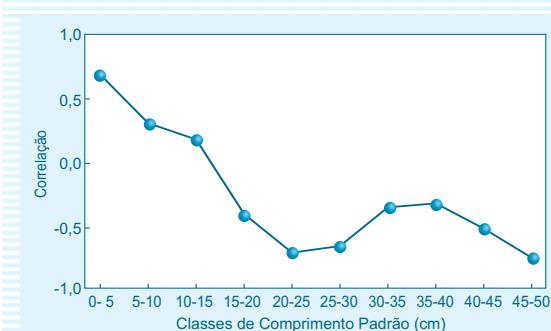


Figura 4.15 - Coeficientes de correlação de Pearson entre as abundâncias de peixes e a idade do reservatório de Itaipu (1983-1997) para diferentes classes de comprimento (Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

que assegure um bom suprimento alimentar para os jovens), especialmente se o segmento da bacia comporta uma fauna relevante de espécies migradoras, como o caso do reservatório de Corumbá.

O elevado rendimento de peixes em reservatórios tende, entretanto, a reduzir com o tempo e depende das características físicas desses ambientes. Uma análise de regressão múltipla aplicada aos valores de CPUE (variável resposta log transformada) obtidos em nove reservatórios (Itaipu, Segredo, Areia, Corumbá, Rosana, Três Irmãos, Promissão, Ibitinga, Nova Avanhandava) de diferentes áreas (8 a 1.350 km², log transformadas), idades (1 a 23 anos, raiz quadrada) e tempo de residência (1,2 a 118 dias; raiz quadrada), revelou que as três variáveis explicam 88% da variação observada na CPUE (R²). A hipótese conjunta de que pelo menos um coeficiente parcial fosse igual a zero foi rejeitada (F=12,25; gl=3,5; P=0,010).

Os coeficientes parciais (padronizados) obtidos para idade do reservatório e tempo de residência foram significativos e iguais a -0,493 (t=2,85; P=0,036) e 0,576 (t=3,65; P=0,015), respectivamente. O coeficiente parcial da área, igual a -3,81, não foi significativo, considerando um nível de 5% (t=-2,202; P=0,079).

Embora devam ser ressaltadas as restrições impostas pelo baixo número de reservatórios analisados, fato que leva a considerar esses dados como preliminares, eles revelam que reservatórios com altos tempos de residência apresentam maior abundância de peixes, o oposto sendo verificado para aqueles antigos e com maior área.

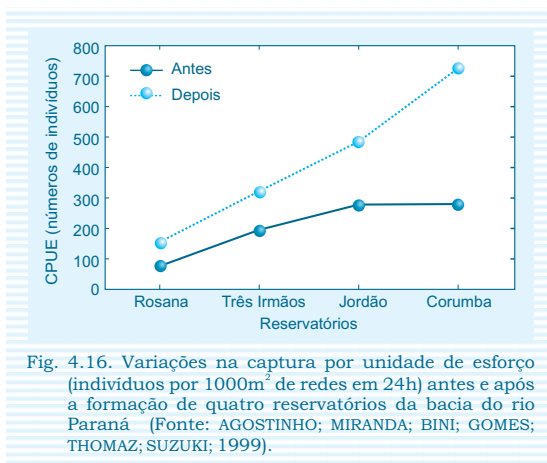


Fig. 4.16. Variações na captura por unidade de esforço (indivíduos por 1000m² de redes em 24h) antes e após a formação de quatro reservatórios da bacia do rio Paraná (Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Além disso, a análise das variações da CPUE no período que se seguiu à formação do reservatório de Itaipu revela tendências distintas de variação conforme a zona considerada desse ambiente (Figura 4.17).

No terço superior (zona fluvial), constatou-se um decréscimo acentuado nos primeiros anos após o represamento, seguido de um período de grandes oscilações e tendências de incremento no último ano. Na zona de transição, as capturas em número oscilaram em torno de um valor médio, com leve incremento a partir do segundo ano. As capturas em peso, entretanto, decresceram a partir do terceiro ano e elevaram-se no último. Na zona lacustre, constatou-se um decréscimo contínuo desde o represamento, tanto em número (de 285 para 134 ind./1.000m² de rede/24h) quanto em peso (de 80,4 para 20,7 kg/1.000m² rede/24h).

Na fase de enchimento e períodos imediatamente seguintes, a incorporação da

materia orgânica terrestre ao sistema aquático eleva de modo extraordinário a disponibilidade de alimento, especialmente para espécies de pequeno porte com hábitos insetívoro, herbívoro e onívoro e, como decorrência da proliferação dessas, de piscívoros. Essa disponibilidade tende a reduzir-se conforme os processos de mineralização da matéria orgânica progredem, os nutrientes são exauridos ou carregados para jusante.

A riqueza de nutrientes e a elevada produtividade primária asseguram elevada produtividade secundária por um período maior, especialmente para os peixes planctófagos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; CALIJURI, c1993). Também o aumento na disponibilidade de substrato para o desenvolvimento do perifíton (alagamento de vegetação arbórea e construções feitas pelo homem) torna esse recurso altamente disponível para os peixes iliófagos (PETRERE JUNIOR, 1996; AGOSTINHO; GOMES, 1998).

Quedas no rendimento de espécies com esse hábito alimentar têm sido atribuídas à decomposição de troncos e galhos no reservatório de Itaipu (AGOSTINHO; VAZZOLER; GOMES; OKADA, 1993; GOMES; AGOSTINHO, 1997).

Em relação à *estratégia alimentar*, os reservatórios tendem a favorecer as espécies com maior plasticidade na dieta e que não apresentem restrições relevantes nas demais estratégias de vida. A elevada abundância de alimento disponível nas fases iniciais dos

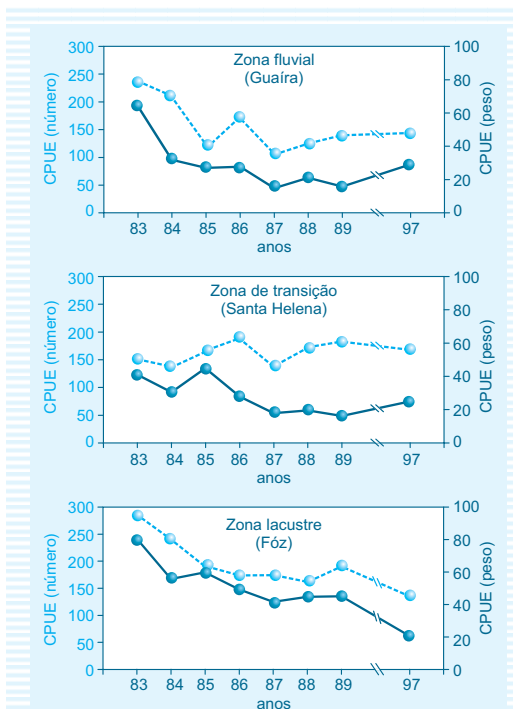


Figura 4.17 - Variações na captura por 1000m² de redes de espera por 24h (número de indivíduos ou peso, em kg) na pesca experimental realizada no reservatório de Itaipu (Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

reservatórios pode ser avaliada pela quantidade de alimento consumido em relação à fase anterior ao represamento.

Uma avaliação nesse sentido foi realizada para os reservatórios de Corumbá e Jordão, a partir dos resíduos da regressão entre os dados log-transformados do peso dos estômagos e peso total de amostras obtidas antes e após a formação desses reservatórios (Figura 4.18).

Análises de variância aplicadas a esses dados revelaram que o peso dos estômagos e, portanto, a tomada de alimento, aumentou significativamente após o represamento, tanto no reservatório de Corumbá ($F=7,46$; $P=0,001$), quanto no de Jordão ($F=389,72$; $P=0,001$).

A análise das proporções da abundância das categorias tróficas em seis reservatórios de diferentes sub-bacias (Corumbá, Jordão, Três Irmãos, Rosana, Itaipu e Tucuui), realizada antes e nos dois anos imediatamente após o represamento, não permitiu definir um padrão único de ocupação pelas diferentes guildas, exceto pela redução na abundância dos detritívoros-iliófagos, grupo dominante em todos os sistemas fluviais em que esses reservatórios foram construídos

(LEITE, 1993; AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994; PETRERE JUNIOR, 1996; CESP, 1996).

Mesmo os detritívoros/iliófagos, com tendências de reduções substanciais após o represamento (redução entre $\frac{1}{2}$ a $\frac{3}{4}$ nesses reservatórios) tiveram uma participação relevante nas capturas do reservatório de Jordão (antes: 26,4%; após: 40,3%).

Os zooplânctívoros, presentes na fase rio de dois deles, apresentaram tendências de ocupação distintas, sendo a guilda mais abundante em Itaipu (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994), porém a menos importante em Rosana (CESP, 1996).

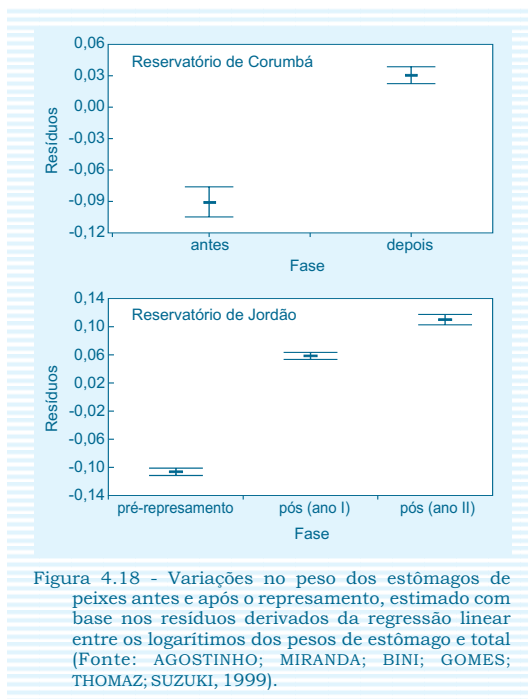


Figura 4.18 - Variações no peso dos estômagos de peixes antes e após o represamento, estimado com base nos resíduos derivados da regressão linear entre os logaritmos dos pesos de estômago e total (Fonte: AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Os herbívoros tiveram marcante incremento na participação (CPUE-número) nos dois reservatórios em que a guilda era importante antes do represamento, ou seja, os reservatórios de Corumbá (antes: 13,2%; após: 42,2%) e de Jordão (antes: 31,5%; após: 46,7%). Resultados semelhantes foram registrados para o reservatório de Curuá-Una, na bacia Amazônica (FERREIRA, 1984b).

Já nos reservatórios em que a participação anterior dessa categoria trófica era baixa sua contribuição nas capturas totais não se alterou nem mesmo caiu. Esse foi o caso dos reservatórios de Três Irmãos (antes: 1,7%; após: 0,3%), Tucuui (antes: 4,0%; após: 2,0%),

Rosana (antes: 2,7%; após: 2,6%) e Itaipu (antes: 2,0%; após: 3,0%).

Mesmo o esperado incremento de piscívoros logo após o represamento não é um fenômeno com tendência generalizada. Ocorreu em Tucuui (antes: 16,7%; após: 46,0%), Corumbá (antes: 10,3%; após: 12,7%) e Rosana (antes: 21,9%; após: 28,0%). Já uma tendência oposta foi observada em Itaipu (antes: 26,7%; após: 19,2%) e Três Irmãos (antes: 32,5%; após: 29,6%).

Os resultados indicam que a estrutura trófica nos primeiros anos do represamento, tidos como decisivos no processo de colonização posterior (RODRÍGUEZ RUIZ, 1998), parece depender (i) da presença de elementos da guilda pré-adaptados às condições lacustres (eurióicas) e com grande plasticidade nas estratégias alimentares (eurípagas) e reprodutivas; (ii) do tamanho dos estoques que ficam retidos acima da barragem.

Isso parece mais decisivo sobre o processo de ocupação que a própria disponibilidade de um dado recurso alimentar. A elevada biomassa de plâncton, especialmente na fase heterotrófica, não tem sido utilizada por peixes adultos nos grandes reservatórios do alto rio Paraná, em razão da inexistência de espécies pré-adaptadas às condições pelágicas (GOMES; MIRANDA, 2001). Mesmo no reservatório de Rosana, onde ocorre uma espécie zooplânctívora-filtradora, esta não teve sua ocupação bem-sucedida, provavelmente pelo fato de o estoque retido na barragem não ter alcançado os limiares demográficos críticos para que a população fosse viabilizada.

O sucesso dos herbívoros em alguns reservatórios esteve, aparentemente, relacionado à sua importância no sistema fluvial. Já os piscívoros, tornaram-se particularmente abundantes em reservatórios de bacias em que espécies pré-adaptadas às condições lacustres eram abundantes, como *Cichla* sp. e *Plagioscion* sp., em Tucuui (LEITE, 1993; PETRERE JUNIOR, 1996).

Em reservatórios mais antigos, a comunidade de peixes parece sustentada principalmente por recursos de origem autóctone (aquática), apresentando também maior dependência das regiões litorâneas para a obtenção desses recursos (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995; HOFLING; FERREIRA; RIBEIRO NETO; BRUNINI, 2000; SMITH; PEREIRA; ESPÍNDOLA; ROCHA, 2003). Agostinho e Zalewski (1995), analisando aspectos tróficos do reservatório de Itaipu após quatro anos de sua formação, estimaram que mais de 70% da biomassa de peixes era composta por espécies com dieta composta de itens autóctones (plâncton, bentos e peixes), 25% se alimentavam de detritos de origem mista e apenas 5% utilizavam alimento de origem ecotonal (folhas, frutos, insetos terrestres).

Essa tendência parece acentuar-se com o tempo, como demonstram os resultados obtidos por Hahn, Agostinho, Gomes e Bini (1998) e mostrados na Figura 4.19. Para o reservatório como um todo, as espécies insetívoras, piscívoras e planctófagas constituíram a base das capturas nos últimos anos. Esses autores ressaltam que tais mudanças temporais apresentam variações conforme a zona do reservatório considerada.

Assim, as guildas bentófaga e a detritívora (*sensu* FUGI; HAHN; AGOSTINHO, 1996) apresentaram maior biomassa na zona fluvial, enquanto que a planctófaga, iliófaga (*sensu* FUGI; HAHN; AGOSTINHO, 1996), piscívora e insetívora foram mais importantes nas partes mais lacustres do reservatório. As amplitudes dessas variações são também distintas entre as zonas do reservatório, com flutuações pouco pronunciadas já a partir do 3º ano nas partes mais internas (lacustre e transição), e amplas ao longo de todo o período, no terço superior.

Amostragens realizadas no 15º ano da formação do reservatório de Itaipu (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ, NUPÉLIA/ITAIPU BINACIONAL, 1998) revelam, entretanto, acentuado incremento de piscívoros (33% do número e 52% da biomassa) e onívoros (19,4% e 24,5%) em relação aos anos iniciais, e redução de insetívoros (9,3% e 5,3%) e planctófagos (0,9% e 2,3%).

Marcante redução de planctófagos ocorreu nas zonas mais internas do reservatório, onde eram mais abundantes. Ferreira (1984b), analisando a estrutura trófica do reservatório de Curuá-Una, na Amazônia, cinco anos após sua formação, relata o

predomínio dos herbívoros (42,2% da biomassa), seguidos dos insetívoros (30,7%), piscívoros (25,5%) e detritívoros (1,4%), destacando-se as variações longitudinais nessas proporções.

Como já mencionado, no rio Iguaçu, Segredo e Foz do Areia são reservatórios contíguos, porém com idades distintas (1 e 14 anos, respectivamente, na época de estudo). Nesses reservatórios, as alterações mais relevantes

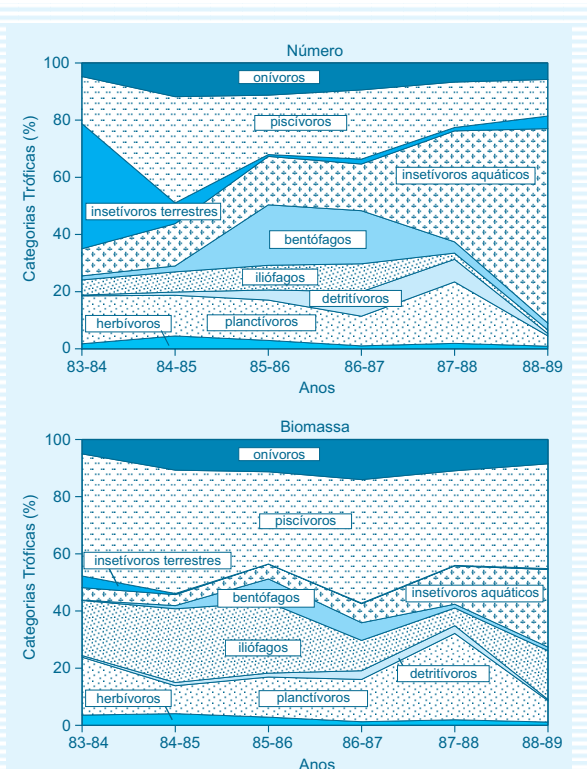


Fig. 4.19 - Variações nas proporções das categorias tróficas no reservatório de Itaipu (HAHN; AGOSTINHO; GOMES; BINI, 1998).

envolveram as guildas detritívora e herbívora, a primeira mais abundante em Segredo (46% x 6%) e a segunda em Foz do Areia (70% x 32%) - Agostinho, Ferretti, Gomes, Hahn, Suzuki, Fugi e Abujanra (1997).

Visando inferir sobre as alterações na disponibilidade de alimento com a idade do reservatório, esses autores analisaram os conteúdos estomacais de todos os indivíduos cujas espécies, no ciclo de um ano, correspondessem por 97% das capturas de cada um deles. Os recursos explorados pelas assembléias de peixes dos dois reservatórios foram classificados como algas, vegetais superiores, tecamebas, insetos, crustáceos, outros invertebrados, peixes e detritos.

Tendo como critério a frequência de ocorrência de cada uma dessas categorias de alimento nos estômagos dos exemplares capturados, independentemente da espécie, verificou-se que insetos e vegetais foram os itens mais amplamente utilizados, em ambos os reservatórios (Figura 4.20). Esses recursos foram, no entanto, mais importantes no reservatório de Foz do Areia, onde 76% dos indivíduos os consumiram (44% em Segredo).

A elevada abundância de *Astyanax* sp.b, uma espécie herbívora, esteve relacionada à importância desse recurso em ambos os reservatórios, com destaque para o de Foz

do Areia. Já os insetos participaram da dieta de todas as espécies, exceto *H. malabaricus*. Os taxa dos insetos foram, no entanto, diferentes entre os dois reservatórios, com amplo predomínio de himenópteros no mais antigo e de coleópteros no mais recente (AGOSTINHO; FERRETTI; GOMES; HAHN; SUZUKI; FUGI; ABUJANRA, 1997).

Entre os demais recursos, os peixes e crustáceos tiveram participação similar nos dois ambientes, enquanto algas, detrito/sedimento e tecamebas reduziram drasticamente sua importância na dieta dos peixes no reservatório mais antigo.

Em reservatórios rasos e antigos da bacia do rio Paraná (>30 anos), os recursos mais abundantes parecem ser os detritos e insetos (ARCIFA; FROELICH; NORTHCOTE, 1988; ARCIFA; MESCHIATTI, 1993; ABELHA; GOULART; PERETTI, 2005), com amplo predomínio de espécies onívoras (ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995).

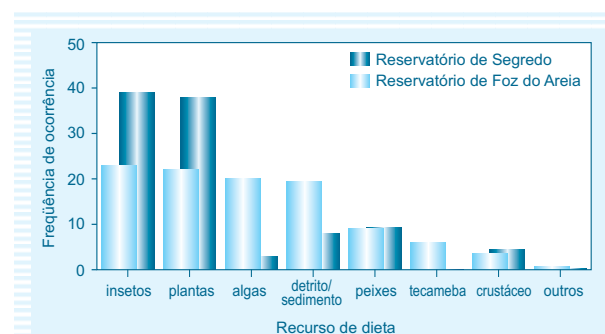


Figura 4.20 - Frequência de ocorrência das diferentes categorias de recursos na dieta das assembléias de peixes dos reservatórios de Segredo e Foz do Areia, rio Iguaçu (Fonte: AGOSTINHO; FERRETTI; GOMES; HAHN; SUZUKI; FUGI; ABUJANRA, 1997).

A origem do detrito não está clara, mas Mozeto, Nogueira e Esteves (1988) encontraram que, na represa do Lobo, ele é composto principalmente de carbono de macrófitas e *input* dos tributários. Para Tundisi, Matsumura-Tundisi e Calijuri (c1993) as macrófitas são, de longe, o alimento mais importante para herbívoros e detritívoros em reservatórios da Amazônia.

A produtividade e a estrutura das comunidades em reservatórios mais antigos parecem ser afetadas pelo número e tipo de predadores. Paiva, Petrere Junior, Petenate, Nepomuceno e Vasconcelos (1994), comparando 17 reservatórios do Nordeste do Brasil, demonstram que aqueles com dois predadores apresentam maior rendimento que os com um número diferente desse, atribuindo tal resultado à competição por recursos pelas presas e entre os predadores.

Santos, Maia-Barbosa, Vieira e López (1994) analisaram o impacto da presença de duas espécies de piscívoros introduzidos (o tucunaré *Cichla ocellaris* e a corvina *P. squamosissimus*) em reservatórios do rio Grande, bacia do rio Paraná, sobre a composição do zooplâncton e de peixes forrageiros, concluindo que a presença de ambas promove o incremento na densidade do primeiro e redução no segundo.

Essas duas espécies estão amplamente dispersas na bacia do rio Paraná (AGOSTINHO, 1994). *Plagioscion squamosissimus* é o predador mais abundante nos grandes reservatórios dessa bacia, enquanto *C. ocellaris* (= *C. monoculus*) tem seu sucesso determinado pelo desenvolvimento das zonas litorâneas e

estabilidade no nível da água, visto que utiliza as áreas rasas marginais para a reprodução e cuidado com a prole (WILLIAMS; WINEMILLER; TAPHORN; BALBAS, 1998).

Jusante do Reservatório

As características hidrológicas de um rio modelam os componentes físicos, químicos e biológicos dos ecossistemas fluviais (PETTS, c1984). Velocidade da água, variabilidade na descarga em diferentes escalas temporais, frequência de vazões extremas exercem um controle fundamental sobre a natureza dos habitats e dos organismos presentes (NEIFF, 1990). Em sistemas naturais, onde as comunidades presentes são resultantes de um longo processo evolutivo, as espécies têm seus ciclos de vida fortemente associados à dinâmica do regime hidrológico (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; NEIFF, 1990).

Os represamentos, independentemente de suas finalidades, são construídos para alterar a distribuição natural das vazões no tempo e no espaço, comprometendo assim os aspectos da dinâmica dos rios que são fundamentais para a manutenção das características dos ecossistemas aquáticos (WCD, 2000), incluindo a ictiofauna e seus habitats.

Embora o controle da vazão, incluindo a época, frequência e a intensidade dos pulsos, seja a principal fonte de impacto no trecho a jusante de um reservatório, outras fontes são também relevantes, com destaque para a retenção de sedimentos e nutrientes, o

bloqueio de rotas migratórias de peixes e a qualidade da água liberada.

A *regulação no regime de cheias* nos trechos a jusante é uma decorrência esperada de qualquer represamento (WARD; STANFORD, 1995). Assim, além de alguma redução na descarga, os represamentos afetam o hidrográfico natural, atenuando e retardando os picos de cheias (Figura 4.21).

Na atenuação da intensidade das cheias, com as vazões mínimas sendo elevadas e as máximas reduzidas, ocorrem perdas significativas de habitats, especialmente se o segmento a jusante contiver uma planície de inundação (Figura 4.21). Nesse caso, extensas áreas estarão alagadas durante a seca, perdendo sua dinâmica sazonal, enquanto outras não serão alagadas (redução da vazão durante a época de cheias), reduzindo a conectividade do rio com a sua várzea (WARD; STANFORD, 1995).

Sazonalidade e conectividade são eventos fundamentais para a integridade biológica das planícies de inundação (ver **Box 4.1**). A redução das cheias nesses ambientes afeta a ictiofauna, tanto direta (migração, desova e desenvolvimento inicial), quanto indiretamente (produtividade de áreas riparianas, planícies de inundação e deltas).

As comunidades vegetais riparianas, responsáveis por aportes importantes de

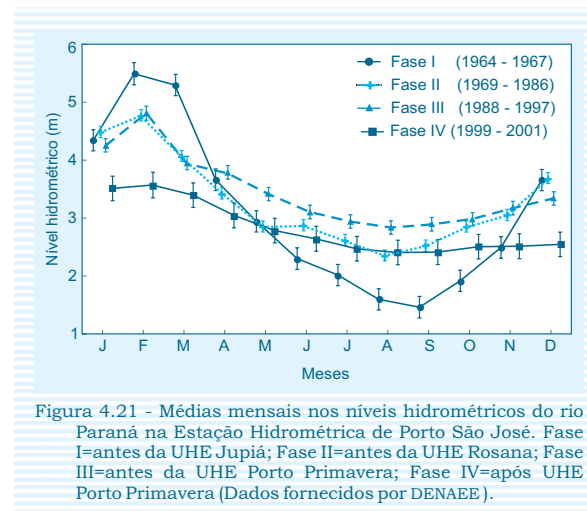


Figura 4.21 - Médias mensais nos níveis hidrométricos do rio Paraná na Estação Hidrométrica de Porto São José. Fase I=antes da UHE Jupiá; Fase II=antes da UHE Rosana; Fase III=antes da UHE Porto Primavera; Fase IV=após UHE Porto Primavera (Dados fornecidos por DENAEE).

alimento, locais de abrigo e nutrientes, são controladas pela interação cheias-sedimentos e muitas espécies dependem de aquíferos rasos, que são recarregados sazonalmente pelas cheias, para o crescimento e germinação.

Em geral, a vegetação mostra marcantes gradientes transversais na composição específica relacionados ao grau de umidade sazonal a que está sujeita. Alterações nos níveis máximos e mínimos impostos pelos represamentos e os pulsos artificiais gerados por liberações de água em épocas erradas, em termos ecológicos, são reconhecidos na literatura como responsáveis pela destruição de florestas riparianas em diferentes partes do mundo (WCD, 2000).

A atenuação do hidrográfico implica severa perda de habitats nas planícies de

inundação, com impactos sobre a produtividade e a diversidade de peixes. A perda de conectividade é especialmente deletéria, visto que impede o acesso das larvas às lagoas marginais, afetando o recrutamento (AGOSTINHO; VAZZOLER; GOMES; OKADA, 1993).

Como as variações sazonais no nível da água anexam grandes extensões do ambiente terrestre ao sistema fluvial (zonas alagáveis), elas promovem notáveis flutuações ambientais que influenciam processos biológicos e a estrutura e funcionamento das assembléias de peixes. Assim, as flutuações sazonais determinam, em graus variáveis, a disponibilidade de abrigo e alimento, reprodução, crescimento, mortalidade, competição, predação e parasitismo.

Os estudos conduzidos na planície de inundação do trecho do alto rio Paraná compreendido entre os reservatórios de Porto Primavera e Itaipu, com uma extensão aproximada de 230 km de trecho livre, têm demonstrado que o fator ambiental de maior relevância no controle da reprodução dos peixes e recrutamento de novos indivíduos aos estoques explorados, inclusive os do reservatório de Itaipu, é o regime de cheias.

Isso pode ser observado não apenas pelo alto grau de sincronia entre as cheias e os principais eventos do ciclo reprodutivo (maturação dos ovócitos, migração, desova e desenvolvimento de juvenis), mas também pela alta correlação entre o sucesso de recrutamento e a época, duração e amplitude das cheias (AGOSTINHO, 1994; AGOSTINHO; JÚLIO

JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994; GOMES; AGOSTINHO, 1997; AGOSTINHO; GOMES; VERÍSSIMO; OKADA, 2004).

As espécies parecem, entretanto, responder de forma diferenciada ao regime de cheias. O grau de dependência da elevação de nível do rio é menor nas espécies sedentárias que cuidam da prole do que nos grandes migradores que buscam os trechos altos da bacia para a desova e cujos jovens habitam as áreas alagadas durante as fases iniciais de desenvolvimento (AGOSTINHO; GOMES; ZALEWSKI, 2001).

Os estudos conduzidos na planície de inundação do alto rio Paraná, abaixo de Porto Primavera, demonstram que a abundância de indivíduos de espécies sedentárias em reprodução foi maior em anos secos (1986-87; Figura 4.22), enquanto a de migradoras o foi nos anos de maiores cheias (1992-93). Migradores de curta distância mostraram tendências intermediárias. Contudo, para qualquer

dessas estratégias, a abundância de juvenis foi baixa em anos sem cheias (1986-87).

Os resultados de um monitoramento da biomassa de peixes com diferentes estratégias reprodutivas realizado em três lagoas marginais da planície de inundação do rio Paraná fornecem algumas indicações sobre os impactos da regulação de vazão por reservatórios. As amostras foram realizadas com arrastes, no sexto mês após o pico reprodutivo das principais espécies. Os habitats monitorados são ocupados por jovens do ano de grandes peixes migradores e adultos e juvenis de espécies com outras estratégias.

Como a duração da cheia foi o principal fator ligado ao recrutamento de peixes nesse trecho (GOMES; AGOSTINHO, 1997), esse atributo do regime de cheias foi empregado como variável explanatória, sendo considerado como duração das cheias o número de dias compreendido entre setembro e março, em que o nível da água superou 3,5 m (221,5 m

Box 4.1

Assembléias de peixes de lagoas em planícies de inundação tropical: explorando o papel da conectividade

PETRY, A.C.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotropical Ichthyology*, São Paulo, v. 1, no. 2, p. 111-119, Oct./Dec. 2003.

“A irregularidade das chuvas e as reduções pronunciadas no nível hidrométrico alteraram drasticamente a conectividade hidrológica dos ambientes lênticos da planície de inundação do alto rio Paraná em 2000. O presente trabalho teve como objetivo examinar os padrões espaciais e temporais dos atributos e da estrutura das assembléias de peixes em relação a variáveis limnológicas associadas à conectividade hidrológica. Os peixes foram coletados em arrastos trimestrais, na área marginal de 15 lagoas, pertencentes a duas categorias de biótopos (lagoas conectadas e desconectadas). Variações na composição das assembléias refletiram o grau de conectividade hidrológica. Os valores dos atributos das assembléias (riqueza de espécies, densidade e biomassa capturada) foram significativamente menores em lagoas conectadas em relação a lagoas desconectadas. Valores significativamente elevados de riqueza de espécies e biomassa capturada foram registrados em novembro em relação a agosto. Espécies raras tiveram os maiores efeitos nos padrões observados na ordenação das assembléias de peixes (DCA). Padrões observados na variação dos atributos das assembléias foram diretamente correlacionados a fatores relacionados à conectividade hidrológica, com a profundidade, os recursos (zooplâncton, clorofila a) e os nutrientes (fósforo total).”

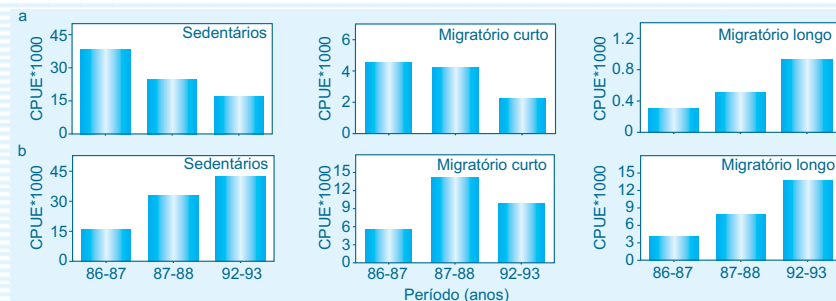


Figura 4.22 - Variação anual na abundância (CPUE=captura por unidade de esforço) de (a) adultos em reprodução e (b) peixes juvenis de acordo com a estratégia reprodutiva, no alto rio Paraná, durante anos com diferentes níveis de cheias. Índices Hidrométricos Anuais: 1986-87=0mm; 1987-88=199mm; 1992-93=592mm (Fonte: AGOSTINHO; GOMES; ZALEWSKI, 2001).

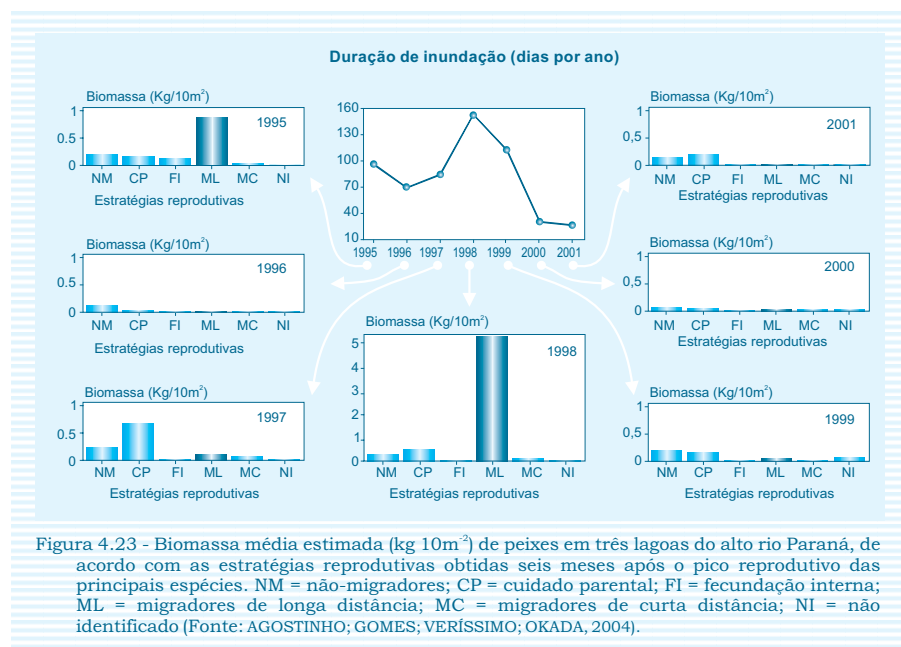
acima do nível do mar, na estação hidrométrica de Porto São José).

Os peixes migradores foram favorecidos por períodos anuais de cheias superiores a 75 dias, e essas espécies foram particularmente bem-sucedidas em anos em que esse período foi maior (ex.: 1998) – Figura 4.23.

O fechamento do reservatório de Porto Primavera, no final de 1998, ocorreu quando o nível do rio encontrava-se alto, em pleno período de reprodução das principais espécies de peixes (dezembro), e resultou em uma diminuição de vazão a jusante similar às dos períodos de seca. Tal fato explica a baixa captura de peixes em 1999, a despeito da duração do período de cheias.

Os levantamentos realizados por Sanches (2002) durante esse período revelaram altas densidades de larvas e, portanto, uma desova bem-sucedida. As larvas, entretanto, não puderam acessar os habitats da planície em razão da falta de conectividade, fato que refletiu na biomassa da coorte.

Após o fechamento de Porto Primavera, as cheias foram extremamente raras. Em 2000, a ausência de cheias pode ser atribuída à insuficiência de chuvas, enquanto em 2001, à complementação do enchimento do reservatório de Porto Primavera. Nos anos em que o nível de água abaixo de Porto Primavera é mantido artificialmente baixo, algumas estratégias, como a dos não-migradores e com cuidado parental, podem



ser recrutadas a partir de tributários laterais não diretamente afetados pela barragem. Contudo, quando as cheias são ausentes por estiagens regionais, todas as estratégias são afetadas.

O retardamento do pico hidrológico é esperado pelo fato de a onda de cheia se propagar mais lentamente no ambiente represado, especialmente quando o volume de espera é elevado. Essa ocorrência, quando exacerbada, é particularmente adversa àquelas espécies cuja desova é sincronizada pelos picos de cheias.

Gomes e Agostinho (1997) demonstram que as variações no regime de cheias no rio Paraná, acima do reservatório de Itaipu, são críticas para o recrutamento de curimba nesse reservatório, promovendo flutuações de até 39 vezes na intensidade de recrutamento. Esses autores reportam que cheias duradouras, envolvendo o verão e o outono, correlacionam-se fortemente com o recrutamento dessa espécie (n=5; r=0,83; Tabela 4.1).

Os procedimentos operacionais na maioria dos reservatórios hidrelétricos resultam em um regime de vazão altamente variável, com alterações abruptas que podem se propagar a vários quilômetros a jusante, até que sejam atenuadas (PETTS, 1986). Essa ocorrência é mais evidente naqueles empreendimentos destinados a atender picos de demanda energética. Nessas ocasiões ocorre a exposição parcial ou, em casos extremos, total do leito do rio a jusante, promovendo grandes mortandades. O caráter catastrófico dessas ocorrências depende da amplitude da variação, da presença de planícies alagáveis a jusante e do relevo do leito do rio.

A ocorrência desses pulsos é regulada pela demanda de energia, podendo, portanto, variar ao longo do dia, semanalmente ou por estação do ano. Após o início da operação da UHE Porto Primavera, por exemplo, constata-se a elevação do débito no início da noite, provocada pelo aumento da necessidade de geração para compensar o pico de consumo.

Tabela 4.1 - Matriz de correlação entre as diversas variáveis relacionadas ao regime de cheias que podem afetar o recrutamento (defasagem temporal de um ano). Média: nível médio da água; Máxima: amplitude das cheias ou nível máximo alcançado; Total: número de dias com nível da água superior a 3,5 m em um dado ano; Verão, Outono, Verão-Outono, Inverno, Primavera: número de dias com o nível da água acima de 3,5m para cada estação e ano; * correlações significativas (Fonte: GOMES; AGOSTINHO, 1997)

Variável	Média	Máxima	Total	Verão	Outono	Verão-Outono	Inverno	Primavera
Média	1,00							
Máxima	0,41	1,00						
Total	0,88	0,22	1,00					
Verão	0,03	0,59	0,23	1,00				
Outono	0,91*	0,02	0,93*	-0,12	1,00			
Verão-Outono	0,84	0,34	0,97*	0,44	0,84	1,00		
Inverno	0,34	-0,28	0,41	-0,56	0,51	0,16	1,00	
Primavera	0,11	0,17	-0,05	0,30	-0,01	0,15	-0,82	1,00
Recrutamento	0,50	-0,06	0,74	0,43	0,66	0,83	-0,11	0,41

No município de Porto Rico, cerca de 40 quilômetros a jusante dessa barragem, a variação de nível do rio Paraná mostra diferenças diárias de 20 cm a mais de um metro entre o período da manhã e o início da noite (SOUZA FILHO; ROCHA; COMUNELLO; STEVAUX, 2004). Na região do remanescente de planície alagável do rio Paraná, essas variações isolam lagoas onde se concentram grandes quantidades de alevinos. Em alguns locais, essas lagoas isoladas podem dessecar precocemente, levando a grandes mortandades de larvas, alevinos e perda de biodiversidade.

Uma evidência de efeitos erosivos são os numerosos orifícios circulares que aparecem nas margens dos rios a jusante. Esses orifícios são decorrentes de *pipping*, que é provocado por mudanças rápidas no nível da água, o que gera um gradiente hidráulico elevado na água do lençol freático das margens. A saída dessa água remove as partículas dos locais por onde passa e gera uma forma particular de erosão (SOUZA FILHO; ROCHA; COMUNELLO; STEVAUX, 2004).

A retenção de sólidos em suspensão e nutrientes é uma característica comum aos reservatórios - Figura 4.24 (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2004). A concentração de material suspenso no rio Paraná, cerca de 25km a jusante da barragem de Porto Primavera, mostrou uma

redução de 24,9 para 10,8 mg.l⁻¹ após a formação desse reservatório. A menor carga de sólidos confere à água evertida ou turbinada uma maior capacidade carreadora ou erosiva, facultando-lhe promover alterações morfológicas e granulométricas nos habitats de jusante, com conseqüências sobre algumas espécies.

A maior transparência da água, por outro lado, pode elevar a mortalidade por predação dos ovos e larvas de peixes. Considera-se, neste ponto, que as espécies de peixes migradoras desovam durante o período de chuvas e se beneficiam da turbidez da água para a proteção da prole contra os predadores visuais (AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI, JÚLIO JUNIOR, c2003).

Em relação à retenção de nutrientes, os reservatórios tendem a empobrecer as áreas a jusante. Reduções da fertilidade de planícies alagáveis e deltas de rios

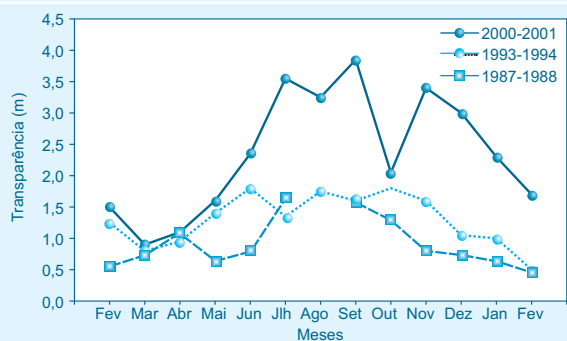


Figura 4.24 - Variações mensais na transparência da água (disco de Secchi) antes (1993-1994 e 1987-1988) e após (2000-2001) a formação do reservatório de Porto Primavera (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2004), no trecho do rio Paraná a jusante da barragem.

como conseqüência dessa retenção têm sido bem estudadas em alguns países africanos, envolvendo não apenas a pesca como também a agricultura e a diversidade faunística (WCD, 2000).

No Brasil, essa retenção tem sido pouco estudada. Informações preliminares indicam, entretanto, que na bacia do rio Paraná, abaixo do reservatório de Porto Primavera, a concentração de fósforo total mostrou sensível redução após a formação desse reservatório (Figura 4.25).

Estudos realizados no rio Paraná, antes da construção de Porto Primavera, fornecem, por outro lado, importantes indícios de que os reservatórios já existentes naquele período exerciam forte controle sobre a fertilização da planície desse rio, retirando dela nutrientes ao invés de fornecer. Observou-se, por exemplo, que as concentrações de fósforo total e clorofila *a* na calha do rio Paraná, baixas no trecho imediatamente a jusante do reservatório de Jupia, têm nítido incremento ao passar pela planície (Figura 4.26; AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995).

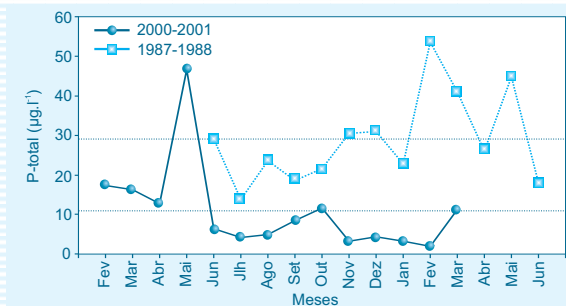


Figura 4.25 - Variações mensais na concentração de fósforo total antes (1987-1988) e após (2000-2001) a formação do reservatório de Porto Primavera (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2004), no trecho do rio Paraná a jusante da barragem. As linhas horizontais indicam as médias de cada período.

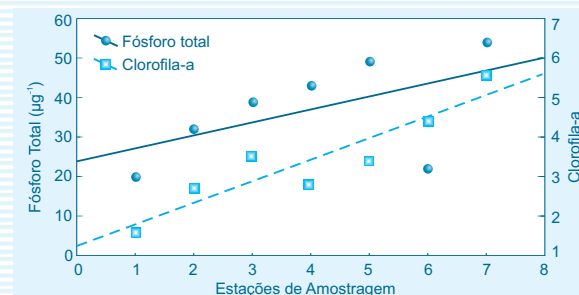


Figura 4.26 - Concentrações de fósforo total e clorofila-a ao longo de um transecto no canal do rio Paraná, antes da formação do reservatório de Porto Primavera (1 = 4 km abaixo do reservatório de Jupia; 3 = próximo à cidade de Porto Epitácio; 6 = 40 km abaixo do rio Paranapanema; 7 = 5 km acima do reservatório de Itaipu (Fonte: TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI; HENRY; ROCHA; HINO, 1988; SURHEMA/ITAIPU BINACIONAL, 1989; THOMAZ, 1991; THOMAZ; ROBERTO; LANSAC-TÔHA; ESTEVES; LIMA, 1991; CESP, 1994).

Embora parte desse incremento possa decorrer da entrada de importantes rios no trecho, o fato de a concentração de fósforo cair para menos da metade nas lagoas da planície e aumentar na calha do rio durante os picos de cheias, corrobora essa

interpretação. É provável que após a construção de Porto Primavera, que isolou importantes rios que antes traziam nutrientes para a planície, esse empobrecimento possa estar sendo ainda maior.

A qualidade da água liberada pelos reservatórios é certamente distinta daquela do rio natural, sendo determinada pelos processos limnológicos que ocorrem ao longo do trecho represado e, em razão de estratificações verticais, pela posição da tomada d'água na barragem. Assim, os processos metabólicos em reservatórios heterotróficos tendem a produzir efluentes com baixas concentrações de oxigênio e alta de amônia ou gás sulfídrico.

Já a posição da tomada d'água é altamente relevante, dado que a maioria dos reservatórios apresenta-se, pelo menos sazonalmente, estratificado. Nesses casos, as liberações superficiais tendem a atuar como retentoras de nutrientes e exportadoras de calor, enquanto liberações de fundo podem exportar nutrientes e reter calor.

A Figura 4.27 mostra a distribuição espacial dos valores de temperatura e de concentração do oxigênio no reservatório de Itaipu em dezembro de 1997. Na barragem desse reservatório, a tomada d'água localiza-se a aproximadamente 30 m abaixo da superfície. Variações hipotéticas na posição dessa tomada d'água produzem variações térmicas de até 9 °C e nas concentrações de oxigênio em até 3 mg.l⁻¹.

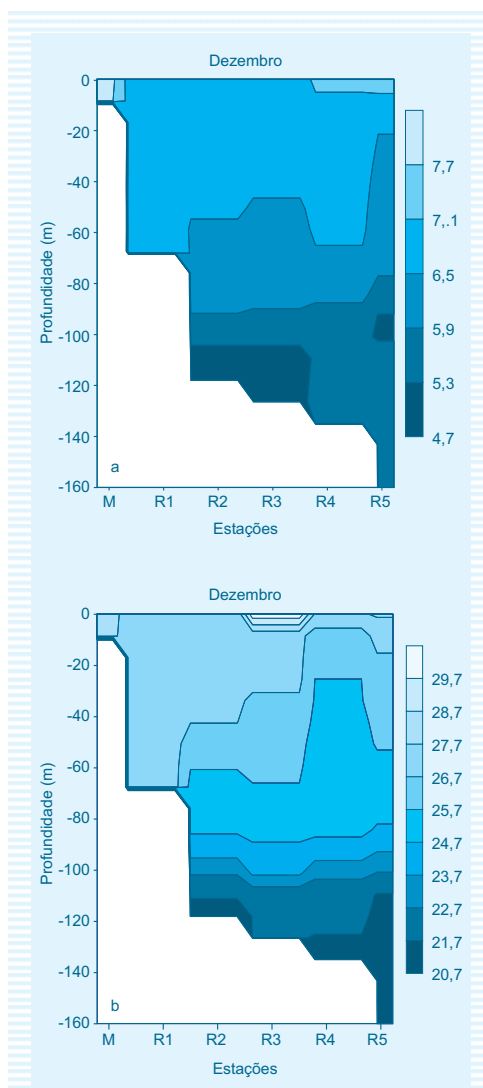


Figura 4.27 - Diagrama espacial da concentração de oxigênio (mg.l⁻¹; a) e da temperatura (°C; b) no reservatório de Itaipu, em dezembro de 1997. M = montante; R5 = barragem (Modificado de PAGIORO, 1999).

Contudo, diferentemente de Itaipu, reservatórios heterotróficos podem apresentar camadas anóxicas até próximo à superfície (MATSUMURA-TUNDISI; SAGGIO; OLIVEIRA NETO; ESPÍNDOLA, 1991; AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

As mudanças na qualidade da água a jusante dos reservatórios podem afetar os peixes em três caminhos distintos, ou seja, (i) por exceder os limites de tolerância, (ii) por inibir processos biológicos como reprodução e alimentação, e (iii) por alterar o balanço competitivo e as relações predador-presa (PETTS, 1986).

Mortandades massivas a jusante são fenômenos recorrentes em muitos reservatórios durante a fase heterotrófica (*trophic upsurge period*), especialmente naqueles com tomadas d'água profundas e anóxicas (PETTS, 1986; AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999; WCD, 2000). Mudanças na composição específica são esperadas em razão das condições térmicas vigentes após a formação de reservatórios, com a fuga das espécies para as quais as novas temperaturas são adversas.

Mesmo quando os adultos podem suportar as novas condições na área a jusante das barragens, é possível que algumas espécies tenham sua alimentação e reprodução inibidas. Experimentos realizados com o pintado *P. corruscans*, uma espécie freqüente a jusante do reservatório de Itaipu, têm demonstrado que essa espécie reduz drasticamente a taxa de consumo alimentar em temperaturas inferiores a 20°C,

interrompendo a tomada de alimento a 18 °C (MARQUES; AGOSTINHO; SAMPAIO; AGOSTINHO, 1992). Por outro lado, uma avaliação das gônadas dos peixes a jusante do reservatório de Itaipu, durante a quadra reprodutiva, mostrou elevadas taxas de atresia folicular, sugerindo que a falta de acesso a habitats adequados e as condições térmicas prevalentes levaram essas espécies a reabsorverem seus gametas (AGOSTINHO; MENDES; SUZUKI; CANZI, 1993).

A barreira física interposta pela barragem aos movimentos migratórios de peixes é o impacto mais evidente nos represamentos, dado que geralmente resulta no acúmulo de grandes cardumes nas imediações do obstáculo e, devido à elevada vulnerabilidade à pesca, atrai grandes contingentes para a pesca ilegal.

Nos sistemas hidrográficos da América do Sul, o padrão de migração predominante é o das migrações ascendentes para a reprodução (AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, c2003). Entretanto, várias espécies da Amazônia (SANTOS; FERREIRA, 1999) e mesmo da bacia do rio Paraná (BONETTO, 1986), mostram deslocamentos descendentes para a desova. Muitas espécies amazônicas vivem grande parte do ano nos rios de águas claras e pretas, buscando aqueles de águas brancas para a desova (ARAÚJO-LIMA; RUFFINO, c2003; ver Capítulo 2).

O bloqueio do acesso entre as áreas de alimentação e reprodução é a ocorrência mais freqüente e geralmente atinge as espécies grandes migradoras em seus deslocamentos ascendentes para a

reprodução. Além disso, a área represada oferece restrições aos deslocamentos passivos dos ovos e larvas produzidos pelo fragmento populacional localizado a montante, para jusante. Essas restrições relacionam-se principalmente à transparência da água (predação de ovos e larvas), ao seu caráter lântico (transporte lento ou mesmo deposição no fundo, em geral com menos oxigênio dissolvido) e à mortalidade durante a passagem pela turbina ou vertedouro.

Montante do Reservatório

Os impactos dos represamentos são, em geral, menos pronunciados nos segmentos de rio acima do remanso dos reservatórios. Entretanto, a troca de indivíduos entre populações de uma região é importante para manter suas estruturas genéticas, especialmente quando existem populações mais isoladas. A fragmentação de habitats, fato inevitável nos represamentos, leva à formação de metapopulações não-naturais, acelerando a perda da heterogeneidade genética (HEDRICK; GILPIN, c1997; AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, c2003). Esse efeito pode ser mais importante para espécies migradoras, pois a barragem e o trecho lântico são, como visto, barreiras que impedem os movimentos migratórios, influenciando, diretamente, na estrutura genética das populações. Assim, o número de indivíduos retido a montante é fundamental para a manutenção da heterogeneidade genética, além da integridade de locais adequados para sua proliferação. A época do fechamento e a

posição da barragem em relação aos movimentos e distribuição das populações têm papel-chave na manutenção da biodiversidade genética no trecho a montante.

Em bacias cuja fauna aquática seja naturalmente fragmentada por grandes quedas d'água, os represamentos podem propiciar fantásticas misturas de fauna. O reservatório de Itaipu, por exemplo, possibilitou, com o alagamento de Sete Quedas (Guaíra), a dispersão de pelo menos 16 espécies de peixes anteriormente confinadas nos trechos inferiores da bacia do rio Paraná, entre as quais algumas indesejáveis à pesca, como uma piranha e duas raiais (AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995; AGOSTINHO; PELICICE; JÚLIO JÚNIOR, 2006). Duas das três espécies atualmente dominantes no trecho de planície a montante do reservatório de Itaipu (GASPAR DA LUZ; OLIVEIRA; PETRY; JÚLIO JÚNIOR; PAVANELLI; GOMES, 2004) eram anteriormente confinadas nos trechos inferiores e médios desse rio.

Na barragem

Taxas elevadas de mortalidade de peixes são constatadas de forma eventual em barragens hidrelétricas. Elas decorrem da passagem destes pelas turbinas, sua atração e confinamento no tubo de sucção durante a parada de unidades geradoras para manutenção, sua passagem pelo vertedouro ou o impacto do funcionamento deste sobre peixes concentrados no seu canal de escoamento. Essa modalidade de impacto é analisada no Capítulo 6.4.

Efeitos Cumulativos

Quando diversos reservatórios são construídos em um único rio, os impactos cumulativos podem induzir a drásticas reduções da fauna de peixes, podendo o processo de extinção ser pronunciado. Muitas bacias hidrográficas do mundo comportam atualmente múltiplos reservatórios. Estima-se que 60% das maiores bacias hidrográficas do planeta estejam moderadas ou altamente fragmentadas por barragens (WCD, 2000). No Brasil, a densidade de reservatórios de alguns rios da bacia do rio Paraná situa-se

entre as maiores do mundo. Assim, a calha de rios como Grande, Tietê, Paranapanema, Iguaçu e mesmo a do rio Paraná foi transformada em cascata de reservatórios. Um modelo conceitual para prever os efeitos dos barramentos do rio Tietê sobre a qualidade da água e as assembléias de fitoplâncton foi proposto por Barbosa, Padisák, Espíndola, Borics e Rocha (1999) – ver **Box 4.2**.

A adição de reservatórios num curso d'água implica aumento na perda de habitats, na fragmentação e perda de qualidade dos habitats remanescentes, afetando os recursos,

Box 4.2.

O conceito de continuidade em cascata de reservatórios (CRCC) e suas aplicações para o rio Tietê, Estado de São Paulo, Brasil

BARBOSA, F.A.R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; BORICS, G.; ROCHA, O. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI, J.G.; STRASKRABA, M. (Ed.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos: International Institute of Ecology; Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers; Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, 1999. p. 425-437.

“As principais mudanças na qualidade da água e nas características básicas do fitoplâncton em uma série (cascata) de 7 reservatórios no médio rio Tietê, Sudeste do Brasil, foram investigadas em fevereiro de 1998 (estação chuvosa). As variáveis biologicamente não afetadas alteraram rapidamente nos reservatórios superiores e então permaneceram constantes, enquanto aquelas biologicamente afetadas mostraram uma resposta prolongada, que pode ser explicada apenas se a cascata for considerada como um sistema. As mudanças no primeiro reservatório do sistema concordam com o predito no conceito de descontinuidade serial (SDC): o contínuo do rio (RCC) é basicamente afetado. Entretanto, as mudanças nos reservatórios a jusante tornam-se novamente contínuas e mostram que o mesmo processo se mantém operativo em todo o contínuo do rio. Portanto, um conceito de continuidade em cascata de reservatórios (CRCC) pode ser proposto para a manipulação de processos ecológicos ao nível de sistema. Uma comparação dos presentes dados com aqueles registrados previamente para alguns dos reservatórios mostra um crescimento rápido na eutrofização do reservatório mais superior da cascata. Baseando-se no CRCC e no atual status ecológico e da qualidade da água da cascata Tietê, uma progressiva eutrofização a jusante pode ser prevista, chamando então a atenção para urgentes necessidades de medidas restauradoras nas cabeceiras.”

a sustentabilidade e a integridade dos ecossistemas. Assim, a neutralização dos impactos de primeira ordem (físicos) na bacia incremental pode não ocorrer em razão de um novo reservatório, podendo as condições físicas adversas (vazão, temperatura, nutrientes, etc.) se propagar por todo o curso do rio.

Cascatas de reservatórios, pelo efeito cumulativo da retenção de nutrientes, contribuem para a oligotrofização do rio como um todo, com reflexos altamente negativos na pesca. Um bom entendimento do impacto da oligotrofização sobre a pesca é dado por Ney (1996) – ver **Box 4.3**.

Box 4.3.

Oligotrofização e suas conseqüências: efeitos da redução da carga de nutrientes na pesca em reservatórios

NEY, J.J. Oligotrophication and its discontents: effects of reduced nutrient loading on reservoir fisheries. In: MIRANDA, L.E.; DeVRIES, D.R. (Ed.). *Multidimensional approaches to reservoir fisheries management*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1996. p. 285-295. (American Fisheries Society Symposium, 16).

“A oligotrofização é o inverso do processo de eutrofização e pode ocorrer em reservatórios como resultado da sedimentação de nutrientes em reservatórios a montante, ou pela operação de estações de tratamento avançadas (ETA), de água que entram em rios. Eu examinei a resposta da pesca em reservatórios à oligotrofização, usando estudos de casos e análises de regressão da relação entre a concentração de fósforo, o principal nutriente limitante, e a produtividade pesqueira. No reservatório Smith Mountain (Virgínia) e reservatório Beaver (Arkansas), localizados acima de ETAs, e no reservatório Mead (Nevada), localizado na parte superior, a oligotrofização foi acompanhada por reduções de mais de 50% na biomassa instantânea (standing stock) de peixes presa planctívoros, e reduções no crescimento, biomassa instantânea ou rendimento de piscívoros na pesca esportiva. O fitoplâncton e a produtividade total de peixes foram altamente correlacionados ($r = 0,7-0,9$) com a concentração de fósforo total de lagos e reservatórios, aumentando linearmente em uma grande variação de concentrações. Status de eutrofização, em termos de clorofila a e transparência da água, é alcançado em reservatórios da região temperada quando a concentração de fósforo ultrapassa 40 $\mu\text{g/L}$, mas a biomassa de peixes esportivos não alcança pico em concentrações inferiores a 100 $\mu\text{g/L}$, com potencial para gerar conflito entre os diversos usuários de reservatórios. Medidas mitigadoras para restaurar a pesca esportiva em reservatórios após a oligotrofização incluem a introdução de peixes e a fertilização dos mesmos, sendo, o sucesso de ambos, duvidoso. A prevenção da oligotrofização através da manipulação top-down das cadeias alimentares tem potencial para promover lagos com águas limpas e boa pesca, mas, provavelmente não será efetiva em grandes represamentos eutróficos. Uma abordagem mais promissora é prevenir a indesejável oligotrofização através de tomada de decisão informativa. Cientistas da pesca devem colaborar com limnólogos para predizer os impactos das reduções da carga de nutrientes na pesca de reservatórios e, então, atuar como educadores e defensores de seus recursos.”

Considerações Finais

Os represamentos alteram profundamente a dinâmica da água, a quantidade e qualidade de habitats, os processos de produção primária e, conseqüentemente, a estrutura das comunidades naturais dos sistemas fluviais em que se inserem. Com base no exposto, vimos que as modificações relevantes são promovidas na composição da ictiofauna, com profundas alterações na demografia das populações, incluindo a redução drástica ou mesmo o desaparecimento local de espécies reofílicas e a profusão daquelas oportunistas. Em geral, é esperado que a riqueza regional de espécies diminua e os padrões de elevada dominância se acentuem.

O entendimento e a capacidade de predição das assembléias de peixes a colonizar os reservatórios mostram-se, ainda, extremamente precários. Além de a colonização ser influenciada por interação de muitos fatores, estes com ampla variação espaço-temporal, fato que torna as generalizações difíceis e imprecisas, o número de estudos que tentam avaliar os impactos derivados dos represamentos é ainda reduzido. Além disso, após o barramento dos rios, a tendência de estabilização das condições ambientais nos reservatórios é comumente revertida pelas ações antropogênicas na área de influência, incluindo aquelas decorrentes da própria operação da barragem, implicando alterações adicionais e constantes na ictiofauna.

Apesar dessas dificuldades, pode-se generalizar que, mesmo com o enorme volume de água e a extensa área alagada resultante da construção de grandes reservatórios, a ictiofauna tende a habitar a zona litorânea, o que cria abismos demográficos nas regiões pelágica e profunda. As assembléias de peixes que colonizam esses ambientes são, essencialmente, aquelas presentes na região antes do represamento. Vale destacar que só permanecerão no novo ambiente as espécies com pré-adaptações para sobreviver em ambientes com menor fluxo de água (lênticos) e que consigam completar todas as etapas do ciclo de vida no reservatório e áreas livres remanescentes na região contígua. Essas são, geralmente, espécies sedentárias com pouca especificidade alimentar.

Embora as alterações na ictiofauna se mostrem extremamente deletérias na região lacustre dos reservatórios, os impactos atingem toda a área de entorno do empreendimento, especialmente os trechos a jusante. O entendimento dos padrões de zonação da ictiofauna é fundamental, visto que as espécies migradoras, típicas da fauna de rios, são as mais afetadas pelo represamento, e sua presença nos trechos superiores dos reservatórios depende dos ambientes remanescentes localizados a montante. A construção de reservatórios em cascata cria condições especiais em que os impactos ambientais são amplificados, complicando demasiadamente qualquer medida de conservação.

Capítulo 5

A Pesca em Reservatórios: diagnóstico da pesca e pescadores

A pesca é uma atividade que inevitavelmente se estabelece em regiões de reservatórios, geralmente em períodos logo após sua construção. Adquire relevante papel social, envolvendo milhares de pessoas, de pescadores profissionais a amadores. Entretanto, a produção pesqueira em reservatórios neotropicais é caracteristicamente baixa, necessitando de ações de manejo constantes. Ao longo da história, a pesca nesses ambientes foi marcada pela aplicação de medidas de manejo questionáveis, além do descaso das autoridades com as classes sociais envolvidas. Tais posturas vêm resultando no colapso das pescarias e na miséria das comunidades dependentes do recurso.

Capítulo 5.1

A Exploração e os Recursos Pesqueiros:

conflitos entre a demanda e as limitações

Introdução

Peixes e outros organismos aquáticos constituem importante fonte de alimento no mundo atual, contribuindo com cerca de 16% de toda a proteína consumida pela humanidade (FAO, 1999). Estima-se que aproximadamente metade da população mundial tenha no peixe 20% de sua dieta. O crescimento populacional eleva essa demanda por pescado e contrasta com o estado de exploração dos estoques marinhos.

Acredita-se que 47% dos estoques estejam no limite de sua exploração, 18% estejam sendo sobre-explorados e 10% deplecionados, sendo que o restante (25%) tem seu status desconhecido. A estabilidade ou mesmo depleção nos desembarques da pesca marinha tornam a pesca e a aquicultura de água doce as únicas alternativas capazes de satisfazer a

demanda por esse tipo de alimento (DE SILVA, 2001).

Entretanto, a pesca em grandes rios mostra também, com poucas exceções, sinais de depleção (PETRERE JUNIOR; BARTHEM; CÓRDOBA; GÓMEZ, 2004; ALLAN; ABELL; HOGAN; REVENGA; TAYLOR; WELCOMME; WINEMILLER, 2005). Mesmo em rios que ainda mantêm suas condições primitivas, como o Amazonas, há evidências de depleções localizadas de alguns estoques. Bayley e Petrere Junior (1989) relatam que os pescadores que desembarcam o pescado no mercado de Manaus têm que se deslocar a maiores distâncias para manter seus rendimentos, enquanto Bittencourt (1991) acredita que alguns estoques nas proximidades de Manaus mostram sinais de depleção. Além da sobrepesca, o avanço da fronteira agrícola e industrial, com a ocupação de novas bacias e criação de centros urbanos, permite antever um agravamento no rendimento da pesca.

A Complexidade da Conservação de Recursos Pesqueiros

Ao paradoxo existente entre, de um lado, as demandas por elevada produção pesqueira e, de outro, as limitações biológicas e ambientais para satisfazê-las, somam-se as recentes discussões sobre os efeitos da própria pesca na sua sustentabilidade. Essa discussão é importante, pois, apesar de ainda caminhar na trilha das hipóteses não-testadas, demonstra que a solução do problema da pesca e conservação dos recursos pesqueiros em reservatórios é muito mais complexa. Medidas simples, envolvendo a estocagem de peixes, a introdução de espécies ou mesmo o controle da atividade, começam a mostrar-se altamente infrutíferas.

Nos últimos anos, a publicação de alguns artigos científicos (PAULY; CHRISTENSEN; DALSGAARD; FROESE; TORRES, Jr., 1998; CONOVER; MUNCH, 2002; BERKELEY; CHAPMAN; SOGARD, 2004; BERKELEY; HIXON; LARSON; LOVE, 2004; BIRKELAND; DAYTON, 2005) provocou grande agitação entre os especialistas envolvidos com a dinâmica da pesca, especialmente a marinha. Esses trabalhos reportam a ação de dois fenômenos que possivelmente estariam alterando a dinâmica da pesca, com profundo impacto nos ecossistemas. As ocorrências observadas adquiriram elevado grau de importância nos debates, com similar magnitude no nível de preocupação entre os especialistas. Apesar de terem sido observados primariamente em ambientes marinhos, é impossível não associá-los ao

quadro da pesca e dos recursos pesqueiros que caracteriza os reservatórios brasileiros.

Um desses trabalhos, de autoria de Pauly, Christensen, Dalsgaard, Froese e Torres, Jr. (1998), identificou possíveis efeitos de uma pesca histórica, intensa e seletiva nas características dos ecossistemas, medidos em termos de alterações nos níveis tróficos das teias alimentares. Esses autores demonstraram que a pesca marinha, após décadas de atuação direcionada a espécies carnívoras e piscívoras (de elevado nível trófico), de grande porte e longo ciclo de vida, teve seus estoques seriamente deplecionados, principalmente após melhorias na eficiência do sistema de pesca durante a década de 1970.

Com a diminuição das capturas de espécies de elevado nível trófico, geralmente de maior valor comercial, os registros de desembarque passaram a acusar crescentes participações de pescados pertencentes a níveis tróficos inferiores. Isso significa que, com a depleção dos estoques de interesse, houve alteração na estrutura do ecossistema, em termos de composição e abundância das espécies. Essa alteração pressionou a pesca a dirigir seus esforços a outras espécies, geralmente planctívoras, pertencentes a níveis tróficos mais baixos, com menor tamanho e menor valor comercial.

A diminuição no nível trófico médio do pescado foi observada como padrão geral nos oceanos e mesmo em águas interiores. O padrão também persistiu localmente, quando diversos mares e oceanos foram

analisados separadamente. Os autores nomearam o fenômeno como *pescando em direção à base da teia trófica* (*fishing down the food web*), numa alusão à depleção progressiva e sequencial de todos os níveis tróficos, a começar pelos superiores. Alertaram que, se não houver um restabelecimento na estrutura das teias, a pesca caminhará para uma crise de difícil reversão.

A ausência de predadores pode alterar a estruturação de toda a comunidade de diversas formas, (i) pela sua óbvia ausência, (ii) por aliviar efeitos *top-down*, que contribuem na manutenção da diversidade de presas em alguns casos (PAINE, 1966), (iii) por deixar de influenciar indiretamente nas relações entre grupos tróficos inferiores, como na ligação entre zooplânctívoros, zooplâncton e fitoplâncton, (iv) além de expor, por falta de alternativas, as espécies presas à pesca. O problema desta última suposição está no fato de que, em um sistema sem presas, logicamente não existem predadores, e uma pesca excessiva acaba por estabelecer um sistema de *feedback* positivo de depleção geral, com difícil recuperação dos estoques em todos os níveis.

Embora a pressão de pesca exercida sobre os estoques de espécies migradoras, a maioria de nível trófico elevado, seja alta em rios brasileiros, dado que estas apresentam porte considerável e são, em termos palatáveis, muito apreciadas (dourado *S. brasiliensis*, pintado *P. corruscans*, cachara *P. fasciatum*, jurupoca *Hemisorubim platyrhynchos*, sorubim *Sorubim lima*,

barbado *P. pirirampu*, jaú *Z. zungaro*, além dos grandes bagres do gênero *Brachyplatystoma*), as alterações impostas nos ecossistemas pelos represamentos são certamente mais eficientes na depleção de seus estoques. Assim, para a pesca em áreas represadas, o raciocínio é algo diferente. Nessa situação, a pesca apenas acelera a depleção dos estoques de elevado nível trófico na área represada, já que a causa principal da falta de recrutamento é o represamento do rio (interceptação de cardumes, afogamento de áreas de reprodução e/ou de desenvolvimento inicial). Os efeitos proporcionados pela ausência desses grandes predadores na estrutura da comunidade de reservatórios e do próprio ecossistema, embora não sejam bem conhecidos, podem ser mascarados pela reestruturação da assembléia de peixes que acompanha o fechamento da barragem. A situação atinge proporções tão complexas que a ausência dessas espécies não significa ausência de níveis tróficos superiores, visto que predadores oportunistas de menor porte, como piranhas, apaiaris, saicangas, traíras e jacundás comumente prosperam em águas represadas. A substituição de predadores de grande porte por aqueles menores também gera perguntas ainda sem respostas.

As pescarias comerciais em reservatórios brasileiros ainda buscam espécies migradoras, mas destas, as únicas com capturas relevantes nesses sistemas são o mandi e o corimba, que não se caracterizam como predadoras de topo. Além disso, a diminuição do nível trófico médio das capturas ainda não ocorreu naqueles

reservatórios em que a pesca é exercida e monitorada há mais tempo, em virtude da participação de piscívoros como a corvina e o tucunaré, pré-adaptadas às condições lacustres e introduzidas a partir da Amazônia em diferentes bacias brasileiras. Como evidenciado em alguns casos, se as capturas das espécies introduzidas declinarem, é muito provável que a pesca tenha que visar exclusivamente aquelas de pequeno porte, menos valorizadas, forrageiras e, portanto, pertencentes a níveis tróficos inferiores. Dentre elas destacamos os acarás, lambaris, piaus e curimatídeos, espécies já com relevante participação nas pescarias de alguns reservatórios.

De qualquer maneira, o controle da pesca e as ações de manejo nos habitats críticos de espécies migradoras podem assegurar um melhor desempenho em seus estoques e prevenir o efeito de pescarias na base da cadeia alimentar, pelo menos nos trechos mais fluviais dos reservatórios com amplos segmentos livres a montante. Outro aspecto de grande importância é a pressão de predação exercida por espécies introduzidas, notadamente a corvina e o tucunaré. A princípio, pelo menos em reservatórios do Tietê e do rio Grande, essas espécies têm sido responsabilizadas pela marcante redução na abundância daquelas de pequeno porte (SANTOS; MAIA-BARBOSA; VIEIRA; LÓPEZ, 1994), afetando espécies forrageiras que eventualmente poderiam sustentar alguns estoques de piscívoros nativos. Restrições de pesca envolvendo essas espécies não-nativas teriam, em tese, impacto negativo não

apenas na diversidade biológica, mas também na pesca. Em relação ao tucunaré, trabalhos clássicos demonstram que sua abundância no lago Gatun, Panamá, contribuiu para a extinção local de numerosas espécies (ZARET; PAINE, 1973). Essa espécie, dada sua procura por pescadores esportivos, tem sido alvo de proteção (pesque e solte) e repovoamento clandestino em diversos pontos da bacia do rio Paraná. Mesmo a corvina *P. squamosissimus*, exemplo de introdução bem-sucedida na bacia do rio Paraná, tem seu benefício à pesca contestado por Agostinho, Vazzoler e Thomaz (1995) no reservatório de Itaipu, que demonstram estar o rendimento dessa espécie num dado ano correlacionado negativamente com o do mapará *H. edentatus* no ano subsequente (relação de 1:2,8). É relevante o fato de a corvina e o mapará serem comercializados juntos nesse reservatório. Entretanto, o impacto de peixes não-nativos sobre a pesca tem um aspecto menos evidente, porém de alta relevância, que é aquele imposto aos serviços que a biodiversidade presta a essa atividade, ou seja, fornecer aos pescadores alternativas de exploração quando um estoque por razões naturais ou antropogênicas entra em depleção. Esse serviço tem sido registrado nos monitoramentos de longo prazo nos reservatórios da bacia do rio Paraná, em especial no de Itaipu, onde o estoque mais explorado durante os 15 anos passou por espécies como curimba, mapará, corvina e armado.

A segunda categoria de problemas que torna a exploração pesqueira um fator de

risco à sustentabilidade da pesca é a degradação genética decorrente da exploração dos indivíduos maiores (BIRKELAND; DAYTON, 2005), tanto pelos anseios dos pescadores, quanto pelas exigências legais em relação a aparelhos de pesca e a tamanho mínimo. Conover e Munch (2002) apresentaram resultados de um experimento realizado com uma espécie de peixe do oceano Atlântico, a *Menidia menidia*, espécie com certa importância nos desembarques comerciais. Os resultados foram impressionantes e sua discussão é pertinente para as pescarias e o manejo da pesca em águas interiores, especialmente nos reservatórios brasileiros.

A motivação desse experimento deu-se pela observação da grande dificuldade na recuperação dos estoques marinhos após um colapso populacional, derivado da pesca intensiva. Em geral, após evidências de colapso, é comum que a pesca seja proibida em determinadas regiões, com o intuito de que as populações de peixes se reestruturarem. Porém os indivíduos demoravam tempo demais para atingir tamanhos satisfatórios ou iguais aos anteriores à sobrepesca, fato que intrigava os pesquisadores.

Os autores simularam então uma pesca seletiva nos estoques de *M. menidia*, mantidos em tanques artificiais. Essa pesca experimental foi realizada em três níveis: retirada somente dos indivíduos menores, somente dos maiores e retirada ao acaso. Sabe-se, entretanto, que a retirada de indivíduos maiores da população é a situação mais comum a qualquer sistema de pesca, seja marinho, seja de água doce.

Após quatro gerações, esses autores detectaram alterações marcantes na estrutura populacional da espécie quando somente os indivíduos maiores eram experimentalmente retirados. Esse tratamento experimental resultou em menores rendimentos, menor peso dos peixes, ovócitos com menor diâmetro e crescimento mais lento dos indivíduos. Após a quarta geração, os indivíduos remanescentes tinham tamanho corporal muito menor, com crescimento substancialmente mais lento em relação aos demais tratamentos.

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 genética também foi extirpada. Dessa forma, o rendimento diminuiu, pois a população remanescente era formada por indivíduos de crescimento mais lento, que precisam de mais tempo para um incremento em peso.

Devido ao fato de as pescarias serem altamente seletivas, tanto por razões de rendimento quanto por restrições legais (tamanho mínimo de captura), a atividade vem promovendo uma seleção artificial nas populações. Isso determina quais indivíduos sobreviverão, o que altera o curso evolutivo das espécies. No caso de *M. menidia*, indivíduos de crescimento lento foram selecionados, com perda de diversidade genética em nível populacional. O que esse experimento mostra de preocupante é que a pesca funciona seletivamente para todas as

demais espécies, incluindo, para o ambiente marinho, a pesca histórica do bacalhau, do atum e do esturjão, sempre objetivando os maiores indivíduos.

Outras pesquisas vêm dando suporte aos resultados de Conover e Munch. Estudando o peixe-pedra *Sebastes melanops*, Berkeley e colaboradores verificaram o importante papel das fêmeas grandes e com maior idade na estruturação populacional (BERKELEY; CHAPMAN; SOGARD, 2004; BERKELEY; HIXON; LARSON; LOVE, 2004). Esses indivíduos desovam com maior vigor, suas larvas crescem até três vezes mais rápido que a de outros mais jovens, e são mais resistentes à falta de alimento. A explicação está no acúmulo de um lipídeo altamente energético no corpo dessas fêmeas, o triacilglicerol (TAG), que é repassado para o corpo dos alevinos. A retirada desses indivíduos grandes da população fatalmente reduzirá o tamanho médio dos peixes no estoque, os quais, inclusive, apresentarão crescimento mais lento.

Além dos problemas de ordem genética, é interessante observar a relação exponencial existente entre a fecundidade e o tamanho corporal dos peixes (BIRKELAND; DAYTON, 2005), ou seja, fêmeas grandes tendem a produzir uma quantidade muito superior de ovócitos. Isto significa que, após um evento de depleção, espera-se uma recuperação mais rápida do estoque se a população tiver fêmeas de elevado tamanho corporal. Dessa forma, a manutenção da estrutura em tamanho da população pode ter relação direta com o aumento da resiliência dos estoques.

Em face a todas essas informações, é impossível deixar de traçar um paralelo entre estas conclusões e a pesca em reservatórios brasileiros. Os dois fatores principais que levam à seletividade também estão presentes, ou seja, (i) o desejo dos pescadores em capturar os maiores espécimes e (ii) a regulamentação com base em tamanhos mínimos de captura. Ambas as ações convergem na retirada seletiva de indivíduos maiores, e possivelmente uma seleção genética também esteja em curso.

Em reservatórios, esse efeito teria grande probabilidade de ocorrer, tanto a jusante quanto na área represada. A jusante o fato pode afetar os grandes cardumes de espécies migradoras que se acumulam imediatamente abaixo da barragem, mesmo com a existência de mecanismos de transposição. Apesar de a pesca ser proibida nesses locais, é fato conhecido que ela ocorre e é intensa em algumas ocasiões. O mesmo tem sua ocorrência provável nas regiões a montante da barragem, nesse caso, como decorrência dos aspectos legais de tamanho mínimo de captura e uso de malhadeira a partir de um determinado tamanho. Vale destacar que existe, inclusive, uma classe de pescadores especializada na exploração pesqueira em novos reservatórios (barrageiros, PETRERE JUNIOR, 1996), a qual deve promover elevada pressão sobre os estoques, em razão do grande esforço e diversidade de métodos de pesca que empregam. Tal episódio foi bem documentado após o fechamento de Tucuruí e Sobradinho, quando se constatou a depleção dos estoques ao longo do tempo. Dessa forma, não seria difícil a dizimação

de, pelo menos, classes de indivíduos com maior comprimento.

É importante lembrar que não só os migradores são vulneráveis a tal fenômeno, visto que as restrições a tamanhos de captura estendem-se também a diversas espécies sedentárias. Ou seja, espécimes grandes só não serão alvo das pescarias quando eles não existirem mais. 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 das grandes matrizes parece ser danosa à viabilidade dos estoques. Seria necessária uma exaustiva discussão desses aspectos e revisão na legislação específica para a pesca comercial, de maneira a garantir a proteção também dessa parcela da população, considerando os efeitos negativos na perda da variabilidade genética.

Entretanto, não é apenas a pesca comercial a responsável por essa modalidade de impacto genético. Em vários reservatórios, a pesca esportiva extrai parcelas significativas do estoque, equiparando-se, para algumas espécies, à pesca comercial (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPÉLIA/ITAIPU BINACIONAL, 2004). Essa modalidade visa, exclusivamente, indivíduos de grande porte, tendo como meta a captura dos maiores (troféus).

É óbvio que ainda não sabemos exatamente as implicações dessas remoções seletivas em nível populacional, mas o fato é que elas estão ocorrendo em diversos ambientes. E,

com isso, é grande a possibilidade de que a variabilidade genética esteja se esvaindo. Como exemplo, nas pescarias estuarinas do rio Amazonas, a escassez de bagres de grande porte está resultando no aparecimento de juvenis de grandes bagres de alto valor comercial, como a piramutaba e a dourada, nos desembarques em Manaus (GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996). Fatos similares parecem ter ocorrido com populações de tambaqui, decorrentes também da perda de habitats, e de pirarucu, esta levada à beira da extinção.

O fenômeno das alterações na estrutura dos estoques pesqueiros, como decorrência da sobrepesca, vem sendo observado há algum tempo. Este efeito é conhecido como a “tropicalização dos estoques” (HAEDRICH; BARNES, 1997; JACKSON; KIRBY; BERGER; BJORN DAL; BOTS FORD; BOURQUE; BRADBURY; COOKE; ERLANDSON; ESTES; HUGHES; KIDWELL; LANGE; LENIHAN; PANDOLFI; PETERSON; STENECK; TEGNER; WARNER, 2001; STERGIUO, 2002), situação em que ocorre a diminuição do tamanho médio dos peixes que compõem os desembarques. O trabalho de Conover e Munch (2002), acrescido pelos resultados de Berkley e colaboradores apenas o explica e nos dá a dimensão assustadora do problema. Assim, se essa perda de variabilidade genética decorrente da exploração seletiva em relação ao tamanho for muito difundida entre as espécies de peixes, os paradigmas estabelecidos em relação ao tamanho mínimo devem ser imediatamente revistos, dado que pode ser um fenômeno irreversível. Nesse caso, medidas como o controle da pesca ou a criação de santuários já não terão mais valia.

Nesse contexto, opções de manejo de pesca, como reservas biológicas aquáticas nos moldes das terrestres e implantadas antes que a variabilidade seja perdida, ou repovoamentos controlados visando restabelecer a variabilidade genética, ou ainda reformulações profundas nos documentos que regulamentam a pesca, são urgentes. É óbvio que os efeitos dos

represamentos ou da operação de reservatórios podem promover o deplecionamento dos estoques antes que a pesca reduza sua variabilidade genética. Entretanto, a sinergia desses dois impactos deve ser objeto de maior atenção da pesquisa, do gerenciamento dos recursos e dos órgãos responsáveis pelos documentos que regulam a exploração pesqueira.

Capítulo 5.2

Rendimento da Pesca em Reservatórios: diagnóstico

Introdução

A proliferação de reservatórios hidrelétricos e seus impactos sobre os estoques, especialmente de espécies migradoras, são fatores adicionais que acentuam tendências de depleção. Embora os reservatórios sejam, geralmente, mais produtivos que os rios que lhes dão origem, esse benefício é amplamente neutralizado pelos efeitos relacionados à regulação da vazão a jusante, com impacto negativo sobre os criadouros naturais e a reprodução, e à menor qualidade do pescado que produzem (ver Capítulo 4).

Entretanto, os reservatórios vêm transformando a dinâmica fluvial de rios de todo o mundo em uma sucessão de ambientes lênticos, mudando a fisiografia regional e se constituindo em única alternativa de pesca em diversas bacias. A esse propósito, alguns autores destacam que o desenvolvimento futuro da pesca em águas interiores está destinado a se tornar

sinônimo de desenvolvimento sustentável de pesca em reservatórios (WELCOMME, 1996; DE SILVA, 2001).

Avakyan e Iakovleva (1998) registraram aumento de 12 vezes no volume dos reservatórios em todas as partes do mundo, após a Segunda Guerra Mundial. Porém, para a América Latina, esse aumento foi de 40 vezes e para África e Ásia, de 100 vezes. Dado o caráter conspicuo desses novos ambientes, a pesca passou a ser considerada um importante componente entre os seus usos múltiplos, embora raramente levada em consideração durante o planejamento de sua construção. Dessa forma, apenas em alguns países, como a China, a pesca já é considerada na fase de planejamento da construção de pequenos e médios reservatórios (DE SILVA, c1996, 2001).

Independentemente de ser planejada ou não, é fato inconteste que a pesca se estabelece em reservatórios, constituindo um dos mais importantes usos secundários. Entretanto, a expectativa inicial de uma atividade promissora na

geração de pescado e renda, implícita, no Brasil, nas ações de manejo praticadas durante o período de 1960 a 1990, não se concretizou. Foram construídas diversas estações de piscicultura (produtoras de alevinos) e, durante décadas, foram realizadas estocagens de espécies exóticas e nativas, sem respostas satisfatórias no rendimento pesqueiro (ver Capítulo 6.2).

A baixa produtividade dos grandes reservatórios é, portanto, a maior restrição para a rentabilidade da atividade pesqueira nesse tipo de ambiente. No geral, a produção pesqueira depende de muitos fatores, mas a área inundada e a profundidade do reservatório parecem ter bastante influência. Quirós (1999), avaliando cerca de 700 reservatórios de todo o mundo, conclui que o tamanho destes está relacionado à produtividade, e que reservatórios grandes são pouco produtivos, independentemente do esforço de estocagem (peixamento) realizado. Reservatórios pequenos e rasos geralmente são mais produtivos e respondem melhor aos esforços de manejo. Quando comparada com outros tipos de ambientes, a produção de peixes em pequenos e rasos reservatórios é similar à produção observada em lagos rasos, enquanto que a produção de reservatórios maiores e mais profundos se aproxima da produção de lagos naturais

profundos, apesar de a natureza e a dinâmica de lagos e reservatórios serem muito diferentes. A Tabela 5.2.1 apresenta essa produtividade, observada em diversos ambientes de água doce tropicais (JACKSON; MARMULLA, 2000).

Mesmo considerando a baixa rentabilidade e o fato de os grandes reservatórios brasileiros jamais terem 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.

O grande desafio da sustentabilidade é que a pesca se estabelece de maneira desordenada logo após a formação dos reservatórios.

Tabela 5.2.1 - Produtividade de peixes estimada em diversos ambientes tropicais (Fonte: JACKSON; MARMULLA, 2000)

Tipo de Ambiente	Produtividade (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)
1. Tanques de aquíicultura	400 - 9.300
2. Planícies de inundação	200 - 2.000
3. Tanques naturais rasos	50 - 1.000
4. Lagos rasos	50 - 200
5. Reservatórios rasos	110 - 300
6. Grandes rios	30 - 100
7. Lagos profundos	10 - 100
8. Reservatórios profundos	10 - 50
9. Rios pequenos e riachos	5 - 20
10. Brejos	5

Nesse período, a produtividade é elevada em razão do grande aporte de nutrientes das áreas alagadas. Isso atrai para a atividade um grande número de pessoas. Quando a fase heterotrófica (decomposição da matéria orgânica alagada) finda, a produtividade diminui, não sendo suficiente para a manutenção do esforço de pesca inicial. A persistência do mesmo esforço depleciona os estoques, o rendimento cai ainda mais e o caos social se instala.

Este capítulo se propõe a avaliar o estado da arte da pesca em reservatórios brasileiros. Essa, entretanto, não é tarefa simples, visto que o monitoramento dessa atividade é, em geral, precário, carecendo, quando realizado, de padronização, continuidade e rigor na tomada de dados. Além disso, em muitos casos, os dados estão contidos em relatórios internos, com a metodologia de amostragem não claramente descrita. A maior dificuldade relaciona-se à quantificação do esforço de pesca, sem o qual as comparações não são possíveis. Assim, não foram considerados nesta análise dados de desembarque que não continham informações acerca do esforço de pesca ou da sua representatividade do universo amostrado.

A Pesca em Reservatórios Tropicais

As pescarias realizadas em reservatórios tropicais nos diferentes continentes têm algumas características comuns, ou seja, são exercidas de forma artesanal e em pequena escala, constituindo-se em importante fonte

de renda, geração de emprego e produção de proteínas para as populações socialmente menos favorecidas. São em geral exercidas com o uso de redes de espera. Entretanto, há diferenças marcantes na produtividade e no número de espécies exploradas e, obviamente, na composição específica dos desembarques. Além disso, verificam-se, em cada continente, variações também relevantes no rendimento e em seu manejo.

Na Ásia, a pesca em reservatórios é, em geral, baseada em poucas espécies (geralmente uma, podendo ser duas ou três), sendo realizada com redes de espera ou deriva, com pouca variação no tamanho das malhas (DE SILVA, c1996). Carpas e tilápias são as espécies mais abundantes na maioria dos países, sendo que as primeiras contribuem com cerca de 41%, e a segunda com 4% das capturas em águas continentais. Excluindo-se os reservatórios da China, a produção média é de cerca de 20 kg ha⁻¹ ano⁻¹, com valores variando entre 5 a 675 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (DE SILVA, 1988). Se incluídos os reservatórios chineses, a média é mais alta, aproximando-se de 100 kg ha⁻¹ ano⁻¹, com valores entre 6,5 e 1.500 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (DE SILVA, c1996). Porém cabe ressaltar que, nesse caso, estão incluídos reservatórios pequenos que são intensamente estocados, sendo prudente, no caso da Ásia, separar a pesca em reservatórios pequenos e grandes.

Em reservatórios menores que 5.000 ha (50 km²; China, Indonésia, Filipinas, Sri Lanka, Tailândia e Vietnã), a produção pesqueira variou entre 7,3 e 1508 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (DE SILVA, 2001). Na China, reservatórios com áreas inferiores a 70 ha (0,7 km²) apresentam

produção que varia entre 750 e 3.000 kg ha⁻¹ ano⁻¹, porém nestes a estratégia de manejo é similar à praticada em tanques de cultivo. As espécies utilizadas nesses reservatórios são essencialmente ciprinídeos (carpas chinesas). O sucesso desses empreendimentos na China, que está sendo utilizado em outros países, como o Sri Lanka, tem sido atribuído a vários fatores, destacando-se (i) o fato de que a pesca é levada em consideração no planejamento da construção do reservatório, ou seja, o fundo do reservatório é preparado; (ii) realização de estocagens massivas de alevinos de tamanhos uniformes e geralmente maiores que 12,5 cm; (iii) eliminação quase completa das espécies predadoras; (iv) estabelecimento de proporções adequadas de estocagem entre diferentes espécies, de maneira a permitir a exploração dos diversos recursos alimentares; (v) prevenção e/ou minimização do escape através da incorporação de redes de bloqueio, e (vi) captura eficiente. Ressalta-se, no entanto, que em alguns reservatórios chineses, como no Ea Kao (2,74 km²), onde a pesca baseada em estocagem-remoção está associada à de populações auto-sustentáveis, esta apresenta também elevada produtividade, ou seja, 248,2 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (PHAN; DE SILVA, 2000).

Para os reservatórios maiores que 5.000 ha, a média da produção é bem menor, variando entre 6,5 e 85,5 kg ha⁻¹ ano⁻¹, em reservatórios da China, Indonésia, Filipinas e Vietnã (DE SILVA, 2001). A pesca nesses reservatórios é dependente basicamente do sucesso de colonização por espécies nativas dos rios, as quais não se reproduzem no ambiente represado, como é o caso das carpas indianas

e chinesas. Dessa maneira, as pescarias têm-se desenvolvido em torno das espécies não-nativas, que apresentam populações auto-sustentáveis (tilápias), ou dependem de estocagem regular, como o caso das carpas. No Sri Lanka, outra opção tem sido a pesca de espécies carnívoras, como bagres e ophicephalídeos, que contribuem para elevados rendimentos pesqueiros. Em alguns reservatórios da Tailândia e Lao, a pesca tem incluído clupeídeos pelágicos, como a *Clupeichthys aesarnensis* e outras espécies nativas, como *Notopterus notopterus*, *Cylochelichthys armatus*, *Hampala macrolepidota* e *Mystus nemurus* (DE SILVA, 2001). Estudos mais recentes têm demonstrado que em vários reservatórios existe um considerável estoque de espécies nativas de pequeno porte (maioria ciprinídeos), de origem fluvial, que ocupam a zona pelágica quando adultos. Dessa maneira, há possibilidade de estabelecer pescarias sobre essas espécies, sem detrimento das já conduzidas, com potencial para aumentar o rendimento pesqueiro (DE SILVA, c1996).

Na África, onde estão localizados alguns dos maiores reservatórios do planeta, a pesca é predominantemente de pequena escala, conduzida por pescadores individuais, em duplas ou em pequenos grupos. As principais técnicas de pesca variam entre os reservatórios, mas no geral são utilizadas, além das redes de espera, redes feiteiras, arrastos de praia e na coluna d'água (para captura de clupeídeos) e, mais esporadicamente, tarrafas (KAPETSKY, 1986; FAO, 2002). Para os reservatórios africanos com informações sobre o rendimento da pesca, a média é alta, aproximando-se do

rendimento asiático, com 88,4 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (MARSHALL, 1984). Devido à elevada biodiversidade da ictiofauna nesse continente, será feita a descrição do rendimento pesqueiro para cada um dos principais reservatórios.

No reservatório Volta (8.270 km²), localizado em Gana no rio Volta, a produção média atinge cerca de 49 kg ha⁻¹ ano⁻¹. As tilápias *Tilapia zilli* e *Sarotherodon galileus* e a perca do Nilo *Lates niloticus* são as principais espécies nas capturas (KAPETSKY, 1986; FAO, 2002). Já no reservatório Nasser/Núbia (6.850 km²), localizado no rio Nilo, na divisa entre o Egito e o Sudão, as principais espécies nas capturas são *O. niloticus*, *S. galilaeus*, *L. niloticus*, *Labeo* spp., *Clarias* spp., *Bagrus* (2 espécies) e *Synodontis* spp. Em 1968, as tilápias contribuía com cerca de 27% do total desembarcado no lado egípcio (Nasser), aumentando a participação para 90% em 1991. No lado do Sudão (Núbia), as tilápias representam cerca de 64% do total capturado, *Lates* 13,7%, *Labeo* 10,4% e *Barbus* 7,4% (FAO, 2002).

O lago Kariba (5.550 km²), situado no rio Zambezi, na divisa entre a Zâmbia e o Zimbábue, apresenta produção pesqueira média geral de 26 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (MARSHALL, 1984). Entretanto, a região litorânea tem baixa participação nos desembarques (6 kg ha⁻¹ ano⁻¹), sendo a pesca baseada nas tilápias *Oreochromis mortimeri* e *Tilapia rendalli*. Já a pesca na região pelágica tem uma produtividade de 21 kg ha⁻¹ ano⁻¹, sendo sustentada principalmente pela introdução de *Limnothrissa miodon* (KAPETSKY, 1986). No reservatório Cahora Bassa (2.665 km²),

também localizado no rio Zambezi, em Moçambique, a principal espécie capturada é o clupeídeo *Limnothrissa miodon*, introduzida a partir do reservatório Kariba, no qual também é a principal espécie nas capturas, juntamente com as tilápias *T. rendalli*, *Serranochromis codringtoni* e *O. mortimeri* (FAO, 2002). Nesse reservatório, o peixe-tigre *Hydrocynus vittatus* também é um componente importante das capturas (BERNACSEK; LOPES, 1984).

No Lago Kainji (1.260 km²), localizado no rio Niger, Nigéria, a pesca tem produtividade de 47 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (ITA, 1984), sendo que as tilápias *Sarotherodon* spp., *Oreochromis* spp. e *Tilapia* spp. compõem 75% das capturas. A participação de espécies migradoras na pesca (mormorídeos, characoídeos, ciprinídeos, bagres e a perca do Nilo) diminuiu após o fechamento da barragem (FAO, 2002).

No continente sul-americano e especialmente no Brasil, onde os reservatórios são mais numerosos, a pesca é, em geral, menos produtiva, exceto nos primeiros anos de formação desses ambientes (*upsurge period*; AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). Invariavelmente, a pesca é iniciada de forma desorganizada, atraindo inicialmente grande contingente de pessoas, incluindo algumas com alta capacidade de pesca e já experientes na exploração desse tipo de recurso em outros reservatórios (pescadores barrageiros; PETRERE JUNIOR; RIBEIRO, 1994; PETRERE JUNIOR, 1996). A ausência de planejamento durante a instalação da atividade pesqueira e a queda esperada no rendimento da pesca em momentos subseqüentes geram problemas

de sustentabilidade dos estoques, cuja solução requer medidas socialmente drásticas e de difícil execução.

Entretanto, nas regiões da América do Sul para as quais existem informações disponíveis, o rendimento pesqueiro é muito variável. Essa variabilidade parece relacionada ao tamanho e profundidade dos reservatórios, das espécies presentes e do seu histórico de uso e manejo, além de vários outros fatores. Na Ásia e África, apesar de grande variação, a produtividade média da pesca é alta, atingindo, como visto, cerca de 100 e 88 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Na América do Sul, embora a disponibilidade de dados de desembarque seja escassa, essa produtividade média é muito menor. Como exemplo, considerando somente o Brasil, a produtividade em Sobradinho atingiu 57 kg ha⁻¹ ano⁻¹ em 1980, variou em torno de 5 kg ha⁻¹ ano⁻¹ em Tucuruí e tem uma média de 9,1 kg ha⁻¹ ano⁻¹ em reservatórios da bacia do rio Paraná (AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995; PETRERE JUNIOR, 1996; GOMES; MIRANDA; AGOSTINHO, 2002). Por outro lado, esses valores chegam a 152 kg ha⁻¹ ano⁻¹ nos açudes nordestinos, que têm áreas menores e onde a estocagem é massiva (PAIVA; PETRERE JR.; PETENATE; NEPOMUCENO; VASCONCELOS, 1994; PETRERE JUNIOR, 1996).

Gomes e Miranda (2001) destacam alguns fatores possivelmente envolvidos com a baixa produtividade pesqueira em reservatórios da bacia do alto rio Paraná, mas que podem ser estendidos a outras bacias. Dentre as causas, mencionam a ausência de espécies de peixes adaptadas a

explorar ambientes pelágicos e a existência de cadeias tróficas longas. A baixa produtividade primária fitoplanctônica observada nos reservatórios também pode estar associada aos baixos valores de produtividade de pesca (GOMES; MIRANDA; AGOSTINHO, 2002).

Diagnóstico da Pesca em Reservatórios Brasileiros

Para um diagnóstico preciso da pesca são necessárias informações acerca (i) do desembarque pesqueiro, (ii) do esforço aplicado e (iii) da representatividade das amostras em relação ao universo amostral, embora bons resultados para comparações possam ser obtidos a partir das duas primeiras. É igualmente imprescindível que os dados tenham abrangência espacial e temporal suficiente para contemplar as variações dos estoques nessas duas dimensões.

As informações disponíveis sobre a pesca no Brasil são, no entanto, geralmente incompletas e intermitentes, tendo sido obtidas com metodologias variadas e algumas vezes sem o rigor científico necessário. Tais informações já foram classificadas como extremamente pobres, tanto em qualidade quanto em quantidade, por Welcomme (1990). Essa escassez e/ou inconsistência de dados sobre a pesca em reservatórios brasileiros decorre tanto da cultura do não-monitoramento (“todo ano repete-se a mesma coisa”, “não há nada de novo”), tradicional no país, quanto de

equivocos na alocação de recursos e esforços, que são desviados dessa atividade para ações cuja racionalização dela depende (estocagem, controle da pesca, etc.). Além disso, destaca-se o fato de a pesca ser tida por muitos tomadores de decisão como uma atividade pouco rentável e predatória. Petrere Junior (1985) destaca outro fator relevante, ou seja, as dificuldades de se obter informações, especialmente na região amazônica.

Essa escassez de dados dificulta uma avaliação consistente do *status* dos recursos pesqueiros e um diagnóstico conciso da pesca, restringindo o planejamento e a tomada de medidas racionais de manejo. Assim, neste tópico são apresentadas e discutidas, de forma preliminar, as informações disponíveis para as mais importantes bacias hidrográficas brasileiras, com destaque para os reservatórios.

Bacia Amazônica

Na bacia Amazônica, a pesca em ambientes naturais é dotada de grande heterogeneidade espacial, elevada diversidade específica e alto rendimento (MÉRONA, 1990). Os desembarques em Manaus na década de 1980 somaram cerca de 30.000 t.ano⁻¹, em Belém 20.000 t.ano⁻¹ (ISAAC; MILSTEIN; RUFFINO, 1996), sendo que Bayley e Petrere Jr. (1989) estimaram o potencial da pesca amazônica em 902.000 t.ano⁻¹.

Santos e Ferreira (1999) reconhecem cinco categorias de pesca nessa região: (i) *Pescaria comercial* que é realizada num raio de 100 a 1.000 km a partir de grandes centros urbanos,

sendo o produto conservado em gelo e comercializado na região. O rendimento desse tipo de pescaria é estimado por Santos (1986/87) em 45.000 t.ano⁻¹. (ii) *Pescaria de subsistência*, praticada por ribeirinhos, apresentando características artesanais e difusas. O produto é destinado ao próprio consumo. Bayley e Petrere Junior (1989) estimam que ela seja responsável por cerca de 60% do rendimento total da pesca na Amazônia. (iii) *Pescaria industrial*, que tem como objeto a captura da piramutaba *Brachyplatystoma vaillantii*, sendo praticada nos segmentos mais baixos do rio Amazonas. O pescado é destinado ao Sul do país ou ao exterior. Bayley e Petrere Junior (1989) estimam o rendimento dessa modalidade de pesca em 28.000 t.ano⁻¹. (iv) *Pescaria de peixes ornamentais*, praticada principalmente no rio Negro. O produto dessas capturas é destinado à exportação para os Estados Unidos, Alemanha e Japão. O rendimento é avaliado entre 15 e 20 milhões de exemplares/ano, destacando-se o marcante predomínio do tetra cardinal *Paracheirodon axelrodi*. (v) *Pescaria em reservatórios*, que inclui as duas modalidades anteriores (comercial e de subsistência), além da esportiva. Nos primeiros anos de formação do reservatório (fase heterotrófica), a pesca comercial é praticada principalmente por pescadores itinerantes. Tem, inicialmente, composição específica variável, sendo posteriormente dominada por tucunarés (*Cichla* spp.). No geral, o rendimento observado é muito baixo.

Bayley e Petrere Junior (1989) acreditam que a grande variedade de peixes nos desembarques de Manaus só não é ainda

maior devido às preferências do mercado e às dificuldades de conservação de algumas delas. Além da piramutaba e tucunarés, destacam-se nas pescarias da Amazônia os pacus e tambaquis, cianídeos, prochilodontídeos, curimatídeos, anostomídeos e hemiodontídeos. Petrere Junior (1978, 1982) e Bayley e Petrere Junior (1989) descrevem as espécies dominantes em vários tipos de ambientes de pesca, enquanto que Goulding, Smith e Mahar (1996) descrevem o panorama da pesca no baixo Amazonas.

Informações sobre atividades de pesca em reservatórios da bacia Amazônica são escassas, incompletas e fragmentadas, estando restritas aos reservatórios de Balbina e Samuel. Grande parte dos estudos realizados em reservatórios amazônicos não avalia a pesca ou rendimento pesqueiro, sendo os estudos mais voltados a aspectos ecológicos/zoológicos (descrição da ictiofauna). Sabe-se, porém, que os pescadores envolvidos são na maioria itinerantes e objetivam a pesca do tucunaré (SANTOS; FERREIRA, 1999), tanto na modalidade comercial quanto na esportiva. Descrevem-se a seguir as pescarias praticadas nos reservatórios para os quais os dados estão disponíveis.

Reservatório de Balbina

As informações aqui citadas, tanto das características do reservatório quanto da pesca comercial, provêm do trabalho de Santos e Oliveira Junior

(1999). O reservatório de Balbina está localizado no rio Uatumã, Estado do Amazonas, região do baixo rio Amazonas. A barragem foi fechada em 1987, inundando uma área de aproximadamente 2.360 km². A pesca comercial iniciou-se no ano seguinte ao do fechamento, tendo sido favorecida sobremaneira com a pavimentação da rodovia BR 174, que liga Manaus a Balbina. Atualmente, a pesca amadora e esportiva também tem sido importante para a economia da região.

Entre os anos de 1991 e 1994 o rendimento da pesca comercial foi de aproximadamente 500 t.ano⁻¹, considerando somente o desembarque de tucunarés. A partir de 1994 observou-se queda progressiva no rendimento, atingindo menos de 300 t em 1996 (Figura 5.2.1). Nesse período a produção média oscilou em 1,2 - 3,1 kg ha⁻¹ ano⁻¹, revelando uma baixa produtividade. Apesar de outras 70 espécies serem registradas nos desembarques desse reservatório, o tucunaré compôs a base das capturas. Entre as espécies secundárias, incluem-se a piranha preta *Serrassalmus rhombus*, o aruanã *Osteoglossum bicirrhosum* e a traíra *Hoplias malabaricus*.

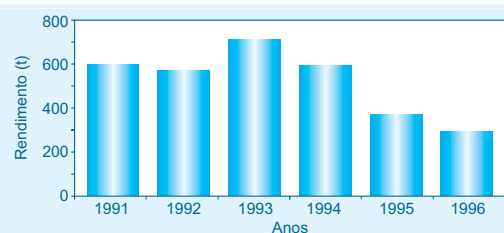


Figura 5.2.1 - Rendimento pesqueiro (t) no reservatório de Balbina, entre 1991 e 1996 (Fonte: SANTOS; OLIVEIRA JUNIOR, 1999).

O número de pescadores comerciais registrados na colônia vem diminuindo desde 1992, caindo de 300 nesse ano para cerca de 100 em agosto de 1997. A densidade de pescadores é muito baixa (0,04 - 0,07 ind./km²). Os pescadores atuam em média 18 dias por mês, resultando em uma captura por unidade de esforço (CPUE) de 33 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹. Praticamente todo o pescado é direcionado ao mercado de Manaus.

Com relação à pesca esportiva e amadora, cerca de 50 pescadores visitam o reservatório por final de semana, totalizando um expressivo rendimento de 6 t.mês⁻¹, já que existe cota de 30 kg/pescador.

Reservatório de Samuel

Esse reservatório localiza-se no rio Jamari, afluente direito do rio Madeira, Estado de Rondônia. A obra foi concluída em 1988, inundando uma área de 579 km². Um total de 122 espécies de peixes foi registrado na região. A pesca comercial no reservatório foi liberada em 1991 para 20 pescadores cadastrados na colônia de Porto Velho, mas fechada um mês depois por falta de fiscalização. Somente a pesca com linhada foi permitida e não existem dados de desembarque de pescarias em Samuel. Sabe-se que a pesca se intensificou após o represamento do rio, e que os peixes mais procurados são o tucunaré, o mapará e o piaucum *Schizodon fasciatus*, que proliferaram após o enchimento da represa (SANTOS, 1995).

Santos e Ferreira (1999) apresentam informações cedidas pelo Setor de Meio Ambiente da Eletronorte, apontando

capturas de 1.000 kg dia⁻¹ no reservatório, principalmente tucunarés. Dessa maneira, é possível estimar preliminarmente, pois o esforço de pesca e as capturas devem variar consideravelmente durante o ano, o rendimento em 240 t.ano⁻¹ (assumindo 240 dias de pesca ao ano). Da mesma forma, levando em consideração a área do reservatório (579 km²), podemos estimar a produtividade de peixes em 4,1 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Se tal produtividade estiver próxima à real, o reservatório de Samuel também apresenta baixa produtividade pesqueira.

Bacia Araguaia/Tocantins

Os rios Araguaia e Tocantins constituem uma bacia separada na Amazônia, drenando somente território brasileiro e passando por diversos Estados. Nos últimos 20 anos a bacia vem sendo intensamente ocupada pela pecuária, mineração e construção de grandes reservatórios (PETRERE JUNIOR, 1996; CETRA; PETRERE JUNIOR, 2001).

O número de espécies situa-se em torno de 400, considerando-se toda a bacia (Núcleo de Estudos Ambientais, dados não publicados). Entre da construção do reservatório de Tucuruí, a pesca acontecia na calha do rio, objetivando cardumes de espécies migradoras como curimbas, maparás e grandes bagres (CARVALHO; MÉRONA, 1986). As frotas pesqueiras de diversas cidades, como Marabá, Cametá e Imperatriz, possuíam áreas e épocas bem-definidas de atuação, resultando num rendimento de 4.250 t.ano⁻¹ em toda a bacia (SANTOS; MÉRONA, 1996). Após a construção desse reservatório, profundas

modificações foram observadas na ictiofauna e na pesca. Segundo Santos e Mérona (1996), populações de peixes a jusante da barragem desapareceram, acontecendo o mesmo com as espécies migradoras dentro do reservatório. Populações de outras espécies sofreram explosões demográficas na área represada, como piranhas, tucunarés e o próprio mapará (espécie planctófaga). Desde então, cinco novos reservatórios mudaram a fisiografia do rio Tocantins. Destes, no entanto, não há informações sobre a pesca, que, mesmo proibida, é intensa (observação pessoal).

Reservatório de Tucuruí

O reservatório de Tucuruí está localizado no rio Tocantins (Tucuruí e Marabá, PA), abaixo da confluência com o rio Araguaia. O reservatório, fechado em 1984, inundou uma área de 2.430 km². Nos primeiros quatro anos após o enchimento do reservatório, a produtividade da pesca comercial aumentou em 600% (ELETROBRÁS; ELETRONORTE, 2000). Antes do fechamento da barragem, a produção pesqueira era estimada em 452 t.ano⁻¹ na região, sendo que em 1995 foi estimada em 4.500 t.ano⁻¹ (CAMARGO; PETRERE JUNIOR, 2004), o que significa uma produtividade de 18 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Os maiores rendimentos são registrados no período de seca, sendo os “paliteiros” e os braços laterais do reservatório os ambientes mais produtivos (ELETROBRÁS; ELETRONORTE, 2000).

A região a jusante do reservatório apresentou elevação no rendimento logo após o fechamento da barragem, mas que diminuiu drasticamente nos anos subsequentes, como resultado da pesca intensiva e dos efeitos hidrológicos do barramento (SANTOS; MÉRONA, 1996). Nos dois anos subsequentes ao fechamento houve queda de 65% nas capturas dessa região (RIBEIRO; PETRERE JUNIOR; JURAS, 1995).

Das 400 espécies de peixes registradas na bacia, aproximadamente 30 são desembarcadas na pesca do reservatório de Tucuruí, sendo que o tucunaré *Cichla monoculus*, o mapará *Hypophthalmus marginatus* e a corvina *P. squamosissimus* totalizaram mais de 85% das capturas totais no período de 1992 a 1999 (CAMARGO; PETRERE JUNIOR, 2004). O tucunaré e a corvina são espécies sedentárias, enquanto que o mapará é migradora. Nesse mesmo período, o rendimento do tucunaré vem diminuindo, enquanto que o do mapará aumentou nos últimos anos (Figura 5.2.2).

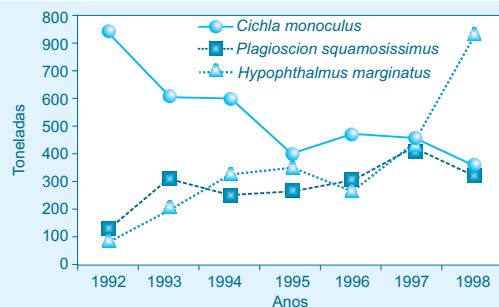


Figura 5.2.2 - Rendimento pesqueiro de tucunaré, corvina e mapará no reservatório de Tucuruí, entre os anos de 1992 e 1998 (Fonte: CAMARGO; PETRERE JUNIOR, 2004).

O número de pescadores também aumentou. Em 1988 eram 0,5 ind./km², passando para 1,6-2,1 ind./km² em 1995 (CAMARGO; PETRERE JUNIOR, 2004). O número máximo de pescadores no reservatório foi limitado a 2.500, mas existem inúmeros atuando clandestinamente (ELETROBRÁS; ELETRONORTE, 2000).

Considerando o aumento na densidade de pescadores ao longo dos anos, Camargo e Petre Junior (2004) fizeram uma projeção do estoque de peixes até 2009. Com um incremento de 10% ao ano na densidade de pescadores, observou-se diminuição no estoque a partir de 2001, seguindo dessa forma em progressão linear, com sobrepesca em 2005 (Figura 5.2.3). Considerando os dados apresentados por Camargo e Petre Junior (2004), a CPUE deve ser aproximadamente 4,7 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹.

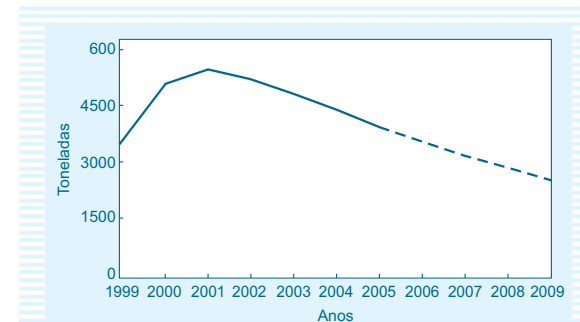


Figura 5.2.3 - Projeção do rendimento pesqueiro (t) no reservatório de Tucuruí até o ano de 2009, considerando uma taxa de crescimento de 10% ao ano na densidade de pescadores (Fonte: CAMARGO; PETRERE JUNIOR, 2004).

com um rendimento de 26.100 toneladas nesse ano (SATO; GODINHO, 1999).

A composição do pescado mostra variações acentuadas entre os trechos livres da bacia e os reservatórios. Assim, nos trechos livres predominam os grandes peixes migradores, como o pintado *Pseudoplatystoma corruscans*, o curimba *Prochilodus marginatus* e o dourado *S. brasiliensis*. Já nos reservatórios, a captura de espécies migradoras é esporádica, exceto a do curimba. Neles as espécies predominantes são os anostomídeos e corvinas (SATO; GODINHO, 1999).

Bacia do Rio São Francisco

Para a bacia do rio São Francisco, embora existam numerosas referências sobre a pesca, pode-se afirmar que praticamente não existem estatísticas pesqueiras globais, sendo os registros disponíveis pouco consistentes (GODINHO, A.L.; GODINHO, H.P. c2003). Mesmo assim, o rio São Francisco foi, historicamente, uma das principais fontes de pescado do país. As estimativas mais recentes foram realizadas em 1987, estimando um contingente de 26.000 pescadores nessa bacia,

Apesar de não existirem estatísticas consistentes, a pesca na bacia declinou consideravelmente, sendo essa tendência atribuída à poluição, ao uso inadequado do solo, às normas pesqueiras impróprias, à sobrepesca e aos represamentos (GODINHO, A.L.; GODINHO, H.P., c2003). O principal ambiente de pesca em sua região superior era a calha do rio, enquanto que no trecho médio as lagoas tomavam esse posto

(GODINHO; KYNARD; MARTINEZ, c2003). De acordo com esses autores, a pesca de hoje é menos produtiva que em tempos passados, em termos quantitativos e qualitativos.

Reservatório de Sobradinho

Sobradinho foi completado em 1979, inundando uma imensa área de 4.200 km², sendo, portanto, um dos maiores reservatórios do continente. Após a construção da barragem, houve um fantástico incremento nas capturas, subindo de 2.500 t.ano⁻¹ no período pré-represamento para 24.000 t em 1980 (PETRERE JUNIOR, 1996), o que significa uma elevada produtividade de pesca (57,1 kg ha⁻¹ ano⁻¹). Entretanto, a partir de 1982 o rendimento começou a declinar, alcançando aproximadamente 13.000 t em 1986 (Figura 5.2.4). Nesse período a zona de transição do reservatório era a mais produtiva para a pesca (PETRERE JUNIOR, 1996). A tendência de queda no rendimento pesqueiro se agravou sobremaneira na década de 1990 (Figura 5.2.4), já que apresentou valores abaixo de 10.000 t. Em 1994 o rendimento somou apenas 3.000 t, o que equivale a uma produtividade de pesca de 7,1 kg ha⁻¹ ano⁻¹, ou seja, oito vezes menor que o valor inicial. Seria fundamental avaliar o estado atual das capturas.

Espécies migradoras eram muito capturadas logo após o represamento, sendo que o curimba e o pintado *P. corruscans* foram as principais

espécies nos desembarques. Nos anos seguintes, entretanto, outras espécies aumentaram de importância e passaram a predominar nas pescarias, destacando-se entre elas as corvinas (*Pachyurus* e *Plagioscion*) e piaus (PETRERE JUNIOR, 1996; AGOSTINHO, 1998). As espécies migradoras, por outro lado, apresentaram notáveis declínios nas capturas.

De forma similar, os valores de CPUE vêm apresentando diminuição desde o fechamento do reservatório, apesar de ocorrer relevante variação espacial dentro do represamento (AGOSTINHO, 1998). No primeiro ano de sua existência (1980), a CPUE era razoavelmente baixa (8,1 kg pesc.⁻¹dia⁻¹); aumentou significativamente no ano seguinte, somando 31 kg pesc.⁻¹dia⁻¹. É provável que tal fato deva-se à ação concomitante do aumento da produtividade do sistema - normal nos primeiros anos - e do aumento do esforço de pesca. Após quatro anos, em 1985, cerca de 2.000 pescadores atuavam no reservatório (GODINHO, A.L.; GODINHO, H.P., c2003), o que significa uma densidade de 0,48 ind./km².

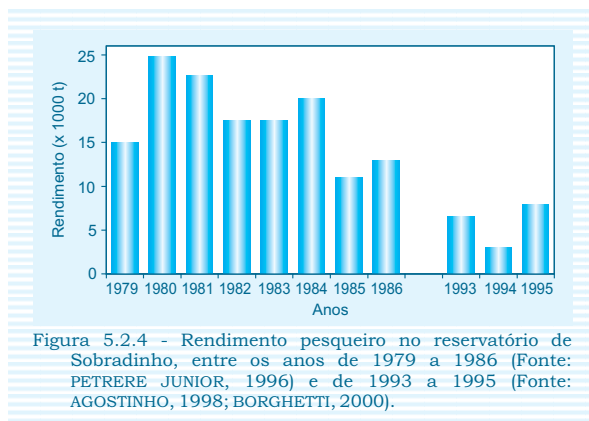


Figura 5.2.4 - Rendimento pesqueiro no reservatório de Sobradinho, entre os anos de 1979 a 1986 (Fonte: PETRERE JUNIOR, 1996) e de 1993 a 1995 (Fonte: AGOSTINHO, 1998; BORGHETTI, 2000).

Com base nesses dados, a CPUE nesse ano pode ser estimada em torno de 27 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹, o que indica pouca alteração quando comparada com o período anterior. Porém em 1993 a CPUE registrada foi de 16,9 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹, que corresponde à metade do valor registrado no período de maior produção.

Apesar da inegável queda nas capturas desde a formação do reservatório, Agostinho (1998) relacionou a variação no rendimento da pesca com as variações observadas no nível hidrométrico do reservatório, embora a série temporal de dados não seja contínua, entre 1978 e 1995. Nesse caso, o aporte de nutrientes a partir do alagamento da vegetação terrestre em momentos de elevadas cotas poderia estar alterando o estado trófico do sistema, o que, por fim, refletiria na produção pesqueira. Se futuras avaliações evidenciarem a ocorrência desse fenômeno, a manipulação planejada do nível hidrométrico desse reservatório, em conjunto com estudos avaliativos dos impactos decorrentes de tal procedimento, poderiam se constituir em efetiva ferramenta de manejo para a elevação do rendimento pesqueiro.

Reservatório de Três Marias

Localizado na região superior da bacia, foi formado em 1962 e inunda uma área de 1.142 km². Uma extensão de 1.050 km separa os reservatório de Três Marias e Sobradinho, constituindo um trecho livre de barramentos e ainda composto por várzeas. Cerca de 73 espécies de peixes estão descritas para a região de Três Marias, mas as espécies que dominam as capturas na pesca são o piau-

branco, corvinas e tucunarés (SATO; GODINHO, 1999; THÉ; MADI; NORDI, c2003).

O rendimento em 1986 foi estimado em 500 t, o que significa uma produção aproximada de 5 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (SATO; OSÓRIO, 1988; BORGHETTI, 2000). O número de pescadores em 1997 foi estimado em 160 (CAMARGO; PETRERE JUNIOR, 2001), com densidade aproximada de 0,15 ind./km². O rendimento por unidade de esforço é de aproximadamente 13 kg pescador⁻¹ dia⁻¹.

Reservatórios de Paulo Afonso e Itaparica

Na bacia do São Francisco existem dados de rendimento pesqueiro para mais dois reservatórios, Itaparica e Paulo Afonso, situados a jusante de Sobradinho. As informações aqui descritas foram obtidas de Borghetti (2000). Os demais aspectos da pesca não são descritos.

Paulo Afonso, fechado em 1955, é um reservatório pequeno, com cerca de 5 km². Borghetti não informa o ano da estimativa, mas apresenta um rendimento pesqueiro alto, de 500 t.ano⁻¹. O reservatório de Itaparica, fechado em 1988 e com área de 828 km², apresentou rendimento de 4.000 t no ano de 1992. Estimando sua produtividade chega-se a um valor de 48,3 kg ha⁻¹ano⁻¹, elevado para os padrões sul-americanos. Esses dados, entretanto, não foram resultantes de trabalhos sistematizados de coleta de informação em campo, o que deve ser considerado uma restrição para comparações.

Reservatórios da Região Nordeste

No início do século XX, com o intuito de mitigar os efeitos da seca no Nordeste brasileiro, foram construídos centenas de reservatórios (açudes) nessa região (PAIVA; PETRERE JUNIOR; PETENATE; NEPOMUCENO; VASCONCELOS, 1994). Concomitantemente, na tentativa de elevar o rendimento pesqueiro, muito baixo até então, inúmeras espécies de peixes foram introduzidas nesses reservatórios, provenientes de outras bacias ou até mesmo de outros continentes.

A construção desses reservatórios, aliada à introdução de espécies de interesse, teve resultado impressionante na produção pesqueira, e hoje os reservatórios da região Nordeste constituem-se nos mais produtivos do país. Outros fatores estão envolvidos nessa alta produtividade, e Paiva, Petre Junior, Petenate, Nepomuceno e Vasconcelos (1994) citam como preponderantes o número de piscívoros presentes, a erradicação das piranhas e a introdução do tucunaré e da tilápia. Os desembarques são baseados em tilápias (do Nilo e do Congo), e o alto rendimento total parece ser dependente da estocagem artificial de alevinos (FONTELES-FILHO; ALVES, 1995).

Paiva, Petre Junior, Petenate, Nepomuceno e Vasconcelos (1994) apresentam uma compilação do rendimento e produção de pesca em 17 reservatórios, entre 1977 e 1986. Muitos apresentam valores médios de produção acima de 100

kg ha⁻¹ ano⁻¹, com destaque para Rômulo Campos, com uma produção de 667 kg ha⁻¹ ano⁻¹. A produção média nos 17 reservatórios foi de 152 kg ha⁻¹ ano⁻¹, com rendimento médio de 752 t.ano⁻¹. Cerca de 18 espécies estiveram presentes na pesca, mas as principais são as tilápias, corvinas, tucunarés e curimbas. A Tabela 5.2.2 apresenta um resumo das características dos reservatórios e da pesca. Nota-se que os reservatórios são, em geral, de pequeno porte e muito produtivos.

Gurgel e Fernando (1994) avaliaram a pesca em 100 reservatórios da região, entre 1950 e 1990. A média de rendimento nos 100 reservatórios foi de impressionantes 20.000 t ano⁻¹. A produção média estimada no período foi de 111,7 kg ha⁻¹ ano⁻¹, com máximo de 1.101 kg ha⁻¹ e mínimo de 12,7 kg ha⁻¹. Observou-se também que reservatórios de idade intermediária são os mais produtivos (com idade entre 21 e 30 anos), assim como os de menor área (< 1 km²). Os autores verificaram que a atividade dos pescadores não é permanente, e que eles exercem também outras funções (agricultura). A captura por unidade de esforço média foi de 208,3 kg pesc.⁻¹ano⁻¹. Também destacaram que até 1960 a produção anual era de 43,5 kg ha⁻¹, mantida por espécies indígenas. Em 1978, após a introdução da tilápia, a produção atingiu 161,4 kg ha⁻¹. Entretanto, deve-se destacar que o aumento no esforço de pesca e de estocagem, assim como as melhorias na condução de censos, devem ter tido grande influência nesses resultados. Desde 1970 a pesca tem-se mantido relativamente estável.

Tabela 5.2.2 - Rendimento, produção pesqueira e algumas características de 17 reservatórios da região Nordeste do país (Fonte: PAIVA; PETRERE JUNIOR; PETENATE; NEPOMUCENO; VASCONCELOS, 1994)

Reservatório	Fechamento	Área Km ²	Produção Kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	Rendimento t ano ⁻¹
Aires de Souza	1936	12,9	184	236,9
Arrojado Lisboa	1966	60	289	1,7
Caxitoré	1962	22,6	127	287
Cedro	1906	17,5	117	204,2
Cocorobó	1968	24,1	24	57,9
Eng. Avidos	1936	28	88	246,4
Eng. Francisco Sabóia	1958	56	122	683,2
Eng. Vinicius Berredo	1978	72,9	67	488,3
Epitácio Pessoa	1956	26,8	149	39 9,3
E.M./Mãe d'água	1943	111,5	169	1.884
General Sampaio	1935	33	108	356,4
Orós	1961	220	113	2.486
Paulo Sarasete	1958	96,3	125	1.203
Pereira de Miranda	1957	55	120	660
Pompeu Sobrinho	1934	19	94	178,6
Rômulo Campos	1956	24,7	667	1.650
Saco II	1970	20,2	18	36,4
média			151,8	752,5

Bacia do Rio Parnaíba

O rio Parnaíba, região Nordeste do Brasil, está localizado na divisa dos Estados do Piauí e Maranhão, pertencente à bacia do Atlântico Norte. Cerca de 90 espécies de peixes foram registradas, e esse rio tem importância considerável para a pesca. O rendimento potencial foi estimado em mais de 5.000 t.ano⁻¹ (PETRERE JUNIOR, 1989).

O reservatório de **Boa Esperança**, fechado em 1969, tem área de 363 km² e localiza-se na região média do rio, nas proximidades do município de Guadalupe, Piauí. O rendimento pesqueiro na década de 1970 foi de aproximadamente 226 t.ano⁻¹, com uma produção de 7 kg ha⁻¹ano⁻¹. O número de

pescadores foi estimado em torno de 68, utilizando 52 canoas. A CPUE variou de 12 a 16 kg pesc.⁻¹dia⁻¹. Espécies de curimatídeos foram predominantes nos desembarques.

Bacia do Rio Paraíba do Sul

Não existem dados disponíveis que permitam estimar as características da pesca em reservatórios dessa bacia, que drena águas do leste paulista e Rio de Janeiro. Portanto, as informações apresentadas têm caráter muito preliminar, devendo ser avaliadas considerando essa restrição. Em extenso trabalho, Santos, Câmara, Campos, Vermulm Junior e Giamas (1995) realizaram diversas viagens por rios e reservatórios do Estado de São Paulo, estimando a

produtividade pesqueira e a socioeconomia dos pescadores profissionais, entre 1992 e 1993. Entretanto, a partir desse trabalho não é possível estimar o rendimento específico de cada reservatório, pois não são discriminados e a informação da pesca está misturada em áreas lólicas e lênticas.

De qualquer maneira, na região que inclui os reservatórios de **Santa Branca**, **Paraibuna** e **Jaguari**, o rendimento pesqueiro foi estimado em 91 t.ano⁻¹, com um número de pescadores atuantes estimado em 55. Considerando que grande parte pesca até 25 dias.mês⁻¹, calculamos uma CPUE de 5,3 kg pesc.⁻¹dia⁻¹. Em outra região, que inclui os reservatórios de **Funil**, **Itatiaia** e **Redenção**, o rendimento estimado foi de 104 t.ano⁻¹, com estimativa de 46 pescadores em atividade. A CPUE aproximada deve ser de 7,3 kg pesc.⁻¹dia⁻¹.

Bacia do Rio Paraná

Na bacia do rio Paraná, os dados de desembarques são recentes e, embora restritos a alguns reservatórios, são baseados em coletas sistemáticas realizadas a partir de 1986, sob o patrocínio de empresas do setor elétrico. A pesca artesanal, amadora e de subsistência é praticada na maioria dos reservatórios e nos segmentos ainda livres do rio Paraná. Dessas modalidades, a primeira é a mais sistematicamente monitorada, tendo como características relevantes uma baixa rentabilidade (2,5 a 12,0 kg ha⁻¹ano⁻¹) e um elevado número de espécies (entre 30 e 50) (PETRERE JUNIOR; AGOSTINHO, 1993; TORLONI;

CORRÊA; CARVALHO JUNIOR; SANTOS; GONÇALVES; GERETO; CRUZ; MOREIRA; SILVA; DEUS; FERREIRA, 1993; AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994). Para alguns reservatórios as estatísticas de desembarque foram interrompidas (década de 1990) e não se sabe se as tendências observadas são as mesmas atualmente. Ressalta-se que, nos trechos superiores da bacia do Paraná, incluindo reservatórios das sub-bacias rio Grande, Tietê e Paranapanema, a pesca esportiva e de subsistência é intensamente praticada.

Entre 1994 e 1999, Vermulm Junior, Giamas, Campos, Camara e Barbieri (2001) avaliaram o rendimento pesqueiro comercial nos trechos paulistas dos rios Grande, Paranapanema e Paraná, incluindo regiões represadas e lólicas. A bacia do Paraná foi responsável por 60% do total capturado, a do rio Grande 30% e a do Paranapanema 6,7%. Verificaram que a CPUE (kg pesc.⁻¹dia⁻¹) permaneceu relativamente constante nas bacias do Paraná e Paranapanema durante o período, apresentando, porém, queda progressiva na bacia do rio Grande, a bacia inicialmente mais produtiva (Figura 5.2.5). Para o conjunto das bacias, constatou-se um decréscimo de 29,6% na produtividade (kg dia⁻¹) entre 1994 e 1999.

Nos trechos ainda livres do alto rio Paraná, as espécies predominantes na pesca são o pintado *P. corruscans*, dourado *S. brasiliensis*, barbado *P. pirinampu*, piaparas *Leporinus elongatus* e *L. obtusidens*, mandi *P. maculatus* e, mais recentemente, o armado *P. granulosus*, todas consideradas migradoras.

Nos reservatórios, o predomínio nos desembarques cabe à corvina *P. squamosissimus*, mandis *P. maculatus* e *I. labrosus*, curimba *P. lineatus*, pequenos characídeos *Astyanax* spp. e *Moenkhausia intermedia*, traíra *H. malabaricus* e peixe-cadela *G. knerii*. Estas quatro últimas espécies têm maior relevância na pesca dos reservatórios menores ou naqueles de cabeceira.

Sub-Bacia Rio Grande

O rio Grande tem nove grandes reservatórios ao longo de seu curso, antes de desembocar no rio Paraná. De acordo com Petrere Junior, Agostinho, Okada e Júlio Júnior (2002), uma grande variedade de peixes compõe as capturas nessa bacia, destacando-se o curimba, o barbado, mandis (espécies migradoras), acarás *Geophagus*, tilápias *Oreochromis niloticus* e traíras (espécies sedentárias). Segundo Vermulm Junior, Giamas, Campos, Camara e Barbieri (2001), a produção vem diminuindo na bacia, caindo de 33 kg dia⁻¹ em 1994 para 19 kg dia⁻¹ em 1999. Entretanto, com exceção dos reservatórios de Furnas e Mascarenhas de Moraes, praticamente não existem dados de estatística pesqueira. Além disso, a maioria dos levantamentos não considera o universo amostral, sendo provável que a proporção do rendimento registrado nas amostras em relação ao total não seja a mesma entre os reservatórios, dificultando as comparações.

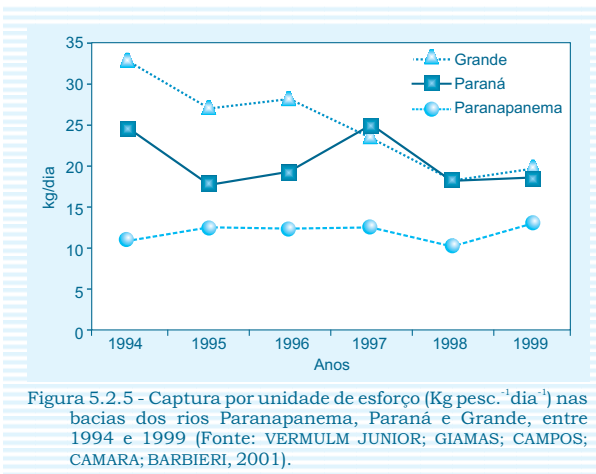


Figura 5.2.5 - Captura por unidade de esforço (Kg pesc.⁻¹dia⁻¹) nas bacias dos rios Paranapanema, Paraná e Grande, entre 1994 e 1999 (Fonte: VERMULM JUNIOR; GIAMAS; CAMPOS; CAMARA; BARBIERI, 2001).

No reservatório de **Água Vermelha**, fechado em 1979 e com área de 647 km², a média do rendimento foi de 252,3 t.ano⁻¹, para os anos de 1990 e 1991. A produtividade da pesca ficou em 3,92 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Um total de 34 espécies foi capturado pela pesca, sendo as principais mandi, corvina, acarás, tilápia e traíra. Nesses anos o número de pescadores monitorados foi de 33, conferindo uma densidade de 0,05 ind./km² e CPUE de 33,9 kg pesc.⁻¹dia⁻¹ (CORRÊA; SANTOS; FERREIRA; TORLONI, 1993). Desconhece-se, entretanto, o número de pescadores envolvidos com a atividade. Em avaliação recente, nos anos de 2000 e 2001, o rendimento ficou em 136,56 t.ano⁻¹, a produção em 2,12 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e a CPUE em 28,45 kg pesc.⁻¹dia⁻¹ (ECO CONSULTORIA AMBIENTAL E COMÉRCIO/AES TIETÊ, 2001).

No reservatório de **Volta Grande**, fechado em 1974 e com área de 221 km², as principais espécies capturadas são a corvina,

o mandi e o curimba, mas não existe acompanhamento pesqueiro (BRAGA; GOMIERO, 1997; BRAGA, 2000).

Desde a década de 1990, Furnas Centrais Elétricas mantém um programa de acompanhamento dos desembarques pesqueiros nos reservatórios de **Furnas** e **Mascarenhas de Moraes** (Furnas, dados não publicados).

Em **Furnas**, um dos maiores reservatórios do Brasil (1.440 km²), existem quase dez anos de informação sobre estatística pesqueira, com monitoramento de 1996 a 2004. Nesse período, o rendimento pesqueiro apresentou certa oscilação, com média de 115,3 t.ano⁻¹, porém sem apresentar tendências de decréscimo ou acréscimo. A Figura 5.2.6 apresenta os valores anuais do rendimento e produção pesqueira nesse reservatório. A média de produção no período foi extremamente baixa, com valor de 0,8 kg ha⁻¹ ano⁻¹, reflexo da enorme área do represamento. Cerca de 27 espécies de peixes fazem parte das capturas pela pesca comercial, mas cinco costumam somar mais de 95% da biomassa total capturada: lambari *A. altiparanae*, tilápia, mandi *P. maculatus*, traíra e sagüiru *C. modesta*, em ordem decrescente de importância. Vale destacar que no período monitorado o lambari representou cerca de 70% das capturas em biomassa.

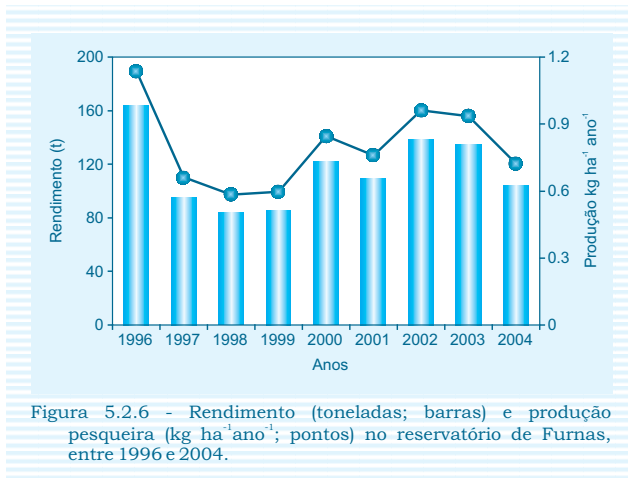


Figura 5.2.6 - Rendimento (toneladas; barras) e produção pesqueira (kg ha⁻¹ ano⁻¹; pontos) no reservatório de Furnas, entre 1996 e 2004.

No reservatório de **Mascarenhas de Moraes**, que apresenta uma considerável área inundada de 250 km², o monitoramento da pesca foi conduzido de 1998 a 2004. O rendimento é muito baixo e apresentou sutil tendência de acréscimo nos últimos anos, passando de aproximadamente 15 t anuais entre 1998 e 2001, para cerca de 25 t anuais entre 2002 e 2004 (Figura 5.2.7). A média no período foi de 19 t.ano⁻¹. Quanto à produção pesqueira, esse reservatório também apresentou valores extremamente baixos, com média de 0,75 kg ha⁻¹ ano⁻¹ no período. Um número de 17 espécies de peixes compõe as capturas da pesca comercial, mas seis correspondem a mais de 95% das capturas em biomassa: traíra, traíra, tilápia, tucunaré, ximboré *S. nasutus* e o piau *L. friderici*, em ordem decrescente de importância. Destaque para as duas primeiras, que no período representaram 60% da biomassa capturada. Digna de ressalva também a participação da tilápia nas

capturas, que vêm aumentando sobremaneira desde 2001 (Figura 5.2.8).

Santos, Camara, Campos, Vermulm Junior e Giamas (1995) avaliaram a pesca comercial na região dos reservatórios de **Marimondo**, **Volta Grande**, **Água Vermelha** e **Porto Colômbia**, entre 1992 e 1993. No entanto, não discriminaram os resultados para cada reservatório. O rendimento pesqueiro para a região foi estimado em 507 t.ano⁻¹, com número de pescadores estimado em 86. Considerando que a maioria pesca cerca de 25 dias/mês, calculamos uma CPUE de 20 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹.

Relatórios produzidos por Furnas Centrais Elétricas S.A. (FURNAS CENTRAIS ELÉTRICAS, 2002c, 2002e, 2003a) evidenciaram que nos reservatórios de **Marimondo**, **Luiz Carlos Barreto de Carvalho** e **Porto Colômbia** a ictiofauna é composta por espécies de baixo valor comercial e por espécies atrativas para a pesca esportiva, como o tucunaré e a corvina. É sabido, entretanto, que esta última espécie tem grande relevância na pesca de outros reservatórios da bacia do rio Paraná e certamente é explorada na pesca comercial praticada nesses reservatórios.

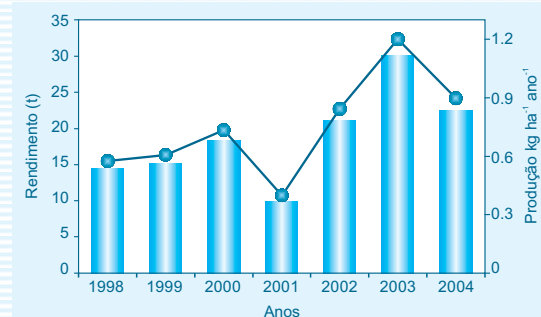


Figura 5.2.7 - Rendimento (toneladas; barras) e produção pesqueira (kg ha⁻¹ ano⁻¹; pontos) no reservatório de Mascarenhas de Moraes, entre 1998 e 2004.

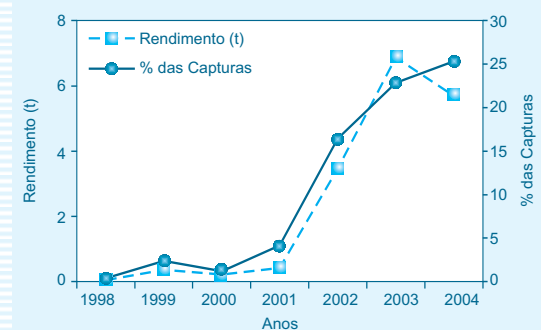


Figura 5.2.8 - Rendimento (t) e participação (%) da tilápia *Oreochromis* sp. na pesca comercial do reservatório de Mascarenhas de Moraes, no período de 1998 a 2004.

Os documentos consultados sugerem que a pesca comercial não é monitorada e preconizam a necessidade de fazê-lo para que seja regulamentada. De fato, dos nove reservatórios da bacia do rio Grande, apenas a pesca praticada em **Água Vermelha**, **Furnas** e **Mascarenhas de Moraes** é conhecida, ou tem dados disponibilizados.

O próximo reservatório da série é o de **Ibitinga**, com área de 114 km², tendo sido formado em 1969. Cerca de 41 espécies de peixes foram registradas na pesca comercial desse reservatório, sendo as mais capturadas, em ordem decrescente, corvina, mandis, lambaris, curimba, traíra e piavas. O rendimento de pesca teve média estimada em 54,9 t.ano⁻¹, com produção de 4,8 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e CPUE de 16,3 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹, entre os anos de 1989 e 1991. Nesse período a CESP tinha 26 pescadores cadastrados, conferindo uma densidade de 0,23 ind./km² (TORLONI; CORRÊA; CARVALHO JUNIOR; SANTOS; GONÇALVES; GERETO; CRUZ; MOREIRA; SILVA; DEUS; FERREIRA, 1993). Desconhece-se, no entanto, quanto esse esforço representava do total. Em avaliação mais recente (2000 e 2001), o rendimento foi estimado em 75,3 t.ano⁻¹, a produção em 6,2 kg ha⁻¹ ano⁻¹, e a CPUE em 26,1 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹ (ECO CONSULTORIA AMBIENTAL E COMÉRCIO/AES TIETÊ, 2001). Esses valores são maiores que os do censo anterior. O esforço total de pesca é entretanto desconhecido, fato que dificulta as comparações.

O reservatório de **Promissão**, formado em 1977, tem área de 530 km². Um total de 43 espécies de peixes é registrado na pesca, mas mandis, corvinas, curimbas e lambaris perfazem grande parte das capturas. Entre os anos de 1986 e 1991 a média estimada do rendimento foi de 234,5 t.ano⁻¹, a produção de 3,9 kg ha⁻¹ ano⁻¹, com CPUE de 44,1 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹. Existiam cerca de 80 pescadores atuantes, com densidade de 0,15 ind./km² (TORLONI; CORRÊA; CARVALHO JUNIOR; SANTOS; GONÇALVES; GERETO; CRUZ; MOREIRA; SILVA; DEUS; FERREIRA, 1993; PETRERE JUNIOR; AGOSTINHO; OKADA; JÚLIO JÚNIOR, 2002). Em censo mais

recente, a média estimada do rendimento foi de 330 t.ano⁻¹, a produção de 5,6 kg ha⁻¹ ano⁻¹, com CPUE de 33,6 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹ (ECO CONSULTORIA AMBIENTAL E COMÉRCIO/AES TIETÊ, 2001). O rendimento atual é maior que o do período anterior, mas os valores de CPUE são semelhantes, sendo provável que o esforço de pesca tenha aumentado.

Em **Nova Avanhandava**, fechado em 1982, com 210 km² de área, são registradas 42 espécies de peixes. As espécies que compõem a pesca comercial são basicamente as mesmas dos reservatórios à montante, ou seja, em ordem decrescente de importância: corvina, mandi, curimba, traíra, piranha e lambaris (TORLONI; CORRÊA; CARVALHO JUNIOR; SANTOS; GONÇALVES; GERETO; CRUZ; MOREIRA; SILVA; DEUS; FERREIRA, 1993). Os valores médios de rendimento e a produtividade pesqueira no período de 1988 a 1991 foram estimados respectivamente em 65,9 t.ano⁻¹ e 3,1 kg ha⁻¹ ano⁻¹. A CPUE foi de 22,9 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹. Existiam 39 pescadores cadastrados, com densidade de 0,18 ind./km². Em avaliação mais recente, nos anos de 2000 e 2001, o rendimento foi estimado em 75,8 t.ano⁻¹, a produção em 2,1 kg ha⁻¹ ano⁻¹, com CPUE de 35,1 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹ (ECO CONSULTORIA AMBIENTAL E COMÉRCIO/AES TIETÊ, 2001). Devido ao aumento na CPUE e valores semelhantes de rendimento entre os períodos, é provável que o número de pescadores tenha diminuído, mas o esforço de pesca, pelo menos o monitorado, tenha aumentado no reservatório.

A represa de **Três Irmãos**, última da série no rio Tietê, foi formada em 1991 e apresenta área de 770 km². Um levantamento da

produção pesqueira no ano de 1999 indicou rendimento de 159,6 t, com baixa produtividade, ou seja, 1,95 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (CESP, 2000a). De 26 espécies registradas na pesca, as principais foram o acará e a corvina. Não se sabe o número de pescadores na região, mas a CESP anotava 19 pescadores profissionais cadastrados em 1999.

A CESP continuou o monitoramento da pesca nesse reservatório nos anos seguintes, apresentando informações entre 2000 e 2003. O rendimento no período aumentou sutilmente, com média de 233,8 t.ano⁻¹. A produção média continua baixa, em torno de 3,04 kg ha⁻¹ ano⁻¹, com CPUE média de 45 kg pesc.⁻¹.dia⁻¹. Apesar de 43 espécies terem sido registradas em pescarias experimentais no período, acarás e corvinas continuam perfazendo a maior parte dos desembarques comerciais (CESP, 2005).

Sub-Bacia Paranapanema

O rio Paranapanema também tem uma série de reservatórios ao longo de seu curso principal. Nestes, a despeito de existir pesca comercial, as informações acerca dos desembarques são escassas.

O reservatório de **Jurumirim**, o primeiro da série, foi fechado em 1962 e apresenta área de 425 km². Não há dados de desembarques para esse reservatório. Entretanto, os dados da pesca experimental obtidos por Carvalho e Silva (1999) permitem estimar, preliminarmente, em 32,6 t.ano⁻¹ o rendimento em 11,5 km² desse reservatório.

A produtividade esperada para a pesca seria de 30 kg ha⁻¹ ano⁻¹, considerando-se o conjunto das espécies. Porém, se consideradas as espécies dominantes e passíveis de exploração, esse valor alcançaria no máximo 12,7 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Com base nas capturas dessas espécies, a extrapolação para todo o reservatório, estimada de forma preliminar e grosseira, seria de 566 t.ano⁻¹. Ressalta-se, entretanto, que esses dados pressupõem um esforço elevado, que de fato não ocorre ou não foram objeto das amostragens em monitoramento de reservatórios da bacia do rio Paraná. As espécies dominantes nessas pescarias seriam curimatídeos, lambaris, mandis e piavas.

Os estudos de Santos, Camara, Campos, Vermulm Junior e Giamas (1995) revelam um rendimento pesqueiro de 159 t.ano⁻¹ para a região do rio Paranapanema e tributários, a qual inclui o reservatório de **Capivara**, que conta com 61 pescadores em atividade. Considerando um período declarado de 25 dias de pesca por mês, conclui-se que a CPUE é de 8,7 kg pesc.⁻¹.dia⁻¹.

Os resultados obtidos por Santos, Camara, Campos, Vermulm Junior e Giamas (1995) para outro trecho da bacia, compreendendo os reservatórios de **Xavantes**, **Salto Grande** e **Capivara**, mostram um rendimento estimado em 49 t.ano⁻¹, para 15 pescadores em atividade. Nesse caso, a CPUE foi estimada em 11 kg pesc.⁻¹.dia⁻¹. Já as estimativas realizadas por estes autores para os reservatórios **Taquarucu** e **Rosana**, revelaram rendimentos de 230 t.ano⁻¹, onde 47 pescadores estiveram em atividade, com CPUE de 16,3 kg pesc.⁻¹.dia⁻¹.

Alto Rio Paraná

No curso principal do alto rio Paraná existem 4 grandes reservatórios: Ilha Solteira, Jupuí, Porto Primavera e Itaipu. Porto Primavera é o mais recente, tendo sido fechado no final de 1998, sendo que os dados de estatística pesqueira são parciais, abrangendo somente o ano de 2004.

Ilha Solteira é o primeiro reservatório da série, tendo sido fechado em 1973 e contando com área de 1.200 km². Em 1994 o rendimento foi de 97,5 t, o que significa uma produtividade de pesca de 0,8 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (CESP, 1996). Em 1999 o rendimento estimado foi de 136 t, com produção aproximada de 1,1 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (CESP, 2000a). Das 32 espécies registradas no reservatório, acará, corvina e mandis constituíram a base dos desembarques. O baixo rendimento observado pode estar relacionado a um baixo esforço de pesca ou de amostragem. Desconhece-se o número de pescadores atuantes, porém no levantamento de 1999 foram computadas cerca de 30 fichas de controle por mês.

A CESP continua monitorando a pesca nesse reservatório, e entre 2000 e 2003 os aspectos da pesca parecem não ter mudado quando comparados com períodos anteriores. O rendimento médio não foi muito diferente, com média de 122,44 t.ano⁻¹, a produtividade pesqueira média foi de 1,02 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e a CPUE apresentou média de 29,5 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹. As principais espécies continuam sendo a corvina, mandi e acará, perfazendo mais de 50% das capturas.

O reservatório de **Jupuí**, com 327 km² de área, fechado em 1974, apresenta pesca baseada em 34 espécies de peixes, sendo as principais curimba, mandi, corvina, acará, piavas e cascudos. Entre 1989 e 1991 o rendimento médio foi de 185,7 t.ano⁻¹, com produção de 5,28 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e CPUE de 36,8 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹. O número de pescadores ativos e monitorados foi de 49, com média de 0,14 ind./km² (TORLONI; CORRÊA; CARVALHO JUNIOR; SANTOS; GONÇALVES; GERETO; CRUZ; MOREIRA; SILVA; DEUS; FERREIRA, 1993). Em 1994 foram capturadas 174,8 t de peixes (CESP, 1996), portanto próximo à média do período anterior.

No entanto, informações recentes acerca da pesca comercial nesse reservatório, obtidas entre 2000 e 2003 (CESP, 2005), indicam que o rendimento diminuiu substancialmente quando comparado com os desembarques da década de 1990. O rendimento médio no período foi de 83,15 t.ano⁻¹, cerca de metade do observado anteriormente. A produção pesqueira média foi de 2,36 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e a CPUE parece não ter mudado muito, com média de 31,23 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹, um indicativo de que provavelmente ocorreu diminuição no número de pescadores atuantes. As espécies capturadas na pesca continuam sendo as mesmas, com prevalência de acará, mandi e corvina.

A CESP monitorou pesca no reservatório de **Porto Primavera** de maio a agosto de 2004, portanto as informações têm ainda caráter incompleto. No período, o rendimento foi de 85,48 t, o que significa uma baixíssima produção de 0,38 kg ha⁻¹, reflexo da elevada área do represamento, uma das maiores

áreas alagadas do Brasil (2.250 km²). A CPUE foi alta, com valor de 48,7 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹, e as principais espécies capturadas foram corvinas, cascudos e pias, além de traíra e tucunaré.

O reservatório de **Itaipu**, fechado em 1982 e com 1.350 km² de área, apresenta um acompanhamento mais prolongado e intensivo. Tem uma pesca bem diversificada (~50

espécies), com predomínio de armado, corvina, mapará e curimba, além de cascudos em sua porção mais alta. O monitoramento, iniciado em 1987, revela um rendimento médio de 1.470 t.ano⁻¹ para o período de 1987 a 1998, com produção média de 13,3 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (OKADA; AGOSTINHO; PETRERE JUNIOR, 1996; AGOSTINHO; OKADA; GREGORIS, 1999; PETRERE JUNIOR; AGOSTINHO; OKADA; JÚLIO JÚNIOR, 2002). Cerca de 1.000 pescadores, considerando-se os ajudantes de pesca, trabalham no reservatório, conferindo uma densidade de 0,74 ind./km². A CPUE tem diminuído ao longo dos anos e em 1998 foi estimada em 11,2 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹. O decréscimo da CPUE está associado a um aumento no esforço de pesca, já que o rendimento mantém-se relativamente constante, embora com leve decréscimo nos últimos anos (OKADA; AGOSTINHO; PETRERE JUNIOR, 1996; AGOSTINHO; OKADA; GREGORIS, 1999). A Figura 5.2.11 apresenta valores de CPUE e rendimento no período de 1987 a 1998.

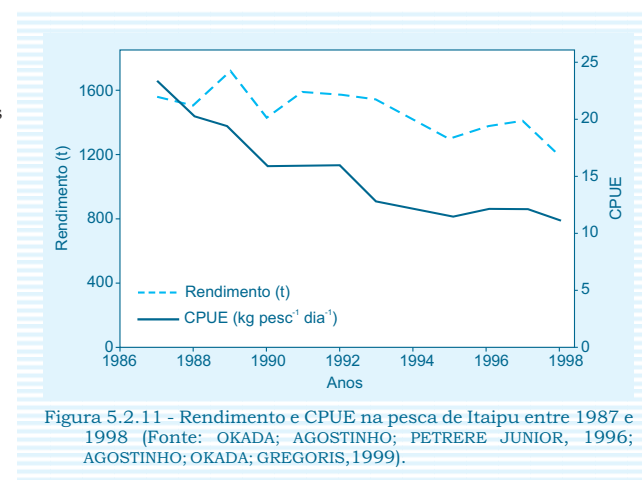


Figura 5.2.11 - Rendimento e CPUE na pesca de Itaipu entre 1987 e 1998 (Fonte: OKADA; AGOSTINHO; PETRERE JUNIOR, 1996; AGOSTINHO; OKADA; GREGORIS, 1999).

É interessante notar que em 1987, três anos após o fechamento do reservatório, o curimba era a principal espécie nos desembarques, apresentando queda acentuada e progressiva até 1998. Diferentemente, a participação do armado vem aumentando significativamente nos desembarques (Figura 5.2.12). Por outro lado, a principal espécie na pesca durante o período de 1988 a 1993 foi o filtrador-planctófago *Hypophthalmus edentatus*, o mapará. Entretanto, seu rendimento vem apresentando queda acentuada desde 1992 (450 t) alcançando apenas 150 t no ano de 1998 (Figura 5.2.12). Também a captura por unidade de esforço dessa espécie vem apresentando tendência semelhante de queda durante esses anos (Figura 5.2.13). Ocorrência similar é registrada nas capturas da corvina, que parecem acompanhar as variações populacionais do mapará, sua principal presa (HAHN; AGOSTINHO; GOITEIN, 1997) - Figura 5.2.13.

Ainda no alto rio Paraná, há dados disponíveis para a pesca praticada no **Lago Paranoá**, um reservatório construído em 1959 no rio Paranoá, Distrito Federal, que drena suas águas para o rio São Bartolomeu, afluente do Corumbá. Esse reservatório urbano inundou uma área de 37,5 km² e, embora construído com finalidade hidrelétrica, tem forte apelo recreativo. Situada na área urbana de Brasília, a represa sofreu muitos anos com a eutrofização.

O rio original continha cerca de 50 espécies nativas. Hoje a fauna desse reservatório está completamente alterada, dominada por espécies não-nativas, como tilápias, carpas, *bluegill*, bagre africano e tucunarés. A pesca foi proibida de 1966 a 1999. Porém, mesmo ilegal, em 1985 cerca de 100 famílias viviam do pescado. O rendimento anual era de 200 t, principalmente tilápias e carpas, com produção de 48 kg ha⁻¹ano⁻¹ (RIBEIRO; STARLING; WALTER; FARAH, 2001).

Em avaliação recente, Walter (2000) caracterizou a situação da pesca no lago entre os anos de 1999 e 2000. O rendimento anual

foi de 62,5 t, com produção em torno de 16,4 kg ha⁻¹ano⁻¹. A tilápia do Nilo continua sendo a principal espécie nas capturas (~ 85%), seguida da carpa, da tilápia do Congo e da traíra. Em média, cerca de 21 pescadores atuavam por mês, rendendo uma CPUE de aproximadamente 11,23 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹.

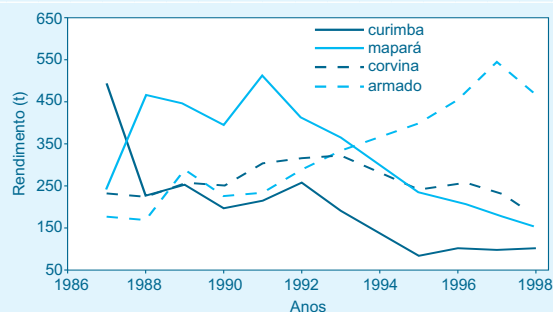


Figura 5.2.12 - Rendimento pesqueiro das principais espécies capturadas no reservatório de Itaipu, entre 1987 e 1998 (Fonte: OKADA; AGOSTINHO; PETRERE JUNIOR, 1996; AGOSTINHO; OKADA; GREGORIS, 1999).

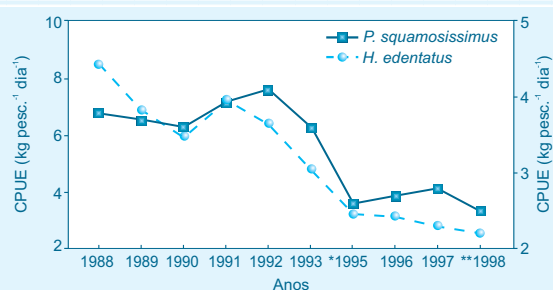


Figura 5.2.13 - Captura por unidade de esforço (CPUE) do mapará *H. edentatus* e da corvina *P. squamosissimus* no reservatório de Itaipu, entre 1988 e 1998. O eixo y-esquerda representa a CPUE do mapará, enquanto que y-direita é a CPUE da corvina; * indica ausência de coleta de dados em 1994; ** interrupção da pesca durante o período reprodutivo (Fonte: AMBRÓSIO; AGOSTINHO; GOMES; OKADA, 2001).

Sub-Bacia Iguaçu

A bacia do rio Iguaçu é caracterizada por uma ictiofauna endêmica de pequeno porte, formada basicamente por pequenos caracídeos. Na década de 1970, o rio já era considerado pouco piscoso e os reservatórios construídos ali seriam pouco propícios para o desenvolvimento de uma pesca comercial (GOODLAND, 1975). Cerca de 5 reservatórios foram construídos no leito principal do rio, que é um dos principais tributários do rio Paraná.

Além da baixa produção natural de peixes da bacia, uma portaria do IBAMA de 1996 proibiu a pesca comercial no rio Iguaçu. Mesmo assim, uma atividade pesqueira foi identificada nos trechos médios do rio, especialmente nos reservatórios de Salto Santiago e Osório, baseada em pequenos lambaris (OKADA; GREGORIS; AGOSTINHO; GOMES, 1997). Nos demais reservatórios, a pesca está ausente, mas, seguindo a tendência observada em reservatórios do país, espera-se que logo alguma atividade venha a ser estabelecida. Em vista do caráter incipiente da pesca, essa atividade ainda não é considerada como ameaça à conservação dos estoques de peixes da bacia. Entretanto, a regulamentação e o controle da atividade revelam-se necessários, já que a proibição é ineficiente e a pesca na região deve se intensificar nos próximos anos (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ, NUPELIA/COPEL, [1997]). Tal preocupação é relevante e justificada pelo alto grau de endemismo que caracteriza a ictiofauna da bacia.

Os dados apresentados a seguir correspondem a uma avaliação preliminar da pesca nos reservatórios Salto Santiago e Salto Osório, realizada por Okada, Gregoris, Agostinho e Gomes (1997). Os pescadores foram entrevistados em 1996. A pesca iniciou-se em 1987 e funciona principalmente como complemento de renda. O pescado é destinado a mercados da região, de Guaíra e de Curitiba.

O reservatório **Salto Santiago** foi fechado em 1980, inundando uma área de 208 km². Um total de 27 pescadores foi entrevistado. As espécies com maiores capturas da pesca comercial foram, em ordem decrescente, lambaris, peixe-rei *Odonthestes bonariensis*, pintadinho *Pimelodus ortmanni* e traíra *H. malabaricus*. Considerando somente as principais espécies para a pesca, Okada, Gregoris, Agostinho e Gomes (1997) calcularam um rendimento médio de aproximadamente 0,5 t.dia⁻¹, o que significa 17,5 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹. Extrapolando o valor do rendimento diário, tem-se um rendimento anual estimado de 113 t (considerando 240 dias de pesca/ano). A produção estimada seria de 4,9 kg ha⁻¹ ano⁻¹.

O reservatório **Salto Osório** foi formado em 1975 e tem uma área inundada de 62,9 km². Somente 3 pescadores foram entrevistados no período, pescando essencialmente lambaris, peixe-rei, pintadinho e traíra. Okada, Gregoris, Agostinho e Gomes (1997) estimaram um rendimento médio de 29 kg dia⁻¹, cerca de 9,7 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹. Realizando o mesmo cálculo anterior, o rendimento anual estimado seria de 7 t, com uma baixa produção de 1,11 kg ha⁻¹ ano⁻¹.

Considerações Finais

As informações disponíveis acerca dos desembarques, embora ainda insuficientes para uma análise conclusiva, permitem evidenciar alguns aspectos importantes e detectar alguns padrões. A Tabela 5.2.3 apresenta essas informações, de forma resumida, descrevendo a pesca em diversos reservatórios, pertencentes a diferentes bacias. Dado o caráter não-sistemático da obtenção dessas informações, infelizmente não é possível explorar relações estatísticas entre variáveis. Abaixo seguem os principais padrões observados.

1 - Nos primeiros anos após o represamento a produtividade de pesca aumenta consideravelmente. Esse fenômeno se repetiu em diversas ocasiões, excedendo em muito os valores registrados na pesca na fase de pré-represamento. Nos trechos a jusante, esse incremento no rendimento deve-se à concentração de cardumes nas proximidades das barragens. Isso pode decorrer (i) da interceptação imposta pela barragem nos deslocamentos ascendentes de cardumes; (ii) da atração de cardumes de pequenos peixes insetívoros e planctívoros, dada a maior disponibilidade de alimento nas proximidades da barragem; (iii) da atração de piscívoros pela elevada concentração de pequenos peixes e/ou peixes injuriados ao passar pelas estruturas da barragem. Uma pesca intensiva e descontrolada pode afetar de modo relevante os estoques de jusante. Na área represada, os primeiros anos de um reservatório são caracterizados pela liberação de nutrientes na coluna d'água,

resultado da decomposição da matéria orgânica submersa (*trophic upsurge period*; AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). Assim, o aumento observado no rendimento pesqueiro no reservatório decorre do aumento da produtividade primária (mecanismo *bottom up*) ou mesmo da incorporação de recursos terrestres ao sistema aquático. Com o esgotamento dessa carga de nutrientes, a produtividade geral começa a diminuir, acontecendo o mesmo com a produtividade de peixes. Entretanto, a depleção nos estoques de peixes esperada com a diminuição da produtividade biológica pode ser agravada sobremaneira por fatores como (i) o insucesso reprodutivo de várias espécies de peixes no novo ambiente; (ii) a variação abrupta de nível do reservatório, decorrente dos procedimentos operacionais; (iii) o elevado esforço de pesca que se instala durante a fase mais produtiva do reservatório. Com isso, após uma fase de alto rendimento, segue-se um período de queda progressiva, sendo que um aumento no esforço de pesca não recuperará o rendimento passado, além de contribuir para acelerar e intensificar a tendência de queda. Esse fenômeno foi bem caracterizado em reservatórios antigos e com longo histórico de pesca, caso de Itaipu, Sobradinho e Tucuruí.

2 - As espécies migradoras são importantes para a pesca apenas nos primeiros anos do reservatório. Esse fenômeno se repetiu em diversas bacias. Nos anos seguintes ao represamento, a queda no rendimento de espécies migradoras tem sido inevitável, especialmente quando o segmento livre a montante é reduzido ou inexistente.

Tabela 5.2.3 - A pesca em reservatórios brasileiros. As informações foram obtidas de diversos trabalhos independentes, citados ao longo do texto desse capítulo

(continua)

Reservatórios	PESCA						
	Área Km ²	Ano do Censo	Pescadores ind./Km ²	Rendimento t ano ⁻¹	Produção Kg há ⁻¹ ano ⁻¹	CPUE Kg pesc. ⁻¹ dia ⁻¹	Principais espécies na pesca
Bacia Amazônica							
Balbina	2.360	1991 - 1996	0,04 - 0,07	500	1,2 - 3,1	33	tucunarés
Samuel	579	--	--	240	4,14	--	tucunaré, mapará, piau
Bacia Araguaia-Tocantins							
Tucuruí	2.430	1995	1,6 - 2,1	4.500	18	4,7	tucunaré, mapará, corvina
Bacia São Francisco							
Sobradinho	4.200	1980	--	24.000	57,1	--	curimba, sorubim
		1986	0,48	13.000	30,9	27	corvina, piau
		1994	--	3.000	7,14	--	corvina
Três Marias	1.050	1986 e 1995	0,15	500	5	~13	piau, corvina, tucunaré
Paulo Afonso	4,8	--	--	500	--	--	--
Itaparica	828	1992	--	4.000	48,3	--	--
Região Nordeste							
	--	1950 - 1990	--	20.000	111,7	--	tilápia, corvina, tucunaré
Bacia Parnaíba							
Boa Esperança	352	--	--	226	7	12 - 16	--
Bacia Paraíba do Sul							
Grupo 1	--	1992 - 1993	--	91	--	5,3	--
Grupo 2	--	1992 - 1993	--	104	--	7,3	--
Bacia Paraná							
Sub-bacia rio Grande							
Água Vermelha	644	1990 - 1991	0,05	252,3	3,92	33,91	mandi, corvina
		2000 - 2001	--	136,6	2,12	28,45	acará, mandi, corvina
Grupo 3	--	1992 - 1993	--	507	--	20	--
Sub-bacia Tietê							
Billings	112	1996 - 1997	0,9	295	24	~12	tilápia
Barra Bonita	334,3	1989 - 1991	0,23	291	9,4	40,4	corvina, curimba, traíra
		2000 - 2001	--	305	9,8	54,4	tilápia, mandi, curimba
Ibitinga	114	1989 - 1991	0,23	54,9	4,82	16,3	corvina, mandi, lambari
		2000 - 2001	--	75,29	6,16	26,1	mandi, curimba, corvina
Promissão	530	1986 - 1991	0,15	234,5	3,88	44,4	mandi, corvina e curimba
		2000 - 2001	--	330	5,64	33,6	mandi e corvina
Nova Avanhandava	217	1988 - 1991	0,18	65,9	3,14	22,87	corvina, mandi, curimba
		2000 - 2001	--	75,8	2,12	35,11	corvina, acará, mandi, piau
Três Irmãos	817	1999	--	159,6	1,95	--	acará, corvina
Sub-bacia Paranapanema							
Jurumirim	446	1996 - 1997	--	~566	~12,70	--	curimatídeos, lambari e mandi
Grupo 4	--	1992 - 1993	--	159	--	8,7	--
Grupo 5	--	1992 - 1993	--	49	--	11	--
Grupo 6	--	1992 - 1993	--	230	--	16,3	--

Tabela 5.2.3 - A pesca em reservatórios brasileiros. As informações foram obtidas de diversos trabalhos independentes, citados ao longo do texto desse capítulo

(conclusão)

Reservatórios	PESCA						
	Área Km ²	Ano do Censo	Pescadores ind./Km ²	Rendimento t ano ⁻¹	Produção Kg há ⁻¹ ano ⁻¹	CPUE Kg pesc. ⁻¹ dia ⁻¹	Principais espécies na pesca
Alto Rio Paraná							
Ilha Solteira	1.231	1994	--	97,5	0,0008	--	acará, corvina e mandi
		1999	--	136	0,001	--	Idem
Jupia	352	1989 - 1991	0,14	185,7	5,28	36,8	curimba, mandi e corvina
		1994	--	174,8	5,0	--	idem
Itaipu	1.350	1987 - 1998	0,74	1.470	13,3	11,2	mapará, corvina, armado curimba
Paranoá	37,5	1985 - 1991	--	200	48	--	tilápias e carpas
		1999 - 2000	0,6	62,5	16,4	11,23	Idem
Sub-bacia Iguazu							
Salto Santiago	230	1996	--	113	4,9	17,5	lambaris, peixe-rei, pintadinho
Salto Osório	62,9	1996		7,0	1,11	9,7	lambaris, peixe-rei, pintadinho

Grupo 1: Santa Branca, Paraibuna, Jaguarí; Grupo 2: Funil, Itatiaia e Redenção; Grupo 3: Marimbondó, Volta Grande, Água Vermelha e Porto Colômbia; Grupo 4: Galvão, Capivara e Água Inhumá; Grupo 5: Capivara, Salto Grande e Xavantes; Grupo 6: Taquaruçu e Rosana.

Diversos peixes nobres, como o dourado e o pintado, além dos grandes bagres amazônicos, passam a ser raros nas capturas, sendo substituídos por espécies sedentárias. Nos casos como o de Itaipu e alguns reservatórios com grandes de rio ainda livre a montante, a pesca na metade superior do reservatório pode ser ainda baseada em espécies migradoras. Ressalta-se que o mandi *P. maculatus*, um migrador moderado, que pode se reproduzir em tributários laterais, tem importante participação nos desembarques de reservatórios da bacia do rio Paraná. Os levantamentos evidenciam que reservatórios dispostos em série têm sua pesca baseada em espécies sedentárias, que, embora resultem em maior biomassa que a do rio original, têm menor valor comercial.

Além disso, é comum que a pesca seja composta por uma ou duas espécies oportunistas (muitas vezes introduzidas no sistema), que, eventualmente, conseguem elevada proliferação nas águas represadas. Dessa forma, em todas as bacias, as espécies mais difundidas e pescadas são a tilápia, a corvina e o tucunaré. Na região Amazônica, o tucunaré, nativo nessa bacia, é a principal espécie, enquanto que na região Nordeste a introduzida tilápia apresenta rendimentos espantosos. Nas regiões Sul e Sudeste, a também introduzida corvina, associada à tilápia e ao tucunaré, tem sustentado diversas atividades pesqueiras. O preocupante é que essas espécies dominam as assembleias e apresentam alto rendimento pesqueiro, mas fora de seu local de origem. Seus impactos nas assembleias locais ainda não

foram satisfatoriamente elucidados, mas o potencial de extermínio de espécies de pequeno porte por piscívoras introduzidas parece alto (ZARET; PAINE, 1973; SANTOS; MAIA-BARBOSA; VIEIRA; LÓPEZ, 1994; LATINI; PETRERE JUNIOR, 2004).

3 - O rendimento pesqueiro, embora muito variável entre reservatórios, é, em geral, baixo nos reservatórios neotropicais. Como já discutido, o rendimento é muito dependente do esforço de pesca empregado, da área, profundidade e idade do reservatório, além de seu grau de trofia e dos demais usos da bacia hidrográfica. No Brasil, a amplitude de variação no rendimento total dos reservatórios varia de modestas 7 t.ano⁻¹ (Salto Osório), até o fantástico rendimento dos açudes nordestinos, com 20.000 t.ano⁻¹. A maioria dos valores situa-se, entretanto, entre 100 e 500 t.ano⁻¹. De qualquer modo, a produção pesqueira de reservatórios neotropicais é baixa quando comparada com a produção de reservatórios tropicais de outros continentes. Com exceção dos reservatórios nordestinos, muitos mantidos por um grande esforço de estocagem com tilápia e sujeitos a prolongados períodos de depleção de nível, e que apresentam uma produtividade média de pesca de 112 kg ha⁻¹ ano⁻¹, a maioria apresentou valores inferiores a 10 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Vale lembrar que as médias asiática e africana são, respectivamente, 100 e 88 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Reservatórios amazônicos e da bacia do Paraná são marcados por valores extremamente baixos (< 10 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹). Reservatórios como Tucuruí e Sobradinho apresentaram rendimentos relativamente altos em épocas passadas, mas hoje também

caminham para baixos valores. A quantidade diária de pescado por pescador (CPUE) ainda é alta em muitos reservatórios (> 30 kg pesc.⁻¹ dia⁻¹), possivelmente associada ao baixo número de pescadores (< 1/km²). Entretanto, o aumento do número de pescadores em Itaipu, por exemplo, diminuiu a CPUE e não elevou o rendimento. Alguns autores já discutiram as possíveis causas para essa baixa produtividade dos reservatórios brasileiros, especialmente na bacia do rio Paraná (GOMES; MIRANDA, 2001; GOMES; MIRANDA; AGOSTINHO, 2002; PETRERE JUNIOR; AGOSTINHO; OKADA; JÚLIO JÚNIOR, 2002). Entre essas causas, destacam-se o baixo esforço de pesca, a oligotrofia característica da maioria deles, a ausência de espécies pelágicas verdadeiras, o longo comprimento das teias tróficas, e fontes variáveis de impactos, inerentes ao represamento.

Mesmo com todos esses problemas, somando a falta de investimentos e atenção do setor público, a pesca tem tido papel social relevante, não apenas por se constituir em fonte de proteínas para a alimentação humana ou de lazer para as comunidades urbanas, como também por abrigar segmentos sociais que não encontram nos meios de produção formal as oportunidades de sobrevivência familiar. No reservatório de Itaipu e no segmento do rio Paraná a montante, a pesca profissional tem atuado como refúgio para contingentes populacionais consideráveis, que não obtêm os rendimentos necessários para a manutenção familiar em outros setores da sociedade (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994; AGOSTINHO; ZALEWSKI, 1996).

Em síntese, os padrões que emergem das informações disponíveis sobre a pesca em reservatórios brasileiros são os de que, nos primeiros anos, a pesca apresenta elevado rendimento, estimulando o ingresso de grandes contingentes de pessoas à atividade, especialmente excluídos de outros setores da produção. Decorridos alguns anos, a produtividade diminui, os estoques de peixes migradores tornam-se comercialmente extintos (com raras exceções) e a pesca fica restrita a poucas espécies de baixo valor comercial. O esforço de pesca inicial torna-se exacerbado para os estoques remanescentes, acentuando a queda na rentabilidade, tornando difícil ao pescador obter o sustento de sua família com a atividade. A busca de outra fonte de renda é dificultada, especialmente nos reservatórios da bacia

do rio Paraná, pelo fato de a pesca ser um dos últimos refúgios para contingentes populacionais excluídos de outros setores da produção.

Essa situação requer disciplina na instalação da atividade de pesca em novos reservatórios, através de um ordenamento pesqueiro adequado, um controle rígido do acesso ao recurso e de um conhecimento amplo do sistema de pesca da região, além, obviamente, do apoio do Estado aos pescadores. Nos reservatórios em que a situação da pesca é caótica, o ordenamento é também necessário, porém medidas adicionais de natureza social e econômica, como assistência à saúde, educação, segurança e linhas de créditos para a atividade, além da agregação de valores ao pescado, são fundamentais.

Capítulo 5.3

Aspectos Socioeconômicos da Pesca:

diagnóstico

Introdução

Os empreendimentos hidrelétrico promovem, em todas as etapas do projeto, impactos no modo de vida e nas relações sociais e econômicas da região onde se inserem. Generalizações sobre o grau e a natureza desses impactos são difíceis de serem feitas, dadas as diferentes características dos projetos, das dimensões do reservatório e, especialmente, de sua localização (WCD, 2000).

O principal impacto socioeconômico da construção de reservatórios está relacionado com a re-alocação das pessoas que habitavam originalmente a área. Esse procedimento, implícito na maioria delas, altera o modo de vida da comunidade, modificando sistemas econômicos de agricultura e pesca, além de quebrar laços emocionais e culturais (PETREIRE JUNIOR, 1996). Outros impactos, cuja natureza tem sido objeto de controvérsia, estão relacionados às transformações sociais decorrentes do grande afluxo de trabalhadores envolvidos temporariamente na construção da barragem.

Por outro lado, há custos sociais que têm sido frequentemente negligenciados durante as análises socioeconômicas dos empreendimentos. Entre estes, destacam-se relacionados aos trabalhadores que não detêm posse da terra, as comunidades que vivem abaixo da barragem (WCD, 2000) e, especialmente, os pescadores tradicionais. Geralmente desorganizados e sem participação clara no sistema produtivo, esses segmentos populacionais têm baixo poder de reivindicação e não são, em geral, objeto das ações sociais e econômicas que vizam atenuar as dificuldades de sobrevivência impostas pelos represamentos.

Os que não possuem títulos de terra são geralmente trabalhadores volantes rurais, que, com a formação do reservatório, perdem a oportunidade de trabalho e são deslocados para os núcleos urbanos regionais ou para a periferia dos maiores centros, compondo o grande contingente de desempregados ou "biscateiros". Alternativamente, ingressam na pesca sem o necessário treinamento.

Entre os segmentos populacionais que vivem a jusante das grandes barragens, os mais afetados são os ribeirinhos que praticam a agricultura ou a pesca de subsistência, especialmente se localizados em planícies aluviais onde a produtividade do solo e a renovação dos recursos explorados (aquático ou florestal) dependem do regime de cheias. Como mencionado no Capítulo 4, os impactos a jusante, geralmente negligenciados nas avaliações e na mitigação/compensação, podem se estender por centenas de quilômetros, principalmente pelo efeito regulador das cheias e retenção de nutrientes.

Além dos pescadores da área a jusante dos reservatórios, aqueles que praticavam a pesca no trecho alagado são também afetados de modo relevante. Como visto em outros capítulos, os represamentos mudam a composição dos recursos pesqueiros, geralmente favorecendo espécies oportunistas de menor porte e menor valor comercial. Dessa maneira, embora o rendimento da pesca seja maior, em termos de biomassa capturada, no período que se segue ao represamento, as espécies desembarcadas têm menor preço na comercialização e maior dificuldade de venda, por não estarem ainda incorporadas no hábito alimentar do consumidor. Além disso, a exploração do novo recurso requer estratégia de pesca distinta e, às vezes, mais dispendiosa, para a qual o pescador geralmente não tem equipamento ou experiência. As pescarias em rios são muitas vezes baseadas em anzóis ou formas ativas de pesca (cerco, arraste), enquanto aquelas em ambientes represados, mais profundos e

com paliteiros, podem estar restritas ao uso de redes de emalhar.

Os grandes empreendimentos hidrelétricos têm como meta atender as demandas ligadas ao desenvolvimento econômico e social do país, sendo, portanto, necessários e inquestionáveis. Entretanto, o exame de vários estudos de caso em todo o mundo revela que os benefícios desses empreendimentos atingem populações urbanas, grandes fazendeiros e indústrias, e tipicamente não incluem alguns grupos locais que arcam com os custos (WCD, 2000). É, portanto, paradoxal e injusto que qualquer segmento das comunidades humanas locais, participante ativa ou não do sistema produtivo, arque com os custos socioambientais do empreendimento e os benefícios diretos sejam direcionados a outras regiões ou grupamentos sociais.

Os reservatórios, como ambientes lânticos ou semilânticos, são mais produtivos que os rios que lhes dão origem (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). Assim, à primeira vista, a construção de reservatórios poderia ser considerada altamente positiva na produção de alimento e no sustento de grandes contingentes de pescadores. Entretanto, a baixa lucratividade da exploração dos recursos pesqueiros nesses ambientes tem apontado para outra direção. Levantamentos realizados no reservatório de Itaipu, um dos mais produtivos da bacia do rio Paraná, revelam que apenas 15,8% dos pescadores manifestaram satisfação com a atividade. A maioria nela permanece por falta de opção ou qualificação (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. NUPELIA/ITAIPU BINACIONAL, 2004).

As razões para tais contradições são várias, a maioria relacionada a falhas no ordenamento da atividade e a problemas com a comercialização. Assim, além de ser espoliada na cadeia de comercialização, a atividade pesqueira em reservatórios é iniciada de forma atabalhoada e insustentável.

A falta de opção de trabalho na região após a formação de reservatórios e os altos rendimentos da pesca nos primeiros anos de sua formação (fase heterotrófica; ver Capítulo 4) levam grande número de pessoas a ingressar na pesca. Esse fato tem sido recorrente no histórico da pesca em vários reservatórios. Levantamentos realizados no reservatório de Manso, por exemplo, revelam que, no terceiro ano de sua formação, cerca de 85% dos pescadores em atividade haviam ingressado na atividade havia apenas dois anos (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. NUPELIA/FURNAS, 2005). Fato similar foi registrado em Itaipu (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. NUPELIA/ITAIPU BINACIONAL, 1998). Nesse período é comum a presença de pescadores itinerantes (barrageiros) que exploram temporariamente esse tipo de ambiente (PETREIRE JUNIOR, 1996; AGOSTINHO; OKADA; GREGORIS, 1999). O afluxo de pescadores e a desorganização com que a atividade é exercida lembram o caos da exploração ilegal de novas jazidas em zonas de garimpo.

A atividade pesqueira estabelecida com essas características e estimulada pela alta lucratividade inicial, é responsável por algum desenvolvimento econômico local.

Como visto na seção anterior, isso ocorre devido ao fato de algumas espécies de peixes proliferarem intensivamente no novo ambiente, mantendo a atividade pesqueira e garantindo o sustento de famílias de pescadores por alguns anos. Essa é a situação característica do estabelecimento da atividade pesqueira em reservatórios como Itaipu, Tucuruí, Sobradinho e, mais recentemente, Porto Primavera.

Com o ingresso na fase autotrófica, a produtividade do reservatório cai, reduzindo a capacidade de suporte e instalando a miséria entre os que dependem dos recursos. Pescadores com outras opções de trabalho abandonam a atividade. Para a maioria deles, entretanto, não há essas opções, tendo, muitas vezes, ingressado na pesca por terem sido excluídos de outras atividades produtivas. Estes permanecem na pesca, pressionando os estoques e inviabilizando-a como atividade rentável.

A percepção de boas pescarias logo se transforma em pesadelo e a necessidade de sobrevivência familiar leva às práticas de pesca ilegal. Tentativas isoladas de controlar a pesca pelas agências de controle ambiental são infrutíferas. Multas, apreensões e outras medidas de fiscalização, com a devida cobertura da mídia, submete estes profissionais à execução pública, sendo lhes atribuída a culpa pela depleção dos estoques e outras mazelas que não são de sua responsabilidade (extinção local de grandes peixes migradores, por exemplo). Esse ambiente desfavorável à atividade da pesca não motiva o poder público para o seu ordenamento e apóio.

O aspecto talvez mais lamentável é que uma atividade que poderia funcionar como forma de inclusão social acaba por desempenhar papel oposto, colocando na marginalidade da lei um segmento da população que já era economicamente marginalizado.

Diagnóstico socioeconômico da pesca

Nessa capítulo serão sumarizadas, para cada bacia, as informações disponíveis acerca da estrutura e funcionamento da pesca em reservatórios, com foco nos aspectos socioeconômicos. Ressalta-se que a escassez de estudos socioeconômicos e as abordagens distintas empregadas por eles refletem em um desequilíbrio no grau de detalhamento conferido à descrição da pesca nas diferentes bacias. Ainda, visando o entendimento das alterações nas estratégias de pesca com a formação do reservatório, considerações sobre as pescarias vigentes na bacia antes do represamento ou fora dos limites dos reservatórios serão feitas.

Bacia Amazônica

Como mencionado no capítulo anterior, as modalidades de pesca praticadas na região amazônica são bastante diversas. A pesca de subsistência é a mais difusa, sendo responsável por parte considerável da produção. Entretanto, a pesca comercial praticada nas imediações dos maiores centros urbanos tem alta relevância. As estratégias mais comuns envolvem o uso de anzóis, arpões, tarrafas, espinhéis, arco e flecha, além de redes. Destas, as redes de malhadeira

correspondem à estratégia mais aceita e versátil (GOULDING; SMITH; MAHAR, 1996). Os ambientes pescados incluem as várzeas, os principais tributários e os estuários do rio Amazonas. A produção, que envolve dezenas de espécies de peixes, é direcionada basicamente aos mercados de Manaus, Belém e exterior. Com a diminuição no rendimento de espécies nobres, as frota pesqueiras viajam distâncias cada vez maiores atrás de pescado de boa qualidade. Com o investimento privado, a pesca comercial começou a empregar novas tecnologias, como enormes redes de arrasto e barcos equipados com melhor sistema de refrigeração para o pescado. Evidências de sobrepesca sobre alguns estoques são relatadas por Petrere Junior, Barthem, Córdoba e Gómez (2004) e por Santos, G.M. e Santos, A.C.M. (2005).

Com uma realidade muito diferente, a pesca em reservatórios da Amazônia não recebeu investimentos e restrições aous de diferentes estratégias são comuns. O controle da pesca via proibição é a forma de manejo mais comum nesses reservatórios, podendo esta ser total ou parcial. A alta rentabilidade inicial das pescarias nesses ambientes impulsionou economias locais, atraindo pessoas e estabelecendo um novo comércio pesqueiro. Contudo, a falta de ordenação na atividade pesqueira tem, decorridos alguns anos, colaborado com o aumento da pobreza das populações de vilas ribeirinhas, tornando essa atividade pouco rentável. Além disso, os impactos que acompanham o processo de ocupação humana no entorno de um reservatório, como desmatamentos, poluição e doenças, contribuíram ainda mais na intensificação da pobreza e piora na qualidade de vida (FEARNSIDE, 1989).

Como não existem levantamentos socioeconômicos da pesca nos reservatórios, as informações apresentadas são escassas e centralizadas nos excelentes trabalhos de Santos e Oliveira Junior (1999) para o reservatório de Balbina, e Santos (1995) para o reservatório de Samuel.

Reservatório de Balbina

Entre os reservatórios brasileiros e, em especial, aqueles da Amazônia, este foi o mais polêmico em relação à avaliação de custo x benefício, sendo freqüentemente mencionado como exemplo de decisão errada (FEARNSIDE, 1989). Desconsiderando todo o conjunto de impactos ambientais, perda de recursos e controvérsias que acompanharam a construção desse reservatório, sua formação teve certo impacto positivo na economia local, visto que possibilitou o estabelecimento de uma atividade pesqueira comercial, inicialmente tida como promissora.

Além disso, uma pesca de caráter esportivo também se instalou, sendo responsável pela presença de cerca de 50 pescadores por final de semana, resultando inclusive na realização de festivais anuais. Ressalta-se, entretanto que, essas duas modalidades de pesca têm-se tornado concorrentes nos últimos anos.

Os pescadores profissionais, ou seja, que têm na pesca a atividade produtiva principal, residem nas imediações do reservatório, estando organizados em uma Colônia de Pescadores criada em 1990 (Z-8). O número

de pescadores atuantes, embora impreciso, parece estar caindo nos últimos anos. Em 1992 haviam 300 sócios filiados à Colônia e em 1997 esse número caiu para 100. A Colônia seria mantida pela arrecadação de uma taxa de 10% da produção de cada barco (5% do intermediário na comercialização; 5% do pescador), além de uma mensalidade que, em 1997, era de R\$ 1,50. Entretanto, a falta de pagamentos tem levado a Colônia Z-8 a grandes dificuldades financeiras para o cumprimento de sua missão, e com reduzida atuação na organização da atividade pesqueira ou nos serviços prestados aos pescadores.

A pesca é exercida com anzol, única arte de pesca permitida nesse reservatório, além de arpão e arco-flecha (Portaria 003/95-IBAMA). A estratégia mais comum na pesca é o currico, para a captura do tucunaré. Este consiste em arremessos consecutivos do anzol iscado (pequenos peixes) de maneira que, quando recolhido, a isca simule a natação de um peixe pequeno. A vantagem do currico está na sua seletividade, capturando principalmente tucunarés na superfície. Nos primeiros anos do reservatório era comum também o uso de iscas artificiais do tipo colher, confeccionadas industrial ou artesanalmente.

A pesca, realizada em equipes de 4 a 5 pessoas, tem duração média de seis dias. Em 1993 existiam 33 equipes, caindo para 25 no ano de 1997.

Os pescadores utilizam embarcações de madeira (capacidade entre 0,8 a 1,0 tonelada) para realizar os deslocamentos até os pontos

de pesca, onde se distribuem em canoas menores ("montarias"), pescando somente durante o dia. As embarcações maiores são dotadas de caixas térmicas para acondicionamento do gelo e do pescado.

Quando a carga está completa, os barcos retornam aos portos e entregam os peixes a compradores, que despacham a mercadoria a Manaus. Pouco pescado é consumido localmente. Os comerciantes locais têm, entretanto, preferência na compra, já que fornecem insumos aos pescadores, sendo, alguns deles, donos de frotas pesqueiras. O gelo utilizado provém de Manaus, comprado a R\$ 1,50 a barra de 25 Kg. O pescador recebia, em 1999, em torno de R\$ 0,50 a 0,70 por quilo do peixe, o que significava um ganho diário de aproximadamente R\$ 20,00 (R\$ 1,82= U\$ 1,00). O comerciante entregava o peixe em Manaus por R\$ 2,00 o quilo, sendo que este produto chegava ao consumidor final ao preço de R\$ 4,00 o quilo.

Devido à queda no rendimento pesqueiro (ver Capítulo 5.2) e à diminuição do tamanho dos peixes nos desembarques, existem discussões acerca da necessidade de se programar estratégias de manejo mais eficientes no reservatório.

Reservatório de Samuel

A pesca na área do rio Jamari tem caráter principalmente de subsistência. Após a construção de Samuel, em 1988, ocorreu um grande impulso na atividade pesqueira, pela presença de cardumes de espécies apreciadas no mercado. Em especial, houve grande proliferação de tucunarés. Em fevereiro de

1991, a companhia responsável pela administração do reservatório (Eletronorte) liberou a pesca comercial com malhadeiras, para cerca de 20 pescadores cadastrados na Colônia de Porto Velho. No entanto, no mês seguinte, a pesca comercial voltou a ser fechada, pela dificuldade de fiscalização da atividade e acompanhamento nos desembarques.

A partir daí, os únicos aparelhos de pesca permitidos no reservatório foram linhas e anzóis. Redes malhadeiras, embora proibidas, têm uso freqüente e de forma clandestina, havendo movimentos pela sua liberação. Todo o pescado encontrado em vilas da região deve estar sendo capturado no reservatório, assim como o pescado comercializado nas cidades próximas e na rodovia que cruza a região (BR 364). Não existem, entretanto, informações de acompanhamento socioeconômico dos pescadores envolvidos na atividade, provavelmente em decorrência dessas proibições.

Bacia Araguaia-Tocantins

Como descrito na seção anterior, a atividade pesqueira tem longo histórico de atuação nessa bacia. A pesca nos rios Araguaia/Tocantins era executada por frotas de barcos provenientes de diversos municípios, distribuídos desde as regiões superiores até sua foz. Com áreas de atuação específicas, essas frotas apresentavam intensa atividade pesqueira, com o rendimento total para a bacia estimado em aproximadamente 4.200 t.ano⁻¹ (SANTOS; MÉRONA, 1996).

As estratégias de pesca empregavam enorme gama de apetrechos, dependendo do ambiente e da espécie de peixe-alvo: redes de cerco, espinhéis, malhadeiras e tarrafas. O período de maior rendimento era o de águas baixas.

Ribeiro, Petrere Junior e Juras (1995) identificaram três tipos de pescadores atuando na fase pré-represamento: *ribeirinhos de subsistência*, que pescam de forma artesanal e somente parte do tempo, explorando principalmente lagoas marginais; *fazendeiros pescadores*, que também pescam esporadicamente, mas podem vender o excedente para mercados regionais; *pescadores profissionais*, os quais se mantêm na atividade em tempo integral e utilizam diversos apetrechos para maximizar as capturas, pescando principalmente na calha dos rios. Uma quarta categoria seria dos *pescadores barrageiros*, com atividade itinerante, que se estabelece na pesca nas fases iniciais dos reservatórios. Utilizaram grandes redes, sem compromissos com a conservação do recurso e abandonaram o local assim que o rendimento diminuiu. Por isso, o atrito com as demais categorias era freqüente.

Na bacia do Araguaia-Tocantins, a pesca profissional é legalizada apenas no reservatório de Tucuruí, dado que os demais estão localizados nos Estados de Goiás e Tocantins, onde essa modalidade de pesca é proibida, embora hajam evidências de que ela efetivamente ocorra de forma clandestina. Nesses estados, a opção da pesca foi dada à esportiva, em detrimento da tradicional, e seu componente turístico é fortemente apoiado pelo poder público.

Reservatório de Tucuruí

Embora considerada uma das usinas com melhor relação área alagada/geração, a construção do reservatório de Tucuruí gerou também grande polêmica sobre relações ambientais de custo/benefício (FEARNSIDE, 1999). As informações aqui apresentadas acerca dos pescadores de Tucuruí foram extraídas de Ribeiro, Petrere Junior e Juras (1995), Petrere Junior (1996), Santos e Mérona (1996), Cetra e Petrere Junior (2001), Camargo e Petrere Junior (2004) e Eletrobrás (c2003-2005).

A pesca no reservatório de Tucuruí se instalou espontânea e, como sempre ocorre, desordenadamente, a partir de 1986, dois anos após a sua formação. As alterações ambientais promovidas pelo represamento alteraram também o sistema de pesca, especialmente no reservatório, com substituição de espécies (diminuição da captura de bagres migradores e aumento de curimba, mapará e tucunaré, por exemplo), perda de pontos de pesca (corredeiras e lagoas), substituição dos aparelhos (maior uso de vara e anzol), e alteração na dinâmica sazonal da atividade.

Como geralmente acontece, a atividade de pesca no reservatório representou uma alternativa econômica para a população ribeirinha da região. Os altos rendimentos apresentados após a formação do reservatório ainda vêm atraindo pescadores, com claras tendências de aumento na densidade destes nos últimos censos. Em 1993, uma das estimativas apontava cerca de 6.000 pescadores, enquanto que em 2004 esse

número foi ampliado para 8.000 (ELETROBRÁS, c2003-2005). A construção do reservatório inegavelmente impulsionou a economia da região e promoveu o crescimento populacional observado nas cidades do entorno, hoje com um contingente superior a 250.000 habitantes. Porém Camargo e Petrere Junior (2004) não detectaram relação direta entre esse crescimento populacional e um aumento no esforço de pesca.

As pescarias praticadas na área do reservatório podem ser categorizadas como profissional (artesanal e comercial) e esportiva, sendo esta última esporádica. Em 1988 cerca de 80% eram pescadores comerciais e 20% artesanais. Pescadores artesanais utilizam equipamentos modestos, como pequenas canoas, linhaças, tarrafas e pequenas malhadeiras. Pescadores comerciais estão melhor equipados, possuindo barcos motorizados e, como já dito, muitos tipos de apetrechos, como malhadeiras, arrastos, tarrafas, espinhéis, varas com carretilhas e iscas artificiais. Os pescadores esportivos talvez sejam a categoria mais bem-equipada, com lanchas modernas e até pequenos aviões, conseguindo alcançar mais facilmente os locais pouco explorados.

Os censos atuais não detectam conflito entre pescadores de diferentes categorias, mesmo com os esportivos, embora explorem os mesmos recursos. O fato pode ser atribuído ao rendimento da pesca ainda elevado. Contudo, a exploração dos recursos é caracterizada pela ausência de cooperação entre as categorias de pescadores.

Entrevistas realizadas pela Eletrobrás (c2003-2005) junto a 8.000 pescadores profissionais do reservatório de Tucuruí revelam que 7.200 estão registrados em colônias de pesca, estando o restante associado a cooperativas. As principais colônias, onde ocorrem as maiores concentrações de pescadores, estão localizadas em Marabá (Z30), Tucuruí (Z32) e Nova Jacundá. Petrere Junior (1996) afirma que os pescadores da região espontaneamente procuram pela legalização de sua situação profissional, e que a licença de pesca é um documento muito valorizado e apreciado.

Com relação à situação de moradia e qualidade de vida, dos 8.000 pescadores inventariados somente 10% possuem casa própria, sendo que a metade desse contingente tem acesso à rede de energia elétrica. Cerca de 10% possui rede de água encanada, mas 50% consomem a água do próprio reservatório. Quase a totalidade não possui sistema de esgoto nas casas. Quanto ao grau de instrução, 40% são analfabetos e 30% têm o ensino fundamental incompleto. Cerca de 90% dos pescadores recebem até 1 salário mínimo por mês, sendo que o mesmo percentual tem atividade extra, no setor rural.

Em relação à posse dos apetrechos de pesca, somente 10% dos entrevistados se consideram donos; o restante relata que eles foram cedidos ou financiados pelas colônias, cooperativas e intermediários. Aqui a rede de espera é o principal aparelho, seguido de vara, espinhel e tarrafa. Grande parte do pescado é vendida

a intermediários no atacado (40%), sendo quase todo o restante destinado ao consumo próprio ou vendido a varejo.

Comparações entre as condições socioeconômicas e de qualidade de vida dos pescadores no reservatório de Tucuruí e a jusante da barragem (Tabela 5.3.1) demonstram que estes últimos têm mais conforto e renda.

A pesca no reservatório, a exemplo do que ocorre em outros de áreas subtropicais, também tem caráter sazonal, com maiores rendimentos no período de seca. Essa sazonalidade se reflete nas espécies capturadas, na quantidade do pescado e nos aparelhos de pesca utilizados. Como esperado, as estratégias de pesca mostram também variações espaciais relevantes. Assim, nos trechos fluviais do reservatório e nos lóticos a montante, redes de arrasto e tarrafas são os equipamentos preferidos na época de águas baixas, enquanto nas cheias o uso de malhadeiras é predominante. Já nos trechos mais internos, a pesca é realizada essencialmente com redes malhadeiras e equipamentos à base de anzóis.

A Tabela 5.3.2 apresenta o rendimento financeiro para as principais espécies

capturadas no reservatório de Tucuruí, evidenciando a maior importância da pesca do tucunaré e uso de anzóis. Essas diferenças são, entretanto, bastante influenciadas pelos preços praticados no comércio regional. O preço de venda do mapará correspondia, na ocasião (2004), a 1/10 daquele do tucunaré e da corvina (também conhecida como pescada). O tucunaré e a corvina, considerados de melhor qualidade, são consumidos majoritariamente pela população ribeirinha ou são vendidos nas cidades que circundam o reservatório. Já o mapará é quase todo exportado para o mercado de Belém. O retorno financeiro da pesca do mapará é, entretanto, fortemente dependente da demanda desse mercado. O ganho diário com a atividade pesqueira em Tucuruí fica em torno de US\$ 2,00 pesc.⁻¹dia⁻¹, baseando-se em dados de desembarques no município de Imperatriz, MA, que recebe pescado das regiões superiores do reservatório (CETRA; PETRERE JUNIOR, 2001).

A percepção vigente entre os próprios pescadores é a de que existem mais peixes na região represada, e de que esses peixes são mais facilmente capturados. De fato, a movimentação financeira resultante da pesca no mercado do município de Tucuruí foi estimada em R\$ 9,9 milhões entre 1992 e

Tabela 5.3.1 - Aspectos socioeconômicos dos pescadores atuantes no reservatório de Tucuruí, na região represada e a jusante do reservatório (ELETROBRÁS, c2003-2005). Com exceção do número de pescadores, o restante significa números percentuais (%)

Local	Número de Pescadores	Casa Própria	Água Encanada	Energia Elétrica	Analfabetos	Renda até 1 sal. min.	Renda acima de 1 sal. min	Apetrecho Próprio
Represa	8.000	10	10	20	40	90	10	10
Jusante	1.500	60	20	30	40	80	20	50

1999. Comparativamente, o montante movimentado no município de Marabá, localizado a montante do reservatório, somou pouco mais de R\$ 3,5 milhões, no mesmo período. Entretanto, aspecto importante e muito preocupante está na falta de percepção dos pescadores com relação a suas atitudes e

estratégias de sobrevivência, ou seja, nas relações de causa-efeito em que estão inseridos. Não foram capazes de relacionar o alto esforço de pesca/caça com diminuições no rendimento dos recursos explorados. Segundo Camargo e Petrere Junior (2004), tal posição se manifesta pela ausência de avaliações de risco conduzidas pelos próprios usuários, que, nesse caso, não consideram a possibilidade de ocorrer um colapso no uso dos recursos explorados.

Bacia do São Francisco

Os estoques pesqueiros do rio São Francisco eram considerados entre as principais fontes de pescado nacional, fornecendo proteínas para a população ribeirinha e atendendo demandas de mercados do Nordeste e do Sudeste do Brasil. A pesca na bacia era efetuada na forma de subsistência, comercial e esportiva. Os pescadores ribeirinhos obtinham peixes suficientes para seu consumo e comercialização, gerando recursos e garantindo seu sustento. Muitos estabelecimentos comerciais e turísticos eram baseados na pesca. Estima-se que o

Tabela 5.3.2 - Rendimento proporcionado pela comercialização de tucunaré, corvina e mapará na região de Tucuruí, Pará, no período de 1992 a 1999. O apetrecho de pesca utilizado nas capturas também está destacado (Fonte: CAMARGO; PETRERE JUNIOR, 2004)

Espécies	Apetrecho	Rendimento (R\$)
Tucunaré	anzol	6.285.410,00
Corvina	anzol + rede	4.205.583,00
Mapará	rede	462.531,60

número de pescadores profissionais em atividade na bacia do rio São Francisco na década de 1980 tenha sido de aproximadamente 26.000 (SATO; GODINHO, c2003). Apesar de não existirem estatísticas de pesca consistentes, há evidências de que a atividade mostrou acentuado declínio nas últimas décadas (SATO; GODINHO, c2003). Como visto no capítulo anterior, diversos fatores devem estar contribuindo para essa tendência, destacando-se dentre eles, a construção de reservatórios, a poluição, a subtração de água para grandes projetos de irrigação e a sobrepesca.

Com a construção de grandes reservatórios nessa bacia, particularmente os de Sobradinho e Três Marias, um enorme contingente de pessoas teve de ser realocado. Entretanto, o elevado rendimento pesqueiro inicial nas áreas represas atraiu muitas pessoas de volta para a região. Embora os escassos levantamentos socioeconômicos realizados na bacia do rio São Francisco envolvam predominantemente os trechos lóticos (CAMARGO; PETRERE JUNIOR, 2001), alguns deles, apesar de também conduzidos em porções de rio, incluem áreas de reservatórios e permitem que as

intrincadas relações sociais dos pescadores nesses ambientes comecem a ser reveladas ((MANCUSO; VALENCIO, c2003; VALENCIO; LEME; MARTINS; MENDONÇA; GONÇALVES; MANCUSO; MENDONÇA; FELIX, c2003; THÉ; MADI; NORDI, c2003).

Como mencionado no capítulo anterior, duas modalidades de pesca são bem características na bacia do rio São Francisco: as de rios e as de reservatórios, que se distinguem marcadamente em relação às espécies capturadas e aos aparelhos de pesca utilizados. A pesca em ambientes lóticos é realizada com o uso de diversos aparelhos, incluindo redes malhadeiras, tarrafas, anzóis, linhaças e arpões, que objetivam essencialmente a captura de espécies migradoras. Em reservatórios, diferentemente, a pesca é executada basicamente com o uso de redes de espera com diferentes malhagens, na tentativa de capturar tucunarés, corvinas e mandis (GUTBERLET; SEIXAS; THÉ, 2004). Os pescadores costumam acampar próximos aos locais de pesca, permanecendo por até duas semanas ou até que o rendimento obtido cubra os custos da atividade.

De modo similar à situação encontrada nos reservatórios, os pescadores que exploram os trechos de rio desta bacia sofrem com a exclusão social, a falta de apoio do Estado e a baixa auto-estima gerada pela precariedade com que a atividade é exercida. A qualidade de vida é muito baixa, e somente aqueles que vivem em centros urbanos dispõem de serviços de água tratada, esgoto e energia elétrica. Muitos têm sua renda complementada pela atividade agrária,

tendo na pesca, entretanto, sua principal fonte de renda. Embora com grande variação sazonal e espacial, a renda semanal destes pescadores pode alcançar US\$ 70 por semana (GUTBERLET; SEIXAS; THÉ, 2004).

A participação de mulheres na pesca é também constatada nesta bacia. Muitas iniciam a atividade de forma auxiliar, tornando-se, mais tarde, profissionais, com dedicação integral à atividade. Este engajamento acontece pela ausência de alternativas empregos formais e pelos benefícios de direito oferecidos aos pescadores. Em geral utilizam anzóis, linhaças e peneiras nas atividades. No município de Penedo, AL, uma Associação de Pescadoras foi criada, filiada à Colônia Z-12, congregando profissionais de 24 municípios (GUTBERLET; SEIXAS; THÉ, 2004).

Os grandes represamentos contruídos na bacia afetaram de forma relevante as populações ribeirinhas que tradicionalmente exploravam a pesca nesta bacia. Os laços culturais e as relações produtivas anteriormente existentes foram rompidas pela re-alocação das famílias que ocupavam as áreas alagadas. Nos trechos abaixo do represamento, a redistribuição temporal da vazão, inevitável em represamentos, contribuiu na queda dos estoques dos peixes de grande porte, que em geral são migradores e dependentes do regime de cheias sazonais, afetando a rentabilidade da pesca e contribuindo para a deterioração na qualidade de vida.

Ressalta-se que os pescadores estão conscientes das ameaças que sucedem a

construção de um represamento, e na região inferior da bacia, reclamam da presença de espécies exóticas e do sumiço das de interesse (GUTBERLET; SEIXAS; THÉ, 2004). Embora culpem as concessionárias hidrelétricas pelas alterações hidrológicas e o desaparecimento das espécies de peixes migradoras, identificam, também, uma série de outras fontes de impactos ambientais, como a poluição, siltagem, agricultura, mineração, desflorestamento e a pesca predatória.

Os conflitos na região são, no entanto, mais amplos e se estendem por diversos grupos sociais, principalmente pela pesca ser uma atividade histórica e intensa na bacia. Entre os grupos em conflito destacam-se pescadores amadores, profissionais registrados, profissionais não registrados, fazendeiros e os órgãos ambientais. A categoria mais execrada é a dos pescadores comerciais e ribeirinhos, acusados de serem os responsáveis pelas acentuadas quedas no rendimento pesqueiro da bacia e desaparecimento de espécies de grande porte, embora esta assertiva careça de comprovação científica. Sabe-se, entretanto, que, além da sobrepesca, vários fatores podem ser responsáveis pelo nível atual do rendimento pesqueiro, com destaque ao controle das cheias pelos represamentos.

A fragilidade na organização dos pescadores profissionais não permite constatações eficazes ou que suas reivindicações sejam atendidas. Um número relevante de pescadores está registrado nas Colônias de Pesca existentes ao longo da bacia. Poucos, no entanto, participam efetivamente das

atividades associativas, sendo que um número reduzido tem seus débitos com as Colônias quitados. A ausência do Estado e a fragilidade das associações promovem distorções no sistema de pesca, sendo as regras da pesca e o preço do pescado estabelecidos pelos intermediários na comercialização, que financia os insumos da atividade e, mesmo precariamente, presta assistência básica à família dos pescadores. Contudo, a Federação de Pescadores de Minas Gerais realizou uma reunião no ano de 2000, entre pescadores e o poder público, para a discussão do manejo pesqueiro e a elaboração da legislação pertinente a atividade. Contrariando as expectativas, os resultados de tal encontro foram considerados altamente positivos, e demonstraram a que a capacidade dos pescadores na solução de problemas relativos ao manejo de seus recursos tem sido amplamente subestimada (GUTBERLET; SEIXAS; THÉ, 2004).

Como já mencionado, o conhecimento da realidade socioeconômica dos pescadores desta bacia, a exemplo das demais, é, precário. Em razão da escassez de dados desta natureza serão apresentados apenas aqueles referentes aos reservatórios de Xingo, Sobradinho e Três Marias.

Reservatório de Xingó

O reservatório de Xingo foi fechado em 1994, alagando uma área de 60 km² no segmento inferiores do rio São Francisco. Os dados sobre a pesca nesse ambiente são escassos.

Gutberlet, Seixas e Thé (2004) relatam, para este reservatório, uma renda em torno de US\$ 30,00/semana durante o melhor período de pesca (cheias), podendo diminuir a US\$ 7,00/semana nas piores temporadas. Os autores acreditam que o rendimento da pesca na região do baixo São Francisco vem apresentando tendência de queda, e tal fenômeno tem levado os pescadores a buscar emprego fora dela. Na estação de aquíicultura de Xingó, um pescador recebe, por uma jornada fixa de serviço (8h.d⁻¹) até US\$ 71,00 por mês.

A construção de outras centrais hidrelétricas na trecho baixo do rio São Francisco vem promovendo quedas acentuadas no rendimento gerado pela pesca, de peixes e camarão. Antes do represamento, o rendimento alcançava até US\$ 70,00 por dia, caindo drasticamente para valores de US\$ 30,00 por mês, após a construção dos reservatórios. As alternativas consideradas pelos pescadores têm sido a execução de atividades agrícolas, como o trabalho em plantações de cana-de-açúcar. Estas atividades geram um retorno de aproximadamente 4 a 9 dólares por dia.

Reservatório de Sobradinho

As informações sobre a vida dos pescadores aqui apresentadas são baseadas nos trabalhos de Petreire Junior (1996) e Agostinho (1998). Segundo esses autores, após a construção de Sobradinho, a pesca profissional foi exercida por dois tipos de pescadores: (i) *pescadores locais*, na verdade ribeirinhos que já habitavam a região e que

foram realocados por programas de assentamentos conduzidos pela concessionária hidrelétrica, engajando-se na pesca pela falta de opção e incentivo à agricultura, de onde eram oriundos; (ii) *barrageiros*, provenientes de diversos pontos do Nordeste do país, itinerantes e altamente especializados, que utilizavam longas redes na região a jusante do reservatório. No pico de produção, em 1981, os barrageiros somavam cerca de 3.400 pessoas, sendo que a maioria evadiu da região após o início da depleção dos estoques em 1986.

Problemas sociais eram freqüentes entre as duas classes de pescadores. Os barrageiros são essencialmente profissionais e, por não terem vínculos com os costumes e necessidades sociais da região, usualmente transgrediam regras comunitárias e a própria legislação. Por isso, não obtiveram a simpatia dos pescadores locais, sendo também relevante para isso o estilo de vida itinerante daqueles, a competição gerada pelo seu elevado poder de pesca, e o aumento no custo de vida local, gerado pelo maior poder aquisitivo dessa categoria. Os pescadores locais tinham natureza muito distinta, já que exerciam a atividade de pesca consumindo ou comercializando o pescado, além de balanceá-la também com atividades paralelas (agricultura). A disputa entre as duas categorias só foi amenizada com a troca mútua de experiências.

O número de pescadores aumentou exponencialmente nos anos seguintes ao barramento. No primeiro ano após o represamento, o número estimado era de aproximadamente 2.500 pescadores,

principalmente famílias locais. No segundo ano, o número total manteve-se, com acréscimo da parcela barrageira. Contudo, em 1980 (terceiro ano), a atividade já era exercida por 8.000 pessoas, sendo 3.400 barrageiros.

Passado o período de elevada produtividade, grande parte de barrageiros migrou para outras regiões do país. Com isso, no final da década de 1990, a quantidade de pescadores estimada era bem menor, somando cerca de 3.500 pessoas. Destas, cerca de 50% não eram filiadas às colônias de pesca da região e, portanto, consideradas clandestinas na atividade. Além da situação profissional irregular, costumam utilizar equipamentos e estratégias de pesca proibidas.

Posteriormente, em 1997/98, o número de pescadores apresentou incrementos relevantes novamente, motivados pela aparente reversão trófica do reservatório (maior produtividade). Esse reservatório, operado na maior parte do tempo em níveis baixos, apresenta elevações espaçadas e dependentes das chuvas do ano. A elevação de nível do reservatório e o alagamento dos terrenos adjacentes são responsáveis pelo incremento na produtividade e conseqüente elevação dos estoques pesqueiros. Na verdade, esse é um padrão bem característico em Sobradinho, que marca a afluência de pescadores da região atraídos pela oferta de peixes.

As estratégias de pesca na década de 1980 eram baseadas essencialmente na rede de espera, sendo que cerca de 80 a 90% da

biomassa de peixes era capturada com esse equipamento. Apesar de o limite legal de malhagem ser 14 cm, redes com malha de até 7 cm também foram utilizadas pelos pescadores, as quais capturavam grandes quantidades de juvenis. O anzol era o segundo apetrecho mais empregado, utilizado na captura de pescadas e surubim. Dentre os outros apetrechos, destacam-se as redes de cerco, arrastos, covos e timbó.

Os deslocamentos até os pontos de pesca são realizados com canoas independentes, movidas a vela ou a remo, que costumam viajar por 3 h até esses locais. Outro tipo comum de transporte é a embarcação motorizada, de maior porte, que reboca as canoas menores (até cinco) até os pontos de interesse. Essas embarcações maiores funcionam também como base de apoio, fornecendo mantimentos, mantendo os equipamentos de pesca e transportando o pescado. Na década de 1980, existiam quase 500 rebocadores e mais de 2.200 canoas, número que caiu substancialmente na década de 1990, passando para 200 rebocadores e cerca de 1.500 canoas.

Em meados da década de 1990, existiam sete colônias de pescadores no reservatório de Sobradinho, embora metade dos pescadores não fosse filiada (~ 1.700 pessoas). Entretanto, mesmo os filiados tinham baixa participação nas reuniões e o interesse era voltado apenas para a obtenção de licença de pesca e, mais tarde, seguro desemprego durante a piracema. Por outro lado, apesar de duas colônias possuírem instalações e infraestrutura adequadas para a conservação do pescado, a participação no

armazenamento e escoamento da produção, bem como a atuação em favor dos filiados, era reduzida. Dessa forma, com o baixo engajamento dos pescadores e da própria colônia, a atividade encontrava-se pouco articulada, com níveis precários de organização.

A comercialização do pescado se concretiza pela ação de intermediários (patrões da pesca), que se aproveitam da falta de organização entre os pescadores e as colônias para praticar preços ínfimos. Esses intermediários financiam todos os insumos necessários à pesca e à família do pescador, criando uma situação de dependência e endividamento permanentes, que não faculta ao pescador negociar o preço do produto. Para isso contribui bastante a ausência do Estado, cujo papel, especialmente na área de saúde, é exercido pelo intermediário.

O pescador pode, entretanto, escoar sua produção diretamente para um comprador no porto (balanceiro). Os principais portos de desembarque são os de Remanso, Porto de Passagem, Sento Sé e Xique-Xique. Contudo, é normal que o peixe seja repassado a intermediários ou para o barco rebocador, que podem também vendê-lo a um balanceiro ou entregá-lo diretamente ao caminhão responsável pelo transporte ao mercado varejista. O preço final do pescado ao consumidor pode representar um incremento 600% superior àquele praticado na primeira transação comercial (pescador).

A comercialização dos peixes ocorre basicamente na forma fresca, mas pode

ocorrer também na forma de salga. Em ambos os processos o peixe é comumente mal-acondicionado, devido ao uso insuficiente de gelo e à aplicação do sal em peixes já deteriorados. Neste último caso, a situação decorre de pessoas que não têm acesso a gelo ou a outros meios de acondicionar o pescado, sendo a salga a única opção. Conseqüentemente, a qualidade do pescado é severamente prejudicada no reservatório. A maior parte do pescado é comercializada em grandes centros urbanos do Nordeste, mas espécies nobres podem ser despachadas para Brasília e região Sudeste.

O rendimento financeiro dos pescadores nesse reservatório é considerado alto para o padrão nacional, principalmente a considerar o baixo preço pago pelo quilo do pescado (AGOSTINHO, 1998). Em 1998, esse autor estimou uma receita mensal em torno de R\$ 675,00 por pescador, com despesa de aproximadamente R\$ 90,00, o que confere um saldo líquido de R\$ 585,00. Porém é digno de ressalva que esse levantamento foi realizado na parte mais produtiva do reservatório e as únicas despesas computadas foram redes, gelo e combustível. Portanto, se considerarmos o reservatório como um todo, o rendimento deve estar num patamar abaixo.

As principais restrições legais à pesca relacionam-se ao controle da malhagem das redes, aos locais destinados à pesca e ao tamanho dos peixes. Contudo, a ausência de uma fiscalização efetiva e os problemas sociais supracitados tornam pouco relevante a sua existência.

Reservatório Três Marias

Informações sobre aspectos socioeconômicos da pesca profissional no alto/médio São Francisco, incluindo o reservatório de Três Marias, podem ser encontradas em Valencio, Leme, Martins, Mendonça, S.A.T., Gonçalves, Mancuso, Mendonça, I. e Felix (c2003) e Thé, Madi e Nordi (c2003). Esses trabalhos se destacam por retratar a difícil vida do pescador artesanal, que vem se degradando progressivamente. As informações a seguir provêm desses trabalhos, além daquele de Sato e Godinho (c2003).

A pesca nessa região é centrada na unidade familiar, sendo o marido o chefe-pescador e as mulheres responsáveis pelas atividades domésticas, podendo eventualmente ajudá-lo nas pesca. A atividade pesqueira é geralmente passada de pai para filhos. Entretanto, as principais razões alegadas para o exercício da profissão foram o desemprego e a falta de opção de trabalho fora da pesca. A renda média mensal na região do reservatório é de aproximadamente 3,5 salários mínimos por família, sendo maior que a renda estimada para pescadores de regiões a jusante do reservatório. Entretanto, grande parte dos pescadores realiza atividades paralelas para complementar os rendimentos, com destaque para a agricultura. Conflitos com pescadores esportivos são, atualmente, comuns, já que o peixe está escasseando e a competição pelo recurso aumentando. Ressalta-se, a propósito, que a categoria esportiva tem maior representatividade política/

econômica, pressionando legisladores e órgão ambientais para a proibição da pesca comercial.

As famílias de pescadores, quando não ribeirinhos, habitam a periferia de centros urbanos, em condições marginalizadas e precárias, com pouco acesso aos bens de consumo. Apesar de preocupados com os estudos e a formação social dos filhos, os números relacionados ao tempo de estudo escolar são alarmantes, sendo que 64% dos pescadores inventariados têm problemas com leitura.

A maioria dos pescadores está filiada a colônias da região e procura espontaneamente estas para a obtenção de licença, evitando problemas com a fiscalização ambiental. Mesmo assim, pescadores clandestinos estão sempre presentes. A pesca é realizada principalmente em canoas de madeira, com propulsão a remo ou motor (Figura 5.3.1). As redes empregadas na pesca nesse reservatório (malhadeiras e tarrafas) são, em geral, confeccionadas artesanalmente pelos pescadores. O pescado é vendido no atacado, a maior parte para “peixeiros” (intermediários) locais ou de outras regiões, sendo o restante vendido para as colônias. A relação de dependência que o pescador tem com o intermediário é também grande nesse reservatório. As dívidas com insumos relacionados à atividade de pesca, como gelo, redes, combustível, são pagas ao intermediário com o pescado. Embora explorado pelo intermediário, geralmente um ex-pescador, o pescador tem nele a garantia de vazão para toda a produção.

Paradoxalmente, os pescadores consomem pouco pescado, preferindo produtos pecuários. Embora essa preferência possa ser uma questão de gosto, alguns tabus e preconceitos parecem também envolvidos, alguns relacionados a crenças e outros à aparência do pescado.

Entrevistas realizadas com mulheres de pescadores da região de Três Marias por Mancuso e Valencio (c2003) revelam a precariedade e a marginalização das famílias de pescadores. Esse trabalho deixa clara a falta dos serviços e da assistência do Estado. Embora a valorização do núcleo familiar e anseios de desenvolvimento social sejam elevados e semelhantes aos de famílias encontradas em grandes centros urbanos, a sensação de “desgraça” na vida parece ser perene, e a auto-estima muito baixa. A falta de perspectiva de sucesso na vida e a percepção manifesta de uma situação cada vez pior caracterizam esse segmento, contribuindo para isso a queda no rendimento da pesca. No **Box 5.3.1** são transcritos alguns dos vários depoimentos de pescadores da região (colhidos por VALENCIO, LEME; MARTINS; MENDONÇA, S.A.T.; GONÇALVES; MANCUSO; MENDONÇA, I.; FELIX, c2003).

Thé, Madi e Nodi (c2003), avaliando os conhecimentos locais no trecho alto-médio do rio São Francisco, onde se insere o reservatório de Três Marias, demonstraram como o conhecimento adquirido pela experiência acumulada dos pescadores revela-se, em muitas ocasiões, altamente sobreposto com o conhecimento adquirido com a metodologia científica convencional. O conhecimento adquirido é, entretanto,

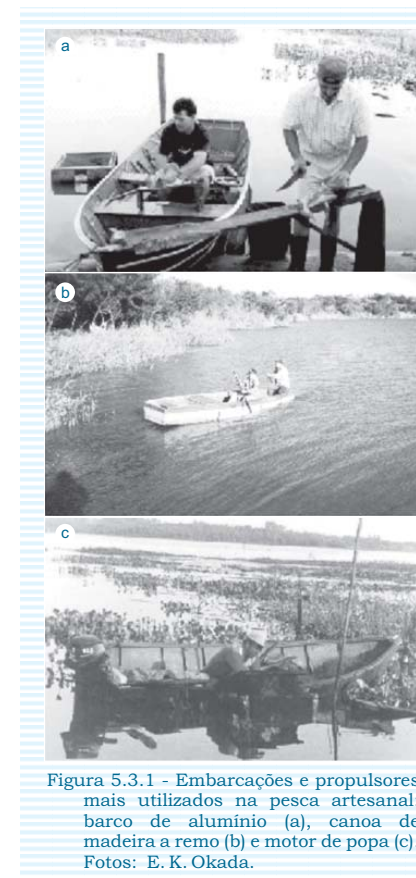


Figura 5.3.1 - Embarcações e propulsores mais utilizados na pesca artesanal: barco de alumínio (a), canoa de madeira a remo (b) e motor de popa (c). Fotos: E. K. Okada.

muitas vezes ignorado ou não creditado, demonstrando a falta de valor que nossa sociedade atribui às culturas tradicionais. Na região de Três Marias, a percepção dos pescadores a respeito da biologia, ecologia e funcionamento do sistema mostrou-se extremamente acurada, envolvendo noções de biologia reprodutiva e distribuição espacial das espécies, envolvendo inclusive padrões temporais de variação nas suas

abundâncias. O conhecimento empírico acerca do papel da cheia e da piracema na geração de elevados rendimentos também foi evidente.

Em especial, o conhecimento empírico manifestado pelo sr. Norberto, de São Gonçalo de Abaeté, e reproduzido por

Valêncio e colaboradores – ver **Box 5.3.1** – demonstra de forma sintética e precisa resultados recentes de pesquisas que vêm sendo conduzidas há vários anos e cuja ignorância levou (e leva) a inúmeros equívocos no manejo da pesca em reservatórios brasileiros, com fantástico desperdício de esforço e dinheiro.

Box 5.3.1

A precarização do trabalho no território das águas: limitações atuais ao exercício da pesca profissional no alto-médio São Francisco.

VALENCIO, N. F. L. S.; LEME, A. A.; MARTINS, R. C.; MENDONÇA, S. A. T.; GONÇALVES, J. C.; MANCUSO, M. I. R.; MENDONÇA, L.; FELIX, S. A. In: Godinho, H.P.; Godinho, A.L. (Org.). *Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais*. Belo Horizonte: PUC Minas, c2003. cap. 23, p. 423-446.

Nesse capítulo, os autores avaliaram, em termos socioeconômicos, a vida dos pescadores do alto-médio rio São Francisco, onde se insere o reservatório de Três Marias. Abaixo são feitas algumas transcrições dos depoimentos dos próprios pescadores, que revelam, a partir de suas próprias percepções, o permanente estado de aflição e falta de perspectiva da profissão.

“Só tem represa pra cima e represa pra baixo, como é que vai prestar? O peixe fica trancado nas lagoas, sem cheia para trazer o peixe.” Sr. Ismael, colônia de Januária.

“Eu queria que deixassem de ver o pescador como vilão. A pesca bem feita não faz o rio sofrer. A pesca profissional sempre existiu. Algumas modalidades precisa fazer correção, das modalidades ou das leis. A gente precisa sentar junto para discutir. Não queremos ser extintos pois não temos do que sobreviver. Faz o que com a proibição das redes? Tô olhando para aquele que é marginalizado pela fiscalização, que mora com a família num rancho de capim.” Sr. Norberto, São Gonçalo do Abaeté.

“Que o IBAMA, o IEF, fornecessem para CEMIG o momento exato em que a água deveria ser liberada para as lagoas marginais para o peixe desovar lá. Que o IBAMA e o IEF fiscalizassem, também, a mata ciliar, que serve de alimento para os peixes. Tem que tirar o gado da mata ciliar (...). Prá repovoar o rio no prazo mais curto? A única coisa que repovoar o rio é a água. É preciso voltar a ter enchente para repovoar o rio.” Sr. Norberto, São Gonçalo do Abaeté.

“Na época em que a gente pegava muito peixe, todo mundo conhecia e respeitava. Hoje, não pode comprar nada no comércio, porque não tem crédito. Meu fogão pifou e não pude comprar outro porque o comércio não achava que a gente é trabalhador. (...) hoje aumentou o número de pescadores por falta de emprego na cidade. Antigamente, tinha fartura de peixe, tinha mercado, o pescador vivia melhor. Hoje ele pega um pouco, ou nada, e vive em grande dificuldade.” Sr. Luís, Pirapora.

A queda nos rendimentos pesqueiros tem sido atribuída à pesca excessiva, mas amparada por pouca evidência científica (VALENCIO, LEME; MARTINS; MENDONÇA, S.A.T.; GONÇALVES; MANCUSO; MENDONÇA, I.; FELIX, c2003). De qualquer maneira, essa crença tem culminado em medidas restritivas e controversas de controle da pesca que, embora tenham uma implicação social devastadora, não são avaliadas em relação à sua efetividade. Com os resultados dos trabalhos apresentados acima, não restam dúvidas de que essas ações de manejo não vêm produzindo os resultados esperados, contribuindo somente no agravamento da miséria social. As medidas de manejo da pesca nos reservatórios do rio São Francisco, a exemplo daquelas de outras bacias onde ela é tradicional, devem ser precedidas de discussões com os pescadores, dando-lhes uma atenção compatível com o conhecimento de que dispõem sobre o sistema.

Região Nordeste

Além dos limites da bacia do rio São Francisco, a pesca em ambientes represados é praticada principalmente em açudes. Estes ambientes foram construídos como parte das políticas de governo para amenizar os problemas da seca na região. Estima-se que exista atualmente cerca de 60.000 açudes nessa região, inundando uma área de aproximadamente 8.000 km². O propósito desses reservatórios é principalmente a estocagem de água para a agricultura e uso doméstico durante períodos prolongados de estiagem, sendo usados também para a pesca

e aquíicultura. Poucos destes açudes têm finalidade de produção de energia elétrica (HARTMANN; CAMPELO, 1998). Devido às condições climáticas e às demandas de consumo urbano e irrigação, esses reservatórios podem deplecionar de forma dramática durante a estiagem, sendo comum chegarem a apenas 10% de sua capacidade.

Em estudos desenvolvidos com pescadores em açudes do Ceará, Hartmann e Campelo (1998) relatam a existências de duas categorias de usuários dos recursos, ou seja, aqueles que detêm a posse de pequenos lotes onde desenvolvem cultivos de subsistência em concomitância com a pesca, e os que se dedicam integralmente a esta última. De acordo com levantamentos realizados pela CNBB (Pastoral Regional da Seca) e mencionados por esses autores, apenas 10% dos residentes nas imediações do reservatório não exercem a pesca, sendo que 42% o fazem para consumo próprio, 40% para subsistência e comércio e 2,5% apenas para o comércio. Os estudos realizados por Paiva, Petre Junior, Petenate, Nepomuceno e Vasconcelos (1994), em 17 reservatórios da região, registraram uma média de 148 pesc. ano⁻¹ por reservatórios, entre 1977 e 1986, com variações relevantes entre eles.

As embarcações utilizadas são, em geral, de madeira, raramente motorizadas. Os artefatos de pesca utilizados são bastante variados, predominando aqueles baseados em redes de emalhar (GURGEL, 1986), que são utilizados passivamente como redes de espera ou ativamente na pesca de batida (HARTMANN; CAMPELO, 1998). No primeiro, as redes são instaladas durante a tarde e

recolhidas, com os peixes (sardinha de água doce, pescada, curimatã, tilápia e tucunaré), na manhã seguinte. Na pesca ativa (batida), eficiente na captura de tilápias, as redes são instaladas em áreas rasas e os peixes afugentados em direção a elas por batidas na superfície da água com varas ou remo. Após cada manobra, os peixes são recolhidos e as redes reinstaladas. Outras modalidades de pesca utilizadas nesses ambientes são baseadas em anzóis, na forma de linhas de mão, especialmente para a captura de tucunaré e pescada (corvina) e em bóias, para pesca da traíra. Tarrafas e covos são também empregados na captura de várias espécies de peixes e camarão.

No final da década de 1970 diversas colônias foram organizadas. Nos idos de 1986 existiam cerca de 10 colônias, prestando apoio médico, sanitário, financeiro e técnico (GURGEL, 1986). As principais controvérsias e conflitos existentes relacionam-se aos tipos de pesca de batida e redes de espera. A primeira tem sido objeto de proibições e liberações sucessivas, dada a sua eficiência na pesca, chegando a capturar quatro vezes mais que a pesca passiva. Em geral, os pescadores que se utilizam de redes de espera são mais velhos, têm mais equipamentos, pescam próximo a suas residências e são membros de associações comunitárias. Já os que praticam a pesca de batida pescam em todo o reservatório e não participam de associações comunitárias. Além disso, se da zona rural, são jovens e sem posse de terra, se urbanos, têm pouco equipamento de pesca, arriscam-se ao roubo dos aparelhos, gastam o dinheiro mais facilmente e são mais orientados para o consumo (HARTMANN; CAMPELO, 1998).

Embora os reservatórios nordestinos tenham-se revelado os mais produtivos do país e a pesca neles praticada tenha importante papel na subsistência de grandes contingentes populacionais, neles também não se conseguiram erradicar as precárias condições em que vivem os moradores das imediações.

Bacia do rio Paraná

A bacia do rio Paraná é, entre as sul-americanas, aquela que apresenta maior número de reservatórios hidrelétricos, sendo a pesca profissional e a amadora bem-difundidas em todas as sub-bacias, tanto em regiões lóticas quanto represadas.

Nos trechos livres remanescentes dessa bacia, além da pesca amadora e profissional, registra-se também a de subsistência, rara nos reservatórios. Nesses trechos, os desembarques são baseados em grandes espécies migradoras, como o dourado, piau, curimba e grandes bagres (PETRERE JUNIOR; AGOSTINHO; OKADA; JÚLIO JÚNIOR, 2002; AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, c2003). Os pescadores comerciais e de subsistência utilizam diversos aparelhos de pesca, atuando na calha do rio, lagoas e canais. Os barcos utilizados, em geral, não são muito potentes, a pesca emprega diferentes estratégias e o seu rendimento é marcadamente sazonal (CEREGATO; PETRERE JUNIOR, 2003). Esses pescadores habitam principalmente áreas ribeirinhas. Os pescadores esportivos, por outro lado, atuam especialmente nos finais de semana e são oriundos de centros urbanos regionais mais

desenvolvidos, utilizando primariamente artefatos de pesca baseados em anzóis (varas e linhadas).

A pesca profissional e aspectos socioeconômicos dessa atividade no Estado de São Paulo, especificamente nas sub-bacias dos rios Grande, Tietê e Paranapanema, foram descritos detalhadamente por Santos, Camara, Campos, Vermulm Junior e Giamas (1995), tendo como base levantamentos realizados entre 1992 e 1993, envolvendo 279 municípios. Esses autores estimaram em 2.800 os pescadores atuando no Estado de São Paulo. Destes, cerca de 80% possuem embarcação própria, mais da metade feita de madeira. Cerca de 70% dos pescadores têm de 1 a 4 dependentes na família e quase 75% vivem exclusivamente da pesca. A maioria exerce a atividade durante mais de 20 dias a cada mês, empregando principalmente redes de espera (Figura 5.3.2) e, em menores proporções, tarrafas, espinhéis e anzóis. Com relação à renda, mais da metade recebia, na ocasião, menos que 4 salários mínimos por mês. Infelizmente, os autores não apresentam informações a respeito das formas de organização em colônias de pescadores. Entretanto, dentre as várias dificuldades apontadas pelos próprios pescadores na execução de sua atividade, estão (i) a incapacidade das colônias e cooperativas em servir como fonte de subsídios e intermediar transações comerciais, tanto para o

escoamento da produção quanto na aquisição de insumos, (ii) a precariedade nos serviços prestados por essas organizações, como o atendimento médico, odontológico e jurídico, e (iii) a falta de atenção do poder público no auxílio e incentivo para a formação de cooperativas.

Em estudo recente, Carvalho (2004) descreveu alguns aspectos socioeconômicos da pesca na região da planície de inundação do alto rio Paraná, nos municípios de Porto Rico e Porto São José, revelando que as condições vigentes nessa região são semelhantes às observadas em outras bacias brasileiras. Como padrão recorrente, a atividade pesqueira está centrada na unidade familiar, sendo que cerca de 85% dos pescadores são casados e muitos contam com a ajuda de parentes nas tarefas pesqueiras. A maioria dos pescadores está cadastrada em colônias, e quase a totalidade possui carteira profissional. Aspecto negativo reside no fato de que quase 50% dos pescadores entrevistados são analfabetos. Os pescadores

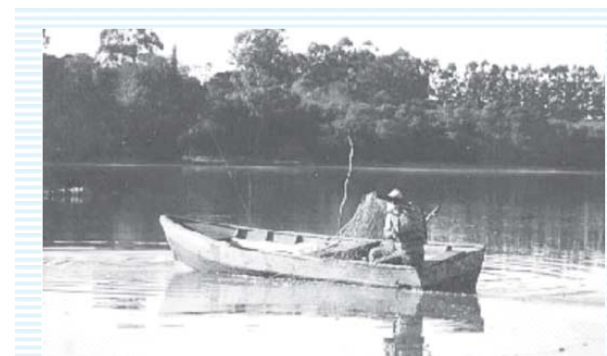


Figura 5.3.2 - Emprego de redes de espera na pesca artesanal (Foto: E. K. Okada).

dessa região estão, de certa forma, bem-equipados, pois possuem aparelho de pesca próprio, bem como barcos de madeira ou alumínio motorizados (central ou de popa). Visam espécies migradoras, como o armado, o barbado, o dourado, o pacu, dentre outras. No entanto, a pesca parece não estar sendo suficiente, visto que mais da metade dos pescadores desempenham atividades paralelas como forma de complementar a renda. Essas atividades concomitantes estão relacionadas à construção civil e ao turismo, que vêm se ampliando na região.

As informações da pesca em reservatórios na bacia do rio Paraná, embora consistentes em relação aos desembarques pesqueiros, são escassas para os aspectos estruturais e socioeconômicos, estando restritas a alguns reservatórios.

Sub-Bacia Rio Grande

Na sub-bacia do rio Grande, por exemplo, informações detalhadas sobre artes de pesca e socioeconomia estão disponíveis apenas para o **reservatório de Furnas** (ELETROBRÁS, c2003-2005). Assim, estima-se que cerca de 15.000 pessoas estejam envolvidas de alguma forma com a pesca nesse reservatório (cinco pessoas por família, em média), embora os registros no IBAMA em 1998 acusem a atuação de apenas 1.019 pescadores. A dedicação integral à pesca é, entretanto, de apenas 30% desse contingente, sendo os demais envolvidos principalmente com a atividade agrícola. Há evidência de que o número de pessoas dedicadas exclusivamente à pesca venha diminuindo.

Grande parte dos pescadores reside em áreas urbanas, em casa própria (80%) e geralmente de alvenaria. Em razão disso, a maioria dos pescadores contam com água encanada (80%) e quase todos dispõem de energia elétrica e aparelhos de televisão. Quanto ao grau de instrução, aproximadamente 13% são analfabetos e 74% têm ensino fundamental incompleto. A renda média para aqueles que dependem da pesca situa-se entre dois e três salários mínimos mensais, com um esforço de pesca variando de 5 a 6 dias por semana.

Um grande percentual (88%) está cadastrado nas colônias de pescadores de Alfenas (Z-04) e Formiga (Z-06). A Colônia de Alfenas congrega mais de 700 associados, produz e vende gelo para a conservação do pescado, sendo o lucro com essa venda e a anuidade paga pelos associados (com inadimplência de 50%) a receita que mantém a colônia em funcionamento. A única assistência prestada, além do fornecimento do gelo a baixo preço, é a facilitação na obtenção do seguro-desemprego. A colônia de Formiga tem pouco mais de 150 associados, não possui sede própria e é mantida pelo pagamento da anuidade obrigatória. Essa colônia presta importante assessoria jurídica e administrativa aos seus associados. Contudo, vale ressaltar que nenhuma das duas colônias tem convênios ou recebe suporte técnico regular do Estado.

Todos os pescadores são proprietários de material de pesca (98% pescam com redes de espera, com média de 21 redes/pescador; Figura 5.3.2) e se deslocam principalmente com canoa e remo.

O pescado é, em sua maioria, comercializado no mesmo dia da pesca, sendo conservado no gelo (56%) ou vendido a fresco (32%), e sendo o remanescente mantido em congeladores. O pescado é vendido direto ao consumidor ou repassado para intermediários (compradores). Estes, geralmente ex-pescadores, possuem melhores condições de armazenamento e transporte, podendo despachar o produto para outros municípios. É comum, inclusive, que se formem grupos de pescadores trabalhando para um único intermediário, o que garante o escoamento da produção. No entanto, os intermediários não costumam fornecer subsídios à pesca, com exceção do transporte do gelo aos pontos de pesca, o que faz com que não se crie um sistema de fortes dependências entre as partes. O consumidor final compra geralmente os peixes de comerciantes, pessoas com estabelecimento comercial fixo, que conseguem o produto majoritariamente das mãos de intermediários.

Castro e Begossi (1995) fizeram uma avaliação das estratégias empregadas por pescadores profissionais no trecho a jusante da represa de **Marimondo**. Nesse trecho, as estratégias de pesca variaram conforme a época do ano. Assim, durante a época chuvosa as pescarias foram realizadas principalmente com tarrafas, na transição dos períodos chuvoso/seco utilizaram-se mais espinhéis, e na seca, as redes malhadeiras. As capturas foram mais rentáveis nos períodos de transição e no chuvoso, quando os cardumes ocorrem em maiores concentrações no trecho. Já na época de seca, o baixo rendimento leva

muitos pescadores a procurarem outras atividades ou a praticarem apenas a pesca de subsistência.

Na represa de **Água Vermelha**, a pesca comercial utiliza basicamente redes de espera, com diferentes malhagens, armadas diariamente no período crepuscular e recolhidas no amanhecer. Os pescadores atuam em média 240 dias/ano e a principal embarcação é a canoa motorizada (CORRÊA; SANTOS; FERREIRA; TORLONI, 1993).

A pesca esportiva está bem estabelecida na bacia do rio Grande, sendo praticada na maioria dos reservatórios, durante quase todo o ano. Diversas pousadas, com boa infra-estrutura, fornecem suporte ao pescador. A pesca é realizada com caniços e linhaças, estando voltada principalmente à captura de tucunaré e corvina.

Sub-Bacia Tietê

As pescarias na bacia do rio Tietê têm uma história de elevadas capturas de espécies migradoras de grande porte, antes dos barramentos (PETRERE JUNIOR; AGOSTINHO; OKADA; JÚLIO JÚNIOR, 2002). Conforme os reservatórios foram construídos, a composição dos desembarques e as estratégias de pesca alteraram de forma fantástica. Atualmente a atividade está restrita a essas represas, com pesca profissional baseada em espécies de menor porte e menor valor comercial, capturadas com o uso de redes malhadeiras, e pesca esportiva que incide sobre espécies piscívoras introduzidas ou pequenos peixes capturados a partir das margens.

A pesca esportiva é praticada essencialmente nos finais de semana e durante o verão (PETRERE JUNIOR; AGOSTINHO; OKADA; JÚLIO JÚNIOR, 2002), apresentando características de lazer. Esses pescadores utilizam caniços ou linhadas e objetivam diversas espécies, como tucunarés, corvinas, mandis, piasus e mesmo lambaris e acarás.

Os profissionais atuam em todos os reservatórios da série, desde **Billings** até **Três Irmãos**. Organizam-se em torno de colônias de pescadores e, como mencionado, utilizam redes malhadeiras com malhas de diversos tamanhos, atuando principalmente nos braços laterais do reservatório (TORLONI; CORRÊA; CARVALHO JUNIOR; SANTOS; GONÇALVES; GERETO; CRUZ; MOREIRA; SILVA; DEUS; FERREIRA, 1993; PETRERE JUNIOR; AGOSTINHO; OKADA; JÚLIO JÚNIOR, 2002). As redes são armadas diariamente, geralmente no período crepuscular, e recolhidas no amanhecer, sendo que alguns utilizam também tarrafas. A modalidade de pesca de batida é aplicada naqueles reservatórios com altas densidades de tilápia. Trabalham em média 240 dias por ano. A embarcação principal utilizada é a canoa de madeira com motor. Durante épocas de baixo rendimento é comum que os pescadores migrem entre os reservatórios ou exerçam outras atividades.

Quanto às estratégias adotadas nessa bacia, os pescadores também buscam maximizar o esforço de acordo com a espécie alvo. Na região de Barra Bonita, os pescadores utilizam diversas malhagens de rede, mas sempre direcionando o esforço para capturar espécies mais apreciadas (SILVANO; BEGOSSI, 2001). Entre os peixes mais procurados estão

curimbas e corvinas. Os lambaris, também com bom preço no mercado, são vendidos já processados aos restaurantes e bares da região.

No **reservatório Billings**, o mais alto da série, a pesca se intensificou nas últimas décadas. Esse é um importante ponto de pesca, sustentando muitas famílias de pescadores profissionais, além de grande parte do comércio regional de pescado. Até recentemente, cerca de 3,8% do contingente de pescadores artesanais e comerciais do Estado de São Paulo pescavam nas águas desse reservatório urbano (MİNTE-VERA; PETRERE JUNIOR, 2000), sendo que a maioria atuava exclusivamente nessa represa (MİNTE-VERA; CAMARGO; BUBEL; PETRERE JUNIOR, 1997).

O número total de pescadores profissionais nesse reservatório foi estimado em 101 em 1996/1997, residindo em três vilarejos de pescadores localizados no entorno do reservatório. Como as distâncias são curtas, alguns pescadores realizam até duas viagens de pesca por dia. Os apetrechos utilizados incluem redes de diferentes malhagens e tarrafas, sendo que Minte-Vera e Petre Junior (2000) identificaram duas estratégias de pesca diferentes, uma especializada e outra mais geral. A pesca da tilápia, principal espécie comercial, é baseada na captura ativa com redes de emalhar. Essa estratégia, já descrita para os açudes nordestinos, é conhecida por *pesca de batida*: redes malhadeiras são posicionadas próximas à margem e pancadas são desferidas na água, fazendo com que os peixes se movimentem e caiam nas redes. O restante das espécies é capturado com a estratégia generalizada, ou

seja, o uso convencional das malhadeiras e tarrafas. Em épocas de baixo rendimento, alguns pescadores costumam abandonar a atividade ou mesmo migrar para reservatórios do interior do Estado de São Paulo, particularmente o de Barra Bonita (PELICICE, 1999).

Apesar de a produção pesqueira nesse reservatório ser uma das mais altas da região, o pescador profissional enfrenta problemas com o rendimento (muito variado), segurança, poluição e contaminação química do pescado, já que a Billings recebeu por muito tempo as águas poluídas do rio Pinheiros, colhendo atualmente apenas efluentes domésticos de origem difusa.

Nesse reservatório é característica a visita de muitos pescadores amadores durante finais de semana, oriundos da região metropolitana de São Paulo. Ocupam praticamente toda a margem onde é possível o acesso, e, em períodos piscosos, levam “sacos” completamente cheios de tilápias.

Alto Rio Paraná

No **lago Paranoá**, Brasília, também um reservatório urbano, cerca de uma centena de famílias vivia da pesca, apesar de clandestina, entre 1985 e 1991. A tarrafa era o principal instrumento de pesca (Figura 5.3.3), objetivando a captura de

tilápias. A renda mensal do pescador, dada a abundância do recurso, era elevada, sendo o pescador enviado para cidades satélites do Distrito Federal por meio de intermediários, constituindo-se importante atividade socioeconômica na região. Entretanto, com a intensificação da fiscalização, a atividade reduziu drasticamente até o final da década.

Tendo em vista que era uma pesca voltada para espécies exóticas e praticada há vários anos, tendo grande importância como fonte de sustento para muitas famílias de pescadores, a proibição foi revista no final da década de 1990 (RIBEIRO; STARLING; WALTER; FARAH, 2001).

Walter (2000) avaliou os aspectos socioeconômicos da pesca nesse reservatório entre 1999 e 2000. De acordo com essa avaliação, os pescadores envolvidos na atividade vivem no Distrito Federal e nas cidades satélites, sendo que a maioria tem residência própria (de alvenaria ou madeira). A infra-estrutura das moradias é considerada



Figura 5.3.3 - Emprego de tarrafas na pesca (Foto: E. K. Okada).

de boa qualidade, todas com abastecimento público de água e energia elétrica. O número médio de pessoas por família é estimado em cinco, que têm no peixe importante alimento na dieta. O analfabetismo atinge cerca de 21% deles, sendo que outros 23% têm algum grau de escolaridade.

Quase 20% vivem exclusivamente da pesca, com outros 20% realizando a pesca como atividade principal. Os demais ingressam na pesca quando as oportunidades de empregos melhores estão escassas. As embarcações são predominantemente de madeira com propulsão a remo, sendo a maioria das pescarias realizada por duplas. Os aparelhos empregados foram tarrafas e malhadeiras, as últimas utilizadas como redes de espera ou pesca de batida. A renda média dos pescadores ficou em torno de dois salários mínimos.

Em avaliação nos **reservatórios de Ilha Solteira e Jupia**, curso principal do rio Paraná, Ceregato e Petrere Junior (2003) caracterizaram alguns aspectos da bioeconomia da pesca artesanal. Nesses reservatórios a pesca é realizada principalmente com barcos de alumínio, ao contrário dos outros reservatórios, 100% dos pescadores entrevistados possuíam motor no barco. Os apetrechos de pesca incluem redes malhadeiras, tarrafas, linhaças, espinhéis e caniços. Os autores verificaram que no período de seca a rentabilidade da pesca é maior na região represada, enquanto na cheir, esta é maior nas regiões lólicas a jusante, fato provavelmente associada à concentração dos peixes migradores nas abaixo da barragem. Nesses reservatórios, o

lucro da pesca esteve associado ao nível educacional do pescador, ao número de semanas gasto por pescaria, e ao apetrecho utilizado, bem como à época do ano.

O **reservatório de Itaipu** tem talvez o mais detalhado acompanhamento socioeconômico dentre todos os reservatórios brasileiros (AGOSTINHO; OKADA; GREGORIS, 1999), com uma série de dados coletados desde 1987. Duas modalidades de pesca estão bem estabelecidas atualmente no reservatório, a comercial e a amadora (recreativa e esportiva).

A pesca comercial na região consolidou-se formalmente há muito tempo, com a criação de duas colônias de pescadores durante a década de 1960 (Z-12 em Foz do Iguaçu, PR e Z-13 em Guaíra, PR). Essas colônias auxiliavam no armazenamento e comercialização do pescado. Com o fechamento do reservatório (outubro de 1982), foi decretada a proibição da atividade, estado que perdurou até 1985. Isso, entretanto, não impediu que a pesca continuasse, de forma clandestina.

Assim, a pesca neste reservatório foi oficialmente reconhecida em 1985, quando se iniciaram também os trabalhos de monitoramento da pesca. Nos primeiros anos, quando a pesca nesse reservatório apresentava elevado rendimento, a ela afluíram os pescadores “barrageiros”, já descritos em outros reservatórios (Tucuruí, Sobradinho), os quais tiveram uma relação de conflito com os pescadores locais, visto que tinham maior poder de pesca (mais equipamentos e experiência com ambientes

represados), não eram filiados às colônias locais e tinham nenhum comprometimento com o sistema de pesca local. Aliás, os barrageiros vieram ao reservatório contratados por importantes peixarias do Estado de São Paulo. A relação delicada durou até 1988, quando muitos deixaram a região pela queda nos estoques de interesse, e outros conseguiram se integrar às comunidades locais.

No ano de 2004 (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. NUPÉLLA/ITAIPU BINACIONAL, 2005), o número de pescadores titulares no reservatório de Itaipu foi de 710, que, somados aos ajudantes de pesca, alcançaram 1.135. Considerando-se que o número médio de dependentes por pescador titular era de 2,6 naquele ano, o número de pessoas diretamente dependentes da exploração dos recursos pesqueiros foi estimado em 1.846. O número de mulheres nesse contingente foi de apenas 30. Pouco mais da metade dos pescadores em atividade nesse reservatório atuam nos trechos mais internos. Entretanto, a densidade de pescadores é maior na zona fluvial (1,4 pesc./km²), seguida pela de transição (0,28). Aproximadamente 28% dos pescadores atuavam na pesca antes de exercê-la no reservatório de Itaipu. A origem na zona rural, como pequeno produtor ou trabalhador volante, compôs 39% do total de pescadores. Cerca de 55% das pessoas que atuam na pesca no reservatório de Itaipu se dedicam-se somente a essa atividade, enquanto que as demais compartilham o tempo com a agricultura ou trabalhos de volante rural ou urbano. A dedicação exclusiva à pesca atinge, entretanto, 75% daqueles que atuam na zona fluvial. No ano

de 2004, 53% dos pescadores já estavam na atividade havia mais de 10 anos, enquanto menos de 5% haviam ingressado nos últimos 12 meses. A idade média dos pescadores foi de 45,5 anos, sendo que cerca de 37% tinham mais de 50 anos.

Cerca de 90% dos pescadores do reservatório de Itaipu são filiados a uma das quatro colônias de pescadores existentes ao longo do reservatório (Z-12, Z-13, Z-15 e Santa Helena). O restante pratica a pesca de forma ilegal. A participação dos pescadores nessas associações tem sido reduzida e a inadimplência no pagamento das taxas é elevada. O papel das colônias em termos de benefícios aos filiados se concentra nas reivindicações da categoria junto às concessionárias hidrelétricas, órgãos reguladores da atividade e ambientais. A manutenção dessas organizações depende em grande parte do apoio de prefeituras locais e, mais esporadicamente, da comercialização do pescado.

O analfabetismo entre os pescadores do reservatório de Itaipu é um dos mais baixos em reservatórios brasileiros onde o nível de instrução foi avaliado, alcançando 5,9% do total. Entretanto, 67% têm apenas o primeiro grau incompleto. O analfabetismo é, por outro lado, maior na zona fluvial (14%).

A pesca profissional no reservatório de Itaipu é realizada principalmente com redes de espera (86% dos pescadores), seguida por espinhéis (37%), anzóis de espera (18,9%), linhaças (18,7%), caniços (6,8%) e tarrafas (5,1%), além de figas, covos e anzóis de galho (Figura 5.3.4). Constata-se uma notável

variação no emprego dos diferentes apetrechos de pesca entre as zonas do reservatório, sendo aqueles baseados em anzóis mais freqüentes na zona fluvial, e em redes na mais lacustre (Figura 5.3.5). Diferenças na composição do pescado entre as zonas explicam essas variações.

Em 2004, a pesca no reservatório foi exercida com o uso de 1.115.000 m² de redes, 94.000 anzóis e 51 tarrafas. Aproximadamente 95% dos pescadores detinham a posse desses equipamentos. Em relação às embarcações, 79% eram de madeira e 15% alumínio, sendo as demais mistas, de latão ou compensado. Os mecanismos de propulsão foram predominantemente os motores tipo rabeta (32%) e o remo (31%). Motores de centro e motores de popa compuseram 17% e 11% dessas facilidades, respectivamente.

A maioria dos pescadores do reservatório de Itaipu vive em áreas urbanas próximas (50,6%), sendo que 29,0% têm suas residências estabelecidas na zona rural. Acampamentos estão restritos a pouco mais de 10% deles. A água para o consumo é obtida principalmente da rede pública (45%), seguida de poços artesanais (25%) e poços simples (17%). Embora, em média, apenas 0,5% dos

pescadores utilize água do reservatório ou de minas próximas, esse percentual alcançou 21% daqueles da zona fluvial. A energia elétrica chega a 81% dos pescadores. Aproximadamente 2/3 dos pescadores declararam problemas crônicos de saúde, sendo os de coluna os mais freqüentes (39,2% dos pescadores), seguidos por males reumáticos (15,8%), renais (4,7%) e de pele

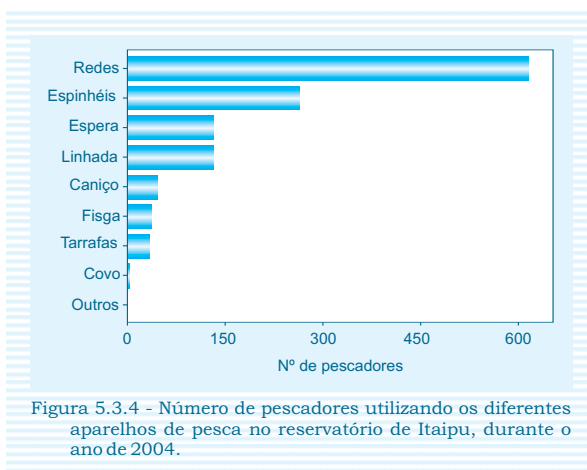


Figura 5.3.4 - Número de pescadores utilizando os diferentes aparelhos de pesca no reservatório de Itaipu, durante o ano de 2004.

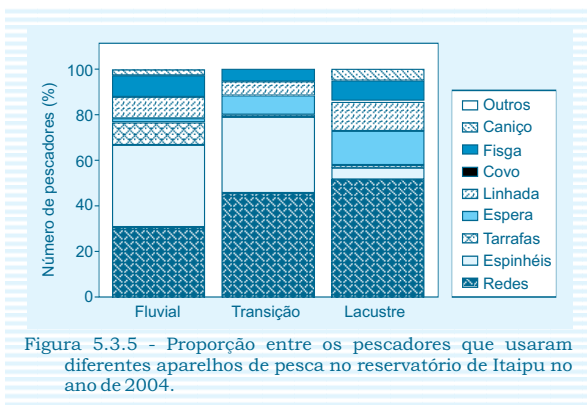


Figura 5.3.5 - Proporção entre os pescadores que usaram diferentes aparelhos de pesca no reservatório de Itaipu no ano de 2004.

(3,6%), a maioria ligada à atividade profissional (postura, insalubridade, insolação).

A renda média com a pesca no reservatório de Itaipu, considerando o declarado pelos pescadores, é de aproximadamente 1,5 salário mínimo. Entretanto, cerca de 12% deles ganham menos de um salário mínimo. A intenção de permanência na pesca foi manifestada por 93% dos pescadores. Entretanto, apenas 14% declararam satisfação com a atividade.

O consumo de pescado na dieta do pescador e de sua família foi declarada por 90% deles, sendo que para 32% o pescado é a principal fonte de proteína. A maioria do pescado é vendida na forma congelada (60%) ou resfriada (26%), sendo essa comercialização feita principalmente com intermediários (50% dos pescadores). A análise da composição do preço do pescado em mercados de Maringá-PR, cerca de 300 km desse reservatório, revela que o pescador participa com menos de 23,3% do preço final.

A pesca no reservatório de Itaipu, a despeito do seu baixo rendimento, quando comparada com outros ambientes de menores latitudes, tem importância fundamental para o sustento familiar de segmentos menos favorecidos da população e excluídos dos demais setores produtivos da região. Representa também a oportunidade de permanecer numa atividade legal numa região de fronteira, onde as oportunidades para o exercício de atividades ilícitas são grandes.

A pesca esportiva/amadora também está bem estabelecida no reservatório, impulsionada pelo apoio das prefeituras locais. Essa modalidade gera recursos financeiros para os estabelecimentos comerciais das cidades. Durante o ano de 2004 foram entrevistados 1.496 pescadores amadores, sendo estimado que esse número representa cerca de 30% do total. Cerca de 98% deles são oriundos do Estado do Paraná e 82% residem em municípios limieiros. A pesca é praticada com o uso de caniço ou carretilha (70%), enquanto a linha de mão está restrita a 25% deles. A maioria declara que consome o pescado capturado e apenas 2,3% praticam a modalidade de pesque-solte.

Embora tenham sido registradas 26 espécies de peixes nos desembarques dessa modalidade de pesca, a maioria (87%) foi composta de corvina, piapara e tucunaré. Nas mais de 7.000 incursões de pesca monitoradas, foram capturadas 52 toneladas de peixes por essas pescarias. Considerando que a cobertura do monitoramento é de 30%, acredita-se que o total estimado esteve em torno de 155 toneladas.

Em 2004, os principais torneios de pesca no reservatório de Itaipu (sete) envolveram pelo menos 1.117 pessoas, considerando-se apenas as que retornaram ao ponto inicial e informavam sobre suas pescarias. O total de peixes computados nesses eventos foi de 700 kg, 31% dos quais eram de corvina (Figura 5.3.6).

Embora ainda pouco pronunciados, é esperado que os conflitos entre a pesca

profissional e a amadora devam se acirrar nos próximos anos, dado que a principal espécie nesta última modalidade é a corvina, posicionada entre as três primeiras na pesca profissional. Por outro lado, a participação do tucunaré na pesca profissional vem aumentando, posicionando-se entre as doze principais nos últimos anos.



Figura 5.3.6 - Cenas de torneios de pesca no reservatório de Itaipu (Foto: E. K. Okada).

Sub-Bacia Iguaçu

O rio Iguaçu não tem histórico de pesca profissional (ver seção anterior). Entretanto, ela é exercida de forma ilegal, tendo seus aspectos socioeconômicos avaliados por Okada, Gregoris, Agostinho e Gomes (1997) em dois reservatórios dessa bacia (**Salto Santiago** e **Salto Osório**).

Na verdade, a pesca parece ser antiga na bacia, mas com caráter de subsistência. Cerca de 27% dos pescadores já atuavam na pesca desse rio antes da formação desses reservatórios. O contingente é formado por pequenos proprietários rurais e bóias-frias, sendo a pesca uma fonte de renda adicional. Apenas 6,7% dedicavam-se exclusivamente à pesca.

Moram em propriedades rurais próximas ao rio e não comem regularmente o próprio pescado. Mais de 80% contam com o serviço

de energia elétrica e 46,7% são abastecidos com água da rede pública.

Quanto ao grau de instrução, cerca de 76% são alfabetizados e apenas 3,4% são analfabetos. A totalidade dos filhos até oito anos é alfabetizada ou frequenta escolas. No que concerne às reivindicações, uma grande porcentagem clama pela liberação da pesca, reclama do furto de aparelhos e da depleção dos estoques.

A embarcação principal utilizada é a de madeira com remo, sendo menos comum o motor rabeta. Barcos de alumínio com motor de popa são raros. O aparelho mais utilizado é a rede de espera, seguida de espinhéis e covos. Os desembarques são compostos essencialmente por lambaris, que são processados pelos familiares e vendidos na forma congelada para intermediários que os destinam a peixarias de centros urbanos maiores.

Considerações Finais

Entre as conclusões que emergem das informações apresentadas nesse tópico sobre a pesca profissional podem-se destacar: (i) a pesca em reservatórios hidrelétricos brasileiros é caracteristicamente artesanal e de baixa rentabilidade; (ii) a pesca se instala de forma desorganizada e continua sendo exercida sem qualquer ordenamento; (iii) o Estado não se faz presente, tanto no fomento à produção quanto no atendimento de demandas básicas asseguradas pela Constituição, como os serviços de saúde e educação; (iv) os conflitos no uso dos recursos são freqüentes, geralmente envolvendo as distintas modalidades de pesca e os distintos usuários da água; (v) as raras medidas de manejo da pesca executadas são, no geral, ineficientes; (vi) o pescado tem processamento precário e há dificuldades no escoamento; (vii) o pescador é espoliado no processo de comercialização; (viii) a qualidade de vida dos pescadores profissionais é precária, com parte relevante deles vivendo em estado de miséria; (ix) o grau de insatisfação é elevado, sendo que os pescadores permanecem na atividade por falta de outras opções; (x) a auto-estima dos pescadores é baixa. A Tabela 5.3.3 sumariza alguns indicadores de qualidade de vida e renda da pesca. Ressalta-se, entretanto, que os altos percentuais de pescadores servidos por água e energia

elétrica da rede pública decorrem do elevado percentual de pescadores que moram em áreas urbanas, não sendo um serviço de que dispõem em sua rotina de pesca.

Contribui para a baixa auto-estima dos pescadores profissionais a visão difundida junto à população de que a atividade é predatória e de que a categoria é responsável pela depleção nos estoques de espécies importantes que originalmente habitavam a região, como as grandes espécies migradoras.

Além disso, o abandono dessa categoria profissional pelo Estado, exceto pela atuação policial da fiscalização, o estado de miséria no qual muitos vivem, os conflitos com os pescadores esportivos - com maior influência política e de mídia - e a divulgação freqüente de autuações de pescadores infratores, contribuem para essa visão.

Por outro lado, pode ser também inferido a partir das informações desse tópico que a pesca representa, em vários reservatórios, um importante refúgio para segmentos da população excluídos de outras atividades

Tabela 5.3.3 - Aspectos socioeconômicos dos pescadores atuantes em alguns reservatórios brasileiros. Os valores apresentados significam números percentuais (%). A fonte das informações está detalhada no texto

Local	Água Encanada	Energia Elétrica	Analfabetos	Renda Média (sal. min.)
Tucuruí	10	20	40	1
Sobradinho	--	--	--	3
Três Marias	--	--	> 60	3,5
Furnas	80	98	13	2 - 3
Paranoá	92	94	21	2
Itaipu	45	81	6	1,5
Bacia Iguaçu	47	80	3,5	1,5

produtivas. Assim, a despeito das dificuldades no exercício dessa atividade, a maioria dos pescadores tem nela sua única alternativa de sobrevivência.

Com relação às outras modalidades de pesca, é preciso enfatizar a natureza distinta que caracteriza a pesca esportiva e a amadora, embora estas sejam tratadas de modo semelhante pela legislação. A primeira envolve embarcações e equipamentos de pesca mais eficientes, sendo os seus adeptos melhor organizados e com maior poder aquisitivo e político. Já a amadora, praticada em finais de semana por moradores da região, não tem características competitivas, sendo geralmente exercida com caniço nas margens dos reservatórios e é carente de ordenamento. Esta última, embora tenha forte conotação de lazer, é praticada para a obtenção de pescado para o consumo. Entretanto, ambas competem com o pescador profissional visto que exploram os mesmos estoques.

Desse modo, a pesca em reservatório é uma atividade complexa, que envolve aspectos políticos, ambientais, econômicos e sociais, necessitando de planejamento e medidas especiais, e devendo ser gerida com a participação de todos os que se utilizam dos recursos ou possam, por suas atividades, afetá-los. Qualquer abordagem visando o seu ordenamento deve contemplar, concomitantemente, o meio ambiente, os pescadores e os peixes, considerando as restrições impostas pelos usos múltiplos previstos para esses ambientes (AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004). Assim, as restrições socioeconômicas e as biológicas devem ser

consideradas nessa gestão. A negligência da primeira torna ineficaz o controle, e da segunda afeta a sustentabilidade da exploração.

A ausência de ações ordenadoras da pesca em reservatórios já no início da exploração agrava, em curto prazo, as condições socioeconômicas dos pescadores. Além disso, essa ausência foi responsável pelo estado de miséria que se instalou em muitos desses ambientes. Naqueles reservatórios em que a pesca tem características de sobreexploração, esta deve ser ordenada, com investimentos do Estado em ações que contribuam com a redução no esforço de pesca, como oportunidades de empregos mais rentáveis, agregação de valor ao pescado, intervenções planejadas no sistema de pesca e qualidade do pescado, além de iniciativas nas áreas de educação e saúde. A re-alocação do contingente de pescadores que excede a sustentabilidade deve ser também considerada. Além disso, gestão ou manejo participativo, acordos de pesca e manejo adaptativo são experiências bem sucedidas em várias partes do mundo, porém ainda pouco empregados no Brasil.

O manejo responsável da pesca, desprovido de intenções eleitoreiras, baseado no profundo conhecimento do sistema de pesca e alimentado por um monitoramento intensivo, evitará desperdício de recursos, esforços e oportunidades. O Capítulo 6 dessa obra nos fornece uma ideia razoável do que não deve ser feito nessa área. Assim, conclui-se que o problema da pesca em reservatórios do Brasil é enorme, e requer atenção e vontade política para ser resolvido.

Capítulo 6

Manejo da Pesca em Reservatórios Brasileiros:

lições a serem aprendidas

As atividades de manejo dos recursos aquáticos nos reservatórios brasileiros foram, historicamente, exercidas através do controle da pesca, do repovoamento e da construção de mecanismos de transposição de peixes. Outras ações não diretamente ligadas ao manejo, porém com reflexos na conservação dos recursos pesqueiros, referem-se à remoção prévia da vegetação, à medidas de prevenção de mortandade de peixes em turbinas e vertedouros, e à produção de peixes em tanques-redes ou soltura de espécies não-nativas.

Excetuando-se algum sucesso localizado, essas iniciativas, em maioria, não produziram o resultado esperado, sendo que em alguns casos constituíram-se em fontes adicionais de impactos negativos sobre a ictiofauna. Essas estratégias serão objeto de discussão nesse capítulo.

Os reservatórios, a exemplo de outros ambientes artificiais, requerem mais atenção no gerenciamento que os ambientes naturais (NOBLE, 1980). Nos lagos naturais, por exemplo, as comunidades tiveram tempo e oportunidade de evoluir no sentido de compartilhar os recursos disponíveis, o que resulta em sistemas complexos e eficientes. Nesses, o nível de estabilidade alcançado pode ser tal que dispense um manejo intensivo, mesmo que seriamente afetado. Assim, a interferência humana, geralmente exercida pela poluição ou sobrepesca, uma vez interrompida, pode permitir a sua recomposição.

Já em reservatórios, a natureza recente das relações entre os componentes da taxocenose, a modificação nos habitats, os procedimentos operacionais na barragem ou o fato de esses ambientes serem pontos de convergência das ações antropogênicas da bacia, os tornam altamente estocásticos e, portanto, sujeitos a maiores flutuações populacionais. Desse modo, ações ambientais são indispensáveis. Nesses ambientes, inclusive a decisão de “nada fazer” deve ser tomada com base nas informações disponíveis sobre o sistema, e deve ser considerada como uma forma de manejo.

No Brasil, a busca por formas de mitigação dos impactos de represamentos hidrelétricos sobre a ictiofauna e de conservação dos recursos pesqueiros teve seu início com os primeiros reservatórios no começo do século passado, com a construção da escada de peixes do reservatório de Itaipava (rio Pardo; bacia do rio Paraná), concluída em 1911.

Desde então, e até meados do século, essa foi a alternativa de consenso no setor para a mitigação dos impactos, especialmente para as espécies de peixes migradoras. A partir dos anos 1950, o foco passou a ser as estações de piscicultura, inicialmente concebidas para ações de estocagem. Mais recentemente, a opção dos mecanismos de transposição voltou a ser discutida, agora em grandes barragens.

Além dessas obras, consideradas durante muito tempo como “fins em si mesmas” e não como instrumentos para o manejo, outras iniciativas ligadas ao controle da pesca foram implementadas. Algumas dessas iniciativas foram consideradas bem-sucedidas, enquanto outras não. Entretanto, jamais houve consenso sobre a oportunidade de qualquer delas. Por outro lado, a despeito da escassez de monitoramento, acumularam-se experiências.

Nos anos de 1993 e 1994, por iniciativa da Eletrobrás, através do Comitê Coordenador das Atividades de Meio Ambiente do Setor Elétrico (COMASE), foram realizadas séries de Reuniões Temáticas Preparatórias e um Seminário Nacional que congregou, nas diferentes etapas, técnicos do setor elétrico, pesquisadores e comunidade acadêmica, visando fornecer ao setor elementos para subsidiar diretrizes nacionais para a conservação da fauna aquática em reservatórios.

Os documentos gerados durante esses eventos representaram avanços consideráveis no trato da questão dos recursos aquáticos em reservatórios,

diagnosticando a situação vigente, sistematizando o conhecimento e propondo soluções (SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA..., 1994).

Decorridos mais de 10 anos desde a realização do “Seminário Sobre Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro”, verificaram-se avanços relevantes na atuação das concessionárias de hidroeletricidade na área ambiental, como a sensível redução nas estocagens com espécies não-nativas, mudanças nos protocolos de estocagem, no monitoramento e no esforço sobre o entendimento do sistema a ser manejado (ver Capítulo 7). Entretanto, muitas recomendações ainda são ignoradas e erros continuam a ser cometidos.

Neste capítulo são discutidos alguns temas recorrentes nos embates entre especialistas do Setor Elétrico, das Universidades, dos órgãos ambientais e entre os ambientalistas. Todos os temas propostos relacionam-se direta ou indiretamente com as ações de manejo e as tentativas de atenuar impactos dos represamentos sobre os recursos pesqueiros ou seus usuários. Assim, são discutidos os mecanismos de transposição de peixes (Capítulo 6.1), as estocagens ou peixamentos (6.2), a aquíicultura, com ênfase naquela praticada em águas públicas (6.3), a mortandade de peixes em barragens (6.4), a remoção prévia da vegetação e seus reflexos na qualidade de água e ictiofauna (6.5), a introdução de espécies deliberada ou acidental (6.6) e o controle da pesca pelos órgãos ambientais (6.7).

Capítulo 6.1

Mecanismos de Transposição:

sucessos e falhas

Introdução

As passagens para peixes têm uma longa história, iniciada na Europa há pelo menos 300 anos (CLAY, c1995). A necessidade de se construir passagens para que os peixes migradores pudessem transpor obstáculos nos rios, aparentemente desenvolveu-se simultaneamente nos países do hemisfério Norte, onde ocorre a migração de salmonídeos, grupo de peixes importante na indústria pesqueira daqueles países.

Embora o primeiro barramento artificial a ser dotado de facilidade de transposição date de 1828 (GODOY, 1985), foi no século XX que essas estruturas foram difundidas em todo o mundo, sendo consideradas como medidas adequadas de mitigação ao impacto decorrente do bloqueio interposto pelas barragens aos deslocamentos de peixes. O número dessas obras, estimado para todo o mundo, é de cerca de 13.000 unidades (MARTINS, 2000). A maioria delas está distribuída na Europa e América do Norte.

Nos Estados Unidos, das 2.350 barragens hidrelétricas em operação, 1.825 são não

federais, sendo licenciadas pela FERC (Federal Energy Regulatory Commission). Destas, cerca de 174 barragens (9,5%) são dotadas de mecanismos de transposição (CADA, 1998).

Na Grã-Bretanha, inventários recentes demonstram a existência de 380 passagens para peixes, das quais 100 foram construídas após 1989 (COWX, 1998). Na Espanha, foram catalogados sistemas de transposição em 108 barragens, 31% construídas após 1990 e a maioria destinada à transposição de salmonídeos (89%) – Elvira, Nicola e Almodóvar (1998). Na França, onde a legislação prescreve a obrigatoriedade de mecanismos de transposição, mais de 500 passagens de peixes foram construídas ou reformadas nos últimos 20 anos (LARINIER, 2000), grande parte destinada a salmonídeos. Na Alemanha e Áustria, a construção de mecanismos de transposição também foi intensa nos últimos 15 anos, tendo como espécies-alvo os peixes potamódromos. Em vários outros países europeus, a transposição é voltada principalmente para salmões, enguias e outros migradores. Na Rússia, além do salmão e enguias, as escadas visam também a passagem de esturjões, arenque e peixes com baixa capacidade migratória.

Na China, onde o número estimado de grandes reservatórios supera 20.000, existem entre 60 e 80 passagens de peixes, e visam essencialmente espécies potamódromas (quatro espécies de carpas) e catádrovas (enguia).

As *escadas de peixes* são concebidas para reduzir a velocidade da água e o gradiente de maneira que eles possam ascender e passar pela barragem de forma eficiente. São dotadas de uma entrada, uma passagem (condutor), uma saída e um suprimento auxiliar de água, geralmente usado para promover a atração.

Inicialmente, essa modalidade de transposição era restrita a escadas com seqüência de tanques, onde os peixes venciam a declividade saltando de tanque em tanque. Com os novos aportes de conhecimentos científicos à hidrologia, estas passaram a ter desenhos mais eficientes, com melhores dissipadores de energia, resultando em uma grande variedade de modelos.

Estes podem, no entanto, ser agrupados em quatro modelos hidráulicos/funcionais básicos (Figura 6.1.1):

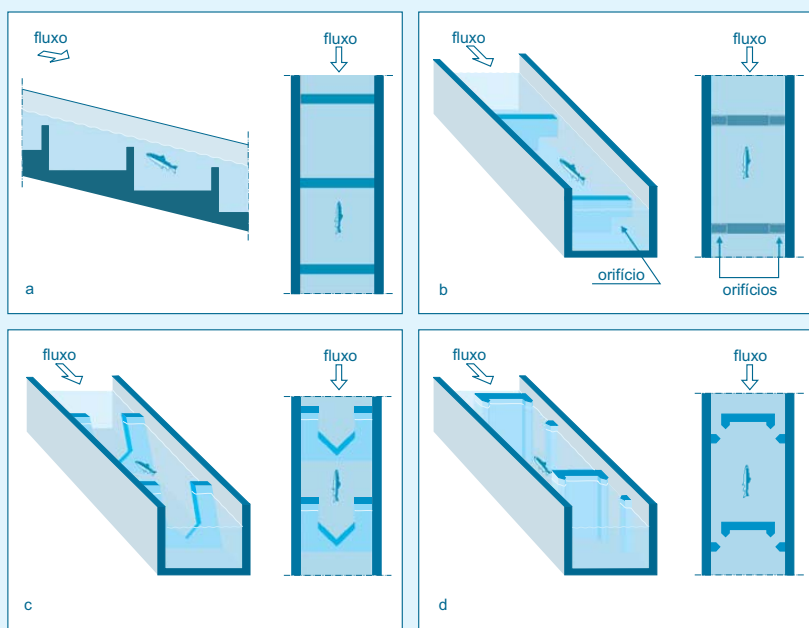


Figura 6.1.1 - Principais modelos de escadas de peixes. a = seqüência de tanques; b = seqüência de tanques com orifício; c = Denil; d = vertical slot.

1 – seqüência de tanques, dispostos em diferentes patamares, onde o peixe necessita pular ou ascender pela lâmina d'água ao tanque seguinte (tipo *pool & weir*);

2 – seqüência de tanques, com passagem de fundo por meio de orifícios, por onde o peixe ascende ao tanque seguinte (tipo *weir & orifice*);

3 – com defletores instalados no fundo e/ou nas paredes (soleiras centrais), servindo de dissipadores de energia. As águas são turbulentas, requerendo natação constante dos peixes e, portanto, tanques de repouso (descanso). Esse modelo foi desenvolvido há mais de 90 anos, na Bélgica, pelo cientista G. Denil (tipo *Denil*);

4 – seqüência de tanques e orifícios laterais com jatos d'água, modelo desenvolvido em 1943, conhecido por tipo *Hell's Gate* (tipo *pool & jet* ou *vertical slot*).

Um tipo especial de escada é utilizado no hemisfério Norte para a passagem de enguias, consistindo em tufo de fibras sintéticas ao longo de um canal inclinado (tipo *eel pass*).

A eficiência desses dispositivos na transposição de peixes depende das espécies-alvo e das condições locais. Algumas formas híbridas, onde características de diferentes tipos são combinadas, foram construídas com o objetivo de acomodar variações no fluxo da água ou servir a diferentes espécies.

Eclusas e elevadores são modalidades distintas, também utilizadas para a transposição de peixes.

Eclusa de peixes (fish locks, Borland locks) – Figura 6.1.2 – consiste em um compartimento localizado ao nível da água, a jusante, ligado a um outro localizado ao nível de montante por uma câmara delimitada por comportas e de nível variável. A operação é similar à de uma eclusa de navegação, ou seja, os peixes são atraídos para o compartimento intermediário, que é então fechado e enchido

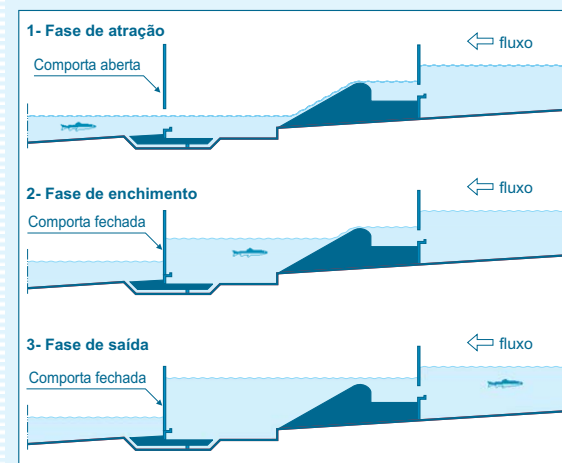


Figura 6.1.2 - Eclusa para transposição de peixes.

até o nível de montante, sendo assim liberados no reservatório pela abertura da comporta superior. A eficiência desse mecanismo depende da capacidade de atração dos compartimentos aos peixes. Dada a impossibilidade de prever antecipadamente o ótimo hidráulico para tal atração, é desejável que essa estrutura tenha a máxima flexibilidade de operação. Eclusas têm sido consideradas pouco ou nada eficientes.

Várias dessas obras foram construídas em todo o mundo. Na América do Sul, entretanto, há apenas uma em funcionamento (rio Uruguai, reservatório de Salto Grande), considerada pouco eficiente (QUIRÓS, 1988). Para esse autor, embora algumas espécies a ascendam, ela apresenta deficiências de funcionamento relacionadas à atração dos peixes e aos ajustes de caudal e ciclo hidrológico.

As eclusas de navegação, freqüentes em reservatórios brasileiros, especialmente na bacia do rio Paraná, são consideradas pouco eficientes, tanto pela baixa capacidade de atração dos peixes (localizam-se, em geral, em águas mais calmas para permitir manobras em embarcações) quanto pela incompatibilidade operacional com as demandas da navegação (LARINIER, 2000). Segundo

esse autor, adaptações operacionais podem tornar as eclusas já construídas em boas alternativas para a passagem de peixes.

Os *elevadores de peixes (fish lifts)* – Figura 6.1.3 – têm funcionamento similar ao das eclusas, ou seja, os peixes são atraídos para um compartimento com água posicionado abaixo da barragem e transportados passivamente para o alto, sendo então liberados no reservatório. Sua eficiência é regulada pela capacidade de atração e freqüência de funcionamento. As vantagens desses dispositivos são (i) os custos de construção, que, praticamente, independem da altura da barragem, (ii) suas dimensões mais reduzidas e (iii) menor sensibilidade a variações de nível do reservatório. Além disso, (iv) são menos seletivos e (v) permitem um controle da quantidade de peixes transportados. Como aspectos negativos

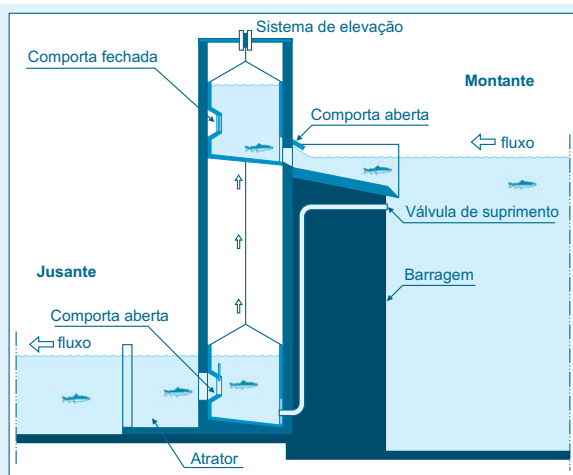


Figura 6.1.3 - Elevadores para transposição de peixes.

destacam-se os maiores custos operacionais e de manutenção.

Na América do Sul, três estruturas desse tipo encontram-se em funcionamento, sendo uma na Argentina (barragem de Yacyretá, no rio Paraná) e duas no Brasil (barragem de Porto Primavera, no rio Paraná, e Funil, no rio Grande). Os elevadores de peixes da barragem de Yacyretá foram, entretanto, os primeiros a serem construídos na América do Sul, estando em operação desde 1995. Sua eficiência na transposição de peixes foi avaliada por Oldani e Baigún (2002), que concluíram pela ineficiência - ver **Box 6.1.1**.

Entretanto, estudos paralelos os consideram com uma eficiência satisfatória na transposição de peixes migradores (ARGENTINA, 1996). No período de jan/95 a jul/96, a transposição envolveu 36 espécies, ou seja, 44% das espécies registradas no trecho imediatamente a jusante. Estima-se que no ano de 1995 tenham sido transferidos 1.767.000 indivíduos, correspondendo a uma biomassa aproximada de 252 toneladas.

Embora com resultados distintos, essas duas avaliações diferem especialmente pelos critérios utilizados para o julgamento da eficiência.

Box 6.1.1

Performance de um sistema de passagem de peixes em uma grande barragem no rio Paraná (Argentina-Paraguai).

OLDANI, N.O.; BAIGÚN, C.R.M. Performance of a fishway system in a major South American dam on the Paraná River (Argentina-Paraguay). *River Research and Applications*, Chichester, v. 18, no. 2, p. 171-183, Mar.-Apr. 2002.

*“Desenhos e operações bem-sucedidos de sistemas de passagem de peixes são importantes para proteger comunidades de peixes dos impactos de barragens hidrelétricas na bacia do rio da Prata. Nós avaliamos a performance de um elevador para passagem de peixes adultos pela barragem de Yacyretá, no rio Paraná, entre 1995 e 1998. O sistema de elevadores esteve fora de operação entre 30 e 38% do tempo durante o período de maior migração de peixes (Out-Dez). As espécies-alvo que representaram 30% do número total de peixes em amostras com redes de espera no trecho imediatamente a jusante, constituíram apenas 10% do número total de peixes transferidos. Os peixes coletados dentro do sistema foram dominados pelo mandi *Pimelodus clarias* (>69%), embora essa espécie represente apenas 10% das capturas experimentais a jusante. O curimba *Prochilodus lineatus*, uma espécie-chave, representou menos que 5% dos peixes transferidos, mas constituíram 22,1% das amostras a jusante. O número estimado de peixes anualmente transferidos variou de 1.210.000 (1995) a 3.610.000 (1996), com uma biomassa de 631 a 1.989 toneladas, respectivamente. Nós estimamos a eficiência na passagem de peixes de 1,88% para todas as espécies e 0,62% para as espécies-alvo. Com esse nível de eficiência, as espécies transferidas aumentariam o rendimento total de peixes no reservatório em cerca de 4,9 kg.ha.ano⁻¹, mas apenas 0,5 kg.ha.ano⁻¹ para as espécies-alvo. Nós concluímos que a eficiência na transferência de peixes é inadequada para manter as populações de espécies-alvo no sistema do rio Paraná, e identificamos a necessidade de pesquisas para melhorar a passagem de peixes na barragem.”*

Canais de passagem secundários (*bypass channel*) – Figura 6.1.4 - são tipos especiais de meios de transposição desenhados para permitir a passagem de peixes, localizando-se em torno do principal obstáculo. São muito semelhantes aos tributários naturais do rio (LARINIER, 2001). Esses “rios artificiais” buscam restabelecer o contato entre os trechos a montante e a jusante da barragem e se caracterizam pelo baixo gradiente (geralmente menor que 5%), sendo a energia dissipada através de corredeiras e cascatas dispostas de forma regular ao longo do curso (GEBLER, 1998). Têm, em geral, um curso sinuoso.

Dificuldades em relação a essa estratégia de passagem relacionam-se à necessidade de espaço nas imediações da barragem e ao fato de ser de difícil adaptação às variações de nível a montante, exceto se providos de comportas. De qualquer maneira, a entrada no sistema deve estar localizada o mais próximo possível do obstáculo, onde os peixes se acumulam. O Canal de Piracema de Itaipu, que se utiliza, em parte, do rio Bela Vista, é o único conhecido nessa modalidade de meio de transposição na América do Sul. Entretanto, nesse caso, dada a declividade a ser vencida em alguns trechos, foram implantadas escadas e redutores de velocidade da água.

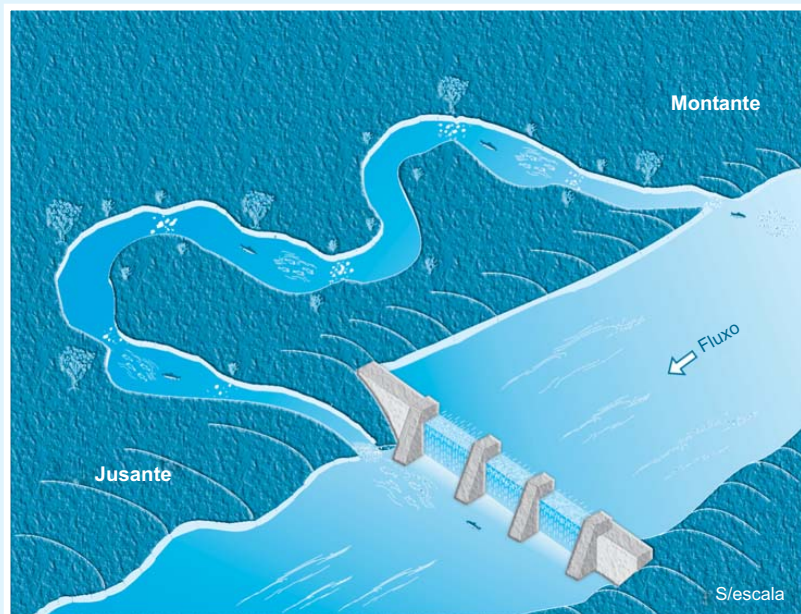


Figura 6.1.4 - Canal de passagem secundário.

A Experiência Brasileira

No Brasil, as facilidades de transposição de peixes restringem-se às escadas, excetuando os elevadores instalados nas barragens de Porto Primavera (CESP, rio Paraná, operado a partir de 1999) e de Funil (CEMIG; rio Grande, concluído em 2001 - Figura 6.1.6), além do canal de migração em Itaipu (Itaipu Binacional; rio Paraná, operado a partir de 2003),

As escadas foram inicialmente concebidas com base na experiência norte-americana com salmonídeos e destinadas a assegurar a migração de peixes para as partes superiores dos rios represados.

Ao contrário da crescente tendência existente no hemisfério Norte de garantir o retorno dos peixes para os segmentos a jusante, nenhum tipo de obra de transposição que assegure esse movimento foi construído no Brasil. Isso se deve, em parte, ao foco dado às ações de manejo aos trechos represados, à maior visibilidade dada pelo acúmulo de peixes a

O sistema de transposição do tipo *captura e transporte por caminhões* (*trapping and hauling*), utilizado apenas em caráter temporário no Brasil, porém freqüente em outros países, é uma opção válida para aqueles empreendimentos cuja casa de força posiciona-se distante da barragem. Esse sistema tem a vantagem de permitir o controle das transposições (período reprodutivo) e, em geral, destina-se a manter a qualidade genética dos fragmentos populacionais. Na barragem de Porto Primavera, um sistema desse tipo teve funcionamento satisfatório (Figura 6.1.5).

Alternativamente, os elementos de transposição em atividade podem ser utilizados na captura de peixes para a obtenção de matrizes no ambiente natural, promovendo a desova e realizando estocagens a partir de um grande número delas. Nesse caso, os mesmos conhecimentos e cuidados necessários à estocagem são recomendados.

Várias outras estruturas têm sido utilizadas para a transposição de peixes para o reservatório, muitas delas representando combinações dos tipos descritos (Martins, 2000).



Figura 6.1.5 - Modelo experimental de escada a jusante de Porto Primavera. Seta mostra o local de carregamento do caminhão (Foto: J. H. P. Dias).



Figura 6.1.6 - Elevador de peixes na barragem da UHE Funil, no rio Grande (Foto: V. C. Torquato).

jusante e à crença de que os peixes poderiam descer pelo mesmo dispositivo usado para subir.

A primeira escada de peixes construída no Brasil foi a da represa de Itaipava, no rio Pardo (alto rio Paraná), concluída em 1911, com um desnível de 7 m, sendo considerada bem-sucedida na transposição de peixes (GODOY, 1985).

No início da década de 1920, uma segunda escada foi construída na barragem da represa Cachoeira das Emas, no rio Mogi Guaçu. Embora com um desnível de apenas três metros, foi mal-dimensionada e começou a funcionar com eficiência apenas a partir de uma reforma realizada em 1942 (GODOY, 1985).

A construção de escadas de peixes ganhou impulso, entretanto, já a partir de 1927, quando a sua instalação passou a ser exigência legal (Lei nº 2250/SP, de 28/12/1927; Decreto nº 4390, de 14/03/1928). Essa legislação prescrevia que “*todos quantos, para qualquer fim, represarem as águas dos rios, ribeirões e córregos, são obrigados a construir escadas que permitam a livre subida dos peixes*”.

Ao se generalizar a obrigatoriedade de uma obra, cujo funcionamento é resultado de interações entre suas características técnicas (tipo, declividade, vazão, posição em relação ao eixo da barragem, etc.) e a natureza da ictiofauna presente, sem o necessário conhecimento técnico-científico do empreendimento ou dos peixes, incorreu-se no risco de insucesso e desperdício de recursos, esforços e oportunidades.

Nesse período, foram construídas escadas de peixes logo acima de cachoeiras de até 70 m de altura, como a edificada no córrego dos Negros (São Carlos-SP), ou em riachos onde a ictiofauna era composta apenas por espécies sedentárias (CHARLIER, 1957).

Após a construção das escadas, nenhuma avaliação sistemática e abrangente de sua efetividade como ferramenta de manejo conservacionista foi realizada nesses empreendimentos. Entretanto, alguns estudos, com conclusões distintas, em relação à eficiência na transposição de peixes, são encontrados na literatura.

Godoy (1957, 1975) relata a grande eficiência da escada construída em Cachoeira das Emas (Pirassununga-SP), que, embora de altura reduzida, foi objeto de amplos estudos. Borghetti, Perez Chena e Nogueira (1993) e Borghetti, J.R., Nogueira, Borghetti, N.R.B. e Canzi (1994) registraram um grande número de espécies ascendendo uma escada experimental que se localizava logo abaixo da barragem do reservatório de Itaipu, com altura aproximada de 27,3 m. Essa mesma escada foi considerada como de desenho hidráulico adequado por Fernandez, Agostinho e Bini (2004), assegurando a ascensão de proporção significativa das espécies presentes a jusante. No complexo Canoas, médio rio Paranapanema, Britto e Sirol (2005) atestam a efetividade na transposição ascendente de várias espécies de peixes, incluindo migradoras. Uma avaliação favorável de escadas construídas em 23 açudes do Nordeste brasileiro entre os anos de 1957 e 1980 é também feita por Godoy (1985).

Godinho, H.P., Godinho, A.L., Formagio e Torquato (1991), por outro lado, informam acerca da baixa eficiência da escada (10,8 m) instalada junto à barragem do reservatório de Salto Morais, no rio Tijuco (ver **Box 6.1.2**).

Essas avaliações foram, por outro lado, realizadas apenas em relação à ascensão dos peixes. Diferenças nas conclusões referem-se ao fato de alguns dos estudos considerarem apenas a abundância de peixes que ascendem essas estruturas, enquanto outros levam em consideração a seletividade imposta pela escada e a composição específica dos peixes que são transpostos. Assim, enquanto Oldani e Baigún (2002) consideram a passagem de até 3,5 milhões de peixes na barragem de Yacyretá como pouco eficiente (1,88% de eficiência) - ver **Box 6.1.1**, Tamada e Martins (2002) ressaltam que a ausência de sistema de transferência de peixes seria pior que sua provável baixa eficiência. Entretanto, deve-se considerar que os mecanismos de transposição transferem peixes numa proporção muito diferente daquela que

alcançaria os trechos superiores caso não existisse a barragem (GODINHO, H.P.; GODINHO, A.L.; FORMAGIO; TORQUATO, 1991; OLDANI; BAIGÚN, 2002; FERNANDEZ; AGOSTINHO; BINI, 2004). É esperado, portanto, que alguma perturbação de natureza transitória ou permanente seja interposta no processo de colonização dos reservatórios dotados com essas estruturas.

Infelizmente, as informações sobre o destino das espécies que sobem são escassas e aquelas sobre o retorno, virtualmente inexistentes.

Transposição x Conservação

A ausência de monitoramento das obras de transposição era, entretanto, a característica mais notável até recentemente, dado que elas foram propostas como medida mitigadora de impactos e, em geral, envolveram altos investimentos e esforços. Aquelas construídas nos últimos anos têm, entretanto,

Box 6.1.2

Eficiência de escada de peixes em um rio do Sudeste brasileiro.

GODINHO, H.P.; GODINHO, A.L.; FORMAGIO, O.S.; TORQUATO, V.C. Fish ladder efficiency in a southeastern Brazilian river. *Ciência e Cultura: Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, São Paulo, v. 43, no. 1, p. 63-67, Jan./Febr. 1991..

“Realizaram-se coletas de peixes na escada situada na barragem da UHE Salto do Morais, rio Tijuco, da bacia do alto rio Paraná, Estado de Minas Gerais, no intuito de avaliar a capacidade dos peixes de subir os degraus-tanques. Seu comprimento é de 78,3 m e altura de cerca de 10,8 m. Das mais de 41 espécies capturadas na região da UHE Salto do Morais, pelo menos 34 ocorreram na escada. No entanto, o número de indivíduos das espécies presentes foi pequeno e apenas 2% conseguiram atingir o terço superior da escada. Os resultados indicam que a escada é seletiva para as espécies de peixes que tentam subir e que os pimelodídeos são os que mais sofrem essa restrição.”

sido monitoradas. Os resultados produzidos em algumas delas têm estimulado as discussões sobre o assunto e a identificação de alguns problemas (AGOSTINHO; GOMES; FERNANDEZ; SUZUKI, 2002).

A primeira e mais importante questão resultante desse debate relaciona-se à efetividade dessas obras no contexto da conservação dos estoques pesqueiros ou na preservação dos peixes migradores. Afinal, essas foram e estão sendo as razões que justificam sua construção.

Agostinho, Gomes, Fernandez e Suzuki (2002) discutem os aspectos que devem ser considerados no processo decisório da implantação de facilidades de transposição, no contexto da conservação. Entre esses, são destacados (i) o desenho da facilidade de transposição; (ii) a eficiência na transposição; (iii) a continuidade da migração reprodutiva; e finalmente (iv) a migração descendente e a passagem pela barragem.

Esses autores ressaltam, como primeiro passo do processo decisório, um diagnóstico abrangente que permita inferências sobre a composição da ictiofauna local e suas estratégias de vida, seguido pela identificação dos locais de desova, de desenvolvimento inicial (“berçários”) e de crescimento, bem como suas relações espaciais com o eixo da barragem.

A adequação do desenho

O desenho da facilidade de transposição é altamente relevante na eficiência de seu funcionamento, afetando o seu uso pelos peixes e a seletividade de espécies (Ver **Box 6.1.3**). Desde que respeitadas algumas limitações, ele não se constitui no problema fundamental para a passagem de peixes.

O aspecto mais crítico em uma obra de transposição parece ser o mecanismo de atração, que permite ao cardume encontrar o início da escada (entrada). Caso a entrada não

seja prontamente reconhecida, os peixes podem permanecer em suas imediações por tempo prolongado, atrasando a migração e comprometendo a desova, ou mesmo jamais a acessando.

A barragem em si já se constitui numa fonte de estresse aos peixes, que ao longo dos séculos alcançavam suas áreas de desova sem esse tipo de obstáculo. Aliam-se a essa fonte de estresse as condições físicas e químicas da água a jusante (temperatura, velocidade, qualidade da água, etc.).

Assim, a entrada à obra de transposição deve ser reconhecida no menor tempo possível para que o processo migratório tenha solução de continuidade.

Qualquer que seja o tipo de obra de transposição, a efetividade dos atratores é fundamental. Estes são geralmente de natureza hidráulica, o que implica que devam ser mais efetivos que os fluxos de água dos vertedouros e do canal de fuga. Por ser uma “perda” de água para geração, seu funcionamento pode se tornar conflitante com o uso hidrelétrico do reservatório, particularmente em usinas que tenham limitações na vazão. O fato de as migrações ascendentes ocorrerem, em geral, em períodos de vazão crescente, reduz esse conflito.

A localização da obra de transposição (escada, elevador, eclusa, etc.), pelo fato de a entrada ser um aspecto crítico do seu funcionamento, deve ser um tema prioritário no seu planejamento. Entretanto, em razão da localização dos outros componentes da

barragem, especialmente vertedouro e tomada de água para as turbinas, a efetividade da transposição pode ser comprometida, visto que os peixes transpostos podem ser colhidos pela tomada de água e retornar ao ponto inicial. Na passagem pelas turbinas ou vertedouro, estes são, em geral, submetidos a intensa injúria e mortalidade.

Nas pequenas centrais hidrelétricas (PCHs), outra dificuldade em relação à capacidade de atração das escadas pode se configurar: a distância do canal de fuga em relação ao obstáculo. É comum que essa distância ultrapasse cinco quilômetros, sendo que a região próxima à barragem permanece com baixa vazão, e às vezes com baixa qualidade da água durante a maior parte do ano. Nesse caso, uma escada posicionada próximo à barragem não teria sentido.

Um complicador adicional em relação à saída do peixe da obra de transposição é a flutuação de nível do reservatório. Esse é um grande desafio, especialmente em reservatórios destinados a regularizar a vazão de outros dispostos em série ou a atender picos de demanda energética. Nestes, as flutuações de nível estão implícitas em seu funcionamento.

A efetividade na transposição

Os dados disponíveis na literatura sobre a eficiência das escadas na transposição de peixes no Brasil carecem de detalhamento de um trabalho mais sistematizado. A maioria das escadas de peixes jamais foi objeto de monitoramento. Entretanto, são

Box 6.1.3

Seletividade em uma escada de peixes experimental na barragem do reservatório de Itaipu.

FERNANDEZ, D. R.; AGOSTINHO, A. A.; BINI, L. M. Selection of an experimental fish ladder located at the dam of the Itaipu Binacional, Paraná River, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v. 47, no. 4, p. 579-586, Aug. 2004.

A seletividade específica em uma escada de peixes (tipo tanques seqüenciais com passagem de fundo), operada experimentalmente no reservatório de Itaipu (rio Paraná) foi avaliada por amostragens no rio, abaixo da barragem, e em dois pontos da escada (alturas de 10 m e 27 m) durante 28 meses. Entre as 65 espécies registradas no rio, 27 foram capturadas na escada. As espécies com maiores densidades na escada, a maioria migradora, foram moderada ou apenas levemente abundantes no rio. Entre as espécies mais abundantes no rio, apenas não-migradores foram registradas na escada. A escada apresentou uma seleção negativa em relação aos grandes pimelodídeos, fato atribuído à escala do desenho da escada. Embora as amostras demonstrem uma moderada seleção de espécie na entrada e na ascensão da escada, seu modelo hidráulico mostrou-se satisfatório.

essas as únicas informações disponíveis na literatura.

Dados obtidos pelo Departamento de Meio Ambiente da Itaipu Binacional (FERNANDEZ; AGOSTINHO; BINI, 2004) na escada experimental da UHE Itaipu (altura: 27,3m; comprimento: 155m; velocidade: 1,2m/s) revelam que 28 das 68 espécies registradas a jusante da barragem ascendem a escada em alguma extensão.

Entre as espécies migradoras de médio a grande porte destacam-se o curimba *P. lineatus*, o mandi *P. maculatus* e a piapara *L. elongatus* (Figura 6.1.7). Entretanto, a frequência de outros migradores de grande porte na escada foi muito baixa, como o dourado *S. brasiliensis*, o pintado *P. corruscans* e a piracanjuba *Brycon orbignyanus*.

Outras espécies, como o pacu *Piaractus mesopotamicus* e o jaú *Zungaro zungaro*, presentes na área a jusante, jamais foram registradas nesse dispositivo.

Restrições impostas ao tamanho (ou altura) dos peixes, pelas dimensões das aberturas superficiais e de fundo nas traves que separavam os tanques nessa escada experimental, têm sido mencionadas por Borghetti, J.R., Nogueira, Borguetti, N.R.B. e Canzi (1994).

Espécies reofílicas, porém não consideradas grandes migradoras, e formas juvenis

de espécies de grande porte foram registradas ao longo da escada. Borghetti, J.R., Nogueira, Borguetti, N.R.B. e Canzi (1994), em estudos realizados anteriormente nessa mesma escada, relatam que a motivação dos peixes em ascendê-la foi de natureza reprodutiva, baseados na elevada frequência de indivíduos em maturação avançada. Os dados obtidos posteriormente, entretanto, não permitem considerar a reprodução como motivo da ascensão, dado o grande número de indivíduos juvenis e não-preparados para a desova nela registrados. Fernandez (2000) relata que, entre as espécies migradoras, nenhuma relação foi encontrada entre a habilidade de ascender a escada e a migração reprodutiva, constatando-se, mesmo durante a quadra reprodutiva, um predomínio significativo de indivíduos com gônadas em fases pré-vitelogênicas.

Outros estudos recentes sobre a eficiência de escadas de peixes foram realizados para

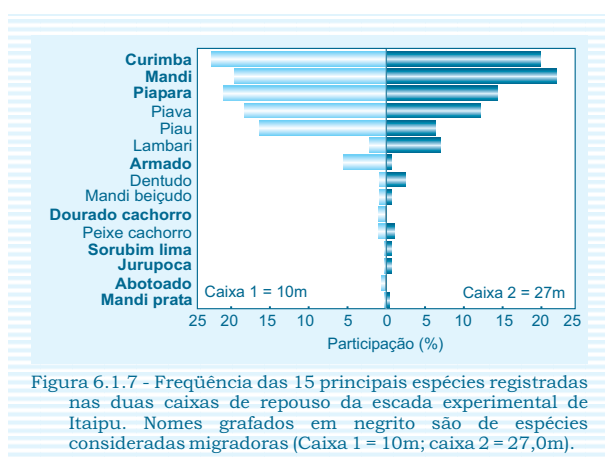


Figura 6.1.7 - Frequência das 15 principais espécies registradas nas duas caixas de repouso da escada experimental de Itaipu. Nomes grafados em negrito são de espécies consideradas migradoras (Caixa 1 = 10m; caixa 2 = 27,0m).

aquelas localizadas junto às barragens de Porto Primavera, Canoas I, II e Lageado.

Na escada de peixes da barragem de Porto Primavera, onde dados quantitativos não estão ainda disponíveis, registrou-se a presença de 21 espécies das quais 12 são reconhecidamente migradoras, incluindo algumas de grande porte para as quais esse dispositivo tem sido considerado negativamente seletivo (CESP, 2000b). Embora esses dados sejam ainda preliminares, é relevante o fato de que, no trecho a jusante, sejam registradas cerca de 170 espécies, das quais pelo menos 17 são grandes migradoras (AGOSTINHO; BINI; GOMES; JÚLIO JÚNIOR; PAVANELLI; AGOSTINHO, 2004).

No reservatório de Lageado, no rio Tocantins, o monitoramento da eficiência de transposição da escada (Figura 6.1.8) realizado pela Universidade Federal de Tocantins/Investco tem revelado a presença de 63 espécies na escada, de um total de 268 catalogadas para a região, com amplo predomínio de cinodontídeos (30%), curimatídeos (21%) e doradídeos (18%) – ver Box 6.1.4.

No monitoramento realizado pela Duke Energy (DUKE ENERGY INTERNATIONAL, 2001, 2002) nas escadas das barragens de Canoas I e Canoas II, cujos reservatórios localizam-se no rio Paranapanema e estão contidos no trecho entre aqueles de Capivara e Salto Grande, foram registradas 42 espécies de peixes (27% das espécies catalogadas para a bacia). Destas, sete são consideradas grandes migradoras e representaram juntas 9,2% (Canoas II) e 6,9% (Canoas I) do número de

peixes registrados nas amostras. Entre as espécies mais numerosas nas escadas destacaram-se o mandi beíçudo *I. labrosus* e o mandi-chorão *Pimelodella* sp., nas escadas de Canoas I e II, respectivamente. Estas não são consideradas espécies migradoras.

A avaliação realizada por Godoy (1985) e outros autores (Tabela 6.1.1) sugere que, pelo menos para barragens com altura inferior a 16 metros, as escadas são eficientes meios de transposição. Falhas no desenho fazem que mesmo aquelas destinadas a superar pequenos desníveis não funcionem. É sabido, entretanto, que as escadas são, em geral, seletivas. Esse aspecto é precariamente abordado nos estudos existentes.

A transposição de peixes pelo elevador de Porto Primavera envolveu, em 688 ciclos de transposição, 19 toneladas de peixes no período de novembro/99 a abril/00, resultando numa média de 29 kg.ciclo⁻¹. Embora os dados de proporção entre as espécies não estejam disponíveis, pelo menos 36 espécies foram transpostas, das quais 15 consideradas grandes migradoras (CESP, 2000b).



Figura 6.1.8 - Escada de peixes da barragem do reservatório de Lageado (Luiz Eduardo Magalhães), rio Tocantins (Foto: C. S. Agostinho).

No Canal de Piracema de Itaipu, que apresenta 10 km de extensão, os resultados preliminares do monitoramento têm demonstrado a presença de várias espécies migradoras (curimbas, piraicanjubas, pacus, pintados e dourados), sendo que algumas delas já alcançaram o reservatório (Figura 6.1.9).

Esses resultados atestam que a transposição de peixes pelos sistemas existentes no país, embora seletivos, são razoavelmente satisfatórios para a passagem de espécies migradoras. Problemas com elevados desníveis a serem vencidos, embora com implicações na seleção de espécies, podem ser eficientemente resolvidos pelo desenho

da estrutura. Este não é, portanto, aspecto de elevada relevância no uso das escadas para fins preservacionistas ou conservacionistas.

A continuidade da migração reprodutiva

Uma dúvida que permeou as discussões sobre a eficiência das escadas de peixes até recentemente era a capacidade de um peixe em migração contra a corrente, uma vez transposta a barragem, continuar migrando no ambiente lântico das áreas mais internas dos reservatórios.

Estudos de marcação e recaptura realizados no reservatório de Itaipu parecem elucidar

essa questão (AGOSTINHO; BORGUETTI; VAZZOLER; GOMES, 1994; AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, c2003). Curimbas *P. lineatus* e armados *P. granulatus* provenientes do trecho imediatamente a jusante da barragem de Itaipu, marcados e liberados a montante, foram capturados acima do reservatório, até cerca de 180km distante do local de soltura (AGOSTINHO; BORGUETTI; VAZZOLER; GOMES, 1994). A velocidade média e a distância percorrida por esses indivíduos foram maiores que as daqueles capturados logo acima da barragem e liberados no mesmo local. Sete dos nove indivíduos com maior deslocamento e velocidade (7.855

indivíduos marcados; 315 recapturados) pertenciam a essa categoria (Figura 6.1.10).

Padrão semelhante foi observado por Antônio (2006) na região do reservatório de Porto Primavera. Indivíduos de curimba, quando transpostos artificialmente pela barragem, foram recapturados a montante em locais distantes dos pontos de soltura (entre 120 e 250 km). Além disso, muitos viajaram longas distâncias (> 170 km) num curto período de tempo (< 50 dias), o que indica elevada velocidade de deslocamento em direção oposta à barragem, rumo a locais com menor influência do represamento.

Box 6.1.4

Levantamento das espécies que ascendem a escada de peixe da UHE Luís Eduardo Magalhães, Lajeado - TO.

AGOSTINHO, C. S.; FREITAS, I. S.; PEREIRA, C. R.; OLIVEIRA, R. J.; MARQUES, E. E. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 25., Brasília, DF, 2004. **Resumos...** Brasília, DF: Sociedade Brasileira de Zoologia, 2004. p. 348.

“A escada de peixe da UHE Luís Eduardo Magalhães tem aproximadamente 700 m de comprimento, 5 m de largura e 5 tanques de descanso. O número de degraus-tanque para vencer o desnível de 30 m é de aproximadamente 100. Cada degrau apresenta aberturas de fundo e ranhuras de superfície duplas situadas em posições intercaladas. Com o objetivo de avaliar quais espécies ascendem essa escada, foram realizadas coletas quinzenais durante o período de novembro de 2002 a outubro de 2003. De forma padronizada, foram utilizadas tarrafas de malha 4 cm, entre nós opostos, fio 0,50 mm, perímetro de 15 m e peso aproximado de 8 kg. As coletas foram realizadas a cada 6 horas (12h00; 18h00; 00h00; 06h00). Os peixes capturados foram imediatamente identificados, medidos, marcados e soltos no tanque a montante. Foram capturadas 63 espécies de peixes, pertencentes às ordens Characiformes (68,3%), Siluriformes (20,6%), Perciformes (9,5%) e Clupeiformes (1,6%). A maioria dos indivíduos capturados pertence às espécies *Rhaphiodon vulpinus*, *Psectrogaster amazonica*, *Oxydoras niger* e *Auchenipterus nuchalis*. Do total de espécies capturadas, aproximadamente 43 espécies são migradoras e 20 espécies de comportamento sedentário e/ou de migração curta. Cerca de 50% dos peixes capturados apresentaram comprimento inferior a 20 cm. O horário de maior captura de indivíduos foi 18h00. Das espécies capturadas, 12 foram constantes nas coletas, sendo que 4 são grandes migradores: *Hydrolycus armatus*, *O. niger*, *Pseudoplatystoma fasciatum* e *Prochilodus nigricans*. Outras 12 espécies foram acessórias e 39 ocorreram de forma acidental nas coletas.”

Tabela 6.1.1 - Avaliação da eficiência de transposição de peixes de algumas escadas de peixes em reservatórios brasileiros (Modificado de QUIRÓS, 1988 e outros)

Rio / represa	Desnível (m)	Ano de construção	Efetividade	Fonte
Poço do Barro / P. Barro - CE	15		+	Godoy (1985)
Pardo / Itaipava	7	1911	+	Godoy (1985)
Jacaré Guaçu/Gavião Peixoto	8	1913		Martins (2000)
Mogi Guaçu / Cachoeira Emas	5	1922	+	Godoy (1985)
Sapucaia Mirim/Dourados	8	1926		Martins (2000)
Sorocaba / Faz.Cachoeira	6	1942	+	Godoy (1985)
Tibagi / Salto Mauá	6	1943	+	Godoy (1985)
Paranapanema / Piraju	16	1971	+	Godoy (1985)
Tijuco / Salto do Moraes	10,5	1972	-	Godinho, H.P., Godinho, A.L., Formagio e Torquato (1991)
Jacuí / Amarópolis	5	1973	+	Godoy (1985)
Jacuí / Anel de Dom Marco	5	1973	+	Godoy (1985)
Jacuí / Fandango	5	1973	+	Godoy (1985)
Taquari / Bom Retiro do Sul	9	1973	+	Godoy (1985)
Itapocu / Guaramirim	2	1985	-	Godoy (1985)
Sapucaia Paulista/S.Joaquim	8	1991		Martins (2000)
Mogi Guaçu / Mogi Guaçu	10,5	1994		Martins (2000)
Grande / Igarapava		1999		
Paranapanema / Canoas I		2000	+	Duke Energy International (2001)
Paranapanema / Canoas II		2000	+	Duke Energy International (2001)
Paraná / Porto Primavera	20	2001	+	Cesp (2001)
Tocantins / Lageado	30	2002	+	Agostinho, Freitas, Pereira, Oliveira e Marques (2004)

Estudos de marcação e recaptura foram também realizados pela Duke Energy (DUKE ENERGY INTERNATIONAL, 2001) nas escadas das barragens de Canoas I e Canoas II. Nesse estudo, realizado na quadra reprodutiva de 2000/01, foram marcados 1.590 exemplares de espécies migradoras e liberados na escada de Canoas I. Capturas subsequentes, experimentais e profissionais, registraram uma recaptura de 59 indivíduos (3,7%), dos quais 19 (32% dos marcados) no mesmo reservatório, 37 (63%) no reservatório de cima (Canoas II) e 3 (5%) no reservatório a jusante (Capivara). Nesses mesmos reservatórios, Britto e Sirol (2005) concluem que após serem transpostos, os peixes orientam-se rumo a trechos livres a montante.

Esses resultados sugerem que a orientação dos peixes no corpo do reservatório não se constitui em limitação aos esforços de transposição de peixes a montante.

A migração descendente e passagem pela barragem

Um aspecto relevante nas facilidades de transposição de peixes pela barragem é o recrutamento de peixes para os estratos populacionais localizados a jusante.



Figura 6.1.9 - Canal de Piracema de Itaipu, um canal secundário para a transposição de peixes (Fonte: Itaipu Binacional).

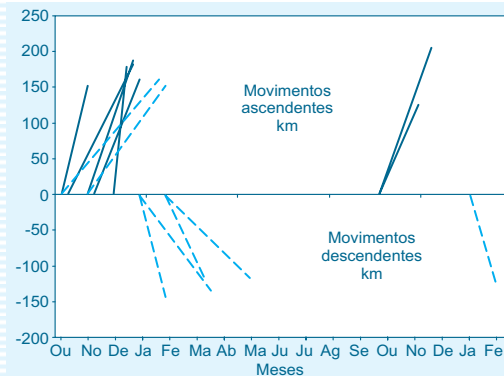


Figura 6.1.10 - Representação gráfica dos deslocamentos (direção, sazonalidade, distância e velocidade) realizados pelo armadão *Pterodoras granulosus* no reservatório de Itaipu. Linhas tracejadas = capturas, marcação e liberação no reservatório; linhas escuras = capturas a jusante, marcação e liberação no reservatório (Fonte: AGOSTINHO; BORGUETTI; VAZZOLER; GOMES, 1994).

Para que o sistema de transposição tenha significado na manutenção de populações ou estoques de peixes é necessário que os resultados da desova se propaguem para os trechos inferiores. Esse tema é tão ou mais crítico que a ascensão dos peixes aos trechos superiores e tem sido sistematicamente ignorado no planejamento dos mecanismos de transposição (QUIRÓS, 1988; CLAY, c1995).

Nesse contexto, dois aspectos são críticos para a ictiofauna neotropical, ou seja, (i) as larvas e juvenis devem atravessar todo o corpo do reservatório até a barragem, e (ii) devem passar pela barragem com um mínimo de mortalidade.

Em relação ao primeiro, é oportuno lembrar que os peixes migradores neotropicais, especialmente os das bacias dos rios Paraná, São Francisco e Tocantins, desovam em áreas altas da bacia, no período de níveis fluviométricos crescentes, temperaturas altas ou em elevação e com águas túrbidas (que reduzem a predação dos ovos e larvas por predadores visuais). Ovos e larvas migram passivamente com a correnteza por dezenas de quilômetros enquanto se desenvolvem. As larvas são levadas pelas cheias para a várzea lateral (berçários = lagoas e baías), onde permanecem por um tempo variável (até dois anos, conforme a espécie). Mais tarde os juvenis dispersam, integrando os estoques adultos, geralmente a jusante.

O grau de interferência de um reservatório nesse processo dependeria basicamente de sua posição em relação às áreas críticas ao ciclo de vida dos peixes (área de desova, criadouros naturais e área de alimentação).

No caso de o trecho a montante do reservatório ser extenso, comportar locais de desova inalterados e apresentar extensas áreas naturalmente alagáveis, é esperado que as espécies migradoras retidas a montante mantenham seus estoques, com perdas na diversidade genética ao longo do tempo. Nesse caso, a transposição teria como objetivo apenas a manutenção da diversidade genética, com prejuízos aos estoques a jusante da barragem.

Num outro cenário, o trecho a montante seria curto, conteria apenas os locais de desova, sem áreas alagáveis relevantes. Nesse caso, o estoque de grandes migradores seria drasticamente reduzido, podendo após alguns anos ser eliminado da área a montante. A transposição, dessa forma, poderia permitir a desova em áreas a montante. Entretanto, os ovos e larvas seriam conduzidos ao ambiente represado, cujas águas apresentam baixa velocidade, o que pode promover sua sedimentação, e alta transparência, facultando intensa predação, principalmente por predadores visuais. Ovos e larvas, mesmo de espécies migradoras de grande porte, como o sorubim ou o dourado, são naturalmente predados por peixes de outros hábitos alimentares, incluindo espécies forrageiras, como insetívoros ou planctófagos. Embora não haja informações na literatura especializada, é improvável que os ovos e larvas alcancem a barragem antes de serem totalmente dizimados pelas abundantes populações de peixes forrageiros que dominam os reservatórios, cujas águas são, em geral, muito transparentes, especialmente nas áreas mais internas daqueles de maior área.

A construção de meios de transposição neste último caso se configuraria como uma fonte adicional de impactos ao inviabilizar o sucesso da reprodução de indivíduos com chance de desova em segmentos inferiores à barragem.

Uma situação diferente ocorre entre os salmonídeos, peixes do hemisfério Norte, nos quais a concepção de meios de transposição foi baseada no Brasil. Sua migração em direção ao mar é ativa e ocorre em tamanhos muito maiores (*smolt* ou *yearling* = 10 a 15cm), reduzindo drasticamente a predação.

Na hipótese, aqui considerada remota, de as larvas provenientes de pontos altos da bacia alcançarem a barragem, sua transposição para jusante é outro aspecto que torna questionáveis as obras de transposição como instrumento de preservação dos estoques de peixes.

As perdas na passagem pela barragem variam de acordo com a rota tomada pelo peixe. Em geral, as perdas pelo vertedouro são diferentes daquelas das turbinas (CLAY, 1995).

No vertedouro, a mortalidade depende da sua altura e desenho, variando de 0,2% a 99%. Entretanto, outras características do dispositivo de saída estão relacionadas a essa mortalidade, como a abrasão contra a superfície, mudanças bruscas de pressão, mudanças rápidas de direção de fluxo (*shearing effect*) e supersaturação gasosa (RUGGLES, 1980). Esses fatores podem, no entanto, ser minimizados pelo desenho do vertedouro.

A mortalidade em turbinas, de solução mais difícil, decorre de (i) danos mecânicos devido ao contato com os equipamentos fixos ou móveis, (ii) danos induzidos pela pressão ou pela exposição a condições de drástica variação de pressão, (iii) danos por decepamento, resultantes de extrema turbulência, (iv) danos por cavitação, decorrentes de exposição a áreas com vácuo parcial. Em geral, esses danos ocorrem de forma combinada (ver Capítulo 6.4).

Diversas técnicas visando afastar os peixes em migração descendente da tomada de água para as turbinas ou da área de influência do vertedouro têm sido desenvolvidas. Entre essas, destacam-se as barreiras comportamentais, como cortinas de bolhas de ar, correntes pendentes, luzes de vários tipos, barreira sonora, eletricidade, telas, etc.

Esses recursos foram, no entanto, desenvolvidos para os salmonídeos, que são nadadores ativos e que podem ser repelidos por condições artificiais adversas. O mesmo não é esperado de larvas, que descem passivamente com a água.

A barreira física apresenta o inconveniente do acúmulo de resíduos e detritos, exigindo intenso trabalho de manutenção. De alguma maneira, ela requer rota alternativa para a passagem de peixes para jusante (*by pass*). Envolve, geralmente, o uso de telas com malhagens suficientemente pequenas para impedir a passagem de peixes grandes e para não bloquear a circulação da água. É difícil imaginar a instalação de telas com malhagens suficientemente pequenas para reter larvas com alguns milímetros de

diâmetro. De qualquer maneira, se retidas, poderiam ser esmagadas pela corrente contra a parede da tela, dependendo das condições hidrodinâmicas locais.

Estudos de ovos e larvas conduzidos pelo Nupélia/Universidade Estadual de Maringá nos primeiros quilômetros abaixo do reservatório de Itaipu demonstram que (i) as larvas registradas eram provenientes do reservatório, como demonstraram os fatos de pertencerem essencialmente às duas espécies que se reproduziam naquele ambiente, ou seja, sardela (*H. edentatus*; 90% do total) e corvina (*P. squamosissimus*; 8,5%), e de suas formas adultas e em reprodução estarem ausentes no trecho amostrado, (ii) a taxa de larvas danificadas (decepadas e esmagadas) alcançou valores superiores a 30% do total, sugerindo alta mortalidade, visto que aquelas fracionadas não eram retidas pela rede de ictioplâncton, (iii) nenhuma larva de grande migrador foi registrada.

Esses resultados, embora demonstrem que muitas larvas podem passar pela barragem com a água turbinada ou vertida, sugerem que eventuais larvas que penetrem no reservatório a partir de tributários laterais não logram alcançar as áreas mais internas do reservatório.

A possibilidade de retorno dos peixes que ascenderam a escada para os segmentos a jusante é ainda uma incógnita. É sabido que a maioria das espécies migradoras se utiliza

de ambientes lóticos como áreas de alimentação e crescimento (espécies reofílicas) e geralmente ocupam a metade superior dos reservatórios, evitando aquelas lacustres e menos produtivas mais internas (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

Assim, é esperado que os movimentos descendentes dos adultos até a barragem sejam restritos a algumas espécies menos exigentes em relação à dinâmica da água e, caso ocorram, estes enfrentem também problemas com mortalidade ao passarem pelos componentes da barragem. Liberações de peixes marcados na escada de Canoas II revelam que 71% permaneceram no trecho a montante nos meses subseqüentes à marcação e 29% no reservatório de Canoas I. Nenhum dos 1.499 exemplares marcados foi capturado abaixo deste último reservatório (DUKE ENERGY INTERNATIONAL, 2001). Britto e Sirol (2005) também enfatizam o caráter unilateral na transposição realizada pelas escadas instaladas no complexo Canoas.

Desse modo, embora ainda careça de comprovação, as escadas podem se constituir em fontes de impactos às populações localizadas em trechos a jusante, especialmente nos casos em que esses trechos apresentem áreas alternativas de desova e desenvolvimento inicial. Nesses casos, o fluxo unidirecional dos cardumes implicaria sua subtração dos trechos inferiores (ver **Box 6.1.5**).

Box 6.1.5**Sobre os impactos das escadas na atividade pesqueira.**

DUKE ENERGY INTERNATIONAL. *Relatório de monitoramento da transposição de peixes pelas escadas instaladas nas UHEs Canoas I e Canoas II - Médio Paranapanema*. Chavantes, SP, 2002. 36 f., il. (algumas color.). (Relatório técnico).

“A instalação das escadas para peixes nas UHE’s Canoas I e Canoas II teve dois momentos distintos: o primeiro, ocorrido na piracema 2000/2001, onde foi registrada a ascensão de grandes cardumes de espécies migradoras através dos mecanismos de transposição. Durante este período foi mantida a atividade pesqueira a jusante de Canoas I e observou-se um crescimento da atividade pesqueira junto a jusante da UHE Salto Grande, decorrente da migração dos peixes através das escadas. No segundo momento, ocorrido na piracema 2001/2002, foi registrada uma redução dos cardumes de grandes migradores, fato ponderado como possível efeito negativo das escadas sobre os estoques de jusante. Ao mesmo tempo ocorreu um contínuo crescimento da pesca a jusante da UHE Salto Grande. A despeito da satisfação geral observada no primeiro momento, o segundo trouxe consigo a insatisfação de pescadores situados a jusante de Canoas I, em vista da aparente depleção dos estoques de espécies migradoras, apreciadas comercialmente. Os pescadores atribuíram essa redução à transposição dos cardumes durante a piracema 2000/2001, quando a escada permaneceu aberta até o mês de julho, sendo fechada para manutenção posteriormente, após a aprovação do IBAMA/Brasília. A insatisfação com a pesca durante a piracema de 2001/2002 ocasionou a mobilização dos pescadores, que realizaram manifestações de protesto junto à Duke Energy International e aos órgãos fiscalizadores, especialmente o Instituto Ambiental do Paraná (IAP). Através da mobilização, os pescadores sensibilizaram o IAP, de forma que o órgão exigiu da Duke Energy International, através de carta formal, o fechamento das escadas. A Gerência de Meio Ambiente da Empresa respondeu à carta, evidenciando o fato de que a Licença de Operação (LO) da UHE Canoas I havia sido expedida pelo IBAMA/Brasília, visto que o Paranapanema é um rio federal, e que qualquer manobra nas escadas deveria ser submetida a aprovação desse órgão. Apesar do esclarecimento, o IAP e os pescadores ainda mantiveram suas posições quanto ao fechamento das escadas, criando um impasse entre as orientações dos dois Órgãos fiscalizadores. O impasse levou os pescadores a formalizar uma petição, assinada por todos, solicitando o fechamento das escadas devido ao baixo rendimento em suas atividades. Diante do impasse e da petição, a Gerência de Meio Ambiente da Duke Energy International voltou a consultar o IBAMA, apresentando também a petição formalizada. O Órgão, após analisar os fatos ocorridos, indicou a necessidade do aval do Ministério Público, que havia movido a ação legal para a construção das escadas, para fechar o mecanismo de transposição. Até que haja uma concordância do Ministério Público para o fechamento, as escadas permanecerão abertas. Cabe ressaltar que, ao mesmo tempo em que ocorriam esses fatos relativos a jusante de Canoas I, o aumento de peixes migradores a jusante da UHE Salto Grande promoveu um expressivo aumento da pesca, como mencionado. Decorrente desse aumento de peixes e, por conseguinte, de pescadores, houve um concomitante incremento de infrações ambientais, decorrentes da pesca irregular, pesca predatória e invasão de áreas de segurança a jusante da barragem. Não obstante esse aumento de peixes nos reservatórios de Canoas I e, especialmente, de Canoas II, não há indícios de sucesso reprodutivo de nenhuma das espécies migradoras que utilizaram o sistema de transposição do Complexo Canoas.”

Considerações Finais

Como visto, as informações acerca da eficiência das escadas de peixes no Brasil referem-se apenas à capacidade das espécies em ascenderem esses sistemas, não sendo avaliadas a importância e a efetividade desses dispositivos para a preservação dos estoques nas bacias hidrográficas.

A efetividade da desova dos peixes transpostos está sendo monitorada atualmente (CESP, 2001; DUKE ENERGY INTERNATIONAL, 2001), porém sem resultados conclusivos. Das 17 espécies de larvas registradas nos tributários do reservatório de Porto Primavera, apenas uma foi de espécie migradora (jaú *Z. zungaro*) (CESP, 2001).

Assim, informações disponíveis demonstram que, com um desenho adequado, as escadas são mecanismos eficientes na transposição de peixes, embora com problemas em relação à seleção das espécies. Evidências obtidas em estudos sobre o ciclo de vida das espécies neotropicais demonstram, entretanto, que os movimentos descendentes e o recrutamento aos estoques de trechos a jusante da barragem constituem-se em pontos críticos relevantes no processo decisório de construção desses instrumentos de manejo.

Dessa maneira, deve-se considerar que as estratégias reprodutivas de peixes

potamódromos da região neotropical envolvem movimentos descendentes passivos de ovos e larvas por dezenas de quilômetros, ao final dos quais necessitam de lagoas marginais ou baías para que o desenvolvimento dos jovens seja bem-sucedido. O fato de reservatórios apresentarem águas calmas, mais transparentes, e comportarem um grande número de pequenos peixes, retardaria os deslocamentos passivos de ovos e larvas, os exporiam a uma intensa predação e/ou promoveriam a sua sedimentação para as camadas d’água mais profundas, onde as condições de oxigenação são geralmente críticas.

Na hipótese remota de as larvas alcançarem a barragem, elas sofreriam grande mortalidade ao passar pelas turbinas ou vertedouro, sem que houvesse possibilidade de atraí-las para escadas (escadas e elevadores são concebidos apenas para movimentos ascendentes) ou afugentá-las das imediações da tomada d’água, visto que têm movimentos passivos.

A migração descendente dos adultos de espécies migradoras é dificultada pelo fato de serem, nessa fase, geralmente reofílicos (hábitat de água corrente) e ocuparem apenas os trechos superiores de reservatórios (zona fluvial e de transição). Além disso, aqueles que atravessam as estruturas da barragem experienciam fortes injúrias, o que pode acarretar em elevada mortalidade.

Capítulo 6.2

Estocagem

Introdução

A estocagem de peixes, também conhecida como repovoamento ou peixamento, é uma das ações de manejo mais aplicadas em todo o mundo (WELCOMME, 1988). Ela se constitui na soltura deliberada de peixes provenientes de outros sistemas naturais ou de cultivo em um determinado corpo d'água.

De modo geral, as estocagens podem ser classificadas em (i) introdução, quando se utilizam espécies não-nativas e visam o estabelecimento de população auto-sustentável; (ii) manutenção, na qual estas são repetidas anualmente com a finalidade de manter uma população de peixes que não se reproduz no corpo de água receptor; (iii) suplementação, quando visam aumentar a população de uma determinada espécie de peixe ou sua variabilidade genética (WHITE; KARR; NEHLSSEN, 1995). Esta última modalidade pode ser realizada com finalidades conservacionistas ou preservacionistas (elevação do tamanho da população acima de limiares críticos, incremento da heterogeneidade genética) ou pesqueiras (incremento na biomassa). As duas primeiras, entretanto, servem apenas a

interesses na exploração pesqueira e, eventualmente, no controle biológico de pragas.

A estocagem de suplementação, objeto principal deste tópico, é uma medida de manejo recomendada apenas em três situações, ou seja, (i) nos casos em que um dado estoque apresente sinais de sobrepesca e, portanto, a capacidade de suporte do ambiente comporta maior número de indivíduos da espécie explorada; (ii) quando as áreas de desova e/ou os criadouros naturais são insuficientes, e (iii) nas condições em que a capacidade biogênica ou de suporte foi ampliada por uma determinada ação do homem (incorporação de alimento ou nutrientes).

Destinada, portanto, a recompor estoques, essa técnica de manejo deve ser realizada com metas claras e na solução de problemas específicos. Tal prática, quando bem conduzida, pode auxiliar no restabelecimento de populações de interesse, sendo relevante para a conservação dos recursos aquáticos (pesca). Em reservatórios em que a depleção dos estoques, como decorrência da alteração qualitativa e quantitativa dos habitats e da sobrepesca é um fato

recorrente, a estocagem pode se constituir em alternativa válida. Ela tem contribuído para o aumento do rendimento pesqueiro em diversos corpos de água ao redor do mundo (SHANER; MACEINA; MCHUGH; COOK, 1996; HANSSON; ARRHENIUS; NELLBRING, 1997), sendo registrados casos de forte relação entre a densidade de peixes estocados e o rendimento da pesca, em diferentes tipos de ambientes (Figura 6.2.1; QUIRÓS, 1999).

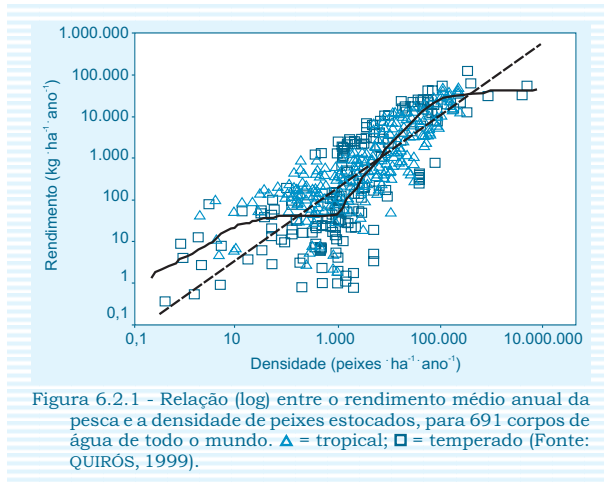


Figura 6.2.1 - Relação (log) entre o rendimento médio anual da pesca e a densidade de peixes estocados, para 691 corpos de água de todo o mundo. Δ = tropical; \square = temperado (Fonte: QUIRÓS, 1999).

Entretanto, apesar de seu valor intrínseco, muita discussão permeia a adoção dessa modalidade de manejo, visto que existe, na história da estocagem, uma profusão de resultados infrutíferos (MATHIAS; FRANZIN; CRAIG; BABALUK; FLANNAGAN, 1992; COWX, 1994; VEHANEN, 1997; QUIRÓS; MARI, 1999), incluindo severos impactos sobre o ambiente e os estoques originais (RADOMSKI; GOEMAN, 1995). Na maioria dos casos de fracasso, a razão não decorreu da prática em si, mas sim do seu mau uso.

Numa escala mundial, os fracassos têm sido atribuídos à falta de clareza nos objetivos e a displicência com vários detalhes metodológicos fundamentais (COWX, 1999). A banalização dessa técnica de manejo, aplicada em qualquer ecossistema aquático e com a espécie que se tem disponível, conjugada à ausência de avaliação dos resultados, têm sido características marcantes

de seu uso e causas de insucesso (COWX, 1994). A esse propósito, Quirós (1999) pondera que na busca por melhores rendimentos pesqueiros, a estocagem pode ser realmente necessária, porém não suficiente. Muitos outros fatores podem comprometer seu sucesso, com destaque para as características biológicas da espécie em questão, a morfometria e estado trófico do ambiente, a capacidade suporte, dentre outros.

Porém as controvérsias sobre o sucesso da estocagem não têm sido o pior aspecto dessas iniciativas. O uso indiscriminado dos peixamentos tem elevado potencial de promover impactos irreversíveis sobre os estoques que se quer incrementar ou na ictiofauna em geral (RADOMSKI; GOEMAN, 1995). Esses impactos estão geralmente relacionados à introdução de espécies não-nativas, à soltura deliberada de indivíduos de péssima qualidade genética e à contaminação dos cursos naturais com

patógenos veiculados de forma associada aos alevinos ou pela água. Essas iniciativas não podem ser banalizadas pelos interesses eleitores de políticos que se aproveitam de um senso comum equivocado da população, no qual “soltar peixes em um corpo de água só pode ajudar”. Também não podem ficar à mercê de iniciativas atabalhoadas de pessoas ou instituições, mesmo que bem-intencionadas. Como serão vistas neste tópico, as decisões de estocagem devem ser baseadas em rigorosa avaliação da necessidade, da espécie, da procedência dos alevinos, da metodologia, dos riscos e das formas de avaliação. É preferível a ausência de manejo a um manejo equivocado e não passível de monitoramento.

Aspectos Históricos das Estocagens

A estocagem de peixes em reservatórios foi uma das estratégias de manejo mais adotadas pelas concessionárias hidrelétricas e entidades responsáveis pelo manejo de reservatórios no Brasil. Os programas de estocagem foram iniciados em açudes nordestinos ainda na primeira metade do século XX, onde foram bem-sucedidos, com uso de tilápias e corvinas. Não demorou para que esses programas fossem implantados também em reservatórios das bacias dos rios Paraná, Paraíba do Sul e do Leste, sendo baseados em espécies não-nativas.

Embora atualmente praticados por livre iniciativa de algumas concessionárias, historicamente os peixamentos foram

resultantes de estímulos ou por constrangimento legal imposto pelos órgãos de fomento à pesca e de “proteção à fauna aquática”, como a Superintendência para o Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE).

O primeiro Código de Pesca do Brasil (Decreto-Lei N° 794 de 19/10/1938) já previa que “as represas dos rios, ribeirões e córregos devem ter, como complemento obrigatório, obras que permitam a conservação da fauna fluvial, seja facilitando a passagem de peixes, seja instalando estações de piscicultura”. Essas estações tinham como finalidade a obtenção de alevinos para o repovoamento. Poucos anos antes, Rudolph von Ihering havia iniciado, no Nordeste, experimentos bem-sucedidos de aplicação de extrato de hipófise para a desova artificial (induzida) de espécies nativas, o que representou um marco importante para a piscicultura nacional (VIEIRA; POMPEU, 2001). Entretanto, as dificuldades iniciais de aplicá-las à maioria das espécies nativas e as dificuldades ainda atuais de larvicultura, aliadas à facilidade na produção de alevinos de espécies exóticas, levaram à massiva produção e peixamentos com espécies não-nativas. Nesse período, as discussões acerca das ações de manejo centravam-se nos mecanismos de transposição e na estocagem, que ainda persistem atualmente.

As ações de estocagem ganharam impulso após a promulgação do Decreto-Lei N° 221 (28/02/1967) e a publicação da Portaria N° 46/SUDEPE (27/01/1971). Esses documentos legais prescreviam que “o proprietário ou concessionário de represa em cursos de água,

além de outras disposições legais, é obrigado a tomar medidas de proteção à fauna” e delegava à SUDEPE a tarefa de determinar o melhor mecanismo para a proteção da fauna aquática.

Essa superintendência, voltada para a pesca e piscicultura e, paradoxalmente, com carência de técnicos com poder de decisão na área de conservação, entendeu que a melhor alternativa era o repovoamento e, para isso, exigiu que as concessionárias hidrelétricas instalassem em cada sub-bacia pelo menos uma estação produtora de alevinos (ALZUGUIR, 1994; AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004). Isso pavimentou o caminho que levou às massivas estocagens, com espécies nativas e não-nativas, sem que jamais fosse realizado um monitoramento sistemático para avaliar a eficácia da medida. Sem informações sobre os estoques da fauna nativa, com a escolha da espécie-alvo de estocagem baseada nas facilidades de obtenção e na disponibilidade de alevinos, e tendo como meta apenas a quantidade a ser estocada, os pré-requisitos e a metodologia dessa técnica foram atropelados. Já as espécies de grande porte, cujos estoques são afetados pelos represamentos, foram esporádicas nos peixamentos, em parte devido à dificuldade de cultivo nas fases de larva e alevino, dado que são geralmente grandes migradores e de hábito piscívoro.

Entretanto, a atuação principal das inúmeras estações de piscicultura foi o fomento através de distribuição de alevinos, na maioria das vezes com objetivos puramente eleitoreiros. Nesse

período, espécies como corvina, tucunaré, tilápia, carpas, sardinha de água doce, apaiari, entre outras tantas, se disseminaram pelas bacias dos rios Paraná e Paraíba do Sul, esta última recebendo ainda várias espécies da primeira. Atualmente, essas estações estão envolvidas com a produção de alevinos de espécies nativas e/ou se tornaram estruturas de apoio a projetos ambientais.

Cabe ressaltar que o desprezo às informações técnicas e científicas e a ausência de um monitoramento que permitisse avaliar as medidas de manejo, obter novas informações e aprender com elas, não esteve restrito a essas ações. Isso também foi constatado nas opções de instalação de mecanismos de transposição de peixes em barragens (ver Capítulo 6.1).

Os reservatórios da região Sudeste e os inúmeros açudes da região Nordeste foram os locais onde mais se aplicou a técnica da estocagem (FONTELENE; PEIXOTO, 1979; GODINHO, H.P.; GODINHO, A.L., 1994; HILSDORF; PETRERE JUNIOR, 2002; AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004). A pesca nos açudes nordestinos, especialmente a da tilápia, é ainda hoje mantida por elevado esforço de estocagem com alevinos, produzidos em estações de piscicultura da região (FONTELES-FILHO; ALVES, 1995).

Nos reservatórios do alto rio Paraná, os programas de estocagem vêm sendo executados desde a década de 1970, tendo sido utilizadas mais de 25 espécies de peixes, nativas ou não. A Figura 6.2.2 apresenta o número total de alevinos

liberados em reservatórios de diferentes bacias, no período de 1975 a 1997. Note-se que o número ultrapassa 77 milhões nos reservatórios da bacia do rio Tietê e 40 milhões naqueles situados na calha do rio Paraná, considerando-se apenas o esforço de estocagem em reservatórios hidrelétricos realizados por uma concessionária.

Espécies de outras bacias ou continentes foram predominantes nas estocagens até o início da década de 1990, quando foram substituídas pelas nativas. Isso decorreu de uma maior conscientização da população acerca dos riscos ambientais da introdução de espécies exóticas e de um maior domínio das técnicas de reprodução artificial das espécies nativas. Em 1992, ao assinar a Convenção da Diversidade Biológica, o Brasil se comprometeu a combater as iniciativas de introdução de espécies, embora seja ainda hoje praticada de forma ilegal. O histórico das estocagens em quatro reservatórios da bacia do rio Tietê demonstra, de forma evidente, essa tendência de substituição de espécies nos programas de peixamento (Figura 6.2.3). Assim, as

estocagens na década de 1980 foram compostas por 65% de espécies não-nativas, entre elas as tilápias (45%), a sardinha de água doce (14%), a carpa (5%) e o apaiari (0,4%). Nesse período, a espécie nativa mais estocada foi o curimba (24%), seguido de lambari (4%) e pacu (3%). Entre 1992 e 2002, os programas de estocagens foram

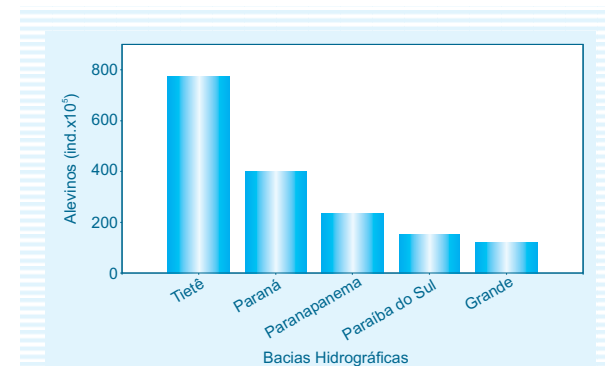


Figura 6.2.2 - Quantidade total de alevinos (ind.10⁵) estocados pela CESP em reservatórios de diferentes bacias do sudeste, entre 1975 e 1997 (Fonte: CESP, 1998).

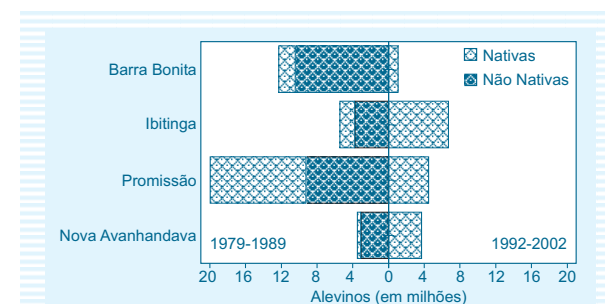


Figura 6.2.3 - Número de alevinos de espécies nativas e não-nativas utilizadas em programas de estocagem de concessionárias hidrelétricas, nos períodos 1979-1989 e 1992-2002, em quatro reservatórios do rio Tietê, bacia do rio Paraná (Fonte: ECO CONSULTORIA AMBIENTAL E COMÉRCIO/AES TIETÊ, 2002).

executados apenas com espécies nativas, especialmente curimba (58%), pacu (30%) e piapara (6,5%).

Embora a ausência de monitoramento, que, como visto, é a principal característica desses programas de estocagem no país, não permita um quadro preciso dos resultados até agora obtidos, a documentação disponível sobre o rendimento da pesca profissional e experimental nos reservatórios em que eles foram implementados sugere que tenham sido iniciativas fracassadas, tanto na perspectiva do rendimento pesqueiro quanto na da conservação da biodiversidade.

Para as espécies não-nativas, oriundas de outras bacias do país, a ausência ou o caráter esporádico nas capturas indicam claramente isso. Assim, grandes estruturas foram instaladas para a produção de alevinos, algumas destinadas originalmente a espécies exóticas de outros continentes, e programas de estocagem funcionaram por décadas, sendo freqüente que os indivíduos liberados jamais fossem capturados. A estação de piscicultura do reservatório de Capivari, na bacia Atlântico Sul, por exemplo, foi adaptada para a produção de alevinos de truta arco-íris, tendo desenvolvido estocagens por anos

sucessivos, sem que jamais os indivíduos adultos fossem registrados na pesca. Outro exemplo é o da tilápia nos reservatórios do rio Tietê, onde ela foi a principal espécie nas estocagens. No reservatório de Barra Bonita, onde atualmente encontra-se estabelecida, o esforço de estocagem, exercido durante quase uma década, não produziu o resultado esperado. A espécie começou a aparecer na pesca apenas 12 anos depois, provavelmente em razão dos massivos e constantes escapes de estabelecimentos de pesque-pagues que proliferaram na região no final da década de 1990 (Figura 6.2.4).

Nos casos de estocagens com espécies nativas, de avaliação mais difícil e que demandam o apoio de laboratórios especializados, o sucesso, muitas vezes manifestado com base em percepções tecnicamente frágeis, não é comprovado. A depleção dos estoques, a despeito do esforço

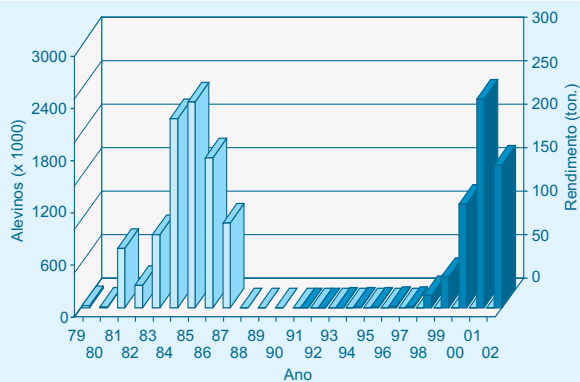


Figura 6.2.4 - Número de alevinos estocados (colunas claras) e rendimento da pesca profissional (colunas escuras) de tilápia no reservatório de Barra Bonita durante o período de 1979 a 2002.

de estocagem, é um indicativo de frustração. A falta de monitoramento também não permite comprovar os impactos negativos que são esperados de programas de estocagem executados sem considerações sobre a qualidade genética dos reprodutores, que sabidamente era baixa (AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004).

O tema tem proporcionado acirradas discussões envolvendo cientistas, políticos, tomadores de decisão e os diversos usuários dos recursos naturais, sem, contudo, haver consenso sobre a oportunidade de tais medidas. Os programas de estocagem, entretanto, continuam, mais por uma demanda de políticos com interesses eleitoreiros ou instituições por eles utilizadas, que pela posição dos técnicos envolvidos (AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004). A soltura de peixes durante campanhas eleitoreiras, envolta em grandes festividades e cobertura da mídia, é freqüente em todo o Brasil (Figura 6.2.5), sem que o motivo alegado (recuperação dos estoques) seja objeto de avaliação. O grande desserviço prestado por essas iniciativas está certamente na deseducação ambiental da população. A estocagem tornou-se arraigada de tal forma na concepção de “conservação da natureza” do

povo brasileiro, que é uma das súplicas mais freqüentemente ouvidas dos dependentes de recursos aquáticos e da sociedade em geral (VIEIRA; POMPEU, 2001; SIROL; BRITTO, 2005). No reservatório de Itaipu, por exemplo, foi a sugestão predominante (42%) nas entrevistas com mais de 500 pescadores profissionais sobre a melhor medida para melhorar o rendimento da pesca (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. NUPELIA/ ITAIPU BINACIONAL, 2002).

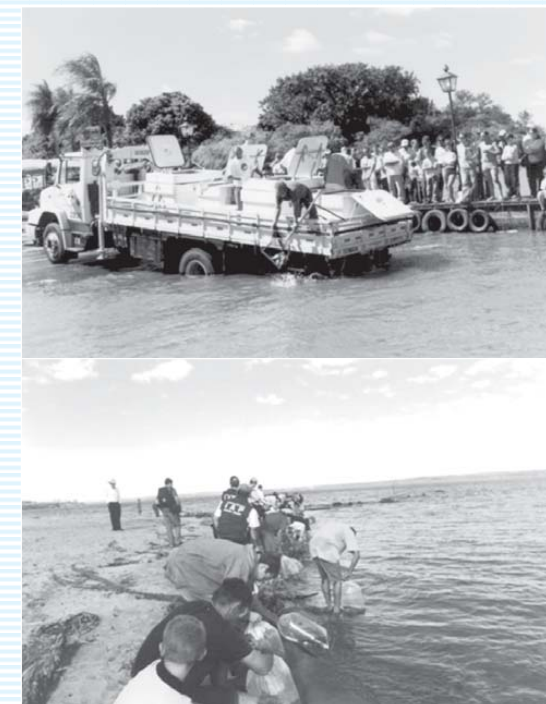


Figura 6.2.5 - Cenas de peixamentos realizados em reservatórios do rio Paraná, nas quais os participantes acreditam, equivocadamente, estar contribuindo com a preservação ambiental.

A despeito do esforço de estocagem, na maioria dos casos as espécies liberadas não produziram efeito algum, sendo que a maioria não conseguiu se estabelecer (VIEIRA; POMPEU, 2001) e várias jamais foram capturadas (AGOSTINHO; GOMES, 1997). No entanto, algumas espécies introduzidas, em especial a corvina, o tucunaré e a tilápia, conseguiram tamanho sucesso na colonização dos reservatórios que hoje compõem grande parte dos desembarques pesqueiros em reservatórios do Sudeste e Nordeste (ver Capítulo 5). É relevante o fato de que as duas primeiras espécies, as mais bem-sucedidas na ocupação dos reservatórios da bacia do rio Paraná, não constem da série histórica de dados do repovoamento elaborada pelas concessionárias dessa bacia. A introdução da primeira é atribuída ao rompimento de tanques de cultivos mantidos por concessionária hidrelétrica na bacia do rio Pardo, e a segunda, acredita-se que foi resultado de solturas clandestinas de associações de pescadores esportivos.

O Insucesso da Estocagem: lições a serem aprendidas

Os programas de estocagem desenvolvidos em diferentes partes do mundo têm, em geral, sido bem-sucedidos. Como visto, o sucesso daqueles realizados em reservatórios brasileiros, embora não adequadamente monitorados, está restrito aos peixamentos sistemáticos em açudes do Nordeste. Na raiz desse insucesso estariam a falta de clareza nos objetivos dos repovoamentos, o

desconhecimento ou negligência das informações sobre o ambiente e a espécie-alvo, além de falhas metodológicas.

Necessidade de estocagem e falta de clareza nos objetivos

Qualquer que seja a técnica de manejo, ela é sempre fundamentada na implementação de medidas sobre um sistema visando otimizá-lo conforme um dado objetivo. Isso pressupõe que o objetivo deve estar claro para que a ação seja efetiva e passível de avaliação. Objetivos vagos, como “melhorar os estoques”, “aumentar o rendimento pesqueiro”, “melhorar a pesca”, “contribuir para a conservação da biodiversidade”, freqüentes nos programas de peixamento, embora sejam eficientes formas de comunicação popular, são tecnicamente inadequados. Durante muito tempo e mesmo atualmente, em algumas concessionárias, os objetivos explicitados nos programas anuais de peixamento estão restritos a uma meta geral de soltura, expressa em milhares de alevinos, configurando casos típicos nos quais meios e fim são as mesmas coisas. É óbvio, por outro lado, que, dados os riscos ambientais das ações de repovoamento, os objetivos eleitoreiros são ilícitos.

No caso dos repovoamentos, os objetivos específicos devem ser elaborados com base nas necessidades aferidas no ambiente-alvo. Essas necessidades podem ser de natureza genética (incremento na heterogenidade genética) ou demográfica (recomposição de estoques deplecionados pela pesca ou por problemas no recrutamento decorrentes de

redução ou inadequação dos locais de desova ou criadouros naturais). Repovoamentos realizados em áreas onde não há exploração dos recursos pesqueiros são justificados apenas para a melhoria da diversidade genética de espécies, dado que os aspectos demográficos vigentes devem estar sendo determinados pela capacidade de suporte do ambiente (tamanho da população no limiar permitido pelo ambiente) e/ou falhas no recrutamento (reprodução incipiente ou alta mortalidade nas fases iniciais).

Desconhecimento e/ou negligência das informações

O estado do conhecimento limnológico e ictiológico dos reservatórios durante as primeiras décadas em que os repovoamentos foram realizados era precário, sendo os programas concebidos dentro de uma diretriz geral e extensiva a diferentes bacias. Isso levou espécies com estratégias distintas a serem estocadas de forma similar, ou uma mesma espécie ser eleita para a estocagem em vários reservatórios e sub-bacias, independentemente das restrições ambientais particulares ou da necessidade localizada da ação. A necessidade de pesquisas e levantamentos prévios era contestada por se considerar que a produção nos reservatórios não poderia esperar o desenvolvimento de pesquisas na área, pois seriam financeiramente custosas e levariam muito tempo para gerar frutos. Paradoxalmente, entretanto, vultosas quantias em dinheiro foram investidas na

construção de estações de piscicultura e na formação de equipes responsáveis para a execução das estocagens (AGOSTINHO; GOMES, 1997), sendo que ainda hoje busca-se a melhor maneira de tornar os peixamentos eficientes.

Atualmente, o conhecimento da bioecologia de várias espécies e de padrões espaciais e temporais de variação limnológicas em reservatórios é satisfatório. Esse conhecimento, em grande parte patrocinado pelo próprio setor elétrico como parte de seus programas ambientais, é, entretanto, negligenciado. Mesmo indicações básicas que deveriam ser consideradas antes de qualquer plano de estocagem, como o *status* dos estoques naturais, as restrições ambientais, a biologia e as exigências da espécie a ser estocada, os efeitos (positivos ou negativos) que essa espécie poderia causar na comunidade residente, a capacidade de suporte do ambiente, os melhores locais e época para a soltura, são ignoradas ou têm sido consideradas secundárias.

Embora notícias de peixamentos sejam freqüentes na mídia, ironicamente com maior recorrência durante a Semana de Meio Ambiente, nunca se procurou saber de sua necessidade. Eles não são motivados por demandas de estoques ou populações de peixes, sendo comum a soltura de espécies que sabidamente não se instalam em reservatórios (espécies lólicas) e/ou cujo estoque é naturalmente baixo, em decorrência das condições tróficas do ambiente e não pela mortalidade por pesca (ex.: piracanjuba, pacus).

Falhas metodológicas

As dificuldades metodológicas, ainda atuais, nos programas de estocagens têm na ausência de monitoramento a principal razão de sua persistência. O monitoramento, procedimento obrigatório após qualquer ação de manejo, tem sido amplamente negligenciado, em parte devido às dificuldades técnicas que ainda envolvem essa avaliação para espécies nativas. Para as não-nativas, o sucesso do programa, pelo menos em seu início, pode ser satisfatoriamente aferido pela simples presença da espécie. Para as nativas, o fato de as populações apresentarem naturalmente marcantes flutuações anuais não permite inferir, com base apenas em dados de abundância, se a ação de estocagem foi bem-sucedida ou não. Nesse caso, a marcação genética é necessária.

Agostinho e Gomes (1997) atribuem os insucessos nesses empreendimentos às falhas metodológicas, com destaque para a escolha da espécie, o local e a época de soltura, o número e o tamanho dos alevinos estocados. É intrigante, no entanto, que, embora a literatura fosse escassa no início, como já mencionado, muitos equívocos foram cometidos à luz de conhecimentos já existentes. Um caso ilustrativo é a soltura de jovens de curimbas em reservatórios da bacia do rio Paraná, quando os trabalhos de Godoy (1957, 1975), desenvolvidos nessa bacia, revelavam que a espécie passa seus dois primeiros anos em lagoas marginais, abrigada na vegetação.

O tamanho reduzido dos alevinos estocados foi outro procedimento equivocados. Embora esses tamanhos não constem em muitos dos relatórios técnicos consultados, é sabido que grande parte da estocagem foi realizada com pós-larvas e alevinos muito pequenos, muitas vezes sob protesto velado dos técnicos envolvidos, que sofriam pressões para o cumprimento de metas baseadas na quantidade de alevinos. Tendo como base o que ocorre no ambiente natural, onde esses indivíduos são liberados, a mortalidade é exponencialmente inversa à fase de desenvolvimento do alevino. Há estimativas de que mais de 99% das larvas que eclodem de espécies que não cuidam da prole morrem precocemente. No caso dessas solturas, um complicador adicional é o local onde elas geralmente foram feitas, ou seja, no corpo do reservatório, onde a transparência da água é elevada e a predação visual intensa. Existem casos em que um grande número de predadores é atraído para locais próximos às estações produtoras de alevinos ou para os pontos de soltura, causando severos impactos, inclusive nas populações selvagens residentes nesses locais (HINDAR; RYMAN; UTTER, 1991).

As evidências ambientais em relação à época do ano apropriada para a soltura, conforme as fases de desenvolvimento, foram também ignoradas. Com isso fica patente o desperdício de dinheiro e esforço ao liberar centenas de milhares de indivíduos de espécies migradoras nos reservatórios, sendo que eles precisam de lagoas marginais nos primeiros anos de vida para garantir certo percentual de sobrevivência.

Entretanto, a maior restrição dos programas de peixamento parece relacionada ao esforço de estocagem. Embora o número de alevinos liberados em cada estocagem seja aparentemente alto (média de 1,3 milhões de curimbas liberados anualmente durante 17 anos no reservatório de Promissão), a densidade revela-se baixa quando confrontada com as grandes dimensões dos reservatórios brasileiros. As densidades médias anuais de estocagem do curimba, a principal espécie nativa utilizada nos programas de peixamento, é mostrada na Figura 6.2.6 para quatro reservatórios da bacia do rio Tietê e um do rio Grande (Água Vermelha). Verifica-se que o número médio anual oscilou entre 4 e 39 indivíduos por hectare.

Outros reservatórios da bacia do rio Paraná também têm recebido peixes há longo tempo. O esforço de estocagem das duas principais espécies (curimba e pacu) realizado em dois deles nos últimos anos (Três Irmãos: 1996 - 1999 e Jupia: 1994 - 1999) é mostrado na Tabela 6.2.1. Observando o número total liberado no período, o esforço parece ser considerável, já que ultrapassa um milhão de

indivíduos. Entretanto, tal número é ilusório, pois, ao considerarmos a enorme área alagada pelos reservatórios, fica evidente a baixa densidade estocada anualmente (menos de 20 alevinos ha^{-1}). Esses valores estão bem abaixo do limiar estimado por Quirós (1999) para que haja uma resposta relevante no estoque (>500 peixes. $ha^{-1}.ano^{-1}$).

Na avaliação realizada sobre esses peixamentos pela concessionária, eles foram considerados bem-sucedidos (CESP, 2000a),

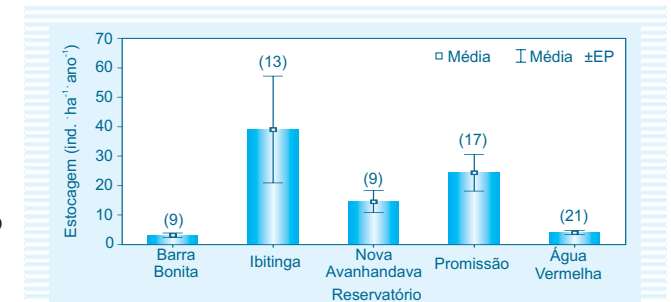


Figura 6.2.6 - Densidade média anual de estocagem de alevinos de curimba *Prochilodus lineatus* (indivíduos por hectare) utilizada nos programas de estocagem de cinco reservatórios da bacia do rio Paraná. Números entre parênteses representam o número de anos em que as estocagens foram realizadas (Fonte: ECO CONSULTORIA AMBIENTAL E COMERCIO/AES TIETÊ, 2002).

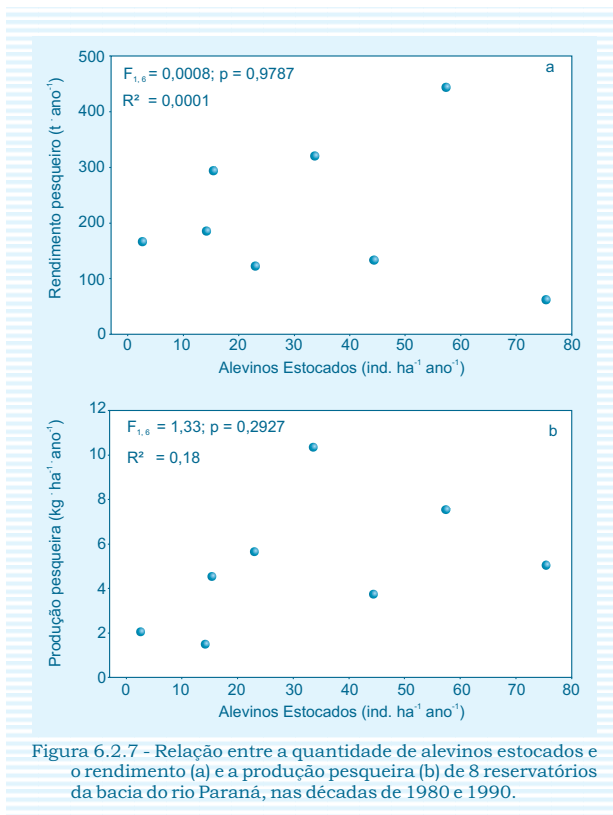
Tabela 6.2.1 - Estocagem de curimba *Prochilodus lineatus* e pacu *Piaractus mesopotamicus* nos reservatórios de Três Irmãos e Jupia, bacia do rio Paraná, realizada pela CESP na década de 1990. São apresentados o total de alevinos liberados no período indicado, a quantidade média e a densidade anual. Informação obtida em CESP (2000a)

	Três Irmãos (1996-1999)		Jupia (1994-1999)	
	Curimba	Pacu	Curimba	Pacu
Total	2.132.000	1.717.000	3.727.500	1.425.000
Número médio (ind. ano ⁻¹)	533.000	429.250	621.250	285.000
Densidade média (ind. ha ⁻¹ ano ⁻¹)	6,79	5,47	18,83	8,64

estimulando a sua continuidade. Entretanto, a forte correlação encontrada entre o rendimento e o esforço de estocagem (R^2 superior a 0,90) não considerou o retardo no tempo entre a soltura e o recrutamento dos indivíduos na pesca, que, segundo Agostinho, Vazzoler, Gomes e Okada (1993), pode demandar pelo menos 2 ou 3 anos.

Embora também carente de maior detalhamento, uma avaliação dos dados históricos de esforço de estocagem anual (1975 e 1997) e de rendimento pesqueiro médio (1988 e 1996), considerando dados de 8 reservatórios (Barra Bonita, Ibitinga, Promissão, N. Avanhandava, Três Irmãos, Ilha Solteira, Jupia e Água Vermelha), mostra que não há significância na correlação estatística entre as variáveis, fato que permite concluir que a estocagem realizada durante mais de 20 anos não parece ter resultado em benefícios à pesca para a qual foi destinada (Figura 6.2.7). Quirós e Mari (1999) observaram que, para reservatórios cubanos, incrementos significativos no rendimento pesqueiro só foram observados após estocagens intensivas ($> 10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), o que dependeu também da espécie escolhida.

Quirós (1999), em uma avaliação da estocagem realizada em mais de 700 reservatórios de diferentes tamanhos em todo o mundo, demonstrou que a relação entre a densidade de estocagem não é linear e um aumento relevante no rendimento só é observado quando essa densidade ultrapassa limiares de $500 \text{ alevinos ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ou acima de $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Esses limiares são entre 12 a 125 vezes superiores àqueles praticados em reservatórios brasileiros, se considerado o esforço de estocagem nos reservatórios do

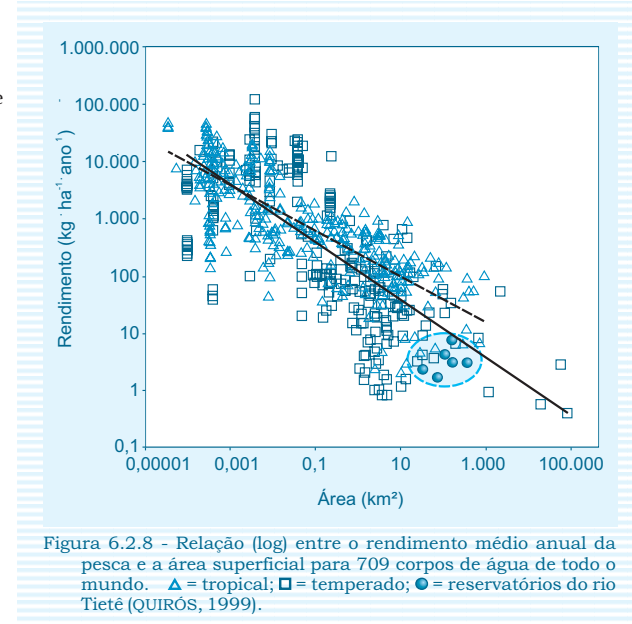


Tietê como padrão. Esse autor, por outro lado, ressalta que o sucesso nas estocagens é regulado pelo tamanho do reservatório, pela auto-sustentabilidade das populações de interesse e pela entrada de nutrientes ou alimentos.

Embora os dados sobre programas de estocagem brasileiros não permitam chegar a esse nível de debate, visto que não há monitoramento sistemático e nem informações sobre a capacidade de suporte dos reservatórios, a área dos reservatórios é sabidamente grande. Quirós (1999) encontrou uma relação fortemente inversa entre a área dos reservatórios analisados e o rendimento da pesca, tanto em ambientes tropicais quanto em temperados (Figura 6.2.8). Através de análise de correlação parcial, esse autor registra uma relação direta e significativa entre o rendimento e a densidade de estocagem quando a área superficial é mantida constante. Entretanto, o mesmo não aconteceu quando a densidade de estocagem foi mantida constante. Dessa maneira, é esperado que em grandes reservatórios, como os da bacia do rio Paraná, as restrições no recrutamento das espécies nativas não possam ser superadas por programas de repovoamento, mesmo com estocagens fantásticas, como a requerida em

densidades superiores a 500 alevinos ou 5 kg deles por hectare (no reservatório de Furnas seriam 72 milhões de alevinos anualmente).

Como visto, é comum que se aplique um baixo esforço de estocagem em grandes reservatórios, em virtude de sua grande área superficial. Mas também é esperado que um aumento no esforço de estocagem ultrapasse a capacidade suporte do ambiente, dado que muitos reservatórios brasileiros são oligotróficos (PAGIORO; THOMAZ; ROBERTO, 2005), têm grandes dimensões e apresentam populações de peixes auto-sustentáveis. Além disso, a falta de espécies fluviais pré-adaptadas que explorem com eficiência as áreas pelágicas dos reservatórios restringe a ocupação desses ambientes às áreas litorâneas



e superiores, fato explicado pela escassez de grandes lagos naturais no Brasil (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999). Isso torna latente o problema da capacidade suporte para os programas de estocagens.

O aumento na capacidade suporte com o objetivo de elevar o rendimento pesqueiro pode ser obtido em pequenos reservatórios através de entradas de nutrientes ou alimento no sistema. Nos grandes reservatórios de hidrelétricas, essa estratégia seria impraticável, especialmente naqueles dispostos em série, como os das bacias dos rios Paraná, Uruguai, São Francisco, Paraíba do Sul ou Tocantins, onde a retenção de nutrientes e sua captura pelo sedimento tornam aqueles de jusante extremamente pobres. Além disso, mesmo nos pequenos, a transformação do sistema de produção natural para um de piscicultura semi-intensivo pode ser dispendiosa, por requerer enorme esforço de fertilização e estocagem, e impor fortes restrições a outros usos devido à eutrofização e deterioração da qualidade da água.

Embora com alguns pontos controversos, as estocagens regulares da modalidade de introdução ou de manutenção exercidas nos açudes nordestinos têm sido consideradas necessárias em face da demanda socioeconômica regional. Já aquelas realizadas nos grandes reservatórios, do tipo suplementar, são tidas, de forma consensual no meio técnico e científico, como ineficazes e desnecessárias, mesmo com as mudanças de enfoque que vêm apresentando nos últimos anos em algumas companhias de energia (ex.: CESP, 2000a) em relação à qualidade genética

dos alevinos. Elas continuam, no entanto, sendo realizadas, tanto pelo setor hidrelétrico quanto por órgãos de controle ambiental, na maioria das vezes com as mesmas falhas explicitadas até aqui. Como exemplo, Vieira e Pompeu (2001) informam que os peixamentos em reservatórios e rios desenvolvidos pela Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco (CODEVASF) na bacia do rio São Francisco, entre os anos de 1996 e 1997, envolveram mais de 30 milhões de alevinos.

Finalmente, destaca-se que o equívoco nos programas de estocagem envolve, além dos aspectos mencionados, falhas na abordagem. Desenvolvida sem o conhecimento do sistema (fauna nativa, ambiente e espécies introduzidas), a estocagem no Brasil é ainda fortemente marcada por uma abordagem de “tentativa e erro”, porém sem o monitoramento, que facultaria um aprendizado mesmo nessa situação. Isso explica a razão de ações equivocadas serem implementadas por tanto tempo e por tantas instituições e pessoas. Isso é, em parte, decorrente de conceitos equivocados de que a estocagem sempre aumenta o rendimento da pesca (COWX, 1999), amplamente difundidos pelos meios de comunicação, arraigados no senso comum da população e utilizados por políticos e empresas para fins eleitoreiros ou como demonstração supostamente incontestável de que atuam na preservação ambiental. Entretanto, há razoável consenso no meio técnico e científico de que a estocagem suplementar (populações auto-sustentáveis) não é uma ação apropriada quando há evidências de insuficiente recrutamento natural de populações exploradas.

Implicações nos Recursos Naturais

Embora as estocagens sejam ações de manejo com grande potencial para a conservação da biodiversidade, especialmente genética, elas são fontes potenciais de grandes impactos sobre a composição, estrutura e funcionamento das comunidades locais, incluindo as populações que eventualmente se pretenda suplementar com novos indivíduos.

Introdução de espécies

O principal impacto ocorre nas estocagens do tipo introdutória ou de manutenção, quando a espécie é não-nativa ou incapaz de um recrutamento natural. Geralmente conduzidas com intuito de elevar o rendimento pesqueiro, essas introduções foram, na maioria das vezes, inócuas ou mesmo apresentaram impactos negativos sobre os desembarques, comprometendo recursos aquáticos tradicionalmente explorados e afetando os estoques nativos (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1996).

A relevância e preocupação a respeito dessas introduções decorrem do fato de que, em âmbito global, a introdução de espécies é tida como a segunda principal causa de extinção de espécies, sendo precedida apenas pela degradação de habitats. Lamentavelmente, as introduções em reservatórios são justificadas como necessárias para mitigar ou compensar as alterações impostas à ictiofauna e à pesca

pelo represamento, este talvez um dos meios de se alterar mais profundamente os habitats aquáticos. As questões da introdução de espécies em reservatórios, relativas a definições, impactos, mecanismos e interações, serão objeto de discussão no Capítulo 6.6.

Ironicamente, os programas de estocagem com espécies não-nativas foram conduzidos e/ou estimulados por órgãos públicos, às vezes ligados ao controle ambiental. Foi com o estímulo ou constrangimento desses órgãos que o setor hidrelétrico desenvolveu as massivas introduções de espécies nas bacias hidrográficas do Sul, Sudeste e Nordeste brasileiro. O número de espécies que ingressou no Brasil para o propósito de melhoria nos estoques pesqueiros, para exploração comercial ou esportiva, assemelha-se ao número daquelas importadas para fins de cultivo (WELCOMME, 1988). Tanto que o maior afluxo de espécies no Brasil ocorreu entre os anos de 1960 e 1980, quando houve grande proliferação de reservatórios hidrelétricos e massivas estocagens de espécies não-nativas.

Não sendo um fenômeno restrito às políticas públicas brasileiras, a introdução de espécies foi amparada até recentemente por organizações mundiais de renome, como o Banco Internacional de Desenvolvimento, o Banco Mundial e a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO). Essas organizações estimularam, dirigiram e ainda dirigem investimentos em projetos envolvendo o cultivo dessas espécies fora de seu país de origem (PÉREZ; ALFONSI; NIRCHIO; MUÑOZ; GÓMEZ, 2003).

A FAO, que atualmente estabelece e apóia protocolos e códigos de conduta na introdução de espécies, até recentemente estimulava tal prática, através de suas publicações. É emblemático o documento divulgado por essa entidade e de autoria de Sugunan (1997) que, dentre diversas recomendações sobre a pesca e aqüicultura, sugere que alguns países introduzam tilápias e carpas onde elas ainda não foram introduzidas, para que a produção de pescado aumente. O trecho a seguir é uma tradução literal de uma de suas recomendações: “As restrições do IBAMA sobre a estocagem de reservatórios brasileiros precisa ser revisada com base em assessorias científicas seguras. Reservatórios selecionados sob a concessão de agências de eletricidade e irrigação devem ser estocados através de uma apropriada transferência de espécies entre-bacias e entre-fronteiras, no intuito de melhorar o rendimento pesqueiro. A atual política de produção de alevinos e estocagem somente de espécies nativas e a construção de transposições podem não resultar em benefícios factíveis”. Embora a conclusão desse curioso texto esteja condizente com as avaliações feitas aqui e em outros tópicos deste capítulo, as recomendações demonstram profundo desconhecimento das experiências e a realidade dos grandes reservatórios brasileiros, ou que foram elaboradas com base nas informações de assessorias cientificamente pouco sólidas.

O autor sugere ainda que um número apropriado de reservatórios e trechos de rios deveria ser reservado como santuários para a proteção da biodiversidade, enquanto o restante seria massivamente estocado com espécies não-nativas. Embora com um

reconhecimento implícito dos riscos dessas estocagens para a biodiversidade, não são explicitados os mecanismos de biossegurança que manteriam essas espécies em apenas um trecho da bacia ou reservatório.

Como resultado de opiniões semelhantes, a América do Sul figura hoje como o continente com o maior número de introduções de peixes (WELCOMME, 1988; AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1996), a despeito de contar com a maior diversidade ictiofaunística do planeta. É paradoxal que essa posição de destaque seja compartilhada com a de maior exportador de espécies de peixes para as águas da América do Norte (32% das espécies introduzidas; FULLER; NICO; WILLIAMS, 1999).

A propósito das estocagens com espécies não-nativas, é oportuno reafirmar que aquelas com importância na pesca, como a corvina *P. squamosissimus*, o tucunaré *Cichla* spp. e as tilápias *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli*, parecem ter se estabelecido na bacia do rio Paraná por outros mecanismos que não os programas de povoamento desenvolvidos pelo setor elétrico. A corvina foi objeto de estocagem em apenas um ano, tendo sido utilizados menos de 12 mil alevinos (Tabela 6.2.2). Acredita-se que sua introdução tenha ocorrido pelo rompimento de um açude no rio Pardo. O tucunaré, por outro lado, não figura nos relatórios disponíveis como uma das espécies introduzidas pelos programas. Finalmente a tilápia, embora os dados não sejam ainda conclusivos, ganhou relevância na pesca artesanal de Barra Bonita, como mencionado

anteriormente, apenas após 12 anos da interrupção da estocagem. Ressalva-se, a propósito dessa espécie, que sua estocagem no Nordeste e em alguns reservatórios menores da bacia do rio Paraná tem sido bem-sucedida.

Além da tilápia, atualmente bem-estabelecida em alguns reservatórios da bacia do rio Paraná, nos açudes nordestinos e na bacia do Leste, outras espécies de continentes diferentes figuraram nos programas de estocagem do setor hidrelétrico (carpas, *black bass* e trutas), sendo registradas nos ambientes naturais, porém com baixa ou nenhuma participação na pesca artesanal.

Entre as espécies não-nativas que foram objeto de estocagem pelo setor hidrelétrico na bacia do rio Paraná, destacam-se a sardinha de água doce *Triportheus angulatus*,

o apaiari *Astronotus ocelatus* e o tambaqui *Colossoma macropomum*, todas provenientes da bacia Amazônica. Várias delas tiveram seus propágulos oriundos de estações de piscicultura do Nordeste, onde haviam também sido introduzidas. Algumas espécies típicas da bacia do rio Paraná foram, por outro lado, introduzidas em reservatórios da bacia Leste e na do rio Paraíba do Sul (Tabela 6.2.3). Como visto, de todas essas espécies, apenas a corvina e o tucunaré têm participação relevante na pesca, curiosamente espécies que não fizeram parte dos programas de estocagem oficiais. Os indícios obtidos em estudos recentes demonstram que o custo ambiental dessas introduções foi elevado, visto que são predadoras e têm efeito devastador sobre espécies de pequeno porte ou jovens daquelas de grande porte (SANTOS; MAIA-BARBOSA; VIEIRA; LÓPEZ, 1994; SANTOS; FORMAGIO, 2000; LATINI; PETRERE JUNIOR, 2004).

Tabela 6.2.2 - Espécies de peixes introduzidas em reservatórios da região Sudeste, a partir de programas de estocagem realizados pela CESP (CESP, 1998). São apresentados o número de peixes liberados no período indicado, e o número de reservatórios contemplados com o programa (em parênteses)

Espécies	Período	Tietê	Parapanema	Paraná	Grande	Paraíba do Sul
Bacias brasileiras						
Apaiari	1975 - 1985	201.969 (4)	50.300 (2)	459.581 (2)	96.435 (1)	1.200 (1)
Corvina	1975 - 1977	0	0	11.800 (2)	0	0
Sardinha	1975 - 1990	9.489.000 (5)	1.380.000 (2)	5.139.650 (2)	1.237.000 (1)	0
Trairão	1975 - 1987	60.400 (4)	357.580 (2)	343.337 (2)	22.500 (1)	0
Outros continentes						
Carpa	1980 - 1984	2.025.499 (4)	1.209.557 (2)	1.677.637 (2)	373.227 (1)	456.212 (1)
Tilápia do Nilo	1978 - 1989	20.198.765 (5)	7.629.200 (2)	7.306.897 (2)	2.367.245 (1)	1.583.541 (1)
Truta	1980 - 1982	0	0	0	0	370.852 (1)

Todas as introduções citadas anteriormente visaram o aumento da produtividade pesqueira. Porém introduções a partir de estocagens com a alegação de combate a pragas (*controle biológico*) também foram realizadas. Nesse caso, a esperança era de que os indivíduos da espécie liberada

promovessem algum tipo de controle sobre alguma espécie “indesejável” existente no ambiente, promovendo alterações em nível populacional, da comunidade e até no ecossistema. Como exemplo, para controlar a infestação de larvas de mosquitos, foram introduzidos em diversos cursos d’água do

país o peixe-mosquito *Gambusia*, originário da América Central e do Norte, o peixe-de-briga asiático *Betta*, além de outros peixes pequenos. A documentação de tais introduções é obscura, e seu sucesso e possíveis impactos ainda são incógnitas. Da mesma forma, carpas asiáticas (*Ctenopharyngodon idella*) foram introduzidas em reservatórios do Sul e Sudeste para erradicar macrófitas aquáticas. Entretanto, não existem registros de que essas carpas tenham eliminado porções significativas da vegetação aquática em reservatórios. De qualquer maneira, em nenhum momento foi considerado o papel relevante que a vegetação aquática exerce na manutenção de uma rica assembléia de invertebrados e algas, que formam a base da teia alimentar de muitas espécies de peixes. Além disso, abrigam populações de peixes de pequeno porte e jovens de espécies maiores (SÁNCHEZ-BOTERO; ARAÚJO-LIMA, 2001; CASATTI; MENDES; FERREIRA, 2003; AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003; PELICICE; AGOSTINHO; THOMAZ, 2005). Como último exemplo, tucunarés foram usados para combater o nanismo de tilápias em aquíicultura ou reduzir populações de piranhas em açudes (FONTENELE; PEIXOTO, 1979). Esses e outros exemplos de uso de peixes para controle biológico foram muito difundidos no Brasil, inclusive por órgãos públicos, sendo que na maioria dos casos as ações foram tomadas sem nenhuma base técnica ou científica, que assegurasse a eficiência da introdução para a finalidade proposta.













Embora o Brasil seja signatário da Convenção da Biodiversidade, pela qual o país se compromete não apenas a combater

novas introduções de espécies, mas também a empenhar-se no controle ou na erradicação daquelas já introduzidas nos corpos d’água brasileiros, a estocagem com espécies não-nativas continua a ocorrer, tanto por iniciativa de associações privadas, quanto inadvertidamente por órgãos públicos, incluindo alguns que são responsáveis pela própria aplicação da lei. Suspeita-se que a soltura de tucunarés para a pesca esportiva em reservatórios da bacia do rio Paraná esteja sendo feita clandestinamente por pescadores esportivos, visto que essa espécie tem registro de ocupação de novos ambientes a cada ano.

Espécies nativas

Ao contrário do que aponta o senso comum, a liberação inadvertida de espécies nativas, criadas em cativeiro, também pode promover impactos ambientais, como a degeneração genética (HINDAR; RYMAN; UTTER, 1991; VIEIRA; POMPEU, 2001). As estações produtoras de alevinos estabelecidas no Brasil, com raras exceções, negligenciam a variabilidade genética dos reprodutores. É normal que, para a produção de alevinos para a piscicultura, ocorra uma seleção genética artificial em favor de certas peculiaridades do peixe, privilegiando a criação de reprodutores com características zootécnicas mais adequadas à produção (tamanho, cor, crescimento) e, portanto, geneticamente menos diversos. Além disso, os alevinos e jovens utilizados nas estocagens, em geral, provêm de poucas matrizes, se comparado ao ambiente natural e, portanto, comportam baixa variabilidade

Tabela 6.2.3 - Algumas espécies de peixes transferidas entre bacias e sub-bacias por programas de estocagem brasileiros

Espécies	Ilustração	Bacia de Origem	Bacia Introduzida
Curimba <i>Prochilodus spp.</i>		Paraná	Doce e Paraíba do Sul
Dourado <i>Salminus brasiliensis</i>		Paraná	Doce e Paraíba do Sul
Mandi <i>Pimelodus spp.</i>		Paraná	Doce e Paraíba do Sul
Caborja <i>Hoplosternum litoralle</i>		Paraná	Paraíba do Sul
Piranha <i>Pygocentrus nattereri</i>		Paraná	Doce
Surubim <i>Pseuplatystoma spp.</i>		Paraná	Doce
Peixe-Rei <i>Odontheistes bonariensis</i>		Prata	Paraná
Tambaqui <i>Colossoma macropomum</i>		Amazônica	Paraná, Paraíba do Sul e Nordeste
Tucunaré <i>Cichla spp.</i>		Amazônica	Paraná, Doce, Paraíba do Sul, São Francisco e Nordeste
Corvina <i>Plagioscion squamosissimus</i>		Paraíba	Paraná, Paraíba do Sul e Nordeste
Apaiari <i>Astronotus ocellatus</i>		Amazônica	Paraná e Nordeste
Pirarucu <i>Arapaima gigas</i>		Amazônica	Nordeste

genética. A prole produzida por um número limitado de reprodutores leva à redução do *pool* gênico populacional que, com uma estocagem intensiva, pode aumentar os níveis de consanguinidade na população silvestre. Entre os efeitos já comprovados que isso pode provocar estão a redução nas taxas de crescimento, sobrevivência, conversão alimentar e o aumento na incidência de anomalias (KINCAID, 1995; ver **Box 6.2.1**).

Quando o plantel de uma estação produtora de alevinos permanece isolado por algumas gerações, a seleção artificial age no sentido de produzir mudanças nas características genéticas dos indivíduos (fisiológicas, morfológicas e comportamentais), que diferem significativamente da população nativa e que podem ser transmissíveis para outras gerações (KINCAID, 1995). Esses indivíduos, privados da atuação da seleção natural nas etapas iniciais da vida, mostram-

se menos adaptados às condições naturais e podem transmitir essas características à população já existente no corpo d'água. Dados analisados por Philipp e Claussen (1995) revelam diferenças genéticas e fisiológicas entre estoques de *black bass* *Micropterus salmoides* na América do Norte, sendo que os não-nativos exibem menor eficiência reprodutiva e desempenho geral que os nativos. Outra possibilidade é a de que o estoque liberado ou seus descendentes, inclusive a prole resultante de cruzamento com a população selvagem, não sobrevivam ou tenham elevada mortalidade no ambiente natural, devido à menor performance exibida pelos indivíduos mantidos em cativeiro. Esse fenômeno tem sido freqüentemente descrito para espécies de salmonídeos (HINDAR; RYMAN; UTTER, 1991).

Outro problema com a estocagem de suplementação é o uso de alevinos oriundos de bacias diferentes e com *pool* gênico distinto. Populações isoladas entre si tendem a ser selecionadas, cada uma, para um melhor desempenho às condições locais. A mistura pode resultar na perda dessas características ajustadas nas condições peculiares do ambiente, através de trocas gênicas. Dessa maneira, a estocagem suplementar de dourado (*S. brasiliensis*) realizada no rio dos Sinos (RS) a partir de plantel de reprodutores obtido no pantanal mato-grossense (MS) representaria um risco para as populações daquele rio, dada a menor tolerância a baixas temperaturas esperada no *pool* gênico introduzido. Hindar, Ryman e Utter (1991) relatam, através de diversos exemplos empíricos, que, quando é possível a comparação do desempenho entre

indivíduos selvagens e aqueles obtidos artificialmente (incluindo híbridos), a performance da parcela selvagem é sempre superior. A adaptação das populações às particularidades locais do ambiente tem relação direta com esse fenômeno.

Esses exemplos mostram que, mesmo se tratando de espécies nativas, a liberação inadvertida e em grandes quantidades pode levar à progressiva degradação do *pool* gênico, sendo essa ocorrência tão impactante quanto a introdução de um piscívoro voraz ou a degradação da qualidade da água. Porém a degradação genética tem uma séria agravante: ela não produz efeitos visíveis a olho nu, e somente técnicas e análises específicas podem quantificar tais efeitos. Quando suas conseqüências são detectadas, a situação pode não ser mais reversível.

Entretanto, a estocagem com espécies nativas tem outros problemas além dos genéticos, destacando-se os desequilíbrios impostos nas relações interespecíficas pela adição artificial de novos elementos na ictiocenose, a possibilidade de disseminação de patógenos veiculados pela água, sendo que esta última pode ocorrer tanto com a estocagem de espécies não-nativas, quanto com nativas estocadas a partir de estações de cultivo (ver Capítulo 6.3).

Considerações Finais

Do exposto neste tópico, concluímos que, da forma como são conduzidas, as estocagens definitivamente não são recomendadas. Os programas carecem de metas e objetivos

Box 6.2.1

Melhor função para a estocagem de peixes e manejo de recursos aquáticos.

WHITE, R. J.; KARR, J. R.; NEHLSSEN, W. Better roles for fish stocking and aquatic resource management. In: SCHRAMM, Jr., H. L.; PIPER, R. G. (Ed.). **Uses and effects of cultured fishes in aquatic ecosystems**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1995. p. 527-547. (American Fisheries Society Symposium, 15).

“A propagação artificial e estocagem de peixes tem sido uma característica marcante nos programas de manejo da pesca em reservatórios da América do Norte, desde seu início há mais de um século. A despeito dos questionamentos que têm sido levantados durante muito tempo acerca da efetividade destas estocagens, cidadãos, agências de pesca e legisladores freqüentemente baseiam suas esperanças de pesca futura nos programas de estocagem. São abundantes as evidências de que o desempenho (sobrevivência e reprodução) de peixes de estações produtoras de alevinos seja inferior àquele de co-específicos selvagens, assim como também o são os danos que os peixes estocados podem produzir nas populações naturais. Tão importante e danoso como os problemas anatômicos e fisiológicos são aqueles comportamentais vigentes logo após a estocagem, sendo que estes últimos recebem menos atenção dos programas, talvez pela maior dificuldade na solução. A severidade dos problemas induzidos pela produção artificial dos alevinos aumenta com a duração do período que os indivíduos permanecem sob cultivo. A produção de peixes maiores e um maior número de gerações de peixes reproduzidos artificialmente aumentam a chance de problemas. Quando uma população com capacidade de reprodução já existe no ambiente, a estocagem é pouco recomendada. Suplementação, ou seja, estocagem de progênie de alevinos selvoagens é, especialmente, um contra-senso. Os programas poderiam ser aprimorados se uma melhor avaliação do desempenho de alevinos liberados no ambiente e do efeito destes sobre as populações selvagens fosse realizada e seus resultados considerados. Avaliações de programas de estocagem deveriam ir além de considerações sobre custos operacionais e valores monetários do peixe para a pesca; ela deveria computar os custos e benefícios econômicos e ecológicos, em um contexto social. Análises de impactos ambientais da estocagem deveriam ser realizadas para cada espécie e corpo d'água. Programas estaduais, provinciais, tribais e federais deveriam recorrer à estocagem de peixes apenas no contexto de políticas ecologicamente consistentes. A prioridade principal dos programas de pesca deveria ser a proteção dos estoques nativos e selvagens e do ambiente do qual ela depende.”

claros e não podem prescindir de uma avaliação continuada, tanto do sucesso da ação quanto dos possíveis impactos. Assim, para que estas tenham algum papel na conservação dos recursos pesqueiros e da ictiofauna brasileira, uma reformulação é necessária, da concepção à elaboração de ações específicas.

Para exemplificar a complexidade do processo decisório e executivo de um projeto de estocagem, Cowx (1994) apresenta um diagrama envolvendo o cumprimento de exigências e subseqüentes decisões, particularmente voltadas para a pesca. Da questão inicial, que deve impor os objetivos para o manejo da pesca, até o estágio em que a estocagem é de fato concretizada, quase

vinte etapas devem ser cuidadosamente analisadas, e a cada etapa evadida a incerteza de sucesso aumenta progressivamente. Logo, se a intenção é a utilização da estocagem como forma de manejo, e a situação apontá-la como medida necessária, muitos detalhes deverão ser *sempre* considerados e analisados atentamente *a priori*. Concluindo, a estocagem requer muita informação para ser bem-sucedida e, por isso, torna-se uma modalidade de manejo complexa (NOBLE; JACKSON; IRWIN; PHILLIPS; CHURCHILL, 1994; COWX, 1999; PEARSONS; HOPLEY, 1999; SIROL; BRITTO, 2005), muito diferente do esquema no qual ela foi conduzida em águas brasileiras até os dias de hoje, caracterizado pela falta de cuidado, critério e conhecimento.

Introdução

Embora, em seu sentido restrito, a aqüicultura não possa ser enquadrada como uma atividade de manejo de recursos pesqueiros, as políticas públicas atualmente vigentes preconizam seu uso como uma forma de reduzir as pressões de pesca sobre os estoques naturais, tanto pelo envolvimento de pescadores na atividade de produção quanto no afrouxamento da demanda do pescado produzido pela atividade extrativista.

Considerada uma atividade econômica importante e uma maneira eficiente de produzir alimento, a aqüicultura, como outras atividades produtivas, afeta o ambiente de forma mais ou menos intensa, estando essa gradação geralmente relacionada à modalidade com a qual o cultivo é praticado (extensiva, semi-intensiva, intensiva).

Nessa área, a exemplo de outras, é constatado que experiências de uma produção ecologicamente não-sustentável acabam sendo consideradas no delineamento de políticas públicas e

Capítulo 6.3

Aqüicultura

projetos de desenvolvimento. Entretanto, é comum que fracassos econômicos ou ambientais sejam ignorados e conflitos de prioridades entre a conservação e o desenvolvimento sejam recorrentes.

De um lado, situa-se a necessidade de atender à demanda de alimento, exacerbada pelo crescimento populacional e exaustão dos estoques explorados, e, de outro, a urgência em se conservar os recursos naturais e os serviços ecossistêmicos, incluindo a água de abastecimento, esta escassa, maldistribuída e também com demanda crescente.

Embora seja uma prática antiga, a aqüicultura tem ainda uma fraca base científica (PILLAY, 2004) e muito do esforço da pesquisa nessa área é voltado ao desenvolvimento de tecnologias de produção e ao manejo das condições do ambiente dentro dos tanques, pouco sendo investigado acerca de sua sustentabilidade ambiental.

A aqüicultura recebeu vultosos investimentos após a Segunda Guerra Mundial, quando seu potencial produtivo começou a ser reconhecido no mundo

ocidental. Até então, o cultivo de organismos aquáticos, como forma de produção de alimentos e geração de renda, era valorizado basicamente em países asiáticos. Esse sistema, conduzido por milhares de anos de forma artesanal, familiar e em pequena escala, foi absorvido pela demanda econômica de países desenvolvidos, e desde as décadas de 1960 e 1970 vem adquirindo características cada vez mais industriais. O resultado tem sido o crescimento progressivo da produção da aqüicultura mundial, a um ritmo superior a 9% ao ano.

Similar à Revolução Verde desencadeada na agricultura no século passado, vem-se proclamando que a atividade de aqüicultura presenciará revolução análoga, também em âmbito mundial: a *Blue Revolution* (Revolução Azul). Isso tem motivado os governos a realizarem grandes investimentos no setor, com desenvolvimento de metodologias mais produtivas e uma conseqüente expansão de toda indústria. A expectativa é de que a aqüicultura resolva o problema dos estoques exauridos pela pesca extrativista, tornando-se, conseqüentemente, a “salvação” mundial na produção de alimentos.

Por outro lado, na esteira desse desenvolvimento, inúmeros problemas têm sido registrados, especialmente em cultivos costeiros. A aqüicultura tradicional, praticada em pequena escala, com baixa tecnologia e insumos, era tida como uma atividade ambientalmente saudável, visto que atuava na reciclagem de resíduos agrícolas ou domésticos, reduzindo o montante desse tipo de poluição. Já a adoção

de práticas de manejo intensivo e o desenvolvimento da atividade em escala industrial, têm gerado preocupações nos órgãos de controle ambiental, sendo exigidos, na maioria dos países, programas que assegurem sua sustentabilidade ambiental e incorporem medidas de minimização, mitigação ou compensação de impactos adversos (PILLAY, 2004).

Além das alterações de habitats, mais evidentes nos cultivos em áreas de manguezais ou em áreas de preservação permanente, a aqüicultura tem sido associada à introdução de espécies, incluindo doenças e parasitas, e à deterioração da qualidade da água pelos seus efluentes. Neste tópico, pretende-se discutir a atividade de cultivo de peixes no Brasil, com ênfase na aqüicultura em águas públicas, como parte dos usos múltiplos de reservatórios.

Problemas na Aqüicultura Brasileira

Exemplo do que se verificou em todo o mundo, a aqüicultura brasileira mostrou considerável crescimento na última década, sendo considerada uma opção promissora de investimentos e produção alternativa de pescado. Com a diminuição das capturas de espécies nobres na pesca de águas interiores, devido a uma possível sobrepesca e pela construção de represamentos (ver Capítulo 5), a aqüicultura tem sido vista como a grande “salvação” da produção de pescado no país, além de ampliar a possibilidade de absorver a mão-de-obra antes envolvida com a pesca extrativista.

Assim, entre os anos 1995 e 2000, enquanto a pesca extrativa interior apresentava tendências à estagnação (~ 200.000 t ano⁻¹), a aqüicultura teve um aumento de produção progressivo e substancial (Figura 6.3.1) (IBAMA, 2002). Por exemplo, em 1995, a aqüicultura representava cerca de 17% da produção total em águas continentais, passando para 40% em 2000.

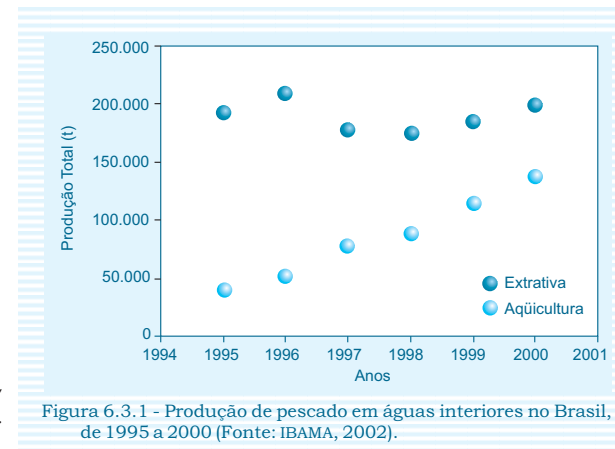


Figura 6.3.1 - Produção de pescado em águas interiores no Brasil, de 1995 a 2000 (Fonte: IBAMA, 2002).

A produção brasileira de aqüicultura em águas interiores é quase toda composta por peixes (96%), com menor participação de camarão (3%) e rã (0,5%). A região Sul do país é a maior produtora, representando mais da metade do total nacional (53%), seguida pelas regiões Sudeste (24%) e Centro-Oeste (11%) (IBAMA, 2002).

Ressalta-se, no entanto, que a expectativa em relação a esta atividade é antiga no país, tendo sido amplamente patrocinada pelo poder público no século passado, quando várias iniciativas foram destinadas ao seu fomento, na maioria das vezes de forma equivocada. Estações e postos de piscicultura foram instalados em vários pontos do país e muitas espécies foram introduzidas ou translocadas, sempre com a promessa de alta rentabilidade. No geral, essas iniciativas resultaram em retumbantes fracassos, gerando lucros apenas aos produtores de alevinos, sendo exemplos emblemáticos os casos do bagre africano e de várias espécies de tilápias.

Dessa maneira, crescimento efetivo foi constatado apenas na última década. Apesar de todo esse otimismo econômico, derivado em grande parte das facilidades de vazão da produção proporcionada pelos clubes de lazer (pesque-pagues), essa perspectiva é contrabalanceada fortemente com a falta de organização da atividade, em termos de distribuição de tecnologias, pesquisa, ordenação e comercialização da produção (BORGHETTI, 2000; EMBRAPA, 2005). Isso faz com que inexistam políticas concretas que administrem e ordenem a implantação da atividade, o que, somado ao constante – porém vago – incentivo governamental, torna fácil e descontrolada a instalação de infra-estruturas de aqüicultura, gerando fracassos e o descrédito como atividade produtiva rentável.

A tendência constatada nos últimos anos, que de resto é similar à verificada na “Revolução Azul”, é a de maximizar a produção, transformando uma aqüicultura de pequena

escala, mantida por ligações culturais, em uma atividade com características industriais (WHITE; O'NEILL; TZANKOVA, 2004), com óbvios reflexos negativos de natureza social e ambiental. A falta de melhor embasamento científico e a precariedade do ordenamento culminou na criação de um enorme número de tanques espalhados por todas as bacias hidrográficas brasileiras, sendo que muitos mantêm ou cultivam organismos, mas, devido à interrupção no fluxo de investimentos e dificuldades na comercialização (após a decadência dos pesque-pagues), pouco contribuem para a produção nacional.

A aqüicultura é uma atividade complexa, que exige aprendizado constante, grande dedicação, assistência técnica especializada e contínua, demanda de mercado e, acima de tudo, embasamento científico. O desprezo de qualquer desses pré-requisitos explica o fracasso de tantos empreendimentos. O documento "How to make a small fortune in aquaculture?" (WILCOX, 2004), cuja síntese é apresentada no **Box 6.3.1**, fornece uma excelente explicação sobre as razões desses fracassos na piscicultura brasileira. A percepção errônea de que bastam água e alimento para que o cultivo funcione é a causa principal das mazelas nesse setor produtivo.

A aqüicultura brasileira é tradicionalmente praticada em tanques escavados (tanques de terra), sendo essa modalidade responsável por grande parte da produção em águas interiores. Por outro lado, temos assistido nos últimos anos a uma tendência crescente de ampliação do fomento pelo poder público

à criação de peixes em tanques-rede ou gaiolas, sendo essa uma das formas mais intensivas de cultivo praticadas atualmente, estando em fase de expansão devido a um hipotético retorno rápido do investimento. Embora o uso dessas estruturas em águas públicas tenha sido facultado pelo Decreto no 2.869, em 09/12/98, ele se tornou efetivo apenas a partir de 2003, como parte do Programa Fome Zero, do Governo Federal. Neste sentido, contribuiu a criação da Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca e a flexibilização dada pelo Decreto no. 4.895, de 25/11/2003, que revogou o anterior. Desde então, vários empreendimentos foram iniciados, grande parte deles resultando em fracassos retumbantes. As razões desses fracassos são muitas e complexas, sendo a alegação mais comum a restrição legal ao uso de espécies com tecnologias mais conhecidas, especialmente as tilápias. Entretanto, mesmo com o emprego dessa espécie nos sistemas de cultivo, a rentabilidade esperada não tem sido alcançada, resultando em sucessivas desistências, como a verificada no reservatório de Furnas, no rio Grande (Dirceu Marzulo, informação verbal). Algum sucesso tem sido observado, entretanto, em reservatórios do Nordeste, mesmo assim com problemas de mortalidades e subsídios substanciais do Estado.

Outra modalidade de cultivo que se tornou disseminada nas bacias hidrográficas das regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil foi a dos "pesque-pagues" (FERNANDES; GOMES; AGOSTINHO, 2003). Essa modalidade não tem no cultivo sua principal finalidade.

Box 6.3.1

Como fazer uma pequena fortuna na aqüicultura?

WILCOX, J. *How to make a small fortune in aquaculture?* Apopka, FL: Aquatic Eco-Systems, 2004. Disponível em: <<http://www.aquaticeco.com/index.cfm/fuseaction/popup.techTalkDetail/ttid/38>>. Acesso em: jul. 2006.

A brincadeira é "Como fazer uma pequena fortuna na aqüicultura? Inicie com uma grande fortuna". Aqüicultura é estritamente um negócio pecuário. Cometa um erro e o seu cultivo definhará rapidamente. Cometa um erro diferente e as autoridades sanitárias entrarão em seu negócio. Cometa ainda um outro erro e as autoridades poderão embargar os seus equipamentos, revogar sua licença ou executá-lo na justiça. Esta não é uma atividade para pessoas desorganizadas, despreparadas ou tímidas. Aqüicultura não é uma maneira de enriquecimento rápido, freqüentemente não é nem mesmo uma forma de enriquecimento lento! Toda pessoa bem-sucedida nesta atividade teve que passar por um trabalho duro, de longas horas, com investimento relevante e grande sacrifício pessoal. Apenas alguns poucos que não eram ricos se tornaram ricos com a aqüicultura. Há algumas maneiras garantidas de fracasso na aqüicultura. São elas:

- **Inicie seu negócio sem um planejamento:** as falhas no planejamento são fatais: é como planejar o fracasso. Seguir rigorosamente o planejado e suas revisões são atitudes fundamentais para o sucesso do empreendimento. Se você não sabe para onde está indo, não vá.
- **Inicie seu negócio sem dinheiro suficiente:** pouco capital é a causa número um do fracasso dos cultivos. Você deve estar preparado para despesas não planejadas e perdas não esperadas. Se seus alevinos morrem, terá que repô-los. Se o preço da ração aumenta, mesmo assim terá que adquiri-la. Se o aerador quebra você deve consertá-lo rapidamente. Finalmente, se você não tem capital para superar os imprevistos, não entre neste negócio.
- **Empreste dinheiro de seus parentes e amigos:** seus parentes podem querer lhe emprestar dinheiro, mas o não pagamento poderá deixá-los irados. Empréstimo de amigos apenas se você não os quiser mais como amigos. Evite usar sua casa como garantia, você poderá ainda querer uma casa para morar se seu cultivo fracassar.
- **Escolha a espécie a ser produzida antes de fazer uma pesquisa de mercado:** muitos produtores decidem o que querem produzir antes de saber se, ou como, podem ganhar dinheiro com isto. O propósito da aqüicultura é fazer dinheiro. Do grupo de espécies aptas a tolerar seu sistema de cultivo e clima, selecione as mais rentáveis e destas, as que têm compradores no preço esperado. Cultive a espécie errada e perderá até a camisa.
- **Decida que espécie produzir antes de conhecer sua biologia:** mesmo a espécie mais apreciada pelo mercado pode ser impossível ou muito cara para produzir. Após sua pesquisa de mercado você deve avaliar se a espécie escolhida é compatível com sua capacidade ou seu sistema de cultivo. Espécies que não foram bem-sucedidas em sua região, falharam por alguma razão. Conheça a sua biologia geral, ecologia, doenças, parasitas e especialmente a biologia reprodutiva, antes de qualquer decisão.
- **Gaste hoje o seu dinheiro com "tecnologia do futuro":** se um sistema lhe parece muito bom para ser verdadeiro, cuidado! Muitos "sistemas de produção altamente produtivos" estão à venda. Peça para visitar um sistema que esteja funcionando bem por cinco anos e ver seus documentos de lucros e perdas declarados à receita federal, antes de decidir.
- **Escave seus tanques e depois corra atrás da licença:** há regras restritivas para a atividade de aqüicultura comercial, drenagem, represamento, uso de várzeas, armazenagem e escoamento de água, etc. Se você escava seus tanques antes de revisar as regras cuidadosamente, você estará sujeito a multas, poderá ter que interromper suas atividades, ou ser obrigado a realizar um monitoramento muito caro.
- **Estoque seus tanques com altas densidades durante os primeiros anos:** baixa densidade de estocagem pode significar menos lucro, mas certamente significa menores riscos. Melhor conseguir uma lucratividade de 75% da máxima por alguns anos que perder tudo enquanto você aprende com tentativas e erros. Certamente, você cometerá alguns erros sérios. Torneos tão baratos quanto possível.
- **Produza o peixe e então tente vendê-lo:** a produção é apenas uma parte de seu negócio. Preços variam durante o ano. Assim, parte de seu planejamento deve ser dirigido para que sua colheita ocorra na época em que os preços estão no seu pico.
- **Não faça parte de associações de aqüicultura:** nas reuniões e discussões você pode ter oportunidades de aprender com os erros de outros produtores ao invés de ter que fazê-lo com os seus.
- **Não tenha contato com extensionistas:** eles podem lhe fornecer literatura sobre as espécies, sistema de produção, manejo da qualidade da água e outras tecnologias, bem como lhe proporcionar assessoria técnica e apoio continuado.

¹ Especialista em aqüicultura da Florida A&M University.

De fato, são tanques de propriedade particular e destinados à pesca recreativa e/ou à comercialização do pescado. Não se constituem em sistemas auto-sustentáveis, dependendo do aporte constante de juvenis e adultos produzidos pela aqüicultura.

Participam, entretanto, de forma ativa na cadeia produtiva da aqüicultura nas regiões do país em que estão disseminados. As flutuações no sucesso da aqüicultura nas regiões Sul e Sudeste do Brasil têm sido associadas ao sucesso desses empreendimentos.

O crescimento da aqüicultura é, portanto, uma fonte permanente de preocupações ambientais e, conseqüentemente, sociais. Em relação aos custos ambientais, destacam-se o comprometimento da integridade de habitats críticos, da qualidade da água e dos recursos naturais e, principalmente, a introdução de espécies não-nativas, que podem causar alterações ambientais permanentes, a ponto de promover rupturas em sistemas de produção tradicionais. Aliás, em termos mundiais, a aqüicultura é considerada o principal vetor de dispersão de espécies não-nativas (ORSI; AGOSTINHO, 1999; NAYLOR; WILLIAMS; STRONG, 2001; LIMA JUNIOR; LATINI, 2006).

Esse quadro é particularmente preocupante em relação aos usos de águas públicas, especialmente em reservatórios. O impulso dado ao setor, como parte das políticas públicas visando a produção de alimento, tem levado à implantação desordenada de tanques-rede em áreas de relevância para a biodiversidade e para o recrutamento da fauna nativa, não sendo observadas as

exigências legais em relação aos parques ou áreas aqüícolas, na maioria dos casos sequer delimitadas. Cultivos ilegais, com espécies não-nativas, são comuns em reservatórios da bacia do rio Paraná.

A falta de um controle efetivo dos órgãos responsáveis sobre a atividade faz com que a proveniência dos animais cultivados não obedeça aos critérios legais de sanidade, o que, como veremos, traz uma série de conseqüências negativas. Aspectos como esses colocam em risco a manutenção dos recursos aquáticos naturais do país e legítimam a preocupação com o tema.

Distorções na Atividade

É consenso que uma aqüicultura bem planejada pode ser benéfica para o desenvolvimento econômico do setor e do país, e até mesmo para a conservação e aproveitamento dos recursos naturais. Como discutiu Valenti (2000), a aqüicultura nacional pode ser uma importante ferramenta no estímulo ao aproveitamento de recursos locais, contribuindo para a geração de renda e criação de trabalho para comunidades tradicionais.

Por outro lado, quando conduzida de forma descuidada, pode facilmente se transformar em ferramenta de acumulação de riquezas e, conseqüentemente, em vetor de miséria social e degradação ambiental. A própria natureza do recurso dificulta sua gestão, pois, diferentemente dos recursos pesqueiros naturais, a produção gerada pela aqüicultura

não é um bem coletivo. Para que não haja distorções no caminho do desenvolvimento da aqüicultura, Valenti (2000) destaca que, fundamentalmente, a atividade deve manter a preocupação de se apoiar na tríade (i) produção, (ii) conservação de recursos naturais e (iii) desenvolvimento social. O desvio ou a ênfase dada sobre qualquer um desses pilares pode derivar para conseqüências negativas em relação aos demais. Além disso, com o envolvimento de múltiplos atores no cenário, aumenta a possibilidade de ocorrer conflitos pelo uso múltiplo dos recursos e do espaço, tornando necessário considerar uma quarta dimensão, a político-institucional (ASSAD; BURSZTYN, 2000).

Infelizmente, no Brasil, e também no resto do mundo, a atividade tem-se impulsionado por objetivos essencialmente econômicos e políticos. Essa forma de produção segue na contramão das tendências modernas de desenvolvimento, nas quais a atividade produtiva tem, a cada dia, procurado sua sustentabilidade ambiental. A transformação das formas de cultivo tradicional para uma escala industrial, com incentivos do poder público no estabelecimento de grandes empreendimentos, que concentram o capital produzido, contribui enormemente no agravamento das desigualdades sociais. As grandes fazendas de cultivo de organismos aquáticos em áreas costeiras são exemplos dessa distorção, onde os habitats naturais são alterados, espécies e doenças introduzidas, recursos explorados de maneira coletiva são depauperados, com passivos ambientais que deverão ser pagos pela sociedade.

Assim, o desenvolvimento da aqüicultura e piscicultura brasileiras poderia desempenhar importante papel na conservação da biodiversidade do país, se tivesse um planejamento abrangente e incluísse outros objetivos, além dos puramente econômicos. Um exemplo disso está no caso das espécies com estoques sobre-explotados em ambientes naturais. As estratégias de manejo destinadas à conservação dessas espécies poderiam se beneficiar com a produção artificial, pois teoricamente elas deveriam (i) promover uma diminuição na pressão de exploração, visto que a produção para consumo é mantida em tanques artificiais, e (ii) criar oportunidades de estocagem temporária, especialmente nos casos de tanques-rede, para liberações posteriores nos ambientes naturais, assegurando maiores chances de sobrevivência dos indivíduos nos programas de repovoamento destinados a melhorar geneticamente os estoques nativos (ver Capítulo 6.2).

A redução na pressão de pesca sobre estoques naturais tem sido uma das mais famosas argumentações, de ordem ambiental, em prol da implantação de sistemas de aqüicultura (NAYLOR; GOLDBURG; PRIMAVERA; KAUTSKY; BEVERIDGE; CLAY; FOLKE; LUBCHENCO; MOONEY; TROELL, 2000). Entretanto, a realidade tem-se mostrado muito diferente, e justificativas desse tipo são facilmente contraditas pela conduta dos próprios responsáveis pela produção. O aspecto de maior relevância é a predileção do setor pelo cultivo de espécies não-nativas e o esforço reduzido em buscar alternativas na fauna local. Fato curioso é que este tema tem sido recorrente ao longo de pelo menos

trinta anos, tendo sido considerado prioritário em alguns congressos nacionais que buscavam soluções para a pesca e a aqüicultura brasileiras (ENCONTRO NACIONAL SOBRE LIMNOLOGIA..., 1976; ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA PESQUEIRA, 1980; SAINT-PAUL, 1986). Após várias tentativas fracassadas com dezenas de espécies não-nativas, tidas inicialmente como salvadoras, apenas a tilápia do Nilo é considerada satisfatória e a busca por alternativas exóticas ainda continua.

Os dados da produção nacional não deixam margem a dúvidas. Do total produzido pela piscicultura no ano de 2000, que somou quase 133.000 t, 68% corresponderam à produção de espécies não-nativas, basicamente tilápias e carpas (Tabela 6.3.1). Esta claro que estas espécies compõem a base da produção da piscicultura no país. Conseqüentemente, devido à falta de predileção pelo cultivo de espécies nativas, a atividade não pode aliviar qualquer pressão extrativista, visto que os preços não são atrativos (custo de produção elevado). Além disso, a predileção pelas espécies nativas migradoras, como se desprende de seus elevados preços no mercado, sugere que estas continuarão a ser pescadas.

Os esforços de fomento à aqüicultura desenvolvidos pelo governo poderiam se justificar, então, por ela desempenhar importante

papel econômico e social, gerando renda e disponibilizando proteína de alta qualidade às camadas sociais mais carentes. Esse propósito encontra, entretanto, restrições na escala em que ela deve ser praticada para que seja rentável. Por essa razão, as oportunidades de produção de peixes oferecidas pelos programas governamentais aos pequenos produtores, especialmente em tanques-rede nas águas públicas, têm-se revelado ineficazes. Dificuldades na aquisição de insumos, precariedade da assistência técnica e obstáculos na comercialização são alguns dos problemas encontrados nessas iniciativas. Os beneficiários dessa atividade são geralmente os produtores de alevinos. A venda de alevinos é comércio certo, enquanto que o escoamento da produção de pescado pode apresentar notáveis flutuações. Por exemplo, com a diminuição do comércio de pesque-pagues, um superávit na produção de peixes tem sido constatado, o que dificulta seu escoamento e provoca a queda dos preços

Tabela 6.3.1 - Produção de espécies exóticas e um híbrido (tambacu) através da aqüicultura, no ano de 2000 (IBAMA, 2002). A tabela também apresenta a produção de peixes total para o ano, considerando todas as espécies cultivadas no país

Espécies	Produção (t)	Participação (%)
Carpa	54.566	41
Tilápia	32.459	24
Tambacu	8.763	6,6
Bagre-de Canal	1.867	1,4
Truta	1.447	1,1
Bagre-Africano	478	0,4
Total	99.580	75
Produção Total	132.955	

(KUBITZA; ONO; LOPES, 2001). Essa é uma das razões da tendência de reversão no crescimento da atividade no Sul-Sudeste do Brasil nos últimos anos. Dessa maneira, é esperado que a única chance de aqüicultura exercida por pequenos produtores ser viabilizada, especialmente em águas públicas, é a organização em grandes cooperativas, assessoradas por especialistas, com pesados investimentos governamentais e após uma análise racional do mercado.

Quanto à produção de proteínas para consumo humano, o pescado ainda não é uma das opções mais baratas no mercado, o que dificulta sua acessibilidade à maioria das camadas da população humana. Assim, o elevado valor do pescado, necessário para cobrir os custos de produção, ainda não é compatível com os objetivos dos que enxergam essa produção como alternativa viável à erradicação da fome no país. Outra agravante é que parte considerável da produção não é destinada ao consumo humano direto. No Brasil, o mercado que mais absorve a produção da piscicultura é o dos pesque-pagues (KUBITZA; ONO; LOPES, 2001), de onde o pescado poderá, eventualmente, ser consumido. Entretanto, como esses estabelecimentos destinam o produto à recreação, ocorre um considerável aumento de preço, que o torna proibitivo para o consumo das camadas mais carentes da população.

Embora não haja levantamentos sistemáticos acerca da destinação do pescado produzido, em âmbito mundial, grande parte da produção da piscicultura também se destina a outros fins, alheios ao consumo humano

direto. Destaque nesse caso para as fazendas que destinam sua produção exclusivamente à fabricação de ração e outros insumos agropecuários, utilizados na alimentação de peixes, frangos, suínos e outros animais (NAYLOR; GOLDBURG; PRIMAVERA; KAUTSKY; BEVERIDGE; CLAY; FOLKE; LUBCHENCO; MOONEY; TROELL, 2000).

Uma demanda particularmente elevada e crescente tem sido constatada na própria aqüicultura. Para manter cultivos intensivos são requeridas quantidades fantásticas de insumos (rações e fertilizantes), oriundos da aqüicultura ou da pesca extrativista (NAYLOR; GOLDBURG; PRIMAVERA; KAUTSKY; BEVERIDGE; CLAY; FOLKE; LUBCHENCO; MOONEY; TROELL, 2000). Existem cultivos, principalmente na piscicultura de espécies carnívoras, em que são necessários 5 kg de peixe de menor qualidade – pescado ou cultivado – para se produzir 1 kg da espécie de interesse. Grande parte das importações de pescado realizadas pelos Estados Unidos a partir de produtores asiáticos é destinada à produção de insumos para a aqüicultura. Parte dos desembarques da pesca oceânica também tem a mesma destinação.

Embora esses fatos tenham sido levantados na aqüicultura do hemisfério Norte, parecem não estar restritos a ele. Embora pontual, o desenvolvimento da aqüicultura em tanques-rede em reservatório tem levado ao uso crescente de espécies de baixo valor comercial capturadas na pesca extrativista para o preparo de insumos alimentares, destinados ao cultivo (Figura 6.3.2). Isso tem sido constatado inclusive com espécies que anteriormente eram consumidas pelas

famílias de pescadores artesanais e que constituíam a fonte primária de proteína, dado que os peixes de maior valor comercial são vendidos. Isso tem duas implicações relevantes: (i) transforma em falácia pelo menos o argumento de que a aqüicultura é ambientalmente saudável por reduzir as pressões sobre os estoques naturais, e (ii) tem um efeito social inesperado e oposto ao apregoado no Programa Fome Zero, no qual os programas de aqüicultura têm posição de destaque.

Por fim, a aqüicultura pode se justificar por trazer oportunidades econômicas e sociais às comunidades envolvidas com a atividade, o que seria justo. Sobre isso, o artigo publicado por Ostrensky e Viana (2004) é contundente. Segundo esses autores, o estímulo inicial dado ao micro e pequeno produtor é logo transformado em carência de tecnologias, falta de capacitação técnica, de capital, de orientação e de organização. O resultado é o agravamento da situação do produtor em direção à condição de miséria. Como exemplo, a receita média diária obtida na safra de 2003-2004 por aqüicultores do Estado do Paraná, um dos maiores produtores de peixes cultivados do país, ficou abaixo da linha de pobreza estabelecida pela ONU, que corresponde a uma receita de US\$ 1,00 por dia (OSTRENSKY; VIANA, 2004). A ausência da atuação do poder público tem papel determinante na deterioração da condição social das pessoas envolvidas, visto que muitas vezes o Estado apresenta a aqüicultura como alternativa viável, desengaja as pessoas de suas antigas ocupações e deixa-as, em seguida, à mercê de uma atividade desconhecida.

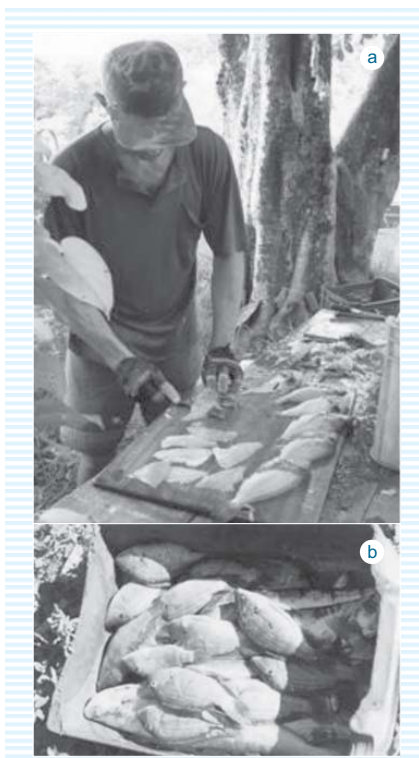


Figura 6.3.2 - Algumas espécies de baixo valor comercial, antes destinadas ao consumo próprio ou processadas para a venda (a), agora são desviadas para produzir a ração dos peixes em cultivo (b), fato que pode privar famílias de pescadores de uma importante fonte de proteína (Fotos: E. K. Okada).

Não se pretendeu com essa discussão a condenação dos propósitos da aqüicultura, mas, sim, que os problemas nela existentes sejam honestamente colocados e a busca de soluções conduzida com responsabilidade econômica, social e ambiental. Em poucas áreas produtivas o esforço de fomento falseia

tanto a verdade como naquele da aqüicultura. Números inconsistentes são tirados de expectativas como se fossem reais. Um exemplo emblemático é o do potencial da aqüicultura em águas públicas, onde a cadeia produtiva se resume a alguns cálculos envolvendo a lâmina d'água, ignorando propositadamente as restrições ambientais e os outros elos da cadeia.

A forma como o desenvolvimento da aqüicultura vem sendo preconizado está justamente sendo acusada de incompatível com a conservação da biodiversidade e a manutenção do funcionamento de ecossistemas naturais. A banalização dos problemas ambientais claramente comprometerá sua própria viabilidade, pois a aqüicultura depende dos recursos locais e da manutenção da integridade ambiental da área onde ela se insere. Basta lembrar que o componente básico desse sistema produtivo é a água, e que sem ela não existe a atividade. Contudo, a água é o primeiro recurso a ser degradado numa aqüicultura irresponsável.

Se o setor mantiver o ritmo de crescimento (~ 9% ao ano, no mundo) e não mudar suas condutas, existe a real possibilidade de, em breve, a atividade ser classificada como o principal vetor de impactos ambientais a ecossistemas aquáticos continentais e marinhos, ou mesmo se igualar a sistemas de agropecuária, em termos de poder de modificação de habitats e biota. O estímulo dado ao cultivo em tanques-rede, uma das mais intensivas formas de cultivo, é mais uma tendência geradora de preocupação, em vista dos inúmeros impactos associados

à atividade e que logo estarão instalados em reservatórios de diversas bacias brasileiras (AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, 1999). O mais lamentável, entretanto, é que os dados atuais não permitem assegurar sua rentabilidade econômica, pelo menos para o produtor, especialmente o pequeno, que geralmente é o mais influenciado pela mídia.

Problemas Socioambientais

Considerando as estimativas do número de aqüicultores no Brasil e a área ocupada pelos seus estabelecimentos (Tabela 6.3.2), quase 95.000 pessoas estão envolvidas na atividade, ocupando uma área de quase 61.000 ha (BENITES, 2000; PEREIRA; SILVA; CORREIA, 2000; PEZZATO; SCORVO-FILHO, 2000; POLL; GRUMMAN; BORGHETTI, 2000; VAL; ROLIM; RABELO, 2000). Certamente o número de pessoas envolvidas está amplamente subestimado, já que por todo o país existem milhares de pequenos produtores exercendo a atividade de forma clandestina, com tanques em condições irregulares, inclusive instalados em áreas de preservação ambiental permanente.

A maior parte dos aqüicultores inventariados está concentrada no eixo Sul-Sudeste e, coincidentemente, essas regiões possuem o maior número de reservatórios hidrelétricos (ver Capítulo 3), o que desperta grande inquietação, em vista dos conflitos e outros problemas que fatidicamente surgirão na gestão desses ambientes, dado que estes ambientes concentram os problemas de usos inadequados de sua bacia de captação.

A natureza e a extensão das conseqüências ambientais da aqüicultura dependem amplamente de sua localização e tipo de cultivo, bem como da tecnologia de produção utilizada (PILLAY, 2004). Nos cultivos de tanque escavado o acesso a fontes de água superficiais ou do subsolo é prioritário na localização do empreendimento aqüícola. Isso, aliado à conveniência econômica de ocupação de áreas “perdidas” ou não adequadas à agropecuária, conduz à escolha de espaços com lençóis freáticos subsuperficiais ou várzeas, sabidamente habitats com papel fundamental na manutenção da produtividade aquática e da diversidade biológica.

Assim, alterações nas nascentes de cursos d’água ou em áreas de preservação permanente de riachos e rios são requeridas para a instalação das estruturas de captação da água e instalação dos tanques. Remoção da vegetação, construção de diques para a proteção das estruturas, desvios do curso de pequenos rios e riachos para o

abastecimento dos tanques, ou mesmo represamentos com a interceptação do próprio curso d’água são alterações recorrentes em empreendimentos de aqüicultura. Como o sistema não é isolado, a água desviada volta ao rio com as características por ele alteradas.

No caso de tanques-rede, a seleção do local de instalação tem como critério a boa qualidade da água, a proteção de ventos e ondas e a natureza moderada das correntes e profundidades (BEVERIDGE, 2004). Em reservatórios, onde as facilidades logísticas são também consideradas, a escolha geralmente recai sobre braços protegidos e áreas litorâneas que sabidamente são habitats importantes para o desenvolvimento inicial e alimentação da maioria das espécies de peixes, e para a reprodução de várias delas. Essa escolha pode promover alterações na paisagem e heterogeneidade espacial desses habitats, além de causar modificações no regime de circulação de água, taxa de sedimentação e conflitos de uso do espaço.

Tentativas de planejamento na ocupação do espaço por cultivos em águas públicas têm-se mostrado pouco efetivas em vários pontos do mundo. Um bom exemplo disso é o da Laguna de Bay, nas Filipinas, onde o planejamento previa a ocupação de um cinturão litorâneo em parte da baía, com áreas destinadas à pesca, ao tráfego de embarcações e de santuários para os peixes. O que se verificou, entretanto, foi uma ocupação desordenada que cobriu entre 38 e 45% de sua superfície de 890 km², bloqueando a navegação, ocupando áreas de preservação e gerando conflitos que resultaram em roubos, vandalismos e assassinatos (BEVERIDGE, 1984). No Brasil, onde essa atividade está apenas começando, alguns conflitos pontuais com o uso do espaço estão surgindo, especialmente pela ocupação de áreas de pesca ou de desembarques pesqueiros. Áreas ou parques aqüícolas estabelecidos no zoneamento de reservatórios não tem sido obedecidas.

Esses são apenas alguns dos impactos mais evidentes, de caráter físico/estrutural, que ocorrem em grande escala e de forma abrupta e imediata. No entanto, muitos outros impactos também podem ocorrer, e serão apresentados nesta seção.

Deterioração na qualidade da água: sistemas de cultivo artificiais são alimentados por insumos externos ao sistema, constituindo-se numa entrada constante e em elevada quantidade de nutrientes (nitrogênio-N e fósforo-P) e carbono (TACON; FORSTER, 2003). Quanto mais intensivo é o sistema de cultivo, maior será a densidade de animais em confinamento e, portanto, maior o aporte

de insumos. A adição desses insumos é, na verdade, uma tentativa de aumentar a capacidade de suporte do sistema, ou seja, elevar a capacidade de produção (biogênica) do ambiente.

Com essa elevada carga de entrada, é comum que o sistema de cultivo seja um grande produtor de resíduos, devido (i) ao fato de os nutrientes não incorporados pelos organismos em cultivo serem automaticamente carreados pela água efluente ou circundante, quando não depositados no sedimento do tanque ou do corpo d’água, (ii) à produção constante de dejetos pelos organismos em confinamento, que também são carreados pela água, e (iii) aos resíduos de biocidas e substâncias que impedem a multiplicação de patógenos e parasitas. Além disso, Beveridge (1987) admite que, embora as espécies de peixes necessitem quantidades mínimas de P na alimentação, as dietas desenvolvidas para o cultivo intensivo contêm uma quantidade de P superior à requerida, ou incluem formas de P não-assimiláveis. O P excedente é excretado, enquanto que o não-assimilável é simplesmente eliminado nas fezes, ambos contribuindo para o aumento da produção de dejetos.

A carga excedente de nutrientes que é eliminada no ambiente tem relação direta com a capacidade do animal em converter alimento em massa corporal, ou seja, quanto maior a eficiência de conversão, menor será a perda de nutrientes. Porém a quantidade mínima necessária de P e N dependem da espécie de peixe considerada, e a eficiência de conversão desses elementos é bastante

Tabela 6.3.2 - Panorama da piscicultura e aqüicultura no Brasil, apresentando o número de produtores em cada região e a área ocupada pelas instalações. A tabela também informa a representatividade dos diferentes sistemas de cultivo nas diferentes regiões (Fonte: BENITES, 2000; PEREIRA; SILVA; CORREIA, 2000; PEZZATO; SCORVO-FILHO, 2000; POLI; GRUMANN; BORGHETTI, 2000; VAL; ROLIM; RABELO, 2000)

Região	Número de Produtores	Área (ha)	Sistema (%)		
			Extensivo	Semi-Intensivo	Intensivo
Norte	4.319	3.014	59,8	38,4	1,8
Nordeste	2.239	3.753	41,3	53,9	4,8
Centro-Oeste	1.858	2.099	20,7	77,3	2
Sudeste	17.804	5.537	--	80	20
Sul	68.765	46.543	26	72,3	1,7
Total	94.985	60.946			

influenciada pela composição química e a digestibilidade do alimento, além das condições fisiológicas do animal (BEVERIDGE, 1987).

Estima-se que cerca de 26% do peso seco da ração consumida pelos peixes, dependendo de sua composição, sejam excretados na forma de fezes (PILLAY, 2004).

Assim, é comum que grandes perdas de P e N ocorram para o ambiente. Por exemplo, para se produzir uma tonelada de tilápia, é normal que mais de 95 kg de N não

sejam absorvidos pelos animais, enquanto que, sob condições de baixa conversão alimentar, mais de 40 kg de P podem ser perdidos para o meio ambiente. A Tabela 6.3.3 apresenta as perdas de P derivadas do cultivo de tilápias e carpas, sob condições de eficiência distintas na conversão alimentar. Note-se que, mesmo para a maior conversão alimentar, o percentual de P perdido é extremamente alto.

Desse modo, somente um pequeno percentual da carga de ração adicionada nos tanques é convertida em biomassa de pescado, o que explica a necessidade por alimentos de melhor digestibilidade e ricos em N e P. Esses elementos entram no sistema através do uso de rações e adubação, mas podem ser depositados no tanque ou carregados para cursos d'água por diferentes

Tabela 6.3.3 - Quantidade de fósforo (P) na ração de tilápias e carpas com diferentes taxas de conversão alimentar (quantidade de P na ração:quantidade de P assimilado), e quantidade de P não assimilada perdida para o meio ambiente. O conteúdo de P na ração da tilápia foi de 1,30% e na de carpa 3,09% (Fonte: BEVERIDGE, 1987)

Conversão	1 t de Ração P (kg)	Perda	
		P (kg)	%
Tilápia			
2:1	26	22,6	87
3:1	39	35,6	91
3,5:1	45,5	42,1	93
Carpa			
2:1	61,8	55,7	90
2,5:1	77,3	71,2	92
3:1	92,7	86,6	93

formas, como nos fragmentos de ração, dissolvidos na água, alimentos não consumidos, fezes, excreção e indivíduos mortos.

No caso de sistemas de cultivo em tanques terrestres, o escoamento dos dejetos para cursos d'água adjacentes é inevitável, pois existe a necessidade de que esses resíduos deixem o sistema. Caso contrário, deteriorariam a qualidade da água dos tanques, com conseqüente deplecionamento do oxigênio dissolvido, eutrofização, proliferação de algas e inviabilidade do cultivo.

A proliferação massiva de algas é adversa aos cultivos, não apenas por alterarem o odor e sabor da carne dos peixes, mas também por algumas delas serem tóxicas e

promoverem mortalidades (ZIMBA; ROWAN; TRIEMER, 2004). A concentração de fósforo na água tem, em geral, uma relação positiva com essas proliferações (BEVERIDGE, 1987). Além disso, a ausência de um escoamento eficiente dos detritos e da biomassa de algas acarretaria um acúmulo de matéria orgânica nos tanques. Esse acúmulo pode diminuir drasticamente a quantidade de oxigênio dissolvido, pelo aumento de sua demanda na decomposição do material, diminuindo o pH da água (acidez), o que igualmente pode provocar mortalidade em massa dos organismos confinados.

O transporte dos dejetos do cultivo para os cursos d'água ou, como nos tanques-rede, a sua diluição no meio circundante, resultará na degradação dos habitats e biotas. No caso de um reservatório, a capacidade de diluição e minimização dos impactos sobre a biota dependerá da circulação da água. De qualquer maneira, reservatórios costumam ser os receptores de todas as ações realizadas no seu entorno, e a aqüicultura pode ser uma fonte a mais de nutrientes, podendo adquirir relevância em escala local (TEMPORETTI; ALONSO; BAFFICO; DIAZ; LOPEZ; PEDROZO; VIGLIANO, 2001; ALVES; BACCARIN, 2005) e levar a mortalidades em algumas áreas. Além disso, a longo prazo, o recebimento de uma carga constante de poluentes a partir da aqüicultura pode superar a capacidade do sistema em absorver e metabolizar esses resíduos, resultando em sua eutrofização (PENCZAK; GALICKA; MOLINSKI; KUSTO; ZALEWSKI, 1982), com impactos relevantes nas comunidades planctônicas, com destaque à tendência de proliferação de cianobactérias (BEVERIDGE, 2004).

Com os tanques-rede há a agravante de os insumos alimentares serem lançados diretamente na água do reservatório (AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, 1999; DIAZ; TEMPORETTI; PEDROZO, 2001; TACON; FORSTER, 2003; ALVES; BACCARIN, 2005). Tudo que não é consumido ou assimilado, além dos produtos da excreção dos animais cultivados, contribui para o processo de eutrofização do ambiente. Parte do material solúvel é imediatamente respirada por microorganismos decompositores, demandando consideráveis aportes de oxigênio (NAVA, 1989). A taxa de sedimentação de resíduos sob as gaiolas também é altíssima (PENCZAK; GALICKA; MOLINSKI; KUSTO; ZALEWSKI, 1982; BEVERIDGE, 1987), deplecionando as concentrações de oxigênio. O intenso aporte de N e P promove a proliferação de algas nas redondezas, além de alterar a comunidade zooplânctônica e zoobentônica. Em estudo num lago chinês, Guo e Li (2003) estimaram que os efeitos da eutrofização podem ser perceptíveis, a olho nu, num raio de até 50 m de distância do sistema de cultivo.

Como exemplo, no lago Kariba, África, Troell e Berg (1997) avaliaram a taxa de deposição média de ortofosfato (PO_4) e nitrogênio amoniacal (NH_3) no sedimento localizado sob tanques de cultivo, e no sedimento de locais sem os tanques (controles). A Figura 6.3.3 apresenta esses resultados, e é evidente como a taxa de sedimentação foi substancialmente superior nas zonas de cultivo. Os autores destacam que tal fenômeno, antes observado e descrito para cultivos intensivos de salmonídeos de regiões temperadas, ocorre de maneira

similar em regiões tropicais. De fato, no reservatório de Nova Avanhandava, bacia do rio Tietê, o cultivo em tanques-rede modificou as taxas de sedimentação de materiais em suspensão, aumentou a condutividade e as concentrações de N e P na água, e provocou acidificação (ALVES; BACCARIN, 2005).

A deposição de restos de alimento e fezes sob ou nas imediações de tanques-rede é, portanto, inevitável. O resultado dessa sedimentação é o acúmulo de matéria orgânica e nutrientes, afetando os processos químicos pela elevada demanda de oxigênio, tornando esse ambiente crescentemente anóxico, liberando compostos de nitrogênio e fósforo na água, podendo resultar em emissões relevantes de gás sulfídrico. Em relação às comunidades bentônicas, com destaque ao macrozoobentos, são esperadas alterações relevantes em sua estrutura e composição, com redução no número de espécies e incremento de biomassa. Espécies tolerantes à poluição, como oligoquetas e alguns quironomídeos, tornam-se dominantes e aquelas sensíveis, como os efemerópteros, desaparecem (BEVERIDGE, 2004).

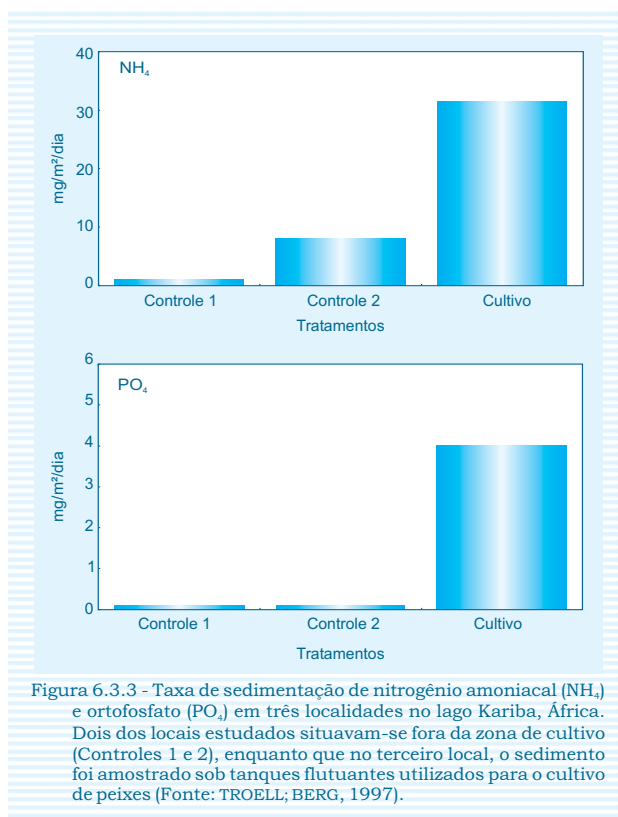


Figura 6.3.3 - Taxa de sedimentação de nitrogênio amoniacal (NH₄) e ortofosfato (PO₄) em três localidades no lago Kariba, África. Dois dos locais estudados situavam-se fora da zona de cultivo (Controles 1 e 2), enquanto que no terceiro local, o sedimento foi amostrado sob tanques flutuantes utilizados para o cultivo de peixes (Fonte: TROELL; BERG, 1997).

O cálculo da capacidade de suporte do ambiente é uma estratégia comum para se estabelecer a biomassa máxima de peixes suportável na área, sendo baseada principalmente no aporte de nutrientes. No caso de tanques-rede, esse cálculo permite estabelecer o volume de produção e também o número de tanques a serem instalados.

O conhecimento desses limites é importante, pois orienta o produtor sobre o número de peixes, a produtividade e a quantidade de

ração necessária, com o objetivo de balancear o esforço de produção e as condições do ambiente de cultivo. Quando a entrada de nutrientes é intensa – situação comumente observada em cultivos intensivos e semi-intensivos – a determinação da capacidade de suporte e a determinação de uma biomassa de peixes condizente com esse limite são aspectos fundamentais para a manutenção da produção e da qualidade ambiental. Existem fórmulas que permitem esse cálculo, que consideram, principalmente, a entrada de nutrientes, a dimensão do sistema, o tempo de residência da água e a taxa de sedimentação desses nutrientes (BEVERIDGE, 2004). Essas estimativas devem, no entanto, ser feitas para cada local e em diferentes épocas do ano, de preferência utilizando séries históricas de informação, dado que em reservatórios há grande heterogeneidade espacial e temporal na taxa de renovação da água e nas condições tróficas. É relevante considerar que os cultivos demandem quantidades variáveis de ração conforme a fase em que se encontram.

Para ilustrar a dimensão do aporte de nutrientes em sistemas de aqüicultura, durante a fase de alevinagem é sugerido o fornecimento de uma alimentação diária em quantidade equivalente a até 20% da biomassa dos peixes confinados. Esse percentual diminui com o desenvolvimento do peixe, e, quando adulto, na fase de engorda, a quantidade usual fica entre 1,5 e 7% da biomassa (TEIXEIRA FILHO, 1991; PADUA, 2001). Nota-se que essa quantidade pode atingir elevados valores, dependendo da quantidade de organismos estocados. Por exemplo, Teixeira Filho (1991) sugere que

uma densidade de peixes de 10 t.ha⁻¹ é um valor razoável para águas brasileiras. Logo, se considerarmos um aporte de 5% da biomassa de peixes em cultivo, seria necessário um aporte de alimento de, aproximadamente, 500 kg.ha⁻¹ dia⁻¹ ou 0,05 kg.m² dia⁻¹.

Especialmente no caso de tanques escavados, podem existir fontes adicionais de nutrientes, que é o caso da adubação com fertilizantes. Tal procedimento é comum a esses cultivos e realizado no intuito de elevar a produtividade de todo o sistema. É importante destacar que, no Brasil, uma considerável porcentagem dos produtores executa o cultivo na sua forma semi-intensiva (Tabela 6.3.2). Essa modalidade tende a administrar uma grande quantidade de insumos fertilizantes (ração e adubagem), a fim de manter uma produtividade entre 2 a 6 t.ha⁻¹ ano⁻¹ (PADUA, 2001).

Existem técnicas que reciclam o material fertilizante administrado, ou tratam a água que flui pelo sistema, retendo parte dos nutrientes (LIN; YI, 2003; PIEDRAHITA, 2003). A necessidade de sua implantação é elementar, porém essas técnicas não têm sido muito consideradas por pequenos produtores. Uma alternativa promissora se refere ao uso de “biofiltros” ou “wetlands” artificiais. Sipaúba-Tavares, Fávero e Braga (2002) apresentam um sistema barato e acessível, no qual macrófitas aquáticas flutuantes são utilizadas para absorver os compostos fertilizantes presentes nos efluentes dos tanques. Posteriormente, essas macrófitas são removidas e utilizadas como adubos orgânicos em sistemas de agricultura. Cabe a

importante ressalva, no entanto, de que, por razões óbvias, existe a impossibilidade de tratamento ou retenção da carga de insumos no caso dos tanques-rede.

Ainda em relação aos tanques escavados, estes, periodicamente, devem ser esvaziados para o preparo ou tratamento corretivo (PADUA, 2001). O objetivo desse procedimento pode ser somente a oxigenação do solo, a oxidação da matéria orgânica depositada ou mesmo correções do pH, mas pode também ser necessária a desinfecção da área. Em geral, estes procedimentos envolvem a aplicação de produtos químicos como cal virgem, hidratada ou hipoclorito de sódio. Esses compostos são tóxicos aos organismos quando em altas concentrações, e, se não volatilizarem substancialmente antes do enchimento do tanque, podem ser carregados para os cursos d'água naturais, com impactos inerentes a esse tipo de poluição. Calagem e dispersão de sal são procedimentos de rotina na aqüicultura, e, quando em demasia, podem promover alterações na salinidade e alcalinidade dos cursos d'água.

Recentemente, um problema bem conhecido de países europeus e norte-americanos vem ocorrendo também em águas brasileiras: o entupimento dos encanamentos dos sistemas de cultivo (*fouling*). O agente causador dessas obstruções tem sido o mexilhão dourado *Limnoperna fortunei*, que foi introduzido por água de lastro na foz do rio da Prata e alcançou os trechos altos das bacias dos rios Paraná e Paraguai (DARRIGRAN; DAMBORENEA; PENCHASZADEH; TARABORELLI, 2003). Esse molusco fixa-se nas superfícies sólidas de

qualquer material submerso, podendo entupir as tubulações e encanamentos em um curto período de tempo, demandando a remoção mecânica, porém eventualmente o uso de compostos químicos para desobstrução ou prevenção (*anti-foulants*; COSTELLO; GRANT; DAVIES; CECHINI; PAPOUSOGLOU; QUIGLEY; SAROGLIA, 2001). Os compostos utilizados têm princípios biocidas, à base de chumbo, sendo sua liberação direta nos corpos d'água receptores uma nova modalidade de poluição. Devido ao fato de o mexilhão dourado se fixar em qualquer tipo de estrutura submersa, de forma agressiva e rápida, os tanques-rede instalados em reservatórios com a presença dessa espécie invasora têm sido frequentemente acometidos e avariados. O principal problema da incrustação desse molusco é a obstrução das telas da gaiola, que dificulta a renovação da água dentro do tanque-rede e deteriora sua qualidade. Além disso, a incrustação nas estruturas é tão agressiva que pode provocar seu afundamento por excesso de peso, ocasionando prejuízos ao produtor. Esses episódios, frutos de um mal manejo, têm sido registrados no reservatório de Itaipu (Figura 6.3.4).

Disseminação de doenças: a ocorrência de doenças e infestações parasitárias nos organismos em cultivo é um dos problemas mais conspícuos da aqüicultura mundial (SCHOLZ, 1999). Entre os organismos causadores de doenças estão parasitas, bactérias, fungos e vírus. Algumas características do cultivo em tanques-rede são favoráveis à disseminação de doenças e epidemias na aqüicultura, destacando-se (i) o

confinamento dos peixes em altas densidades e o decorrente estresse de estocagem; (ii) o intenso tráfego de indivíduos, especialmente matrizes e alevinos entre estações de piscicultura, desde uma escala local até intercontinental; (iii) o estresse ambiental promovido por processos de eutrofização e de decomposição decorrentes do grande ingresso de nutrientes e matéria orgânica.

Os sistemas de cultivos fechados não são realidades no Brasil. A prática da aqüicultura em sistemas abertos, com lançamento de efluentes nos cursos naturais, facilita consideravelmente a dispersão de patógenos no ambiente. Assim, a disseminação de parasitas e doenças para corpos d'água naturais se constitui em ameaça permanente à integridade da fauna e flora silvestres.

Acredita-se que a disseminação do crustáceo parasita *Laernea cyprinacea* em rios brasileiros tenha ocorrido devido à importação, pela piscicultura, de carpas contaminadas, que trouxeram o parasita de seus ambientes de origem (VIEIRA; POMPEU, 2001). Na bacia do rio Paranapanema, Gabrielli e Orsi (2000) verificaram elevada ocorrência desse parasita em tanques de cultivo localizados em diferentes propriedades. Aspecto preocupante é que o número de propriedades infectadas



Figura 6.3.4 - Incrustação de mexilhão-dourado *Limnoperna fortunei* nas estruturas de tanques-rede instalados no reservatório de Itaipu (Foto: E. K. Okada).

aumentou progressivamente de 1995 a 1999 (Figura 6.3.5). Com as cheias catastróficas de 1998, que promoveram o rompimento de tanques e represas e resultaram no escape de mais de um milhão de indivíduos não-nativos nesta bacia (ORSI; AGOSTINHO, 1999), a incidência dessa doença aumentou drasticamente entre várias espécies nativas em seu ambiente natural (GABRIELLI; ORSI, 2000).

Em tanques-rede, a possibilidade de instalação e disseminação de doenças pelas espécies em cultivo é notavelmente maior. Nessa modalidade de cultivo está implícito o emprego de elevadas densidades, nas quais os indivíduos são submetidos a maior estresse, facultando a proliferação de doenças. Além disso, o contato praticamente direto dos indivíduos confinados no cultivo com a fauna local do lado de fora é ampliado pelo adensamento destes últimos, atraídos

pela constante oferta de alimento (DEMPSTER; SANCHEZ-JEREZ; BAYLE-SEMPERE; KINGSFORD, 2004).

Um parasita potencialmente transmissível e que preocupa pelo seu poder de infestação, tanto de espécies nativas quanto de peixes cultivados, é a tênia

Diphyllobothrium latum, que infesta a carne dos peixes.

Ainda não registrada em peixes brasileiros, nos tanques-rede poderia ser

um foco preocupante, principalmente se o pescado for consumido na forma crua ou malpassada. O hospedeiro definitivo (mamíferos, incluindo o homem) libera os ovos que são ingeridos por microcrustáceos e estes por peixes, onde irão infestar seus tecidos. Como as águas nos tanques-rede circulam livremente, a possibilidade da ingestão é aumentada. Além disso, vale lembrar que no Brasil somente 10% das águas de esgoto são tratadas antes de serem lançadas nos cursos d'água (IBGE, 2006).

A concentração de peixes e outros animais, especialmente vertebrados, na área de cultivo pode ainda levar ao estabelecimento de ciclos de parasitas, que de outra forma seria altamente improvável. Aves piscívoras, por exemplo, podem atuar como hospedeiros intermediários do nematóide *Contracaecum* e mamíferos piscívoros podem ter papel fundamental no ciclo do trematóide digenético *Haplorchis*, ambos parasitas de tilápias.

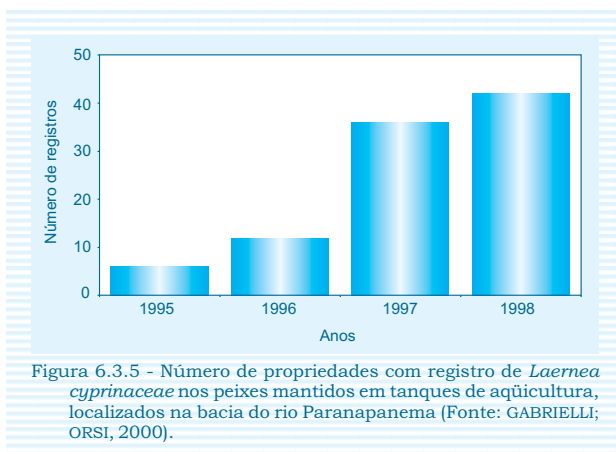


Figura 6.3.5 - Número de propriedades com registro de *Laernea cyprinaceae* nos peixes mantidos em tanques de aqüicultura, localizados na bacia do rio Paranapanema (Fonte: GABRIELLI; ORSI, 2000).

Outro problema é a contaminação da água com medicamentos utilizados no tratamento e prevenção das epidemias, como hormônios, vacinas, antibióticos e desinfetantes. No caso de infestações parasíticas e doenças nos animais, a aplicação de antibióticos (fungicidas e bactericidas) pode ser deletéria para as comunidades microbianas dos corpos d'água contíguos, levando a alterações nos ciclos biogeoquímicos de alguns elementos, como o nitrogênio. Suspeita-se que mais de 70% da carga de antibióticos aplicada em conjunto com a ração não seja consumida pelos organismos, sendo depositada no sedimento (HALLING-SORENSEN; NIELSEN; LANZKY; INGERSLEV; LUTZHOFF; JORGENSEN, 1998; LALUMERA; CALAMARI; GALLI; CASTIGLIONI; CROSA; FANELLI, 2004). Além disso, a aplicação indiscriminada de antibióticos pode favorecer o desenvolvimento de resistência microbiana aos medicamentos, nos organismos em cultivo e até mesmo em seres humanos (HOLMSTROM; GRASLUND; WAHLSTROM; POUNGSHOMPOO; BENGTSOON; KAUTSKY, 2003).

Atração de predadores: as perdas de alimento no processo de cultivo, especialmente em tanques-rede, exercem grande atração sobre espécies de peixes da fauna nativa, promovendo sua concentração nas imediações dos tanques. Tal fato leva, por outro lado, à concentração de outros animais, piscívoros facultativos ou obrigatórios, especialmente vertebrados, como répteis, aves e mamíferos, atraídos pela elevada disponibilidade de presas. Além do já mencionado aumento na probabilidade de fechamento de ciclo de vida de parasitas, verifica-se também uma elevação na pressão de predação e incrementos nos riscos de avarias nas estruturas dos tanques-rede, levando ao escape dos animais cultivados. O incremento na densidade de peixes atrai também os pescadores para a área do cultivo, sendo isso uma fonte relevante de conflito entre esses profissionais e os produtores, caso medidas de ordenamento não sejam adotadas (BEVERIDGE, 1984) e respeitadas.

Introdução de espécies não-nativas: a introdução de espécies não-nativas, independentemente de sua veiculação, é tida hoje como um dos maiores determinantes da perda de biodiversidade e recursos naturais (MACK; SIMBERLOFF; LONSDALE; EVANS; CLOUT; BAZZAZ, 2000). Dessa forma, a introdução de espécies não-nativas é considerada como uma das mais agressivas formas de poluição biológica, com a agravante de que sua erradicação, após o estabelecimento no ecossistema, é tida como impraticável. Dentre os muitos efeitos deletérios decorrentes de uma

introdução, estão a hibridização com as espécies nativas, a desestruturação populacional, disseminação de doenças, predação, competição por recursos e até extinções (para detalhes de tais efeitos, ver Capítulo 6.6).

A introdução de espécies aquáticas é um tema indissociável da aqüicultura, visto que escapes são fatos inevitáveis e, em todo o mundo, estes se constituem na principal fonte de introdução de espécies não-nativas (WELCOMME, 1988; NAYLOR; WILLIAMS; STRONG, 2001). Fato similar vem sendo constatado no Brasil, especialmente após as restrições legais de estocagem de espécies não-nativas dos corpos d'água naturais, responsável até então por massivas introduções deliberadas (ver Capítulo 6.2). Entre os fatores que elevam o potencial da aqüicultura em introduzir espécies destacam-se (i) a fascinação exercida pelas espécies não-nativas e híbridos nos aqüicultores brasileiros, (ii) o descuido com o confinamento, (iii) a precariedade das instalações, (iv) o cultivo em áreas marginais sujeitas a inundação em cheias extremas e (v) ações imprudentes de manejo (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1996; ORSI; AGOSTINHO, 1999).

O uso de espécies não-nativas foi intensamente fomentado por agências governamentais, sem a devida preocupação com a segurança no confinamento desses peixes, com os aspectos sanitários da maioria das instalações e, principalmente, sem o adequado investimento no desenvolvimento de tecnologias de cultivo de espécies nativas. Assim, a despeito da

imensa diversidade ictiofaunística existente no Brasil, sempre existiu uma enorme predileção pelo cultivo de espécies não-nativas, provenientes de outros continentes (tilápias e carpas), transferidas entre bacias (piauçus, tambaquis, pacus) ou mesmo híbridas.

Importações de peixes realizadas legal ou ilegalmente por produtores de alevinos, aliadas a uma intensa propaganda articulada com a apologia destas como a melhor opção para a piscicultura, muitas vezes com apoio da mídia e anuência de órgãos públicos, são recorrentes no país. Nesses casos, a produção e a comercialização de alevinos são iniciadas sem que qualquer pesquisa sobre a adequação da espécie às condições regionais tenha sido feita, ignorando potenciais impactos à fauna nativa, e mesmo desconhecendo sua viabilidade econômica. Fracassos na atividade levam os piscicultores a desistir do cultivo da espécie, eliminando indivíduos no ambiente natural. Essa seqüência de fatos tem resultado em lucros para o produtor de alevinos e prejuízos para os piscicultores e à fauna nativa. Lamentavelmente, muitos piscicultores orgulham-se de contar com uma nova espécie no plantel, principalmente quando oriunda de regiões distantes, propalada como “salvadora da piscicultura brasileira” (ver, por exemplo, PUPIM, 2005). Espécies como o bagre africano, o bagre-de-canal (americano) e alguns tipos de carpa e tilápia chegaram aos rios brasileiros dessa maneira.

Ironicamente, apesar de a introdução de espécies ser legalmente proibida no país, o que deveria restringir sobremaneira as

importações e a comercialização dessas espécies, agências ligadas ao governo continuam a estimular o cultivo de espécies não-nativas. Essas agências colocam, por exemplo, como prioridade entre suas diretrizes para o setor, a consolidação do cultivo de tilápias e carpas na região Sul do Brasil (EMBRAPA, 2005), a despeito das incertezas sobre sua rentabilidade e dos potenciais impactos negativos sobre a fauna nativa e o funcionamento dos ecossistemas. É oportuno ressaltar que uma série de trabalhos documenta os impactos negativos derivados da introdução de tilápias sobre a fauna e flora residentes em diversas partes do planeta (McKAYE; RYAN; STAUFFER, Jr.; LOPEZ PEREZ; VEGA; BERGHE, 1995; HALL; MILLS, 2000; PÉREZ; SALAZAR; ALFONSI; RUIZ, 2003; PÉREZ; ALFONSI; NIRCHIO; MUÑOZ; GÓMEZ, 2003; PÉREZ; MUÑOZ; HUAQUÍN; NIRCHIO, 2004).

A mesma tendência é observada em termos de esforço aplicado em pesquisas. Parte considerável de recursos financeiros nacionais destinados à pesquisa é ainda consumida por estudos envolvendo o aprimoramento do cultivo de espécies exóticas. Para exemplificar isso, fizemos um levantamento dos trabalhos científicos publicados nos periódicos indexados pela base de dados *Scielo* (www.scielo.org), que indexa diversos periódicos sul-americanos. A pesquisa foi realizada em junho de 2005, utilizando a palavra-chave “aqüicultura or piscicultura”, que retornou 140 artigos, sendo 57 relacionados à aqüicultura com peixes de água doce no Brasil. Destes, 36 trabalhos (63%) consideraram espécies neotropicais, avaliando principalmente sua viabilidade econômica e aspectos

nutricionais, destacando o piaçu *Leporinus macrocephalus*, o bagre *Rhamdia quelen*, o tambaqui *C. macropomum* e espécies de pacu. O restante dos trabalhos (37%) teve espécies exóticas como alvo de pesquisa, avaliando suas performances no cultivo ou estabelecendo procedimentos operacionais para aumentar o rendimento. Nesse grupo, as espécies mais estudadas foram bagre africano, bagre-de-canal, carpas e, principalmente, espécies de tilápias. Considerando que esses estudos foram publicados majoritariamente entre 2000 e 2004, fica evidente que as agências que fomentam a pesquisa no país ainda apresentam certa predileção pelo financiamento de pesquisas que visam o aprimoramento de técnicas de cultivo com espécies exóticas.

Uma tendência recente na aqüicultura brasileira é a criação de híbridos, como os de tambacu ou paqui (pacu x tambaqui), ponto-e-vírgula (pintado x cachara), pirabim (cachara x pirarara), entre outros. O escape de peixes híbridos ou geneticamente modificados (OGM) dos tanques de piscicultura se constitui em ameaça relevante à fauna nativa. A possibilidade de alguns desses indivíduos reproduzirem com seus análogos nativos é um risco real para a integridade genética das populações destes últimos. Além da grande fascinação que o aqüicultor tem pelas “novidades”, a boa performance de alguns híbridos em cultivo motiva o emprego dessas aberrações na aqüicultura brasileira. A presença de alguns desses híbridos já é registrada em cursos d’água da bacia do rio Paraná e no rio Cuiabá (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE

MARINGÁ. NUPELIA, dados não publicados). Embora o uso de OGM na aqüicultura do Brasil seja ainda incipiente, é esperado que, nessa busca pela novidade, estes sejam logo objetos de interesse dos produtores de alevinos.

Além da estrutura física inapropriada, a localização dos tanques também é um fator preponderante na facilitação dos escapes, visto que usualmente encontram-se conectados aos cursos naturais de água. Além disso, é comum que esses tanques estejam instalados na faixa marginal dos rios (área de preservação permanente), que pode ser alagada em anos de cheias excepcionais. Em geral, os locais de cultivo são portas de entrada para espécies não-nativas. Os já mencionados escapes de um milhão de peixes (11 espécies, sendo 10 não-nativas) na bacia do rio Paranapanema não se constituem em fenômeno isolado, mas, sim, em um dos raros casos estudados no país (ORSI; AGOSTINHO, 1999).

Nos barramentos construídos no leito de pequenos rios, para fim de produção semi-intensiva de peixes ou pesque-pagues, a situação é ainda mais caótica, já que transbordamento e ruptura de diques são episódios comuns durante cheias intensas. Além disso, em alguns casos, as espécies não-nativas podem alcançar livremente regiões a montante, ou atingir áreas a jusante, transpondo a barreira pelos vertedouros ou monjes.

Outro vetor de introduções está no manejo do cultivo por ocasião da seleção de

tamanho. Nestas ocasiões, os exemplares rejeitados no processo são liberados a jusante. Além disso, os peixes remanescentes ao final do cultivo, especialmente alevinos resultantes de reproduções indesejadas, são “descartados” durante o esvaziamento do sistema. Esse é um procedimento de rotina em muitas pisciculturas com tilápia, incluindo aquelas que asseguram estarem usando plantéis com um único sexo (FERNANDES; GOMES; AGOSTINHO, 2003).

Os pesque-pagues, que proliferaram na metade final da década de 1990, representam também relevante ameaça. Eles têm sido responsabilizados pela profusão de espécies não-nativas em pequenos cursos d’água do Sul e Sudeste, visto que é prática comum o esvaziamento dos tanques e o lançamento de grande quantidade de juvenis de espécies que se reproduzem em confinamento ou formas adultas de outras, nos corpos d’água contíguos. Uma avaliação conduzida por Fernandes, Gomes e Agostinho (2003) na região de Maringá/PR revelou grande quantidade de alevinos e juvenis de espécies não-nativas, tanto nos tanques onde se praticava a pesca, quanto nos riachos próximos. Acredita-se que a recente proliferação de tilápias no reservatório de Barra Bonita tenha principalmente essa origem.

Recentemente, com a criação da Secretaria Especial da Aqüicultura e Pesca pelo Governo Federal, o fomento ao cultivo em tanques-rede em águas públicas tende a elevar os riscos de contaminação biológica por espécies introduzidas. Entre os tipos de instalação para a criação de peixes, os

tanques-rede são os mais vulneráveis a escapes, sendo tais acidentes considerados inerentes a essa modalidade de cultivo (NAVA, 1989). Os tanques-rede são altamente susceptíveis a danos provocados em suas malhas por vendavais, predadores, objetos flutuantes e vandalismo.

Embora o decreto que regula o uso de águas públicas pela aqüicultura vede a criação de espécies não-nativas em tanques-rede instalados em ambientes em que elas não estejam estabelecidas (Decreto 4.895 de 25/11/2003, artigo 8), essa é uma prática comum nas áreas em que eles foram instalados. Grande parte das transgressões ao decreto decorre da falta de especificidade do termo “espécie estabelecida”, que, apesar de ser um conceito-chave na tomada de decisões e claro na literatura especializada, é interpretado de modo oportunista.

O uso de espécies não-nativas nos países em desenvolvimento foi, historicamente, fomentado por organizações internacionais como a FAO, o Banco Mundial e o Banco de Desenvolvimento Internacional (ver, por exemplo, as recomendações de Sugunan, 1997, e a discussão de Pérez, Alfonsi, Nirchio, Muñoz e Gómez, 2003). Apenas recentemente a FAO estabeleceu um código de conduta para essas atividades, alertando para os riscos de uma aqüicultura irresponsável.

Modificações nos recursos pesqueiros: a prática da aqüicultura, como já discutida, tem grande potencial de modificar negativamente sistemas de pesca tradicionais, pela alteração na dinâmica dos

recursos pesqueiros selvagens e nas formas de seu aproveitamento. Na verdade, ela pode se somar a outras atividades econômicas impactantes, agravando a situação.

A modificação ou destruição de habitats se constitui no efeito mais agressivo e imediato (NAYLOR; GOLDBURG; PRIMAVERA; KAUTSKY; BEVERIDGE; CLAY; FOLKE; LUBCHENCO; MOONEY; TROELL, 2000). A instalação de estações de piscicultura em habitats críticos ao ciclo de vida de espécies nativas, como áreas de várzea, terá implicações diretas no recrutamento dessas espécies. A drenagem desses ambientes ou a re-conformação de seus atributos físico-químicos podem inviabilizar etapas da reprodução e interferir na taxa de sobrevivência de juvenis. Nesse caso, é esperada alguma diminuição no recrutamento de indivíduos para a pesca extrativista. Além disso, devido ao fato de a construção de reservatórios modificar ou mesmo eliminar áreas de importância crítica à sobrevivência de diversas espécies de peixes, a preparação e instalação de tanques de aqüicultura pode adquirir importância decisiva por comprometer áreas remanescentes.

Com isso, os planos da Secretaria Especial da Aqüicultura e Pesca do Governo Federal, que visionam a implantação de parques aquícolas para a instalação de tanques-rede em reservatórios, têm grande potencial em afetar remanescentes de habitats aquáticos, com efeitos diretos sobre os recursos explorados pela pesca extrativista. Esses parques estão em planejamento e pretendem estabelecer centros de produção de pescado em alguns reservatórios do país, investindo

na implantação de grandes sistemas de tanques-rede e convertendo pescadores locais em aquícultores. Como exemplo, o projeto de criação de parques aquícolas no reservatório de Ilha Solteira, bacia do rio Paraná, prevê a ocupação da região de desembocadura de todos os grandes tributários que deságuam no reservatório, o que, certamente, promoverá alterações na conformação de seus habitats marginais. Vale lembrar que a ictiofauna de reservatórios ocupa especialmente habitats litorâneos, visto que estes apresentam maior grau de estruturação física (ver Capítulo 3). A disposição dos tanques poderá, inclusive, influenciar a rota migratória das espécies que porventura ascendam esses tributários, já que pode obstruir seções de rios de menor largura.

Além disso, apesar de as áreas desses parques serem definidas com base em avaliações prévias e comporem um plano de uso, a ausência do poder público em momentos subseqüentes pode levar a uma ocupação generalizada e desordenada da zona litorânea de reservatórios e seus tributários, criando oportunidades para a ocorrência de conflitos sociais e desastres ambientais. O Governo Federal tem projetos para a implantação desses parques em seis reservatórios, além de Ilha Solteira, sendo eles Itaipu, Furnas (bacia do rio Paraná), Tucuruí, Serra da Mesa (Tocantins), Três Marias e Sobradinho (São Francisco) (www.planalto.gov.br).

Diversos outros impactos decorrentes da aqüicultura podem contribuir para a modificação da pesca, como a degradação da

qualidade da água, a disseminação de doenças e, principalmente, a introdução de espécies não-nativas (NAYLOR; GOLDBURG; PRIMAVERA; KAUTSKY; BEVERIDGE; CLAY; FOLKE; LUBCHENCO; MOONEY; TROELL, 2000). Esses fatores se somam aos decorrentes de outras atividades econômicas presentes na bacia e, em maior ou menor grau, podem desestruturar severamente as populações naturais exploradas pela pesca. Exemplo típico pode ser observado nos reservatórios da bacia do rio Tietê, onde a histórica poluição, a destruição de ambientes lóticos e a liberação de inúmeras espécies não-nativas contribuíram para a rarefação das espécies que tradicionalmente mantinham a pesca comercial (migradoras), diminuindo também a diversidade nas capturas. Em razão disso, os desembarques pesqueiros são compostos majoritariamente por espécies não-nativas, como a corvina e a tilápia, que têm menor valor comercial para a pesca. Aliás, na pesca extrativista, a substituição de uma rica fauna nativa por algumas espécies não-nativas (especialmente tilápias, corvina e tucunaré) tem sido fenômeno comum em reservatórios de diversas bacias do Sul e Sudeste, conforme discutido no Capítulo 5.

A redução da diversidade ictiofaunística tem implicação em um importante serviço do ecossistema, que é o de fornecer alternativas à pesca quando o estoque de uma dada espécie, por motivo variado, se depleciona. A importância desse serviço da biodiversidade foi bem evidente no reservatório de Itaipu, onde a depleção dos estoques de curimba foi amplamente compensada pelos do mapará no primeiro

momento, e armado, posteriormente, evitando problemas sociais mais graves em razão de quedas no rendimento (OKADA; AGOSTINHO; GOMES, 2005). Além disso, as variações sazonais nas capturas de uma espécie são compensadas por outras, reduzindo as oscilações nos desembarques em níveis aceitáveis. Finalmente, a diversidade de espécies capturadas facultava uma variedade de espécies ofertadas e a possibilidade de preços diferenciados, de maneira a contemplar diferentes segmentos da população.

Pescador x Aqüicultor

A extensa lâmina d'água formada pelos reservatórios na maioria das bacias hidrográficas brasileiras tem, já há algumas décadas, motivado propostas e iniciativas de seu uso para o cultivo de peixes, especialmente em tanques-rede. Uma das primeiras iniciativas no Sul do Brasil coube à Companhia Paranaense de Energia (COPEL), que no ano de 1974/75 desenvolveu um projeto experimental no reservatório de Capivari, na bacia Atlântica Sul, utilizando inicialmente o peixe-rei *Odontheistes bonariensis*, e posteriormente a carpa e a tilápia do Nilo (FREITAS, L.C., informação verbal; GODOY, 1985). Problemas com as estruturas dos tanques e com mortalidades indicaram as dificuldades com esse tipo de cultivo naquele reservatório.

Propostas audaciosas do uso de águas públicas para a criação de peixes em tanques-rede são também antigas. Destaca-se, por exemplo, a de Morais Filho (1976)

que preconizava a instalação de 417 milhões de gaiolas de 1 m² cada e que ocupariam um terço da superfície total dos reservatórios de Sobradinho, Furnas, Ilha Solteira e Três Marias (MÜLLER, c1996). Nessa proposta estava prevista a produção de quatro milhões de toneladas de bagre-de-canal, bagre-africano e tilápias.

Entretanto, o fascínio por essa modalidade de cultivo foi impulsionado pela ampla divulgação na mídia dos bons resultados obtidos com espécies nativas em experimentos na Itaipu Binacional (CANZI; BORGHETTI; FERNANDEZ, 1992; BORGHETTI; CANZI, 1993). O marco relevante para a difusão dos tanques-rede foi estabelecido, por outro lado, com o Decreto 2869 de 09/12/98, que regulamentou o uso das águas públicas pela aqüicultura, e com a criação da Secretaria Especial de Aqüicultura e Pesca (SEAP), em 1º de Janeiro de 2003.

Como parte das ações de fomento da SEAP está a tentativa de direcionar as atividades extrativistas dos pescadores artesanais para o cultivo de peixes. Com o apoio de algumas concessionárias do setor elétrico, essa Secretaria se propõe a transformar o pescador tradicional ribeirinho em pescador-aqüicultor, visando provê-lo de uma fonte de renda adicional e reduzir as pressões de pesca sobre os estoques naturais.

Para a consecução de seus objetivos, a Secretaria tem-se esforçado para eliminar barreiras legais ao cultivo de espécies não-nativas, tendo sido bem-sucedida em várias oportunidades. Embora esse programa

esteja ainda em fase de implantação, os primeiros resultados demonstram que a atividade, da maneira em que foi concebida, deve resultar em frustração.

O primeiro obstáculo está na privatização de um recurso antes público. A privatização do bem coletivo, associada à necessidade de espaço para a instalação do sistema, facilita a ocorrência de mais conflitos numa classe social já marcada por intensas disputas com outros segmentos.

A falta de experiência com cultivo aliada à precariedade da assistência técnica provida pelo Estado ou pelas concessionárias é outra fonte de insucesso. Apesar de muitos pescadores exercerem atividades alheias à pesca, como a agricultura e ocupações temporárias, no caso da piscicultura, por se tratar de sistema intensivo, seria necessário um programa específico de capacitação dos pescadores para executar a atividade.

As questões culturais também são relevantes. Um dos aspectos alegados pelos pescadores artesanais para o ingresso (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. NUPELIA/ FURNAS, 2005) ou para se manterem na atividade de pesca (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. NUPELIA/ITAIPU BINACIONAL, 2005) foi a autonomia de trabalho, “sem receber ordem de patrão” e sem horários fixos. A aqüicultura, por outro lado, é uma atividade que requer mais tempo de dedicação do que a pesca extrativista e demanda atividades diárias obrigatórias, modificando o cotidiano das pessoas envolvidas, que receberiam uma carga de obrigação e responsabilidade incompatível com a sua

cultura. Além do mais, o pescado é desembarcado e comercializado diária ou semanalmente, assegurando um intenso fluxo de dinheiro, que, embora de pequena monta, é adequado para as necessidades de manutenção familiar de curto prazo. Sem capacidade de investimentos e de se manter por tempo prolongado sem essas entradas de capital, durante a espera das primeiras safras, o cultivo de peixes torna-se incompatível com suas necessidades. O tempo de retorno financeiro, que para algumas categorias sociais é meramente uma questão de planejamento, para a maioria dos pescadores artesanais torna-se questão de sobrevivência. Isso mantém muitos pescadores à margem dos programas de cultivo, não porque desejam, mas por restrições culturais.

A questão do investimento demandado para a aqüicultura em tanques-rede, embora inicialmente menor que nos cultivos convencionais (CARNEIRO; CYRINO; CASTAGNOLLI, 1999), é também crítica. A necessidade constante de insumos para manter a produção, uma característica marcante nesta atividade, faz com que os pescadores se tornem dependentes de um constante aporte financeiro por parte de órgãos oficiais ou das concessionárias hidrelétricas. Com isso fica evidente que o simples fornecimento da infra-estrutura básica (tanques e alevinos), como tem sido a prática atual, é insuficiente. É recorrente o relato de pescadores que investiram na produção de ração os recursos de salário desemprego (período de defeso) e parte do pescado que antes consumiam, sem obter o retorno final esperado.

A prioridade dada pelas políticas públicas nos programas de desenvolvimento da piscicultura em tanques rede, contrastante com aquelas de apoio à pesca, cria também distorções na ocupação do espaço. A solução da implantação de parques aquícolas, a despeito de ainda incipiente, não tem sido satisfatória, dado que sob a aparência de ordenação de uso elas são destinadas a limitar o espaço dos usos correntes. Além disso, não tem sido respeitadas. Já a efetivação das áreas aquícolas estão distante do idealizado no Anexo VI da IN 06 de 31/05/2004. Além disso, as instalações irregulares são comuns em vários reservatórios. Este quadro abre portas para a ocorrência de conflitos entre os usuários dos recursos (produtores x pescadores x agricultores). Acesso e instalação de estruturas de apoio nas margens requer que o produtor seja proprietário da área adjacente (e, portanto, não pescador) ou tenha a anuência destes. O fato de vários reservatórios terem suas áreas divididas entre os pescadores para pesca ou rotas de navegação para os desembarques pesqueiros pressupõe concessões e entendimento com aqueles envolvidos com o cultivo. Além disso, sem uma constante fiscalização é grande a possibilidade de que sejam instalados mais tanques que o planejado, engajando um número maior de produtores numa área incapaz de comportar tal contingente. O planejamento de parques e áreas aquícolas transformam-se em simples instrumento de retórica se não acompanhado de fiscalização rigorosa. O resultado esperado seria a intensificação de impactos socioambientais na área, como a ocupação massiva de áreas lindeiras,

aumento da ocorrência de vandalismo, diminuição da qualidade da água, esgotamento de recursos locais (e.g. lenha para o preparo da ração), perda de recursos pesqueiros, e agravamento de conflitos. O **Box 6.3.2** ilustra alguns desses problemas e também outros de ordem técnica, registrados na região do reservatório de Itaipu, bacia do rio Paraná. Tais acontecimentos já foram registrados em outras partes do mundo, como nas Filipinas e na Indonésia (BEVERIDGE, 1984). Nestes últimos, o sucesso do cultivo levou a uma proliferação de tanques dispostos em áreas muito distintas do planejado. No caso de reservatórios do sul e mesmo sudeste, a baixa rentabilidade e os problemas com o manejo deve restringir a expansão da atividade.

A lucratividade dos cultivos em tanques-rede, quando realizados em pequena escala, é outro fator polêmico. Essa modalidade de cultivo, embora com baixo custo de instalação, só é rentável quando envolve grandes áreas, dados os custos operacionais. Isso é incompatível com a capacidade de investimento dos pescadores artesanais. Estudos acerca dessa restrição devem ser realizados antes que os programas de fomento sejam difundidos como metas de políticas públicas.

Nesse contexto, é conveniente comparar o rendimento financeiro da pesca artesanal com o da aqüicultura. Estudos conduzidos no reservatório de Itaipu no ano de 2004 (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. NUPELIA/ITAIPU BINACIONAL, 2005) revelaram uma receita média mensal de R\$ 408,00 por pescador (cotação média em 2004: US\$ 1,00 =

R\$ 2,90), segundo declaração destes, e de pelo menos R\$ 496,00 se consideradas as médias das capturas diárias e os preços de venda do pescado, bem como um esforço mensal de 21 dias de pesca. Na piscicultura paranaense, dados publicados em Ostrensky e Viana (2004) estimam esse valor em R\$ 208,30, considerando a safra de 2003-2004 (cotação média no período: US\$ 1,00 = R\$ 2,90). Esses autores ressaltam que os produtores somam cerca de 23.000 pessoas, a maioria de micro e pequeno porte. Embora essas atividades apresentem variações relevantes de renda dentro de cada categoria, sendo a média, portanto, pouco representativa, é relevante o fato de ela ser consideravelmente maior na pesca. Ressalta-se que a piscicultura não se constitui na única fonte de renda para a maioria dos aquícultores, nem a pesca para os pescadores.

As metas de governo que visam transformar o pescador artesanal em aquícultor, embora bem-intencionadas, padecem de um equívoco de base: fomentar uma atividade econômica sem o adequado estudo de viabilidade técnica, econômica, social, cultural e ambiental. A criação de peixes em tanques-rede nos reservatórios brasileiros, em pequena escala, é uma tarefa complexa. Ignorar os problemas levantados acima aumenta a possibilidade de insucesso desses programas, descredenciando a atividade e resultando em prejuízos, tanto aos cofres públicos quanto aos próprios pescadores. O caráter disperso da atividade e a baixa produção trazem problemas para a organização do sistema produtivo, para a comercialização e para a assistência técnica.

Box 6.3.2

Episódios de ocorrência comum em programas que fomentam o cultivo de peixes em tanques-rede em reservatórios, destinados aos pescadores artesanais ou pequenos produtores, conduzidos sem a adoção de um manejo técnico adequado.

(Fotos: E. K. Okada)

Cena 1. A estrutura dos tanques-rede pode ser avariada por intempéries, troncos flutuantes, grandes vertebrados ou vândalos (a), levando ao escape dos peixes em cultivo, o que requer providências como vigília constante (iluminação elétrica, por exemplo) (b).



Cena 2. Na produção do alimento para os peixes em cultivo pode haver grande demanda por lenha (a), que pode ser eventualmente retirada de áreas de preservação permanente (b).



Cena 3. O grande aporte de nutrientes (ração não ingerida, fezes, excretas) nas áreas de cultivo pode propiciar grandes proliferações de macrófitas aquáticas (a) ou florações de cianobactérias (b), às vezes tóxicas.



Cena 4. Intempéries podem destruir flutuantes (a), o que obriga o piscicultor a improvisar, usando, por exemplo, recipientes vazios de biocidas (b), que têm propriedades químicas extremamente nocivas ao meio ambiente.

**Considerações Finais**

Em águas interiores brasileiras, a produção pesqueira realizada pela aqüicultura vem aumentando ao longo dos anos, enquanto que a extrativista tem-se estagnado. Espera-se, portanto, que essa atividade adquira cada vez mais relevância econômica no cenário nacional, como já preconizado pelas expectativas da Revolução Azul. Entretanto, ao mesmo tempo, é certa a intensificação dos problemas econômicos, ambientais e sociais que acompanham essa atividade.

A análise da situação atual da aqüicultura no Brasil demonstra que, da forma com que ela está sendo fomentada, será muito difícil a consecução das metas conservacionistas e sociais propaladas nas políticas governamentais para o setor, ou seja, aliviar a pressão pesqueira sobre os estoques naturais, erradicar a fome ou garantir alternativas econômicas para setores excluídos da sociedade. As ações de fomento dos órgãos oficiais para o desenvolvimento dessa atividade em águas públicas, por exemplo, vêm sendo caracterizadas pelo oportunismo e o descuido com regras básicas, tanto ambientais quanto econômicas, transformando a atividade em um importante vetor de impactos. A falta de clareza nos objetivos não permite sequer identificar o foco dessas políticas, como por exemplo, os verdadeiros beneficiários (pequeno produtor, grandes corporações, pescadores ou os recursos pesqueiros).

Negligências em relação ao controle da atividade de cultivo, especialmente na

localização dos empreendimentos e nas práticas inadequadas de manejo, representam grandes ameaças de poluição de mananciais, disseminação de doenças, introdução de espécies não-nativas e liberação de indivíduos com baixa variabilidade genética, com a conseqüente perda de recursos pesqueiros. Nos tanques escavados os problemas mais recorrentes se relacionam à localização nas proximidades de rios e ribeirões (muitas vezes na faixa de preservação permanente) e à falta de infra-estrutura básica, como mecanismos de segurança no confinamento e tratamento de efluentes.

Em relação aos tanques-rede, os problemas se agravam com a expansão desordenada da atividade nas águas públicas, sendo freqüentes instalações fora das áreas previstas no planejamento (parques aqüícolas ou áreas aqüícolas). Ressalta-se, também, a complexidade das variáveis envolvidas com a capacidade de suporte e a fragilidade dos critérios para se estabelecer os parques aqüícolas nos reservatórios, destacando-se o conflito entre as demandas por locais apropriados (sede dos potenciais interessados, requisitos necessários para o desenvolvimento dessa modalidade de cultivo) e a importância da área para a conservação dos recursos pesqueiros, preservação ambiental e demais usos. Além disso, o estabelecimento da capacidade de suporte desses parques é também uma tarefa difícil, em face das variações temporais e espaciais das condições limnológicas de uma dada área do reservatório.

O elevado risco de escapes de espécies não-nativas, especialmente de tanques redes, tem

sido motivo de grandes embates entre produtores de alevinos, aqüicultores, órgãos ambientais, ambientalistas e cientistas. Posições antagônicas em relação ao tema, motivada predominantemente por razões econômicas, políticas ou de pura intransigência, tem prejudicado o entendimento popular sobre os reais prejuízos socioambientais destes escapes. Somente um esforço conjunto entre a comunidade científica, os órgãos de imprensa e o governo permitirá o esclarecimento público dos problemas relacionados a estas atividades, inibindo iniciativas eleitoreiras e posturas negligentes do problema pelos tomadores de decisão. Aliás, esforço semelhante é

necessário para a ordenação da atividade de aqüicultura como um todo.

Por fim, destaca-se a dificuldade vivenciada pelas agências de fomento da aqüicultura na transformação do pescador tradicional em aqüicultor. Essa conversão implica em modificações culturais, requer assistência técnica continuada e um sistema de comercialização de pescado adequado, sendo estes dois últimos quesitos dificultados pelo caráter disperso da atividade. É também necessário comprovar também que o cultivo em tanques-rede, numa escala reduzida, seja rentável e tenha sustentabilidade sem os fartos subsídios atualmente oferecidos.

Capítulo 6.4

Mortandades de Peixes em Barragens:

causas e mitigação

Introdução

Entre os efeitos ambientais negativos promovidos pelo represamento de rios estão aqueles ligados ao livre trânsito dos peixes migradores entre seus sítios de desova, desenvolvimento inicial e alimentação. Assim, a opção pela produção de energia através de hidrelétricas, embora evite uma série de impactos comuns a outras modalidades de produção, afeta adversamente os movimentos dos peixes.

Os movimentos ascendentes, na ausência de facilidades para transposição, podem ser bloqueados. Mesmo quando essas facilidades estão presentes, esses deslocamentos podem ser retardados, alterando a quantidade, a qualidade e a acessibilidade dos peixes a habitats biologicamente fundamentais. Já naqueles descendentes, os peixes são submetidos a injúrias ou morte ao passar pelo vertedouro ou turbinas, sendo estas últimas a única via aos trechos a jusante quando o primeiro não está em operação.

Além disso, as condições hidrodinâmicas nos trechos imediatamente a jusante da barragem durante a parada e partida das unidades geradoras podem promover a atração de cardumes, seguida do confinamento no canal de fuga (tubo de sucção) e morte por asfixia ou pela turbulência excessiva.

Injúrias ou mesmo grandes mortalidades de peixes decorrem tanto do contato destes com a estrutura física dos componentes da barragem (vertedouro e turbinas) quanto das condições hidrodinâmicas criadas durante a operação da usina.

Entre os fatores que afetam a intensidade com que esses impactos ocorrem destacam-se (i) o desenho dos componentes da barragem, (ii) os procedimentos operacionais, (iii) a natureza da ictiofauna regional, e (iv) a abundância de peixes nas imediações, esta relacionada à época do ano.

Os raros inventários de mortalidade de peixes em barragens têm computado

apenas os indivíduos efetivamente mortos ou próximos à morte. Entretanto, a mortalidade de peixes induzida pelas estruturas e operações de barragens deve considerar também o fato de que esta pode ocorrer posteriormente. Embora de difícil estimativa, peixes submetidos a fortes estresses ou pequenas injúrias podem derivar a jusante, morrendo mais tarde pela ação de predadores, fungos e parasitas. Desorientação, remoção de escamas ou muco, perdas da capacidade sensitiva ou locomotora são alguns dos aspectos que tornam peixes estressados susceptíveis à predação ou infecção. Dado o seu caráter pouco conspícuo, também a mortalidade de larvas e juvenis não é considerada nesses inventários.

Outro aspecto equivocado em relação à avaliação de mortalidades é considerar o impacto destas sobre os estoques naturais proporcional à quantidade de peixe morto. Embora uma mortalidade elevada tenha impacto visual extraordinário e seja uma fatalidade ao nível de indivíduo, ela pode ter um significado menor ao nível de população.

A severidade de um evento de mortalidade depende dos atributos populacionais, ou seja, tamanho da população, estrutura em comprimento, peso e idade, taxas de mortalidade natural e por pesca, capacidade reprodutiva, etc. Entretanto, minimizar o evento sem qualquer informação confiável sobre esses atributos, como é freqüente nesses casos, é, também, uma atitude errônea.

Os escassos dados existentes sobre mortalidades de peixes em barragens

brasileiras mostram valores extremamente variados, seriando de alguns peixes mortos a toneladas deles. Essa variação é esperada em razão da grande variedade de desenhos de turbinas e procedimentos operacionais, além das peculiaridades de cada rio e ictiofauna. Padrões gerais nesses eventos são, portanto, pouco prováveis de serem obtidos, dada sua natureza local-específica.

Entretanto, o fato de essas mortalidades serem tratadas como temas sigilosos (às vezes, nem mesmo o departamento de meio ambiente da empresa tem acesso a todas as informações) tem prejudicado o entendimento e a mitigação do problema. Os impactos negativos de tais eventos na mídia e o receio de multas vultosas que eventualmente são aplicadas pelos órgãos de controle ambiental dificultam a discussão aberta e a troca de informações entre as concessionárias, e destas com as instituições de pesquisa. Assim, embora as mortalidades em barragens ocorram há décadas, pouco aprendemos sobre o processo.

Causas das Injúrias e Mortes de Peixes

A perda de peixes em projetos hidrelétricos, a exemplo daquelas de derivação para termo-elétricas, irrigação e abastecimentos urbanos ou industriais, embora algumas vezes considerada relevante, não tem sido investigada na América do Sul. Mesmo na América do Norte, onde a hidroeletricidade também tem importante participação na matriz energética e a busca da conservação dos estoques de

salmonídeos, principal espécie afetada por essas perdas, é tida como prioritária, as informações sobre as causas, a tecnologia disponível para atenuação e as ações mitigadoras recomendadas são muitas vezes controversas.

Em um documento publicado pela Seção de Bioengenharia da *American Fisheries Society* (TAFT; BATES; BRUSH; HARN; SOLONSKY; WHITMAN; ZAPEL, 2000) a relutância das agências ambientais em aceitar a maioria das tecnologias e procedimentos propostos para a mitigação do problema é atribuída aos seguintes fatores:

- (i) a inconsistência dos resultados da avaliação dessas técnicas em relação à sua efetividade, com conclusões distintas entre locais, ou anos em um mesmo local;
- (ii) a maioria dos resultados obtidos no passado estão contidos em relatórios e anais de encontros que são considerados como *grey literature* (literatura cinzenta), e muitos profissionais relutam em aceitar testes que não são submetidos a revisões pelos pares;
- (iii) inventores, fabricantes e/ou vendedores têm conflitos de interesses ao apresentarem os resultados de testes de efetividade de seus produtos ou técnicas, generalizando resultados positivos obtidos em testes localizados;
- (iv) devido à crescente demanda pela efetividade biológica de tais dispositivos ou técnicas nas últimas décadas, aquelas de natureza estrutural que excluem fisicamente os peixes têm sido mais

aceitas em relação às barreiras comportamentais, que não são efetivas para a proteção de grande variedade de peixes sob condições tão variáveis.

No Brasil, técnicos do setor hidrelétrico têm relatado suas percepções sobre o problema e recomendado medidas operacionais em várias usinas, sendo os resultados considerados positivos. Entretanto, essas medidas são baseadas em observações empíricas e não foram testadas. Além disso, embora as perdas de peixes sejam antigas e presentes em quase todas as grandes barragens, temos ainda dúvidas básicas sobre o assunto, destacando-se, entre elas, uma fundamental: a origem dos peixes injuriados ou mortos, ou seja, são indivíduos oriundos do reservatório que passaram pelas estruturas da barragem ou são cardumes que se concentram próximo à barragem, provenientes de trechos a jusante? Essa dúvida demonstra a carência de estudos sistematizados sobre o problema.

Dado que qualquer medida mitigadora a ser aplicada pressupõe um adequado entendimento da fonte de estresse, o entendimento do processo que leva a injúrias ou morte precede a tomada de medidas atenuadoras, sob pena de alto risco de fracasso, com desperdício de esforços, recursos e oportunidades.

Os relatos de autopsias e necropsias de peixes em eventos de grandes mortalidades revelam desde descamações e pequenos ferimentos até macerações, decepamentos, embolias gasosas e hemorragias generalizadas. Sabidamente, essas injúrias

são decorrentes de mais de uma fonte de estresse (colisões, descompressões, turbulências, cisalhamento, saturação gasosa, etc.). Os peixes que se concentram imediatamente abaixo ou acima das barragens são submetidos a uma gama tão variada de estresse que torna difícil identificar aquela mais importante.

Como salientado anteriormente, a perda de peixes em usinas hidrelétricas depende de fatores inerentes ao desenho dos componentes da barragem (vertedouro e turbinas) e à sua operação, ou a fatores relacionados aos peixes, como a natureza da ictiofauna e sua abundância nas imediações.

Vertedouro

O vertedouro é um componente presente em todas as barragens hidrelétricas, necessário ao vertimento do excesso de água, protegendo as estruturas da estação geradora das enchentes. A vazão e a frequência de sua operação dependem da capacidade da usina e do fluxo do rio. Assim, numa grande usina, especialmente naquela envolvida no atendimento de picos de demanda, na qual a capacidade da turbina excede a vazão afluente, o funcionamento do vertedouro pode ser esporádico.

Os vertedouros são variados em relação à localização, desenho, número e forma de controle. Geralmente se localizam junto à casa de força, são numerosos e controlados remotamente, e, portanto, de operação mais flexível, sendo possível operá-los de modo a reduzir os impactos sobre os peixes e seus

habitats. Podem diferir também em relação à altura da tomada d'água. Em geral, aqueles que vertem águas superficiais têm menor possibilidade de promover distúrbios na qualidade da água a jusante. Ao verter as camadas oxigenadas superficiais, estes podem, entretanto, agravar eventuais problemas com a qualidade da água no reservatório.

Nos casos em que a vazão afluente excede a capacidade da estação e a capacidade de armazenagem do reservatório esteja esgotada, paradas de máquinas para manutenção ou por problemas no sistema levarão ao vertimento. O operador não terá, nesses casos, qualquer controle sobre o início, duração e magnitude desse processo. Entretanto, um planejamento adequado na operação da barragem dará maior flexibilidade ao operador, permitindo que manipule a vazão vertida de forma racional. Para esse planejamento, fatores como um preciso conhecimento da capacidade do sistema, as predições de eventos de cheias e a programação adequada de manutenções das unidades geradoras são essenciais e podem compatibilizar os interesses na geração de energia com os ambientais.

Por outro lado, quando a vazão afluente cai para valores inferiores aos dos limites de segurança de operação das turbinas, não haverá vertimento. Nesse caso, o trecho a jusante pode secar (exceto se um fluxo mínimo acordado para a proteção dos peixes ou manutenção de outros usos estiver estabelecido), promovendo mortalidade e alterações no habitat do canal a jusante.

Mortalidades em vertedouro podem ser decorrentes do ingresso de peixes na tomada d'água ou do efeito combinado de sua operação e da morfologia do canal a jusante. O arraste de peixes de montante para jusante não se constitui na fonte mais relevante de impacto biológico. Mortalidade decorrente desse fato, embora seja constatada, é muito menor que aquelas da passagem pelas turbinas. Desenhos e procedimentos operacionais adequados podem permitir a passagem de peixes para jusante com baixas taxas de mortalidade. De qualquer maneira, as taxas de sobrevivência na passagem pelo vertedouro têm sido estimadas em valores superiores a 90%, geralmente entre 97% a 100%, fato que tem levado biólogos pesqueiros do hemisfério Norte a optar por favorecer a passagem de juvenis de salmão por essas estruturas.

Uma das principais fontes de injúria e mortalidade de peixes e de outros organismos aquáticos, relacionada ao vertedouro, é a supersaturação de gases na água, que pode levar a traumas conhecidos como embolia gasosa. Esse fenômeno não é, entretanto, privativo dessas estruturas. Níveis críticos de gases nos corpos d'água podem ter origens naturais (ex.: grandes quedas d'água, produção primária por algas ou vegetação submersa) ou artificiais (hidrelétricas, termelétricas ou injeção intencional de ar). Nas barragens hidrelétricas esse fenômeno é mais conspicuo e pode ocorrer no vertedouro e nas turbinas.

No vertedouro, o ar atmosférico é incorporado à água que cai e mergulha profundamente na bacia receptora. Nesta,

sob condições de elevada pressão hidrostática, o ar, em forma de bolhas, é levado à dissolução. Esses gases, por difusão, alcançam locais de nucleação microscópica ou cavidades do corpo do animal e formam bolhas. Estas podem alcançar todos os órgãos, provocando disfunções neurológicas, vasculares, respiratórias ou dos processos de osmorregulação. Além disso, as bolhas podem formar embolismos sob a pele, levando a ulcerações pela ação de microorganismos e fungos. Adicionalmente, essas bolhas podem promover injúrias e mortalidades de animais aquáticos pela elevação da flutuabilidade.

O limite superior preconizado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) é de 110% de saturação de oxigênio (Diferença de Pressão DP = 76mmHg ao nível do mar). Esse valor tem sido considerado elevado por alguns pesquisadores, visto que, nesse patamar, uma exposição prolongada pode levar à morte, especialmente em ambientes restritos de águas rasas (BOUCK, 1980). Argumentos opostos também têm sido registrados, visto que os peixes podem, na maioria das vezes, evitar as condições adversas (SCHISLER, BERGERSEN, 1999). De qualquer maneira, mortalidades podem ser verificadas em concentrações superiores a 125% (FIDLER; MILLER, 1994) e sua intensidade depende das características do peixe e do tempo de exposição a essas condições, temperatura e a condição geral do peixe. Baixas profundidades do trecho a jusante podem impossibilitar a fuga dos peixes das áreas mais afetadas e essas condições podem ser mantidas por dezenas de quilômetros (Box 6.4.1).

A supersaturação gasosa ocorre, portanto, quando a pressão total dos gases (PTG) em um corpo d'água excede a pressão de compensação (PC). PTG é definida como a soma das pressões dos gases presentes, incluindo a pressão de vapor da água e a PC é igual à pressão barométrica (dependente da altitude e condições do tempo) mais a hidrostática (dependente da profundidade; cerca de 76 mmHg/m). A diferença de pressão ($DP = PTG - PC$) torna-se determinante de supersaturação apenas quando maior que zero (SCHISLER; BERGERSEN, 1999).

A duração, intensidade e extensão desse fenômeno são determinadas principalmente pela vazão e pela profundidade de mergulho da água que cai, podendo alcançar valores de DP até 400 mmHg (FIDLER; MILLER, 1994). Algumas alternativas têm sido aplicadas aos vertedouros com vistas a reduzir os efeitos da supersaturação gasosa, destacando-se a instalação de defletores ou dissipadores de

energia, elevação na bacia receptora, alteração na forma, submersão das comportas e passagens auxiliares. Dentre estes, os defletores de fluxo têm sido mais empregados.

Os peixes e seus habitats a jusante podem, entretanto, ser drasticamente afetados por outros fatores, dependendo da operação do vertedouro, extensão do canal, gradiente do leito, escoamento e formação de poças. Trechos de canal com altos gradientes e com fluxos de água irregulares podem atrair peixes durante o funcionamento (ou receber peixes que descem o vertedouro) e, com a interrupção do fluxo, aglomerar em poças levando a alta mortalidade por predação e/ou asfixia.

As injúrias e mortalidades podem também ocorrer durante a passagem do peixe pelo vertedouro, enquanto está na bacia receptora da água vertida, ou se manifestar tardiamente em trechos mais a jusante.

Ao descer pelo vertedouro as injúrias e mortalidades podem ser atribuídas à fricção ou abrasão do peixe com as estruturas que o compõem, incluindo defletores ou dissipadores de energia (*flip lips, flip buckets*).

A turbulência pode também levar a colisões com objetos imersos, com a superfície da água e mesmo com rochas. São igualmente relevantes os processos de desaceleração abrupta, diferenças localizadas de pressão e as forças de cisalhamento, especialmente na transição para a bacia receptora. Nesta, a existência de zonas de cisalhamento (*shear zone*), determinada pela alta velocidade da água na saída do vertedouro e podendo ser acentuada pela presença de defletores, resulta, em geral, em injúrias físicas aos peixes. Essas injúrias ocorrem quando o peixe é deslocado de uma massa d'água de alta velocidade do vertedouro para aquela menos veloz da bacia coletora, ou quando migra de camadas mais profundas e calmas para a zona de cisalhamento superficial, com jatos de alta velocidade emanados dos defletores.

Estudos prévios têm demonstrado que jatos cuja velocidade exceda 15 m/s são danosos aos peixes e que a 25 m/s são altamente danosos (GROVES, 1972; BELL; DELACY, 1972). Entretanto, comparações realizadas entre vertedouros com e sem defletores mostram que, pelo menos para larvas, eles parecem reduzir a mortalidade (LONG; OSSIANDER; RUELE; MATHEWS, 1975). Assim, as injúrias sofridas pelos peixes na bacia receptora da água vertida serão proporcionalmente maiores quanto mais extensas forem as áreas afetadas pela alta turbulência. Esta última,

entretanto, relaciona-se negativamente com as estruturas de dissipação de energia.

As injúrias que ocorrem no vertedouro ou em sua bacia receptora podem não ser evidentes e passíveis de detecção senão tardiamente. Peixes em processo de migração, atraídos pela corrente do vertedouro, podem se desorientar, não achando a entrada de mecanismos de transposição. Aqueles submetidos ao estresse da passagem pelo vertedouro, submetidos à abrasão e perda de escamas, são mais susceptíveis a doenças. Podem também mudar o comportamento e ser predados, por outros peixes, ou mais comumente, por aves e mamíferos que se concentram a jusante das barragens, incluindo a pesca ilegal.

A supersaturação pode se estender por uma distância variável, porém seu efeito deletério é, geralmente, restrito e combinado com turbulência. A embolia gasosa é considerada o principal fator de mortalidades massivas que ocorreram a jusante do reservatório de Yacyretá, na Argentina (DOMITROVIC; BECHARA; JACOBO; FLORES QUINTANA; ROUX, 1993/94; DOMITROVIC; BECHARA; FLORES QUINTANA; ROUX; GAVILÁN, 2000), podendo ser diagnosticada a nível macroscópico pelas lesões hemorrágicas, êmbolos gasosos nas brânquias, olho, fígado e pele (Figura 6.4.1). A mortandade por supersaturação gasosa atinge diversas espécies de peixes, porém as mais afetadas são aquelas que habitam o fundo do rio, como raia e Siluriformes (armados *P. granulosus*, *Oxydoras kneri* e *Rhinodoras d'orbigny*, além de diversas espécies de cascudos) (DOMITROVIC; BECHARA; JACOBO; FLORES QUINTANA; ROUX, 1993/94).

Box 6.4.1

Identificação de fontes de supersaturação de gases no alto rio Colorado, EUA

SCHISLER, G. J.; BERGERSEN, E. P. Identification of gas supersaturation sources in the Upper Colorado River, USA. *Regulated River: Research & Management*, Chichester, v. 15, no. 4, p. 301-310, July-Aug. 1999.

"Os níveis de saturação de gases atmosféricos foram monitorados através de um trecho de 40 km do alto rio Colorado durante o verão e o outono de 1995 visando identificar possíveis fontes de supersaturação no rio. Dados de saturação gasosa de sete pontos de amostragem fixos e 40 pontos casualizados foram examinados usando métodos de análise de variância e regressão múltipla. Os menores valores de saturação total de gases ($DP = -27$) foram encontrados nas liberações de fundo do reservatório Williams Fork e na confluência do riacho Willow e rio Colorado. Os níveis de saturação foram afetados pelas variáveis espaciais e temporais. A supersaturação gasosa na área de estudos teve origem em ações humanas e em processos naturais. A descarga de água do reservatório Windy Gap foi a principal fonte de saturação artificial, enquanto a atividade fossintética de plantas aquáticas foi a natural."

Apesar de a ocorrência de supersaturação gasosa estar mais associada a turbulência da barragem, ela pode se estender por distâncias consideráveis. Em Yacretá, condições de supersaturação foram detectadas em regiões distantes, localizadas a 91 km a jusante da barragem. Alguns peixes capturados nesses locais também apresentaram lesões micro e macroscópicas (DOMITROVIC; BECHARA; FLORES QUINTANA; ROUX; GAVILÁN, 2000).

A intensidade e a duração dos problemas com supersaturação gasosa podem variar de um ano para outro em uma mesma usina hidrelétrica, dependendo das vazões. Assim, a severidade e as conseqüências da embolia gasosa podem ser exacerbadas em anos de altas vazões e elevado vertimento. Medidas que diminuam a vazão pelos vertedouros, ou mesmo alterações no desenho de suas estruturas, podem minimizar a ocorrência de supersaturação nas imediações das barragens (BECHARA; DOMITROVIC; FLORES QUINTANA; ROUX; JACOBO; GAVILÁN, 1996; MIRANDA, 2001).

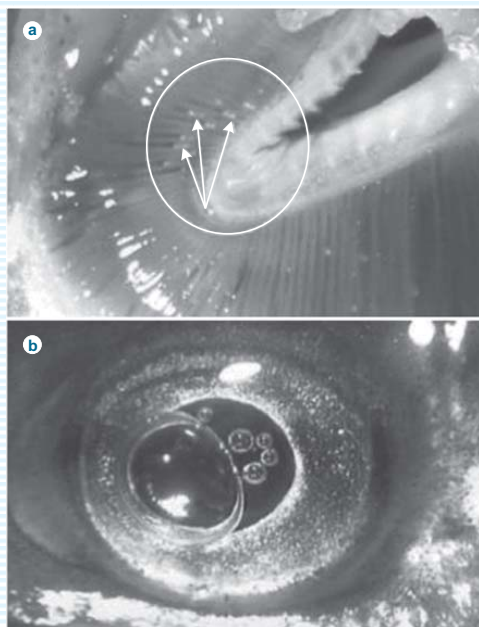


Figura 6.4.1 - Quadro de injúrias impostas aos peixes ao serem submetidos a supersaturação gasosa e diferenças de pressão. a = brânquias; b = olho (Modificado de ABERNETHY; AMIDAN; CADA, 2001).

A passagem de peixes através de turbinas

Ao passar através da unidade geradora, os peixes são submetidos a uma variedade de condições adversas relacionadas ao fluxo da água, que podem atuar isoladamente ou em conjunto. Entre as condições adversas, enumeram-se as mudanças bruscas e extremas na pressão, a cavitação, forças de cisalhamento, turbulência, e choques mecânicos (CADA; COUTANT; WHITNEY, 1997 - Figura 6.4.2).

Turbinas

A mortalidade de peixes na casa de força pode envolver (i) indivíduos oriundos do reservatório que entram pela tomada d'água e são forçados a passar pela turbina, e (ii) cardumes que são atraídos pelo canal de fuga e submetidos ao estresse da operação/manutenção da turbina.

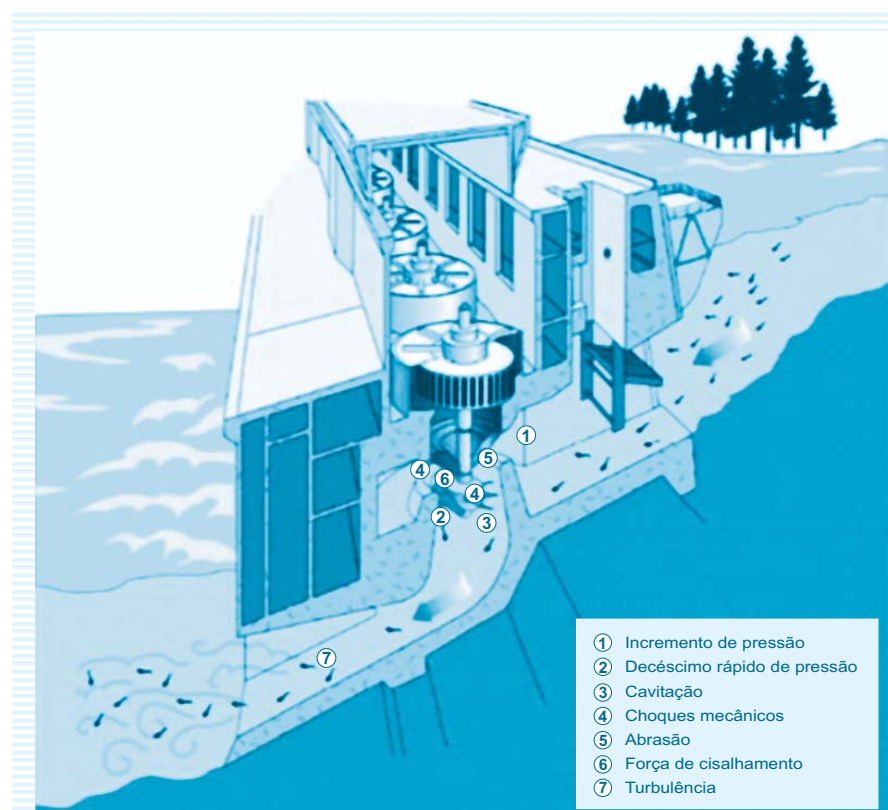


Figura 6.4.2 - Condições adversas a que são submetidos os peixes ao passar por uma unidade geradora (Modificado de CADA; COUTANT; WHITNEY, 1997).

As **variações de pressão** que se verificam desde a tomada d'água, e especialmente ao nível das palhetas da turbina, levam a grandes mortalidades de peixes, não tanto pelos valores positivos que alcançam, mas por serem abruptas. Numa turbina tipo Francis, os peixes são submetidos a variações na pressão que, em frações de segundo, vão de 5-10 atmosferas a uma pressão "negativa" (PAVLOV; LUPANDIN; KOSTIN, 2002). Esses

valores de pressão são bem suportados por um grande número de espécies de peixes, desde que a mudança seja gradual e com tempo de resposta (alteração no volume da bexiga natatória, por exemplo).

Em geral, espécies com bexiga natatória ligada por ducto ao esôfago (fisóstomas) têm maior resistência às mudanças de pressão por poderem expelir ou tomar ar e, portanto,

alterar o volume e controlar a pressão da bexiga. Aquelas sem ducto (fisóclistas), ou seja, cujo volume da bexiga natatória deve ser regulado pela secreção ou absorção do ar por mecanismos de contracorrente sanguínea, são mais susceptíveis a injúrias, dada a lentidão do processo. As variações bruscas na pressão podem fazer com que os gases presentes na bexiga apareçam na circulação sanguínea, provocando embolia gasosa. Porém mesmo as fisóstomas podem não suportar a rapidez com a qual a pressão da água varia entre o conduto forçado e o canal de fuga. Tsvetkov, Pavlov e Nezdolij (1972) demonstraram experimentalmente que a taxa de sobrevivência de peixes fisóstomos foi maior que a dos fisóclistas a uma mesma taxa de variação de pressão. Entretanto, mesmo os peixes fisóstomos são mortos a partir de uma taxa de decompressão de 91 kPa/s (13,2 PSI/s).

Estudos realizados com peixes fisóstomos revelam que a pressão de aclimação, dependente da posição na coluna d'água em que o peixe se posiciona antes de entrar na tomada d'água, afeta a mortalidade e que razões entre a pressão de

exposição durante a passagem e a de aclimação, inferiores a 0,3 (30%) podem promover mortalidades. Para os peixes fisóclistas, o limiar dessa razão deve ser ainda maior (CADA; COUTANT; WHITNEY, 1997) – Figura 6.4.3.

Abernethy, Amidan e Cada (2002), simulando a passagem de peixes fisóstomos (salmão) e fisóclistas (*Lepomis*) através de turbina tipo Kaplan, avaliaram o efeito do regime de pressão e supersaturação gasosa. Esses autores relatam que o sinergismo

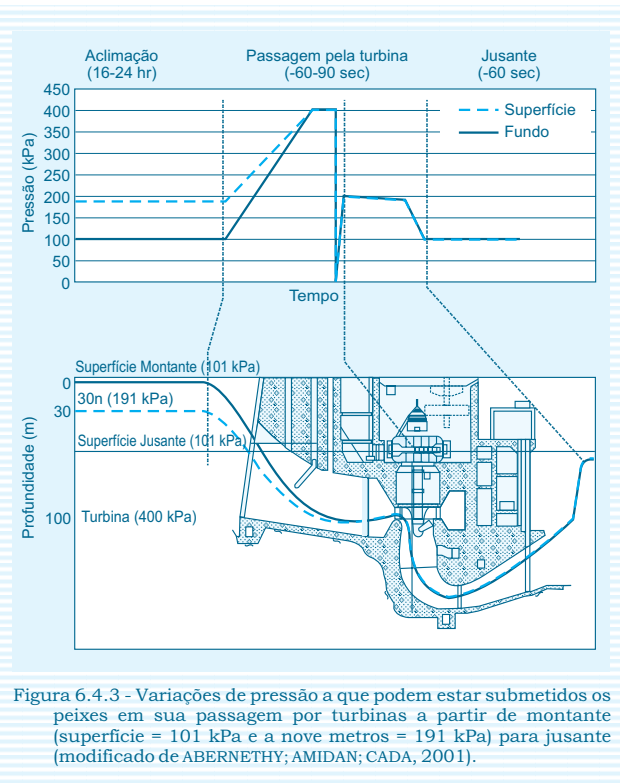


Figura 6.4.3 - Variações de pressão a que podem estar submetidos os peixes em sua passagem por turbinas a partir de montante (superfície = 101 kPa e a nove metros = 191 kPa) para jusante (modificado de ABERNETHY; AMIDAN; CADA, 2001).

entre essas duas fontes de estresse não é significativo e teve impacto distinto entre as espécies. Mortes ou injúrias severas foram constatadas na espécie fisóclista quando a pressão foi reduzida para 50 kPa, sendo que esse valor afetou apenas levemente os peixes fisóclitos quando provenientes da superfície. Entretanto, para aqueles com altas pressões de aclimação (de fundo), independentemente de sua categoria, mostraram distensões de parede ou rupturas da bexiga já nesses valores.

O efeito direto de variações bruscas na pressão são hemorragias generalizadas, eversão do estômago pela boca e/ou sua ruptura, dilatação do globo ocular, além do quadro de embolia gasosa (Figura 6.4.4).

Entretanto, podem ocorrer mortalidades decorrentes apenas indiretamente das variações bruscas na pressão. Estas geralmente relacionam-se a mudanças comportamentais impostas por esse processo. Assim, alguns estudos demonstram que algumas espécies ou condições são suficientes apenas para estontear o animal temporariamente e que este, quando capturado e mantido em aquário, se recupera após algumas horas ou dias. Sua derivação a jusante poderia, entretanto, submetê-lo a intensa predação por outros

peixes ou vertebrados (aves e mamíferos). Entre os aspectos comportamentais anormais, destaca-se a falta de reação visual, acústica ou a estímulos hidráulicos e, em casos mais drásticos, a ausência de orientação dorso-ventral natural do corpo (PAVLOV; LUPANDIN; KOSTIN, 2002).

Outro fator de incremento da mortalidade de peixes, ligado à variação da pressão no interior da turbina, é a **cavitação**. Tal fenômeno resulta da formação de bolhas na água causada por uma redução localizada e extrema na pressão (igual ou inferior à pressão de vapor). No interior da turbina, isso pode ocorrer nas áreas de baixa pressão (ex.: imediatamente abaixo das palhetas) e em pontos com velocidades locais crescentes ou mudanças bruscas de direção do fluxo. O fluxo sobre superfícies irregulares ou mesmo certas condições de temperatura da água e de conteúdo de ar podem também dar origem

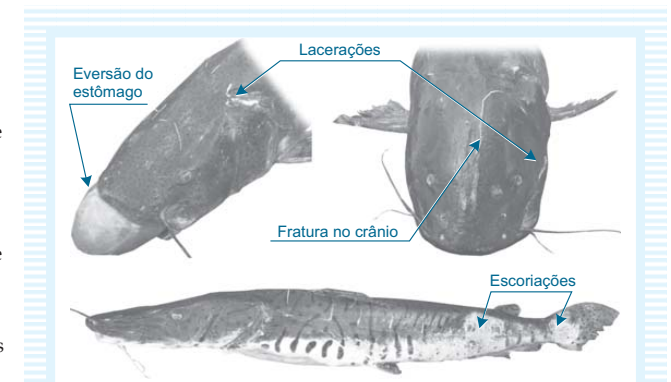


Figura 6.4.4 - Peixes de couro mostrando diferentes modalidades de injúrias decorrentes de mudanças na pressão e choques com os componentes da turbina ou tubo de sucção. Acima = jaú *Zungaro zungaro*; abaixo = sorubim *Pseudoplatystoma fasciatus* (Fotos: C. S. Agostinho).

às bolhas de gás (CADA; COUTANT; WHITNEY, 1997). As bolhas de vapor são levadas pelo fluxo para áreas de alta pressão, onde colapsam violentamente (condensação; “bolhas de cavitação”), gerando ondas de choque que podem ultrapassar 100 kgf.cm⁻² (PAVLOV; LUPANDIN; KOSTIN, 2002; 9.800 kPa).

A influência da cavitação sobre os peixes é aceita pela maioria dos autores. Poucos experimentos têm, entretanto, sido conduzidos, sendo o fato atribuído às dificuldades de modelar a cavitação em escala de laboratório (PAVLOV; LUPANDIN; KOSTIN, 2002). Além disso, alguns autores não conseguiram mostrar essa relação em condições de laboratório (TURNPENNY; DAVIS; FLEMING; DAVIES, 1992). Esses autores acreditam, entretanto, que se a cavitação pode danificar os componentes das turbinas, peixes que passam próximos a cavidades de vapor têm grande probabilidade de sofrer injúrias.

A cavitação é, entretanto, uma preocupação dos gerentes de usinas, que procuram minimizá-la através de procedimentos operacionais que são rotina nas barragens ou, na sua inevitabilidade, pela injeção de ar, que reduz o impacto do colapso sobre os componentes e os peixes. Por outro lado, a crescente demanda energética tem levado muitas usinas instaladas a operar próximo aos seus limites máximos, aumentando a ocorrência de cavitação. Calainho, Horta, Gonçalves e Lomônaco (1999) estimam que cerca de 75% das companhias geradoras de energia no Brasil estavam operando com algum tipo de problema de cavitação em seus equipamentos.

O estresse produzido pelas **forças de cisalhamento** é também uma modalidade de estresse por pressão. Ao contrário desta última, que atua perpendicularmente, as forças de cisalhamento agem paralelamente à superfície do corpo, sendo o estresse resultante da incidência de duas massas d'água com velocidades distintas (CADA; COUTANT; WHITNEY, 1997). Os maiores valores de força de cisalhamento são encontrados na interface entre fluxos de alta velocidade e objetos sólidos, como as margens principais das palhetas da turbina.

As frequências de injúrias e morte produzidas pelas forças de cisalhamento dependem do tamanho do peixe e da região do corpo onde incide a força do jato. Em geral, peixes menores e jatos incidindo sobre a cabeça são mais letais (CADA; COUTANT; WHITNEY, 1997). Peixes submetidos a essas condições mostram deformações no corpo (alongamento, compressão, torção), perda de muco e escamas, danos nos olhos (hemorragias, ruptura da córnea e extirpação), e esmagamento e hemorragias em órgãos internos (Figura 6.4.5).



Figura 6.4.5 - Juvenil de salmão mostrando injúrias decorrentes de entrada em zona de cisalhamento em experimento (Fonte: PACIFIC NORTHWEST NATIONAL LABORATORY, c2005).

A **turbulência**, por outro lado, é definida como movimentos caóticos das partículas de um fluido, mesmo quando este estiver se deslocando em única direção. No interior de uma turbina, como em um rio, a turbulência ocorre em escala variada, podendo atingir os peixes tanto com correntes opostas quanto de mesma direção, porém com velocidades distintas. Embora possam ser verificadas já a partir do conduto forçado, são, em geral, mais pronunciadas no tubo de sucção (canal de fuga), que pode criar grandes turbilhões ou rodamosinhos.

Nos sistemas hidráulicos das barragens os estresses da turbulência e do cisalhamento são, na maioria das vezes, inseparáveis e dependentes um do outro. Assim, a turbulência induz as forças de Reynold que afetam a magnitude da viscosidade aparente e, portanto, o estresse de cisalhamento. A avaliação dos efeitos de cada um é possível apenas experimentalmente. A força das correntes de turbulência pode atingir diferentes partes do corpo do peixe, causando injúrias e mortes por inversão das brânquias e decapeamento da cabeça. Rompimento dos opérculos e danos nas brânquias são efeitos menores. Conforme o peixe é capturado por uma situação em que existem forças que tracionam a cabeça, os opérculos abrem-se, tornando a força mais efetiva na decapitação.

As injúrias de natureza mecânica a que são submetidos os peixes ao passar pela turbina decorrem do contato direto destes com a maquinaria da unidade geradora, através de colisões com os componentes fixos e móveis da turbina, ou a compressão ao passar através de espaços estreitos entre a parte móvel e a fixa (Figuras 6.4.4 e 6.4.6). Em ambos os casos a intensidade e a frequência das injúrias dependem das características do peixe (ex.: espécie, idade, peso, condição) e da turbina (número de pás do rotor e de palhetas do distribuidor, tamanho e forma das aberturas, rotação e ângulo das pás do rotor, velocidade da água, nível da turbulência), bem como das relações entre a turbina e o peixe (posição, rota, orientação) - Cada, Coutant e Whitney (1997).

Em geral, turbinas do tipo Francis causam maior mortalidade por danos mecânicos que as do tipo Kaplan, que têm maior espaço entre as palhetas e são operadas em menor velocidade. As últimas, entretanto, têm maiores problemas com os demais



Figura 6.4.6 - Injúrias apresentadas por um cuiú-cuiú *Oxydoras niger*, capturado a jusante da barragem, provavelmente decorrente de colisões com a maquinaria das unidades geradoras (Foto: C. S. Agostinho).

tipos de danos. Ambas podem promover todos os tipos de danos se operadas com eficiência menor que a máxima. Entre as injúrias sofridas pelos peixes em decorrência de colisões e compressões, destacam-se hematomas, cortes profundos ou lacerações, perdas de escamas e de partes do corpo, fraturas da coluna, maceração, etc. (Figuras 6.4.4 e 6.4.6).

Na maioria dos casos, é extremamente difícil identificar a origem específica de um tipo de dano causado pelas turbinas, isso porque os vários fatores de injúria mencionados podem afetar o peixe de modo isolado ou combinado. Além disso, há uma grande sobreposição entre os tipos de injúrias produzidas por diferentes fatores.

A Atração e Mortalidade de Peixes no Tubo de Sucção

O desenho da barragem e os procedimentos de rotina na sua operação, que podem determinar maiores ou menores injúrias sobre os peixes que passam pelas turbinas, podem também promover a atração de cardumes de jusante para o interior do canal de fuga (tubo de sucção) e, posteriormente, submetê-los a forte estresse, culminando com injúrias e, freqüentemente, mortes.

No Brasil, a quase totalidade dos acidentes envolvendo grandes

mortalidades de peixes abaixo das barragens é atribuída a esse tipo de mecanismo. Entretanto, esses acidentes foram pouco estudados e é possível que a maioria deles decorra de peixes que passam pela turbina vindo de montante. Sabe-se, no entanto, que a atração e aprisionamento de peixes durante as paradas das unidades geradoras podem levar a mortalidades massivas, podendo alcançar proporções alarmantes durante o período de migração ascendente (piracema) – Figura 6.4.7.

Assim, mesmo com insuficiência de dados, a concomitância de mortalidades massivas de peixes com alguns dos procedimentos operacionais de rotina nas barragens permite algumas inferências, como segue.

Paradas nas unidades geradoras das usinas hidrelétricas são previstas com a finalidade de (i) manutenções programadas, preventivas ou corretivas, que têm ocorrência periódica, (ii) emergenciais, necessárias para a correção de problemas hidroeletromecânicos, e (iii) redução na demanda energética ou economia de água.



Figura 6.4.7 - Acúmulo de peixes no canal de fuga durante o período de piracema (Foto: H. São Thiago).

Nas paradas para manutenções programadas ou emergenciais, as comportas de montante (ou palhetas dos distribuidores) e de jusante (comporta de manutenção) são fechadas. Entretanto, antes que o fechamento esteja concluído, ocorre o ingresso de cardumes das imediações para o canal de fuga e tubo de sucção, possivelmente atraídos pela redução da descarga e/ou pelas correntes geradas pelas unidades vizinhas. Com a interrupção do fluxo d'água, ocorre o deplecionamento gradual do oxigênio dissolvido no interior do tubo de sucção, podendo ocasionar a morte dos peixes retidos por asfixia. A gravidade dessa situação depende, diretamente, da abundância de peixes aprisionados e do tempo necessário para a realização dos trabalhos de manutenção. O setor hidrelétrico tem incorporado à rotina de manutenção das turbinas o que chamam "operação salvamento de peixes", que compreende o bombeamento de oxigênio e a retirada dos peixes, com resultados satisfatórios.

No caso das paradas motivadas por insuficiente demanda energética, a comporta de jusante é mantida aberta, dado que pode ser necessária sua entrada repentina em operação para atender uma demanda emergencial. Isso permite o acúmulo de peixes no tubo de sucção ou canal de fuga.

Em ambos os casos, a partida da unidade geradora, com liberação repentina do fluxo, pode promover grandes variações na pressão, produzir elevada turbulência e levar à colisão dos peixes com as paredes do

canal de fuga, resultando em mortalidades massivas. Isso tem sido agravado pelo fato de as demandas do sistema elétrico, comandadas pelo Operador Nacional do Sistema (ONS), requererem respostas imediatas.

Mortalidades podem ocorrer também nas unidades geradoras em funcionamento, especialmente quando, para atender a uma demanda do sistema elétrico, ocorre uma rápida abertura das palhetas do distribuidor, incrementando subitamente a vazão, com implicações na pressão e na turbulência do tubo de sucção. Esse atendimento é, em muitas usinas, automatizado.

Entre os procedimentos operacionais com maiores riscos potenciais para os peixes, destacam-se os testes de performance das turbinas, que são parte integrante do comissionamento e aceitação dos equipamentos eletro-hidráulicos. Realizados durante o período de garantia, esses testes envolvem condições operacionais extremas (reguladas por protocolos internacionais) durante as quais os peixes são submetidos a forte estresse de pressão, cavitação e turbulência.

Outro procedimento na operação das usinas, com impacto sobre os peixes, e que vem se tornando gradativamente mais empregado, é o de transferência da operação compensador-síncrono para gerador. Nesse caso, a unidade conectada ao sistema elétrico passa a funcionar como um motor, não gerando energia. Esse procedimento destina-se a proporcionar maior estabilidade ao sistema

elétrico através do controle da tensão, economizando água do reservatório sem que a máquina pare. É, portanto, um recurso de interesse tanto do gerenciador do sistema elétrico quanto do concessionário da usina.

Entretanto, para possibilitar essa operação como compensador-síncrono, é injetado ar na região da câmara do rotor para rebaixar o nível da água no tubo de sucção, impedindo seu contato com a turbina. Numa demanda emergencial de energia pelo sistema, a unidade em operação como compensador-síncrono retorna automática e imediatamente ao modo gerador. Durante esse processo, são abertas as palhetas do distribuidor, ocasionando a expulsão violenta do ar comprimido desde a câmara do rotor até o tubo de sucção, gerando variações de pressão, turbulência, supersaturação e arremessando os peixes de uma condição de pressão de águas profundas para a superfície em fração de segundo.

Considerações Finais

A ocorrência de injúrias e mortes, provocadas pela passagem de peixes por estruturas da barragem, é um fenômeno recorrente nos grandes reservatórios brasileiros. Porém sua magnitude raramente tem sido avaliada, inexistindo estimativas reais sobre as perdas de estoques.

Em razão de muitas espécies apresentarem comportamento reofílico e, portanto, serem atraídas por locais com maior fluxo de água, é comum que ocorram adensamentos de peixes a jusante da barragem, e atração daqueles situados a montante, nas imediações das tomadas de água. No primeiro caso, a operação das turbinas pode criar zonas de grande turbulência, e no segundo caso os peixes são capturados pela tomada d'água e forçados a atravessar as estruturas das turbinas ou dos vertedouros, acarretando injúrias. Estas podem ser ocasionadas por abrasão, diferenças de pressão, embolia e colisões, sendo provável que parte considerável dos peixes injuriados não morra de imediato, porém podem perecer mais tarde em decorrência do impacto ou pela fragilidade ante a predação e doenças.

Então, a despeito dos esforços de muitas concessionárias de energia hidrelétrica na solução do problema de mortalidades nas barragens, o conhecimento disponível sobre os mecanismos dessas mortes ainda é precário. Sequer sabemos a origem dos peixes que morrem (montante, jusante ou ambas), exceto quando a morte ocorre no tubo de sucção durante as paradas de máquinas. A determinação exata da causa das injúrias e mortes de peixes na barragem é tarefa complexa, devido ao elevado número de fatores envolvidos, às interações entre eles e à falta de especificidade na resposta biológica (danos em tecidos e mortes), o que dependerá de mais estudos para sua elucidação e mitigação.

Capítulo 6.5

Remoção Prévia da Vegetação:

a qualidade da água x disponibilidade de abrigo

Introdução

Um dos grandes desafios com que se defrontam o setor elétrico e os órgãos de controle ambiental relaciona-se à falta de informações sobre o efeito da remoção ou não da vegetação antes do enchimento de reservatórios. Isso tem gerado muita controvérsia a cada vez que um novo reservatório é construído.

O fato de a remoção ter vantagens e desvantagens sobre a manutenção da fauna aquática é o principal foco da controvérsia.

A manutenção da vegetação terrestre submersa tem sido vista como fator favorável por (i) fornecer substrato para o perifiton e bentos, que são importantes recursos alimentares para peixes, (ii) prevenir a sobrepesca, (iii) disponibilizar locais de reprodução e refúgio, incrementando a sobrevivência e o recrutamento, (iv) aumentar a produtividade biológica em áreas litorâneas por fornecer

matéria orgânica, nutrientes e diversidade estrutural, (v) atenuar os impactos com a erosão marginal pela ação das ondas e variação de nível, e (vi) reduzir os elevados custos com a remoção.

Entretanto, o excesso de vegetação alagada pode resultar em uma série de problemas que podem neutralizar, em alguma extensão, as vantagens. Entre estas se destaca a anoxia em regiões mais profundas, resultado da decomposição da matéria orgânica, a qual pode levar a mortalidades de peixes ou limitar sua distribuição no novo ambiente. Além disso, troncos submersos podem interferir na navegação, recreação, redes de pesca, e servir como suporte para bancos de macrófitas (PLOSKEY, 1985).

Importância da Estruturação dos Hábitats

A base teórica deste tópico pode ser buscada no conhecimento já estabelecido sobre a estrutura de hábitats, entendida

como as estruturas físicas no espaço (troncos, galhos, macrófitas, locas, etc.) que sustentam comunidades animais e vegetais.

A heterogeneidade estrutural dos habitats tem importante papel na diversidade biológica dos ambientes aquáticos, nas relações interespecíficas e na produtividade do sistema. A importância dessa estruturação pode ser evidenciada pela abundância e diversidade de espécies suportadas por áreas bem-estruturadas, muitas vezes maiores que aquelas de áreas sem estrutura.

A adição de complexidade estrutural ao ambiente aquático, promovido pelos troncos, macrófitas ou outros objetos submersos, eleva a disponibilidade de abrigos para as espécies de peixes forrageiros e formas jovens daquelas de grande porte, reduzindo a taxa de mortalidade e influenciando as interações interespecíficas (SAVINO; STEIN, 1982). Essas estruturas, a exemplo das macrófitas aquáticas, fornecem ainda o substrato para o desenvolvimento de organismos utilizados na alimentação da maioria das espécies de peixes, pelo menos durante as fases iniciais de desenvolvimento, além de servirem como locais de desova de espécies fitófilas (DIBBLE; KILLGORE; HARREL, 1996).

Os benefícios das estruturas submersas sobre as assembléias têm sido associados, segundo Miranda e Hodges (2000), ao balanceamento entre a eficiência de forrageamento dos predadores e as necessidades de refúgio da presa (HECK; THOMAN, 1981; DIONNE; FOLT, 1991); a elevada capacidade de suporte pelas fontes de

alimento resultantes do aumento na disponibilidade de substrato (LILLIE; BUDD, 1992); e elevada produtividade decorrente de seu efeito positivo sobre a penetração da luz (TREBITZ; NIBBELINK, 1996).

A importância da estruturação para a diversidade específica pode ser evidenciada por um paralelo entre uma floresta tropical luxuriante e uma árida paisagem de dunas (SCHEFFER, 1998). Embora não passível de amplas comparações, isso dá uma dimensão das diferenças nas estruturas de habitats entre um corpo d'água com e outro sem vegetação (Figura 6.5.1).

Embora a efetividade da predação dependa do comportamento do predador e da presa, a presença de múltiplos predadores, com múltiplas estratégias, como ocorre na maioria dos reservatórios brasileiros, conduz à exacerbação na pressão predatória. Nesse caso, é consumido um número maior de presas que aquele esperado pelo somatório da capacidade de cada espécie, devido à tendência de um predador aumentar a vulnerabilidade da presa a outro, geralmente com estratégia de predação diferente.

Num ambiente com pouco abrigo, um predador, além de apresentar maior eficiência na captura, pode afugentar as presas para outra área na qual seus mecanismos de fuga não sejam tão eficientes, sendo predados por outros (SOLUK, 1993). O incremento na disponibilidade de abrigo levaria à redução na eficiência da predação e a um controle no tamanho populacional do predador.

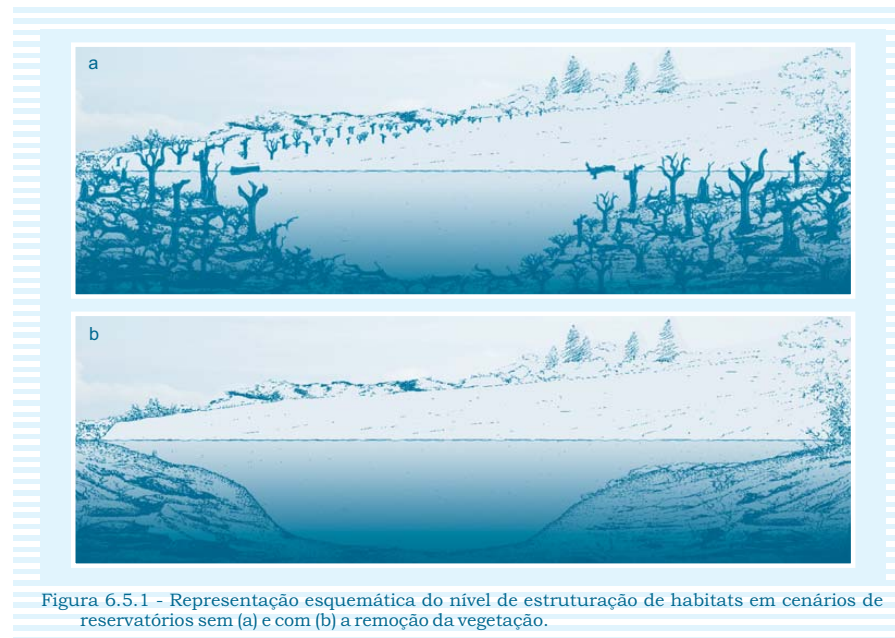


Figura 6.5.1 - Representação esquemática do nível de estruturação de habitats em cenários de reservatórios sem (a) e com (b) a remoção da vegetação.

Quando em excesso, entretanto, os efeitos da estruturação sobre a eficiência de forrageamento dos predadores podem ser adversos, levando à redução na biomassa destes. Assim, uma interação negativa decorrente da redução no risco de predação entre os predadores (SIH; ENGLUND; WOOSTER, 1998) poderia levar a fortes competições entre estes e incrementar a predação intraguilda, na qual um predador é parte da dieta de outro, inclusive da mesma espécie (canibalismo).

Concomitantemente, a redução na mortalidade das presas aumentaria sua abundância e biomassa, fortalecendo as interações competitivas, podendo resultar em baixo crescimento (MACEINA; BETTOLI;

KLUSSMANN; BETSILL; NOBLE, 1991; OLSON; CARPENTER; CUNNINGHAM; GAFNY; HERWIG; NIBBELINK; PELLET; STORLIE; TREBITZ; WILSON, 1998; AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003).

Dessa maneira, a estruturação dos habitats influencia não apenas a relação predador-presa, mas também as interações predador-predador e, portanto, o impacto combinado de múltiplos predadores (WARFE; BARMUTA, 2004). Swisher, Soluk e Whal (1998) mostram que o impacto combinado de peixe-sol (*Lepomis macrochirus*) e larvas de odonata sobre presas foi menor quanto maior o nível de estruturação do habitat. Em habitats estruturados, o impacto de ambos os predadores tornou-se apenas aditivo (somatório dos impactos individuais).

O saber popular acerca dos benefícios da estruturação do hábitat sobre a produtividade do ecossistema é demonstrado pelo seu uso em sistemas de cultivo em diferentes partes do mundo (ver **Box 6.5.1**).

A importância da estruturação do hábitat sobre as interações ecológicas tem motivado gerentes de reservatórios a recorrer aos substratos artificiais para favorecer as assembléias de peixes (BENNETT, c1970; JOHNSON; LYNCH, Jr., 1992; SUMMERFELT, 1993; AGOSTINHO; GOMES, 1997; FREITAS; PETRERE JUNIOR, 2001). Entre as vantagens desses hábitats artificiais, são enumeradas:

- (i) a diversificação dos elos da cadeia trófica, incrementando a capacidade biogênica;
- (ii) o favorecimento do crescimento da comunidade perifítica, alimento de larvas, juvenis e de espécies herbívoras;

- (iii) o incremento no potencial reprodutivo de diversas espécies que desovam nas superfícies imersas das estruturas artificiais;
- (iv) o aumento da sobrevivência de larvas, alevinos e juvenis, devido à maior oferta de refúgios contra predadores;
- (v) o equilíbrio entre as populações, pela redução dos efeitos de predação e competição;
- (vi) a atração e concentração de peixes maiores nas proximidades das estruturas, melhorando a produtividade pesqueira;
- (vii) a redução do efeito da pesca predatória com artefatos proibidos;
- (viii) a estabilização do ambiente a longo prazo.
- (ix) o aumento da biodiversidade local e entre hábitats.

Box 6.5.1

Interações entre peixes e macrófitas aquáticas em águas interiores: uma revisão.

PETR, T. Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters: a review. *FAO Fisheries Technical Paper*, Rome, no. 396, 2000. 185 p., ill.

“Mesmo antes de entender o significado da presença de árvores mortas em reservatórios para a produção de peixes via cadeia alimentar, em algumas partes da África, a produção de peixes em lagos é artificialmente incrementada pela inserção de galhos cortados nas matas circundantes. Estes galhos, quando submersos fornecem superfície para o perfiton e a fauna de invertebrados associados, atraindo peixes. O método, primeiro descrito em Benin, Oeste da África, com o nome de acadja é hoje amplamente difundido. O rendimento anual da pesca varia de 2 a 17 ton.ha⁻¹, conforme o intervalo de pesca. A demanda por madeiras para a acadja está em torno de 10 ton.ano⁻¹ e isto deve ser prejudicial para a vegetação marginal. Como o uso da acadja se difunde e leva a um rápido desmatamento em torno dos corpos de água, estudos têm sido feitos na busca de espécies alternativas, com uma resistência razoável, que poderiam ser cultivadas. O uso deste método é agora comum no rio Niger, alguns países da Ásia, como a Indonésia, no rio Mekong e no Equador.”

Processo de Decomposição

A vegetação terrestre total ou parcialmente alagada durante o enchimento do reservatório, mesmo em regiões onde o regime de cheias envolve amplos alagamentos sazonais, como na Amazônia, morre após um período que depende da natureza dessa vegetação. As plantas herbáceas sucumbem, geralmente, em poucos dias. As lenhosas, por outro lado, podem requerer até um ano (PLOSKEY, 1985), mas, em geral, morrem em menos de seis meses.

A mortandade envolve não apenas a vegetação imersa, mas também aquelas de solo não-higromórfico, cujas raízes foram submetidas ao encharcamento permanente ou duradouro.

O tempo envolvido na decomposição depende, entretanto, de fatores como temperatura, oxigênio dissolvido e distúrbios físicos, como a ação de ondas e a exposição a intempéries nos períodos de depleção do reservatório. Temperatura e oxigênio afetam a taxa de decomposição biológica, e os distúrbios físicos levam a um incremento na taxa de remoção superficial ou quebra física do material morto (PLOSKEY, 1985).

O processo de decomposição é altamente diferenciado conforme o grupo taxonômico e a natureza da parte vegetal considerada. Plantas herbáceas, folhas e serrapilheira são componentes ambientais com decomposição rápida, geralmente em menos de um ano (WEBSTER; SIMMONS, 1978), mesmo em regiões temperadas (NURSALL, 1952).

Troncos lenhosos (árvores e arbustos) podem, por outro lado, levar mais de 100 anos para que sejam decompostos, especialmente se não expostos à atmosfera (JENKINS, 1970). Isso se deve ao fato de estes apresentarem maiores proporções de material não-digerível (celulose, resina, lignina). Também, a menor área superficial (em relação ao volume) exposta à ação degradadora é uma explicação desse fato (PLOSKEY, 1985) (Figura 6.5.2).



Figura 6.5.2 - Reservatório de Mourão (bacia do rio Paraná), fechado em 1964, mostrando área em que vegetação arbórea não foi previamente removida (Foto: Arquivo do Nupélia).

Erosão

A manutenção da vegetação terrestre na área a ser alagada, especialmente a arbórea, tem um papel favorável no controle da erosão, com reflexos positivos sobre a turbidez da água.

Assim, os chamados “paliteiros” atenuam a ação das ondas sobre a margem e o aumento do material particulado em suspensão. Além disso, reduzem a movimentação da água por ação de ventos e possibilitam a deposição de colóides. Isso tem um reflexo positivo sobre a capacidade biogênica do ambiente.

Mesmo as plantas herbáceas alagadas, enquanto não se degradam, ajudam na agregação do solo inundado, evitando, durante o enchimento, os desmoronamentos que elevam a turbidez da água nesse período crítico para a fauna aquática.

Qualidade da água

Em regiões de clima temperado, a duração da influência da vegetação terrestre submersa na qualidade da água e nutrientes usualmente varia de 1 a 10 anos, com pico nos dois ou três primeiros anos de enchimento (*trophic upsurge period*; PLOSKEY, 1985). Essa informação não se encontra disponível para reservatórios tropicais ou subtropicais. Espera-se, no entanto, que o processo seja mais intenso e menos duradouro nestas latitudes.

O tempo de residência da água e as flutuações de níveis têm notável impacto na duração do período heterotrófico. Reservatórios com baixo tempo de retenção exportam mais nutrientes e outros materiais lixiviados e aqueles com grandes oscilações de nível aceleram o tempo de decomposição pela exposição da matéria orgânica à atmosfera e às intempéries.

Os problemas mais graves de qualidade da água em reservatórios surgem durante o enchimento, especialmente naqueles cujas dimensões em relação à vazão afluyente são elevadas. Durante o enchimento, quase tudo o que é liberado pela vegetação permanece no reservatório. A vazão efluente é total ou drasticamente reduzida. É nessa fase que, em geral, ocorrem as quedas mais críticas na concentração de oxigênio, envolvendo a oxidação das frações lábeis dissolvidas e particuladas (BIANCHINI JUNIOR, 2003), resultantes da lixiviação da matéria orgânica presente na área alagada, especialmente na serrapilheira. O fato de essas frações serem rapidamente decompostas e demandarem maior consumo de oxigênio é agravado por serem processadas num período em que o tempo de renovação da água é praticamente nulo (fase de enchimento) e o processo de estratificação, com a formação de camada anóxica, acentuado. Segue-se a esta a decomposição das plantas herbáceas e da serrapilheira, principais responsáveis pelos picos de nutrientes, depleção de oxigênio e deterioração na qualidade da água após o represamento (BALL; WELDON; CROCKER, 1975; CAMPBELL; BOBEE; CAILLE; DEMALSY, M.J.; DEMALSY, P.; SASSEVILLE; VISSER, 1975) - ver **Box 6.5.2**.

Box 6.5.2

Desmatamento e limpeza do reservatório Peixe Angical.

LIMNOBIOS Consultoria em Ambientes Aquáticos. *Desmatamento e limpeza do reservatório do AHE Peixe Angical*: parecer técnico sobre a relevância das áreas mantidas como suporte à ictiofauna (áreas de preservação e de desmatamento facultativo). Maringá, 2004. 73 f. + anexos. Parecer técnico.

“Um acompanhamento detalhado do processo de enchimento foi realizado no reservatório de Corumbá (GO), formado em uma região coberta por cerrado, contendo aproximadamente 25 toneladas/ha (27% de folhas, galhos finos e médios). O enchimento se completou em 72 dias e as concentrações de oxigênio dissolvido responderam rapidamente e de maneira drástica ao alagamento. Redução dos valores de oxigênio começou a ser constatada a partir do 3º dia nas camadas mais profundas e anoxia passou a ser observada a partir do 12º dia de alagamento. A camada anóxica migrou na direção da superfície e no 28º dia somente os 10 metros superficiais estavam oxigenados, assim permanecendo até o final da fase de enchimento. A manutenção da camada superficial oxigenada pode ser atribuída diretamente à atividade fotossintética do fitoplâncton, que se manteve em elevadas densidades nessa camada da coluna de água. No entanto, uma grande transformação foi verificada com a liberação de água pelo vertedouro, que levou à perda da camada superficial de água rica em oxigênio. Como resultado, no 80º dia de enchimento, somente os 3 metros superficiais do reservatório ainda continham oxigênio, mesmo assim em baixas concentrações (< 3 mg/l). Neste período constataram-se mortandades de peixes nas imediações da barragem. Em decorrência da elevada renovação de água logo após o vertimento, quando a vazão do rio Corumbá se elevou de 100 para aproximadamente 500 m³/s, a oxigenação da coluna de água foi rapidamente restabelecida e, em dezembro, menos de um mês após o vertimento, concentrações de até 5 mg O₂/l passaram a ser registradas até 20 metros de profundidade. Este fato demonstra que a liberação de água deve ser realizada em consonância com as necessidades de conservação da ictiofauna, pois a rápida “lavagem” da camada superficial pode acarretar condições desfavoráveis para essa comunidade. Os resultados apontam para algumas importantes lições: (i) nem sempre a remoção da biomassa vegetal é eficiente para reduzir a formação de camadas anóxicas durante o processo de enchimento; (ii) anoxia usualmente ocorre nas camadas mais profundas, havendo a manutenção de uma camada superficial que se constitui em refúgio para peixes; (iii) a coluna de água pode ficar anóxica, mas este evento está relacionado às misturas da coluna de água ou liberação de água pela superfície; (iv) as condições vigentes durante o enchimento são temporárias, voltando às condições favoráveis em curto período de tempo e (v) quanto maiores forem as vazões afluentes durante o enchimento do reservatório, menores serão as chances de se instalarem condições desfavoráveis no reservatório e menor será o tempo de recuperação das condições favoráveis.”

Embora em uma mata a vegetação arbórea apresente biomassa maior que a da serrapilheira ou de gramíneas, árvores e arbustos, como visto anteriormente, têm decomposição mais lenta (CRAWFORD; ROSENBERG, 1984) e, portanto, uma taxa de consumo de oxigênio e de liberação de nutrientes muito menor.

Experimentos indicam claramente que os compostos resultantes da lavagem da serrapilheira, folhas, gramíneas e ramos, nessa ordem, apresentam uma demanda bioquímica de oxigênio (DBO) significativamente maior que os troncos. Altos valores de DBO refletem elevada produtividade secundária, incluindo aquela

de microorganismos – bactérias, fungos e algas cianofíceas –, a qual, ao longo dos processos metabólicos, produz substâncias que conferem mau gosto ou odor à água, especialmente sob condições anóxicas (PLOSKEY, 1985).

Os troncos inundados, quando em excesso, podem afetar diretamente a qualidade da água, pela liberação de substâncias que lhe conferem gosto, odor ou coloração indesejáveis. Entre essas substâncias, geralmente mais concentradas na casca das árvores, destacam-se os fenóis e o tanino. Essas alterações são, entretanto, extremamente transitórias, desaparecendo em poucos dias (CUNHA-SANTINO; BIANCHINI JUNIOR; SERRANO, 2002).

Acentuada liberação de nutrientes da vegetação alagada pode ser observada mesmo em reservatórios já formados, durante fases de deplecionamento dos níveis de água, quando estes permanecem por curtos períodos de tempo com as margens expostas.

Como exemplo, no reservatório de Itaipu, um período de 4 meses em que as margens permaneceram expostas foi suficiente para o estabelecimento de uma densa comunidade de gramíneas. Com o restabelecimento dos níveis de água normais, a decomposição dessa vegetação elevou consideravelmente as concentrações de fósforo da água, acarretando desenvolvimento maciço de plantas aquáticas flutuantes (THOMAZ; PAGIORO; BINI; MURPHY, 2002). Esse fato demonstra claramente que mesmo a remoção da vegetação pode não ser efetiva

no que concerne à eutrofização se medidas que dificultem o estabelecimento de plantas de rápido crescimento não forem adotadas.

Produtores primários

Os efeitos da inundação da vegetação terrestre sobre a produtividade primária, evidenciada pela intensa proliferação de fitoplâncton, perifiton e macrófitas aquáticas, decorrem primariamente da eutrofização do ambiente pelos pulsos de liberação de nutrientes. Esse efeito é essencialmente indireto, podendo entretanto se manifestar a poucos dias do início do enchimento (THOMAZ; PAGIORO; ROBERTO; PIERINI; PEREIRA, 2001).

Os fatores determinantes da proliferação do **fitoplâncton** são a disponibilidade de nutrientes, luz e elementos traço, além da temperatura da água, padrão de circulação e predação. Destes, a disponibilidade de nutrientes, a penetração da luz e os padrões de circulação da água podem ser afetados pelo alagamento da vegetação. O primeiro, de natureza química, pode ocorrer independentemente dos demais. Assim, mesmo nos casos de remoção da vegetação arbórea, a liberação de nutrientes da serrapilheira, das plantas herbáceas e do solo pode levar a notáveis incrementos na produtividade primária do fitoplâncton. Os chamados “paliteiros” têm um papel predominantemente de natureza física, podendo reduzir a ação de ondas e a circulação horizontal, aumentando, por consequência, a transparência da água e a penetração da luz, tendo portanto grande

potencial para favorecer o desenvolvimento do fitoplâncton. Altas densidades de troncos podem, entretanto, restringir a penetração de luz. Além disso, o tempo de renovação da água (tempo de residência) pode reduzir a produção fitoplanctônica (PLOSKEY, 1985).

O **perifiton** (algas e microorganismos que se desenvolvem sobre substratos subaquáticos) também pode ser afetado por nutrientes, microelementos, luz e predação. Embora não sujeito às restrições no tempo de renovação da água, dado que se prende ao substrato, é afetado pelas variações de nível dos reservatórios e pelas ações das ondas. Em geral se desenvolve numa faixa de profundidade cujo limite inferior é o da penetração da luz e o superior, o da ação das ondas. Nele se desenvolve uma rica fauna de invertebrados, importante fonte de alimento de peixes jovens ou mesmo adultos de muitas espécies. Em áreas com zonas litorâneas desenvolvidas, sua produção primária é o principal suporte da cadeia alimentar (WEITZEL, 1981). Os paliteiros incrementam notavelmente essa produção, visto que disponibilizam substratos adequados para sua instalação e desenvolvimento. O fato de esses substratos serem predominantemente verticais possibilita seu uso pelas comunidades perifíticas sob condições de variações do nível da água. As plantas herbáceas, embora possam servir de substrato ao perifiton, têm, ao contrário dos troncos das árvores, presença efêmera. Os “paliteiros” em reservatórios do rio Paraná têm sido associados com um elevado potencial para o desenvolvimento de comunidades perifíticas, e sustentando elevadas

quantidades de peixes, principalmente o curimba *P. lineatus*, que se alimenta desse recurso (GOMES; AGOSTINHO, 1997).

A vegetação alagada não é fator determinante para o desenvolvimento de **macrófitas aquáticas** (PLOSKEY, 1985). O reservatório de Rosana, no rio Paranapanema, teve a vegetação arbórea e arbustiva de sua área alagada totalmente removida. Entretanto, é esse reservatório que apresenta a maior densidade e riqueza de macrófitas aquáticas ao longo da cadeia de oito reservatórios nessa bacia (THOMAZ; PAGIORO; BINI; ROBERTO, 2005). Os fatores mais importantes para o desenvolvimento de macrófitas incluem profundidade, velocidade da água, ação de ondas, temperatura, transparência, qualidade da água, e interações competitivas entre plantas (BOYD, 1971). Níveis de água estáveis também propiciam o desenvolvimento de macrófitas. Entretanto, pelo fato de reduzirem a ação das ondas, proverem condições adequadas de sedimentação de sólidos suspensos e, conseqüentemente, incrementarem a transparência da água, os troncos alagados podem atuar favoravelmente sobre o desenvolvimento daquelas submersas. Em relação às macrófitas flutuantes, os “paliteiros” fornecem, além da proteção contra a ação das ondas, um ancoradouro para os bancos dessas plantas. Porém períodos de rápida liberação de nutrientes, associados à decomposição da serrapilheira ou de gramíneas que se desenvolvem em áreas desmatadas, podem propiciar o profícuo desenvolvimento de espécies livre-flutuantes, como o aguapé *Eichhornia crassipes* e a alface-d’água *Pistia stratiotes*, dentre outras.

Invertebrados do Plâncton e Bentos

O **zooplâncton** é um componente do sistema ecológico fundamental como elo entre os produtores primários e os demais componentes da cadeia alimentar fitoplanctônica, especialmente as formas jovens de peixes.

A disponibilidade desses elementos na cadeia está relacionada à disponibilidade de recursos (geralmente bactérias e algas) e à qualidade da água, incluindo seu tempo de renovação.

Embora a manutenção da vegetação arbórea na área alagada possa prolongar o período de produção secundária, a densidade de zooplâncton relaciona-se mais com a liberação de nutrientes e matéria orgânica particulada resultante da lixiviação da serrapilheira e decomposição de compostos mais rapidamente degradados (herbáceas, folhas, etc.).

Assim, após os primeiros anos do represamento, a produção zooplanctônica será mais dependente do influxo de nutrientes e detritos alóctones e, subseqüentemente, da produção primária autóctone (PLOSKEY, 1985). Decorrido esse período, a vegetação alagada terá baixa relevância sobre a abundância do zooplâncton, restringindo-se a disponibilização de abrigos e à redução nos arrastes dos organismos, pelo efeito físico localizado sobre a circulação da água. Indiretamente, a vegetação pode interferir na

transparência da água, penetração da luz e produção fitoplanctônica. Entretanto, a vegetação herbácea que se desenvolve na área de depleção dos reservatórios pode ter um reflexo positivo sobre essa comunidade.

Os **invertebrados bênticos** são elos fundamentais na cadeia alimentar detritívora, esta considerada de grande relevância em ambientes aquáticos neotropicais. Assim, áreas recentemente inundadas com vegetação terrestre herbácea e *litter* são rapidamente colonizadas por espécies oportunistas dessa comunidade, que atuam no seu processamento e compõem a dieta de grande parte das espécies de peixes.

Destacam-se, em ambientes tropicais, os chironomídeos, cuja densidade em geral se eleva logo após o represamento, o que pode estar associado ao aumento da disponibilidade de matéria orgânica que se encontrava no ambiente terrestre alagado (BRANDIMARTE; ANAYA; SHIMIZU, 1999). A colonização dos troncos pelo perifiton aumenta a disponibilidade de hábitat para organismos bentônicos que exploram esse recurso na alimentação. Entretanto, o papel dos troncos alagados sobre a abundância de organismos bentônicos é secundário, visto que estes são mais dependentes da matéria orgânica terrestre mais facilmente processada, como partículas orgânicas em suspensão, serrapilheira e herbáceas.

Além de disponibilizar o perifiton, os troncos submersos reduzem a turbidez e a erosão marginal, com reflexos na estabilização das comunidades bentônicas. Ressalta-se, porém, que, ao contrário do

paliteiro, a vegetação herbácea e a serrapilheira podem levar a drásticas reduções na concentração de oxigênio, restringindo a produção do fito-zooplâncton e afetando a distribuição dos organismos bentônicos.

O fato de as camadas anóxicas se desenvolverem, predominantemente, a partir do fundo, torna essas comunidades mais susceptíveis de impacto. Destaca-se, igualmente, que os mosquitos, inclusive vetores de doenças, são componentes dessa comunidade na fase larval, e que estes podem se beneficiar das águas estagnadas e da proliferação de macrófitas flutuantes nas áreas mais rasas e marginais, entre os paliteiros. Em Tucuruí, por exemplo, ocorreu uma grande explosão demográfica de mosquitos hematófagos nos anos que sucederam o represamento, o que provocou graves transtornos sociais pela elevada incidência de picadas (média de 500 picadas pessoa⁻¹ hora⁻¹; PETRERE JUNIOR, 1996).

Peixes

Embora os estudos sobre a importância da vegetação alagada sobre a reprodução de peixes sejam escassos, especialmente na América do Sul, é sabido que, em outros continentes, diversas espécies utilizam a vegetação terrestre submersa como substrato de desova e proteção de seus ovos e larvas contra a predação. Para algumas espécies, a presença desses habitats é indispensável para o sucesso reprodutivo (PLOSKEY, 1985). Outras espécies, com a denominação geral de fitófilas, desovam sobre esses substratos (SAZIMA; ZAMPROGNO, 1985).

A vegetação inundada pode favorecer a sobrevivência dos ovos por diminuir a ação de ondas, erosão e cargas de sedimento, reduzindo, portanto, a mortalidade por processos físicos. Esse fato é relevante se considerarmos que as desovas de espécies em reservatórios ocorrerem principalmente em suas áreas litorâneas. Além disso, a estruturação do ambiente, proporcionada pela vegetação inundada, contribui para a redução da mortalidade de larvas e juvenis pela predação.

A ictiofauna neotropical, especialmente seus representantes migradores, são fortemente dependentes de cheias e do alagamento sazonal de áreas terrestres de planície (várzeas) para o recrutamento de novos indivíduos aos estoques (GOMES; AGOSTINHO, 1997; AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, c2003; AGOSTINHO; GOMES; VERÍSSIMO; OKADA, 2004). Reservatórios fechados durante as cheias (Itaipu, Corumbá, Manso, entre outros) apresentaram uma explosão populacional de espécies migradoras no primeiro ano após o enchimento, sendo o fato atribuído por Agostinho, Miranda, Bini, Gomes, Thomaz e Suzuki (1999) à semelhança desse processo com uma grande cheia, provendo os jovens de alimento e abrigo suficientes para o desenvolvimento inicial.

Embora com riscos para a qualidade da água, a vegetação terrestre, a serrapilheira e os invertebrados terrestres afogados fornecem importantes suprimentos alimentares diretos para algumas espécies, embora com curta duração (PLOSKEY, 1985). Num estágio subseqüente, os organismos invertebrados

bentônicos assumem esse papel. Esse suprimento é responsável pelo rápido crescimento exibido por muitas espécies nos primeiros anos e pelo sucesso de insetívoros na colonização inicial. O perífiton e sua fauna de invertebrados associada fornecem um suprimento alimentar permanente para peixes, especialmente para jovens, insetívoros, detritívoros e iliófagos (ver **Box 6.5.3**).

Embora os ramos e talos alagados forneçam melhores habitats para a fauna aquática que os troncos das árvores, devido ao fato de conferirem maior complexidade estrutural ao ambiente, os troncos são estruturas mais duradouras. Por outro lado, os estudos realizados em reservatórios de zonas temperadas (CROWDER; COOPER, 1982) e mesmo lagoas de várzeas em áreas tropicais (OKADA; AGOSTINHO; PETRERE JUNIOR; PENCZAK, 2003)

demonstram que habitats de complexidade estrutural intermediária são mais eficientes na otimização trófica, permitindo um convívio sustentável entre predadores e presas, com reflexos positivos sobre a diversidade e equitabilidade.

O excesso de estrutura pode tornar as presas pouco disponíveis e levar a explosões demográficas, que podem preda os ovos e larvas do predador, que, por sua vez, pode incrementar as taxas de canibalismo. A escassez de estrutura, por outro lado, aumenta a eficiência da predação, reduz a disponibilidade de presas maiores e mais rentáveis, com reflexos negativos também no crescimento do predador (PLOSKEY, 1985).

É relevante, igualmente, que várias espécies desenvolveram ao longo do tempo estratégias de predação que requerem

ambientes estruturados, como, por exemplo, os emboscadores. No reservatório de Itaipu, embora com alta densidade de espécies forrageiras, a participação da traíra *H. malabaricus* em algumas regiões passou a ser relevante nos desembarques pesqueiros somente após a proliferação de macrófitas flutuantes, que promoveram estruturação aos habitats.

As razões pelas quais os peixes buscam os habitats são, portanto, variadas. Abrigo, alimentação, reprodução parecem os mais relevantes. Entretanto, a busca de um local para repouso (menor luminosidade) ou de um referencial para a orientação tem também sido relatado (RYDER, 1977).

As remoções de macrófitas aquáticas constituem-se em oportunidades para avaliar o efeito da estruturação de habitat sobre a composição das assembleias de peixes, visto que são raras as espécies que as incluem diretamente em sua dieta (AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003).

Em um balneário do reservatório de Itaipu (município de Santa Helena), foi realizado um estudo para subsidiar o controle da população da piranha *S. marginatus*, em razão dos frequentes ataques a banhistas. Nos

levantamentos iniciais, realizados no verão de 1987, foi identificada, entre as profundidades de 1,5 a 6,0 m, uma camada de plantas submersas, composta essencialmente por *Chara*, ao longo de todo o balneário. Associadas a essa vegetação foram registradas 25 espécies de peixes, entre as quais *S. marginatus*, que, embora em baixa abundância (2,4%), cuidavam de seus jovens (muitos alevinos da espécie foram capturados), o que explicava sua agressividade (AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003). A recomendação de remoções periódicas e manuais das macrófitas foi adotada e em amostragem no verão subsequente constatou-se notável alteração na estrutura da assembleia de peixes na área (Figura 6.5.3).

Box 6.5.3

Interações entre peixes e macrófitas aquáticas em águas interiores: uma revisão.

PETR, T. Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters: a review. *FAO Fisheries Technical Paper*, Rome, no. 396, 2000. 185 p., ill.

“O reservatório Volta em Gana, oeste da África, com mais de 8.480 km² de área inundada, foi fechado sem que a cobertura vegetal fosse removida. Depois do alagamento, as árvores foram colonizadas rapidamente por ninfas do efemeróptera *Povilla adusta*, nas áreas litorâneas. Estas ninfas cavam a casca e os troncos mais moles. O enchimento do reservatório demandou quatro anos e conforme o nível da água se elevava, as ninfas passavam a atacar as árvores recentemente submersas. Das plantas submersas que apareceram mais tarde, as ninfas preferiam os talos ocos do *Polygonum senegalensis*, que fornecem prontamente uma cavidade protetora. Como consumidor primário, a *Povilla* tornou-se um importante elo na cadeia entre as algas e os peixes, sendo que sua biomassa é a responsável pela manutenção de muitos estoques da ictiofauna, especialmente os insetívoros *Alestes*, *Eutropius* e *Schilbe*, que em 1967 constituíram 81% de todo o desembarque da pesca artesanal. Os estômagos de *Brycinus leuciscus* também continham altas proporções de *Povilla*. Os mormorídeos *Mormyrus macrophthalmus* e *Mormyrops deliciosus* preferiram as ninfas de *Povilla* e odonatas aos quironomídeos. Ao todo, 14 espécies de peixes basearam suas dietas nesta ninfa e não se constatou indicação de qualquer competição inter-específica ou inter-genérica entre elas.”

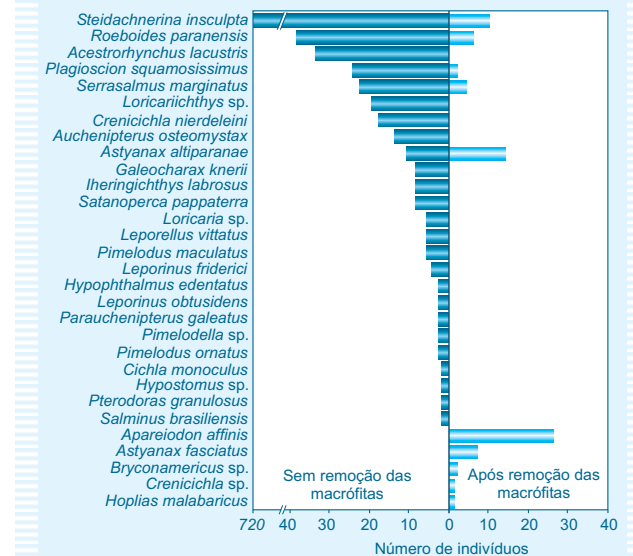


Figura 6.5.3 - Composição da assembleia de peixes no balneário de Santa Helena, reservatório de Itaipu, no ano de 1987 (sem remoção das macrófitas submersas) e 1988 (após a remoção).

Após a remoção da faixa de macrófitas, além de uma drástica redução na abundância da piranha, constatou-se a presença de apenas 10 espécies. Alterações relevantes foram também registradas na dominância, visto que a equitabilidade na distribuição, numa escala de 0 a 1, elevou-se de 0,38 para 0,81 entre os períodos.

Pesca

A vegetação terrestre submersa pode criar dificuldades para a pesca, especialmente para o uso de redes de arrasto. Isso, embora ofereça restrições ao pleno uso dos recursos pesqueiros, é positivo sob a perspectiva conservacionista, visto que as áreas alagadas com vegetação arbórea atuam como refúgio das espécies à pesca não-seletiva.

A literatura menciona exemplos de áreas em que a vegetação foi removida para facilitar a pesca, procedimento que não é muito adotado (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; BORGHETTI, 1992), visto que os pescadores preferem correr o risco de danificar seus aparelhos de pesca utilizando-os entre as árvores submersas, local onde os peixes se concentram (PETR, 2000). No reservatório de Itaipu, a pesca artesanal é praticada principalmente nos braços dos antigos leitos de rios contribuintes, ou na margem direita (Paraguai), onde os paliteiros são mais abundantes (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; PETRERE JUNIOR, 1994). A atratividade da pesca nos paliteiros do lado paraguaio desse reservatório é tal, que os pescadores preferem correr o risco de uma pesca ilegal

(a pesca é proibida na margem direita), prisão e perda do material de trabalho, a fazê-la nas áreas com menor densidade de peixes.

Áreas com vegetação arbórea alagada, pelo impacto positivo que têm sobre o sucesso reprodutivo, crescimento, sobrevivência de juvenis e recrutamento de novos indivíduos aos estoques pesqueiros, são, em geral, mais produtivas e as pescarias nelas realizadas têm um rendimento maior (ver *Box 6.5.4*).

Levantamentos da pesca esportiva realizados no reservatório de Bussy Brake, na Louisiana, revelam que cerca de 90% da pesca ocorre em áreas de “paliteiro” (DAVIS; HUGHES, c1971). Tendência similar é verificada em outros reservatórios americanos, mesmo em alguns onde essas áreas localizam-se distantes das marinas e cujo acesso é difícil e perigoso (PLOSKEY, 1985).

Considerações Finais

A maioria das recomendações em relação à limpeza da vegetação em áreas a serem inundadas relaciona-se mais à necessidade das pessoas que aquelas da biota aquática (PLOSKEY, 1985). Ou seja, os usos múltiplos de reservatórios certamente acarretarão conflitos quanto a execução dessa prática.

É evidente que o desenvolvimento de camadas anóxicas no reservatório é um fenômeno adverso aos usos múltiplos da água e à biota aquática. Entretanto, esses problemas costumam ser efêmeros em

reservatórios com baixo tempo de residência da água. Espera-se que o período mais crítico seja o do enchimento e a área mais afetada seja a lacustre.

A modelagem matemática e as simulações da qualidade da água apresentadas no documento produzido por Bianchini Junior e

Cunha-Santino (2004) predizem adequadamente o que deverá ocorrer e as pequenas chances de minimizar o problema com o desmatamento. As recomendações feitas em relação à época e forma de enchimento do futuro reservatório devem ser as alternativas mais eficientes de minimização desse impacto.

Box 6.5.4

Influência dos troncos submersos na abundância de peixes do reservatório de Mourão (bacia do Ivaí-Paraná) após 40 anos do enchimento.

ANTÔNIO, R. R.; LATINI, A. O.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE ICTIOLOGIA, 16., João Pessoa, PB, 2005. *Resumos...* João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 2005. p. 100-101.

“O reservatório de Mourão, destinado prioritariamente à produção hidrelétrica (Companhia Paranaense de Energia), com uma área de 1.050ha e tempo de residência de 70 dias, foi fechado em 1964. Sua vegetação arbórea foi parcialmente removida, sendo que, decorridos 40 anos, nas áreas não submetidas à limpeza, os troncos parcialmente emersos ainda dominam a paisagem. Com o objetivo de demonstrar a influência dos troncos submersos (paliteiros) sobre a abundância e biomassa das espécies, os dados obtidos em dois pontos deste reservatório (com e sem paliteiro), com o uso de redes de espera, foram analisados. As capturas totais, tanto em número de indivíduos quanto em peso, foram significativamente maiores nas áreas de paliteiros. A tendência de maiores densidades em zonas mais estruturadas, envolvendo a biota aquática e os invertebrados, é amplamente registrada na literatura especializada, particularmente em zonas temperadas. As diferenças mais acentuadas na abundância que no peso total indicam que estes habitats são ocupados predominantemente por indivíduos menores. Tendências similares foram registradas para as principais espécies. Assim, em relação às diferenças na abundância para as oito principais espécies (97% do número total de indivíduos capturados; *Oligosarcus paranensis*, *Astyanax altiparanae*, *Astyanax sp L*, *Geophagus brasiliensis*, *Hypostomus commersonni*, *Hoplias malabaricus*, *Rhamdia quelen*, *Prochilodus lineatus*), a única exceção a esta tendência foi a do cascudo *H. commersonni*, igualmente abundante em ambos os locais de amostragem. Das espécies analisadas, as duas do gênero *Astyanax* mostraram diferenças mais acentuadas na distribuição. Em relação à biomassa, uma das oito espécies dominantes na assembléia mostrou maiores valores de capturas nas áreas desprovidas de paliteiro (o cascudo *H. commersonni*) e outra ocorreu indistintamente em ambas as áreas (o curimba *P. lineatus*). Neste último caso, entretanto, o fato de serem numericamente mais abundantes nas áreas com paliteiro revela que pelo menos os indivíduos menores se concentraram em áreas estruturadas. Embora ambas as espécies sejam detritívoras, a última tem adaptações para tomar seu alimento no perifiton que se desenvolve sobre os troncos. As demais espécies apresentaram maior biomassa capturada nas áreas com troncos submersos (paliteiros). Dada a escassez de estudos sobre o papel da vegetação inundada sobre a ictiofauna neotropical, os resultados preliminares obtidos para o reservatório de Mourão fornecem fortes indicações de que a estruturação fornecida pelos troncos submersos é altamente relevante para várias espécies de nossa fauna aquática.”

Os eventos descritos no presente documento para o reservatório de Corumbá dão indicações sobre a correção das predições desses autores. Durante o período de maior depleção de oxigênio e nos locais em que a camada anóxica foi mais espessa, os peixes ocuparam as camadas superficiais, especialmente nas margens e desembocadura de rios, evitando assim as condições adversas.

É importante considerar também que a manutenção da vegetação na zona de alagamento tem efeitos positivos na capacidade biogênica do sistema e na biodiversidade, em especial de peixes. Além de aumentar a produtividade biológica, proporciona estrutura física adequada à instalação e proteção de diversos organismos. O efeito positivo mais evidente pode ser aferido na produção pesqueira, que tende a ser superior nos habitats de “paliteiro”.

Capítulo 6.6

Introdução de Espécies

Introdução

Os capítulos e seções precedentes já vieram, de certa forma, denotando a existência de um longo histórico de introdução de organismos aquáticos nas bacias hidrográficas brasileiras. Dentre as espécies liberadas, o maior número foi de peixes, provenientes de outras bacias sul-americanas ou até mesmo de outros continentes. Muitas das espécies introduzidas se misturaram à fauna original nativa, sendo raros os ambientes em território brasileiro nos quais elas não estejam presentes. Na verdade, podemos descrever as comunidades de peixes que hoje observamos em ambientes naturais como um misto de espécies nativas e introduzidas. Algumas espécies obtiveram tamanho sucesso no seu estabelecimento que atualmente já fazem parte do cotidiano de ribeirinhos e de outras pessoas dependentes dos recursos aquáticos (AGOSTINHO; PELICICE; JÚLIO JÚNIOR, 2005).

Em reservatórios, a presença de espécies não-nativas é ainda mais evidente. As

alterações ambientais promovidas pelos represamentos durante a formação e as oscilações decorrentes dos procedimentos operacionais na barragem nos períodos subseqüentes desestabilizam as comunidades presentes, diminuindo a população de algumas e extinguindo outras, o que cria oportunidades para que novas espécies se estabeleçam (AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999; SHEA; CHESSON, 2002). Outro fator que contribuiu na colonização de reservatórios brasileiros por espécies não-nativas foi um constante aporte de indivíduos e espécies ao longo dos anos, a partir de programas de estocagem e escapes de sistemas de cultivo, como discutido nos Capítulos 6.2 e 6.3. Assim, a ictiofauna presente em reservatórios é o resultado da seleção inicial promovida pelos impactos do represamento sobre a ictiofauna original, mais as espécies que foram introduzidas e conseguiram se estabelecer.

Dessa forma, além das introduções deliberadas através de programas de estocagem, destaca-se também a considerável contribuição de escapes a

partir de áreas adjacentes, especialmente de tanques de piscicultura, que se constitui atualmente na principal fonte de introduções de espécies. É possível afirmar que, com as atuais práticas de manejo na piscicultura, basta a presença de um sistema de cultivo de peixes não-nativos em alguma área da bacia para que toda ela esteja sob risco potencial. Isso se explica pelo fato de que, apesar de naturalmente fragmentados (geologicamente e ecologicamente, em diferentes graus), os sistemas hídricos estão virtualmente conectados com todas as suas partes e subsistemas, o que facilita a dispersão de organismos invasores. Por isso, a introdução de uma espécie em um determinado local cria a oportunidade de livre dispersão para regiões a montante e, especialmente, a jusante, tornando difícil o controle apenas com ações isoladas, em pequenas escalas espaciais. Um exemplo emblemático disso é dado pela corvina (*P. squamosissimus*), que, por escapes em um pequeno afluente de um tributário do rio Paraná (rio Pardo, bacia do rio Grande), dispersou-se e estabeleceu-se em toda a bacia.

É comum, então, que ações antropogênicas nas áreas adjacentes sejam responsáveis pelo aparecimento de espécies indesejadas nos reservatórios, mesmo que involuntariamente. A única forma de se evitar tal acontecimento é a elaboração de políticas que demandem avaliações minuciosas de segurança no confinamento antes da implementação de qualquer projeto com risco potencial de introdução. É óbvio, então, que tal tarefa é de complexa execução, necessitando um enorme esforço conjunto, vontade política e sacrifício de interesses

particulares. A exigência nessas avaliações deveria pautar-se não apenas na dimensão do empreendimento, mas também na espécie a ser cultivada.

Apesar de estar demasiadamente entrelaçada com o assunto abordado em tópicos anteriores, entendemos que a presente seção é fundamental para esclarecer aspectos específicos relacionados à problemática da introdução de espécies não-nativas. A ênfase pretendida nesta discussão é justificada pelo longo histórico de introduções em reservatórios brasileiros e pela banalização dessas ações, em geral endossada por políticas públicas, e que se tornou problema em praticamente todos os corpos d'água do território nacional. Além da óbvia importância ecológica do tema, soma-se o fato de o Brasil ser signatário da Convenção da Biodiversidade, promulgada como lei pela Presidência da República, e pela qual temos a obrigação de desenvolver esforços, não apenas para evitar essas ações, mas para o controle e erradicação daquelas já presentes nos corpos d'águas públicos.

Por fim, ao longo de sua história geológica, o planeta Terra já testemunhou diversos episódios em que praticamente toda a vida da biosfera foi extirpada. Segundo Eldredge (c2001), essas extinções de espécies tiveram como principal causa as mudanças naturais que ocorreram na dinâmica do planeta, sendo predominantemente de origem física (ex.: mudanças climáticas). Com base nos inúmeros impactos negativos que a espécie humana vem causando na dinâmica e funcionamento dos ecossistemas naturais, alguns pesquisadores anunciam o prelúdio

de uma época em que assistiremos a mais um grandioso evento de extinção em massa (WARD, 1997; ELDREDGE, c2001). Porém essa extinção contemporânea, a qual seria a sexta grande extinção na história do planeta, está sendo provocada por uma trama causal diferente das que ocorreram milhões de anos atrás, visto que tem origem biótica (ex.: impactos causados pela ação humana). A esse propósito, a problemática da introdução de espécies tem posição de destaque: os vários efeitos negativos decorrentes das introduções, associados à dificuldade de sua predição, fizeram com que a introdução de espécies fosse considerada, atualmente, como *a segunda maior causa promotora da perda de biodiversidade* (COURTENAY, Jr.; WILLIAMS, c1992; FULLER; NICO; WILLIAMS, 1999; MACK; SIMBERLOFF; LONSDALE; EVANS; CLOUT; BAZZAZ, 2000), ficando atrás somente da destruição de habitats naturais. Assim, essas informações reforçam ainda mais a relevância, e o presente capítulo se restringirá à apresentação de aspectos conceituais e teóricos, além de esboçar um panorama do *status* das espécies introduzidas nos reservatórios brasileiros.

Aspectos Conceituais, Teóricos e Operacionais

Embora a introdução de espécies realizada de maneira deliberada, como no caso das estocagens em reservatórios, seja flagrantemente ilegal, ela ainda ocorre de forma esporádica, clandestina ou equivocada. Além disso, atividades econômicas desenvolvidas no entorno ou no

próprio corpo do reservatório ganharam relevância nos últimos anos, com a complacência e, eventualmente, apoio do setor público. Para isso contribuem interpretações propositalmente enganosas de terminologias e conceituações presentes nos dispositivos legais. O uso de espécies não-nativas em projetos de piscicultura em tanques localizados em áreas de preservação permanente, em pesque-pagues ou em tanques-rede são atividades fomentadas pelo Estado e que têm promovido massivas introduções, em geral classificadas como “acidentais” (ORSI; AGOSTINHO, 1999). Igualmente, diversos aspectos teóricos do tema, como processos e conseqüências das introduções – que explicitamente delatam os riscos e a complexidade da prática – não têm sido atentamente apreciados pelas autoridades na elaboração de planos de manejo que incluem o uso de espécies não-nativas.

Termos e Conceitos

Embora a preocupação com a introdução de espécies tenha sido expressa na legislação brasileira há bastante tempo (Lei N.º 5.197, de 3 de Janeiro de 1967, Artigo 4º: “Nenhuma espécie poderá ser introduzida no País, sem parecer técnico oficial favorável e licença expedida na forma de lei”), sua efetiva consideração como ação impactante surgiu apenas depois que a conservação da biodiversidade foi colocada em pauta. A Convenção da Diversidade Biológica, assinada em 05 de junho de 1992 e incorporada à legislação brasileira pelo Decreto Federal N.º 2.519, de 16 de março de 1998, prescreve, em seu

Artigo 8º, que o Estado brasileiro deve “impedir que se introduzam, controlar ou erradicar espécies exóticas que ameacem os ecossistemas, habitats ou espécies”.

Mais recentemente, o Decreto N.º 4.339 (22 de agosto de 2002), que instituiu princípios e diretrizes para a implantação da Política Nacional da Biodiversidade, estabeleceu que o Estado deve “promover a prevenção, a erradicação e o controle de espécies exóticas invasoras que possam afetar a biodiversidade.”

Acima de toda essa legislação, encontra-se obviamente a Constituição Federal, que prescreve:

“Artigo 225: Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.”

§ 1º. Para assegurar a efetividade deste direito incumbe ao Poder Público:

VII – Proteger a fauna e a flora, vedadas, na forma da lei, as práticas que coloquem em risco sua função ecológica, provoquem a extinção da espécie (...).”

Portarias e Instruções Normativas produzidas a partir desses documentos legais permitem, no entanto, que interpretações equivocadas e pareceres controversos sejam elaborados, onde o princípio da precaução é negligenciado. Nesse sentido, a profusão de terminologias tem criado subterfúgios que amparam decisões equivocadas de licenciamento. Assim, o termo “espécie

introduzida” tem recebido as mais variadas denominações, como exótica, alóctone, alienígena, não-nativa, importada, transferida, translocada, transportada, estabelecida, naturalizada, invasora, detectada, etc., que na verdade deveriam refletir uma conceituação precisa.

A confusão nessa terminologia, derivada do uso de critérios distintos (geográfico, taxonômico, operacional ou emocional), não é uma questão de semântica, visto que permite oportunismos econômicos e eleitoreiros na escolha de termos a serem incluídos nos regulamentos da atividade pelos órgãos de fomento ou na elaboração de pareceres técnicos específicos, optando por aquele mais conveniente, conforme a circunstância e o interesse. Um exemplo dessa confusão foi verificado recentemente na permissão do cultivo de espécies não-nativas em águas públicas brasileiras. Nesse caso, considerou-se propositadamente que havia diferenças marcantes entre espécies exóticas e alóctones, mas nenhuma entre espécies estabelecidas e detectadas.

Utilizando-se critérios ecológicos e geográficos, associados aos operacionais, essas diferentes interpretações podem ser evitadas. Algumas definições já existentes na literatura, e transcritas a seguir, contemplam esses critérios.

a. Espécie Introduzida: qualquer espécie ou raça, intencional ou acidentalmente transportada e liberada pelo homem em um ambiente fora de sua área de distribuição original (VERMEIJ, 1996; WILLIAMSON; FITTER, 1996).

Nessa definição não há distinção entre espécies exóticas e alóctones, eliminando a falsa impressão de que espécies oriundas de outros continentes ou zonas zoogeográficas (exóticas) sejam mais impactantes que aquelas provenientes de outras bacias ou sub-bacias de um mesmo continente (alóctones). Por exemplo, diversas espécies de carpas foram introduzidas em águas brasileiras, mas não existe documentação de impactos relevantes, nem de que tenham formado grandes contingentes populacionais em reservatórios brasileiros. Por outro lado, a proliferação da corvina e do tucunaré na bacia do rio Paraná, a partir de bacias do Norte do país, tem-se mostrado extremamente deletéria para espécies nativas de pequeno porte (SANTOS; MAIA-BARBOSA; VIEIRA; LÓPEZ, 1994).

b. Espécie Transplantada: qualquer espécie ou raça, intencional ou acidentalmente transportada e liberada pelo homem em um ambiente onde não ocorria naturalmente, porém dentro de sua bacia geográfica.

Da mesma forma, é conveniente considerar que as espécies transplantadas (transferidas) também podem gerar impactos similares aos das introduzidas, caso sejam liberadas em comunidades historicamente isoladas do restante de uma bacia. Esse foi o caso da substituição, quase que completa, de uma espécie nativa de piranha (*S. maculatus*) do alto rio Paraná (Parque Estadual do Ivinheima, MS), por outra (*S. marginatus*) que ocorria no médio Paraná, e que dispersou para o trecho a montante após a eliminação da barreira representada pelos Saltos das Sete Quedas, com a formação do reservatório

de Itaipu (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 2002; AGOSTINHO; HAHN; MARQUES, 2003). Da mesma forma, as introduções de várias espécies de peixes do rio Paraná na bacia do rio Iguaçu são, presumivelmente, fontes importantes de impacto, dado o elevado endemismo nesta última (> 70% das espécies). Um fator preocupante é que as transferências de espécies podem, com maior probabilidade, gerar hibridizações deletérias às populações nativas.

c. Espécie Estabelecida: espécie introduzida com uma ou mais populações auto-sustentáveis, aptas a completar o seu ciclo de vida no novo ambiente (reprodução e recrutamento).

Essa definição, obtida de Williamson e Fitter (1996) e Vermeij (1996), é extremamente oportuna pelas suas implicações operacionais nos processos relacionados à liberação de espécies para a estocagem e aquíicultura. Nela está implícito que o registro de indivíduos em atividade de desova (atestado em lâminas histológicas com folículos vazios nas gônadas) não é suficiente para que uma espécie introduzida seja considerada estabelecida. Da mesma forma, a presença de ninhos ou alevinos não implica nas suas viabilidades. Seria necessário discernir entre alevinos e juvenis oriundos de escapes continuados de cultivos artificiais existentes no entorno, daqueles produzidos pelo estoque preexistente. Assim, é necessária uma constatação séria e meticulosa do ingresso de novos indivíduos ao contingente populacional, a partir daqueles presentes no corpo d'água (recrutamento).

d. Espécie Localmente Estabelecida: espécie introduzida com uma ou mais populações reproduzindo naturalmente, porém com distribuição muito restrita e sem evidência de expansão natural.

Essa definição, fornecida por Fuller, Nico e Williams (1999), tem também uma importante implicação operacional, dado que faz distinção entre populações amplamente disseminadas na bacia. Espera-se que bacias hidrográficas comportem espacialmente distintas populações ou comunidades, e que uma das espécies estabelecidas esteja interagindo apenas com uma ou algumas delas. Barreiras naturais ou artificiais devem ser consideradas antes de classificar uma dada espécie como estabelecida na bacia.

Nesse contexto, a lista de *espécies detectadas* publicadas pelo IBAMA (Portaria 145-anexos) deve ser considerada estritamente como tal, ou seja, espécies registradas em ambientes fora de sua área de distribuição natural, que podem ou não se estabelecer e se integrar à biota local. Embora essas listas sejam importantes do ponto de vista acadêmico, elas têm importância operacional extremamente limitada. Assim, é crucial que se esclareça que a simples presença de uma espécie não-nativa em um sistema é uma informação insuficiente para que futuras introduções se justifiquem ou que medidas menos prudentes sejam tomadas, como a liberação dessas espécies para a aquicultura (especialmente em tanques-rede, de onde os escapes são inevitáveis).

Aliás, mesmo a constatação de um estabelecimento local ou mais amplo em uma bacia, não significa que solturas adicionais, deliberadas ou acidentais, possam ocorrer sem maiores preocupações. A introdução de espécies é uma modalidade de poluição – poluição biológica – e como tal deve ser considerada. Liberações para o cultivo de tilápias em tanques-rede, que vêm se propagando em diferentes pontos da bacia do rio Paraná, enquadram-se nesse contexto. O fato de que o grau de impacto de uma dada espécie introduzida sobre a fauna local está intimamente relacionado a aspectos de sua demografia é sistematicamente desconsiderado nessas instâncias.

Antes de consumir uma introdução, devem ser avaliados os possíveis impactos, buscando alternativas para o intento. Nos casos em que informações de impacto sejam escassas ou inconsistentes, é mais prudente decidir pela não-introdução, em vista da impossibilidade de erradicação posterior (vide bagre africano). Como discute Simberloff (2003), a filosofia de “inocente, até que provem a culpa”, que norteia as políticas públicas a respeito do tema, precisa ser urgentemente substituída pela de “culpada, até que provem a inocência”, dado o caráter irreversível das introduções.

Processos Envolvidos nas Introduções

O conhecimento dos processos e etapas que acompanham cada introdução, desde o local de origem do peixe até a sua integração na comunidade receptora, é a

chave para o melhor entendimento das definições conceituais relacionadas ao tema. Dessa forma, a liberação da espécie ou seu escape é apenas uma das etapas do complexo mecanismo pelo qual passaram todas as espécies já integradas numa nova comunidade. Pelo menos quatro etapas fundamentais estão envolvidas, ou seja, (i) transporte, (ii) chegada, (iii) estabelecimento e (iv) integração (MOYLE; LIGHT, 1996; VERMEIJ, 1996). O sucesso no processo de colonização depende da superação progressiva de cada um desses estágios.

A partir de um *pool* de espécies de uma dada região, uma ou mais espécies são selecionadas, capturadas e transportadas para uma bacia hidrográfica diferente, mas raramente liberadas diretamente nos cursos naturais. Os programas oficiais geralmente contemplam a passagem dos indivíduos por um estágio em tanques, onde são submetidos à reprodução artificial. A prole é posteriormente distribuída pela bacia para introduções diretas nos cursos d'água (estocagem), para ser utilizada na piscicultura, ou para fins ornamentais em aquários, de onde alcançam os mananciais por escape ou solturas deliberadas.

Uma vez em águas abertas, a espécie deverá superar as resistências ambientais locais para que tenha sucesso no estabelecimento como população auto-sustentável. Essas resistências são de natureza abiótica, biótica e demográfica (SHEA; CHESSON, 2002). Como restrições abióticas, destacam-se as características físicas e químicas da água (ex: temperatura, oxigênio, transparência e

velocidade), a estrutura dos habitats (ex: abrigos, natureza do substrato) e a disponibilidade de recursos (para desova e desenvolvimento inicial). Já as restrições bióticas estão relacionadas às pressões de predação, competição, doenças, parasitas e disponibilidade de presas. As restrições demográficas ao estabelecimento são, por outro lado, representadas pelo número de indivíduos que chegam ao novo ambiente, e a habilidade da espécie em aumentar a população a partir de um reduzido tamanho populacional. A forma como a espécie responderá a todas essas restrições determinará seu sucesso na invasão e estabelecimento (SHEA; CHESSON, 2002).

Introduções envolvendo espécies importadas de outros continentes têm, então, grande probabilidade de insucesso, pois cada espécie tem uma história evolutiva particular, geralmente com forte associação às condições ambientais de seu local de origem, podendo ser insuperáveis as restrições ambientais exercidas pelo habitat receptor.

Nas ocasiões em que as espécies introduzidas superam todas as barreiras e conseguem estabelecimento efetivo, as conseqüências sobre a fauna nativa são diversas, de difícil mensuração e, na maioria das vezes, imprevisíveis (MACK; SIMBERLOFF; LONSDALE; EVANS; CLOUT; BAZZAZ, 2000; RODRÍGUEZ, 2001). O resultado varia do simples estabelecimento da população introduzida à completa dominância da comunidade, podendo incluir, entre os diversos efeitos, a redução populacional de espécies nativas e mesmo extinções nas

comunidades receptoras. Contudo, mesmo que uma dada espécie ultrapasse esses obstáculos, ela deverá vencer também o desafio de se integrar à comunidade nativa. Nessa etapa, a espécie deve interagir com a comunidade local através de mudanças comportamentais e de seu nicho, de maneira a assegurar sua existência a longo prazo – em escala evolutiva, o que também pode promover mais alterações na comunidade e no ambiente.

Um modelo conceitual mais detalhado do processo pelo qual uma espécie introduzida se integra a um novo ambiente é dado por Colautti e MacIsaac (2004) e representado na Figura 6.6.1. No estágio 0, a espécie encontra-se no hábitat doador; no estágio I, a espécie está sendo transportada; no II, ela está presente no hábitat receptor; no III, ela é considerada estabelecida; no IVa, ela está espacialmente disseminada; no IVb, é localmente dominante; e no V, disseminada

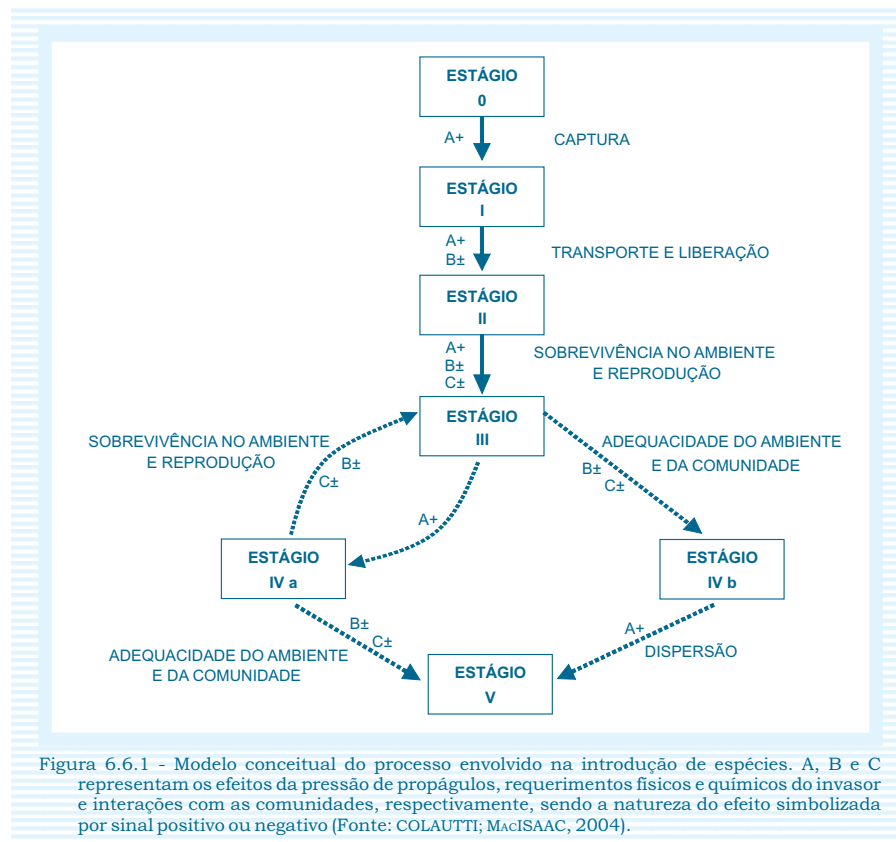


Figura 6.6.1 - Modelo conceitual do processo envolvido na introdução de espécies. A, B e C representam os efeitos da pressão de propágulos, requerimentos físicos e químicos do invasor e interações com as comunidades, respectivamente, sendo a natureza do efeito simbolizada por sinal positivo ou negativo (Fonte: COLAUTTI; MACISAAC, 2004).

e abundante em diferentes pontos da bacia. De acordo com esse modelo, termos como espécie *alienígena*, *alóctone*, *exótica*, *importada*, *introduzida*, *não-indígena*, *não-nativa*, *transferida*, *translocada*, *transplantada* e *transportada* referem-se, indistintamente, a qualquer das fases de I a V. Já os termos espécie *estabelecida* ou *naturalizada* referem-se às fases de III a V. O termo espécie *invasora* deve ser atribuído àquelas das fases IVa, IVb e V. Com isso, fica claro que a tomada de decisões, quanto à utilização e manejo de recursos aquáticos envolvendo espécies introduzidas, poderia ser menos deletéria com a utilização apropriada da informação contida nesses conceitos.

Razões para Introduções

A chegada de uma espécie nova em um curso d'água, por meio da atividade humana, decorre de solturas deliberadas ou escapes de ambientes confinados, devido à ineficiência do confinamento ou acidentes.

Dentre as introduções intencionais, as razões mais frequentes são (i) programas de estocagem, realizados com o objetivo de melhorias na pesca comercial ou esportiva; (ii) programas de controle biológico de pragas, e (iii) motivações sentimentais. Os programas de estocagem de peixes e os programas de controle biológico, que são fundamentados nos princípios de biomanipulação, já foram discutidos no Capítulo 6.2. Diferentemente, a *motivação sentimental*, que leva as pessoas à soltura de espécies não-nativas em ambientes

naturais, decorre de fatores distintos, não tendo um objetivo ou meta a ser alcançado. Esta envolve principalmente adeptos da aquariofilia, que por motivos diversos, querem se desfazer de seus peixes ornamentais e, para não sacrificar esses animais, se dirigem ao curso d'água mais próximo e os liberam.

A aquariofilia tem sido responsabilizada por intensa introdução de espécies, sendo inquietante a facilidade de se conseguir espécies de qualquer parte do mundo nas lojas especializadas em aquarismo (PELICICE, 2003). Além dessa facilidade, vale destacar que em muitas feiras de exposição e eventos comerciais realizados no Brasil, é comum a distribuição de peixes ornamentais como brindes, principalmente de espécies não-nativas, como o peixe-de-briga *Betta splendens*, platis *Xiphophorus* e *Lebistes*, além do peixe-dourado *Carassius auratus*. Programas de educação para consumidores de peixes ornamentais são raros, o nível de esclarecimento de criadores e comerciantes é precário e a venda de juvenis de espécies de grande porte, que sabidamente terão de ser soltos ou sacrificados após o seu desenvolvimento, é permitida. A soltura desses peixes é vista, muitas vezes, como uma atitude de compaixão e um procedimento francamente "aliado à preservação da natureza", mas foi possivelmente a responsável pela introdução do apaiari *Astronotus ocellatus*, de diversas espécies de poecilídeos da América Central, de acarás (como *Laetacara*) e do peixe-dourado *C. auratus* em águas do Sul, Sudeste e Nordeste do país.

Outra via de introduções com caráter emocional é a liberação de iscas vivas ao final das pescarias. Essa prática é generalizada na pesca amadora ou esportiva e provavelmente foi o mecanismo de introdução de algumas espécies na bacia do rio Iguazu (ex.: caborja, tuvira e muçum), em outras bacias nas regiões Sul-Sudeste, e constitui-se em perigo iminente para as pescarias realizadas no Pantanal. Por exemplo, existe a hipótese de que espécies de jeju *Hoplerythrinus unitaeniatus* e *Erythrinus erythrinus* alcançaram a região do alto rio Paraná após serem liberadas como restos de isca, e que atualmente estejam competindo com a traíra nativa *H. malabaricus*. Ainda, é comum a venda de espécies de tuvira *Gymnotus* (na verdade um complexo de espécies, muitas ainda não classificadas pela ciência) em diversas partes do país, as quais são transportadas para pescarias em regiões distantes do local de origem, incluindo o Pantanal e a Amazônia. Igualmente, motivo de grande preocupação tem sido o crescente uso de tilápias vivas nas pescarias conduzidas no reservatório de Itaipu (Edson K. Okada, informação verbal), favorecido pela rusticidade da espécie e seu baixo custo.

Ainda com relação à pesca esportiva, presentemente existe uma intensa pressão exercida por associações de pesca amadora para a realização de importações e transferências de espécies carnívoras e piscívoras para reservatórios do Sul-Sudeste. Esse fato, indubitavelmente, se configura como uma das maiores ameaças à conservação da fauna nativa. Tentativas

de introdução estão sendo conduzidas de forma ilegal, sem o aval dos órgãos ambientais, já que em diversas ocasiões espécies não-nativas têm sido capturadas sem que existam registros oficiais autorizando as solturas. O aparecimento recente de tucunaré em reservatórios do baixo rio Paranapanema é emblemático, dada a inexistência de cultivos nas imediações.

Outro aspecto que em nada contribui com o país para o cumprimento do que prescreve a Política Nacional de Biodiversidade (Decreto 4.339; 22/08/2002) em relação à erradicação e controle de espécies exóticas é a negativa manifestada por algumas associações de pesca esportiva em colaborar com a redução dos estoques de não-nativas, como tucunaré e *black bass* nos reservatórios em que estas figuram como introduzidas. Negam-se, essas associações, a reter os indivíduos capturados dessas espécies, insistindo na prática do “pescue e solte”, o que poderia se configurar em re-introdução e, por conseguinte, crime ambiental. Ver, por exemplo, o manifesto da Liga Paranaense de Pesca Esportiva (MANIFESTO..., 2004).

Atualmente, entretanto, a principal via de liberação de espécies não-nativas no ambiente natural é a dos escapes acidentais, visto que a prática das introduções deliberadas está dificultada pela legislação. Assim, o cultivo de espécies não-nativas na aquíicultura e piscicultura é considerado o principal vetor das introduções, no Brasil e no mundo, como já discutido no Capítulo 6.3.

Impactos das Introduções

Como mencionado anteriormente, após chegar a um novo ambiente, a espécie pode ser eliminada, se estabelecer, impactar as residentes e até eliminá-las, se tornando, ao longo do tempo, elemento constituinte da fauna. Em tese, não há possibilidade de uma espécie se integrar a uma comunidade sem que promova modificações sobre algum dos seus elementos originais. A gradação desse impacto é, entretanto, variável, dependendo em muito da história de vida da espécie invasora e da forma com que ela utiliza os recursos. Vale destacar, contudo, que a integração pode ser um evento dramático, resultando em profundas alterações na estrutura e organização das comunidades (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR; TORLONI, 2000; SANDERS; GOTELLI; HELLER; GORDON, 2003; AGOSTINHO; PELICICE; JÚLIO JÚNIOR, 2005).

Ao longo da história geológica do planeta, as introduções de espécies sempre aconteceram, porém numa escala de tempo muito distinta e de caráter *natural*, num fenômeno conhecido como *dispersão* (KREBS, c1994). Os organismos invadiram, por inúmeras vezes, ambientes alheios à distribuição original da espécie, fatos que contribuíram sobremaneira para os padrões de distribuição e diversidade da flora e fauna que testemunhamos hoje (DIAMOND; CASE, c1986; VERMEIJ, 1991). Entretanto, as introduções promovidas pelo homem são *artificiais*, no sentido de que apresentam duas características elementares que podemos distinguir das introduções naturais: a intensidade e a frequência com que ocorrem.

Atualmente, uma elevada quantidade de organismos é liberada fora de sua área de distribuição natural, num processo que envolve vários grupos taxonômicos, muitos tipos de ambientes e em diferentes partes do mundo. Dadas as atuais facilidades de transporte, inúmeras introduções podem ser realizadas em um curto espaço de tempo. Quanto maior o volume e a constância das introduções, maior é a probabilidade que um invasor tem em se estabelecer (KOLAR; LODGE, 2001; SHEA; CHESSON, 2002). Então, é possível que, mesmo em locais onde uma dada espécie não-nativa tenha falhado em se instalar, a continuidade no processo de estocagem ou escape, com incrementos no número de propágulos que alcançam o ambiente, podem levar ao seu estabelecimento (RUESINK, 2005). Uma importante agravante é que outros distúrbios ambientais geralmente ocorrem concomitantemente às introduções (represamentos, pesca, poluição, alterações de hábitat), aumentando as chances de colonização da invasora e potencializando seus efeitos negativos, inclusive com a promoção de extinções (GUREVITCH; PADILLA, 2004).

Entre as modificações que as espécies introduzidas podem impor sobre a fauna nativa, destacam-se (i) a competição por recursos, (ii) a predação exacerbada, (iii) a modificação do hábitat e do funcionamento do sistema, (iv) a introdução de patógenos e parasitas e (v) as alterações genéticas. Esses impactos serão detalhados a seguir.

Competição: a competição por recursos, apesar de difícil mensuração e com múltiplas conseqüências, parece ser uma das formas

mais conspícuas de como as espécies não-nativas conseguem deslocar as nativas. A competição ocorre em diferentes níveis, podendo ser por recursos alimentares ou de espaço, como locais para a desova e construção de ninhos. O resultado mais imediato da competição é uma diminuição no recrutamento das espécies nativas, diminuindo o contingente populacional ao longo do tempo. A elevada frequência desse impacto é um fenômeno esperado, dado que espécies com alta capacidade competitiva são

atrativas ao cultivo e à estocagem. Geralmente são espécies com hábito alimentar onívoro, alto potencial reprodutivo (cuidado parental e múltiplas desovas ao longo do ano) e de elevada rusticidade ante as condições ambientais. Diversas espécies africanas de tilápia se enquadram perfeitamente nessas características, em especial as do gênero *Oreochromis*, muito apreciadas pelo setor aquícola nacional e mundial e já introduzidas em muitos ecossistemas ao redor do mundo. O Box 6.6.1

Box 6.6.1

A tilápia africana no lago Nicarágua: ecossistema em transição.

McKAYE, K. R.; RYAN, J. D.; STAUFFER, Jr., J. R.; LOPEZ PEREZ, L. J.; VEGA, G. I.; BERGHE, E. P. van den. African tilapia in Lake Nicaragua: ecosystem in transition. *BioScience*, Washington, DC, v. 45, no. 6, p. 406-411, June 1995.

O lago Nicarágua, localizado no país homônimo, América Central, é o maior lago natural tropical fora do continente africano, somando mais de 8.200 km² de área. A região é famosa por disputas ocorridas nos séculos XIX e XX, que pleiteavam a hegemonia comercial da área e a construção de um canal interoceânico, o qual nunca foi concretizado. Além de diversas espécies de peixes marinhas, este lago contém mais de 40 espécies de água doce, sendo que 16 são ciclídeos nativos, os quais têm mantido historicamente a atividade pesqueira local (os ciclídeos representam 58% da biomassa do lago). Na tentativa de elevar o rendimento pesqueiro do lago e assim atingir o mercado exterior, entre 1983 e 1984 iniciou-se um extensivo programa de estocagem de tilápias não-nativas (gênero *Oreochromis*), incluindo seu cultivo em tanques-rede. Entre 1987 e 1988 pescadores locais começaram a relatar a captura de tilápias nas pescarias, correlacionando, inclusive, o aparecimento destes peixes com o declínio nas capturas de ciclídeos nativos. Inicialmente, os pescadores locais evitaram a pesca da tilápia, em razão do gosto de lodo presente na carne. A fim de atestar tais relatos, pescarias experimentais foram então realizadas no lago. De fato, nas localidades do lago onde a tilápia se encontra ausente ou ainda inicia sua colonização, a captura de ciclídeos nativos nas pescas experimentais se equiparou aos períodos que antecederam as introduções. Além disso, estes locais apresentaram capturas 1,8 vezes maiores do que locais onde a tilápia se estabeleceu (onde a tilápia soma mais de 50% da biomassa total), e as capturas de diversas espécies de ciclídeos nativos correlacionaram-se negativamente com as capturas de tilápias. Assim, estas informações corroboram com as queixas e observações feitas pelos pescadores locais. É muito provável que a tilápia esteja deslocando competitivamente as espécies de ciclídeos nativos, visto que as espécies de tilápia capturadas apresentam diversas características que lhes favorecem a colonização de novos ambientes, como plasticidade morfológica, variabilidade genética, tolerância a stress, rápida taxa de crescimento, rápida maturação, ampla dieta, comportamento de agregação e cuidado à prole, além de serem maiores que as espécies nativas, fato importante na determinação de disputas territoriais. Assim, existe um grande potencial para que ocorra um desastre ambiental no lago Nicarágua, principalmente devido à possibilidade de ocorrerem alterações na dinâmica do ecossistema. Como a tilápia está em expansão e ainda não atingiu todas as regiões do lago, medidas urgentes são necessárias para conter seu avanço e erradicá-la das regiões em que já se estabeleceu.

ilustra as mudanças ocorridas no lago Nicarágua, América Central, após a introdução da tilápia, um episódio que se tornou famoso e obteve repercussão mundial.

Um bom exemplo dos efeitos da competição vem da formação do reservatório de Itaipu, que alagou Sete Quedas, uma barreira natural à dispersão dos peixes subiram o rio e invadiram a planície de inundação existente a montante desse reservatório (AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995). Hoje, quatro delas (a piranha *S. marginatus*, o cascudo-chinelo *Loricariichthys platymetopon*, o cangati *Parauchenipterus galeatus* e o armado *P. granulatus*) estão entre as mais abundantes nas comunidades de peixes nos diversos ambientes da planície (GASPAR DA LUZ; OLIVEIRA; PETRY; JÚLIO JÚNIOR; PAVANELLI; GOMES, 2004). Existem hipóteses de que essas espécies não-nativas têm atributos que lhes conferem alguma vantagem competitiva sobre as nativas. De fato, com relação à piranha, Agostinho, Hahn e Marques (2003) verificaram que a abundância da nativa *S. maculatus* vem diminuindo progressivamente (Figura 6.6.2), fato que os autores atribuem à competição exercida pela

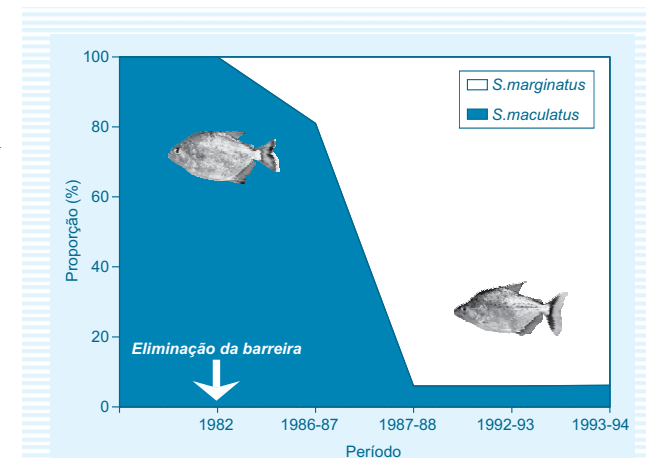


Figura 6.6.2 - Variações na proporção entre as espécies de piranhas *Serrasalmus maculatus* (nativa) e *S. marginatus* (invasora) na planície de inundação do alto rio Paraná, após o afogamento de Sete Quedas pelo reservatório de Itaipu (modificado de AGOSTINHO; HAHN; MARQUES, 2003).

piranha invasora *S. marginatus*. Esta, então, aparenta ser competitivamente superior, devido à sua elevada agressividade e uma eficiente ocupação de territórios para alimentação e reprodução.

Predação: a liberação de espécies piscívoras tem produzido alterações ainda mais drásticas aos ecossistemas. Quando predadores vorazes são introduzidos em um novo ambiente, estes são capazes de dizimar populações inteiras de presas. Mundialmente, dois casos clássicos ilustram esse acontecimento, a introdução do tucunaré *Cichla ocellaris* no lago Gatún, canal do Panamá (ZARET; PAINE, 1973) e a introdução da perca do Nilo *Lates niloticus* no lago Vitória, África (OGUTO-OHWAYO, 1990; KAUFMAN, 1992). Em ambos os casos houve perda de

biodiversidade e alterações severas no ecossistema e no sistema de pesca (ver **Box 6.6.2** e **Box 6.6.3** respectivamente).

No Brasil, muitas espécies piscívoras foram transferidas entre bacias, como o apaiari *A. ocellatus*, o tucunaré *Cichla* spp. e a corvina *P. squamosissimus*. Entretanto, as duas últimas despertam maior preocupação, pela grande disseminação em reservatórios do Sudeste e Nordeste. Em reservatórios do rio Grande, por exemplo, o tucunaré e a corvina parecem ter promovido grande pressão de predação

sobre as espécies de pequeno porte (SANTOS; MAIA-BARBOSA; VIEIRA; LÓPEZ, 1994), que, após terem suas populações deplecionadas, levaram esses invasores a se alimentar dos seus próprios jovens (canibalismo). Da mesma forma, existe a suspeita de que na bacia do rio Paraná a corvina tenha exercido intensa predação sobre os estoques do mapará *H. edentatus*, especialmente no reservatório de Itaipu (HAHN; AGOSTINHO; GOITEIN, 1997), onde o mapará tem grande importância para a pesca artesanal (AMBRÓSIO; AGOSTINHO; GOMES; OKADA, 2001).

Box 6.6.2

Introdução de espécie em um lago tropical.

ZARET, T. M.; PAINE, R. T. Species introduction in a tropical lake. *Science*, New Series, Washington, DC, v. 182, no. 4111, p. 449-455, Nov. 1973.

Provavelmente no começo de 1967, um peixe piscívoro da América do Sul, o tucunaré *Cichla ocellaris*, foi introduzido no lago Gatún, que apresenta 423,15 km² de área superficial e está localizado na zona do Canal do Panamá. A primeira introdução foi acidental, a partir de escapes de um pequeno reservatório que continha espécimes trazidos da Colômbia, importados por um empresário com o apoio do governo local. A espécie foi casualmente introduzida em momentos posteriores, visto que possui atratividade para a pesca, especialmente a esportiva. Apesar de ter sido estimado pelos pescadores, em virtude do entretenimento proporcionado e pelo valor de sua carne, profundas alterações na comunidade do lago têm sido documentadas, com sérias repercussões no funcionamento e dinâmica de todo o ecossistema. Assim que a população do predador se disseminou pelo lago (que ocorreu como uma onda devastadora), o efeito inicial foi a dramática redução das populações de quase todos os consumidores secundários do lago, incluindo o desaparecimento de seis das oito espécies de peixes antes muito comuns. Esta redução de espécies produziu, conseqüentemente, mudanças de segunda e terceira ordem em outros níveis tróficos do ecossistema, as quais são mais bem apreciadas quando examinamos a teia trófica do ambiente. A diminuição em número de um importante peixe planctívoro (*Melaniris*) resultou em mudanças dentro da comunidade de zooplâncton, com o possível desaparecimento de um morfotipo de *Ceriodaphnia*. As populações de consumidores terciários, como algumas espécies de peixes e aves piscívoras, antes dependentes de pequenos peixes para sua alimentação, aparecem menos freqüentemente nas áreas do lago onde o tucunaré está presente. Tem ocorrido também, possivelmente, uma explosão de população de mosquitos (vetores de malária), causada pela redução na população de peixes insetívoros. Mesmo os produtores primários podem ser afetados por esta introdução, em razão de alterações na comunidade zooplânctônica. Embora atualmente o ecossistema do lago Gatun esteja passando por rápidas mudanças, os autores antecipam um eventual retorno para alguma forma de equilíbrio. Contudo, isto ocorrerá somente após algum tempo, antes que seja possível avaliar a permanência das muitas mudanças provocadas nos níveis tróficos do ecossistema, ocasionadas pela introdução de um único predador de topo.

Box 6.6.3

Alteração catastrófica em ecossistemas ricos em espécies: as lições do lago Vitória.

KAUFMAN, L. Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems: the lessons of Lake Victoria. *BioScience*, Washington, DC, v. 42, no. 11, p. 846-858, Dec. 1992.

O lago Vitória é um dos grandes lagos naturais africanos, localizado entre a Uganda, Quênia e Tanzânia. Assim como nos outros grandes lagos, o Vitória apresenta uma fauna de peixes notavelmente endêmica, fruto de uma rápida especiação. Em destaque estão espécies da família Cichlidae, as quais 90% são endêmicas ao lago, em especial o grupo dos haplocromíneos. A história recente do lago Vitória é marcada por dramáticas alterações nas condições limnológicas e nos estoques de peixes nativos, como resultado de diversos impactos antrópicos. Em especial, a introdução de espécies não-nativas desempenhou papel determinante para o colapso do ecossistema original. Durante a primeira metade do século XX, a intensa sobrepesca deplecionou os estoques de espécies nativas (devido à mecanização dos sistemas de pesca), estimulando a decisão de se introduzir espécies não-nativas e melhorar o rendimento pesqueiro. Assim, em 1950 diversas espécies de tilápia foram introduzidas, e em 1954 foi liberada a perca do Nilo *Lates niloticus*, um voraz predador de grande porte. Por volta de 1980 começaram a ocorrer explosões demográficas da perca, o que coincidiu com o desaparecimento de muitas espécies nativas, especialmente haplocromíneos, que anteriormente contribuíam com 80% da biomassa de peixes do lago. Este desaparecimento foi rápido e ocorreu entre 1975 e 1982. Na primeira metade da década de 1980 a comunidade de peixes do lago estava virtualmente destruída, e o que antes era formado por mais de 400 espécies de peixes foi reduzido a uma comunidade de 3 espécies co-dominantes: a perca somava 80% das capturas nos desembarques pesqueiros, sendo o restante quase todo composto pela tilápia do Nilo e a espécie nativa omena. Inicialmente, os pescadores locais reclamavam amargamente a presença da perca, que destruía seus apetrechos de pesca, era muito gordurosa e rapidamente deteriorava na ausência de refrigeração. Como forma de preservação do pescado, os pescadores comumente defumavam seus produtos expondo-os ao sol, procedimento muito difícil com a perca, que por possuir carne muito oleosa, necessitava de madeira para completar o processo. Como os estoques de madeira na região já estavam baixos, acredita-se que o processo de defumação da perca tenha contribuído ainda mais em acelerar o consumo e exaurir os suprimentos de madeira natural. Posteriormente, com a ajuda do capital internacional, a pesca da perca foi desenvolvida com a compra de caminhões e refrigeradores, o que popularizou sua carne na região e permitiu sua exportação, resultando, inclusive, num alto rendimento pesqueiro e grande lucro para as corporações envolvidas. Contudo, os pescadores locais, que nunca antes haviam passado fome e muito bem viviam com a grande diversidade na pesca, agora estão desaparecendo. Continuam a reclamar a ausência da rica pesca de tempos passados, principalmente porque estão excluídos deste novo tipo de pesca, sofisticada, em larga escala, tecnológica e mais custosa. Ironicamente, em um lugar que exporta 200.000 t de peixes anualmente, a má nutrição tornou-se um problema presente nas comunidades tradicionais. Igualmente graves têm sido as alterações ecossistêmicas que coincidiram com a irrupção da perca, como diversas modificações em outras comunidades de plantas e animais, a ocorrência de floração de algas, o desenvolvimento de extensas camadas anóxicas e alterações no padrão de circulação de água. Estas alterações limnológicas e de produtividade primária estão ligadas ao antigo histórico de eutrofização do lago, antes atenuado pelas grandes populações de haplocromíneos detritívoros, que transformavam poluição orgânica em biomassa de peixes. Na verdade, a perca rompeu o sistema de reciclagem do lago: com o desaparecimento dos peixes detritívoros, uma grande carga de detritos começou a se acumular, alterando os padrões de circulação de água e promovendo a eutrofização do sistema. A pesca da perca mostra sinais de exaustão, e questões importantes se referem à manutenção das populações de perca, que estão ameaçadas pelo seu próprio efeito de transformar toda biomassa do ecossistema em biomassa de perca. Como o canibalismo se intensificou dramaticamente, não é possível saber se as populações de camarão serão capazes de processar os detritos acumulados e assim, serem assimilados pela perca. Apesar da irreversibilidade das extinções de espécies ocorridas no passado, ações de manejo mostram-se urgentes ao lago Vitória, seja para a restauração do ecossistema, seja para a manutenção da pesca da perca em longo prazo.

Assim, apesar de muito apreciados pelo segmento da pesca esportiva, o controle de piscívoros introduzidos é uma medida que deveria ser objeto de grande esforço, já que pode produzir depleções populacionais drásticas, em curto período de tempo, e de difícil reversibilidade no ecossistema.

Modificação de habitats: a introdução de certas espécies pode também promover alterações físico-químicas e estruturais nos habitats, com reflexos inclusive na dinâmica do ambiente. Por exemplo, espécies herbívoras, como a carpa-capim *Ctenopharyngodon idella*, têm sido historicamente utilizadas no controle de infestações de plantas aquáticas em lagos e reservatórios. Entretanto, a eliminação da vegetação pode ser bastante impactante para espécies de peixes de pequeno porte, jovens daquelas de grande porte e invertebrados, que utilizam esse substrato como refúgio e sítio de alimentação (CASATTI; MENDES; FERREIRA, 2003; PELICICE; AGOSTINHO; THOMAZ, 2005).

Além disso, a eliminação exagerada da vegetação submersa pode levar a uma profunda alteração na dinâmica de um sistema, passando de um estado de águas claras, dominadas por macrófitas, para um estado de maior turbidez, dominado por fitoplâncton (DONK; BUND, 2002). De maneira semelhante, a tilápia do Nilo é conhecida por se alimentar do zooplâncton herbívoro e, assim, promover a proliferação massiva de algas, com impactos negativos sobre a qualidade da água, tornando-a imprópria ou de difícil tratamento para o consumo humano. Algumas espécies de carpa (*ex.*:

Cyprinus carpio) podem participar diretamente do processo de turbacão, ao revirarem o sedimento de ambientes rasos. Por exemplo, em canais de irrigação na Argentina, um estudo verificou uma forte correlação positiva entre a turbidez da água e a biomassa de *C. carpio*, atestando ainda a ausência de plantas aquáticas submersas nessas condições (FERNANDÉZ; MURPHY; LÓPEZ CAZORLA; SABBATINI; LAZZARI; DOMANIEWSKI; IRIGOYEN, 1998). A turbacão da água pelo revolvimento do fundo é um importante mecanismo que pode alterar a dinâmica do sistema, devido à liberação de nutrientes na coluna d'água, que estimula a proliferação de algas (eutrofização; JANA; SAHU, 1993).

No Brasil, carpas provenientes da Ásia foram liberadas em muitos reservatórios, mas não existe registro de que tenham eliminado grandes quantidades de vegetação aquática ou que tenham diminuído a transparência da água. Aliás, essas carpas estabeleceram populações, mas nunca atingiram elevadas densidades, talvez pelas elevadas dimensões dos reservatórios brasileiros. Vale ressaltar que as carpas foram as primeiras espécies não-nativas trazidas para território brasileiro, ainda no século XIX, para a utilização na aquíicultura.

Introdução de patógenos: a transmissão de patógenos e a introdução de novos parasitas são fenômenos que acompanham as introduções de peixes, sendo detectadas apenas tardiamente, devido à invisibilidade do patógeno. Os peixes são normalmente hospedeiros de uma gama de organismos, como vírus, bactérias, fungos e diversos invertebrados, que adquirem caráter

patogênico, principalmente quando a imunidade do animal diminui. O ataque letal de patógenos é bem exemplificado quando a liberação de um único peixe doente num tanque de cultivo ou aquário leva à infestação massiva de todos os peixes.

Os peixes introduzidos em ambientes naturais geralmente não passam por quarentena nem por processos de desinfestação, e, mesmo se passassem, a existência de patógenos desconhecidos dificultaria o processo de esterilização. Para piorar, os estoques de peixes a serem introduzidos costumam ser criados em tanques de cultivo monoespecíficos, usualmente com elevada densidade populacional, o que facilita a proliferação de patógenos e epidemias. Não por acaso, dois crustáceos parasitas (*Lernaea cyprinacea* e *Argulus foliaceus*) tornaram-se cosmopolitas, graças às introduções promovidas pela aquíicultura (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1996; para mais informações ver Capítulo 6.3).

Degradação genética: com relação à degradação genética, tal fenômeno tem recebido menos atenção, a despeito de ser uma das consequências mais agressivas à conservação da biodiversidade (DELARIVA; AGOSTINHO, 1999). A degradação pode suceder tanto pela (i) introdução de espécies não-nativas ao sistema, quanto pelo (ii) repovoamento de espécies nativas, com a soltura inadvertida de indivíduos provenientes de criadouros artificiais.

Com a introdução de espécies, os impactos citados anteriormente podem reduzir o contingente populacional de certas espécies

nativas. Apesar de raramente avaliada, essa redução no tamanho da população deve contribuir na diminuição da variabilidade genética inicial, o que pode culminar em degeneração e, por fim, na inviabilidade populacional. Outra possibilidade, mais rara, porém de caráter inquietante, é a hibridização com espécies nativas aparentadas (EPIFANIO; NIELSEN, 2001). No cruzamento entre espécies existe a possibilidade da produção de proles estéreis, contribuindo para a diminuição, ao longo das gerações, da parcela reprodutora da população. No caso da geração de indivíduos reprodutivamente viáveis, a manutenção do patrimônio genético da espécie pode ser comprometida.

Como discutido no Capítulo 6.2, o repovoamento com plantéis empobrecidos geneticamente pode promover a degradação genética dos estoques selvagens. Em um dos raros exemplos, embora envolva uma espécie não-nativa para a região, Calcagnotto e Toledo-Filho (2000) registraram a perda de variabilidade genética (perda de alelos) nos tambaquis cultivados em uma das mais antigas estações de piscicultura nordestinas. Esses tambaquis são utilizados no repovoamento de açudes da região, e os autores discutem como conseqüências da perda de alelos a diminuição da resistência a doenças e até mesmo, a longo prazo, a inviabilidade populacional desses estoques. Esse exemplo sugere que, sem o cuidado com a manutenção da variabilidade genética natural da espécie em cultivo, a degradação pode, igualmente, suceder em estoques nativos cultivados para fins de re-povoamento.

Espécies Não-Nativas em Reservatórios

A banalização das introduções de espécies de peixes em reservatórios brasileiros, aliada às condições favoráveis de colonização para algumas dessas após o represamento, contribuiu sobremaneira na determinação da composição e estrutura das comunidades ícticas que habitam esses ambientes.

É oportuno repetir que os programas de soltura conduzidos durante décadas em várias bacias hidrográficas brasileiras, como a maioria das ações de manejo realizadas no país, careceram de monitoramento das alterações induzidas nas comunidades ou mesmo da sua eficácia conforme os objetivos originais. Espécies não-nativas foram estocadas em vários reservatórios brasileiros sem que se tenha aprendido nada com esse processo. Atualmente, sabemos que o investimento realizado foi um equívoco e há indicações claras de prejuízos à diversidade biológica e à pesca (SANTOS; MAIA-BARBOSA; VIEIRA; LÓPEZ, 1994; AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004; AGOSTINHO; PELICICE; JÚLIO JÚNIOR, 2005). Da mesma forma, os responsáveis pelas introduções acidentais jamais foram penalizados pelos crimes que cometeram.

A distribuição das espécies não-nativas oriundas de outros continentes e de outras bacias sul-americanas é analisada neste tópico, considerando, dentre outras informações, os 77 reservatórios brasileiros analisados no Capítulo 3.2.

Espécies Oriundas de Outros Continentes

Dentre as introduções realizadas com espécies de outros continentes (Tabela 6.6.1), as mais bem-sucedidas em reservatórios foram as tilápias *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli*, ciclídeos provenientes da África. Essas espécies foram trazidas para o Brasil após 1950, por agências oficiais ligadas ao governo, sendo destinadas ao cultivo em instalações de aquicultura. Posteriormente, foram liberadas em muitos corpos d'água, a partir

Tabela 6.6.1 - Algumas espécies de peixes não-nativas introduzidas em reservatórios brasileiros, importadas de outros continentes

Espécies	Nome Comum
África	
<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia do Nilo
<i>Oreochromis (Sarotherodon) homorum</i>	Tilápia de Zanzibar
<i>Oreochromis (Sarotherodon) mossambicus</i>	Tilápia mossambica
<i>Tilapia rendalli</i>	Tilápia-comum
<i>Clarias gariepinus</i>	Bagre-africano
América do Norte	
<i>Micropterus salmoides</i>	Black bass
<i>Lepomis</i> spp.	Bluegill
<i>Ictalurus punctatus</i>	Bagre-de-canal
<i>Salmo salar</i>	Salmão
<i>Salmo irideus</i>	Truta-arco-íris
Ásia	
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa-comum
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Carpa-capim
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Carpa-cabeçuda
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Carpa-prateada

de programas de estocagens, com o objetivo de aumentar o rendimento pesqueiro. Os programas de estocagem, amplamente difundidos até a década de 1990 e atualmente restritos ao Nordeste brasileiro, promoveram a proliferação dessas espécies em um grande número de pequenas represas, açudes e reservatórios (ver Capítulo 5.2).

Entre as características intrínsecas que permitiram o sucesso das tilápias na ocupação de reservatórios, destacam-se sua flexibilidade alimentar e alta aptidão de encontrar alimento sob condições de baixa disponibilidade, suas desovas múltiplas e cuidado parental, além da elevada rusticidade e tolerância a condições ambientais adversas a outras espécies (OGUTU-OHWAYO, 1990; MCKAYE; RYAN; STAUFFER, Jr.; LOPEZ PEREZ; VEGA; BERGHE, 1995; PÉREZ; ALFONSI; NIRCHIO; MUÑOZ; GÓMEZ, 2003; PÉREZ; MUÑOZ; HUAQUÍN; NIRCHIO, 2004).

Adicionalmente, as tilápias formam extensos cardumes quando juvenis, comportamento que pode diminuir a pressão de predação e, por consequente, a taxa de mortalidade nas fases iniciais de desenvolvimento (UIEDA, V.S.; UIEDA, W.; FROELICH; AMARAL, 1989).

O elevado potencial de colonização de reservatórios foi constatado nessa revisão.

Dessa forma, *T. rendalli* foi registrada em mais de 40% dos 77 reservatórios analisados, enquanto que *O. niloticus* esteve presente em mais de 20% (Figura 6.6.3). Os registros ocorreram principalmente em reservatórios localizados na região Sudeste do país.

Apesar da elevada ocorrência, pouco se sabe a respeito do real estabelecimento de populações viáveis em alguns desses reservatórios, visto que os exemplares capturados podem ser provenientes de escapes de tanques de cultivo. Destaque para alguns reservatórios localizados no rio Tietê, os quais vêm apresentando, em períodos recentes, elevado rendimento pesqueiro de tilápias. Mesmo assim, vale destacar que, considerando os 77 reservatórios investigados, *T. rendalli* esteve entre as espécies dominantes em apenas um, enquanto que *O. niloticus* esteve nessa condição somente na região Nordeste.

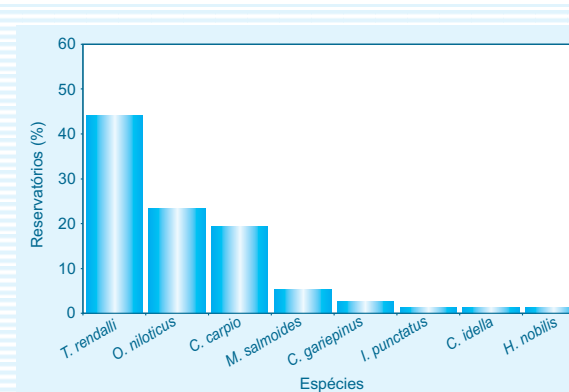


Figura 6.6.3 - Ocorrência de espécies de peixes não-nativas oriundas de outros continentes nos 77 reservatórios analisados (detalhes do inventário estão discriminados no Capítulo 3.2).

Outras espécies introduzidas, com considerável esforço de estocagem, incluem as carpas asiáticas *Cyprinus carpio* (carpa-comum), *Ctenopharingodon idella* (carpa-capim) e *Hypophthalmichthys nobilis* (carpa-cabeçuda). Com exceção da carpa-capim, introduzida com o objetivo de controlar a expansão de macrófitas aquáticas em reservatórios, as outras duas o foram com o intuito de aumentar o rendimento pesqueiro, todas idealizadas por órgãos oficiais do governo.

Entretanto, o alcance dos objetivos das estocagens com essas espécies não parece ter ocorrido, a despeito do grande esforço e recursos empregados. Em geral, essas espécies ocorrem em baixas densidades nos reservatórios em que foram liberadas, quase todos de área reduzida e em latitudes maiores (LUIZ, 2000). Como exemplo, nos 77 reservatórios avaliados, as carpas não estiveram entre as espécies que compuseram mais de 80% das capturas. Diferentemente das tilápias, as carpas têm ciclo de vida mais longo e maior exigência de substrato para a reprodução, dificultando a formação de grandes contingentes populacionais. Embora a carpa-comum tenha sido registrada em quase 20% dos reservatórios analisados, acredita-se que tenha estabelecido populações apenas em alguns, como indicam, por um lado, o fato de sua estocagem deliberada ter-se interrompido há mais de 10 anos e, por outro, o elevado número de sistemas de cultivo onde ainda está presente. Contudo, somente estudos específicos poderão atestar a existência de populações auto-sustentáveis. Diferentemente, a carpa-capim

e a carpa-cabeçuda tiveram ocorrência mais restrita, presentes em menos de 2% desses reservatórios.

Introduzido no Brasil no ano de 1986, o bagre-africano *Clarias gariepinus* é atualmente encontrado em quase todas as bacias hidrográficas brasileiras (ALVES; VONO; VIEIRA, 1999; AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005), sendo, entretanto, esporádico em reservatórios. Sua presença foi registrada nos reservatórios de Passaúna, Caxias e Itaipu. Essa espécie apresenta grande tolerância a baixos teores de oxigênio na água, com adaptações respiratórias que lhe garante longa sobrevivência fora d'água. Graças a essa habilidade, pode se deslocar por terra entre lagoas remanescentes das várzeas (ou tanques), o que lhe valeu o nome de "bagre-andador". Tem hábito alimentar onívoro, com tendência à piscivoria, sendo seu cultivo ou manutenção proibidos em vários países, onde é considerada espécie-pesto. No Brasil, a Portaria 142-IBAMA, de 22/12/1994, proíbe sua introdução, transferência, cultivo e comercialização na forma viva nas áreas de abrangência das bacias do Paraguai e Amazonas (ver <http://www.institutohorus.org.br>). Seu cultivo foi muito difundido na década de 1990, sendo sua produção ainda elevada no ano 2000 (Tabela 6.6.2) e sua comercialização realizada principalmente nos pesque-pagues. Como não há notícia de peixamentos com essa espécie, acredita-se que a sua presença em ambientes naturais decorra de escapes de tanques de cultivo, pesque-pagues ou mesmo de alagamento de tanques de piscicultura durante o enchimento de reservatórios.

Algumas espécies norte-americanas também fazem parte da fauna de peixes de reservatórios brasileiros, mas, no geral, apresentam baixas abundâncias em reservatórios. Destaque para os piscívoros *black bass* *Micropterus salmoides* e o bagre-de-canal (ou americano) *Ictalurus punctatus*, presentes em reservatórios localizados em diferentes bacias dos Estados do Paraná e São Paulo. Considerando os reservatórios analisados, o *black bass* foi observado em apenas 5%, enquanto que o bagre-de-canal em cerca de 3% (Figura 6.6.3).

É importante destacar que, recentemente, o cultivo do bagre-de-canal, que também figura entre as proibidas na bacia do rio Paraguai e Amazonas, assim como de tilápias, foi autorizado pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul para instalações de aquíicultura localizadas na bacia do rio Uruguai (BECKER; GROSSER, 2003; RAMOS; ROSÁRIO; MARCHESAN, 2004). Novamente, a pressão do setor aquícola tem preponderado e guiado a tomada de decisões na gestão de recursos naturais, aparentemente motivadas por pretensões unilaterais, visto que desconsideram os possíveis custos ambientais e sociais decorrentes das introduções. Para uma idéia da difusão do cultivo do bagre-de-canal, destaca-se que essa espécie representou, no ano de 2000, cerca de 4% (859,5 t) da produção da piscicultura no Paraná e 6% (1.008 t) em Santa Catarina.

Ocorreram, ainda, algumas introduções localizadas, como é o caso de algumas espécies de *bluegill*, gênero *Lepomis*, oriundas da América do Norte, que foram liberadas no reservatório Paranoá, DF (RIBEIRO; STARLING; WALTER; FARAH, 2001). Uma série de outras espécies foi importada da América do Norte e África, como o salmão *Salmo salar*, a truta-arco-iris *Salmo irideus* e outras espécies de tilápia *Oreochromis* (Tabela 6.6.1), sendo liberadas em reservatórios e outros corpos d'água, porém com grande incerteza acerca de seu estabelecimento.

Do exposto, fica evidente que a maioria das introduções de espécies não-nativas nos reservatórios brasileiros foi direta ou indiretamente realizada com o apoio ou omissão de órgãos públicos. Preocupação especial a esse respeito tem sido com a expansão dos programas de governo para o cultivo em tanques-rede, onde os indivíduos em cultivo estão mais vulneráveis a escapes. O fato de todas as espécies mencionadas não estarem entre as dominantes nos reservatórios analisados (excetuando-se alguns casos isolados com tilápias) levanta sérias dúvidas quanto ao estabelecimento de populações auto-sustentáveis, e deve ser motivo suficiente para o uso da prudência no

Tabela 6.6.2 - Cultivo do bagre-africano *Clarias gariepinus* pela piscicultura em alguns estados brasileiros, no ano de 2000 (Fonte: IBAMA, 2002)

Estados	Produção (t)	% do Total
Espírito Santo	90	6,00
Rio de Janeiro	11	0,66
Santa Catarina	377,5	2,21

manuseio dessas espécies. Vale destacar que, além de todos os impactos potenciais, uma eventual introdução, nessas condições, caracterizaria crime ambiental.

Espécies Transferidas

Um número bem maior de introduções aconteceu com espécies transferidas entre bacias e sub-bacias sul-americanas. Porém muitas delas não tiveram caráter oficial, o que dificulta o mapeamento adequado de suas ocorrências e espécies envolvidas. Além disso, a virtual ausência de inventários ictiofaunísticos antes da construção dos reservatórios mais antigos dificulta muito a tarefa de construir um quadro biogeográfico preciso. Sabe-se, entretanto, que, nesse caso, a maioria das introduções decorreu, direta ou indiretamente, de programas de estocagem, em especial pelo setor elétrico, até o início da década de 1990.

Das introduções oficiais, muitas não obtiveram os resultados esperados, possivelmente devido aos procedimentos utilizados e ao baixo esforço de estocagem empregado (ver Capítulo 6.2).

Muitas espécies foram trazidas da bacia Amazônica e introduzidas em reservatórios localizados por todo o país, em especial nas regiões Nordeste e Sudeste. Programas de estocagem realizaram as transferências, alocando os peixes em estações de piscicultura antes das solturas. Tais programas garantiram a introdução do trairão *Hoplias lacerdae*, do tambaqui *Colossoma macropomum* e da sardinha

Triportheus angulatus em muitos reservatórios. Essas transferências, seguidas de estocagem, apesar de oficiais, não surtiram efeitos significativos na pesca extrativista. Elas conseguiram elevar o rendimento do pescado, de fato, em locais onde são mantidas em situação próxima ao de cultivo artificial, com intensa estocagem e certa alimentação, como é o caso de alguns açudes nordestinos (GURGEL; FERNANDO, 1994).

As principais espécies amazônicas transferidas, cujo sucesso na colonização de reservatórios foi relevante, foram o tucunaré *Cichla* spp. e a corvina *P. squamosissimus*. Essas espécies foram levadas para diversas bacias do país, em especial a dos rios Paraná, Paraíba do Sul, São Francisco, além de diversas outras localizadas no Nordeste. Mais de uma espécie de tucunaré foi introduzida, mas a posição taxonômica e a origem precisa dos indivíduos são incertas. Essas espécies de tucunaré estabeleceram-se muito bem na região litorânea dos represamentos em que foram introduzidas, estando presentes entre as dominantes em 10% dos 71 reservatórios inventariados fora da região amazônica. Vale ressaltar ainda a grande probabilidade de esse percentual estar subestimado, visto que tal espécie é capaz de evitar redes de espera e, assim, não ser amostrada de forma adequada. Hoje, como visto anteriormente, o tucunaré se constitui em real ameaça à fauna original de diversas bacias, devido ao seu hábito predatório intenso.

A corvina, como já mencionado, é uma das principais espécies introduzidas e bem-sucedidas em muitos reservatórios

brasileiros. Assim como o tucunaré, também se tornou espécie desejada em pescarias comerciais e recreativas. Contudo, essa espécie tem grande potencial para afetar a fauna de peixes nativa, visto que é também um voraz predador (SANTOS; MAIA-BARBOSA; VIEIRA; LÓPEZ, 1994; SANTOS; FORMAGIO, 2000). O desaparecimento da ictiofauna de pequeno porte em reservatórios das bacias dos rios Grande, Tietê e, mais recentemente no Paranapanema, tem sido atribuído à predação exercida pela corvina, em conjunto com o tucunaré e o apaiari *A. ocellatus*. Aliás, o apaiari também é uma espécie transferida da bacia Amazônica que, apesar

de não ter obtido o mesmo sucesso que o tucunaré e a corvina, mantém populações em diversos reservatórios. Um importante exemplo do impacto exercido pela predação de espécies não-nativas vem de lagoas localizadas na bacia do rio Doce, onde o tucunaré foi introduzido, em associação com o apaiari e uma espécie de piranha (GODINHO; FONSECA; ARAÚJO, 1994; LATINI; PETRERE JUNIOR, 2004). Essas espécies exóticas reduziram dramaticamente a riqueza da fauna de peixes nativos e esse exemplo, registrado em águas brasileiras, deveria servir de alerta sobre o grande risco de danos ambientais que acompanha a introdução de espécies carnívoras (ver **Box 6.6.4**).

Box 6.6.4

A redução da fauna de peixes nativa por espécies exóticas: um exemplo de lagos tropicais de água doce brasileiros.

LATINI, A. O.; PETRERE JUNIOR, M. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*, Oxford, v. 11, no. 2, p. 71-79, Apr. 2004.

“Foram investigadas as conseqüências da introdução do tucunaré *Cichla* cf. *monoculus*, do apaiari *Astronotus ocellatus* e da piranha *Pygocentrus nattereri* em lagos da bacia do rio Doce, Brasil, sobre a riqueza e diversidade de peixes nativos, além de testar a eficiência de refúgio promovido por macrófitas aquáticas. Para isso, amostras foram coletadas em lagos com e sem a presença das espécies exóticas, em áreas com macrófitas aquáticas e áreas sem estas plantas. A presença dos exóticos reduziu a riqueza e diversidade da comunidade de peixes nativos, visto que as três espécies exóticas são vorazes predadoras, com grande propensão à piscivoria. Nas lagoas onde os exóticos estiveram presentes a riqueza nativa foi sempre menor, e o maior valor de riqueza nativa observado nestes lagos não ultrapassou três espécies. Aproximadamente, a riqueza média estimada (Jackknife) em lagoas sem os exóticos variou de 8 a 10 espécies nativas, enquanto que nas lagoas com a presença dos exóticos esta riqueza ficou entre 1 e 5 espécies nativas. A única espécie nativa propensa a permanecer nos habitats invadidos é a traíra *Hoplias malabaricus*, espécie carnívora e territorial. A função de refúgio, a qual poderia ter sido atribuída ao adensamento de macrófitas aquáticas, não existe nestes lagos provavelmente porque os peixes exóticos exploram estes habitats para reprodução. Assim, após a ocorrência de introduções, características bionômicas e comportamentais das espécies nativas e exóticas possuem relevante papel determinando as modificações na dinâmica da comunidade. Devido às introduções ameaçarem a diversidade de peixes nativos da região, são necessários estudos sobre a dispersão regional das espécies exóticas e os fatores que minimizam sua propagação.”

Para ilustrar o grau de disseminação de tucunaré e corvina nos reservatórios brasileiros, a Figura 6.6.4 apresenta a ocorrência dessas espécies nos reservatórios inventariados no Capítulo 3.2, excluindo aqueles onde elas são nativas (região Norte). O tucunaré é registrado em pelo menos 35% dos 71 reservatórios

analisados, enquanto a corvina o é em 32%. Cerca de 44% desses reservatórios têm pelo menos uma das duas espécies. É importante destacar que essas espécies estão presentes nesses reservatórios por décadas, e ali estabeleceram populações viáveis e, em alguns, dominam as assembleias, tanto em número quanto em biomassa. A Figura 6.6.4 revela ainda que o apaiari tem registro em 18% dos reservatórios, e que apenas 10% deles não contêm registro de espécies não-nativas. Por fim, cerca de 45% dos reservatórios têm outras espécies não-nativas, excetuando o tucunaré, a corvina e o apaiari.

Considerando a distribuição do tucunaré e da corvina em reservatórios da bacia do rio Paraná, região onde elas foram mais intensamente liberadas, sua elevada disseminação fica ainda mais evidente (Figura 6.6.5).

O tucunaré está presente em praticamente todos os reservatórios localizados na calha dos rios Grande, Tietê e Paraná. Nos represamentos do rio Paranapanema, o percentual de ocorrência foi menor (25%), embora amostragens realizadas em 2005 revelem que sua distribuição nessa bacia

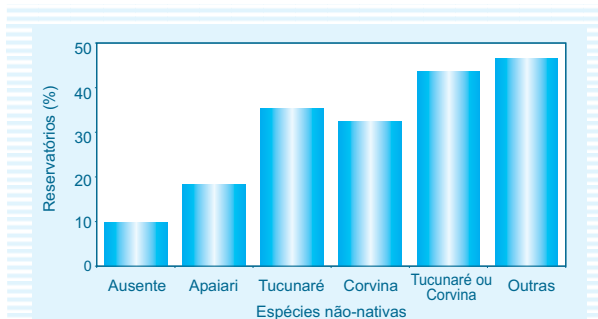


Figura 6.6.4 - Ocorrência de apaiari, tucunaré, corvina e outras espécies não-nativas em 71 reservatórios brasileiros, excetuando-se aqueles localizados na região amazônica e Nordeste (ver Capítulo 3.2 para detalhes). A categoria “ausente” representa os reservatórios que não possuem registro de espécies não-nativas.

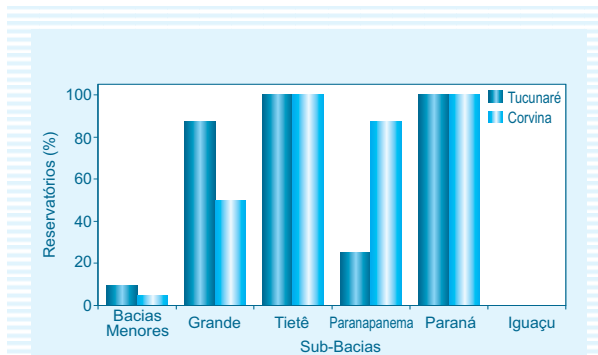


Figura 6.6.5 - Ocorrência de tucunaré e corvina em reservatórios de sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Paraná. Sub-bacias menores (n=21), rios Grande (n=8), Tietê (n=6), Paranapanema (n=8), Paraná (n=4) e Iguaçu (n=13).

vem se ampliando rapidamente (UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ.NUPELIA, dados não publicados). Nas sub-bacias menores, geralmente com pequenos reservatórios, a ocorrência dessa espécie é mais restrita.

A corvina, mais antiga na bacia, está também presente em quase toda a série de reservatórios dos rios Tietê, Paranapanema e Paraná, e em cerca da metade daqueles do rio Grande. Nos reservatórios localizados em sub-bacias menores, sua ocorrência é mais esporádica.

Os dados obtidos na pesca experimental mostram que essas duas espécies não estão presentes em reservatórios da bacia do rio Iguaçu (Figura 6.6.5), fato que é positivo em face do alto grau de endemismo da ictiofauna dessa bacia. Uma extinção local nessa bacia poderia se configurar em extinção global. Entretanto, espécies como o *black bass*, também um carnívoro voraz, foi objeto de estocagem em alguns de seus reservatórios, sendo registrado na pesca experimental. Contudo, a resistência à forte pressão de associações de pesca por todo o Brasil, que desejam introduzir essas e outras espécies em diversas bacias, deve ser especialmente concentrada na bacia do rio Iguaçu.

O pacu do Pantanal *Piaractus mesopotamicus* é considerado também uma importante espécie que foi levada para outras bacias. A relevância da introdução desse pacu reside no fato de que, em conjunto com tambaquis e seus híbridos (paqui e tambacu), estão entre as espécies neotropicais mais cultivadas em tanques de piscicultura e pesque-pagues. Conseqüentemente, o aporte para ambientes naturais através de escapes deve ser grande, mas não se tem registro de que tenham formado grandes contingentes populacionais em reservatórios, e seus possíveis impactos ainda não são conhecidos.

Importantes introduções ocorreram a partir de transferências de espécies da bacia do alto rio Paraná para a bacia do rio Paraíba do Sul.

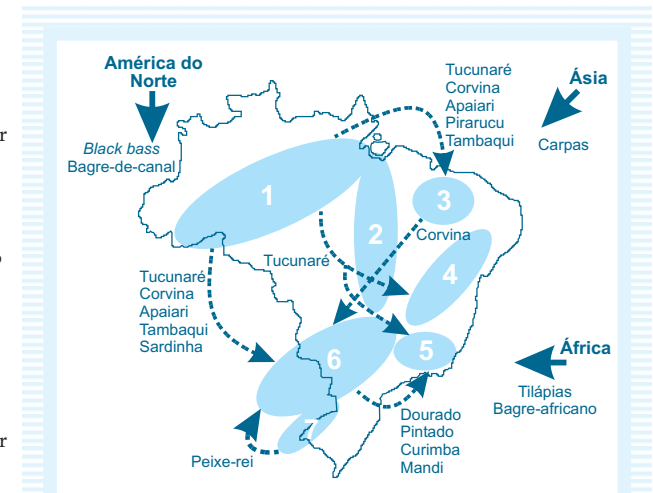


Figura 6.6.6 - Principais introduções e transferências de espécies de peixes em reservatórios nas bacias hidrográficas brasileiras. Códigos das bacias: 1 - Amazônica; 2 - Araguaia/Tocantins; 3 - Nordeste; 4 - São Francisco e Doce; 5 - Paraíba do Sul; 6 - Paraná; 7 - Uruguai.

Embora existam dúvidas sobre as espécies envolvidas, é provável que as introduções incluíram espécies de curimba *Prochilodus*, pintado *P. corruscans*, dourado *S. brasiliensis*, mandi *P. maculatus*, dentre outras. A maioria foi introduzida por programas de estocagem, na tentativa de melhorar o rendimento e as opções de pesca no Paraíba do Sul, uma bacia também com fauna endêmica e naturalmente carente de espécies de maior porte (HILSDORF; PETRERE JUNIOR, 2002). Contudo, essas espécies não têm sido registradas em número considerável (ARAÚJO, 1996). O tucunaré também foi introduzido na bacia, há mais de 50 anos, com intuito de aumentar o rendimento pesqueiro e controlar populações de tilápias. Hoje o tucunaré sustenta uma intensa pesca recreativa no reservatório de Lajes.

O peixe-rei *Odonthestes bonariensis*, um aterinídeo originário do rio da Prata, do baixo rio Uruguai e de outras bacias da Argentina, foi introduzido com sucesso em reservatórios da bacia do rio Paraná, em especial aqueles localizados no rio Iguazu. Essa espécie foi bem-sucedida na colonização de diversos reservatórios, tornando-se abundante em alguns. Cassemiro, Hahn e Rangel (2003) atribuíram tal fato ao hábito predominantemente zooplânctívoro da espécie, que tem adaptações ao consumo desse recurso, um hábito pouco comum na ictiofauna neotropical.

Como salientado inicialmente, a composição da ictiofauna dos reservatórios brasileiros encontra-se modificada pela presença e, em alguns casos, dominância de espécies não-nativas. Um grande número de

transferências foi realizado, porém sem que tenha havido qualquer documentação ou registro. Assim, excetuando-se os represamentos amazônicos, mais de 90% dos reservatórios analisados tiveram registro de, pelo menos, uma espécie não-nativa em sua ictiofauna. Essas espécies incluem representantes exóticos ou transferidos, destacando-se as tilápias, carpas, *black bass*, tambaqui, tucunaré, corvina, apaiari e peixe-rei. A Figura 6.6.6 sintetiza as principais movimentações de peixes realizadas por atividades humanas nas bacias hidrográficas brasileiras.

Predição da Colonização e de Impactos

A dificuldade em se prever o sucesso das introduções e seus impactos sobre as espécies locais ainda é um dos aspectos mais preocupantes (MACK; SIMBERLOFF; LONSDALE; EVANS; CLOUT; BAZZAZ, 2000). Em águas brasileiras, esse quadro é ainda pior. Não houve, até agora, nenhum estudo com o objetivo de identificar as características que permitem uma espécie obter sucesso na colonização de áreas que não sejam aquelas de sua distribuição natural ou de promover maior ou menor grau de impacto. Essas informações, se disponíveis, permitiriam o entendimento dos processos, o embasamento de instrumentos legais e a conscientização popular.

Mesmo as rotas que conduziram a maioria das espécies a chegar em diferentes reservatórios, que permitiriam medidas de prevenção de novos ingressos, são

desconhecidas. Para a maioria dos reservatórios, desconhece-se, inclusive, há quanto tempo as espécies introduzidas estão presentes. Por exemplo, suspeita-se que o bivalve *Corbicula fluminea* precedeu em pelo menos uma década a dispersão do mexilhão dourado *Limnoperna fortunea* nas águas do alto rio Paraná, a partir da foz do rio da Prata. Caso os mecanismos de dispersão da primeira tivessem sido elucidados antes, o controle da disseminação da segunda seria mais provável.

A Tabela 6.6.3 apresenta, de forma preliminar, informações biológicas, comportamentais e de estratégia de vida de algumas espécies não-nativas encontradas nos reservatórios brasileiros. As informações foram reunidas de Araújo-Lima, Agostinho e Fabrè (1995), Vazzoler (1996), Fuller, Nico e Williams (1999), Nakatani, Agostinho, Baumgartner; Bialezki, Sanches, Makrakis e Pavanelli (2001) e da página eletrônica *Fish Base* (FROESE; PAULY, 2006). As espécies apresentadas são aquelas que se destacaram em frequência de ocorrência nos reservatórios avaliados no Capítulo 3.2.

Analisando tais informações, é possível observar alguns padrões interessantes. Das seis espécies mais disseminadas nos reservatórios brasileiros (tilápia comum, tucunaré, corvina, tilápia do Nilo, carpa comum e apaiari), cinco delas pertencem à ordem Perciformes, um grupo filogenético de origem marinha e considerado mais recente na escala evolutiva, quando comparado com os Otophysi (LOWE-McCONNELL, 1999). Estudos futuros poderão verificar se as espécies desse grupo têm

particularidades que lhes conferem vantagens na colonização de diferentes ambientes. Por enquanto, como se verá, as informações reunidas aqui podem revelar alguns indícios.

Por exemplo, dessas seis espécies, quatro são ciclídeos, têm o comportamento de formar cardumes e dispensam algum cuidado parental à prole, incluindo a construção de ninhos. A formação de cardumes é uma estratégia capaz de diminuir a pressão de predação, além de facilitar a ocorrência de eventos reprodutivos pela agregação de indivíduos. Já o cuidado parental eleva a sobrevivência dos jovens. Além disso, essas espécies têm dieta predominantemente onívora e carnívora (incluindo a piscívora), atingem a maturidade sexual num curto período de tempo (até 1 ano) e desovam preferencialmente em habitats protegidos da região litorânea.

Outras características reprodutivas parecem desempenhar relevante papel, determinando o sucesso do invasor. Assim, as espécies mais disseminadas tenderam a apresentar diversas desovas durante o ano, com um período reprodutivo bem extenso (algumas o ano todo) e foram classificadas na categoria de Equilíbrio, de acordo com a classificação de Winemiller (1989) – para detalhes dessa classificação, ver Capítulo 2. Essas peculiaridades denotam que tais espécies são prolíficas, produzem diversas proles num ano e, o mais importante, tendem a apresentar pouca dependência entre o sucesso reprodutivo e as dinâmicas sazonais do ciclo hidrológico. Isso quer dizer que a ausência de pulsos hidrométricos sazonais,

condição característica de ambientes de reservatório, não se configura em fator limitante para que o ciclo de vida dessas espécies se complete. Adicionalmente, o fato de a maioria desovar em locais espacialmente estruturados (região litorânea), com ovos adesivos ou demersais, pode diminuir a mortalidade de jovens, além de essas espécies colocarem os ovos diretamente em habitats

propícios para o desenvolvimento dos jovens. Apesar dessas espécies serem prejudicadas em reservatórios com freqüente variação de nível hidrométrico, devido a exposição das margens em momentos de seca, no geral, todas as características mencionadas devem contribuir para elevar o *fitness* dos indivíduos (capacidade de deixar descendentes reprodutivamente viáveis).

Tabela 6.6.3 - Caracterização das principais espécies não-nativas presentes em reservatórios brasileiros. A tabela apresenta a ordem taxonômica das espécies, a dieta, o percentual de reservatórios com registro da espécie (%T; com base na avaliação do Capítulo 3.2, excluindo os reservatórios onde elas são nativas), o percentual de reservatórios em que a espécie esteve entre as dominantes (%D), além de informações a respeito do comportamento e estratégia de vida

Espécies	Ordem	Dieta	% T	% D	Cardume	CP	Idade PM	Ninho	Habitat Desova	Desovas /ano	Período	Seleção	Ovos
<i>T. rendalli</i>	A	Oni	44	1,4	+	+	0,5-1	+	Veg	> 4	12	E	Dem
<i>Cichla</i> spp.	A	Pis	35	11	+	+	1-2	+	Sub	3 a 4	12	E	Dem/Ad
<i>P. squamosissimus</i>	A	Car/Pis	32	30	+	-	1	-	Ab/Sub	1	5	E	Pel
<i>O. niloticus</i>	A	Oni/Alg	23	3	+	+	0,5-1	+	Sub	> 4	12	E	Dem
<i>C. carpio</i>	B	Oni	19,5	0	-	-	0,5-1	-	Veg	> 1	12	E	Ad
<i>A. ocellatus</i>	A	Car/Pis	18	1,4	-	+		+	Veg/Sub	> 1	5	E	Dem/Ad
<i>M. salmoides</i>	A	Car/Pis	5,2	0	-	+	3-4	+	Sub	1	4 a 5	E	Dem
<i>H. lacerdae</i>	D	Pis	< 5	1,4	-	+		+	Sub	> 4	12	E	
<i>T. angulatus</i>	D	Oni	< 5	1,4	+	-		-	Ab/Sub	1	5	S	Pel/Dem
<i>H. nobilis</i>	B	Zoo	< 5	0	-	-	3-5	-	Ab/Sub	1	3	E	
<i>C. idella</i>	B	Her	< 5	0	-	-	1-2	-	Rio	1	4	E	Dem
<i>H. molitrix</i>	B	Plan	< 5	0	-	-	2-4	-	Ab/Sub	1	3	E	
<i>C. gariepinus</i>	C	Car/Pis	< 5	0	-	+	2	-	Sub	1	4	E	Ad
<i>I. punctatus</i>	C	Car/Pis	< 5	0		+		-	Sub	1		E	Dem
<i>H. unitaeniatus</i>	D	Car/Pis	< 5	0	-	+		-	Sub			E	
<i>L. macrocephalus</i>	D	Oni	< 5	0	+	-		-	Ab/Sub	1		S	Pel
<i>C. macropomum</i>	D	Fru	< 5	0	-	-		-	Ab/Sub	1	5	S	Pel
<i>O. bonariensis</i>	E	Zoo	< 5	0	+	-		-	Ab/Sub	2		E	

Ordem: A = Perciformes; B = Cypriniformes; C = Siluriformes; D = Characiformes; E = Atheriniformes
 Dieta: Oni = onívora; Car = carnívora; Pis = piscívora; Alg = algívora; Her = herbívora; Zoo = zooplantívora; Fru = frugívora
 CP: cuidado parental
 PM: primeira maturação, em anos
 Período: reprodutivo, em meses
 Seleção: E = equilíbrio; S = sazonal (baseado em WINEMILLER, 1989)
 Habitat Desova: Veg = vegetação; Sub = substrato; Ab = águas abertas; Rio = leito do rio
 Ovos: Dem = demersal; Ad = adesivo; Pel = pelágico

Com essas informações, a princípio, levantamos a hipótese de que a presença de certos atributos reprodutivos facilita o sucesso da invasão, como o cuidado parental, a construção de ninhos (importante na colonização de reservatórios antigos), a desova em ambientes abrigados, múltiplas desovas no ano e extensos períodos reprodutivos. É provável que tais características aumentem a probabilidade de a espécie não-nativa em estabelecer populações auto-sustentáveis, principalmente em reservatórios mais antigos. Além disso, com base nessas evidências, parece que tais espécies não enfrentam dificuldades na localização de habitats adequados para o cumprimento das etapas da dinâmica populacional, aspecto que, segundo Williamson e Fitter (1996), é fundamental e garante vantagens ao invasor.

Contudo, é importante salientar que, apesar da elevada freqüência de registros nos reservatórios, essas espécies não desenvolveram grandes contingentes populacionais e raramente estiveram entre as espécies dominantes, com exceção do tucunaré e das tilápias (em poucos casos; Tabela 6.6.3). Por isso, independentemente dos padrões bio-ecológicos observados, é fundamental a realização de estudos que determinem se a elevada ocorrência constatada resulta de recrutamento a partir de populações estabelecidas, ou se tais indivíduos são provenientes de escapes acidentais ou introduções clandestinas.

A necessidade de refinar e reunir outras informações sobre essas espécies também reside no fato de que, curiosamente, a

espécie não-nativa mais bem-sucedida na colonização de reservatórios, a corvina, apresentou exceções com relação a algumas das características citadas anteriormente. Por exemplo, essa espécie não apresenta cuidado parental nem constrói ninhos, desovando geralmente na coluna d'água. Além disso, reproduz uma única vez a cada ano, embora a desova seja parcelada e o período reprodutivo seja relativamente longo. Esses aspectos são intrigantes, visto que, na maioria dos reservatórios em que a corvina esteve presente, ela pertenceu ao grupo das espécies numericamente dominantes (~ 30%). Outras características devem contribuir para o espetacular sucesso dessa espécie na colonização de reservatórios, destacando-se a produção de ovos pelágicos (raros entre as espécies presentes em águas interiores brasileiras), muito pequenos (<0,5 mm; SUZUKI, 1992) e de rápido desenvolvimento, a formação de grandes cardumes de indivíduos jovens, o amplo espectro alimentar (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1996) e a exploração de habitats subexplorados em reservatórios (zonas abertas; AGOSTINHO; MIRANDA; BINI; GOMES; THOMAZ; SUZUKI, 1999).

É preciso enfatizar que consideramos somente características da biologia dos invasores, mas existem muitas situações em que os atributos da comunidade, do habitat e do ecossistema receptor podem influenciar, impedindo ou facilitando, o sucesso das espécies não-nativas (MOYLE; LIGHT, 1996; VERMEIJ, 1996; DAVIS; THOMPSON; GRIME, 2005; RUESINK, 2005). Como exemplo, podemos citar a riqueza de espécies da comunidade, a ausência de certos grupos tróficos, a presença de parasitas, oportunidades de nicho, a

presença de distúrbios, as condições abióticas, a produtividade do sistema e aspectos comportamentais do invasor (MOYLE; CECH, Jr., 1996; HOLWAY; SUAREZ, 1999; LEVINE, 2000; SHEA; CHESSON, 2002; DAVIS; THOMPSON; GRIME, 2005). Assim, a inclusão de outras perspectivas também auxiliará no entendimento do processo de invasão e estabelecimento. Contudo, vale destacar que a história de vida da espécie introduzida, por si só, parece desempenhar um importante papel (RUESINK, 2005).

Com relação à predição de impactos ambientais decorrentes das introduções, tema muito discutido, porém sem soluções convincentes (MOYLE; CECH, Jr., 1996; MACK; SIMBERLOFF; LONSDALE; EVANS; CLOUT; BAZZAZ, 2000), a Tabela 6.6.4 foi elaborada na tentativa de expor as conseqüências gerais esperadas após a introdução de algumas das espécies não-nativas presentes nos reservatórios brasileiros. Apesar de alguns dos impactos serem postulações, a maior parte provém de observações empíricas de trabalhos realizados ao redor do mundo, citados anteriormente ao longo de toda esta seção.

É interessante observar que, de todas as introduções citadas, algum tipo de impacto é teoricamente esperado. Alterações na estrutura da comunidade de peixes são um dos resultados mais prováveis, com reflexos diretos nos processos do ecossistema e, por fim, no sistema de pesca. Em algumas situações é provável um aumento no rendimento pesqueiro a curto prazo, como é o caso da corvina, do tucunaré e da tilápia, mas que em escala temporal maior, a

tendência se reverte. Nesse caso, a diminuição da diversidade de espécies para a pesca, em conjunto com a dominância das invasoras, diminuirá o rendimento e a qualidade do pescado, ou seja, alguns serviços prestados pela biodiversidade deixarão de existir (ex.: maiores opções para a pesca e mercado, ou a compensação de estoques deplecionados pela possibilidade de se pescar outras espécies-alvo). Como resultado final, espera-se então uma simplificação do sistema de pesca e piora na qualidade e quantidade do pescado.

Os impactos de introduções têm maior probabilidade de serem deletérios quando a espécie introduzida é carnívora ou piscívora (MOYLE; CECH, Jr., 1996). Pela sua elevada agressividade, essas espécies são de instalação mais provável, e seus efeitos são reconhecidos como um dos mecanismos biológicos de maior poder de transformação nas comunidades nativas. Assim, além da virtual impossibilidade de se eliminar seletivamente um peixe introduzido no sistema, seus efeitos são extremos no ambiente e, na eventualidade de um processo de extinção de espécies, este é irreversível (KAUFMAN, 1992; SIMBERLOFF, 2003).

Em geral, as espécies carnívoras têm a predileção nos programas de estocagem sob o argumento de sua adequação à pesca esportiva e no aproveitamento de biomassa em ambientes dominados por espécies de menor porte. Porém, a longo prazo, as inúmeras conseqüências negativas sobre a comunidade residente terminam por empobrecer o sistema de pesca, já que

proporcionam a perda de recursos aquáticos nativos e, portanto, os serviços prestados pelos ecossistemas. Esse grupo de espécies é, portanto, merecedor de maiores cuidados, tanto na prevenção de sua introdução quanto nos programas de erradicação.

A introdução de parasitas associados à espécie introduzida ou ao meio no qual ela é transportada constitui-se fenômeno recorrente, porém passível de ser controlado com um maior rigor na fiscalização sanitária junto às estações de produção de alevinos, pisciculturas e pesque-pagues. É importante ter em mente que, dependendo da natureza e agressividade do parasita, a longo prazo ele pode promover a diminuição no recrutamento das espécies nativas, determinando a inviabilidade populacional de algumas espécies e alterando a estrutura das comunidades nativas.

A modificação de habitats imposta por algumas espécies não-nativas é, também, possível. Como comentado anteriormente, algumas espécies de carpas têm essa capacidade, removendo bancos de macrófitas aquáticas ou elevando diretamente a turbidez do corpo d'água. Felizmente algum fator ainda a ser elucidado impede a proliferação dessas espécies nos grandes reservatórios. Mesmo assim, a preocupação com essa possibilidade é legítima, pois a turbidez da água deteriora sua qualidade para o consumo humano, contribui na perda de outros recursos naturais, inclusive os relacionados à pesca, conflitando com as possibilidades de usos múltiplos do reservatório.

A ocorrência de competição com espécies nativas talvez seja o mecanismo de maior dificuldade na predição, visto que sua ocorrência é de difícil mensuração, o resultado depende de diversas outras variáveis (disponibilidade de recursos, eficiência do competidor, partição de habitats) e sua intensidade varia consideravelmente no tempo e no espaço (REYNOLDS, 1998; HARRIS, 1999). Contudo, se constatada a ocorrência de competição envolvendo espécies não-nativas, sua gama de impactos pode resultar em alterações profundas nas comunidades receptoras e, a longo prazo, modificar a dinâmica do ecossistema e as pressões evolutivas locais.

Da mesma forma, a predição de quais espécies inter cruzarão com espécies nativas é muito difícil. A ocorrência desse fenômeno dependerá de predisposições filogenéticas, comportamentais, fisiológicas e genéticas, de ambas as espécies, para que seu cruzamento se torne viável. Contudo, diversos efeitos deletérios seguidos da hibridização podem ser preditos, com a preocupante possibilidade de degeneração genética, inviabilidade populacional e, por fim, perda de patrimônio genético.

Os mecanismos pelos quais varias espécies introduzidas oriundas de outras bacias do país podem afetar elementos das comunidades receptoras, bem como os seus impactos, são ainda desconhecidos (assinalados como "incertos" na Tabela 6.6.4). Mesmo para aquelas espécies em que mecanismos e impactos são conhecidos, há ainda a necessidade de mais estudos para elucidá-los e quantificá-los ou mesmo

Tabela 6.6.4 - Impactos prováveis derivados da introdução, estabelecimento e integração de algumas espécies não-nativas presentes em reservatórios brasileiros, baseando-se em aspectos da história de vida. A tabela também apresenta exemplos das espécies mais propensas a causar tais impactos

Mecanismo	Exemplos	Impactos Prováveis	
		Curto Prazo	Longo Prazo
Predação	<i>P.squamosissimus</i> <i>Cichla</i> sp. <i>M. salmoides</i> <i>I. punctatus</i> <i>A. ocelatus</i> <i>H. lacerdae</i> <i>C. gariepinus</i> <i>H. unitaeniatus</i>	Alterações na demografia de peixes nativos ↓ Recrutamento das espécies de peixes nativos Estrutura das populações de peixes nativos ↓ Rendimento da pesca	Alteração na estrutura das comunidades Extinção de espécies ↓ Diversidade regional Alteração na estrutura trófica Pesca menos diversificada ↓ Rendimento da pesca
Parasitismo	Todas	Introdução de parasitas ↓ Recrutamento das espécies de peixes nativos Alteração na estrutura populacional (peixes nativos)	Alteração na estrutura das comunidades Extinção de espécies Alteração na estrutura trófica ↓ Qualidade do recurso pesqueiro Modificação nas pressões evolutivas
Herbivoria	<i>C. idella</i>	Remoção de habitats Substituição dos produtores primários ↓ Turbação ↓ Eutrofização ↓ Recrutamento de invertebrados ↓ Recrutamento de peixes de pequeno porte ↓ Rendimento da pesca	Alteração na estrutura das comunidades Extinção de espécies ↓ Diversidade regional Alteração na estrutura trófica ↓ Diversidade na pesca ↓ Rendimento da pesca ↓ Qualidade da água ↓ Usos múltiplos do reservatório
Bio-Turbação	<i>C. carpio</i>	↓ Turbação Alteração de habitats ↓ Eutrofização ↓ Rendimento da pesca	Alteração na estrutura das comunidades Extinção de espécies ↓ Diversidade regional Alteração na estrutura trófica ↓ Diversidade na pesca ↓ Rendimento da pesca ↓ Qualidade da água ↓ Usos múltiplos do reservatório
Competição	<i>T. rendalli</i> <i>O. niloticus</i> Incertas	↓ Recrutamento das espécies de peixes nativos Estrutura das populações de peixes nativos ↓ Rendimento da pesca	Alteração na estrutura das comunidades Extinção de espécies ↓ Diversidade regional Alteração na estrutura trófica ↓ Diversidade na pesca ↓ Rendimento da pesca Modificação nas pressões evolutivas
Hibridização	Incertas	Alteração da frequência gênica	↓ Diversidade genética Degeneração Inviabilidade populacional Extinção de espécies
Incerto	<i>T. angulatus</i> <i>C. macropomum</i> <i>L. macrocephalus</i> <i>O. bonariensis</i>	Incertos	Incertos

↓ = Tendências de decréscimo; ↑ = Tendências de acréscimo

avaliar interações e concomitâncias com outros impactos. A ausência de estudos específicos ou de monitoramentos sistemáticos da ictiofauna de reservatórios é a razão básica desse quadro. Entretanto, é oportuno ressaltar que, para a maioria das espécies citadas na Tabela 6.6.4, para as quais foi possível construir o quadro de predições de seus impactos, pouco se sabia a respeito das conseqüências econômicas, ambientais e sociais de suas introduções na época em que estas foram realizadas. O desconhecimento e as incertezas que acompanham a introdução de determinada espécie devem motivar, entretanto, o uso do “princípio da precaução”, manifesto no código de ética de quase todas as profissões relacionadas ao tema.

Considerações Finais

Como amplamente discutida em diversos capítulos anteriores, a introdução de espécies não-nativas constitui-se em grave ameaça à integridade ambiental dos ecossistemas naturais. Em reservatórios, essas espécies adquirem grande relevância, visto que programas de estocagem liberaram várias espécies ao longo de décadas nesses ambientes, e a atividade de aquíicultura tem favorecido escapes acidentais, em especial a modalidade de tanques-rede. Além disso, as modificações ambientais decorrentes dos represamentos podem facilitar a colonização dessas espécies, maximizando os impactos, com implicações diretas na conservação da biodiversidade aquática e dos recursos

pesqueiros. Dessa forma, é muito provável que a homogeneização da fauna, fenômeno caracterizado em outras regiões do planeta (RADOMSKI; GOEMAN, 1995; MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; RAHEL, 2002), também esteja acontecendo com a ictiofauna de águas interiores da América do Sul, se considerarmos as graves alterações de habitats e as inúmeras introduções de espécies não-nativas.

Atualmente, em muitos reservatórios do Sul, Sudeste e Nordeste do país, espécies não-nativas dominam as assembléias de peixes e os desembarques pesqueiros. A situação é muito grave, e é ilustrada pelo fato de que quase todos os reservatórios analisados neste capítulo contêm alguma espécie não-nativa, oriunda de bacias adjacentes ou de outros continentes. Em especial, a corvina e o tucunaré já foram introduzidas em quase todos os principais reservatórios da bacia do Paraná, excetuando os do rio Iguaçú.

Apesar da carência de estudos detalhados, é certo que as espécies com hábitos alimentares carnívoros e piscívoros, que incluem o tucunaré e a corvina, têm um enorme potencial em desestruturar a fauna nativa, como tem sido documentado em alguns trabalhos. Esse quadro é agravado pelo fato de essas espécies continuarem sendo introduzidas clandestinamente por pescadores, especialmente os esportivos, ou mesmo por agências oficiais. O próprio empenho de órgãos de fomento à aquíicultura em legitimar o cultivo de espécies não-nativas em tanques-rede nas águas públicas contribuiu para isso.

Então, enquanto não ocorrer um engajamento conjunto entre a mídia, órgãos do governo e a comunidade científica, dificilmente os problemas com as espécies introduzidas alcançarão fóruns de discussão populares, suscitando movimentos organizados e posturas adequadas em relação ao tema, impedindo engodos eleitoreiros e

dificultando essas ações. Não parece suficiente o fato de o Brasil ser signatário da Convenção da Biodiversidade, tendo-a promulgado no país, e, portanto, com compromissos de combater novas introduções e as espécies já introduzidas, visto que alguns órgãos oficiais estão envolvidos nas introduções ou na facilitação desse processo.

Capítulo 6.7

O Controle da Pesca

Introdução

Estudos recentes têm demonstrado que a maioria das pescarias conduzidas em água doce sobre estoques naturais está sob efeito de sobrepesca ou próximo de seu limite biológico (FAO, 1999; ALLAN; ABELL; HOGAN; REVENGA; TAYLOR; WELCOMME; WINEMILLER, 2005). Essa intensificação no uso dos recursos naturais de água doce coloca novos desafios para sua perpetuação a longo prazo, fazendo-se necessária a criação de regulamentações e formas de controle que imponham regras no aproveitamento, como aquelas feitas para o ambiente marinho (HILBORN; BRANCH; ERNST; MAGNUSSON; MINTE-VERA; SCHEUERELL; VALERO, 2003; KURA; REVENGA; HOSHINO; MOCK, 2004). Esta demanda exagerada é fruto do abusivo crescimento populacional humano registrado nos últimos séculos, aliado ao desenvolvimento de tecnologias que maximizam o aproveitamento desses recursos. Essa união incompatibiliza relações entre oferta e demanda, visto que os recursos naturais são, por excelência, finitos (FRICKER, 2002).

Porém essa restrição de consumo é de difícil aceitação por parte de políticos, administradores, técnicos, cientistas e do público em geral, pois no mundo tecnológico em que vivemos existe uma forte crença de que tecnologias futuras, cedo ou tarde, serão capazes de solucionar esse problema. Contudo, aparentemente, não existe solução técnica para o problema da superpopulação humana e o consumo do planeta. A essa sombria perspectiva, Hardin (1968) denominou a “Tragédia dos Comuns”, em alusão à exaustão de bens e recursos até então de uso irrestrito (comum a todos). O quadro final vislumbrado seria a perda irreversível dos recursos e a instalação de severos conflitos, que só poderiam ser revertidos com uma radical mudança ética/moral entre os usuários dos “comuns”, ou com a criação de forças coercivas, como regulamentos, leis e penalidades.

A criação de regulamentações de uso deve ter como objetivo primordial a manutenção do recurso explorado, principalmente a longo prazo, e promover melhor distribuição dos recursos entre

todos os usuários (NOBLE; JONES, 1999). Em reservatórios brasileiros, com a constante rarefação dos recursos pesqueiros, o vertiginoso aumento na demanda e a diversificação de usuários (ver Capítulo 5), a criação de formas de controle assume aspecto imprescindível, devendo anteceder ou ser concomitante a programas educativos. A criação de sistemas que controlem o aproveitamento desses recursos é um importante instrumento de manejo, que procura impedir que estoques sejam exauridos e garante a divisão do recurso (AGOSTINHO; GOMES, 2005).

A iniciativa do controle pode ter natureza diversa. Quem deve determinar a finalidade do controle é, fundamentalmente, o usuário interessado no recurso, o que reflete, dessa forma, os anseios das classes envolvidas. Nesse caso, a comunidade científica tem papel central, por prover os usuários com informações confiáveis a respeito do estado de conservação dos recursos explorados, orientando, assim, as medidas necessárias. É importante enfatizar que o controle da pesca é um instrumento de manejo, e, como tal, por natureza tem elevada complexidade, requer uma clara definição dos problemas em questão e, para seu sucesso, necessita de informações providas de uma robusta base científica (NOBLE; JONES, 1999). Isso é válido especialmente em sistemas nos quais as pescarias são multiespecíficas (com variações espaciais e temporais na abundância das espécies) e diversos equipamentos são utilizados, cujas características e uso também variam em escala espacial e temporal (ALLAN; ABELL; HOGAN; REVENGA; TAYLOR; WELCOMME; WINEMILLER, 2005). Com isso, os anseios dos

usuários devem ser confrontados e balanceados com os problemas no aproveitamento do recurso e as reais possibilidades existentes. Por exemplo, se estudos constatarem desestruturação etária em populações de peixes, fato comum devido à intensa pressão de pesca sobre os maiores espécimes, algum tipo de controle mostra-se urgente e a preferência dos pescadores deverá ser postergada.

Agostinho e Gomes (2005) lembram que o controle da pesca é considerado uma opção barata de manejo, pois é entendida apenas como regulamentação, e muitas vezes é escolhido em substituição a outros, o que representa uma forma equivocada de gerenciamento de recursos pesqueiros (deve ter caráter complementar). Este, então, requer um grande investimento se conduzido de forma adequada, ou seja, ordenamento da pesca, regulamentação e fiscalização baseadas em informações do sistema, com consulta aos atores envolvidos, além de divulgação adequada e o necessário monitoramento dos resultados. Assim, historicamente, a efetividade das regulamentações oficiais é dúbia, em razão, principalmente, da falta de clareza nos objetivos (o que se pretende fiscalizar), das dificuldades de fiscalização, do baixo contingente de recursos humanos envolvidos, e das pressões provenientes de segmentos muito heterogêneos, que constantemente burlam as regras impostas (AGOSTINHO; GOMES, 1997).

No Brasil, em nível não-governamental e não-institucional, com o aparecimento de conflitos por pescado e espaço, é comum que

os próprios pescadores desenvolvam sistemas que estabeleçam o direito a locais de pesca, criando padrões de territorialidade (BEGOSI, 1998). É comum também que os pescadores criem códigos de conduta ao não aceitar o uso de certos tipos de aparelho, com base em informação tradicional familiar, pela mídia, ou orientação técnica. Sob responsabilidade federal e estadual, existem diversas formas de controle em andamento nos corpos d'água interiores do país, e serão apresentadas a seguir.

Formas de Controle da Pesca

A atividade pesqueira pode ser controlada de diversas maneiras, diferindo os componentes nos quais as ações de controle são direcionadas. Dessa forma, o controle pode incluir a interdição temporal da pesca, interdição espacial, interdição de aparelhos de pesca, controle do tamanho do pescado e controle do esforço de pesca. A Tabela 6.7.1 sumariza as formas de controle utilizadas em águas interiores do país, as quais serão descritas a seguir.

Interdição Temporal

Consiste na proibição da atividade pesqueira em épocas críticas do ciclo de vida das espécies, geralmente durante o período de desova (período de defeso). Essa proibição procura assegurar reprodução suficiente que sustente a população e evitar que os estoques sejam explorados nos períodos em que são mais vulneráveis à pesca, devido à formação de cardumes (Tabela 6.7.1).

Entretanto, o período de desova pode ser algo flexível, com antecipações ou atrasos, dependentes dos fatores ambientais. Tal fato tem prejudicado a eficiência dessas medidas. Na prática, esse período deveria ser determinado pelo monitoramento contínuo do ciclo gonadal das espécies.

Essas restrições têm, provavelmente, maior significado na redução do esforço de pesca e na conscientização da população sobre a importância de manter o recurso, que propriamente na conservação dos estoques. Não há, no entanto, informações sobre a efetividade dessas medidas para o objetivo a que se propõe, a despeito do elevado investimento na sua realização. Dado o grande dispêndio de recursos com indenizações decorrentes da proibição do exercício profissional da pesca, é oportuno que os reflexos do período de defeso na dinâmica dos estoques sejam avaliados.

Interdição Espacial

Consiste na interdição da pesca em locais onde a população é vulnerável à sobrepesca (ex.: abaixo de barragens, obstáculos naturais, mecanismos de transposição), à alta captura de imaturos (ex.: criadouros naturais, lagoas marginais) ou em áreas de reprodução coletiva (áreas de desova) (Tabela 6.7.1).

Algumas vezes a proibição visa a proteção do próprio pescador, como em áreas imediatamente abaixo das barragens, onde a probabilidade de acidentes, devido à turbulência e às súbitas liberações de água, é

elevada. É comum, também, a proibição da pesca em áreas onde, por questão de sigilo ou de segurança física da obra, a circulação de pessoas é restrita. Outras vezes, a proibição da pesca envolve áreas de proteção de espécies ameaçadas, não necessariamente objeto da pesca. A pesca pode também ser proibida de forma transitória ou permanente, em casos de acidentes ou contaminação crônica da área.

As restrições legais ao exercício da pesca em locais onde as espécies se concentram durante uma fase do ciclo de vida ou do ciclo reprodutivo têm, em geral, um impacto positivo sobre o uso compartilhado dos estoques, envolvendo um número maior de pessoas beneficiadas. Ela pode também ser necessária nos locais em que são realizadas liberações de peixes pelos programas de estocagem, ou nos primeiros anos após a

formação dos reservatórios, visto que nessas situações os peixes são mais vulneráveis à captura.

Embora sem um significado relevante na conservação dos estoques, a proibição de uma determinada modalidade de pesca pode, algumas vezes, evitar conflitos de uso, como, por exemplo, entre a pesca profissional e a amadora.

É necessário, no entanto, que essas restrições sejam adequadamente justificadas, discutidas e tornadas públicas e que haja um trabalho eficiente de comunicação social. A participação dos usuários dos recursos na definição das restrições é fundamental para que as decisões sejam entendidas e cumpridas.

Interdição de Aparelhos

Consiste na proibição de uso de aparelhos ou métodos de pesca que resultem em capturas massivas ou não-seletivas às formas jovens ou a espécies de interesse predominantemente preservacionista (espécies raras, ameaçadas). Assim, essas restrições têm, essencialmente, a finalidade de controlar as capturas, tornando-as mais ineficientes ou seletivas (Tabela 6.7.1).

No caso de reservatórios, as redes de espera têm maior eficiência de pesca, e sua proibição, como ocorre em alguns Estados brasileiros, inviabiliza a pesca profissional nesses ambientes. Quando permitidas, o controle é geralmente realizado sobre o tamanho das malhas, visando a proteção do estrato juvenil dos estoques.

As proibições de aparelhos de pesca em reservatórios, embora contribuam para a redução na mortalidade, servem prioritariamente à compatibilização no uso do recurso, como entre os pescadores esportivos e profissionais (NOBLE; JONES, 1999). Restrições são, entretanto, importantes em relação à conservação de espécies ameaçadas.

A estratégia de pesca, incluindo a forma e posição dos aparelhos no corpo d'água, é também objeto de controle, e visa igualmente a redução nas capturas.

Em nível nacional, uma série de aparelhos e procedimentos são proibidos pela Instrução Normativa N° 43 do IBAMA, de 23 de Julho de 2004. A Tabela 6.7.2 lista os aparelhos proibidos. Contudo, é interessante lembrar que as disposições dessa instrução normativa são válidas somente para aqueles Estados onde não existe legislação específica. Entre os Estados, podem ocorrer variação nos tamanhos mínimos de malha de rede permitidos para a pesca, além da proibição de certos aparelhos. A existência de normas específicas para cada região é um aspecto positivo, pois é uma maneira de compatibilizar a conservação e o aproveitamento dos recursos com as necessidades da comunidade de pescadores, preservando, inclusive, sua diversidade de métodos de pesca.

Embora não seja praticado em águas interiores no Brasil, o controle de iscas, com a proibição do uso de espécies não-nativas, é difundido em outros países (NOBLE; JONES, 1999), visto que esse é um eficiente meio de

Tabela 6.7.1 - Modalidades de manejo considerando o controle da pesca que, geralmente, estão associadas à proteção dos estoques desovantes, formas jovens e intensidade da exploração

Tipo	Características	Situações apropriadas	Considerações
Interdição temporal	Proibição da atividade durante períodos críticos (época de desova, sobrepesca, migração, etc).	Depleção dos estoques relacionados ao recrutamento ou crescimento.	Prática que deve ser implementada quando o monitoramento da atividade pesqueira e do estoque recomendar e com clareza acerca do recurso que se quer proteger. Conhecimento acerca do ciclo reprodutivo das espécies (época de desova) são imprescindíveis.
Interdição espacial	Proibição da pesca em locais onde os estoques são vulneráveis a sobrepesca.	A jusante de barragens, obstáculos naturais, canais de migração, em criadouros naturais ou áreas de desova coletiva.	Requer conhecimento preciso da distribuição e ciclo de vida do(s) estoque(s) a proteger.
Interdição de aparelhos de pesca	Proibição do uso de aparelhos ou métodos de pesca não seletivos.	Depleção dos estoques pela pesca.	Requer o monitoramento da pesca e do estoque, bem como conhecimentos da seletividade dos aparelhos.
Controle do tamanho do pescado	Controle do tamanho do pescado desembarcado.	Prevenir depleção da pesca e sobrepesca.	Requer informações do ciclo de vida das espécies, principalmente da fase jovem a maturidade. Eficiente para os estoques em que a pesca é intensa e o recrutamento é baixo.
Controle do esforço de pesca	Restrições ao número de pescadores e ou aparelhos de pesca.	Depleção da pesca.	Requer o monitoramento dos estoques e da atividade pesqueira.

realizar introduções, com elevados riscos para o sistema de pesca e fauna local (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1996).

O uso de tilápias vivas como iscas é uma prática que vem se tornando freqüente na pesca esportiva do reservatório de Itaipu (Edson K. Okada, informação verbal). A rusticidade desse peixe, aliada à facilidade de obtenção, são os atrativos. Além dos escapes, é comum o pescador liberar as iscas não utilizadas no ambiente ao final da jornada de pesca.

O tipo de isca é também um fator que deve ser controlado caso o interesse seja a proteção de juvenis, visto que a isca pode modificar o tamanho virtual do anzol.

Controle do Tamanho do Pescado

Consiste no controle do tamanho do pescado no ponto de desembarque ou nas diferentes etapas da comercialização, visando assegurar que os juvenis alcancem a maturidade antes que sejam capturados. A redução no esforço de pesca, embora não declarada como objetivo dessas medidas, é uma de suas decorrências. Essa medida é recomendada para os estoques em que a pesca é intensa e o

Tabela 6.7.2 - Aparelhos e procedimentos de pesca proibidos em território nacional, conforme a Instrução Normativa N° 43 do IBAMA, expedida em 23 de julho de 2004, sendo invalidas nos Estados com legislação específica

Aparelhos e Procedimentos de Pesca Proibidos
1 - Rede de arrasto ou lance
2 - Redes de espera com malha inferior a 70 mm entre nós opostos, colocadas a menos de 200 m de distância da zona de confluência de rios, lagos e corredeiras
3 - Tarrafas com malha inferior a 50 mm entre nós opostos
4 - Covos com malha inferior a 50 mm entre nós opostos, colocados a distância inferior a 200 m de cachoeiras, corredeiras, confluências de rios e lagos
5 - Fiska e garatêia pelo processo de lambada
6 - Espinhel, cujo comprimento ultrapasse 1/3 da largura do ambiente aquático
7 - Redes eletrônicas
8 - Explosivos e substâncias semelhantes
9 - Substâncias tóxicas
10 - Aparelho de mergulho com respirador artificial para a pesca subaquática
11 - Aparelho sonoro
12. Aparelho luminoso

recrutamento baixo. Pode ser dispensável naqueles em que a mortalidade natural nas fases jovens é muito alta (Tabela 6.7.1).

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. Geralmente calcula-se o comprimento dos indivíduos em que ocorre a primeira maturação sexual. Para isso, o critério mais utilizado é o $L_{50\%}$ ou seja, o comprimento em que 50% dos indivíduos da população já reproduziram pelo menos uma vez. Também pode ser utilizado o $L_{100\%}$ no qual 100% dos indivíduos já reproduziram. Após determinar o tamanho,

proíbe-se a pesca de indivíduos com comprimento inferior ao estipulado (que ainda não reproduziram), o que garante a oportunidade de reprodução, no 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.

Apesar de esse tipo de controle proteger a parcela jovem da população, ele permite que as classes de tamanho adultas sejam pescadas sem restrições. Vale destacar que, nas pescarias brasileiras, os maiores indivíduos são os mais cobijados pela pesca e seu desaparecimento pode ter conseqüências drásticas, promovendo múltiplos efeitos negativos, tanto nos estoques da própria espécie quanto em outros aspectos da dinâmica do ecossistema (BIRKELAND; DAYTON, 2005). Conforme foi amplamente discutido no Capítulo 5.1, os resultados dos trabalhos de Conover e Munch (2002) e Berkeley, Chapman e Sogard (2004) iluminam a problemática, demonstrando que as estratégias que consideram somente tamanho mínimo de captura podem ser muito complexas e produzir efeitos inesperados. As implicações da remoção seletiva das maiores classes de comprimento devem-se ao fato de que, pelo demonstrado, os maiores indivíduos são diferentes geneticamente, sendo capazes de produzir descendentes com maior probabilidade de sobrevivência, como o crescimento mais acelerado. Além do aspecto genético, existe uma correlação positiva entre tamanho corporal e fecundidade, quer dizer,

indivíduos maiores são biologicamente capazes de produzir mais descendentes (BIRKELAND; DAYTON, 2005). Resumindo, com a retirada desses indivíduos, a recuperação de um estoque exaurido torna-se algo muito demorado e difícil, como tem sido constatado na pesca oceânica, sendo isso já demonstrado por Walsh, Munch, Chiba e Conover (2006). Além disso, a pesca de indivíduos maiores, tanto em água doce quanto em ambiente marinho, pode levar ao fenômeno “pescando em direção à base da teia trófica” (*Fishing down the food web*). Este seria resultado da remoção sucessiva dos maiores elementos de uma assembléia de peixes, que seriam substituídos por outros menores, os quais, tipicamente, são de níveis tróficos inferiores (PAULY; CHRISTENSEN; DALSGAARD; FROESE; TORRES, Jr., 1998) - ver Capítulo 5.1.

Considerando esses aspectos, é oportuno lembrar que a pesca seletiva dos maiores indivíduos foi historicamente praticada nos corpos d'água interiores do país, amparada e constrangida pela legislação. Não existem estudos específicos, mas tal pesca (em conjunto com outros impactos ambientais, como a construção de reservatórios) pode ter diminuído progressivamente a variabilidade genética das populações, com efeitos negativos diretos na dinâmica dos recursos pesqueiros, como vemos hoje na aparente depleção dos estoques das espécies migradoras. Dessa forma, o uso de tamanhos mínimos como forma de controle na pesca é uma ferramenta importante, mas demonstra não ser capaz de resolver o problema da sobrepesca, requerendo o desenvolvimento de novas medidas.

Uma estratégia alternativa e mais complexa é a proibição da pesca de indivíduos em intervalos intermediários de comprimento (*slot limit*; NOBLE; JONES, 1999; BIRKELAND; DAYTON, 2005). Essa estratégia tem como objetivo maximizar o crescimento dos indivíduos com tamanho intermediário e, para isso, permite a retirada do excedente de indivíduos jovens, diminuindo a competição por recursos. Esse procedimento disponibiliza energia para as classes de comprimento intermediárias protegidas, o que permite um crescimento mais rápido até tamanhos desejáveis pela pesca. Essa estratégia é aplicada em lagos da América do Norte e, para ser efetiva, a espécie em questão precisa produzir naturalmente um grande contingente de jovens, e um grande esforço precisa ser destinado à remoção desse excedente. Assim, apesar de não proteger explicitamente as classes de maior comprimento, que são permitidas na pesca, essa estratégia cria a oportunidade de que sempre existam indivíduos com tamanho próximo ao desejável. Ainda, pode ser combinada com outras regulamentações, como, por exemplo, a de impor limites de quantidade para as classes de menor e maior tamanho, protegendo assim os jovens e adultos. Contudo, a efetivação dessa estratégia é mais complexa, visto que depende de instrução aos pescadores, e intensa fiscalização pelos órgãos responsáveis. Vale destacar também que estudos prévios devem guiar a sua implementação, como, por exemplo, a constatação de excedentes na classe de jovens, e verificação da capacidade de crescimento das classes intermediárias. Existe, também, um problema cultural,

como mencionado por Allan, Abell, Hogan, Revenga, Taylor, Welcomme e Winemiller (2005), que em certas regiões do planeta, como a América Latina, uma diminuição no tamanho dos peixes capturados parece ser inaceitável pelos pescadores.

Controle do Esforço

Essa forma de controle tem como objetivo geral diminuir o esforço de pesca sobre o estoque (Tabela 6.7.1). Abrange diversas opções, que podem ser (i) emissão de licenças para pesca; (ii) emissão de lacres para controle de equipamentos; (iii) licenças para embarcações e, (iv) estabelecimento de quota (quantidade de peixe) a ser pescada.

Com relação aos pescadores, o nível mais básico de controle é exercido pela requisição de uma licença, que limita e controla o número de pessoas executando a atividade (esforço). Em território brasileiro, o IBAMA exige a obtenção de licenças para o exercício da atividade pesqueira em corpos d'água interiores, incluindo reservatórios, tanto para o pescador amador quanto para o profissional, seguindo as instruções do Decreto-Lei 221/67. Para o pescador amador, com exceção da pesca de barranco utilizando caniço, é requisitada licença para as categorias "embarcado" e "desembarcado", que tem validade anual para todo o território. Essa licença pode e deve ser obtida por qualquer pessoa, com a finalidade de praticar a pesca amadora, mediante pagamento de uma taxa. Diferentemente, a licença para o exercício da pesca profissional só é emitida mediante

comprovação da atividade pesqueira como profissão, ou que seja comprovada a dependência da pessoa pelo recurso pesqueiro. Essa licença é emitida pela Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca (SEAP), e pode ser cancelada quando o pescador deixa de ter a pesca como meio de vida, ou quando infringe o Decreto-Lei 221/67. Somente a pesca de subsistência não requer a emissão de licença.

O controle da quantidade de aparelho de pesca pode ser feito via cadastramento e colocação de lacre identificador, fornecido por órgão competente. Essa opção facilita, também, a fiscalização, uma vez que redes não identificadas podem ser recolhidas.

Paralelamente, o controle sobre os pescadores pode ser feito através de restrições direcionadas às embarcações envolvidas na pesca. Em território brasileiro, o Decreto-Lei 221/67 prescreve que toda embarcação deve estar inscrita no Cadastro Nacional de Embarcações Pesqueiras, da SEAP, com pagamento de uma taxa que depende das dimensões da embarcação. As embarcações poderão ser interditas quando estiverem em situação irregular junto à Marinha do Brasil, quando não estiverem cadastradas na SEAP, ou quando a taxa de cadastro não for paga.

O estabelecimento de quotas também é uma outra forma de controle, muito praticada na América do Norte. No Brasil, essa estratégia não tem sido muito adotada, salvo algumas regiões onde foram criadas regulamentações específicas. A pesca amadora executada no Pantanal de Mato

Grosso do Sul é um exemplo típico, visto que existe uma cota preestabelecida por pescador (kg), com a adição de um exemplar de grande porte (troféu). No reservatório de Balbina (SANTOS; OLIVEIRA JUNIOR, 1999) e em alguns trechos do alto rio Paraná foram implantadas cotas semelhantes.

Considerações Finais

No Brasil, mesmo com a existência de um elaborado conjunto de leis, que, como visto, abrange diferentes tipos de regulamentação, o controle da pesca em águas interiores mostra-se cheio de lacunas. Todas as modalidades de controle apresentadas têm sido objeto de regulamentação em diferentes Estados brasileiros. Os objetivos são, entretanto, difusos e os critérios desconhecidos, tendo apenas características de entraves burocráticos para o exercício da atividade, levando, portanto, a falhas.

Como em outras modalidades de manejo, o conhecimento do problema e a elaboração de objetivos claros são cruciais para a efetividade da medida. No caso, existe carência de informações técnicas que determinem, de fato, "porque" e "o que" se deve controlar. Vale destacar também a ausência de estudos e monitoramentos após o emprego das medidas, o que impede a avaliação de sua efetividade ou dos impactos negativos provocados por ela.

Adicionalmente, as falhas no controle da pesca também se devem, em grande parte, à insuficiência de recursos humanos e financeiros para a fiscalização, além da

desconsideração de pressupostos básicos, como aqueles relacionados à fundamentação, objetivos claros, monitoramento e participação da comunidade (AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004; AGOSTINHO; GOMES, 2005). Também devem ser considerados, tanto na regulamentação quanto na fiscalização, os aspectos físicos, químicos, biológicos, as percepções dos pescadores, os impactos sociais e econômicos e um eficiente sistema de comunicação. As medidas de controle da pesca baseadas apenas em informações biológicas podem ser inócuas, se, por razões econômicas ou políticas, a pesca não for controlada (AGOSTINHO; GOMES, 2005).

Nos reservatórios, em particular, algumas portarias e instruções normativas possuem referências ao ordenamento pesqueiro, que variam de acordo com a região e a bacia hidrográfica. Os tipos de controle mais empregados incluem restrições no tamanho de malhas de rede, limite mínimo de tamanho de captura (que, como mostrado, pode causar mais impactos), proibição de aparelhos e locais, sendo que uma das principais observações é a proibição da pesca nas proximidades de barragens, a

jusante e montante. Além disso, a determinação do período de defeso também abrange as regiões de influência de reservatórios. Porém a pesca de espécies não-nativas nos reservatórios do Sul e Sudeste, como a corvina (*P. squamosissimus*), o tucunaré (*Cichla* spp.), o apaiari (*A. ocellatus*) e a sardinha (*Triportheus* spp.), tem sido liberada mesmo durante os períodos de defeso, medida considerada como um avanço na área de gestão de recursos aquáticos, visto que esforços de conservação não devem ser direcionados às espécies não-nativas.

Apesar de serem pouco eficientes, as medidas tomadas para controle da pesca no Brasil são, em parte, efetivas e, portanto, devem ter continuidade. Isso é resultado, aparentemente, do efeito moral que a interdição da pesca (principalmente) tem sobre os pescadores, que apesar da pouca fiscalização, promove uma diminuição do esforço de pesca em alguns locais ou períodos do ano. Com a aquisição de novos conhecimentos ou o surgimento de novos conflitos, adequações regionais e específicas na legislação devem ser alvo de intenso debate.

Capítulo 7

Ações Ambientais em Andamento no Setor Hidrelétrico Brasileiro:

levantamento

Visando avaliar o esforço atual do setor hidrelétrico nas ações ambientais afetas aos recursos pesqueiros (estudos, levantamentos, manejo e monitoramento) nos reservatórios brasileiros, realizou-se uma ampla consulta junto às principais concessionárias, buscando informações acerca de recursos humanos e infra-estrutura disponível, prioridades nos esforços aplicados nas diferentes ações, outros usos dos reservatórios, natureza dos monitoramentos e disponibilidade de dados sobre ações de manejo e monitoramento.

Embora a consulta tenha sido mais ampla, apenas nove grandes companhias do setor elétrico, que operam juntas 100 reservatórios em diferentes bacias brasileiras, forneceram as informações solicitadas.

Introdução

Até meados da década de 1980, as ações do setor elétrico na área ambiental foram marcadas pela construção de escadas e estações de piscicultura e pelos programas de estocagem de peixes, nativos e exóticos. A maioria dessas ações era resultante de constrangimento legal, imposto pelos órgãos ambientais e de fomento. Até então, levantamentos e estudos que embasassem essas ações e o monitoramento que poderia demonstrar sua eficácia foram negligenciados. Alguns estudos realizados nesse período foram resultantes da livre iniciativa de algumas concessionárias.

Constituiu-se em marco importante para as ações ambientais em reservatórios a promulgação da Lei 6938/81 (Política Nacional de Meio Ambiente) e, especialmente, das Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) 001/86 (avaliação de impactos ambientais) e 237/97 (licenciamentos), que tornaram obrigatórios os inventários e estudos visando, além de dimensionar os impactos, subsidiar medidas atenuadoras (manejo) e monitorar as alterações decorrentes do represamento. Embora ainda com algumas distorções (ver Capítulo 8), as ações desenvolvidas pelo setor elétrico nos últimos 20 anos foram responsáveis pela maior parte do conhecimento de que dispomos atualmente sobre a ictiofauna de águas continentais brasileiras. Nesse ínterim, inúmeras espécies novas foram descritas, assembléias de peixes das principais bacias hidrográficas puderam ser conhecidas e o ciclo de vida de muitas espécies elucidado, contribuindo para a

avaliação dos impactos de represamentos e das ações de manejo até então tomadas.

No intuito de acessar a capacidade e as percepções e atividades atuais do setor hidrelétrico brasileiro, em relação ao manejo, pesquisas e monitoramento dos recursos aquáticos, foram colhidas informações junto aos técnicos responsáveis pela área ambiental das principais companhias hidrelétricas do país. As companhias que forneceram as informações que fundamentam este capítulo foram CEMIG, CESP, CHESF, COPEL, DUKE ENERGY INTERNATIONAL, ELETRONORTE, FURNAS, ITAIPU-BINACIONAL e TRACTEBEL. No conjunto, essas companhias hidrelétricas operam 100 reservatórios (Tabela 7.1). Embora estes constituam apenas 15% dos 660 reservatórios levantados, entre eles estão os mais importantes do país. Ressalta-se, por outro lado, que as tendências constatadas aqui não representam o conjunto dos reservatórios brasileiros, dado que algumas companhias hidrelétricas que não responderam aos questionamentos não o fizeram por não realizar qualquer ação ambiental relacionada a estudos, monitoramento e manejo. Essas tendências refletem apenas a situação naquelas com programas consolidados.

Recursos Humanos e Instalações

O número de reservatórios operado por cada uma das companhias hidrelétricas que subsidiaram este capítulo é mostrado na Tabela 7.1. Constata-se que 69 deles pertenciam a apenas três concessionárias.

Ressalta-se, no entanto, que as informações dadas pelas companhias nem sempre envolveram todos os reservatórios por elas operados. As análises realizadas neste capítulo tiveram como base cada reservatório, independentemente do nome da operadora.

Neste tópico busca-se ter uma idéia da grandeza dos recursos humanos e da infra-estrutura disponível no setor elétrico relacionadas às ações ambientais. A Tabela 7.2 sumariza esses resultados.

De um universo de 100 reservatórios, 27% têm alguma infra-estrutura relacionada com a prática de pesquisa e monitoramento na área de ictiologia e limnologia. Apenas 30% dos reservatórios têm equipe própria para o desenvolvimento dessas atividades, envolvendo, no conjunto, cerca de 152 pessoas, o que significa uma média aproximada de 5 pessoas por reservatórios. Vinte e seis laboratórios relacionados à área estão distribuídos em 16 dos 100 reservatórios considerados. Muitos desses laboratórios, entretanto, atendem às demandas de mais de um reservatório.

Um grande número de tanques foi declarado no inventário. São utilizados tanto no cultivo de espécimes para repovoamento e fomento, quanto em pesquisas básicas. Com relação a tanques internos, existe um total de 230, instalados em 10 reservatórios, o que

Tabela 7.1 - Companhias hidrelétricas entrevistadas e número de reservatórios declarados sob administração

Companhias	Reservatórios
CEMIG Companhia Energética de Minas Gerais	41
CESP Companhia Energética de São Paulo	6
CHESF Companhia Hidrelétrica do São Francisco	11
COPEL Companhia Paranaense de Energia	17
DUKE Duke Energy International	8
ELETRONORTE Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A.	3
FURNAS Furnas Centrais Elétricas S.A.	10
ITAIPU Itaipu Binacional	1
TRACTEBEL Tractebel Energia S.A.	3
Total	100

significa uma média de 23 tanques/reservatório. O número de tanques externos é muito superior, alcançando quase 700 unidades em 12 dos 100 reservatórios. Nesse caso, a média é de aproximadamente 58 tanques/reservatório. Uma expressiva maioria dessas estruturas localiza-se nas imediações de hidrelétricas sob concessão da CESP, CEMIG, DUKE, FURNAS e CHESF, também atendendo às demandas de mais que um reservatório.

Embarcações e motores disponibilizados para a área de ictiologia e limnologia foram constatados em 26 dos 100 reservatórios, totalizando um número de 52 e 54 unidades, respectivamente. Por outro lado, foram contados 10 veículos adaptados para transporte de peixes entre as concessionárias consultadas, sendo estes utilizados principalmente nas atividades de estocagem de peixes, atendendo vários reservatórios.

Esses resultados demonstram que, embora os recursos humanos e a infra-estrutura disponível sejam insuficientes para as

Tabela 7.2 - Recursos humanos e infraestrutura disponíveis nas usinas hidrelétricas para pesquisa e monitoramento nas áreas de limnologia e ictiologia. O número de reservatórios analisados foi de 100, sendo apresentados o número de facilidades existente (N), o número de reservatórios contendo as facilidades (N reservatórios) e o seu percentual

	N	N reservatórios	% reservatórios
Reservatórios com alguma infraestrutura	--	27	27
Pessoal em atividade	152	30	30
Laboratórios	26	16	16
Tanques internos	230	10	10
Tanques externos	698	13	13
Embarcações	52	26	26
Motores	54	26	26
Veículo transporte de peixes	10	12	12

atividades relacionadas aos estudos, monitoramento e manejo dos recursos pesqueiros, há uma base logística razoável para execução de projetos dessa natureza. O problema mais grave no setor é a distribuição heterogênea desses recursos, com muitos reservatórios sem estrutura alguma.

Ações Ambientais

Tendo como base as declarações dadas por técnicos responsáveis pela área ambiental das companhias hidrelétricas, foram levantadas as ações ambientais mais frequentes relacionadas aos recursos pesqueiros. Adicionalmente, pesquisou-se a intensidade do esforço proporcional alocado a cada uma dessas ações, de acordo com a percepção dos próprios técnicos, com base em uma escala que variou de 0 (nenhum esforço) a 5 (esforço máximo). Embora tenha sido constatada uma profusão de objetivos específicos, as ações ambientais, em geral, visaram melhorias nas condições ambientais

do empreendimento, aumentando a qualidade dos recursos aquáticos presentes e garantindo a sua conservação e integridade a curto ou longo prazo.

Os sete tipos de ações especificados nos questionários submetidos às companhias do setor elétrico são especificados na Figura 7.1. A ação mais empregada relacionou-se à manutenção da qualidade da água, sendo que em aproximadamente 80% dos reservatórios foi declarada a alocação de esforços para essa finalidade. No geral, essas ações consistiram no monitoramento físico e químico da água. Além disso, de acordo com a percepção dos técnicos das companhias, o esforço médio alocado nessa atividade foi relevante, alcançando aproximadamente 4, numa escala até 5. Com isso, fica evidente a preocupação das companhias hidrelétricas com a deterioração da qualidade da água nos reservatórios, visto que em vários casos a água armazenada tem múltiplos usos e as condições ambientais criadas pelo barramento podem favorecer a perda de sua qualidade (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2003).

Ações desenvolvidas focando diretamente a ictiofauna, envolvendo espécies selecionadas e/ou toda a fauna, foram registradas em aproximadamente metade dos reservatórios (Figura 7.1). O esforço alocado nessas ações foi também considerado alto pelo setor, atingindo uma média de 4, na escala de 0 a 5. Nesse caso, além do monitoramento, registraram-se também medidas de manejo. Devido aos diversos e múltiplos efeitos adversos promovidos pelos reservatórios sobre a ictiofauna original, as companhias procuram alocar esforços compensatórios na tentativa de conservar a comunidade existente, restabelecer populações (espécies migradoras) ou até mesmo introduzir novas espécies.

Uma das ações indiretas de conservação dos recursos aquáticos, dirigida à preservação ou estabelecimento de uma vegetação marginal (ripária), embora envolvendo um menor percentual de reservatórios (38%), foi declarada como de elevado esforço pelo setor elétrico, com um escore médio de 4 (Figura 7.1). Esse fato indica uma grande heterogeneidade em relação à prioridade dada ao tema pelas diferentes companhias. De qualquer maneira, é curioso que uma ação de elevado significado

para a conservação dos recursos aquáticos seja desenvolvida em tão poucos reservatórios.

Já as ações ligadas à exploração dos recursos pesqueiros, seja através da pesca comercial, amadora ou de subsistência, receberam menor atenção do setor (Figura 7.1), alcançando menos de 30% dos reservatórios. Também o esforço dado a essas modalidades de manejo foi menor (<3). Embora o

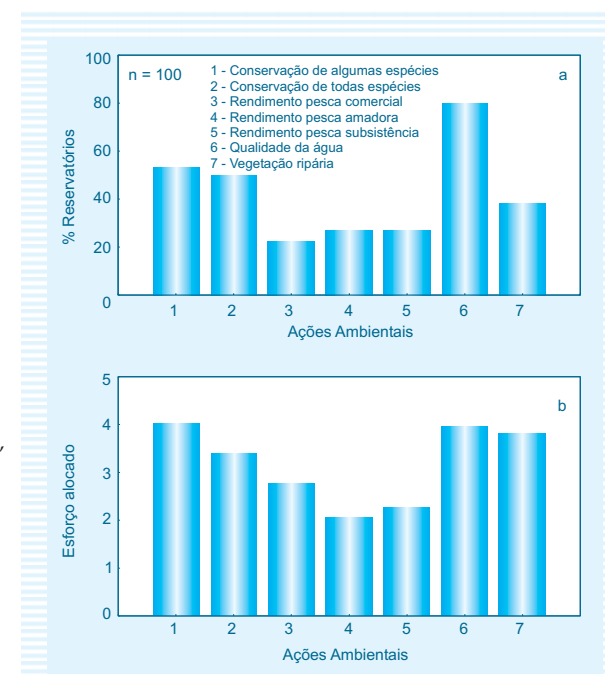


Figura 7.1 - Ações ambientais empregadas nas hidrelétricas analisadas, apresentando o percentual de reservatórios que realizou cada ação (a) e a magnitude do esforço empregado (b). A escala de magnitude do esforço alocado varia de 0 (nenhum esforço) a 5 (esforço máximo). A figura apresenta o esforço médio aplicado nos reservatórios que empregaram a atividade.

ordenamento da atividade pesqueira e seu fomento não sejam de responsabilidade das companhias hidrelétricas, é importante ressaltar que a pesca tem sido uma atividade que abriga excluídos do setor produtivo formal e tem importante papel social na manutenção de milhares de famílias (ver Capítulo 5). Além disso, os represamentos alteram a composição dos estoques e impõem a necessidade de novas estratégias de captura.

Os resultados demonstrados em relação às ações em curso e o esforço nelas aplicado permitem inferir que a prioridade no setor hidrelétrico tem sido o monitoramento da qualidade da água e a conservação dos recursos aquáticos (pescado).

Instrumentos de Manejo da Pesca

O questionário elaborado indagou sobre a existência de atividades relacionadas a 12 alternativas de manejo com potencial de influenciar a comunidade de peixes, o rendimento pesqueiro e outros aspectos da atividade pesqueira. A Figura 7.2a apresenta as opções de manejo indagadas e seu emprego nos reservatórios. Novamente, a intensidade de alocação de esforços foi aferida através de uma escala de 0 (ausência) a 5 (intensa), de acordo com a percepção dos técnicos responsáveis. Adicionalmente, o questionário procurou avaliar o sucesso dessas medidas. Igualmente, de acordo com sua própria percepção, os técnicos indicaram o sucesso do manejo empregado em uma escala de 0 (nenhum êxito) a 5 (pleno êxito).

O instrumento de manejo mais empregado nesses reservatórios foi a estocagem de peixes nativos (peixamento), realizada em 56% dos reservatórios analisados (Figura 7.2a). Esse percentual comprova a predileção das companhias hidrelétricas por essa técnica de manejo ambiental, apesar de sua execução requerer extensa análise, conforme discutido no Capítulo 6.2. Em seguida esteve a transposição de peixes (escadas e elevadores), realizada em 38% dos reservatórios, instrumento de manejo que também requer uma série de considerações e estudos antes de sua implementação. A piscicultura em tanques-rede aparece como terceiro instrumento de manejo mais empregado, presente em 17% dos reservatórios. É válido destacar que esse instrumento tem, geralmente, apelo para a produção em aquíicultura e pode não se relacionar diretamente com a conservação dos recursos pesqueiros, apresentando, inclusive, grande potencial para promover danos ao meio ambiente (ver Capítulo 6.3). As outras modalidades de manejo tiveram menor prevalência e ocorreram em menos de 13% dos reservatórios.

Algumas modalidades de manejo tiveram ocorrências muito baixas, como a estocagem de espécies não-nativas (nesse caso, ainda alta se considerado que há restrições legais a essa atividade) e a manipulação de abrigos e do nível hidrométrico, estas últimas com grande potencial para a melhoria dos estoques pesqueiros (ver Capítulo 8). Também importantes instrumentos de manejo, que têm relação direta com a conservação da ictiofauna, como a proteção de áreas de reprodução, ordenação da pesca e

melhorias no ambiente dos peixes, não são atividades muito frequentes em reservatórios brasileiros (Figura 7.2a).

Com relação ao esforço empregado, apesar da baixa diversidade dos instrumentos de manejo utilizados nos reservatórios, ele mostrou escores altos em todas as técnicas empregadas, com média superior a 3 (Figura 7.2b), o que denota também ênfases distintas entre as companhias. Entretanto, os maiores escores médios foram obtidos na estocagem de peixes nativos, na transposição e na piscicultura convencional.

A prevalência da atividades de estocagem de peixes sobre as demais técnicas denota a persistência de uma abordagem menos integrada nos programas de manejo em andamento, sendo os esforços direcionados a determinadas espécies, não considerando o reservatório como um sistema de comunidades com inter-relações dinâmicas.

De acordo com os técnicos responsáveis, os resultados obtidos com essas ações têm sido satisfatórios, com média geral de 2,5 (Figura 7.2b). Em alguns casos, o esforço aplicado é de magnitude semelhante ao resultado obtido.

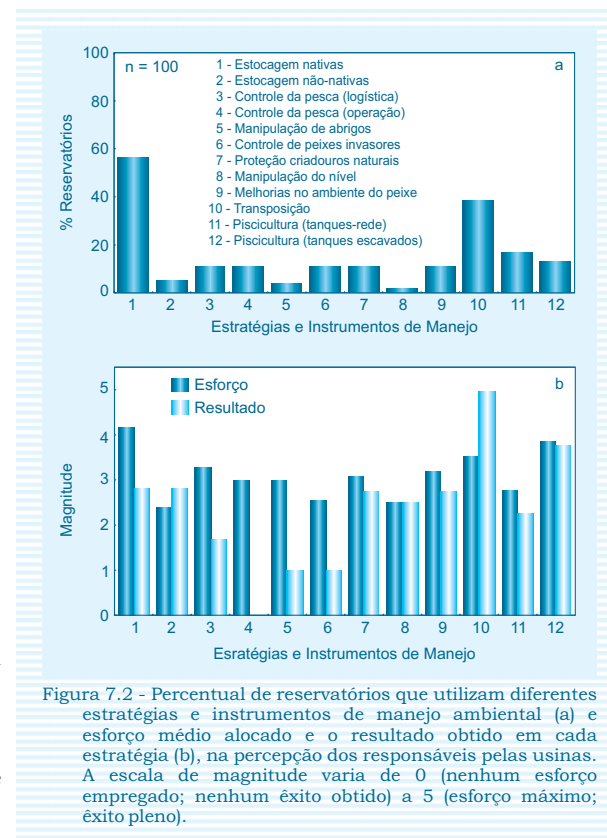


Figura 7.2 - Percentual de reservatórios que utilizam diferentes estratégias e instrumentos de manejo ambiental (a) e esforço médio alocado e o resultado obtido em cada estratégia (b), na percepção dos responsáveis pelas usinas. A escala de magnitude varia de 0 (nenhum esforço empregado; nenhum êxito) a 5 (esforço máximo; êxito pleno).

Os melhores resultados declarados foram obtidos com a transposição de peixes, seguida pela piscicultura convencional.

Resultados insatisfatórios foram obtidos com a manipulação de abrigos, o controle de peixes invasores e com a ordenação da pesca, que, de qualquer maneira, foram técnicas de manejo de emprego esporádico. Ressalta-se que, na percepção dos técnicos do setor, o emprego de espécies não-nativas nos

peixamentos, também esporádico (5%), foi proporcionalmente mais bem-sucedido que com espécies nativas.

Nesse ponto é conveniente considerar que a eficiência das diferentes técnicas de manejo está mais relacionada à percepção dos técnicos da área de meio ambiente do setor elétrico que propriamente a resultados de monitoramento. Isso se deve tanto às dificuldades de monitorar as alterações induzidas pela ação de manejo (estocagem com espécies nativas, por exemplo), quanto à ausência do próprio monitoramento ou sua precariedade metodológica.

Usos Múltiplos

Os técnicos das companhias hidrelétricas consideradas na análise indicaram os usos vigentes nos seus reservatórios, de acordo com a lista apresentada na Figura 7.3. Como esperado, à exceção de um reservatório operado pela CHESF, os demais têm como uso prioritário a produção de energia elétrica. As pescarias de subsistência e amadora, além das atividades de turismo, foram destinações suplementares mencionadas para, aproximadamente, 35% dos reservatórios. O uso da água armazenada para irrigação, cultivo em tanques-rede, pesca comercial e abastecimento urbano foi relatado para 20 a 28% dos

reservatórios. Poucos foram destinados à navegação e ao controle de cheias (<15%).

Há muito tempo tem-se clamado por estratégias que envolvam o múltiplo aproveitamento dos corpos d'água oriundos de grandes represas (OLIVEIRA FILHO, 1976; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2003), inclusive com o intuito de compensar os efeitos adversos e a perda de recursos naturais que inevitavelmente acompanham os barramentos.

Porém, conforme as informações obtidas nas companhias hidrelétricas, conclui-se que, além da produção de hidroeletricidade, outros usos têm ocorrência bem modesta.

Contudo, é provável que essas e outras atividades ocorram em muitos reservatórios, com o desconhecimento das autoridades e dos gerentes da área ambiental das companhias hidrelétricas, como é o caso da

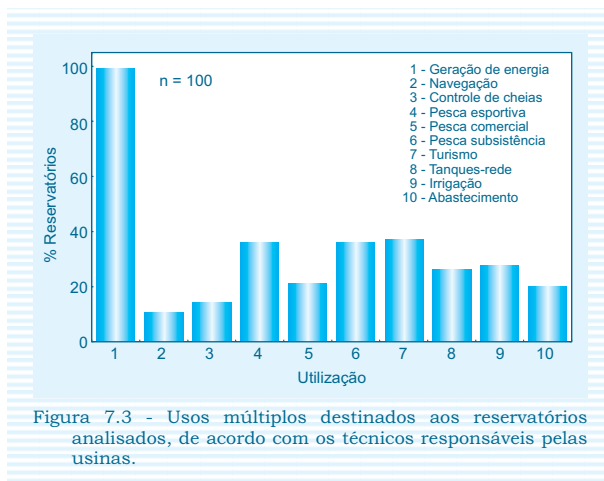


Figura 7.3 - Usos múltiplos destinados aos reservatórios analisados, de acordo com os técnicos responsáveis pelas usinas.

pesca amadora, de subsistência e mesmo o abastecimento de água, que sabidamente ocorre de forma difusa em quase todos os reservatórios do país. Algumas vezes, por exemplo, a pesca comercial é assumida como inexistente em dado reservatório, tendo como base a proibição de seu exercício ou uma suposta baixa densidade dos estoques. Uma busca mais profunda revelará dados surpreendentes. É fato, porém, que a escassez de programas que inventariem, incentivem ou apoiem usos diferenciados, como a pesca e o turismo, não permite que essas atividades sejam proeminentes ou organizadas, ou até mesmo conhecidas em toda a sua extensão.

Monitoramento Ambiental

Como será apresentado no Capítulo 8, o monitoramento é uma ferramenta imprescindível a objetivos tão diversos como avaliar uma medida de manejo (estocagem, transposição, etc.), identificar situações de uso incorreto dos recursos ou da bacia, detectar alterações resultantes de processos complexos ou de natureza estocástica no ambiente. Idealmente, ele pressupõe o conhecimento de um modelo ou padrão de variação que se constitui na base para se avaliar as flutuações.

Como visto anteriormente, a maioria das ações ambientais desenvolvidas nos reservatórios brasileiros está mais relacionada ao monitoramento em seu sentido amplo, ou seja, para o acompanhamento das alterações temporais nas variáveis limnológicas, ictiológicas e

recursos pesqueiros. A natureza desses monitoramentos, sua história recente (1999-2003), periodicidade, abrangências espaciais e variáveis monitoradas foram objeto de questionário para cada um dos 100 reservatórios analisados.

Limnologia

A atividade de monitoramento da qualidade da água nos últimos anos envolveu entre 36% (1999) e 53% (2002) do total de reservatórios que disponibilizaram informações (Figura 7.4a). Considerando-se os dois últimos anos para os quais as informações estão disponíveis (2002-2003), 61 reservatórios tiveram algum monitoramento limnológico. Nestes, a frequência do monitoramento foi principalmente trimestral (60%) e, em menor proporção, bimestral (22%) e semestral (13%) (Figura 7.4b). Assim, cerca de 73% dos reservatórios com monitoramento limnológico realizaram essa tarefa de duas a quatro vezes ao ano. Monitoramento mensal esteve restrito a apenas 3% dos reservatórios. Considerando a natureza dos monitoramentos, ou seja, acompanhamento de processos físicos e químicos da água, a tomada de dados com tais intervalos de tempo (e.g. sazonal, semestral) pode prejudicar a qualidade da informação, visto que dinâmicas que ocorrem em curta escala de tempo não são avaliadas.

Entre os 61 reservatórios com monitoramento limnológico em 2002 e 2003, a abrangência espacial dessa atividade mostrou variações relevantes (Figura 7.5a).

Na dimensão vertical, todos os reservatórios tiveram monitoramento na superfície, sendo que grande parte também teve nas camadas profundas (77%). No eixo espacial longitudinal, o monitoramento de suas águas mais internas e imediatamente abaixo da barragem é extensivo a quase todos esses reservatórios (zona lacustre: 97% jusante; 98%). Fato similar foi registrado para suas áreas de remanso (fluvial, 85%) e mesmo nos trechos intermediários (transição; 69%). Já os trechos a montante e dos tributários laterais receberam menos atenção (49% e 40%, respectivamente).

Entre as variáveis limnológicas contempladas nesses monitoramentos, destacam-se a temperatura, o oxigênio dissolvido, a transparência da água e o pH, objeto de acompanhamento nos 61 reservatórios considerados. Além disso, quase todos monitoram a condutividade elétrica e a concentração de nutrientes na água (97%). Todas essas informações são de grande interesse para as companhias, visto que se relacionam com a qualidade da água, proteção de equipamentos e com a produção biológica do sistema.

Com relação aos componentes bióticos, em um grande percentual de reservatórios são

monitoradas as comunidades fitozooplancônicas (66%), sendo menor o percentual daqueles que monitoram macrófitas aquáticas (41%). Essa menor atenção conferida às macrófitas é intrigante, em razão de as macrófitas terem-se tornado motivo de grande preocupação das hidrelétricas do país, uma vez que desenvolvem, ocasionalmente, grandes infestações em reservatórios e prejudicam a geração de energia elétrica e outros usos (THOMAZ; BINI, 1999; MARCONDES; MUSTAFÁ; TANAKA, 2003).

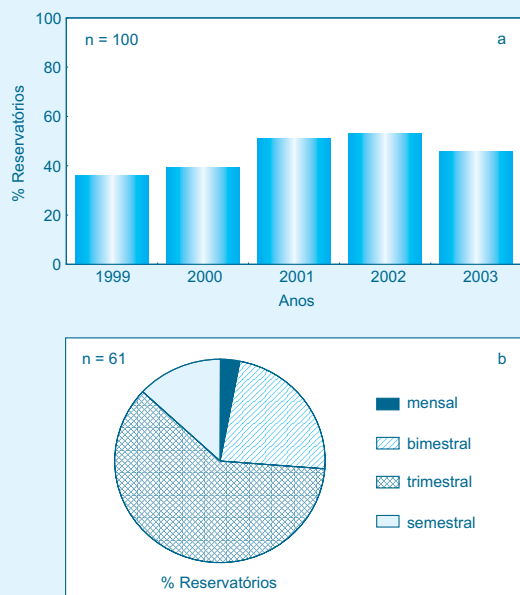


Figura 7.4 - Percentual de reservatórios com monitoramento limnológico entre 1999 e 2003 (a), e periodicidade com que foi realizado naqueles que apresentaram este acompanhamento em 2002 e 2003 (b), segundo informações das concessionárias.

A comunidade bentônica é a menos monitorada, sendo objeto de acompanhamento em apenas 26% dos reservatórios (Figura 7.5b). Esse fato também é paradoxal, já que essa comunidade tem potencial para ser utilizada como indicadora da qualidade ambiental (HIGUTI; ZVIEJKOVSKI; TAKAHASHI; DIAS, 2005), além de ser um dos componentes bióticos de ecossistemas aquáticos menos conhecidos e, possivelmente, mais impactados pela construção de reservatórios.

Ictiologia

O monitoramento das assembléias de peixes ocorre num número proporcionalmente baixo de reservatórios brasileiros. Dos 100 reservatórios cujas informações foram disponibilizadas, o monitoramento ictiofaunístico envolveu entre 22 e 41 empreendimentos, no período de 1999 a 2003 (Figura 7.6a). De qualquer maneira, constatou-se nesse período um incremento acentuado no número deles, o que denota uma atenção crescente das companhias hidrelétricas com a obtenção de informação a respeito da comunidade de peixes em seus reservatórios. Seria interessante que essas informações guiassem as tomadas de decisão

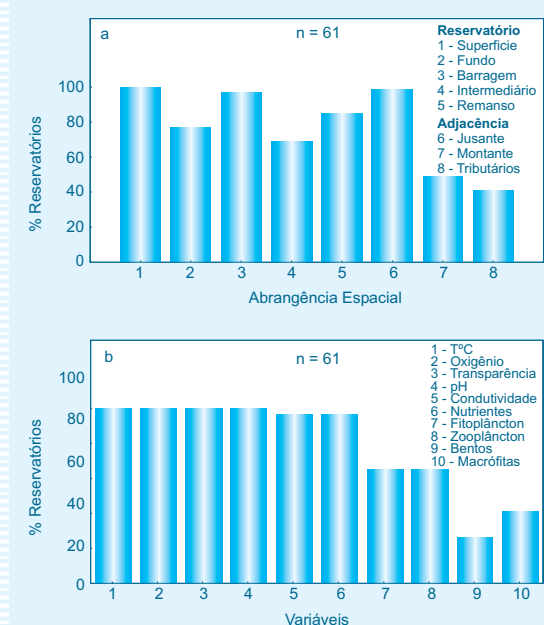


Figura 7.5 - Abrangência espacial dos monitoramentos limnológicos realizados em 61 reservatórios brasileiros no período de 2002-2003 (a) e variáveis monitoradas (b), segundo informações das concessionárias.

a respeito do uso dos recursos, sua conservação e medidas de manejo, suplantando a antiga e incerta técnica da tentativa e erro (AGOSTINHO; GOMES; LATINI, 2004).

Dos reservatórios monitorados em 2002 e 2003 (42 reservatórios), a maior parte o foi de forma sazonal (66%), seguida pelo monitoramento bimestral (29%) (Figura 7.6b). Monitoramentos mensais foram registrados em apenas 5% deles, ou seja, em apenas 2 reservatórios.

Com relação à abrangência espacial dos monitoramentos ictiofaunísticos nos reservatórios onde essa atividade é realizada, a maior parte tem monitoramento de superfície e de fundo (> 75%) (Figura 7.7a). Igualmente, mais de 80% dos reservatórios têm seu eixo longitudinal monitorado (jusante, barragem, remanso e montante), sendo exceção os trechos intermediários (~ 65%). O menor interesse na região intermediária é interessante, visto que essa região costuma ser a mais produtiva biologicamente e em termos de rendimento pesqueiro (THORNTON; KIMMEL; PAYNE, c1990; OKADA; AGOSTINHO; GOMES, 2005). Por outro lado, os tributários, que em geral têm papel relevante como hábitat de desova de grande parte das espécies que vivem nos reservatórios (SUZUKI; AGOSTINHO, 1997), sejam migradoras ou não, têm sido monitorados em apenas 14 reservatórios (33%).

As informações colhidas nos monitoramentos são essencialmente relacionadas à ictiologia básica, como a composição de espécies e a captura por unidade de esforço (CPUE) (Figura 7.7b). Além disso, informações relativas à estrutura em comprimento, reprodução e alimentação são também frequentes nos monitoramentos.

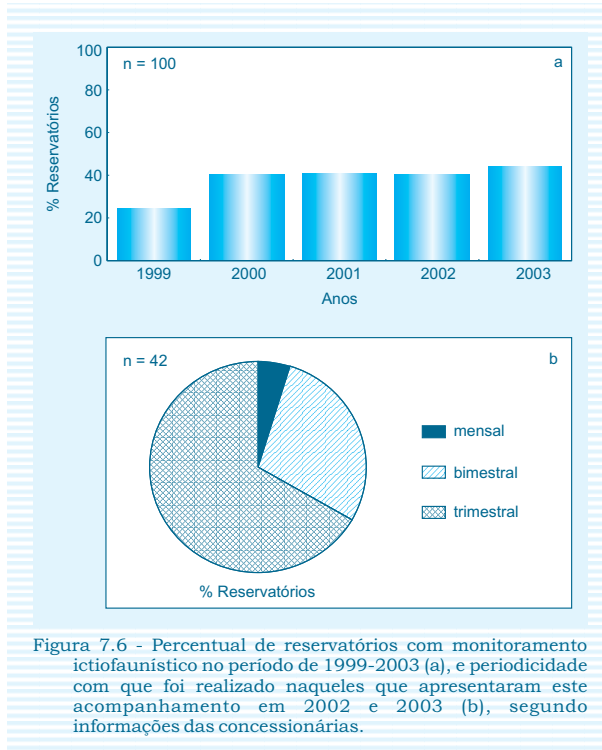


Figura 7.6 - Percentual de reservatórios com monitoramento ictiofaunístico no período de 1999-2003 (a), e periodicidade com que foi realizado naqueles que apresentaram este acompanhamento em 2002 e 2003 (b), segundo informações das concessionárias.

É importante destacar a atenção dada, em praticamente todos os reservatórios monitorados (97%), aos aspectos reprodutivos dos peixes, informação importante na determinação da atividade reprodutiva que, por conseguinte, é um dos determinantes da estrutura populacional e sua abundância. Lamentavelmente, os dados obtidos em capturas sazonais e sem abranger os tributários são pouco consistentes para avaliações reprodutivas. Informações diretas de intensidade de recrutamento, essenciais por embutir aspectos de demografia (natalidade e mortalidade), são obtidas em

pouco mais da metade dos 42 reservatórios com essa atividade (59%). Já o fator de condição, é uma informação comumente obtida, até porque pode ser acessada a partir de outras variáveis (peso e comprimento).

Atividade de Pesca

A atividade de pesca foi monitorada em um número reduzido de reservatórios no período de 1999 a 2003, envolvendo entre 6 e 19 dos 100 que disponibilizaram as informações (Figura 7.8a). Entretanto, o incremento observado durante esse período é um fator altamente positivo. É importante salientar que, apesar de a atividade pesqueira ser um acontecimento inevitável em diferentes ambientes de águas interiores, nem todos os reservatórios a têm bem desenvolvida, tanto por melhores oportunidades de lazer e renda na região, quanto por restrições legais à atividade. Isso, em geral, desestimula o seu inventário e monitoramentos por parte das companhias hidrelétricas. Algumas delas atribuem a não-realização de ações ligadas à pesca à proibição de seu exercício na região.

Dos reservatórios monitorados em 2002 e 2003 (19 reservatórios), a maior parte consistiu de tomadas mensais de dados, que

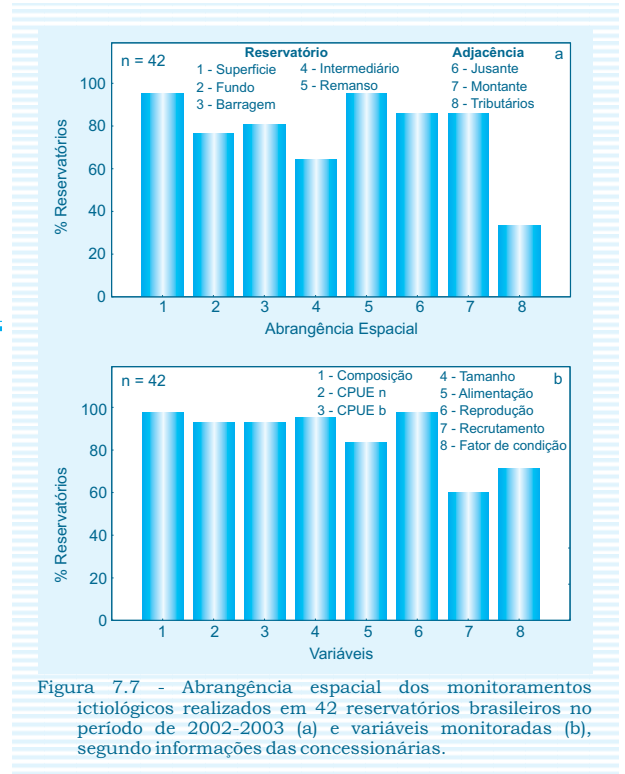


Figura 7.7 - Abrangência espacial dos monitoramentos ictiológicos realizados em 42 reservatórios brasileiros no período de 2002-2003 (a) e variáveis monitoradas (b), segundo informações das concessionárias.

envolveram 11 reservatórios (58%), enquanto dados diários, geralmente obtidos com anotações do próprio pescador, estiveram restritos a 7 deles (37%; Figura 7.8b). Um pequeno percentual registra levantamentos ocasionais.

Algumas variáveis da pesca são comumente monitoradas, como peso do pescado e o esforço de pesca empregado, sendo esses dados obtidos em cerca de 70% dos 19 reservatórios que acompanham a atividade (Figura 7.9a).

O tipo do esforço mais freqüentemente anotado é “dias de pesca”, seguido pelo “número de pescadores”. A quantidade de equipamentos ou o número de embarcações são medidas de esforço de pesca menos utilizadas, sendo registradas apenas em sete reservatórios.

O monitoramento das variações na estratégia de pesca e na infra-estrutura envolvida com essa atividade foi objeto de registro em 62% deles. O fluxo na comercialização é objeto de acompanhamento em apenas oito dos 19 reservatórios onde o monitoramento da pesca é realizado. Nesse ponto, é importante ressaltar que a comercialização é um dos principais problemas da

pesca em reservatórios, visto que os pescadores têm baixa capacidade de armazenamento do pescado, ficando à mercê de flutuações de preços conforme aumenta ou diminui sazonalmente a oferta.

Os aspectos socioeconômicos da pesca e dos pescadores não têm recebido a atenção esperada no monitoramento da atividade pesqueira (Figura 7.9b). Um baixo percentual de reservatórios (10%; 2 reservatórios) apresenta um censo completo sobre a atividade. Entre as informações mais freqüentemente colhidas nesses

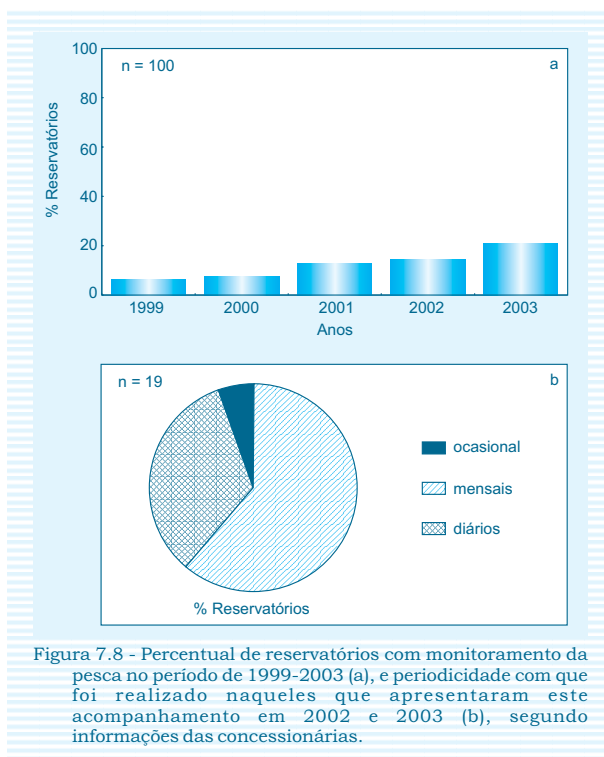


Figura 7.8 - Percentual de reservatórios com monitoramento da pesca no período de 1999-2003 (a), e periodicidade com que foi realizado naqueles que apresentaram este acompanhamento em 2002 e 2003 (b), segundo informações das concessionárias.

monitoramentos estão a percepção dos pescadores quanto à pesca e às instituições. As demais informações, relacionadas diretamente com a questão social e econômica da atividade, foram avaliadas em menos de 30% dos reservatórios.

Disponibilidade da Informação

Com o objetivo de avaliar a forma e o nível de controle com que as ações de manejo vêm sendo praticadas pelo setor elétrico, as

concessionárias foram consultadas sobre a disponibilidade de dados. Partiu-se do pressuposto de que a existência de dados relativos às atividades de manejo e de monitoramento forneceria indicações sobre a forma com que essas ações vêm sendo conduzidas. Imprescindível para a avaliação das práticas do manejo, a disponibilidade dessas informações permite correções e ajustes de programas, auxiliando a tomada de decisão futura e a escolha dos instrumentos mais adequados. O percentual de reservatórios com uma dada categoria de informação disponível foi calculado para o universo de reservatórios submetido a cada estratégia de manejo.

Dos 56 reservatórios que utilizaram a estocagem de peixes nativos como técnica de manejo, nem todos têm informações disponíveis a respeito da prática realizada (Figura 7.10a). Cerca de 75% desses reservatórios declaram ter informação a respeito das espécies utilizadas na estocagem, da quantidade liberada, do tamanho dos alevinos e da proveniência das matrizes. Tal quadro é inusitado, visto que quase 25% desses reservatórios não dispõem de informação acerca sequer das espécies liberadas, o que gera dúvidas sobre a

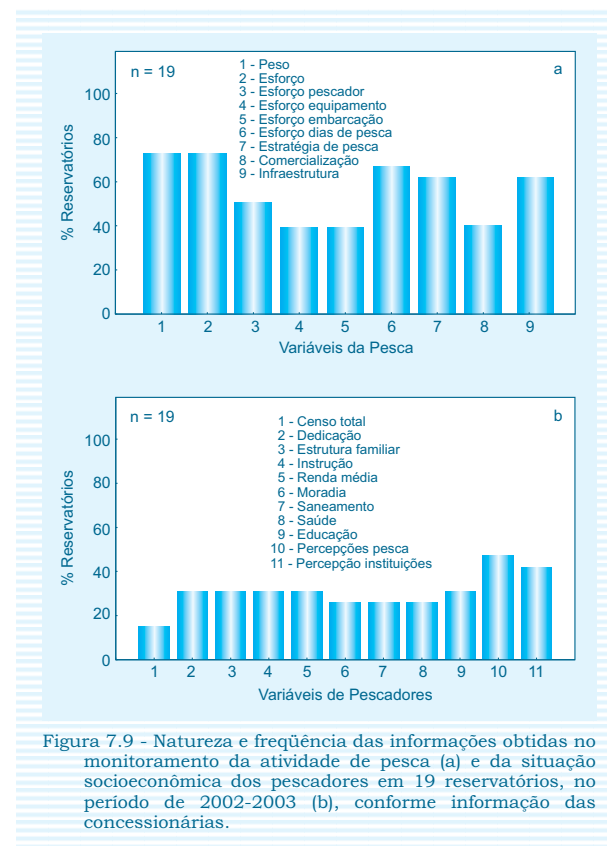
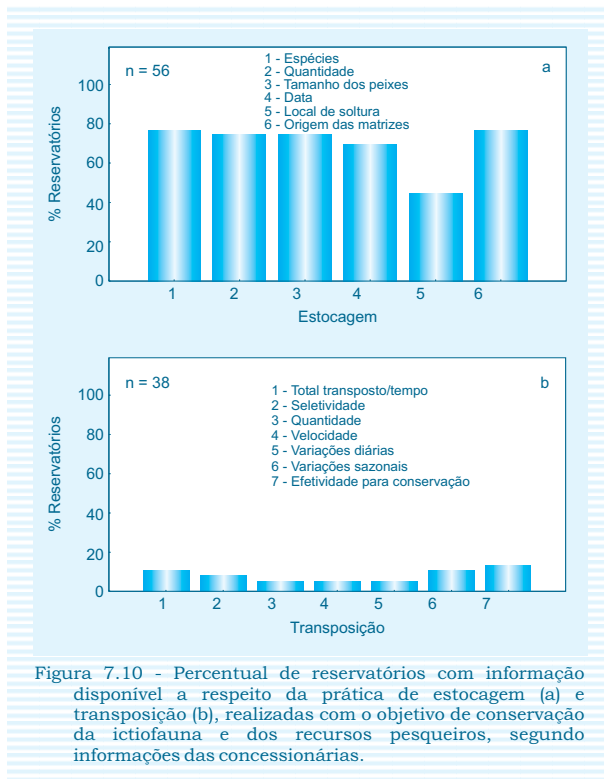


Figura 7.9 - Natureza e freqüência das informações obtidas no monitoramento da atividade de pesca (a) e da situação socioeconômica dos pescadores em 19 reservatórios, no período de 2002-2003 (b), conforme informação das concessionárias.

procedência geográfica da espécie e, por conseguinte, de seu *status* nativo. Além disso, a ausência de detalhes sobre a quantidade de peixes liberados, em conjunto com o grande percentual de reservatórios que não têm informação sobre data e local de soltura, revela que as estocagens foram realizadas sem o cuidado e o planejamento que a atividade requer. Significa igualmente que, se houve equívocos, estes não poderão ser considerados em futuras decisões.

Dos reservatórios que contam com mecanismos de transposição de peixes (38 reservatórios), o percentual daqueles com informação disponível é muito baixo. Informações básicas e fundamentais, como a taxa de peixes transpostos (número/tempo), a seletividade específica do mecanismo e a quantidade de peixes transpostos por espécie (Figura 7.10b), estão disponíveis em um baixo percentual de reservatórios (< 10%). Além disso, menos de 15% têm informação acerca da efetividade da atividade como ferramenta de manejo.

Com relação à prática de cultivo em tanques-rede, dos 17 reservatórios que declararam empregar a atividade, quase 90% não têm planos de gestão ou controle da atividade (Figura 7.11a). O conhecimento a respeito da localização dos empreendimentos e de seus proprietários, bem como do número e área de tanques, além das espécies utilizadas no cultivo, está disponível para mais de 75% dos reservatórios. O fluxo de comercialização do pescado é conhecido apenas para 41% deles. Por outro lado, informações sobre a rentabilidade dos cultivos em tanques-rede foram constatadas em apenas 2 reservatórios dos 17 em que a atividade é praticada. A ausência dessas informações é um fator que

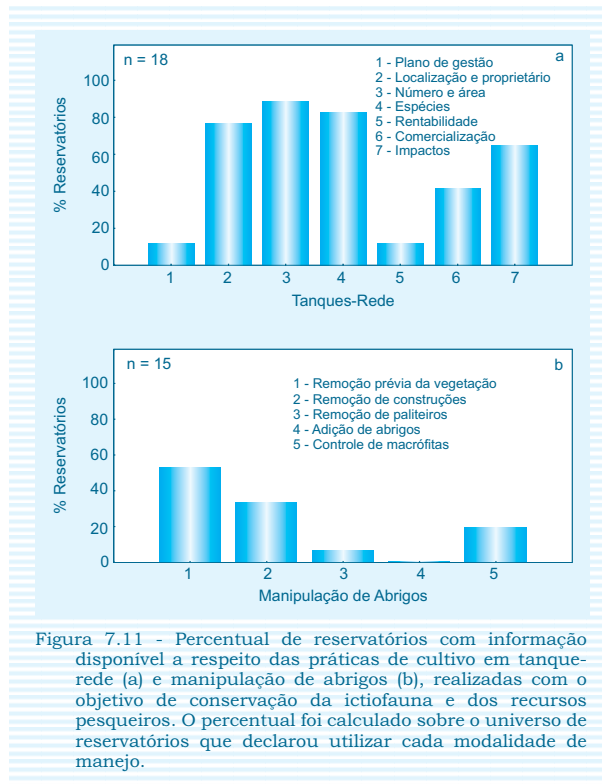


complica o planejamento da instalação de novos empreendimentos de cultivo e torna temerário o fomento dessa atividade. Informações sobre os impactos ambientais promovidos pelos tanques-rede foram declaradas existentes em 65% dos reservatórios, o que é considerado um bom percentual, dada a forma desorganizada com que esses cultivos estão se disseminando.

Nenhum reservatório emprega a técnica de adição de abrigos (~4%), porém 15 declararam dispor de informação sobre

estruturas remanescentes do período anterior ao represamento na área do reservatório (Figura 7.11b). Dessa forma, o percentual apresentado aqui se refere ao universo de declarantes acerca da disponibilidade de informação (15 reservatórios). Informações sobre a remoção prévia da vegetação estão disponíveis para aproximadamente a metade dos reservatórios, sendo que para cinco deles há também dados de edificações remanescentes sob as águas. Informação acerca da remoção de paliteiros após o represamento está disponível apenas para um. Apesar de a infestação de macrófitas ser um problema permanente em muitos reservatórios, e a execução de planos de controle ser igualmente

comum em alguns, poucos têm informação disponível sobre tal controle (20%; 3 reservatórios). O controle das populações de espécies invasoras e de introdução de espécies não-nativas, um compromisso brasileiro junto à Convenção da Biodiversidade, é praticado em 11 dos 100 reservatórios considerados. Esse controle é feito essencialmente através do estímulo à pesca seletiva, envolvendo sete (73%) dos 11 reservatórios em que há preocupação com



essa atividade (Figura 7.12a). Em cinco deles há controle sobre os programas institucionais de estocagem e em apenas dois há o controle de cultivo de espécies não-nativas nas áreas de preservação permanente. Informações sobre a manipulação de habitats visando o controle de exóticas e a vigilância em relação a estocagens não-institucionais são também existentes em dois deles.

Informações sobre habitats críticos e de ações apropriadas à proteção da biodiversidade

são, em tese, dados imprescindíveis à conservação da ictiofauna e manutenção dos estoques pesqueiros para qualquer reservatório, o que explica, portanto, o uso do universo total de reservatórios para o cálculo dos percentuais de disponibilidade das informações dessa natureza (100; Figura 7.12b). Apesar da enorme relevância desses habitats para a conservação da fauna e dos recursos aquáticos a médio e longo prazo, poucos reservatórios têm informação disponível sobre esses habitats. Assim, apenas cerca de 10% têm informações disponíveis acerca dos locais de desova e desenvolvimento inicial das principais espécies.

Percentual semelhante de reservatórios tem informações que permitem subsidiar uma eventual criação de Unidades de Conservação. Já dados necessários à ações de melhorias nesses habitats, como recuperação, ampliação ou adequações, restringem-se a menos de 5% deles. Essa carência de informação é extremamente preocupante, visto que as tendências atuais na ecologia da conservação privilegiam essencialmente a proteção de habitats críticos, como solução mais recomendada para a conservação da biodiversidade aquática (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005).

Informações sobre a manipulação de nível estão disponíveis para quase todos os reservatórios. Entretanto, informações de como operá-los com vistas à conservação da ictiofauna foram declaradas para apenas 11 deles. Destes, 10 dispõem de dados mais detalhados acerca do efeito da operação sobre a ictiofauna, e oito, das consequências a jusante. A existência de dados sobre a manipulação de nível visando incrementos na disponibilidade de abrigos foi, entretanto, baixa, envolvendo apenas dois reservatórios

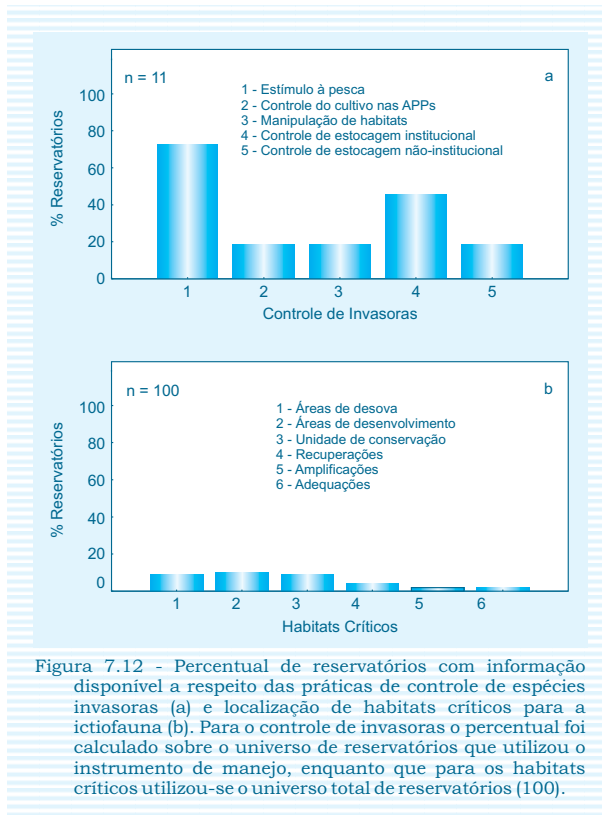


Figura 7.12 - Percentual de reservatórios com informação disponível a respeito das práticas de controle de espécies invasoras (a) e localização de habitats críticos para a ictiofauna (b). Para o controle de invasoras o percentual foi calculado sobre o universo de reservatórios que utilizou o instrumento de manejo, enquanto que para os habitats críticos utilizou-se o universo total de reservatórios (100).

(Figura 7.13a). Por outro lado, apenas em um havia informações sobre a relação entre a manipulação de nível e a capacidade biogênica do reservatório. Além disso, inexitem informações quanto à influência da variação do nível sobre a viabilidade de desovas e a sobrevivência de juvenis.

A atuação direta ou indireta das concessionárias no controle da pesca foi declarada para 16 reservatórios (ver tópico Instrumentos de Manejo, neste capítulo). Essa é uma das ações mais frequentes em reservatórios brasileiros, porém executada pelos órgãos estaduais e/ou federais.

Entretanto, dados que subsidiem ou avaliem esse controle são escassos no setor hidrelétrico (Figura 7.13b). As informações para subsidiar o estabelecimento do período de defeso são as mais disseminadas, estando disponíveis para 63% desses reservatórios. Já informações sobre o esforço de fiscalização (número de fiscais, periodicidade das incursões de fiscalização) ou mesmo de ações de controle da pesca, como emissão de licenças, restrições de equipamentos, locais de pesca e quantidade de pescado, etc., estiveram disponíveis em apenas dois reservatórios. Nenhuma informação acerca da eficácia das restrições à pesca (ex.: defeso, tamanho mínimo) é conhecida.

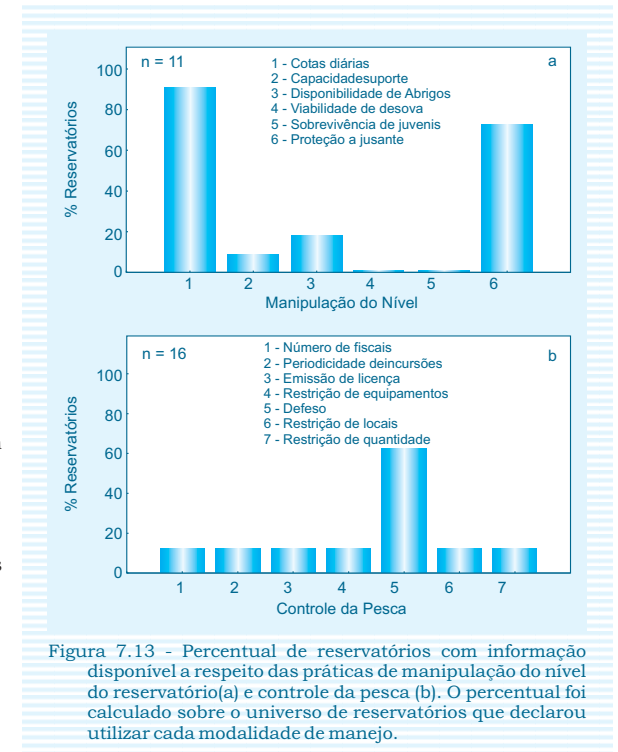


Figura 7.13 - Percentual de reservatórios com informação disponível a respeito das práticas de manipulação do nível do reservatório(a) e controle da pesca (b). O percentual foi calculado sobre o universo de reservatórios que declarou utilizar cada modalidade de manejo.

Essas constatações demonstram a reduzida atenção que a atividade pesqueira tem recebido, tanto dos órgãos de ordenamento como do setor elétrico. Porém é em nome dela que muitas ações de manejo, corretas ou equivocadas, são conduzidas.

Em síntese, este levantamento demonstra a clara predileção do setor hidrelétrico para as ações de manejo mais voltadas à estocagem de peixes e transposição, em relação às medidas de manipulação de habitat. Mostra também que é baixa a disponibilidade de informações que subsidiem o planejamento

de ações de manejo ou que permitam uma avaliação técnica daquelas já implementadas.

Contudo, é promissor o crescente investimento em estudos e monitoramento constatado nos últimos anos. Espera-se que essa tendência se mantenha, visto que o número de reservatórios onde estes são realizados ainda é baixo. Espera-se, igualmente, que a informação gerada por essas atividades seja empregada na identificação dos reais problemas socioambientais presentes nos reservatórios brasileiros, guiando subseqüentemente a elaboração de melhores estratégias para sua mitigação. Somente assim as companhias hidrelétricas poderão se desvencilhar de seus antigos métodos de abordagem desses problemas, algumas vezes contribuindo para agravá-los.

Considerações Finais

Os levantamentos realizados junto às concessionárias hidrelétricas revelam que os esforços de manejo dos recursos pesqueiros no setor são direcionados principalmente à estocagem e à transposição de peixes, sendo que, na percepção dos técnicos, os resultados desta última são considerados mais bem-sucedidos que os da primeira. É oportuno ressaltar, entretanto, que o sucesso dos mecanismos de transposição é geralmente inferido com base na quantidade de peixes que ultrapassam esses dispositivos, como discutido no Capítulo 6.1.

A exploração dos recursos, tanto pela pesca profissional quanto pela esportiva ou de

subsistência, tem recebido atenção menor. Essa situação é paradoxal, dado que as atividades extrativistas podem afetar os estoques, e que a pesca comercial e a de subsistência têm destacado papel no sustento de segmentos sociais excluídos dos demais sistemas produtivos ou afetados pela formação dos reservatórios.

Entretanto, é promissora a tendência de intensificação das ações de monitoramento nos últimos anos, tanto da qualidade da água quanto da ictiofauna. Contudo, uma maior abrangência nesse monitoramento é necessária, tanto nas variáveis consideradas, quanto no espaço e no tempo. Em relação aos temas, estes devem ser intensificados para a atividade pesqueira e outros componentes bióticos do ambiente, além do peixe. Maior abrangência espacial é também requerida, envolvendo, por exemplo, tributários e segmentos a montante, onde várias espécies que sustentam a pesca se reproduzem ou têm seu desenvolvimento inicial. Os trechos intermediários do reservatório, algumas vezes os mais produtivos por não terem limitações relevantes de luminosidade, como os trechos superiores, nem de nutrientes, como os mais internos, merecem maior atenção do monitoramento. Em relação ao tempo, é necessário considerar que as condições limnológicas alteram em períodos de 24h e entre as estações do ano.

Finalmente, melhorias substanciais nas técnicas de monitoramento e nas ações de manejo poderiam ser obtidas com a análise e discussão dos dados acumulados no setor durante as últimas décadas.

Capítulo 8

Perspectivas Para a Pesca e os Recursos Pesqueiros em Reservatórios

Ao longo deste documento, pode ser constatado que as ações atenuadoras de impactos e de manejo dos recursos pesqueiros em reservatórios foram, em geral, marcadas por algum sucesso e muitos insucessos, tanto para os objetivos de conservação dos recursos ictiofaunísticos quanto para a sustentabilidade da pesca. Entre os principais fatores que podem explicar o freqüente insucesso, destacam-se a falta de clareza de objetivos, a insuficiência de conhecimento dos sistemas manejados, o uso de protocolos de manejo equivocados, a falta de monitoramento e a complexidade inerente aos processos bióticos em sistemas naturais. Neste capítulo são apresentadas algumas recomendações sobre futuras ações do setor hidrelétrico, incluindo as diretrizes estabelecidas durante os seminários do Comitê Coordenador das Atividades de Meio Ambiente do Setor Elétrico (COMASE), realizados em 1993-94 (SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA..., 1994).

Introdução

A questão ambiental é um tema cada vez mais recorrente nas discussões sobre os represamentos, recebendo crescente atenção no Setor Elétrico. No conjunto dessas discussões, sobressaem aquelas relacionadas aos recursos aquáticos e, em especial, aos peixes. Embora esse grupo de animais tenha, num sentido amplo, importância ecológica similar à de outros grupos bióticos, recebe merecido destaque nas discussões pela peculiaridade de envolver aspectos sociais, econômicos e culturais, além do puramente ecológico.

A busca de alternativas para atenuar os impactos dos represamentos sobre a ictiofauna tem idade similar à dos reservatórios hidrelétricos, tendo sido iniciada com a construção da escada de peixes do reservatório de Itaipava, no rio Pardo (bacia do alto Paraná), concluída em 1911.

Nos anos de 1993 e 1994, por iniciativa da Eletrobrás, através do Comitê Coordenador das Atividades de Meio Ambiente do Setor Elétrico (COMASE), foram realizadas séries de Reuniões Temáticas Preparatórias e um Seminário Nacional que congregou, nas diferentes etapas, técnicos do setor elétrico, pesquisadores, comunidade acadêmica e representantes das comunidades de pescadores, visando fornecer ao Setor elementos para subsidiar diretrizes nacionais para a conservação da fauna aquática em reservatórios.

Os documentos gerados durante esses eventos representaram avanços consideráveis no trato

da questão dos recursos aquáticos em reservatórios, diagnosticando a situação vigente, sistematizando o conhecimento e propondo soluções.

Decorridos mais de 10 anos desde a realização do “Seminário Sobre Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro”, verificaram-se avanços relevantes na atuação das concessionárias de hidroeletricidade na área ambiental, como a sensível redução nas estocagens com espécies exóticas, nos protocolos de estocagem, no monitoramento e no esforço de entendimento do sistema a ser manejado (ver Capítulo 7). Entretanto, muitas recomendações ainda são ignoradas e erros continuam a ser cometidos.

As contradições que cercam esses temas não mudaram muito nos últimos 50 anos, e decorrem essencialmente das diferentes percepções que diferentes profissionais e usuários têm do ambiente e dos recursos. Essas contradições são de naturezas diversas e algumas vezes irreconciliáveis, destacando-se (i) a demanda crescente de energia, de um lado, e os impactos ambientais inevitáveis para o seu atendimento, de outro; (ii) a escassez de informações sobre os ecossistemas alvo das ações e o tempo demandado para obtê-las, em contraposição à urgência requerida nas intervenções; (iii) os anseios ilimitados de rendimento, inerentes à exploração de qualquer recurso natural, em oposição às limitações bióticas impostas pelo ambiente; (iv) a natureza eminentemente técnica que deve caracterizar os processos decisórios e a implementação das ações de conservação, conflitantes com o interesse eleitoreiro de alguns tomadores de decisão e a influência menor dos técnicos do setor em

tais decisões; (v) a elevada demanda de recursos para implementação das ações ambientais e o monitoramento dos resultados, e o orçamento pífio que muitas vezes é reservado à área de meio ambiente; (vi) o caráter imperativo do monitoramento para o processo de aprendizagem com as ações de manejo, e a baixa relevância dada a essa complementação; (vii) a exigência de ações espacial e temporalmente amplas e articuladas de manejo, e o caráter restrito com que geralmente é executado; (viii) a necessidade de estratégias de manejo específicas para cada bacia ou empreendimento, e a generalização dos protocolos para um país de dimensão continental.

Além disso, o uso das águas represadas para o cultivo de peixes, que na época das reuniões do COMASE ocorria de forma incipiente, é uma realidade nova nos usos múltiplos dos reservatórios e que tem sido objeto de embates entre os órgãos de fomento dos governos federal e estaduais, de um lado, e os de controle ambiental e ambientalistas, do outro.

Neste capítulo, além de rerepresentar as recomendações feitas durante os debates no

âmbito do COMASE (SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA..., 1994) que se referem aos temas aqui abordados, são feitas algumas proposições acerca de ações ambientais em reservatórios e sugeridos protocolos de investigações, monitoramento e manejo, tendo como base a leitura das experiências anteriores e discussões com técnicos do Setor Elétrico, ao longo de mais de 20 anos.

Pressupostos Para Ações Bem Sucedidas

O primeiro aspecto a ser considerado é que em reservatórios hidrelétricos, onde impactos negativos sobre a diversidade biológica são resultados inevitáveis de sua formação, as ações, por uma questão ética, não devem ser calculadas apenas no incremento da produção pesqueira. Sua administração deve ter compromissos com a recomposição e manutenção da biodiversidade e do funcionamento do ecossistema (AADLAND, 1993; ver **Box 8.1**). Vale destacar que, nas reuniões do COMASE, algumas recomendações foram elaboradas, na orientação específica de direcionar esforços para a conservação ambiental e da biodiversidade (ver **Box 8.2**).

Box 8.1

Recomendações do COMASE

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

“Diretrizes para as ações de mitigação de impactos e manejo dos recursos:

1. As diretrizes, definidas de maneira concisa e conforme as peculiaridades de cada bacia, devem ter compromisso permanente com a manutenção da biodiversidade, mesmo quando as peculiaridades da bacia permitirem que ações voltadas aos interesses da produção pesqueira sejam implementadas.”

Box 8.2**Recomendações do COMASE**

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

Responsabilidade na utilização dos recursos hídricos

- I. reforçar as iniciativas para o estabelecimento de órgãos colegiados deliberativos por bacia hidrográfica para efetuar seu gerenciamento;
- II. estimular o estabelecimento de normas para a utilização dos recursos hídricos definindo, na medida do possível, critérios, competências e responsabilidades dos diversos usuários.

Conservação ambiental

- I. incluir a fauna aquática como uma das variáveis a ser considerada na definição das áreas indicadas para conservação ambiental;
- II. na definição dessas áreas, considerar a presença de:
 - . sítios de alimentação;
 - . área de desova;
 - . criadouro natural das formas jovens;

Responsabilidades do Setor Elétrico

- I. que seja estabelecido como responsabilidade do Setor Elétrico:
 - realizar atividades que visem a mitigação dos impactos ocasionados à fauna aquática e aos pescadores pela implantação e operação dos empreendimentos;
 - gerar os dados adequados à tomada de decisão, à implantação e à operacionalização das atividades, quando existentes;
 - realizar o monitoramento do ambiente e das atividades implantadas, de modo a avaliar a efetividade das ações e a necessidade de retificá-las;
 - divulgar os resultados do monitoramento e das demais ações realizadas;
- II. que as atividades garantam a implantação da política setorial proposta: "As empresas do Setor Elétrico, ao planejar, construir e operar seus empreendimentos devem priorizar ações que visem a manutenção e recomposição da diversidade da fauna aquática e da produção pesqueira sustentável nas bacias hidrográficas, bem como procurar equacionar a situação dos pescadores afetados pela implantação e operação dos seus empreendimentos".

Estímulos para a conservação da fauna aquática

- I. sugerir ao DNAEE:
 - o estudo de viabilidade da adoção de medidas de compensação aos municípios que reservem trechos das principais bacias hidrográficas que os atravessam;
 - a avaliação da experiência obtida no Estado do Paraná com a Lei de "Royalties Ecológicos" como subsídio ao estabelecimento de instrumentos para compensação aos municípios que preservam trechos de bacias hidrográficas.

Outro aspecto digno de destaque inicial é a gama de conhecimento que deve subsidiar as ações, especialmente as de manejo. Assim, o manejo de recursos pesqueiros deve ser baseado em um amplo conhecimento de todos os componentes do sistema, que nesse caso compreende os peixes, outros organismos, o ambiente e as pessoas envolvidas na pesca. A forte interação entre esses componentes e suas oscilações no tempo confere complexidade ao sistema e aumenta os riscos de frustração nas ações isoladas. As decisões acerca das medidas a serem tomadas serão tão mais apropriadas quanto mais profundas e abrangentes forem as informações dos componentes do sistema que as embasem (ver **Box 8.3**). Assim, o manejo de recursos pesqueiros, além de seus componentes biológicos, físicos e químicos, tem também uma dimensão socioeconômica que deve ser considerada.

As medidas de manejo baseadas apenas na informação biológica podem, por exemplo, ser inócuas se, por razões políticas ou econômicas, a pesca não for controlada. Por outro lado, programas de manejo dirigidos conforme interesses econômicos ou políticos podem

resultar em fracasso, caso limitações biológicas sejam ignoradas.

Para a eficiência das ações, são necessários o estabelecimento de metas claras e objetivos precisos e quantificáveis. De outra forma, a avaliação é impossível e os esforços, dispersos. Por exemplo, metas como "fornecer o máximo benefício à sociedade", "racionalizar o uso e conservação", "melhorar a pesca" ou "incrementar o rendimento pesqueiro" são generalizações inerentes à própria definição do manejo que, embora úteis na comunicação pública e na divulgação política, têm pouca utilidade operacional (BARBER; TAYLOR, 1990).

Metas são proposições de longo prazo e mais amplas, onde são antevistos estados de melhoria do estoque, população ou da atividade pesqueira, para cuja consecução os manejadores planejam e desenvolvem estratégias e que, em contrapartida, regem suas atividades de organização. Seu enunciado deve ser, no entanto, amplo e apresentar forte apelo socioeconômico e/ou conservacionista, para que sirva também às finalidades políticas e de comunicação social.

Box 8.3**Recomendações do COMASE**

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

(continua)

Suficiência do conhecimento sobre a fauna aquática para subsidiar a política nacional

- I. propor aos órgãos competentes a realização de estudos para aprofundar o conhecimento sobre a fauna aquática nas regiões que apresentam maior carência de informações;
- II. participar, juntamente com outros usuários dos recursos hídricos, da definição e realização dos estudos complementares sobre a fauna aquática, através de um processo coordenado. Sugere-se que estes estudos sejam precedidos por um programa que estabeleça metas, prioridades e prazos;

Box 8.3

(conclusão)

III. *propor a implantação de um sistema de informações sobre fauna aquática centralizando os dados que se encontram dispersos;*

Estudos e levantamentos básicos

I. *que sejam desenvolvidos estudos coordenados que considerem as experiências das diversas concessionárias. Para o desenvolvimento destes estudos deve-se procurar envolver, além do Setor Elétrico, instituições de pesquisa, o IBAMA e outros usuários responsáveis pelos recursos hídricos. Prioritariamente, propõe-se o desenvolvimento dos seguintes estudos:*

- *elaboração de manuais de identificação de larvas e de peixes, com vistas a subsidiar, respectivamente, os levantamentos larvais e ictiofaunísticos;*

- *determinação, nas bacias hidrográficas, do trecho livre mínimo necessário para o desenvolvimento de uma população viável de peixes;*

- *reflexos das ações de desmatamento da vegetação da área do reservatório sobre a fauna aquática;*

- *interferências do desvio do rio para construção da barragem nos processos migratórios da fauna aquática;*

- *reflexos da redução da vazão de jusante sobre a fauna aquática, em função do início do enchimento dos reservatórios ou de desvios de rio nos casos onde a casa de força é distante do barramento.*

Estudos e levantamentos prévios sobre fauna aquática realizados pelo Setor Elétrico

I. *deve ser priorizada a utilização de equipes com experiência e credibilidade reconhecidas no tratamento das questões associadas à fauna aquática e investimentos devem ser realizados no sentido de formar novas equipes;*

II. *deve ser garantida a inclusão no orçamento dos empreendimentos do montante de recursos necessários ao pleno desenvolvimento dos estudos de fauna aquática das etapas iniciais do ciclo de planejamento (Inventário e Viabilidade). Nessas etapas são realizados os levantamentos básicos para as etapas seguintes, os quais devem contemplar um número adequado de campanhas de campo evitando assim, a necessidade da sua complementação e o conseqüente dispêndio de recursos adicionais;*

III. *os prazos estabelecidos para o desenvolvimento dos estudos e levantamentos de fauna aquática não devem ser inferiores aos requeridos pelas áreas de engenharia, nas etapas do ciclo de planejamento, contemplando, no mínimo, um ciclo hidrológico completo;*

IV. *devem ser desenvolvidos métodos, técnicas e modelos apropriados para os estudos sobre fauna aquática para cada uma das etapas do ciclo de planejamento dos empreendimentos hidrelétricos;*

V. *os estudos e levantamentos devem ser associados a parâmetros limnológicos e climatológicos básicos tomados durante as amostragens da fauna aquática;*

VI. *os estudos e levantamentos devem ser compatíveis com o grau de profundidade, detalhamento e abrangência requeridos na etapa em que se encontre o planejamento;*

VII. *os estudos e levantamentos devem ser precedidos por um plano de trabalho que explicitamente os objetivos; a metodologia; cronograma; produtos esperados e equipe técnica responsável. Essas informações devem ser incluídas no Relatório Final, com os resultados e conclusões;*

Os objetivos, por outro lado, são proposições específicas e mensuráveis que compõem as tarefas intermediárias na consecução das metas: eles dão sustentação às metas (BARBER; TAYLOR, 1990) e fornecem uma definição mensurável do sucesso do manejo. Espera-se que nos objetivos sejam contempladas mensurações como (i) captura por unidade de esforço; (ii) número de peixes capturados; (iii) grau de satisfação dos pescadores; (iv) rendimento da pesca profissional; (v) rendimento máximo sustentável; (vi) índice de abundância do estoque desovante; (vii) índice de recrutamento; (viii) índice de heterogeneidade genética, etc.

A articulação das ações de manejo da pesca com outras ações desenvolvidas, como decorrência de outros usos da bacia, é também fundamental ao sucesso dessas ações. Essa articulação ganha relevância nos reservatórios hidrelétricos, onde o principal

uso é o da produção de energia. As normas operacionais das barragens são, geralmente, conflitantes com os objetivos do manejo dos recursos biológicos e devem ser consideradas no seu planejamento. Nesse caso, o responsável pelo manejo da pesca deverá conhecer em profundidade esses procedimentos operacionais, identificar o grau de flexibilidade na operação e esforçar-se para participar nas decisões de operação, compatibilizando seus objetivos de manejo às restrições impostas por esse uso competitivo. O COMASE indicou algumas recomendações **Box 8.4**.

A articulação deve, obviamente, abranger as demais ações ambientais desenvolvidas na bacia (reflorestamento, fiscalização, controle de poluição, programas de microbacias, etc.), sendo ideal que os objetivos do manejo da pesca estejam contidos em um plano de desenvolvimento regional (ver **Box 8.5**).

Box 8.4**Recomendações do COMASE**

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

Incorporação da variável fauna aquática nos projetos e regras operativas das usinas

- I. *avaliar a interferência das regras operativas das usinas sobre a fauna aquática e a possibilidade de alterá-las, visando a atenuação dos impactos e a melhoria das condições ambientais, quanto a:*
 - *mortalidade de peixes por ocasião da parada das turbinas para manutenção;*
 - *condições dos locais de desova e criadouros naturais;*
 - *qualidade de água do reservatório e do rio a jusante;*
- II. *realizar estudos para avaliar a interferência das variáveis de projeto (altura da tomada d'água, arranjo da barragem, tipo de vertedouro, tipo de equipamentos etc.) sobre a fauna aquática;*
- III. *analisar a viabilidade de introduzir alterações nos projetos e nas regras operativas das usinas hidrelétricas, sob a ótica energética.*

Box 8.5**Recomendações do COMASE**

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

(continua)

Abrangência geográfica das ações para mitigação dos impactos e manejo dos recursos

- I. A bacia hidrográfica deve ser considerada como unidade de estudo, planejamento e ação, gerenciada por uma comissão formada pelos usuários e representantes da comunidade científica e órgãos do governo, nos diversos níveis, responsáveis pela questão ambiental, que definiria seu uso vocacional e promoveria a partilha de responsabilidade na mitigação de impactos e nas ações de monitoramento e manejo;
- II. Sugere-se maior integração dos agentes que atuam na mesma bacia, no sentido de iniciar este processo;
- III. A delimitação espacial das responsabilidades na mitigação de impactos deve ser definida a partir de levantamentos da abrangência geográfica destes e, as ações, coordenadas pela comissão.

Gerenciamento de bacias hidrográficas

- I. apoiar a implantação das conclusões do Seminário Internacional sobre Gestão de Recursos Hídricos, realizado em 1983, que estão resumidas a seguir:
 - o aumento da eficácia e a eficiência das entidades e normas jurídicas existentes, antes de se criarem novos órgãos ou encargos;
 - a desregulamentação e descentralização dos procedimentos relacionados com a gestão das águas públicas;
 - a administração das águas por bacia ou regiões hidrográficas;
 - a criação de um colegiado nacional, a nível ministerial, para coordenar a política de gestão das águas;
 - a presença de órgão central e normativo do sistema nacional de planejamento e controle de recursos hídricos;
 - a cobrança pela utilização da água, quer na derivação, quer no lançamento de afluentes.
- II. apoiar a realização da administração dos recursos hídricos regionalmente, tomando-se a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e a existência de um único colegiado para o gerenciamento de cada bacia que, forçosamente, terá como "poder tutelar" (ou poder de recorrência) o órgão gestor estadual ou federal, conforme o domínio sobre as águas;
- III. apoiar a participação da sociedade na administração dos recursos hídricos, através dos diversos níveis de usuários;
- IV. ampliar a interação entre o Setor Elétrico e os órgãos gestores das bacias hidrográficas;
- V. participar das discussões com o Congresso Nacional para o estabelecimento dos instrumentos normativos para o gerenciamento de bacias hidrográficas.

Box 8.5

(conclusão)

A fauna aquática e o gerenciamento de bacias hidrográficas

- I. apoiar o IBAMA na implementação de seu Programa de Administração Pesqueira para Águas Continentais (Ordenamento Pesqueiro) que apresenta as seguintes linhas de ação:
 - adequação da regulamentação vigente em cada bacia hidrográfica, de modo a se obter medidas compatíveis com as necessidades técnicas de ordenamento e coerentes com as diferentes realidades regionais;
 - apoio a linhas de pesquisa prioritárias para subsidiar o processo de ordenamento;
 - desenvolvimento de instrumentos de administração que possibilitem estabelecer o zoneamento da atividade pesqueira;
 - participação nos vários fóruns, visando integrar a atividade pesqueira às outras atividades realizadas na bacia hidrográfica, notadamente a florestal, a agropecuária e a mineração.
- II. sugerir ao Ministério do Meio Ambiente/IBAMA o estabelecimento de um programa de conservação da ictiofauna, de âmbito nacional e com enfoque por bacia hidrográfica;
- III. estabelecer uma política ampla de conservação da fauna aquática para o Setor Elétrico;
- IV. apoiar programas de levantamentos de dados e pesquisa científica sobre fauna aquática e pesca nas diversas bacias hidrográficas;
- V. estabelecer programas de cooperação entre as empresas de energia elétrica que atuam em uma mesma bacia hidrográfica e entre o Setor Elétrico e o IBAMA, visando o monitoramento e a conservação da fauna aquática e da pesca;
- V. ampliar a interação entre o Setor Elétrico, órgãos gestores das bacias hidrográficas (DNAEE, órgãos estaduais e comitês), órgãos estaduais e federais do meio ambiente e instituições de pesquisa, visando a efetiva incorporação dos aspectos relacionados à conservação da fauna aquática e da pesca no gerenciamento de bacias hidrográficas.

O fato de os reservatórios constituírem pontos de convergência das ações do homem em seu entorno, principalmente no segmento da bacia a montante, faz com que os conhecimentos necessários para um bom manejo extrapolem os limites do ambiente represado. As ações de manejo são, muitas vezes, mais eficientes se dirigidas a áreas críticas situadas em pontos externos ao reservatório.

O manejo dos recursos naturais deve ser dotado de flexibilidade suficiente para

incorporar os novos conhecimentos gerados pela ciência, as mudanças na estratégia de pesca, as alterações na estrutura das populações ou na comunidade de peixes, resultantes tanto dos distúrbios naturais quanto de novas diretrizes políticas e sociais ligadas ao modelo de desenvolvimento. Deve, sobretudo, ser flexível a ponto de poder sofrer correções de rumo, recomendadas pela avaliação constante da efetividade das ações implementadas (monitoramento).

A avaliação é etapa indissociável do manejo. Sua eficácia é aumentada se for realizada como parte de um programa de monitoramento abrangente e duradouro dos estoques e do ambiente, uma vez que poderão ser obtidas informações não apenas do grau de sucesso do empreendimento, mas também dos fatores intervenientes no processo. O processo de avaliação deve contemplar etapas discretas (KRUEGER; DECKER, 1999) como (i) medição da resposta conforme previsto nos objetivos; (ii) comparações com os valores estabelecidos nos objetivos; (iii) avaliação dos resultados; (iv) revisão, continuidade ou conclusão do programa de manejo.

O COMASE propôs algumas recomendações para este tópico (ver **Box 8.6**)

A avaliação do programa de manejo é, portanto, decisiva para as ações futuras. Falha na consecução dos objetivos, embora encarada, geralmente, como motivo de desalento, é, provavelmente, o resultado mais informativo para as diretrizes futuras do manejo (KRUEGER; DECKER, 1999). Em geral, aprende-se mais com os erros do que com o sucesso. Deve-se, entretanto, aprofundar na análise das causas das falhas, desenvolvendo-se estudos específicos, caso necessário (ver Figura 8.1).

Box 8.6

Recomendações do COMASE

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

Efetividade das ações implantadas

I. tendo em vista a efetividade das ações já implantadas ou projetadas, propõe-se que cada empresa do Setor Elétrico adote os seguintes procedimentos:

- desenvolver estudos voltados para identificação dos impactos que serão causados pelos empreendimentos;
- avaliar a necessidade e a viabilidade de implantar ações, visando reduzir os impactos identificados; realizar um planejamento para implementação das ações;
- realizar programas de monitoramento do ambiente e de ações implantadas, de modo a avaliar a efetividade das ações e a necessidade de retificá-las;
- divulgar os resultados do monitoramento e da avaliação das ações realizadas, visando subsidiar as decisões para outros empreendimentos;

II. propõe-se também que as empresas do Setor Elétrico em conjunto, através do COMASE, adotem os seguintes procedimentos:

- realizar, periodicamente, reuniões para análise das ações já implantadas e das planejadas pelas empresas. Elas deverão contar com a participação de pescadores, órgãos ambientais e especialistas externos ao Setor Elétrico;
- realizar estudos que permitam avaliar a eficiência de cada tipo de ação implantada pelo Setor Elétrico;
- instituir mecanismos de captação de recursos financeiros extra-setoriais e estabelecer parcerias para o desenvolvimento de estudos e ações;

Finalmente, cabe destacar que a oportunidade da medida de manejo, a capacidade técnico-científica da equipe que a executa, e a sensibilidade da administração do reservatório na alocação dos recursos necessários para a implementação das ações são fatores determinantes do sucesso das ações ambientais, tanto para a conservação da ictiofauna quanto na produção pesqueira.

Natureza das Ações Ambientais

As ações ambientais podem ser categorizadas em levantamentos, estudos, manejo e monitoramento. O significado de cada um desses termos tem sido confuso nos documentos emanados do setor elétrico, sendo eles, algumas vezes, utilizados indistintamente. Dado o caráter seqüencial dessas ações e as relações de pré-requisitos existentes entre algumas delas (Figura 8.1), a confusão existente deixa de ser mera questão de semântica e assume importância fundamental no planejamento e nas estratégias empregadas para a atenuação de impactos e conservação dos recursos pesqueiros.

Neste tópico buscamos conceituar cada uma dessas ações e estabelecer as relações de pré-requisitos.

Levantamentos

Os levantamentos são atividades mais relacionadas ao diagnóstico e aos inventários dos componentes do sistema de pesca. Consistem na coleta de informações quali-quantitativas, através de procedimentos padronizados de observação e/ou amostragem, durante um período definido e sem qualquer pré-concepção do que será descoberto. O entendimento preliminar dos componentes do sistema, as relações entre eles e as mudanças induzidas pela eventual intervenção no ambiente são as principais metas dessa abordagem. É uma fase que deve anteceder a elaboração do plano de manejo e deve ir muito além de uma simples listagem

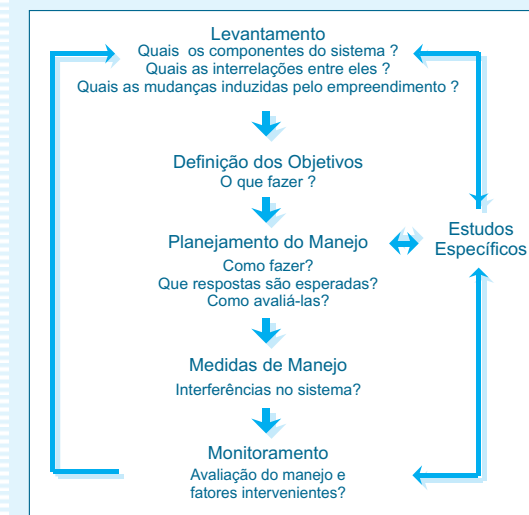


Figura 8.1 - Organização das ações ambientais de levantamentos, estudos, manejo e monitoramento (Fonte: AGOSTINHO; GOMES, 1997).

de espécies, como é, geralmente, entendido nos estudos e relatórios de impactos ambientais.

Numa situação ideal, o levantamento deve contemplar informações do ambiente, dos recursos, das pessoas que deles se utilizam e/ou os afetam, e dos processos envolvidos na pesca e seu estado. Nas reuniões do

COMASE, algumas recomendações foram apontadas (ver **Box 8.7** e **Box 8.3**).

Em relação ao ambiente as buscas de informações devem ter como alvo suas características hidrológicas, morfométricas, limnológicas e inserção na bacia hidrográfica. Já os levantamentos relacionados aos recursos, devem ter como

metas o conhecimento de aspectos como distribuição, abundância, ciclo de vida (incluindo alimentação, reprodução e crescimento), requerimentos de espaço vital (*home range*), movimentos migratórios, relações interespecíficas (teia alimentar), limiares de tolerância a fatores ambientais e, especialmente, localização e delimitação de áreas críticas ao ciclo de vida.

Das pessoas que exploram os recursos aquáticos é necessário um bom entendimento do grau de dependência e de aspectos socioeconômicos e culturais ligados a essa exploração, além de suas percepções em relação à atividade e ao ambiente. Com base nos primeiros, podem-se avaliar a importância da exploração e os riscos e potenciais das medidas. Já o entendimento das percepções, permitirá compreender as diferentes visões sobre os mesmos objetos/ações e facilitar a comunicação na busca da sustentabilidade na exploração.

Outros usos da bacia que possam interferir na atividade ou na conservação dos recursos devem ser também adequadamente dimensionados. O reconhecimento dessas intervenções é fundamental na gestão de conflitos e no correto dimensionamento de responsabilidades.

Já os levantamentos do estado e processos envolvidos na exploração, visam identificar o estado do recurso, determinar os níveis de exploração e sua sustentabilidade, bem como as estratégias de pesca empregadas e estruturas disponíveis. Incluem-se neste tópico a estimativa do estoque e avaliações

de aspectos econômicos, sociais e políticos (KING, 1995), sendo conveniente um correto entendimento das percepções dos usuários sobre as instituições envolvidas, os recursos explorados, sua conservação e problemas no sistema de pesca.

Para um estoque que já vem sendo explorado, o levantamento deveria contemplar o estado atual da exploração e do recurso. Caso haja dados históricos de acompanhamento de desembarques (monitoramento da pesca) e informações sobre os parâmetros de crescimento ou populacionais, os níveis de sustentabilidade da exploração podem ser inferidos a partir de vários métodos disponíveis na literatura (KING, 1995; RICKER, 1975; HILBORN; WALTERS, 1992; PAULY, 1998).

Os procedimentos para avaliação dos recursos e da pesca, para situações em que a atividade seja incipiente ou ausente, devem basear-se em dados de pesca exploratória e experimental, preferencialmente delineadas e executadas de forma complementar por cientista da pesca e pescador profissional. Este é o caso da exploração pesqueira em reservatórios onde a pesca proibida passa a ser liberada.

Esse levantamento deve contemplar pelo menos cinco fases, sendo a viabilidade da pesca avaliada após cada uma delas. Na fase I, o levantamento deve contemplar o diagnóstico do potencial dos recursos e das formas de exploração; na fase II, os custos com a atividade devem ser estimados, considerando-se os investimentos necessários (aparelhos de pesca,

Box 8.7

Recomendações do COMASE

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

Estudos prévios à implantação de empreendimentos

- I. *devem ser desenvolvidos métodos, técnicas e modelos apropriados à investigação de fatores relevantes para a avaliação de impactos e sua mitigação (ex.: indicadores de áreas de desova, criadouros naturais, espécies indicadoras)*
- II. *os estudos prévios devem contemplar, em relação aos peixes, pelo menos, (1) informações quantitativas (captura por unidade de esforço) além das qualitativas, (2) dados dos aparelhos de pesca e esforço, (3) localização e, se possível, delimitação das áreas de desova e criadouros naturais, (4) gradiente de distribuição das espécies e (5) estudos das redes tróficas.*

Estudos sobre fauna aquática na etapa de inventário

- I. *os estudos e levantamentos desenvolvidos nesta etapa devem objetivar a apresentação de resultados qualitativos que propiciem a avaliação do impacto das alternativas de partição de queda e contribuam para a escolha da alternativa que minimize os impactos sobre a diversidade da fauna aquática e sobre a pesca;*
- II. *estes estudos e levantamentos devem considerar, principalmente:*
 - *as políticas de utilização múltipla da bacia hidrográfica emanadas pelos órgãos competentes;*
 - *a composição específica da ictiofauna e sua distribuição na bacia, obtida a partir de amostragens em diferentes biótopos, utilizando-se distintos equipamentos de pesca;*
 - *a necessidade de classificação dos cursos d'água que compõem a bacia em estudo por sua importância como áreas de desova de espécies migratórias. Essa classificação deve ser baseada na distribuição de ovos e larvas;*
 - *o levantamento das áreas relevantes como criadouros naturais de espécies migradoras, através dos dados de distribuição de juvenis obtidos em amostragens realizadas em canais e lagoas marginais;*
 - *o levantamento preliminar da atividade pesqueira, baseado em entrevistas, contemplando a listagem das espécies capturadas em ordem de grandeza e os aspectos socioeconômicos da pesca.*

embarcações, motores), o consumo (combustível, energia elétrica, gelo, água, iscas) e a depreciação dos equipamentos; na fase III, as facilidades de mercado são avaliadas, sob condições de disponibilidade variável; na fase IV, em posse das informações anteriores, avaliam-se a lucratividade da pesca e sua atratividade para os pescadores. Finalmente, definida a viabilidade da pesca, avalia-se, com base em informações adicionais de natureza social, econômica e cultural, a probabilidade de que esta seja sustentável (Fase V). Nesse ponto é importante já ter sido considerado que o rendimento sustentável implicará menos da metade do rendimento de uma exploração inicial, dado que este se situa em torno da metade da capacidade de suporte do ambiente sem pescarias (Figura 8.2).

Embora a inexistência de todas essas informações não seja fator impeditivo para a implementação de outras ações, ressalta-se que a qualidade delas é determinante dos acertos nas ações de manejo.

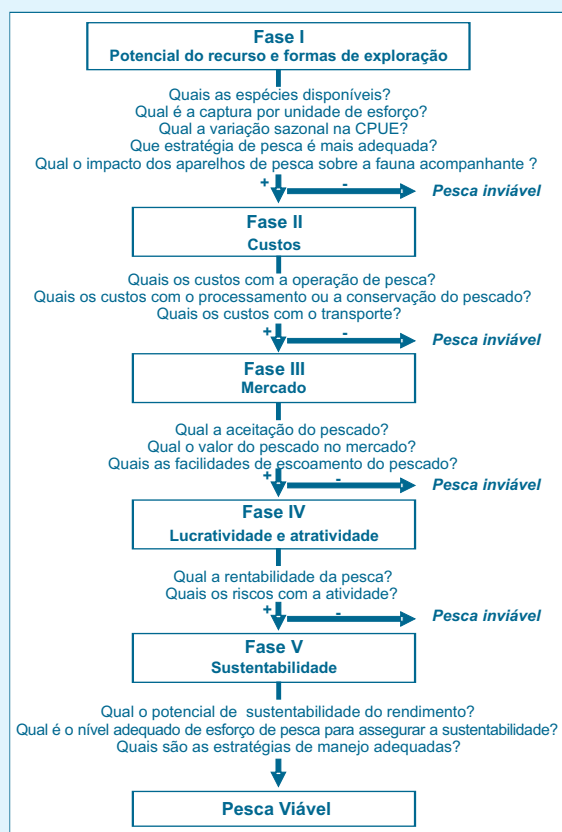


Figura 8.2 - Protocolo mínimo de avaliação da viabilidade da pesca em reservatórios (Modificado de KING, 1995).

Estudos

Os estudos compreendem investigações e experimentações delineadas com o objetivo de gerar informações específicas que ajudem na solução de problemas concretos. Ao contrário dos levantamentos, os estudos

pressupõem a formulação prévia de hipóteses e a obtenção de dados estatisticamente testáveis.

Para que produzam os resultados esperados, é importante que esses estudos sejam objeto de um delineamento adequado, sendo sua necessidade indicada nas fases de elaboração do plano de manejo ou de sua execução (Figura 8.1). Entretanto, no manejo experimental ou adaptativo proposto por Walters e Hilborn (1976), os estudos constituem a essência do método.

Monitoramento

O monitoramento consiste em levantamentos conduzidos para avaliar o grau de variabilidade de fatores bióticos ou abióticos em relação a um modelo ou padrão conhecido ou esperado. Serve a objetivos tão diversos como o de avaliar a eficácia de uma medida de manejo, identificar situações incorretas de uso da bacia ou dos recursos naturais, detectar

alterações incipientes resultantes de interações complexas ou de natureza estocástica no ecossistema (ver *Box 8.8*).

O monitoramento é uma atividade que necessariamente deve seguir-se às ações de manejo, pela sua importância ecológica (toda ação de manejo, inclusive sua ausência, tem impacto sobre o funcionamento de sistemas regulados), econômica (avaliação de custo-benefício) e mesmo ética, quando de iniciativa do poder público (critério na aplicação de recursos públicos). Durante a elaboração de um programa de monitoramento é essencial que se tenham claros o seu propósito (qual o objetivo do monitoramento?), procedimentos (como pode ser alcançado o objetivo?) e método de análise (como serão analisadas as informações?).

No caso de reservatórios, onde as condições ambientais são extremamente variáveis, como decorrência de sua operação e dos usos da bacia, o monitoramento deve ser periódico e permanente.

Box 8.8

Recomendações do COMASE

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

Monitoramento dos recursos aquáticos

- I. o monitoramento deve ser realizado em toda a área de influência do empreendimento, de modo contínuo, com objetivos bem definidos e precedido de levantamentos detalhados;
- II. o monitoramento dos recursos deve ser entendido como uma atividade destinada a avaliar o grau de variabilidade apresentado pelo recurso, em relação a um modelo ou padrão conhecido, através de levantamentos detalhados.

Em relação à pesca, o monitoramento deve também ser continuado, visto que os estoques apresentam grandes flutuações, naturais ou não, e as estratégias e esforços aplicados são também variáveis. Nesse caso, o monitoramento seria uma ferramenta indispensável para acompanhar a condição dos estoques e de sua exploração, bem como avaliar as ações de manejo e subsidiar mudanças de estratégia. O COMASE apresentou recomendações para o monitoramento da ictiofauna e pesca (ver **Box 8.9**)

As informações mínimas necessárias a um programa de monitoramento da pesca são as de captura por unidade de esforço (CPUE), que fornecerão indicações sobre a abundância, e a frequência de comprimento dos peixes desembarcados, cuja mudança no

tempo permitirá inferências sobre o estado de exploração. A CPUE é o melhor índice para avaliar alterações na abundância dos estoques (padroniza o esforço) e a composição em tamanho do pescado pode indicar sobrepesca.

O monitoramento realizado através de pescarias experimentais é, em geral, caro, produzindo amostras pequenas e, muitas vezes, insuficientes para inferir sobre a pesca. Esse monitoramento, entretanto, deve ser realizado de maneira espaçada para detectar alterações na bionomia das espécies exploradas, tais como, dieta, ciclo reprodutivo, crescimento, etc. Além disso, o monitoramento baseado na pesca experimental é a única forma de avaliar a abundância de espécies forrageiras que não aparecem nos desembarques, mas que muitas vezes sustentam o rendimento.

Box 8.9

Recomendações do COMASE

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

Monitoramento da ictiofauna e da pesca

- I. *realizar o monitoramento em toda a área de influência do empreendimento (montante, corpo do reservatório, jusante e tributários), de modo contínuo e com objetivos bem definidos;*
- II. *ajustar a periodicidade do monitoramento de acordo com seu objetivo e com as fases do ciclo estacional. Antes do enchimento do reservatório, o programa deve ser iniciado no rio principal e tributários. Nas fases de enchimento e pós-enchimento, o programa deve ser contínuo;*
- III. *realizar um programa de acompanhamento das condições limnológicas e da qualidade da água, compreendendo a coleta de dados físicos, químicos e biológicos em diferentes locais (montante e jusante) e profundidades, associado ao monitoramento da ictiofauna;*
- IV. *realizar o monitoramento da pesca, por meio da pesca experimental e do controle do desembarque de pescado nos postos de comercialização. A metodologia para o monitoramento deve ser padronizada de forma a permitir comparações entre diversos empreendimentos. Essa atividade deve ser realizada em parceria com o IBAMA e pescadores.*

Por outro lado, o monitoramento dos desembarques, por produzir grandes amostras das espécies de interesse, merece especial atenção. Um bom sistema de monitoramento depende ainda de um contato regular e pessoal com o pescador (KING, 1995), quando os problemas da pesca e da comunidade com ela envolvida podem ser sentidos, suas reivindicações registradas e suas percepções melhor aferidas.

Dados de rendimento, se não acompanhados pelos do esforço, não têm como serem comparados, perdendo o significado para os efeitos do monitoramento. Pescarias multiespecíficas, como é o caso daquelas de reservatórios neotropicais, onde o desembarque é geralmente composto por mais de 20 espécies capturadas com estratégias e equipamentos diversos (ver Capítulo 5.2), tornam a quantificação do esforço uma tarefa mais complicada, porém possível de ser realizada (pescador/dia, horas de pesca, quantidade de aparelhos de pesca, etc.).

Adicionalmente, alterações de natureza social e econômica, considerando-se aqui as modificações na qualidade de vida e na lucratividade da pesca, devem também ser objeto de monitoramento, dado que variam espacial e temporalmente. Esses dados são imprescindíveis à eficácia do manejo, que é regulada pelas restrições biológicas, econômicas, sociais, políticas e culturais.

Exemplos bem-sucedidos de monitoramento do sistema de pesca vêm sendo conduzidos nos reservatórios de Itaipu e Manso, sendo que no primeiro ele vem sendo realizado há 20 anos.

Nesses monitoramentos, além do desembarque da pesca, monitoram-se também os tamanhos e os estádios de reprodução do pescado capturado, as estratégias de pesca e a estrutura física envolvida na atividade, além dos investimentos realizados no sistema.

Em relação aos aspectos sociais e econômicos, acompanham-se as flutuações nos preços do pescado, nos custos envolvidos com a pesca, na lucratividade, na estrutura familiar, na qualidade de vida, nas atividades associativas e nas percepções em relação aos recursos explorados e às instituições envolvidas.

Os resultados desse monitoramento vêm sendo utilizados na tomada de decisões de manejo e aferição de resultados, no estabelecimento de políticas públicas, na organização das entidades associativas, na ordenação da pesca, na comprovação de exercício da atividade para fins de requerimento de direitos e resolução de conflitos, nas decisões judiciais, na identificação de atividades com impactos positivos e negativos sobre o rendimento, entre outros.

Manejo

Finalmente, o manejo consiste na implementação de medidas sobre um sistema visando otimizá-lo conforme um dado objetivo. Sua interpretação, no que concerne aos recursos pesqueiros, tem sido motivo de discussões na literatura especializada. As reuniões do COMASE adotaram uma definição para essa atividade (ver **Box 8.10**).

Entendido, inicialmente, no contexto do controle da pesca, e originado como contraposição à crença difundida no final do século XIX de que os recursos pesqueiros eram inexauríveis (HUXLEY, 1883, apud KING, 1995), o termo teve seu significado ampliado nas últimas décadas. Carlander (1969) definiu manejo como tudo que é feito para manter ou melhorar os recursos e sua utilização, e Lackey (1978), como análises de decisões alternativas e implementação dessas decisões, em consonância com as aspirações da sociedade em relação à utilização de recursos aquáticos. Krueger e Decker (1999), por outro lado, definem manejo pesqueiro como a integração de informações ecológicas, econômicas, políticas e socioculturais em decisões que resultem na implementação de ações para alcançar metas estabelecidas para o recurso pesqueiro.

O manejo dos recursos pesqueiros realizado conforme a abordagem do rendimento máximo sustentável (RMS) tem sido criticado por contemplar apenas os aspectos físicos da atividade pesqueira, com reflexos restritos

aos temas sociais e econômicos (BARBER; TAYLOR, 1990). Além disso, a fiscalização tem sido incapaz de controlar o montante, a distribuição e técnica de esforço da pesca, embora esse controle seja requisito do rendimento sustentável (LARKIN, 1977).

Para Ludwig (1993), o manejo de um recurso que preconiza o máximo rendimento sustentável, na prática, coloca em segundo plano a conservação do estoque. Assim, estimativas realizadas em períodos altamente favoráveis ao estoque podem gerar expectativas de excedentes que elevam seus valores, e as tentativas de aumentar o rendimento podem implicar um risco adicional, muitas vezes irreversível. Um recurso natural deveria, portanto, ter sua exploração reduzida a níveis suficientemente abaixo do rendimento máximo, para contemplar as variações que ocorrem na abundância. Outro aspecto relevante na abordagem do rendimento máximo sustentável, ou rendimento econômico máximo, é o fato de as ações de controle da pesca incidirem sobre uma ou algumas espécies de interesse econômico.

Pescarias multiespecíficas ou métodos menos seletivos de pesca podem capturar espécies suscetíveis aos equipamentos, de importância econômica secundária ou nula e com menor estoque inicial, fato que pode levar os estoques destas últimas à extinção. Assim, a busca de aparelhos mais seletivos, que excluam as espécies secundárias das capturas, é um objetivo de muitas políticas de manejo (KING, 1995).

O rendimento ótimo sustentável (ROS) foi o sucedâneo natural do RMS no manejo da pesca em países do hemisfério Norte, a partir dos anos 1970. Esse rendimento tem como vantagem a inclusão explícita dos aspectos sociais, políticos, econômicos, biológicos e ecológicos.

Isso, como é óbvio, tornou a atividade de manejo consideravelmente mais complexa e de definição mais difícil, porém mais realista, à medida que reconhece a diversidade dos ecossistemas aquáticos e as demandas do homem em relação a eles (NIELSEN, 1993). Para essa abordagem, considerada mais como objetivo que modelo de manejo, é necessária uma organização dos segmentos sociais envolvidos direta ou indiretamente com os recursos, além de uma forte base de conhecimentos específicos do sistema.

Esta última abordagem de manejo visa também, em geral, a conservação dos recursos para a exploração sustentada. Regulam-se, essencialmente, as saídas (mortalidade por pesca) conforme os anseios socioeconômicos e culturais das pessoas envolvidas, respeitando-se as restrições bióticas e abióticas vigentes.

Embora mais racional que a primeira, cuja formulação e controle baseiam-se apenas no rendimento aferido nos desembarques pesqueiros, a abordagem do rendimento ótimo sustentável deve ser ampliada nas situações em que o interesse conservacionista predomina sobre o da produção.

Numa perspectiva ecológica, todas as formas de pesca, incluindo as altamente seletivas (monoespecífica), promovem alterações no ecossistema (KING, 1995). A redução na abundância de uma espécie particular pode elevar o estoque das espécies presas ou reduzir a dos predadores, em graus que variam com o nível de interação trófica entre elas.

Nesses casos, o manejo da pesca deve ser realizado no contexto do *desenvolvimento ecologicamente sustentável*, que inclui o uso sustentável da(s) espécie(s) e do ecossistema, com a manutenção dos processos ecológicos essenciais e preservação da diversidade biológica, desde o nível de ecossistema até o genético (KING, 1995).

Assim, nos grandes corpos d'água a prática do manejo pode ser direcionada no sentido de preservar a diversidade biológica e/ou sustentar a exploração pesqueira, comercial ou esportiva. É uma atividade que lida essencialmente com os processos de escassez e abundância de indivíduos nos diferentes níveis de organização do sistema ecológico.

O manejo exercido com finalidades conservacionistas tem suas atividades dirigidas para manter as populações acima

Box 8.10

Recomendações do COMASE

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

Manejo dos recursos aquáticos

- I. o manejo deve ser precedido pelo planejamento e embasado no conhecimento dos componentes ecológicos e socioeconômicos e culturais do sistema;
- II. deve-se entender como manejo a implementação de ações sobre o sistema visando otimizá-lo conforme um dado objetivo.

de limiares demográficos e genéticos que são críticos à reprodução e aos processos evolutivos necessários à sua existência a longo prazo. Nesse contexto, a destruição, contaminação ou fragmentação do hábitat, a exploração excessiva, o endocruzamento e a hibridação são aspectos de maior relevância.

A despeito de o manejo conservacionista enfocar população ou populações de uma ou mais espécies em vias de extinção, a visão de uma comunidade integrada é essencial, particularmente em seus aspectos relacionados às interações entre as espécies e à perda de outros elementos faunísticos. Os modelos de viabilidade de populações não devem considerar meramente o tamanho populacional e a variabilidade genética, mas também as interações específicas e as respostas da comunidade ante as perturbações ambientais.

O manejo para a exploração, por outro lado, visa permitir um alto rendimento sustentável da atividade exploratória. Pode ser efetivado por medidas que incrementem a taxa de recrutamento (melhoria das condições de reprodução e de sobrevivência das formas jovens), elevação na capacidade biogênica do ambiente, redução na mortalidade natural e controle da pesca.

No caso dos recursos pesqueiros de reservatórios, entretanto, ambas as abordagens devem ser compatibilizadas, como mencionado anteriormente.

Como também já mencionado, as ações de manejo ambiental e dos recursos pesqueiros em reservatórios têm seu sucesso regulado

pelo nível de conhecimento de que se disponha do sistema a ser manejado, pela clareza de objetivos e pela formação e experiência do manejador. Assim, para sua efetividade, essas ações devem ser precedidas pelas ações de levantamento e estudos propostas e complementadas pelo monitoramento. A modalidade de manejo a ser aplicada depende, portanto, de um amplo e detalhado conhecimento prévio do sistema.

O manejo da pesca em reservatórios exige dos gerentes a solução de problemas diversos, incluindo, além da pesca, limnologia, economia, sociologia, hidrologia e engenharia, visto que o sistema de pesca envolve os peixes, o ambiente e as pessoas que usam os recursos. Assim, a necessidade e a oportunidade das ações de manejo podem estar manifestas em uma grande variedade de situações relacionadas ao recurso, ao ambiente ou aos pescadores, sendo algumas delas listadas na Tabela 8.1.

As técnicas de manejo para a solução desses problemas, que são complexas e devem ser estabelecidas conforme o conhecimento disponível sobre o sistema particular (cada reservatório), podem ser agrupadas em três categorias principais: (i) *manejo de população*, (ii) *manipulação do hábitat* e (iii) *controle da pesca*.

O *manejo de populações* consiste num grupo de técnicas de natureza demográfica que visam a alteração diretamente da abundância (redução ou aumento populacional) e/ou genética, que busca incrementos na heterogeneidade genética das populações, ambas com implicações na estrutura das comunidades.

Tabela 8.1 - Algumas situações constatadas no sistema de pesca que requerem ações de manejo (modificada de SUMMERFELT, 1993)

O Recurso	O Ambiente	A Pesca
Perda de classe etária	Qualidade e disponibilidade dos locais de desova	Baixo esforço de pesca
Crescimento inadequado	Qualidade e disponibilidade dos locais de desenvolvimento inicial	Conflitos de usos dos recursos
Exploração excessiva	Poluição	Declínio nas taxas de capturas
Espécies indesejáveis	Anoxia do hipolimnio	Baixa qualidade nas capturas
Estrutura em tamanho	Macrófitas aquáticas	Redução no valor socioeconômico
Mortandades de peixes	Sedimentação e siltação	Insatisfação com a pesca
Recrutamento insuficiente	Ausência de abrigos	Escoamento inadequado
Predação excessiva		Distorções na composição do preço do pescado
		Dificuldades de acesso ao recurso
		Problemas na conservação e/ou processamento do pescado

Em bacias com reservatórios artificiais, destacam-se as técnicas de transposição de peixes pelas barragens (melhoria genética dos estoques), estocagem ou peixamentos e redução de espécies indesejáveis.

A *manipulação de hábitats*, por sua vez, consiste em intervenções em hábitats críticos ao ciclo de vida de determinadas espécies ou na capacidade biogênica do ambiente, com o objetivo de proteger ou controlar suas populações. Para o primeiro objetivo, essas técnicas envolvem a proteção, implantação, ampliação ou restauração desses hábitats críticos. No caso de se pretender controlar a abundância de populações indesejáveis, geralmente invasoras, seus hábitats críticos são alterados deliberadamente para prejudicar a reprodução ou o desenvolvimento.

O *controle da pesca* é uma modalidade de manejo realizada com o objetivo de proteger as populações de peixes da sobrepesca e

promover uma melhor distribuição dos recursos entre os usuários (NOBLE; JONES, 1999). É efetivado, em geral, através de licenças ou restrições à atividade (apetrechos, época, local e quantidade e tamanho capturado).

Essas modalidades de manejo dos recursos pesqueiros são detalhadas nos tópicos seguintes, onde se discutem suas adequações ao manejo em reservatórios.

Manejo de Populações

O manejo de populações de peixes, ao contrário das demais modalidades, atua diretamente nos recursos pesqueiros visando seu incremento, redução ou melhoria genética. Nesse grupo estão as duas principais técnicas de manejo praticadas no Brasil, ou seja, a transposição de peixes (ver Capítulo 6.1) e a estocagem (Capítulo 6.2). As iniciativas brasileiras de

redução no estoque de espécies indesejáveis foram esporádicas e escassamente documentadas.

Transposição de Peixes

Embora a maioria dos mecanismos de transposição tenha sido concebida com o intento de restabelecer o livre trânsito das espécies migradoras entre os trechos a montante dos reservatórios e a jusante da barragem, interrompido com sua construção, os resultados até agora publicados não demonstram ser isso possível (ver Capítulo 6.1). Esses mecanismos são altamente seletivos no sentido jusante-montante e muito mais no sentido oposto, sendo os deslocamentos essencialmente unidirecionais. O COMASE apresentou recomendações específicas a esse tema (ver *Box 8.11*).

Assim, nos reservatórios com grandes trechos livres a montante e dotados de amplas áreas naturais de várzeas, a transposição pode ser um instrumento útil para a manutenção da heterogeneidade genética, desde que o número de exemplares transpostos não comprometa os estoques do trecho abaixo. Essas limitações, ligadas à estratégia dos peixes migradores, tornam as facilidades de transposição, da maneira como são atualmente concebidas, um instrumento inadequado para o manejo com fins preservacionistas.

Na maioria dos casos, os mecanismos de transposição não se constituem em instrumentos válidos para a preservação dos estoques, pelas seguintes razões:

- 1 – Os mecanismos de transposição são justificáveis apenas como maneira de permitir o fluxo gênico de populações de espécies com amplo *home range* (migradoras);
- 2 – Transposições são recomendadas apenas sob condições controladas e quando o trecho a montante comportar áreas de desova, de desenvolvimento inicial e de alimentação, visto que as transposições são essencialmente unidirecionais;
- 3 – Transposições com escada são de difícil controle e podem se constituir em importante fonte de impacto negativo quando as possibilidades de sucesso reprodutivo no trecho a montante são baixas, e as do trecho de rio ou tributários a jusante são favoráveis. Nesses casos, os elevadores devem ser considerados como fonte de impacto negativo;
- 4 – Mecanismos alternativos de transposição de peixes devem ter seus estudos incrementados, especialmente aqueles que permitam o controle e interrupção das transposições, como o sistema de transposição do tipo captura e transporte por caminhões (*trapping and hauling*). Esses sistemas devem ser priorizados, particularmente naquelas unidades cuja casa de força esteja distante da barragem, com grandes extensões de trechos de rio com vazão reduzida e com água de baixa qualidade.

Box 8.11

Recomendações do COMASE

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

Obras de transposição, estações de piscicultura, tanques-rede e canais de desova.

- I. embora obras de transposição, estações de piscicultura, tanques-rede e canais de desova sejam ações potencialmente válidas, estas devem ser implantadas quando o planejamento assim exigir;
- II. estudos quanto à eficiência das obras de transposição já implantadas devem ser realizados, visando subsidiar decisões em futuros empreendimentos;
- III. a implantação das obras de transposição deve considerar as condições vigentes nos segmentos a montante, quanto à efetividade da reprodução e desenvolvimento inicial de formas jovens. Quando as condições não as recomendarem, a viabilidade de canal de desova e outros procedimentos deve ser considerada;
- IV. a difusão da técnica de tanques-rede, também realizada como parte de um planejamento global, deve contemplar o monitoramento da qualidade da água, controle parasitológico e restrições a espécies alóctones e exóticas;
- V. Outras modalidades de manejo, especialmente as ligadas à manipulação de habitats de reprodução e desenvolvimento inicial dos peixes (recomposição da vegetação, recuperação e ampliação dos ambientes de desova e criadouros naturais) ou abrigo, devem ser consideradas.

Mecanismos para transposição de barragem

- I. as empresas que operam mecanismos de transposição de barragem devem promover estudos para avaliar sua eficiência;
- II. o Setor Elétrico deve realizar estudos mais abrangentes que permitam avaliar a eficiência do conjunto de mecanismos de transposição de barragem existentes no país;
- III. na definição de mecanismos de transposição de barragem, considerar as condições vigentes nos segmentos a montante e a jusante, principalmente quanto a:
 - necessidade de preservar espécies autóctones do rio;
 - presença de locais para reprodução e desenvolvimento de formas jovens (tributários, lagoas marginais etc.);
 - características biológicas das espécies (ciclo reprodutivo, tipo de migração, hábito na locomoção etc.);
 - aspectos de engenharia (localização do mecanismo, vazão do rio, características dos degraus, altura a ser transposta etc.);
 - relação custo/benefício do mecanismo recomendado;
- IV. o mecanismo somente deverá ser implantado se os estudos específicos assim o indicarem e após a aprovação do órgão ambiental competente.

Estocagem

É a prática de manejo mais antiga e mais utilizada nos reservatórios brasileiros. É, também, uma das mais controversas devido a inúmeros casos de insucessos e, quando bem-sucedida, às possibilidades concretas de levar a rupturas nas comunidades de peixes locais e promover reduções marcantes na diversidade genética (SCHRAMM, Jr.; PIPER, 1995; MIRANDA, 2001; ver Capítulo 6.2).

A estocagem consiste na adição de peixes na área objeto do manejo, e, nos reservatórios brasileiros, tem sido realizada com espécies nativas da região (repovoamento) ou com espécies oriundas de outras bacias (introdução).

A primeira recomendação para o repovoamento de reservatórios seria, sem dúvida, a de se verificar a necessidade incontestada de estocagem, para que depois esta seja planejada e implementada (COWX, 1994). Isso depende, entretanto, de um conhecimento suficientemente profundo do *status* dos estoques naturais, suas limitações, formas de exploração e autoecologia das espécies. Sem tais informações, essa técnica de manejo deve ser evitada.

Dentre as razões específicas que poderiam justificar investimentos em estocagem, destacam-se: (i) a depleção dos estoques pesqueiros, decorrente de sobrepesca; (ii) falhas no recrutamento por fatores extraordinários; (iii) a degradação genética de populações naturais; (iv) a perda de habitats de reprodução e desenvolvimento inicial; e (v) o aumento na capacidade de

suporte do sistema. Todas essas razões pressupõem a disponibilidade de informações locais sobre as espécies de interesse e dos dados da estrutura e funcionamento das assembléias de peixes presentes na área. Entretanto, apenas as quantos primeiras fazem sentido no contexto da sustentabilidade. Eventualmente, outros motivos poderiam justificar considerações sobre a adoção da estocagem, mas é importante que eles sejam sempre claramente explicitados. Sem uma definição clara do problema, não é possível um enunciado válido de metas e objetivos, e, em decorrência, definir resultados esperados e a avaliação da eficácia da ação.

Outro ponto extremamente relevante nas estocagens com espécies nativas é a origem dos alevinos. Deve-se considerar que estações produtoras de alevinos destinados ao cultivo são fundamentalmente diferentes de sistemas destinados à produção de alevinos para o repovoamento. O cultivo para consumo requer um plantel de reprodutores selecionados para algumas características zootécnicas (crescimento rápido; boa taxa de conversão, etc.), o que implica uma seleção artificial desses peixes, com prejuízo na sua variabilidade genética. Já na produção de alevinos para o repovoamento, a preocupação deve ser prioritariamente com a heterogeneidade genética, que contemple características fenotípicas distintas para o enfrentamento das adversidades do ambiente natural. Assim, alevinos de produtores convencionais não são apropriados para a estocagem em ambientes naturais. Se o manejo utilizando a técnica de estocagem for necessário, os

responsáveis também deverão destinar investimentos para a construção de estações de piscicultura que se dediquem exclusivamente à produção de alevinos com elevada diversidade genética, devendo o plantel ser avaliado por especialistas. É importante que o plantel seja constituído por matrizes obtidas aleatoriamente de diferentes populações da região ou sub-bacia em questão, com substituições periódicas de reprodutores. O COMASE referiu-se a esse ponto (ver *Box 8.12*).

Ressalta-se ainda a necessidade de um controle absoluto da qualidade sanitária dos alevinos (SIROL; BRITTO, 2005), da água e recipientes utilizados para o transporte. Deve-se considerar que raramente uma espécie ocorre sozinha e que, dado o caráter universal desse fato, certificar-se de que a fauna e flora acompanhantes não comportem patógenos ou parasitas.

No planejamento das ações de repovoamento, alguns aspectos-chave devem ser considerados, com destaque para o tamanho do indivíduo, o local e período de soltura (SIROL; BRITTO, 2005). Em relação ao *tamanho*, indivíduos de maior porte podem assegurar maior sucesso na empreitada. Entretanto, a soltura de indivíduos adultos, sem que suas fases de desenvolvimento inicial tenham passado pelo filtro da seleção imposta pelo ambiente receptor, pode implicar a transmissão de características fenotípicas inadequadas à sobrevivência dos juvenis à população receptora, colocando em risco sua existência. Além do mais, é esperado que indivíduos mantidos em cativeiro durante um tempo prolongado apresentem problemas no ambiente natural, tanto com a predação quanto com a obtenção de alimento. Por outro lado, indivíduos estocados precocemente apresentam taxas elevadas de mortalidade. Espera-se que fases

Box 8.12

Recomendações do COMASE

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

Estações de hidrobiologia e piscicultura

1. quando houver a necessidade, comprovada pelos estudos, de implantar estações de piscicultura devem ser considerados os seguintes aspectos:

- priorizar a utilização de espécies autóctones da própria bacia hidrográfica;
- desenvolver estudos que possibilitem o conhecimento da biologia das espécies utilizadas;
- desenvolver técnicas para reprodução em cativeiro das espécies autóctones;
- privilegiar a aqüicultura experimental ao invés de atividades de produção de pescado;
- produzir alevinos em apoio aos programas de manejo idealizados para a área de influência do empreendimento, especialmente, os voltados para a conservação da biodiversidade ou manutenção da pesca;
- fornecer apoio aos programas de ictiofauna, limnologia, acompanhamento da pesca etc.

ontogenéticas transitórias em relação à dieta sejam mais apropriadas. Isso, entretanto, varia com a espécie e exige estudos mais aprofundados.

O *local de soltura* não pode ser condicionado a facilidades de acesso e muito menos de exposição massiva ao público como forma de propaganda, mas, logicamente, deve considerar as exigências da espécie, conforme o tamanho ou a idade do peixe. No caso de alevinos, para minimizar a mortalidade, a liberação deverá ocorrer em habitats utilizados como criadouros naturais da espécie. Nas fases subseqüentes, a escolha do local deve considerar eventuais estratificações por tamanho entre os habitats ocupados pela espécie. Quanto ao *período de soltura*, o ideal é que a soltura ocorra em fases de menores restrições ambientais, quando o suprimento alimentar é mais abundante e as condições físico-químicas da água menos estressantes. A constatação dos melhores períodos dependerá da espécie e da região, sendo que um levantamento prévio é de grande valia.

A *quantidade* de indivíduos a ser liberada é amplamente dependente da capacidade de suporte do reservatório, fato completamente negligenciado até hoje (COWX, 1994). Quando a população estiver próxima da capacidade máxima, a liberação de mais indivíduos dificilmente surtirá efeitos, devido ao aumento na taxa de mortalidade, sendo necessário o incremento dessa capacidade. O aumento na capacidade de suporte, com a fertilização ou alimentos fornecidos, além de impraticável em grandes reservatórios, pode ter severas restrições de outros usos. A

capacidade de suporte do ambiente e o tamanho do estoque de peixes que se quer melhorar são valores de difícil mensuração, além de ambas variarem amplamente no espaço e no tempo. Uma boa aproximação da necessidade de estocagem é a constatação de sobrepesca, visto que, se ela existe, a probabilidade do corpo d'água suportar uma maior biomassa de peixes será também maior.

Após a realização da estocagem é fundamental que projetos de acompanhamento sejam iniciados. O resultado pode ser avaliado tanto em termos de pesca experimental quanto a partir do monitoramento dos desembarques da pesca artesanal e comercial. A ausência de monitoramento foi um dos pilares da falência da estocagem no Brasil, pois nunca se soube, com certa margem de segurança, o que estava acontecendo com os peixes e nada se aprendeu com a atividade. Qualquer investimento de grande monta, como o dos repovoamentos, sem a respectiva avaliação dos resultados, se configura como incompetência administrativa no setor privado e como irresponsabilidade na administração pública. O COMASE redigiu algumas recomendações específicas à estocagem (ver *Box 8.13*).

As estocagens realizadas com espécies não-nativas (introduções e reintroduções), por outro lado, são medidas que além de ilegais, têm maior complexidade que os repovoamentos e que, em razão das implicações que podem ter sobre a fauna local, não admitem empirismos ou experimentações não controladas.

A despeito do número de introduções já realizadas em reservatórios brasileiros, as informações disponíveis acerca dos impactos causados são reduzidas. Situações nas quais o estudo do impacto da introdução é iniciado após sua efetivação ou aquelas em que outros impactos estão agindo concomitantemente (represamento, poluição, destruição de criadouros naturais e áreas de desova, etc.) obscurecem o efeito real dessas introduções (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1996) (ver *Box 8.14*).

É sabido, no entanto, que os mecanismos pelos quais uma espécie introduzida se tornará bem-sucedida implicam geralmente impactos sobre espécies locais e são exercidos pela competição, predação, inibição da reprodução, modificação do ambiente, transferência de parasitas ou doenças, hibridação, entre outros. A aparente ausência de impactos negativos de introduções parece ser, portanto, fruto da falta de estudos.

A alegação de disponibilidade de nicho em reservatórios foi, algumas vezes, utilizada para justificar a introdução, porém

extremamente discutível. Além de essa conclusão ser obtida, geralmente, de maneira empírica, existem problemas de conceituação. O nicho é uma característica que depende de interações entre o organismo e o ambiente, e inclui uma vasta gama de interações bióticas e abióticas. Diferentemente do que muitos entendem, em ecologia o conceito de nicho não se refere às características do ambiente, mas, sim, à maneira como as espécies se relacionam com o ambiente.

O nicho potencial, que depende das características fisiológicas e comportamentais do indivíduo, tem sua dimensão real limitada pelas pressões da comunidade biótica e ambiente (KREBS, c1994). Assim, a dimensão do nicho a ser ocupado pela espécie introduzida num dado sistema é de difícil obtenção. Introduções de espécies tidas como pelágicas e essencialmente planctívoras no ambiente de origem e realizadas na bacia do rio Paraná (Ex.: *Triporthus angulatus*, da Amazônia) falharam, com a espécie mudando o hábito alimentar após a estocagem (insetívora).

Box 8.13

Recomendações do COMASE

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

Repovoamento ictiofaunístico

- I. avaliar em profundidade a eficiência dos repovoamentos ictiofaunísticos realizados pelo Setor Elétrico;
- II. embasar a decisão de realizar repovoamentos no conhecimento das condições ambientais, da capacidade de suporte do meio; da estrutura trófica, da biologia e do comportamento das espécies a serem utilizadas;
- III. monitorar todas as ações implementadas, de forma a avaliar as medidas adotadas e fornecer subsídios e programas futuros.

Entre as espécies mais bem-sucedidas nas introduções realizadas a nível mundial, destacam-se as tilápias. Elas têm sido responsáveis por parte relevante nas capturas mundiais de pescado, especialmente em cultivos confinados. Seu sucesso na ocupação de reservatórios tem sido relatado em zonas tropicais de todos os continentes (MIRANDA, 2001). Entretanto, os reservatórios em que elas foram bem-sucedidas têm, tipicamente, elevado tempo de residência da água e pequenas dimensões, geralmente localizados em pontos altos da bacia. Além disso, os impactos do estabelecimento das tilápias sobre a fauna local têm sido registrados em diferentes pontos do planeta (MOYLE, 1976; MCKAYE; RYAN; STAUFFER, Jr.; LOPEZ PEREZ; VEGA; BERGHE, 1995; MIRANDA, 2001; PÉREZ; MUÑOZ; HUAQUÍN; NIRCHIO, 2004). Este tema é ainda objeto de discussões no tópico Aqüicultura, apresentado adiante.

Finalmente, recomenda-se fortemente que se considerem outras modalidades de manejo com maior probabilidade de sucesso e menor risco à biodiversidade e à pesca. Entre estas se destacam aquelas expostas no próximo tópico, relacionadas à manipulação

de habitats (recomposição, ampliação ou mesmo implantação de habitats críticos, como os de desova e criadouros naturais, manipulação de nível do reservatório e da área de depleção, bem como a restauração da vegetação ciliar). A melhoria nos habitats críticos certamente contribuirá para o recrutamento, ajustando-os à capacidade biogênica do reservatório. Esses dois aspectos são críticos aos problemas que a estocagem pretende solucionar, e, se complementados com um eficiente ordenamento da pesca, tais problemas estariam resolvidos.

Reduções de Populações Indesejáveis

*P*roliferações massivas de algumas espécies podem promover desequilíbrios nos sistemas ecológicos e/ou interferir negativamente no funcionamento dos sistemas de pesca e de outros usos dos recursos aquáticos, sendo estas consideradas indesejáveis, invasoras ou “pragas”. Embora esse fenômeno seja mais freqüente entre espécies introduzidas, ele

pode ser decorrente também de erupções populacionais de espécies nativas. Em reservatórios, tais ocorrências são mais comuns pelas alterações ambientais inerentes a esses empreendimentos.

Os critérios para considerar uma espécie ou população indesejável são, em geral, altamente subjetivos e dependem estritamente das metas em questão. Wydoski e Wiley (1999) enumeram alguns desses critérios, entre eles (i) espécies prejudiciais ao balanço de um ecossistema aquático; (ii) espécies que interferem com outras práticas de manejo da vida silvestre; (iii) espécies que afetam peixes ameaçados ou em perigo de extinção; (iv) espécies que não contribuem ou prejudicam aquelas de interesse na pesca comercial ou esportiva.

Os problemas relacionados a uma espécie indesejável são muito variados (MIRANDA, 2001), destacando-se aqueles relacionados à predação, competição, balneabilidade, nanismo, veiculação de doenças, interferência na qualidade do ambiente ou nas operações de pesca.

Um exemplo típico de espécie indesejável no sistema de pesca de reservatórios neotropicais é o das piranhas, que, no reservatório de Itaipu, têm sido responsáveis por danos nas iscas, nos aparelhos de pesca e no pescado neles retido (AGOSTINHO, C.S.; AGOSTINHO, A.A.; MARQUES; BINI, 1997). Além disso, esses peixes têm, em algumas ocasiões, interferido negativamente na prática de esportes aquáticos em alguns balneários implantados nas margens deste reservatório (AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003). Nesse

caso, é curiosa a constatação de que a espécie ganhou as páginas dos jornais apenas a partir do momento em que, utilizando os bancos de macrófitas submersas nas proximidades dos balneários para reprodução, passou a atacar os banhistas que se aproximavam do abrigo. Outro exemplo axiomático é o das raia *Potamotrygon* spp., que se dispersaram para o trecho acima dos Saltos de Sete Quedas, após a formação do reservatório de Itaipu, e que dificultam a pesca de praia e a recreação nesses ambientes (AGOSTINHO; JÚLIO JÚNIOR, 1999).

Entre as estratégias já utilizadas com o propósito de controlar diretamente as populações de espécies indesejáveis, destacam-se as de natureza química (ex.: ictiocidas específicos), biológica (ex.: estímulo a predadores, inibição à reprodução, fomento à pesca seletiva) e físicas (ex.: dessecação do ambiente, explosivos, pesca com redes, armadilhas, eletricidade), além de alterações de habitat, objeto do próximo tópico.

Todas as técnicas de redução direta têm, entretanto, aplicação complexa e, em geral, eficiência transitória, visto que as forças que determinam a proliferação destas são pouco conhecidas e de difícil atenuação. As tentativas para erradicar as piranhas de reservatórios do Nordeste, Sudeste e Sul do Brasil ilustram bem as dificuldades em se obter resultados satisfatórios e de longo prazo. No reservatório de Itaipu, as estratégias para o controle das piranhas nos balneários envolveram remoções periódicas de macrófitas submersas, habitat que elas ocupam na fase mais agressiva do ciclo de

Box 8.14

Recomendações do COMASE

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

Introdução de espécies de peixes nas bacias hidrográficas

- I. as ações de estocagem não devem envolver espécies alóctones ou exóticas;
- II. na estocagem com espécies autóctones, devem ser consideradas as possibilidades de problemas com endocruzamento, hibridação e disseminação de doenças e parasitas;
- III. a estocagem, quando realizada, deve ser monitorada.

vida (cuidado com a prole). Isso não controla a população, mas as afasta de áreas de uso crítico (AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003).

A decisão acerca da conveniência e do tipo de técnica a ser aplicada nesses casos deve, no entanto, considerar os “efeitos colaterais”. Assim, embora o controle deva considerar a época e o local em que a espécie é mais vulnerável, a estratégia utilizada para a redução das espécies indesejáveis deve ser implementada quando e nos locais em que os riscos de impactos negativos sobre outros organismos sejam mínimos.

Dados os riscos e incertezas que envolvem as ações visando o controle (redução ou remoção) de espécies indesejáveis, alguns cuidados devem ser tomados antes da decisão sobre sua execução (WYDOSKI; WILEY, 1999). Destacam-se, entre eles, (i) o emprego de uma abordagem ecossistêmica no planejamento e na implementação das medidas de controle; (ii) o foco das prioridades sobre as causas e não nos

sintomas; (iii) a busca primeiro da estabilidade do ecossistema e, depois, da implementação das ações; (iv) a integração das ações de controle e de outras medidas de manejo; (v) a utilização dessas medidas de manejo apenas quando os riscos de impactos negativos sobre as espécies nativas, ameaçadas ou em perigo de extinções, forem seguramente mínimos; (vi) a discussão ampla com a sociedade acerca das alternativas de manejo, incluindo o nada fazer.

Manipulação de Hábitats

As ações de manejo realizadas através de interferências no hábitat dos peixes, a despeito de seu grande potencial, não têm recebido atenção no Brasil. Isso é surpreendente, visto que os impactos oriundos dos represamentos são efetivados, principalmente, através da alteração na qualidade e quantidade. O COMASE apresentou algumas recomendações, em âmbito geral (ver **Box 8.15**).

Box 8.15

Recomendações do COMASE

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

Manejo de ambientes nos locais de desova e criadouro naturais

- I. desenvolver as seguintes atividades em parceria com o IBAMA e prefeituras, quando for caso:
 - estudos nas diversas bacias hidrográficas que permitam a identificação dos locais onde ocorrem importantes processos relacionados à fauna aquática, como sítios de reprodução, de alimentação e criadouros de formas jovens;
 - medidas de manejo dos locais de reprodução, de alimentação e criadouros de formas jovens, como a proteção integral, a ampliação das áreas, a recuperação da vegetação marginal, o controle do assoreamento e do uso do solo, a restrição à pesca etc.

A manipulação de hábitats pode resultar em benefício pelas implicações que tem no (i) balanço das relações competitivas, (ii) aumento na capacidade biogênica do corpo d'água, (iii) incremento do potencial reprodutivo e (iv) elevação da taxa de sobrevivência (SUMMERFELT, 1993).

Algumas alternativas de manipulação de hábitat, visando ao manejo da fauna aquática em reservatórios, são apresentadas a seguir (NOBLE, 1980; SUMMERFELT, 1993).

Controle de Macrófitas

Esse tipo de controle baseia-se no fato de que as macrófitas têm papel destacado na manutenção de muitas espécies, quer por fornecer abrigo às forrageiras e às formas jovens, quer por servir de substrato a organismos utilizados em sua alimentação (ESTEVES, 1988; ARAÚJO-LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995; AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ, 1995; ALVES, 1995; AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003). Sua abundância relaciona-se, portanto, à razão predador-presa, à pressão de competição, à capacidade biogênica do ambiente e à taxa de sobrevivência inicial de diversas espécies de peixes (SAVINO; STEIN, 1982; BETTOLI; MACEINA; NOBLE; BETSILL, 1992; DIBBLE; KILLGORE; HARREL, 1996). Alia-se a isso o fato de que algumas espécies tropicais fazem posturas de ovos em suas partes submersas.

Dessa forma, além do papel que as macrófitas desempenham na ciclagem de nutrientes, elas contribuem para o aumento na heterogeneidade estrutural dos hábitats, afetando a diversidade biológica, as relações interespecíficas e a produtividade do sistema (AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003; PELICICE; AGOSTINHO; THOMAZ, 2005; PELICICE; AGOSTINHO, 2006; AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES; BALTAR, no prelo). A manipulação em sua densidade tem reflexos diretos sobre a abundância de grande número de espécies no reservatório, tanto afetando o ciclo de vida de cada uma quanto influenciando as relações interespecíficas.

Um exemplo da relação positiva entre a diversidade de macrófitas e a de peixes é dada por Agostinho, Gomes e Júlio Júnior (2003), com base em amostragens nas áreas litorâneas de nove reservatórios da bacia do rio Paranapanema (Figura 8.3).

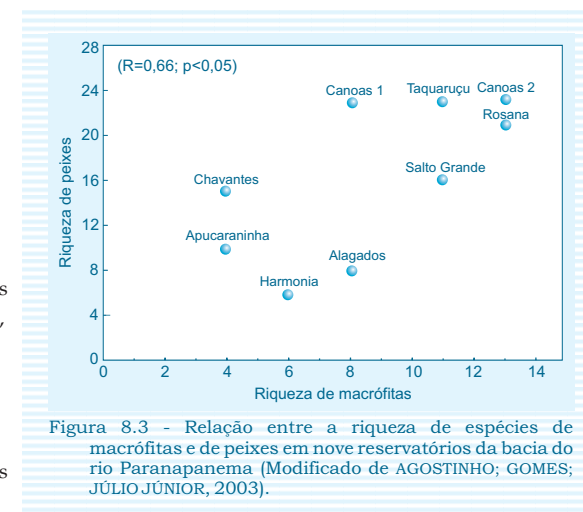


Figura 8.3 - Relação entre a riqueza de espécies de macrófitas e de peixes em nove reservatórios da bacia do rio Paranapanema (Modificado de AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003).

Embora a participação de macrófitas na dieta de peixes tropicais esteja restrita a poucas espécies (HAHN; FUGI; ANDRIAN, 2004), sua abundância parece ser relevante, mesmo que indiretamente, no aumento da densidade e na biomassa de peixes. Resultados preliminares de estudos desenvolvidos em quatro braços do reservatório de Itaipu demonstram que a abundância e o peso dos peixes nas amostras, expressos em captura por unidade de esforço, são maiores naqueles com alta densidade de macrófitas (Figura 8.4).

Quando em excesso, entretanto, as macrófitas interferem na produtividade planctônica, na qualidade da água (CANFIELD, Jr.; SHIREMAN; COLLE; HALLER; WATKINS; MACEINA, 1984), na atividade de pesca e outros usos, sendo, portanto, necessária alguma forma de controle.

O controle pode ser efetivado através de métodos mecânicos, químicos e biológicos (NOBLE, 1980; BETTOLI;

MACEINA; NOBLE; BETSILL, 1993; SUMMERFELT, 1993). Todos os métodos têm eficiência limitada, visto que atuam sobre resultantes e não sobre a origem do problema (eutrofização, transparência da água), ocorrendo, em geral, um retorno à situação de início quando a ação de controle é interrompida.

O controle mecânico envolve o corte e a remoção das macrófitas. Embora os

modernos equipamentos tenham tornado esse método mais eficiente, ele continua caro e trabalhoso. Por outro lado, não apresenta o inconveniente do uso de agentes químicos e biológicos, além do fato de a remoção da vegetação se constituir em ferramenta útil para a remoção de nutrientes e melhoria na qualidade da água em ambientes hipereutróficos (AGOSTINHO; GOMES; JÚLIO JÚNIOR, 2003).

O controle químico envolve o uso de herbicidas em meio aquático e tem como inconveniente o elevado custo para grandes corpos d'água e, obviamente, as restrições ambientais e de outros usos da água (abastecimento, recreação, irrigação, pesca). Experimentos com herbicidas têm sido realizados pela Companhia Energética de São Paulo (CESP), no reservatório de Jupuíá, onde a proliferação de espécies submersas de macrófitas tem gerado problemas operacionais na usina (MARCONDES; MUSTAFÁ; TANAKA, 2003).

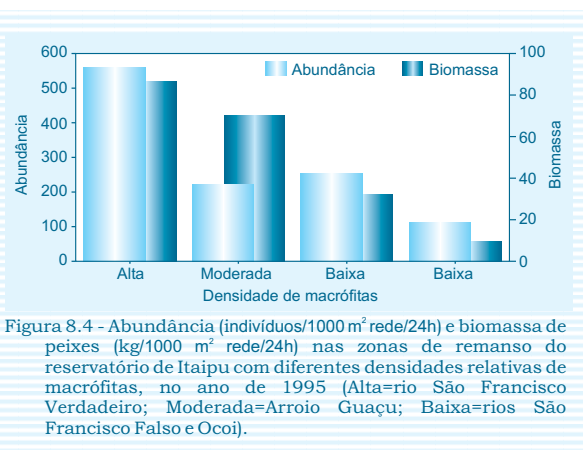


Figura 8.4 - Abundância (indivíduos/1000 m² rede/24h) e biomassa de peixes (kg/1000 m² rede/24h) nas zonas de remanso do reservatório de Itaipu com diferentes densidades relativas de macrófitas, no ano de 1995 (Alta=rio São Francisco Verdadeiro; Moderada=Arroio Guaçu; Baixa=rios São Francisco Falso e Ocoi).

Já o controle biológico, geralmente usando espécies herbívoras, tem sido efetivo em alguns pequenos cursos d'água e canais de irrigação. Mesmo nesses ambientes, o emprego de controle biológico tem sido controverso, visto que, em geral, envolve espécies exóticas. O emprego de híbridos, especialmente da carpa-capim *Ctenopharingodon idella*, tem sido tentado, visando reduzir a probabilidade de estabelecimento da espécie no ambiente. Por outro lado, a eficácia desse controle em grandes corpos d'água tem sido baixa, tanto pela intensidade de estocagem necessária quanto pela mudança de dieta ante uma espécie disponível e mais palatável. Nesse caso, a espécie "controladora" pode reduzir a pressão de competição e favorecer uma proliferação ainda maior da espécie que se quer controlar. Experimentos com insetos, fungos e peixes têm sido realizados pela CESP, porém ainda sem resultados conclusivos (MARCONDES; MUSTAFÁ; TANAKA, 2003).

Embora não alcançando os níveis de problemas de operação de turbinas como os verificados em Jupuíá, alguns reservatórios brasileiros têm apresentado intensa proliferação de macrófitas submersas, especialmente *Egeria densa* (Jupuíá, Rosana, Paulo Afonso). Esses reservatórios se caracterizam pelas localizações inferiores na cadeia de reservatórios do rio, onde a transparência da água e, portanto, a penetração da luz, são maiores (THOMAZ; BINI, 1999).

Com base no exposto, os mesmos cuidados recomendados para o controle de espécies

de peixes indesejáveis devem ser observados nas ações de controle de macrófitas. Nesse caso, entretanto, considerações devem ser feitas em relação ao papel das macrófitas como substrato de organismos-alimento, como abrigo para as formas jovens e de pequeno porte e, eventualmente, como substrato para os ovos de peixes. Vale destacar que as macrófitas podem representar, para diversas espécies, o hábitat mais importante em reservatórios, em razão de sua elevada complexidade estrutural e da perda de gradientes ambientais e outros tipos de hábitats que existiam antes do represamento.

Controle do Nível da Água

Embora possa ser considerado potencialmente a melhor técnica (NOBLE, 1981), o controle de nível do reservatório para finalidades de manejo da fauna aquática é muitas vezes conflitante com os demais usos que dele se fazem. Assim, cabe ao administrador do recurso aproveitar as oportunidades de manipulação do nível do reservatório e reivindicar procedimentos operacionais adequados ao seu programa, procurando compatibilizar seus usos.

O controle do nível de água nos reservatórios, por afetar as condições da zona litorânea, interfere nas condições de abrigo, alimentação e desova das espécies. Diferenças temporais e espaciais na colocação dos ovos, exibidas por diferentes espécies, permitem, por exemplo, que essas áreas sejam ampliadas ou reduzidas, favorecendo ou prejudicando seletivamente

as espécies, conforme um dado objetivo. Entretanto, flutuações amplas e aleatórias de nível são relacionadas ao caráter menos estável das comunidades de muitos reservatórios, podendo levar a desequilíbrios que permitem a proliferação de espécies oportunistas, algumas vezes indesejáveis, ou mesmo à extinção local de espécies.

Níveis elevados durante o período reprodutivo e nos meses que se seguem têm sido relacionados a aumentos significativos no recrutamento de várias espécies (BENNETT, c1971; NOBLE, 1980; MARTIN; MENGEL; NOVOTNY; WALBURG, 1981; MITZNER, 1981; RAINWATER; HOUSEK, 1982; BEAM, 1983; MIRANDA; SHELTON; BRUCE, 1984; PLOSKEY, 1985; SUMMERFELT, 1993; HAYES; TAYLOR; MILLS, 1993).

Para a ação efetiva dessa técnica, há necessidade do conhecimento da quadra reprodutiva das espécies e da época com maior abundância das larvas de peixes. Obviamente, a manipulação de nível em reservatórios hidrelétricos, visando aos interesses da pesca e conservação, encontra forte restrição ao seu uso para o atendimento das demandas energéticas e controle de cheias. Entretanto, dentro do grau de flexibilidade permitido pela operação da barragem, existe espaço para a busca desse padrão de flutuações de nível que beneficie as assembleias de peixes.

A tendência de depleção trófica, que caracteriza a maioria dos reservatórios após os primeiros anos da formação (RIBEIRO; PETRERE JUNIOR; JURAS, 1995; ver Capítulo 4), pode ser revertida por manipulações

controladas realizadas a intervalos de 3 a 4 anos (SUMMERFELT, 1993). Assim, alguns anos de baixos níveis, que permitam o desenvolvimento da vegetação na zona de depleção, seguidos de um período de águas em níveis normais, resultam em elevação na produtividade e no surgimento de classes etárias vigorosas. Agostinho (1998) sugere que a reversão constatada no rendimento pesqueiro do reservatório de Sobradinho no ano de 1998/99 possa ser decorrente de um período prolongado de deplecionamento do reservatório, durante 40 meses, com posterior elevação de nível.

Semeaduras de vegetação na zona de depleção, realizadas nos meses de cotas mínimas, e a posterior elevação do nível d'água, podem elevar a capacidade biogênica de reservatórios oligotróficos.

Entretanto, nas variações de nível, a abordagem sistêmica é também imprescindível, dados os riscos que representa para espécies nativas, especialmente as endêmicas ou ameaçadas de extinção, que tenham como estratégia reprodutiva o cuidado da prole em ninhos da zona litorânea, ou ovos fitófilos (que desenvolvem aderidos à vegetação). Com isso, fica evidente que o conhecimento da composição e biologia das espécies torna-se elementar para o sucesso da prática.

Manipulação de Abrigos

Consiste em aumentar ou reduzir a disponibilidade de abrigos às espécies-presa e formas jovens daquelas de maior porte.

Essa ação pode ser requerida em reservatórios onde ocorram desvios na proporção entre presas e predadores, com reflexos no rendimento. Esse tipo de problema é mais freqüente em reservatórios que alagam áreas desprovidas de vegetação arbórea ou onde esta tenha sido previamente removida antes do represamento. A ausência de macrófitas aquáticas, também relacionada à disponibilidade de abrigo, é determinante desses desequilíbrios. Situações opostas, com elevada disponibilidade de abrigo, podem, também, levar a desequilíbrios na relação predador-presa e demandar essa modalidade de manejo.

A instalação de recifes e medidas que contribuam para o desenvolvimento de macrófitas aquáticas são alguns dos procedimentos recomendados para ampliar a disponibilidade de abrigos.

A necessidade de abrigos deve, entretanto, ser considerada na fase do planejamento do reservatório, quando a manutenção da vegetação arbórea e das edificações existentes é decidida. Decisões de remoção total da vegetação e eventuais estruturas que

poderiam fornecer abrigos aos peixes não fazem sentido numa perspectiva conservacionista e devem ser evitadas.

A localização e o excesso de vegetação ou estruturas submersas podem, por outro lado, promover desequilíbrios relacionados à abundância de espécies forrageiras e redução daqueles posicionados mais próximos ao topo da cadeia, geralmente com maior interesse à pesca. Além disso, esse excesso pode ter implicações negativas sobre outros usos que se façam do corpo d'água, como a prática de esportes náuticos, a manutenção de turbinas e mesmo a operação de alguns aparelhos de pesca (ver **Box 8.16**).

Assim, nos casos em que haja probabilidade de problemas sérios na qualidade da água (cor, odor, gosto), a remoção da vegetação é desejável. Entretanto, é conveniente não perder de vista que os maiores problemas dessa natureza guardam relação com a decomposição da serapilheira, do carbono orgânico presente no solo e de plantas herbáceas ou gramíneas. Nos casos em que apenas a vegetação arbórea e arbustiva é retirada, os problemas com a qualidade da

Box 8.16

Recomendações do COMASE

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

Remoção da vegetação da área do reservatório

1. *a extensão do desmatamento deve ser compatível com níveis adequados dos parâmetros de qualidade da água, recomendando-se a manutenção de segmentos de floresta, edificações e outras estruturas que possam atuar como abrigo para as formas jovens e forrageiras de peixes.*

água persistem, pois o tempo de decomposição desse material é muito maior que o das herbáceas que inevitavelmente ocuparão a área, dado o tempo demandado para a remoção (ver Capítulo 6.5).

Ainda no contexto das atividades recreativas, a remoção da vegetação arbórea é necessária em áreas destinadas a balneários e esportes náuticos, visto que os chamados paliteiros afetam a qualidade cênica e o desenvolvimento de atividades, como natação, acampamento, navegação, etc. Além disso, a elevação da diversidade e produtividade biológica envolve algumas espécies que incomodam as atividades recreativas, como os mosquitos. Embora a proliferação de mosquitos não seja decorrente apenas da vegetação arbórea alagada, esta reduz a circulação de água fornecendo condições ambientais lenticas mais propícias ao seu desenvolvimento.

Em relação à pesca, amadora ou profissional, a eventual dificuldade de deslocamentos é amplamente compensada pelo maior sucesso na atividade. Embora alguns pescadores julguem que os paliteiros sejam obstáculos para uma boa navegação, em geral eles buscam as áreas com altas densidades de troncos submersos para a pesca. Os anseios de boas pescarias e conforto na atividade são conflitantes, devido às limitações impostas pelo ambiente. A manutenção de algumas árvores maiores pode ajudar o pescador a reconhecer os limites do canal. Na eventualidade de uma atividade pesqueira mais intensa, a instalação de bóias sinalizadoras em algumas áreas do reservatório pode ser requerida.

Diversos estudos têm demonstrado que a eficiência de predação pelos piscívoros depende da estratégia de captura destes, podendo ser mais elevada para algumas em níveis intermediários de complexidade de hábitat, enquanto, para outras, na ausência de abrigos (WILEY; GORDEN; WAITE; POWLESS, 1984; DUROCHER; PROVINE; KRAAI, 1984; DIBBLE; KILLGORE; HARREL, 1996). Assim, o conhecimento das proporções das diferentes estratégias apresentadas pelos predadores presentes na bacia e a relação de abundância entre predadores e suas presas são importantes para a constatação do problema e na implementação do manejo.

Manipulação de Locais de Desova e Criadouros Naturais

Essa prática apresenta-se promissora no manejo de reservatórios, visto que uma das principais razões da depleção de muitas populações após o represamento decorre da redução, eliminação ou degradação de seus locais de desova e criadouros naturais (SUMMERFELT, 1993). Ela consiste em proteger, recompor ou ampliar os ambientes de desova e criadouros, com reflexos diretos no aumento da taxa reprodutiva e redução da mortalidade de formas jovens, promovendo incrementos no recrutamento de novos indivíduos à população (ver *Box 8.15*).

A implantação de áreas artificiais de desova pode ser necessária também como medida complementar à estocagem com espécie nativa, cuja população foi reduzida em razão da eliminação desses habitats. É oportuno salientar, entretanto, que parte considerável

das espécies dos reservatórios, sul-americanos, particularmente as de maior porte e migradoras, têm suas áreas de reprodução e desenvolvimento inicial fora do ambiente represado, e algumas vezes distantes deste (AGOSTINHO; GOMES; SUZUKI; JÚLIO JÚNIOR, c2003).

Então, a identificação desses locais e sua manipulação adequada podem ser imprescindíveis para a manutenção dos estoques pesqueiros nos reservatórios, mesmo estando distantes.

Para as espécies que têm suas áreas de desova e de desenvolvimento inicial no corpo do reservatório, os habitats críticos para sua viabilidade localizam-se nas zonas litorâneas. Infelizmente, essas zonas, dependendo do grau de flutuação de nível e da intensidade das ondas, podem se tornar impróprias para a desova ou à sobrevivência das formas jovens. Nesse caso, a presença de paliteiros ou vegetação aquática pode ter um impacto positivo na atenuação dos efeitos de ondas, na disponibilidade de alimento e abrigo, além de poder se constituir em substrato para a desova e reduzir os efeitos da erosão (siltção dos ovos).

Entre os diversos tipos de manipulação de habitats, destacam-se (i) a recomposição da vegetação ciliar; (ii) o controle adequado do nível da água; (iii) a redução das cargas de poluição e seu controle permanente; (iii) a participação nos programas de conservação do solo (siltção); (iv) a adequação do substrato de desova; (v) a implantação de lagoas marginais artificiais; (vi) represamentos de braços como criadouros

naturais; (vii) recifes artificiais. Medidas de manejo dessa natureza devem, entretanto, ser planejadas conforme o conhecimento que se disponha das espécies-alvo e das restrições impostas pelo ambiente.

Controle da pesca

O controle da pesca é realizado com o objetivo de proteger as populações de peixes da sobrepesca e promover uma melhor distribuição dos recursos entre os usuários (NOBLE; JONES, 1999). É uma modalidade de manejo que deve ser realizada em concomitância com outras formas de manejo (hábitat, populações), não as substituindo.

Essa modalidade de manejo é muitas vezes considerada uma opção fácil e barata, com forte apelo ao senso comum. Entretanto, o que é pouco oneroso nesse controle é a regulamentação. Os demais custos, como consultas, publicidade, fiscalização e o monitoramento dos resultados devem, no entanto, ser também orçados, visto que são fases indispensáveis.

É freqüente no senso comum, alimentado por regulamentação no esforço de pesca e no uso de aparelhos, responsabilizar os pescadores pela depleção dos estoques de peixes, atribuindo à pesca uma importância exagerada, mesmo na ausência de estudos específicos. Embora o controle racional da pesca (baseado em informações do sistema) seja necessário, a fiscalização deve se estender à outras atividades antropogênicas, como a manipulação do nível do rio pelos reservatórios a montante, a deterioração dos locais de desova e criadouros naturais por

práticas agrícolas inadequadas, a contaminação dos cursos d'água, etc. (NOBLE; JONES, 1999). Assim, regulamentações que envolvam os usos da água e os efluentes de usinas, indústrias, atividades agropastoris e centros urbanos, além da proteção de habitats, são, muitas vezes, mais apropriadas que a regulamentação da pesca.

Para uma correta aplicação do controle da pesca é necessário que se considerem, além dos aspectos bio-ecológicos, a opinião dos pescadores, a capacidade de fiscalização, o sistema judicial e os impactos econômicos e sociais envolvidos nessa modalidade de manejo (NOBLE; JONES, 1999). Os aspectos bio-ecológicos e socioeconômicos do controle referem-se à percepção de que a elevação no

esforço ou na eficiência da pesca pode levar os estoques, incluindo reprodutores, a níveis populacionais tão baixos que inviabilizem a atividade como opção de renda. Proibições de época ou locais de desova, por outro lado, visam proteger o estoque quando ele é mais vulnerável. O COMASE apresentou recomendações ao tema (ver *Box 8.17*).

Além disso, algumas das principais regulamentações da pesca no Brasil, como os limites de tamanho mínimo para as espécies nos desembarques e o uso de equipamentos com especificações que assegurem a captura de indivíduos de tamanhos maiores, parecem promover impactos irreversíveis aos estoques pesqueiros e, portanto, deveriam ser reconsideradas (ver Capítulos 5.1 e 6.7).

Por outro lado, a proteção dos maiores tamanhos é considerada útil em situações em que o estoque adulto é pequeno ou onde o número de peixes menores é grande e a intenção é aumentar a taxa de crescimento (NOBLE; JONES, 1999). A proteção de séries de tamanhos intermediários, uma alternativa de controle mais complexo na pesca comercial, visa favorecer uma faixa de comprimento na qual a mortalidade natural é mais baixa e a taxa de crescimento mais elevada (NOBLE; JONES, 1999). Nesse caso, busca-se proteger uma classe de tamanho em que as taxas de crescimento são maiores e, portanto, resultam em maiores taxas de rendimento no estoque de indivíduos maiores (*slot limit*).

No Brasil, o controle da pesca incide essencialmente sobre o pescador profissional e envolve apenas as restrições aos tamanhos mínimos, geralmente associados à maturidade sexual. Estudos recentes têm demonstrado que esse tipo de controle tem eficiência dúbia, podendo inclusive se constituir em fonte de impactos negativos sobre os estoques explorados, pelos seus reflexos na heterogeneidade genética (ver Capítulos 5.1 e 6.7). Além disso, para que essa medida resulte em controle efetivo nas capturas, a fiscalização deveria atuar sobre o processo de comercialização, evitando punições com conseqüências socioeconômicas drásticas sobre o pescador e sua família (perda dos equipamentos de trabalho, por exemplo). Restrições na comercialização regulam de modo mais eficiente as características do pescado desembarcado.

Problema adicional são os tipos de equipamentos de pesca utilizados. As redes de

espera e os espinhéis, por exemplo, não permitem determinar a seleção antes de tirar os peixes e, então, o pescado solto é machucado e, muitas vezes, fatalmente. Considerando isso, Berkeley, Hixon, Larson e Love (2004) concluem que a preservação dos peixes maiores (mais velhos e fundamentais para a sustentabilidade de um estoque) de espécies com ciclo de vida longo, só poderá ser feita com o estabelecimento de reservas aquáticas. As reservas pesqueiras e zonas de não-captura, estratégias com potencial de trazer benefícios além da pesca, têm sido usadas no manejo em ambientes marinhos (HILBORN; STOKES; MAGUIRE; SMITH; BOTSFORD; MANGEL; ORENSANZ; PARMA; RICE; BELL; COCHRANE; GARCIA; HALL; KIRKWOOD; SAINSBURY; STEFANSSON; WALTERS, 2004) e deveriam ser consideradas no manejo de águas interiores, incluindo áreas adjacentes a reservatórios.

Por outro lado, mais recentemente, as comunidades tradicionais de países em desenvolvimento estão começando a observar a necessidade de capturas sustentáveis, ao invés do progressivo aumento na produção pesqueira (WORLD BANK, 2003). Porém, em alguns países desse grupo, entre os quais o Brasil, essas percepções ainda não têm sido vislumbradas, possivelmente como decorrência da falta de discussão pública sobre a sustentabilidade da pesca ou mesmo pela relação de desconfiança que predomina nas relações entre os órgãos que fiscalizam a pesca e os pescadores.

Muitas propostas de sistemas de manejo conjunto (*co-management*) têm sido feitas para pesca em rios e reservatórios, que deverão substituir as abordagens atuais mais

Box 8.17

Recomendações do COMASE

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

Controle da pesca

- I. *Sugerir ao órgão ambiental competente a adoção dos seguintes procedimentos:*
 - *definição clara do que se pretende proteger na bacia hidrográfica;*
 - *uniformização dos instrumentos legais por bacia hidrográfica, regulamentando os petrechos de captura e definindo áreas de proteção próximas às barragens;*
 - *intensificação de um programa de fiscalização e restrição da pesca, priorizando os locais de comercialização do pescado;*
 - *intensificação da divulgação da restrição da pesca na área estabelecida pelo órgão competente;*
- II. *desenvolver, juntamente com o órgão ambiental competente, estudos para definição da época e da extensão das áreas a ser recomendadas para proibição da pesca e onde deverá ser intensificada a fiscalização;*
- III. *notificar ao órgão competente, para as providências cabíveis, a ocorrência de pesca predatória e outros atos lesivos à fauna aquática;*
- IV. *informar aos pescadores da área do reservatório e do rio a jusante sobre o andamento dos programas de conservação da fauna aquática.*

centralizadas (CHRISTENSEN; SOARES; SILVA; BARROS, 1995; AMARASINGHE; DE SILVA, 1999; NATHANAEL; EDIRISINGHE, 2002; HARTMANN; DUGAN; FUNGE-SMITH; HORTLE; KUEMPLANGAN; LORENZEN; MARMULLA; MATTSON; WELCOMME, 2004). No Brasil, experiências promissoras têm sido relatadas, destacando-se aquelas da pesca na bacia do rio São Francisco (Projeto: Peixes, Pessoas e Água, liderado pela Universidade Federal de São Carlos e Federação de Pesca Artesanal de Minas Gerais, em conjunto com *Canadian International Development Agency* (CIDA) e *World Fisheries Trust*, ambos do Canadá) e na do Amazonas (RUFFINO, 1997). Esses sistemas mais descentralizados irão, por definição, permitir que o processo decisório seja partilhado com segmentos sociais locais, assegurando mais flexibilidade, menos atrito, melhor legitimidade e facilidades na fiscalização. Vale destacar que a efetividade desses sistemas é complexa, visto que é dependente do nível de responsabilidade individual de cada participante.

Todas essas modalidades de controle têm sido objeto de regulamentação em diferentes estados brasileiros. Os objetivos são, entretanto, difusos e os critérios desconhecidos, sendo apenas características de entraves burocráticos para o exercício da atividade.

Outras Ações

Aqüicultura e Espécies Introduzidas

Embora a aqüicultura não possa ser considerada, em seu sentido estrito, como uma atividade atrelada aos recursos

pesqueiros de reservatórios, ela vem sendo preconizada nas políticas governamentais como uma alternativa para reduzir a pressão de pesca sobre os estoques naturais e, portanto, com uma ação ligada à conservação desses recursos.

Entretanto, apesar de o sistema de aqüicultura adotado no Brasil ter se apresentado como alternativa econômica promissora (KUBITZA; ONO; LOPES, 2001; CASEIRO; KUBITZA, 2003), seu papel na conservação dos recursos pesqueiros precisa ser ainda demonstrado. Além das demandas de insumos da pesca para a produção de ração (ver Capítulo 6.3), a aqüicultura, especialmente aquela praticada em águas públicas, tem notável conflito com a qualidade da água, introdução de espécies e doenças nos ambientes naturais.

Num momento em que tanto se discute a compatibilização dos usos múltiplos dos recursos disponíveis em reservatórios (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2003), é pertinente que essas políticas de governo sejam questionadas, em especial a maneira pela qual vêm sendo conduzidas. Um aspecto prioritário nessas discussões é o da clareza dos objetivos da aqüicultura em reservatórios. É necessário que se estabeleça, por exemplo, se o fomento da atividade almeja o desenvolvimento econômico do país, através da produção em larga escala, por grandes corporações e destinada à exportação, ou se prioriza a atenuação de problemas sociais que afligem o Brasil, como a fome e a desigualdade na distribuição de renda. Não parece adequado utilizar alguns resultados obtidos em cultivos em grande

escala para estimular ou disseminar a prática em escalas reduzidas, ou fazer apologia de grandes empreendimentos de cultivo, cuja produção é exportada, utilizando como mote o combate à fome. As experiências já obtidas com os cultivos em tanques-rede em reservatórios demonstram que a atividade pode ser economicamente viável em grandes fazendas aqüícolas, enquanto que em escala reduzida a rentabilidade tem sido pífia, com alguns fracassos retumbantes (ver Capítulo 6.3).

O ordenamento das atividades de cultivo em reservatórios é também necessário. Atualmente, a maioria dos pequenos empreendimentos de cultivos em reservatórios situa-se fora das áreas recomendadas (parques aqüícolas), tornando o planejamento da ocupação do ambiente mera figura de retórica. O respeito aos demais usos deve ser priorizado e fiscalizado, não podendo ser alvo da complacência dos órgãos de fomento (ver *Box 8.18*).

A carência de pesquisas acerca da viabilidade econômica e ambiental desses empreendimentos em diferentes escalas, considerando diferentes práticas, é também urgente. Pesquisas sobre alternativas às espécies exóticas para o cultivo em águas públicas estão nesse contexto. Seria esperado, por exemplo, que o esforço destinado ao desenvolvimento de protocolos de cultivo de espécies nativas fosse maior que o empregado por algumas agências oficiais nas movimentações e pressões sobre os órgãos de controle para flexibilizar as restrições ao cultivo de espécies exóticas. Embora os problemas com o cultivo de peixes em águas públicas não sejam resolvidos com o desenvolvimento de pacotes tecnológicos que permitam o uso de espécies nativas, parte relevante deles o seria.

Entretanto, enquanto não surge uma opção nativa para esses cultivos, a preocupação com a introdução de espécies não-nativas deve ser manifesta e imperativa. Uma das

Box 8.18

Recomendações do COMASE

SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.

Utilização de tanques-rede para a criação de peixes

- I. a contribuição do Setor Elétrico deve se restringir à implantação de tanques-rede em caráter experimental, visando o desenvolvimento da tecnologia;
- II. sugere-se aos órgãos competentes que a difusão da técnica de tanques-rede somente ocorra após a comprovação de sua eficiência e a avaliação de suas conseqüências ambientais;
- III. a eventual adoção da técnica de tanques-rede deve contemplar, através de um planejamento global, o zoneamento do reservatório, o monitoramento da qualidade da água, o controle parasitológico e a restrição ao emprego de espécies alóctones ou exóticas.

questões proeminentes é a das “espécies não-nativas estabelecidas”. Para a identificação desse *status*, não basta o registro de indivíduos maduros (a desova pode falhar), larvas e juvenis (podem ser frutos de escape ou não completarem o desenvolvimento) e muito menos a simples presença. Espécie estabelecida pressupõe uma população auto-sustentável. Além disso, em tese, mesmo a comprovação do estabelecimento de uma espécie não justificaria a negligência na entrada de novos indivíduos, dado que a introdução de espécies pode ser considerada como uma forma de poluição biológica, portanto com gravidade proporcional à sua abundância no ambiente. A esse respeito é relevante lembrar que o Brasil é signatário da Convenção da Biodiversidade, promulgada como lei pela Presidência da República, portanto com compromissos de não apenas coibir e fiscalizar as introduções de espécies, mas também buscar meios de removê-las dos ecossistemas aquáticos.

Uma política que efetivamente controle o ritmo das implantações dos cultivos ou os disciplinem também é extremamente necessária, visto que muito do caos socioambiental promovido pela atividade deve-se ao estabelecimento indiscriminado de estações de aqüicultura. Assim, os problemas com escapes de peixes e liberação de efluentes poluidores serão, sem sombra de dúvidas, os maiores desafios ao prosseguimento da aqüicultura nacional a longo prazo. Sem o reconhecimento de que a atividade de aqüicultura depende necessariamente dos ecossistemas naturais em que ela se insere, é improvável que a aqüicultura se desenvolva de forma

adequada e que possa, de fato, suplementar a pesca extrativista a longo prazo (NAYLOR; GOLDBURG; PRIMAVERA; KAUTSKY; BEVERIDGE; CLAY; FOLKE; LUBCHENCO; MOONEY; TROELL, 2000).

Em relação à aqüicultura em geral, incluindo aquela tradicionalmente realizada em tanques escavados, os desafios são também consideráveis. Tanto no controle dos efluentes quanto nas ações destinadas à redução dos riscos de novas introduções de espécies em ambientes aquáticos continentais, deve-se considerar um complexo cenário, visto que é necessário o envolvimento de diferentes segmentos da sociedade e de uma intensa vontade política para sua efetividade. É também indispensável uma efetiva integração entre os órgãos públicos de fomento à produção e os de controle ambiental, tanto nos níveis federais e estaduais quanto nos municipais.

Para os reservatórios, corpos receptores das ações que se desenrolam na região de entorno, é natural que o controle das introduções seja consideravelmente difícil. Em especial porque a construção desses empreendimentos estimula o desenvolvimento econômico da área e a ocupação de suas encostas por atividades de cultivo. Introduções deliberadas de peixes em reservatórios e áreas contíguas são atualmente esporádicas e, na maioria das vezes, praticadas de forma clandestina. Dessa maneira, o ingresso de espécies não-nativas é feito, principalmente, a partir de escapes de tanques ou açudes onde se pratica a aqüicultura, ou pelo alagamento destes durante a formação de novos reservatórios.

A eliminação ou controle populacional de peixes invasores – assim como em qualquer outro grupo de organismos – é, como visto anteriormente, tarefa difícil e considerada logisticamente impraticável, em vista dos elevados custos e esforços necessários, além de possíveis impactos adicionais.

Tais aspectos devem reforçar, como recomendação geral, o emprego de um maior rigor, cautela e bom senso nas decisões acerca da liberação de espécies não-nativas para o cultivo.

Algumas diretrizes deveriam ser consideradas na liberação de novas espécies ou variedades para o cultivo na aqüicultura. Um protocolo para o processo decisório acerca de introduções, baseado em Rosenfield e Mann (c1992), é apresentado abaixo. Ressalta-se que ele é apresentado em ordem de pré-requisitos, sendo, portanto, necessário que a análise de um novo item seja considerada se, e apenas se, a avaliação do anterior for positiva.

Etapa 1 - Validade da introdução: para que as discussões acerca da introdução ou transferência de uma dada espécie sejam iniciadas, o ponto de partida deve ser a validade da iniciativa. Os objetivos devem ser claros e precisos, a viabilidade social e econômica deve ser indubitável e o grupo beneficiado adequadamente identificado.

Como já extensivamente discutido, a maioria das introduções de peixes no Brasil foi justificada de forma vaga (ex: alternativas para o cultivo, produção de proteína, pesca), não sendo possível entender que fator

influenciou na escolha da espécie e a demanda efetiva por ela. Algumas espécies foram trazidas do exterior ou de outras bacias pela percepção de leigos em visitas a centros de piscicultura, ou pelos momentos agradáveis de pescarias nos locais de origem. Além disso, dentro do país, as facilidades criadas pela mídia impressa ou eletrônica nas transferências são ainda mais preocupantes. É comum cadernos semanais de jornais e revistas especializadas com ampla circulação oferecerem alevinos de várias espécies com entregas em todo o território nacional, o que, fatidicamente, é o primeiro passo para o crime ambiental. A indústria da alevinagem vem por décadas estimulando a expansão da piscicultura, mas com o único intuito de garantir o escoamento de sua própria produção.

Etapa 2 - Segurança no confinamento: a questão da segurança no confinamento deveria ser condicionante à liberação oficial do uso de espécies não-nativas. Entretanto, não apenas a localização e a adequação das instalações são imprescindíveis, visto que inadequações nas práticas de manejo são importantes fontes de introdução. Treinamentos, educação ambiental, campanhas de esclarecimento na grande mídia, compromissos formais com técnicas adequadas e monitoramento da água efluente são necessários. Na presença de alternativas, as espécies não-nativas devem ser evitadas.

Etapa 3 - Controle sanitário: a disseminação de doenças e parasitas para os cursos d'água é um fenômeno recorrente no Brasil. Quarentenas e controle sanitário rigoroso

das instalações produtoras de alevinos, bem como o monitoramento periódico da qualidade sanitária dos efluentes e dos tanques de cultivo, são procedimentos necessários e devem estar explicitados em projetos de piscicultura. A ocorrência de moléstias nos peixes dos cursos d'água próximos ao sistema de cultivo também deve ser eventualmente monitorada.

Etapa 4 - Potencial de aclimação e reprodução no ambiente natural: a possibilidade da espécie se aclimatar e reproduzir nos corpos d'água naturais da bacia receptora deve ser motivo suficiente para o veto de uma transferência. Essas são características imprescindíveis para que uma espécie se estabeleça de forma irreversível. Ignorar esse fato se constitui em uma ruptura relevante com o princípio da precaução e da ética.

Etapa 5 - Avaliação do custo-benefício: caso a espécie passe pelo crivo das etapas anteriores, passa-se à análise do custo-benefício, ponderando, de forma isenta e imparcial, os riscos e os benefícios ambientais, sociais e econômicos advindos da introdução. Espera-se que nessa etapa ocorra o rompimento com os objetivos puramente econômicos e unilaterais.

Etapa 6 - Revisão detalhada da literatura: embora essa etapa esteja subentendida nas etapas anteriores, nesse ponto a literatura deve ser exaustivamente consultada, visando obter informações de problemas registrados em outras regiões e a tomada de possíveis medidas preventivas (doenças, comportamento, características especiais).

Tomando o amparo da prudência, qualquer espécie que tenha histórico de impactos em outras localidades deve ser automaticamente desconsiderada.

Etapa 7 - Pesquisas complementares e monitoramento: antes que a espécie seja distribuída na bacia hidrográfica, é necessário que pontos não esclarecidos pela revisão sejam complementados por investigações locais específicas. O monitoramento ambiental deve ser parte integrante do projeto, antes e após a manipulação das espécies não-nativas, sendo desenvolvido de forma continuada, pelo menos na sub-bacia onde os empreendimentos de aquíicultura serão instalados, ou onde as espécies serão diretamente introduzidas.

Os custos com o monitoramento e a responsabilidade dos impactos com a manipulação de espécies não-nativas devem, por uma questão ética, ser imputados, na íntegra, ao empreendedor do projeto. No caso da aquíicultura, por exemplo, é justo que a opção pelo cultivo de espécies exóticas, buscando maior lucratividade, seja custeada pelo empreendedor, não podendo os custos ambientais serem cobertos pela sociedade como um todo.

A severidade dos impactos causados por uma espécie estabelecida sobre a fauna aquática e a impossibilidade de sua remoção, devem ser motivos suficientes para a aplicação do princípio da precaução nos processos decisórios sobre introduções e na elaboração de projetos de cultivo confinado de organismos aquáticos não-nativos. Este

princípio deve constar nos códigos de ética de todos os profissionais que lidam com a produção e com o meio ambiente.

Mortandades de Peixes na Barragem

O conhecimento disponível acerca dos mecanismos que levam à mortalidade de peixes em barragens é precário, o que tem dificultado a tomada de medidas preventivas pelos técnicos do setor hidrelétrico. Cada usina hidrelétrica tem um protocolo de operações, elaborado empiricamente, que busca reduzir esse problema. Entretanto, surpresas são frequentes, tornando falhos protocolos que pareciam infalíveis. Cada manobra excepcional, programada ou não, é motivo de grande apreensão.

A precariedade do conhecimento sobre esses mecanismos é de tal ordem que sequer sabemos a origem dos peixes que morrem (montante, jusante ou ambas), exceto quando as mortes ocorrem no tubo de sucção durante as paradas de máquinas. A determinação da causa das injúrias e mortes de peixes na barragem é uma tarefa complexa, devido ao elevado número de fatores envolvidos, às interações entre eles e à falta de especificidade na resposta biológica (ver Capítulo 6.4). Essa complexidade é, no entanto, motivada pela escassez de estudos sistematizados sobre os processos de mortalidade, a despeito da frequência com que essas ocorrências são constatadas.

Neste tópico são apresentadas algumas recomendações de procedimentos e estudos que devem contribuir para a atenuação do problema e ampliar seu conhecimento.

Ações emergenciais

Algumas ações emergenciais desenvolvidas pelo setor, embora baseadas em dados empíricos e, portanto, ainda carentes de explicações, têm-se mostrado promissoras na redução da mortalidade de peixes.

Entre aquelas relacionadas à *operação das unidades geradoras e vertedouro* destacam-se, (i) o retardo no tempo de partida das unidades geradoras; (ii) o retardo no tempo de tomada de carga, mesmo aquelas decorrentes de distúrbios de frequência; (iii) a abertura gradual e combinada dos vertedouros e vertimento sempre que as condições de oxigenação da água alcancem valores críticos (abaixo de 4 mg/l). Esses procedimentos são requeridos especialmente quando grandes cardumes se concentram nas proximidades da barragem, o que pressupõe monitoramento permanente de sua presença e abundância.

Já para a *operação de resgate de peixes no tubo de sucção e caixa espiral*, um procedimento de rotina na maioria das usinas, é recomendável (i) treinamento da equipe de resgate; (ii) monitoramento, por técnico treinado, da quantidade de peixes aprisionados (com ecossonda) e níveis de oxigênio dissolvido durante as atividades; (iii) fechamento dos *stop-logs* imediatamente após a parada da máquina; (iv) articulação precisa das etapas de drenagem com o progresso dos trabalhos de resgate; (v) ampliação das facilidades (número de pessoas, capturas e transportes) que tornem o tempo de resgate e transporte dos peixes o mais curto possível.

Ações complementares de curto prazo

Na impossibilidade de decidir acerca das medidas que evitem o acesso dos peixes ao canal de fuga ou tomada d'água, algumas ações de curto prazo são recomendadas:

1 - Criação de uma *Comissão Permanente de Monitoramento da Ictiofauna e*

Operação, composta minimamente pelo engenheiro responsável pela operação da usina, o biólogo responsável pela gerência de ictiofauna e pesquisadores envolvidos com o tema. O caráter multidisciplinar envolvido no entendimento e na solução do problema requer interação entre especialistas, e a sua complexidade exige uma abordagem baseada em metodologia científica, visto que o empirismo baseado em observações pessoais não tem produzido resultados satisfatórios na maioria dos casos. Essa Comissão teria como atribuição discutir cenários de operação das usinas e propor procedimentos alternativos acompanhados de avaliações sobre suas implicações na geração e no ambiente. Detalharia as estratégias e táticas de monitoramento de paradas programadas ou não, das tomadas de carga, além de avaliar os dados desse monitoramento.

2 - *Monitoramento* realizado de forma sistematizada, e sob diferentes condições de distúrbios, pode indicar os procedimentos operacionais e seus efeitos sobre os peixes, permitindo a elaboração de modelos úteis na predição

de eventos de mortalidade. Esse monitoramento deve compreender:

- o *monitoramento ictiológico de rotina*, realizado em estações fixas através de pescarias experimentais, com cronograma pré-definido e duração determinada pelo completo entendimento do processo.
- o *monitoramento por demanda*, levado a cabo a cada vez que manobras extraordinárias, previstas ou não, forem realizadas. Implica registros detalhados dos procedimentos operacionais, do número de peixes afetados na unidade de tempo, dos dados detalhados de necropsias dos indivíduos injuriados. Deve ter a duração determinada pela duração do processo.
- o *monitoramento do tubo de sucção e conduto forçado* (caixa espiral) durante a parada das máquinas deve fornecer indicações importantes para a otimização do resgate de peixes. Implica o registro detalhado de todos os procedimentos operacionais, incluindo o tempo decorrido desde a parada da unidade, fechamento dos *stop-logs*, início da operação resgate, além do número de peixes salvos e remanescentes por espécie, porte dos peixes, temperatura e teores de oxigênio, especificações técnicas dos procedimentos de partida da unidade, registros de mortes antes, durante e após a partida.

3 - *Estudos de deslocamentos locais da ictiofauna* visam identificar rotas de aproximação dos peixes e locais de concentração, além de indicações sobre a origem de eventuais peixes mortos ou machucados. O trabalho deve ser realizado preferencialmente com técnicas de biotelemetria, além de marcações convencionais, envolvendo trechos a montante, jusante e, se for o caso, escadas de transposição. Implica também o mapeamento da circulação da água nas imediações da barragem, a montante e a jusante. Esses estudos devem ser conduzidos antes da decisão acerca de instalação de dispositivos que impeçam o acesso dos peixes à tomada d'água ou canal de fuga.

Ações de médio prazo

Os resultados obtidos no monitoramento e estudos devem indicar a melhor opção para atenuar problemas com mortalidade de peixes na área da barragem. Essas ações poderão ser de natureza distinta, ou seja, (i) envolver manobras na operação da barragem, especialmente em determinadas épocas do ano, e (ii) instalação de barreiras.

1 - *Manobras na operação*

Os dados do monitoramento e o conhecimento das rotas de aproximação dos peixes nas tomadas d'água, no canal de fuga ou no canal de escoamento dos vertedouros devem subsidiar ações de manipulação da vazão. Em tese, essa manipulação das condições hidráulicas a jusante pode atrair os cardumes para

áreas de menor risco durante manobras de operação excepcionais (paradas, partidas, tomadas de carga) em uma das unidades geradoras. Esses dados devem também permitir a identificação da época do ano, do horário do dia e do tipo de manobra operacional de maior risco.

Assim, a natureza das manobras na operação deve ser detalhada pelos estudos e monitoramento, discutidas exaustivamente pela Comissão Permanente de Monitoramento da Ictiofauna e Operação, considerando-se suas implicações ambientais e financeiras. Além disso, as propostas de operação devem ser negociadas com o Sistema Interligado Nacional (SIN/ONS), visto que, em geral, implicam restrições na utilização dos recursos da usina para a estabilidade e atendimento às demandas do sistema.

Entre as alternativas operacionais a serem consideradas, destacam-se o controle na abertura de vertedouros, o tempo de partida das máquinas, o tempo de abertura das palhetas do distribuidor (tomada de carga), o estabelecimento de vazões máximas e mínimas a serem turbinadas e/ou vertidas, etc.

2 - *Instalações de barreiras*

A instalação de barreiras no canal de fuga ou nas imediações da tomada d'água, dado seu alto custo e probabilidade de não serem efetivas, requer estudos prévios. Os dados de

monitoramento e os estudos de biotelemetria fornecem as bases para decisões. Entretanto, aspectos específicos da modalidade de barreira requererão estudos complementares.

As barreiras são alternativas tecnológicas utilizadas para impedir (telas), atrair ou repelir (luz, som, corrente elétrica) os peixes através de estímulos diversos. Podem ser classificadas como (i) barreiras físicas, (ii) guias estruturais, e (iii) guias comportamentais.

- **Barreiras físicas (telas):** são utilizadas para prevenir a entrada de peixes nas tomadas d'água ou a sua aproximação em áreas de risco a jusante. Amplamente utilizadas, sua efetividade depende das condições hidráulicas locais, do tamanho dos peixes, do tamanho e tipo da malha utilizada e da presença de detritos e troncos em suspensão.

Existe um grande número de variantes das telas (chapas perfuradas, barras metálicas, e telas propriamente ditas). Resíduos e troncos são os principais problemas destes dispositivos, que envolvem um alto custo na limpeza e na manutenção. No Brasil, os resultados preliminares de uma tela instalada a jusante do canal de fuga de Manso (Figura 8.5) foram promissores (Helena São

Thiago, Furnas Centrais Elétricas, informação verbal).

- **Guias estruturais:** são variantes das grades já existentes em várias usinas, nas quais as barras são dispostas inclinadas em relação ao fluxo (Figura 8.6), criando condições hidráulicas específicas para guiar o peixe até um local de menor risco ou que contenham mecanismos seguros de transposição para o trecho a jusante. Nesse caso, o peixe não é impedido de entrar na tomada d'água, mas responde às condições hidráulicas criadas em frente das estruturas, movendo-se ao longo da turbulência em direção ao local desejado. O sucesso desse tipo de dispositivo depende da resposta do peixe às condições criadas. Isso significa que condições hidráulicas variáveis podem tornar o dispositivo ineficiente, além do

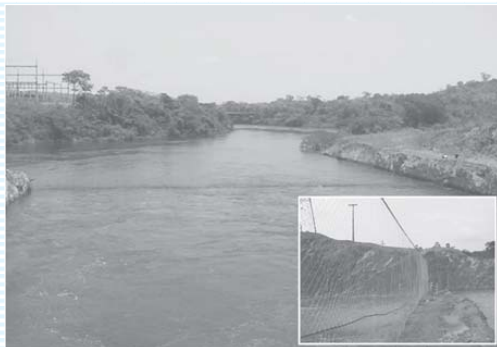


Figura 8.5 - Barreira física (tela) instalada, em caráter provisório, a jusante do canal de fuga da UHE Manso (Fotos: H. São Thiago).

fato de diferentes espécies terem respostas distintas. No hemisfério Norte, as guias estruturais geralmente apresentam uma distância entre barras de duas polegadas e a velocidade máxima de aproximação da água é de 60 cm/s, com as barras dispostas em ângulo de 45°.

Os principais problemas dessas estruturas são os detritos suspensos na água, que podem obstruir total ou parcialmente, requerendo limpezas frequentes e manutenção. O acúmulo de detritos pode alterar de modo relevante as condições hidráulicas locais e produzir injúrias nos peixes.

- **Guias comportamentais:** nessa modalidade está incluída uma grande variedade de dispositivos que empregam estímulos sensoriais para obter respostas comportamentais dos peixes que os desviem de áreas de risco, e/ou sejam conduzidos para uma direção desejada. Os peixes podem detectar estímulos luminosos, sonoros, químicos, térmicos e de pressão, em limiares, na maioria das vezes, fora da capacidade de detecção do homem (ESTADOS UNIDOS, 1995).

Luz: barreiras luminosas têm sido consideradas adequadas pelo fato de muitos peixes

apresentarem boa acuidade visual e por não sofrer influências do ruído produzido na barragem. Entretanto, apresentam restrições devido às variações diárias na luminosidade subaquática, turbidez da água, atenuação variável entre os diferentes comprimentos de ondas e, principalmente, a variação intra-específica na resposta dos peixes ao estímulo luminoso (alguns são repelidos, uns atraídos e outros indiferentes). Entre os tipos mais utilizados de fontes de luz estão a de mercúrio e a estroboscópica (pulsátil), sendo esta última a mais bem-sucedida na mudança de movimento dos peixes.

Som: os estudos realizados com barreiras sonoras têm mostrado resultados muito variáveis e, algumas vezes, contraditórios. Essas

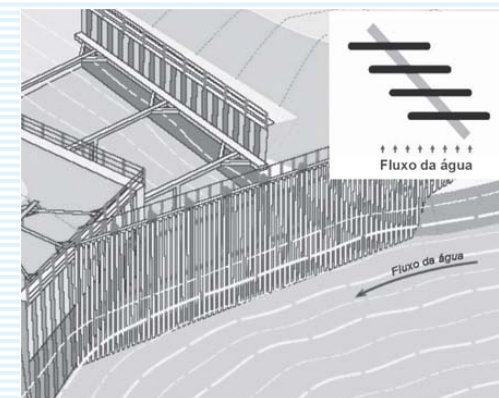


Figura 8.6 - Estruturas-guia para peixes tipo cortina (Modificado de SMITH-ROOT, Inc., c2000-2005).

barreiras não têm sua eficiência dependente da turbidez e, pelo fato de som se propagar rapidamente e por longas distâncias na água, pode induzir respostas à distância. Além disso, ela é fortemente direcional. Como aspecto negativo, destaca-se o fato de que o excesso de ruídos nas imediações da barragem (funcionamento das turbinas) pode impedir que o som da barreira seja ouvido pelos peixes. Elevações em sua intensidade podem afetar os peixes. De qualquer maneira, muitas espécies de peixes também produzem som, embora estes tenham, em geral, baixa frequência (até 500Hz).

Campo elétrico: os testes com barreiras elétricas também têm apresentado resultados contraditórios. Estes demonstram que são pouco eficientes para evitar o acesso dos peixes à tomada d'água. Resultados melhores têm sido registrados nos esforços de impedir o acesso dos peixes ao canal de fuga ou canal do vertedouro (Figura 8.7). Entretanto, alguns aspectos negativos têm sido citados na literatura, ou seja, (i) o perigo para outras espécies (aves, mamíferos) que passam pelo campo elétrico, especialmente a partir das margens; (ii) o campo elétrico é restrito entre os dois eletrodos e, portanto, pode ser pouco

efetivo para trechos largos de rios; (iii) a susceptibilidade ao campo elétrico depende da espécie e do tamanho do peixe (peixes maiores são mais sensíveis); (iv) a corrosão dos eletrodos implica monitoramento contínuo e substituição freqüente.

Cortina de bolhas: ao contrário das barreiras elétricas, essa tecnologia é mais aplicada para repelir os peixes da tomada d'água. Não é aplicável a jusante, em razão da movimentação da água. Entretanto, os resultados obtidos em experimentos revelam que sua efetividade depende da espécie considerada. O mecanismo pelo qual barreiras desse tipo repelem os peixes não é bem entendido. Alguns pesquisadores atribuem o fato ao ruído produzido pelas bolhas, outros pela luminosidade da luz por elas refletida.

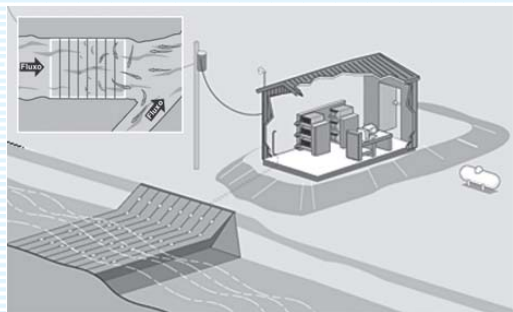


Figura 8.7 - Barreira elétrica utilizada para repelir peixes. Observar que os indivíduos maiores são mais sensíveis (Modificado de SMITH-ROOT, INC., c2000-2005).

Barreiras híbridas: a combinação de diferentes tipos de barreiras parece ser mais adequada (ESTADOS UNIDOS, 1995).

Embora amplamente utilizadas no hemisfério Norte, as barreiras comportamentais foram pouco testadas, e a maioria dos trabalhos foram publicados na literatura não-científica e, portanto, não referendada por outros pesquisadores (*grey literature*), sendo as conclusões encaradas com sérias reservas. Por ser uma alternativa que minimiza gastos e que concorre com os interesses de lucro das indústrias do setor, pouco recurso tem sido investido para seu desenvolvimento tecnológico e, portanto, os estudos têm sido realizados em situações metodológicas precárias.

Ações de longo prazo

Há um consenso entre cientistas e agências de controle ambiental de que o desenvolvimento da pesquisa, tanto em relação à manipulação hidráulica quanto sobre a eficiência das barreiras, requer uma combinação de estudos de laboratório e de campo. Isso decorre da atuação de muitas variáveis em trabalhos envolvendo organismos vivos em ambientes não controlados. Por exemplo, vários são os casos em que respostas claras a estímulos em condições de laboratório não são constatadas em campo (ESTADOS UNIDOS, 1995). Entretanto,

para que as respostas possam ser entendidas e manipuladas, os dados de campo devem ser corroborados por experimentação controlada em laboratório. De outra forma, os resultados obtidos ficam no âmbito das especulações.

Recomenda-se, portanto, a implantação de laboratórios especializados, preferencialmente em cada bacia (devido à especificidade da ictiofauna). Esses laboratórios devem realizar testes específicos acerca das respostas dadas por espécies de peixes da bacia às diferentes condições hidráulicas e hidrológicas a que são submetidos durante a operação da usina (pressão, cisalhamento, supersaturação, turbulência, etc.), bem como sobre a natureza de suas respostas comportamentais a estímulos variados.

Dado o custo com um laboratório que tenha essa missão e considerando que os protocolos gerados terão interesse para outras concessionárias da bacia, é recomendável que os custos decorrentes de sua implantação e manutenção sejam compartilhados pelas companhias hidrelétricas que têm interesse pelo uso do recurso.

Como resultado desses estudos e do monitoramento proposto, espera-se que ao final sejam elaborados protocolos de operação para uso em situações de rotina e emergenciais em cada usina.

Capítulo 9

Referências

[A LUFADA], Pantanal-Peixes. Disponível em: <http://www.pantanalms.tur.br/peixes_pantanal3.htm>. Acesso em: 23 maio 2006.

AADLAND, L. P. Stream habitat types: their fish assemblages and relationship to flow. **North American Journal of Fisheries Management**, Lawrence, v. 13, no. 4, p. 790-806, 1993.

ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, no. 2, p. 425-434, Apr. 2001.

ABELHA, M. C. F.; GOULART, E. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 26, no. 1, p. 37-45, Jan./Mar. 2004.

ABELHA, M. C. F.; GOULART, E.; PERETTI, D. Estrutura trófica e variação sazonal do espectro alimentar da assembléia de peixes do reservatório de Capivari, Paraná, Brasil. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.). **Biocenoses em reservatórios**: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RiMa, 2005. cap. 16, p. 197-209.

ABERNETHY, C. S.; AMIDAN, B. G.; CADA, G. F. **Laboratory studies of the effects of pressure and dissolved gas supersaturation on turbine-passed fish**. Falls, Idaho: U.S.

Department of Energy, Idaho Operation Office, 2001. 66 f., ill. (some col.).

ABERNETHY, C. S.; AMIDAN, B. G.; CADA, G. F. **Simulated passage through a modified Kaplan turbine pressure regime**: a supplement to "Laboratory Studies of the Effects of Pressure and Dissolved Gas Supersaturation on Turbine-Passed Fish". Washington, DC: U.S. Department of Energy, 2002. [28 f., ill. (some col.)].

ABES, S. S.; AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K.; GOMES, L. C. Diet of *Iheringichthys labrosus* (Pimelodidae, Siluriformes) in the Itaipu Reservoir, Paraná River, Brazil-Paraguay. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 44, no. 1, p. 101-105, Mar. 2001.

ABILHOA, V. **Composição, aspectos biológicos e conservação da ictiofauna do alto curso do rio Iguaçu, região Metropolitana de Curitiba, Paraná, Brasil**. Curitiba, 2004. x, 84 f., il. Tese (Doutorado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

ABUJANRA, F.; AGOSTINHO, A. A. Dieta de *Hypophthalmus edentatus* (Spix, 1829) (Osteichthyes, Hypophthalmidae) e variações de seu estoque no reservatório de Itaipu. **Acta Scientiarum. Biological Science**, Maringá, v. 24, no. 2, p. 401-410, Apr. 2002.

ADAMS, P. B. Life history patterns in marine fishes and their consequences for fisheries management. **Fishery Bulletin** (Washington, DC), v. 78, no. 1, p. 1-11, 1980.

- AGOSTINHO, A. A. **A pesca no reservatório de Sobradinho**: considerações sobre a pesca no reservatório de Sobradinho e ações recomendadas para sua otimização: relatório técnico. Salvador: Bahia Pesca S.A., 1998. 73 p., il. (algumas color.).
- AGOSTINHO, A. A. Considerações sobre a atuação do setor elétrico na preservação da fauna aquática e dos recursos pesqueiros. In: SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. p. 8-19. (Caderno 4: Estudos e levantamentos).
- AGOSTINHO, A. A.; BINI, L. M.; GOMES, L. C.; JÚLIO JÚNIOR, H. F.; PAVANELLI, C. S.; AGOSTINHO, C. S. Fish assemblages. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). **The Upper Paraná River and its floodplain**: physical aspects, ecology and conservation. Leiden: Backhuys Publishers, 2004. ch. 10, p. 223-246. (Biology of inland waters).
- AGOSTINHO, A. A.; BORGHETTI, J. R.; VAZZOLER, A. E. A. de M.; GOMES, L. C. Itaipu Reservoir: impacts on the ichthyofauna and biological bases for its management. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON REGIONAL APPROACHES TO RESERVOIR DEVELOPMENT AND MANAGEMENT IN LA PLATA RIVER BASIN, 1994, São Carlos. **Proceedings of the environmental and social dimensions of reservoir development and management in the La Plata River Basin**. Nagoya, Japan: UNCRD, 1994. v. 1, p. 135-148. (UNCRD Research Report Series, 4).
- AGOSTINHO, A. A.; FERRETTI, C. M. L.; GOMES, L. C.; HAHN, N. S.; SUZUKI, H. I.; FUGI, R.; ABUJANRA, F. Ictiofauna de dois reservatórios do rio Iguacu em diferentes fases de colonização: Segredo e Foz do Areia. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Ed.). **Reservatório de Segredo**: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM, 1997. cap. 15, p. 275-292.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. A remoção prévia da vegetação nos represamentos. **Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia**, Maringá, n. 53, p. 13-15, set. 1998.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: perspectivas para o reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Ed.). **Reservatório de Segredo**: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM, 1997. cap. 17, p. 319-364.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. O manejo da pesca em reservatórios da bacia do alto rio Paraná: avaliação e perspectivas. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Org.). **Ecologia de reservatórios**: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. São Carlos: RiMa, 2005. cap. 2, p. 23-56.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; FERNANDEZ, D. R.; SUZUKI, H. I. Efficiency of fish ladders for neotropical ichthyofauna. **River Research and Applications**, Chichester, v. 18, no. 3, May-June, p. 299-306, 2002.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; JÚLIO JÚNIOR, H. F. Relações entre macrófitas aquáticas e fauna de peixes. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. cap. 13, p. 261-279.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; LATINI, J. D. Fisheries management in Brazilian reservoirs: Lessons from/for South America. **Interciencia**, Caracas, v. 29, no. 6, p. 334-338, June 2004.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I.; JÚLIO JÚNIOR, H. F. Migratory fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. (Ed.). **Migratory fishes of South America**: biology, fisheries and conservation status. Ottawa: World Fisheries Trust: International Development Research Centre; Washington, D.C.: International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank, 2003. ch. 2, p. 19-98.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I.; JÚLIO JÚNIOR, H. F. Riscos da implantação de cultivos de espécies exóticas em tanques-redes em reservatórios do Rio Iguacu. **Cadernos da Biodiversidade**, Curitiba, v. 2, n. 2, p. 1-9, dez. 1999.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; VERÍSSIMO, S.; OKADA, E. K. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, Dordrecht, v. 14, no. 1, p.11-19, June 2004.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; ZALEWSKI, M. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the Upper River Paraná. **International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology**, Warsaw, v. 1, no. 1-2, p. 209-217, 2001.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F. Ameaça ecológica: peixes de outras águas. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 124, p. 36-44, set./out. 1996.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Tradução: Anna Emília A. de M. Vazzoler, Angelo Antônio Agostinho, Patrícia T. M. Cunningham. São Paulo: EDUSP, 1999. cap. 16, p. 374-400. (Coleção Base). Título do original em inglês: Ecological studies in tropical fish communities.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F.; BORGHETTI, J. R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na icthiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. **Revista UNIMAR**, Maringá, v. 14(Suplemento), p. 89-107, 1992.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F.; GOMES, L. C.; BINI, L. M.; AGOSTINHO, C. S. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da icthiofauna. In: VAZZOLER, A. E. A. de M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). **A planície de inundação do alto rio Paraná**: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997. cap. II.4, p. 179-208.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F.; PETRERE JUNIOR, M. Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: COWX, I. G. (Ed.). **Rehabilitation of freshwater fisheries**. Osney Mead: Fishing News Books, 1994. ch. 16, p.171-184.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F.; TORLONI, C. E. Impactos causados pela introdução e transferência de espécies aquáticas: uma síntese. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 8., 1994, Piracicaba. **Anais de...** Piracicaba: FEALQ, 2000. p. 59-75.
- AGOSTINHO, A. A.; MENDES, V. P.; SUZUKI, H. I.; CANZI, C. Avaliação da atividade reprodutiva da comunidade de peixes dos primeiros quilômetros a jusante do reservatório de Itaipu. **Revista UNIMAR**, Maringá, v. 15(Suplemento), p. 175-189, 1993.
- AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L. E.; BINI, L. M.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M.; SUZUKI, H. I. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology; Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers; Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, 1999. p. 227-265.
- AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K.; GREGORIS, J. A pesca no reservatório de Itaipu: aspectos socioeconômicos e impactos do represamento. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios**: estrutura, função e

- aspectos sociais. Botucatu: FAPESP/FUNDIBIO, 1999. cap. 10, p. 279-320.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; JÚLIO JÚNIOR, H. F. Biodiversidade e introdução de espécies de peixes: unidades de conservação. In: CAMPOS, J. B.; TOSSULINO, M. G. P.; MÜLLER, C. R. C. (Org.). **Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná (IAP), 2006. p. 95-117.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; JÚLIO JÚNIOR, H. F. Introdução de espécies de peixes em águas continentais brasileiras: uma síntese. In: ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; FENERICH-VERANI, N.; VERANI, J. R.; RIETZLER, A. C. (Org.). **Espécies invasoras em águas doces: estudos de caso e propostas de manejo**. São Carlos: Ed. da Universidade Federal de São Carlos, 2005. cap. 2, p. 13-24.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. **Conservation Biology**, Oxford, v. 19, no. 3, p. 646-652, June 2005.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. **International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology**, Warsaw, v. 4, no. 3, p. 267-280, 2004.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C.; BALTAR, S.L.S.M.A. Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the Upper Paraná River Floodplain (Brazil). **Aquatic Ecology**. No prelo.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; MINTE-VERA, C. V.; WINEMILLER, K. O. Biodiversity in the High Paraná River Floodplain. In: GOPAL, B.; JUNK, W. J.; DAVIS, J. A. (Ed.). **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation**. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 2000. v. 1, p. 89-118.
- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; NAKATANI, K. A planície de inundação do alto rio Paraná: Site 6. In: SEELIGER, U.; CORDAZZO, C.; BARBOSA, F. (Ed.). **Os sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração (PELD)**. Belo Horizonte: MCT/CNPq. Programa PELD, 2002. p. 101-124.
- AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. de M.; GOMES, L. C.; OKADA, E. K. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planicie de inundación del alto río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brazil. **Revue D' Hydrobiologie Tropicale**, Paris, v. 26, n. 1, p. 79-90, 1993.
- AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. de M.; THOMAZ, S. M. The High River Paraná basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Ed.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 59-103.
- AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. A **Planície alagável do alto rio Parana: importância e preservação = (Upper Paraná River floodplain: importance and preservation)**. Maringá: EDUEM, 1996. 100 p., il.
- AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Paraná River, Brazil. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 303, no. 1-3, p.141-148, Apr. 1995.
- AGOSTINHO, C. S.; AGOSTINHO, A. A.; MARQUES, E. E.; BINI, L. M. Abiotic factors influencing piranha attacks on netted fish in the Upper Paraná River, Brazil. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Maryland, v. 17, no. 3, p. 712-718, Aug. 1997.
- AGOSTINHO, C. S.; FREITAS, I. S.; PEREIRA, C. R.; OLIVEIRA, R. J.; MARQUES, E. E. Levantamento das espécies que ascendem a escada de peixe da UHE Luís Eduardo Magalhães, Lajeado - TO. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 25., Brasília, DF, 2004. **Resumos...** Brasília, DF: Sociedade Brasileira de Zoologia, 2004. p. 348.
- AGOSTINHO, C. S.; HAHN, N. S.; MARQUES, E. E. Patterns of food resource use by two congeneric species of piranhas (*Serrasalmus*) on the Upper Paraná River floodplain. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, no. 2, p. 177-182, May 2003.
- AGOSTINHO, C. S.; JÚLIO JÚNIOR, H. F. Observation of an invasion of the piranha *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1847 (Osteichthyes, Serrasalminidae) into the Upper Paraná River, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Science**, Maringá, v. 24, no. 2, p. 391-395, Apr. 2002.
- ALLAN, J. D.; ABELL, R.; HOGAN, Z.; REVENGA, C.; TAYLOR, B. W.; WELCOMME, R. L.; WINEMILLER, K. Overfishing in inland waters. **BioScience**, Washington DC, v. 55, no. 12, p. 1041-1051, Dez. 2005.
- ALVES, C. B. M. **Influência da manipulação artificial da época de enchimento na produtividade ictiofaunística em um reservatório de médio porte - UHE-Cajuru, rio Pará (MG): uma proposta de manejo**. Belo Horizonte, 1995. 64 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1995.
- ALVES, C. B. M.; GODINHO, A. L.; GODINHO, H. P.; TORQUATO, V. C. A ictiofauna da represa de Itutinga, Rio Grande (Minas Gerais - Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 58, n. 1, p. 121-129, fev. 1998.
- ALVES, C. B. M.; VONO, V.; VIEIRA, F. Presence of the walking catfish *Clarias gariepinus* (Burchell) (Siluriformes, Clariidae) in Minas Gerais State hydrographic basins, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 16, n. 1, p. 259-263, mar. 1999.
- ALVES, R. C. P.; BACCARIN, A. E. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava, baixo rio Tietê, SP). In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Org.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2005. cap. 14, p. 329-348.
- ALVIM, M. C. C. **Composição e alimentação da ictiofauna em um trecho do alto rio São Francisco, município de Três Marias - MG**. São Carlos, 1999. 98 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). - Centro de Ciências Biológicas da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.
- ALVIM, M. C. C.; PERET, A. C. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the Upper São Francisco River in Três Marias, MG, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 64, no. 2, p. 195-202, May 2004.
- ALZUGUIR, F. Histórico da legislação referente à proteção dos recursos ícticos de água doce. In: SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1994. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. p. 19-32. (Caderno 2: Legislação).
- AMARAL, B. D.; PETRERE JUNIOR, M. Alfa and beta diversities in the fish community of the Promissão Reservoir (SP-Brazil): scales, complexities and ecotone heterogeneity. In: ZALEWISK, M.; THORPE, J. E. (Ed.). **Fish and land/island water**

ecotonos. [S.l.]: Unesco, 1993. ch. 13, p. 1-15 (Unesco/Mab Series).

AMARASINGHE, U. S.; DE SILVA, S. S. Sri Lankan reservoir fishery: a case for introduction of a co-management strategy. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 6, no. 5, p. 387-399, Oct. 1999.

AMBRÓSIO, A. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; OKADA, E. K. The fishery and fishery yield of *Hypophthalmus edentatus* (Spix, 1829), (Siluriformes, Hypophthalmidae), in the Itaipu reservoir, Paraná State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 13, n. 1, p. 93-105, 2001.

ANTONIO, R. R. **Movimentos ascendentes e descendentes de grandes peixes migradores a partir de uma barragem hidrelétrica sem mecanismos de transposição**. Maringá, 2006. 20 f., il. Monografia (Especialização em Biologia Aquática) - Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2006.

ANTÔNIO, R. R.; LATINI, A. O.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Influência dos troncos submersos na abundância de peixes do reservatório de Mourão (bacia do Ivaí-Paraná) após 40 anos do enchimento. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE ICTIOLOGIA, 16., João Pessoa, PB, 2005. **Resumos...** João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 2005. p. 100-101.

ANTONIO, R. R.; OKADA, E. K.; DIAS, J. H. P.; AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F. Movimentos de peixes migradores na bacia do rio Paraná, a partir da barragem de Porto Primavera - SP. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE ICTIOLOGIA, 13., São Carlos, SP, 1999. **Resumos...** São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 1999. p. 562.

ARAUJO, F. G. Composição e estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo rio Paraíba do Sul, RJ. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 56, n. 1, p. 111-126, fev. 1996.

ARAUJO, F. G.; SANTOS, L. N. Distribution of fish assemblages in Lajes Reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 61, no. 4, p. 563-576, Nov. 2001.

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. (Ed.). **Limnology in Brazil**. São Paulo: ABC/SBL, 1995. p. 105-136.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; RUFFINO, M. L. Migratory fishes of the Brazilian Amazon. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. (Ed.). **Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status**. Ottawa: World Fisheries Trust: International Development Research Centre; Washington, D.C.: International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank, c2003. ch. 6, p. 233-301.

ARCIFA, M. S.; FROELICH, O.; NORTHCOPE, T. G. Distribution and feeding ecology of fishes in a tropical Brazilian reservoir. **Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle**, Caracas, v. 48, Supl., p. 301-326, 1988.

ARCIFA, M. S.; MESCHIATTI, A. J. Distribution and feeding ecology of fishes in a Brazilian reservoir: Lake Monte Alegre. **Interciencia**, Caracas, v. 18, no. 6, p. 302-313, Nov.-Dec. 1993.

ARGENTINA. Secretaría de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva (SECYT). **Pautas de manejo para la operación del sistema de transferencia para peces de Yacaré**. Santa Fé, 1996. 65 p. Convenio SECYT-CONICET-EBY, Grupo GBIO INTEC-CERIDE, Setiembre 1996, Acta complementaria nº 5 del convenio marco SECYT-CONICET-EBY, Informe final (Anexo).

ASSAD, L. T.; BURSZTYN, M. Aqüicultura sustentável. In: VALENTI, W. C.; POLI, C. R.;

PEREIRA, J. A.; BORGHETTI, J. R. (Ed.). **Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável**. Brasília, DF: CNPq: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000. cap. 1, p. 33-72.

AVAKYAN, A. B.; IAKOVLEVA, V. B. Status of global reservoirs: the position in the late twentieth century. **Lake and Reservoirs: Research and Management**, Carlton South, v. 3, no. 1, p. 45-52, Mar. 1998.

AZEVEDO, P.; GOMES, A. L. Contribuição ao estudo da biologia da traíra *Hoplias malabarica* (Bloch, 1794). **Boletim de Indústria Animal: publicação do Departamento da Produção Animal da Secretaria da Agricultura, Indústria e Comércio**, São Paulo, v. 5, n. 4, p. 15-55, out. 1942.

BALL, J.; WELDON, C.; CROCKER, B. **Effects of original vegetation on reservoir water quality: research project completion report**, project no. A-025-Texas (July 1, 1973 - January 1, 1975). Texas: Texas Water Resources Institute. Texas A&M University, 1975. 120 p. ill. (Technical report, no. 64).

BALON, E. K. Fish production of a tropical ecosystem. In: BALON, E. K.; COCHE, A. G. (Ed.). **Lake Kariba: a man-made tropical ecosystem in Central Africa**. Hague, The Netherlands: Dr. W. Junk Publishers, 1974. pt. 2, p. 249-676. (Monographiae biologicae, v. 24).

BALON, E. K. Results of fish population size assessments in Lake Kariba coves (Zambia), a decade after their creation. In: ACKERMANN, W. C.; WHITE, G. F.; WORTHINGTON, E. B.; IVENS, J. L. (Ed.). **Man-made lakes: their problems and environmental effects**. Washington, DC: American Geophysical Union, 1973. p. 149-158. (Geophysical monograph, v. 17).

BARBER, W. E.; TAYLOR, J. N. The importance of goals, objectives, and values in the fisheries management process and

organization: a review. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Maryland, v. 10, no. 4, p. 365-373, 1990.

BARBIERI, G. Biologia de *Astyanax scabripinnis paranae* (Characiformes, Characidae) do ribeirão do Fazzari. São Carlos. Estado de São Paulo. II. Aspectos quantitativos da reprodução. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 52, n. 4, p. 589-596, nov. 1992.

BARBIERI, G. Dinâmica da reprodução do cascudo, *Rineloricaria latirostris* Boulenger (Siluriformes, Loricariidae) do rio Passa Cinco, Ipeúna, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 11, n. 4, p. 605-615, dez. 1994.

BARBIERI, G. Dinâmica da reprodução e crescimento de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae) da represa do Monjolinho, São Carlos/SP. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 6, n. 2, p. 225-233, ago. 1989.

BARBIERI, G.; SALLES, F. A.; CESTAROLLI, M. A. Influência de fatores abióticos na reprodução do dourado, *Salminus maxillosus* e do curimatá, *Prochilodus lineatus* do Rio Mogi Guaçu (Cachoeira de Emas, Pirassununga/SP). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 12, n. 2, p. 85-91, 2000.

BARBOSA, F. A. R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; BORICS, G.; ROCHA, O. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology; Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers; Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, 1999. p. 425-437.

BARROS, M. T. L. As obras hidráulicas do Departamento de Águas e Energia Elétrica -

- DAEE na bacia do alto rio Tietê. In: WORKSHOP BARRAGENS, DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE = WORKSHOP ON DAMS, DEVELOPMENT AND THE ENVIRONMENT, 2000, São Paulo. São Paulo: Banco Interamericano de Desenvolvimento, 2000. p. 31-48.
- BARTHEM, R.; GOULDING, M. **Os bagres balizadores**: ecologia, migração e conservação de peixes amazônicos. Tefé, AM: Sociedade Civil Mamirauá; Brasília, DF: CNPq, 1997. 130 p., il.
- BARTHEM, R. B.; RIBEIRO, M. C. L. de B.; PETRERE JUNIOR, M. Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon Basin. **Biological Conservation**, London, v. 55, p. 339-345, 1991.
- BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annual Review in Ecology and Systematics**, no. 8, p. 255-283, 1977.
- BAYLEY, P. B.; PETRERE JUNIOR, M. Amazon fisheries: assessment methods, current status and management options. In: Dodge, D.P. (Ed.). **Proceedings of the International Large River Symposium (LARS) (Honey Harbour, Ontario, Canada, September 14-21, 1986)**. Ottawa: Department of Fisheries and Oceans, 1989. p. 385-398. (Canadian special publication of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 106).
- BEAM, J. H. The effect of annual water level management on population trends of white crappie in Elk City Reservoir, Kansas. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Maryland, v. 3, no. 1, p. 34-40, 1983.
- BECHARA, J. A.; DOMITROVIC, H. A.; FLORES QUINTANA, C.; ROUX, J. P.; JACOBO, W. R.; GAVILÁN, G. The effect of gas supersaturation on fish health below Yacyretá Dam (Paraná River, Argentina). In: ECOHYDRAULICS = ÉCOHYDRAULIQUE 2000: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON HABITAT HYDRAULICS = SYMPOSIUM INTERNATIONAL SUR L'HYDRAULIQUE ET LES HABITATS, 2nd, Québec, June/juin 1996. **Proceedings=Comptes-rendus...** Québec : INRS-Eau: FQSA, IAHR/ AIRH, 1996. v. A, p. 3-12.
- BECKER, F. G.; GROSSER, K. M. **Piscicultura e a introdução de espécies de peixes não-nativas no RS**: riscos ambientais. Porto Alegre: Museu de Ciências Naturais: Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 2003. 29 p., il.
- BEGOSSI, A. Property rights for fisheries at different scales: applications for conservation in Brazil. **Fisheries Research**, Amsterdam, v. 34, no. 3, p. 269-278, Apr. 1998.
- BELL, M. C.; DELACY, A. C. **A compendium on the survival of fish passing through spillways and conduits**. Portland, Oregon: U.S. Army Corps of Engineers, North Pacific Division, 1972. 121p., ill. Report on Fishery Engineers Research Program.
- BENEDITO-CECILIO, E.; AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F.; PAVANELLI, C. S. Colonização ictiofaunística do reservatório de Itaipu e áreas adjacentes. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 14, n. 1, p. 1-14, jan. 1997.
- BENITES, C. Situação atual da aqüicultura na região Centro-Oeste. In: VALENTI, W. C.; POLI, C. R.; PEREIRA, J. A.; BORGHETTI, J. R. (Ed.). **Aqüicultura no Brasil**: bases para um desenvolvimento sustentável. Brasília, DF: CNPq: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000. cap. 9, p. 289-302.
- BENNETT, G. W. **Management of lakes and ponds**. 2nd ed. New York: Van Nostrand Reinhold, c1970. 375 p., il.
- BERKELEY, S. A.; CHAPMAN, C.; SOGARD, S. M. Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes melanops*. **Ecology (Washington, DC)**, v. 85, no. 5, p. 1258-1264, 2004.
- BERKELEY, S. A.; HIXON, M. A.; LARSON, R. J.; LOVE, M. S. Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. **Fisheries**, Washington, DC, v. 29, no. 8, p. 23-32, Aug. 2004.
- BERNACSEK, G. M.; LOPES, S. Cahora Bassa (Mozambique). In: KAPETSKY, J. M.; PETR, T. (Ed.). Status of African reservoir fisheries=Etat des pêcheries dans les réservoirs d'Afrique. **CIFA Technical Paper**, Rome, no. 10, 1984. Disponível em: <http://www.fao.org>. Acesso em: 12 jun. 2006.
- BETTOLI, P. W.; MACEINA, M. J.; NOBLE, R. L.; BETSILL, R. K. Piscivory in largemouth bass as a function of aquatic vegetation abundance. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Maryland, v. 12, no. 3, p. 509-516, 1992.
- BETTOLI, P. W.; MACEINA, M. J.; NOBLE, R. L.; BETSILL, R. K. Response of a reservoir fish community to aquatic vegetation removal. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Maryland, v. 13, no. 1, p. 110-124, 1993.
- BEVERIDGE, M. C. M. Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environmental impact. **FAO Fisheries Technical Papers**, Rome, no. 255, 1984. 131 p., ill.
- BEVERIDGE, M. C. M. **Cage aquaculture**. Oxford: Fishing News Books, 1987. 351 p., ill.
- BEVERIDGE, M. C. M. **Cage aquaculture**. 3rd ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2004. 368 p., ill.
- BIANCHINI JUNIOR, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMÁZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. cap. 4, p. 85-126.
- BIANCHINI JUNIOR, I.; CUNHA-SANTINO, M. B. **Projeto básico ambiental aproveitamento hidrelétrico Peixe Angical**: modelagem matemática da qualidade da água do reservatório. São Carlos: [S. N.], 2004. 98 p. Relatório técnico.
- BIANCHINI JUNIOR, I.; TOLEDO, A. P. P. Estudo da mineralização de *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., São Carlos, 1998. **Anais do...** São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 1998. v. 3, p. 1315-1329.
- BINI, L. M.; AGOSTINHO, A. A. Dinâmica espacial e temporal da assembléia de peixes no reservatório de Corumbá. In: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Furnas. **Estudos ictiológicos na área de influência do AHE Corumbá**: biologia e ecologia de peixes do reservatório de Corumbá: bases para o manejo. Elaborado por A. A. Agostinho... [et al.]. Maringá 2001. cap. 5, p. 101-157. Relatório técnico.
- BIRKELAND, C.; DAYTON, P. K. The importance in fishery management of leaving the big ones. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 20, no. 7, p. 356-358, July 2005.
- BISWAS, A. K. Sustainable water development for developing countries. **Water Resources Development**, Hantz, UK, v. 4, no. 4, p. 232-242, 1988.
- BITTENCOURT, M. M. Exploração dos recursos pesqueiros na Amazônia Central: situação do conhecimento atual. In: VAL, A. L.; FIGLIUOLO, R.; FELDBERG, E. (Org.). **Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia**: fatos e perspectivas. Manaus: Universidade Federal da Amazônia, Imprensa Universitária: INPA, 1991. v. 1, p. 321-325.
- BONETTO, A. A. Investigaciones sobre migraciones de peces en los ríos de la cuenca del Plata. **Ciencia e Investigación**, Santa Fé, Ar., v. 19, n. 1-2, p. 12-26, ene.-feb.1963.

- BONETTO, A. A. The Paraná River systems. In: DAVIES, B. R.; WALKER, K. F. (Ed.). **The ecology of river systems**. Dordrecht, The Netherlands: Dr. W. Junk Publisher, 1986. ch. 11, p. 541-556. (Monographiae biologicae, v. 60).
- BONETTO, A. A.; CASTELLO, H. P. **Pesca y piscicultura en aguas continentales de America Latina**. Washington, D.C.: Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, 1985. 118 p.
- BORGHETTI, J. R. Estimativa da pesca e aquíicultura de água doce e marinha. In: CARNEIRO, M. H. (Ed.). **A sustentabilidade das atividades de aquíicultura e pesca** (Conferências selecionadas da VI Reunião Anual do Instituto de Pesca). São Paulo: Instituto de Pesca/APTA/SAA, 2000. p. 8-14. (Série de Relatórios técnicos, n. 3).
- BORGHETTI, J. R.; CANZI, C. The effect of water temperature and feeding rate on the growth rate of pacu (*Piaractus mesopotamicus*) raised in cages. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 114, p. 93-101, 1993.
- BORGHETTI, J. R.; NOGUEIRA, V. S. G.; BORGHETTI, N. R. B.; CANZI, C. The fish ladder at the Itaipu Binational Hydroelectric complex on the Paraná River, Brazil. **Regulated Rivers: Research & Management**, Chichester, v. 9, no. 2, p. 127-130, June 1994.
- BORGHETTI, J. R.; PÉREZ CHENA, D.; NOGUEIRA, S. V. G. Installation of a fish migration channel for spawning at Itaipu. **International Water Power & Dam Construction**, London, v. 45, no. 5, p. 24-25, 1993.
- BOUCK, G. R. Etiology of gas bubble disease. **Transactions of the American Fisheries Society**, Bethesda, Maryland, v. 109, no. 6, p. 703-707, Nov. 1980.
- BOWEN, S. H. Detritivory in neotropical fish communities. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 9, no. 2, p. 137-144, Sept. 1983.
- BOYD, C. E. The limnological role of aquatic macrophytes and their relationship to reservoir management. In: HALL, G. E. (Ed.). **Reservoir fisheries and limnology**. Washington, DC: American Fisheries Society, c1971. p. 153-166. (Special publications, no. 8).
- BRAGA, F. M. S. Biologia e pesca de *Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae), no reservatório de Volta Grande, Rio Grande (MG-SP). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 12, n. 2, p. 1-14, 2000.
- BRAGA, F. M. S.; GOMIERO, L. M. Análise da pesca experimental realizada no reservatório de Volta Grande, rio Grande (MG-SP). **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 24, p. 131-138, 1997.
- BRANDIMARTE, A. L.; ANAYA, M.; SHIMIZU, G. Y. Comunidades de invertebrados bentônicos nas fases pré e pós-enchimento em reservatórios: um estudo de caso no reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP). In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FAPESP/FUNDIBIO, 1999. cap. 13, p. 375-408.
- BRITSKI, H. A. Conhecimento atual das relações filogenéticas de peixes neotropicais. In: AGOSTINHO, A. A.; BENEDITO-CECÍLIO, E. (Ed.). **Situação atual e perspectivas da Ictiologia no Brasil (Documentos do IX Encontro Brasileiro de Ictiologia)**. Maringá: Ed. da UEM, 1992. cap. 6, p. 42-57.
- BRITTO, S. G.; SIROL, R. N. Transposição de peixes como forma de manejo: as escadas do complexo Canoas, médio rio Paranapanema, bacia do alto Paraná. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Org.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2005. cap. 12, p. 285-304.
- BRUSCHI JUNIOR, W.; PERET, A. C.; VERANI, J. R.; FIALHO, C. B. Reprodução de *Loricariichthys anus* (Valenciennes, 1840) da lagoa Emboaba, Osório, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 4, p. 677-685, nov. 1997.
- CADA, G. F. Fish passage mitigation at hydroelectric power projects in the United States. In: JUNGWIRTH, M.; SCHMUTZ, S.; WEISS, S. (Ed.). **Fish migration and fish bypasses**. Oxford: Fishing News Books, 1998. ch. 16, p. 208-219.
- CADA, G. F.; COUTANT, C. C.; WHITNEY, R. R. **Development of biological criteria for the design of advanced hydropower turbines**. Idaho Falls, Idaho: U.S. Department of Energy, Idaho Operations Office, 1997. 85 p. (DOE/ID-10578).
- CALAINHO, J. A. L.; HORTA, C. A.; GONÇALVES, C.; LOMÔNACO, F. G. Cavitação em turbinas hidráulicas do tipo Francis e Kaplan no Brasil. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE PRODUÇÃO E TRANSMISSÃO DE ENERGIA ELÉTRICA (SNPTEE), 15., Foz do Iguaçu, 1999. **Anais...** Foz do Iguaçu: [S. n.], 1999. Anexo I (6 p., il.): Grupo de Estudo de Geração Hidráulica.
- CALCAGNOTTO, D.; TOLEDO-FILHO, S. A. Loss of genetic variability at the transferrin locus in five hatchery stocks of tambaqui (*Colossoma macropomum*). **Genetics and Molecular Biology**, Ribeirão Preto, v. 23, no. 1, p. 127-130, 2000.
- CÂMARA, L. F.; HAHN, L. The fish fauna of two tributaries of the Passo Fundo River, Uruguay River basin, Rio Grande do Sul, Brazil. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 15, n. 2, p. 163-174, dez. 2002.
- 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 Amazonica**, Manaus, v. 34, n. 3, p. 473-485, jul./set. 2004.
- CAMARGO, S. A. F.; PETRERE JUNIOR, M. Social and financial aspects of the artisanal fisheries of Middle São Francisco River, Minas Gerais, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 8, no. 2, p. 163-171, Apr. 2001.
- CAMPBELL, P. G.; BOBEE, B.; CAILLE, A.; DEMALSY, M. J.; DEMALSY, P.; SASSEVILLE, J. L.; VISSER, S. A. Pre-impoundment site preparation: a study of the effects of topsoil stripping on reservoir water quality. **Verhandlungen, Internationale Vereinigung Fur Theoretische Und Angewandte Limnologie**, Stuttgart, v. 19, pt. 3, p. 1768-1777, Nov. 1975.
- CANFIELD, Jr., D. E.; SHIREMAN, J. V.; COLLE, D. E.; HALLER, W. T.; WATKINS, II, C. E.; MACEINA, M. J. Prediction of chlorophyll *a* concentrations in Florida Lakes: importance of aquatic macrophytes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 41, no. 1, p. 497-501, Jan. 1984.
- CANZI, C.; BORGHETTI, J. R.; FERNANDEZ, D. R. The effects of different treatments on the survival and development of pacu larvae (*Piaractus mesopotamicus*). **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, Curitiba, v. 35, n. 1, p. 117-127, mar. 1992.
- CARLANDER, K. D. An operational-functional classification of fishery management techniques. **Verhandlungen, Internationale Vereinigung Fur Theoretische Und Angewandte Limnologie**, Stuttgart, v.17, pt. 2, p. 636-640, Nov. 1969.
- CARNEIRO, P. C. F.; CYRINO, J. E. P.; CASTAGNOLLI, N. Produção da tilápia

vermelha da Flórida em tanques-rede. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 56, no. 3, p. 673-679, July 1999.

CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. (Ed.). **Migratory fishes of South America**: biology, fisheries and conservation status. Ottawa: World Fisheries Trust: International Development Research Centre; Washington, D.C.: International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank, c2003. 372 p., ill.

CARVALHO, A. R. Social and structural aspects of artisanal fishing in the Upper Paraná River Floodplain (Brazil). **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 30, n. 1, p. 35-42, 2004.

CARVALHO, E. D.; SILVA, V. F. B. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (alto do rio Paranapanema, São Paulo). In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios**: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999. cap. 26, p. 769-800.

CARVALHO, J. L.; MÉRONA, B. Estudos sobre dois peixes migratórios do baixo Tocantins, antes do fechamento da barragem de Tucuruí. **Amazoniana**, Kiel, v. 9, no. 4, p. 595-607, Juni 1986.

CASATTI, L.; MENDES, H. F.; FERREIRA, K. M. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, no. 2, p. 213-222, May 2003.

CASEIRO, A.; KUBITZA, F. Viabilidade econômica da produção comercial de tilápias em tanques de terra. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 75, p. 61-65, jan./fev. 2003.

CASSEMIRO, F. A. S.; HAHN, N. S.; RANGEL, T. F. L. V. B. Diet and trophic ecomorphology of the silverside, *Odontesthes*

bonariensis, of the Salto Caxias reservoir, rio Iguaçu, Paraná, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, São Paulo, v. 1, no. 2, p. 127-131, Oct./Dec. 2003.

CASTRO, A. C. L. Aspectos ecológicos da comunidade ictiofaunística do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 4, p. 665-676, nov. 1997.

CASTRO, F.; BEGOSSI, A. Ecology of fishing on the Grande River (Brazil): technology and territorial rights. **Fisheries Research**, Amsterdam, v. 23, no. 3/4, p. 361-373, June 1995.

CASTRO, R. M. C.; ARCIFA, M. S. Comunidades de peixes de reservatórios no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 47, n. 4, p. 493-500, nov. 1987.

CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L. The fish fauna from a small forest stream of the Upper Paraná River basin, southeastern Brazil. **Ichthyological Explorations of Freshwaters**, München, v. 7, no. 4, p. 337-352, Mar. 1997.

CATELLA, A. C.; PETRERE JUNIOR, M. Feeding patterns in a fish community of baía da Onça, a floodplain lake of the Aquidauana River, Pantanal, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, Osney Mead, v. 3, no. 3, p. 229-237, Sept. 1996.

CEREGATO, S. A.; PETRERE JUNIOR, M. Financial comparisons of the artisanal fisheries in Urubupungá complex in the Middle Paraná River (Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, no. 4, p. 673-682, Nov. 2003.

CESP. **Aspectos limnológicos, ictiológicos e pesqueiros de reservatórios da CESP no período de 1986 a 1994**. São Paulo, 1996. 78 p., il. (Série Pesquisa e desenvolvimento, 136).

CESP. **Conservação e manejo nos reservatórios**: limnologia, ictiologia e pesca.

São Paulo, 1998. 166 p., il. (algumas color.). (Série Divulgação e informação, 220).

CESP. **Engenheiro Sérgio Motta, Programa de conservação da ictiofauna**: relatório de operação do elevador para peixes - período 1999/2000. São Paulo, 2000b. 12 p., il. (algumas color.).

CESP. **Programa de manejo pesqueiro**: atividades desenvolvidas 2000-2004, plano de trabalho 2004-2005. São Paulo, 2005. p. 242-312 (algumas color.).

CESP. **Programa de manejo pesqueiro**: plano de trabalho 2000-2001. São Paulo, 2000a. 74 f., il. (algumas color.).

CESP. **UHE Engenheiro Sérgio Motta, Programa de monitoramento da ictiofauna e recursos pesqueiros**: período 1999-2001. São Paulo, 2001. [39 p.], il. (algumas color.).

CESP. **Usina Hidrelétrica Porto Primavera**: estudo de impacto ambiental. São Paulo: Consórcio THEMAG/ENGEA/UMAH, 1994. v. 2a: Diagnóstico do meio biótico.

CETRA, M.; PETRERE JUNIOR, M. Small-scale fisheries in the middle River Tocantins, Imperatriz (MA), Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 8, no. 2, p. 153-162, Apr. 2001.

CHARLIER, F. **Proteção à fauna aquática nos rios brasileiros**. 2.ed. São Paulo: Secretaria da Agricultura, Departamento da Produção Animal, Divisão de Proteção e Produção de Peixes e Animais Silvestres, 1957. Paginação irregular. (Publicação, n. 5).

CHRISTENSEN, M. S.; SOARES, W. J. M.; SILVA, F. C. B.; BARROS, G. M. L. Participatory management of a reservoir fishery in Northeastern Brazil. **NAGA, The ICLARM Quarterly**, Makati City, v. 18, no. 2, p. 7-9, Apr. 1995.

CLAY, C. H. **Design of fishways and other fish facilities**. 2nd ed. Boca Raton: Lewis Publishers, c1995. 248 p., ill.

COLAUTTI, R. I.; MACISAAC, H. J. A neutral terminology to define 'invasive' species. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 10, no. 2, p. 135-141, 2004.

Companhia Energética de São Paulo (CESP) ver CESP.

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

CORRÊA, A. R. A.; SANTOS, J. J.; FERREIRA, A. S.; TORLONI, C. E. C. Produção pesqueira e composição das capturas no reservatório da UHE José Ermírio de Moraes (Água Vermelha), CESP, São Paulo. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE ICTIOLOGIA, 10., São Paulo, 1993. **Resumos...** São Paulo: SBI: USP, 1993. p. 109.

COSTELLO, M. J.; GRANT, A.; DAVIES, I. M.; CECHINI, S.; PAPOUTSOGLU, S.; QUIGLEY, D.; SAROGLIA, M. The control of chemicals used in aquaculture in Europe. **Journal of Applied Ichthyology**, Berlin, v. 17, p. 173-180, 2001.

COURTENAY, Jr., W. R.; WILLIAMS, J. D. Dispersal of exotic species from aquaculture sources, with emphasis on freshwater fishes. In: ROSENFELD, A.; MANN, R. (Ed.). **Dispersal of living organisms into aquatic ecosystems**. College Park, Maryland: Maryland Sea Grant Publication, c1992. ch. 1, p. 49-81.

COWX, I. G. An appraisal of stocking strategies in the light of developing country constraints. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 6, no. 1, p. 21-34, Feb. 1999.

COWX, I. G. Fish passage facilities in the UK: issues and options for future development. In: JUNGWIRTH, M.;

- SCHMUTZ, S.; WEISS, S. (Ed.). **Fish migration and fish bypasses**. Osney Mead: Fishing News Books, 1998. ch. 17, p. 220-235.
- COWX, I. G. Stocking strategies. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 1, no. 1, p. 15-30, Apr. 1994.
- CRAWFORD, P. J.; ROSENBERG, D. M. Breakdown of conifer needle debris in a new northern reservoir, Southern Indian Lake, Manitoba. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 41, no. 4, p. 649-658, Apr. 1984.
- CROWDER, L. B.; COOPER, W. E. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. **Ecology (Washington, DC)**, v. 63, no. 6, p. 1802-1813, Dec. 1982.
- CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI JUNIOR, I.; SERRANO, L. E. F. Aerobic and anaerobic degradation of tannic acid on water samples from Monjolinho Reservoir (São Paulo, SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 62, no. 4A, p. 585-590, Nov. 2002.
- DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C.; PENCHASZADEH, P.; TARABORELLI, C. Reproductive stabilization of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia Mytilidae) after ten years of invasion in the Americas. **Journal of Shellfish Research**, Southampton, NY, v. 22, no.1, p. 1-6, 2003.
- DAVIS, J. T.; HUGHES, J. S. Effects of standing timber on fish populations and fisherman success in Bussey Lake, Louisiana. In: HALL, G. E. (Ed.). **Reservoir fisheries and limnology**. Washington, DC: American Fisheries Society, c1971. p. 255-264. (Special publication, no. 8)
- DAVIS, M. A.; THOMPSON, K.; GRIME, J. P. Invasibility: the local mechanism driving community assembly and species diversity. **Ecography**, Copenhagen, v. 28, no. 5, p. 696-704, Oct. 2005.
- DE FILIPPO, R.; SOARES, C. B. P.; THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C.; PAES DA SILVA, L. Dinâmica de fatores limnológicos abióticos durante a fase de enchimento do reservatório de Corumbá, GO. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 6., São Carlos, 1997. **Programação geral e caderno de resumos...** São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 1997. p. 177.
- DE SILVA, S. S. Reservoir fisheries: broad strategies for enhancing yields. In: DE SILVA, S.S. (Ed.). **Reservoir and cultured-based fisheries: biology and management**. Proceedings of an International Workshop held in Bangkok, Thailand, 15-18 Feb. 2000. Canberra: ACIAR, 2001. p. 7-15. (ACIAR Proceedings, no. 98).
- DE SILVA, S. S. The Asian inland fishery with special reference to reservoir fisheries: a reappraisal. In: SCHIEMER, F.; BOLAND, K. T. (Ed.). **Perspectives in tropical limnology**. Amsterdam, The Netherlands: SPB Academic Publishing, c1996. p. 321-332.
- DE SILVA, S. S. The reservoir fishery of Asia. In: DE SILVA, S. S. (Ed.). **Reservoir fishery management and development in Asia: proceedings of a workshop held in Kathmandu, Nepal, 23-28 Nov. 1987**. Ottawa: International Development Research Centre (IDRC), 1988. p.19-28. (Proceedings series/IDRC-264e).
- DEI TOS, C.; BARBIERI, G.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I. Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumbá, Brazil. **CYBIUM: Revue Internationale d'Ichtyologie**, Paris, v. 26, n.4, p. 275-282, déc. 2002.
- DELARIVA, R. L.; AGOSTINHO, A. A. Introdução de espécies: uma síntese comentada. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 21, no. 2, p. 255-262, June 1999.
- DEMPSTER, T. D.; SANCHEZ-JEREZ, P.; BAYLE-SEMPERE, J.; KINGSFORD, M. Extensive aggregations of wild fish at coastal sea-cage fish farms. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 525, no. 1-3, p. 245-248, 2004.
- DEWDNEY, A. K. The stochastic community and the logistic-J distribution. **Acta Oecologica**, Paris, v. 24, no. 5-6, p. 221-229, Dec. 2003.
- DIAMOND, J.; CASE, T. J. Overview: introductions, extinctions, exterminations, and invasions. In: DIAMOND, J.; CASE, T. J. (Ed.). **Community ecology**. New York: Harper & Row Publishers, c1986. ch. 4, p. 65-79.
- DIAS, J. F. **Padrões reprodutivos em teleósteos da costa brasileira: uma síntese**. São Paulo, 1989. 105 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) - Instituto Oceanográfico, USP, São Paulo, 1989.
- DIAZ, M. M.; TEMPORETTI, P. F.; PEDROZO, F. L. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish waste in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). **Lake & Reservoirs: Research and Management**, Carlton South, v. 6, no. 2, p. 151-158, June 2001.
- DIBBLE, E. D.; KILLGORE, K. J.; HARREL, S. L. Assessment of fish-plant interactions. In: MIRANDA, L. E.; DeVRIES, D. R. (Ed.). **Multidimensional approaches to reservoir fisheries management**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1996. p. 357-372. (American Fisheries Society Symposium, 16).
- DIONNE, M.; FOLT, C. L. An experimental analysis of macrophyte growth forms as fish foraging habitat. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 48, no. 1, p. 123-131, Jan. 1991.
- DOMITROVIC, H. A.; BECHARA, J. A.; FLORES QUINTANA, C.; ROUX, J. P.; GAVILÁN, G. A survey study of gas supersaturation and fish gas bubble disease in the Paraná River below Yacyreta Dam, Argentina. **Revista de Ictiologia**, Corrientes, v. 8, n. 1/2, p. 29-40, 2000.
- DOMITROVIC, H. A.; BECHARA, J. A.; JACOBO, W. R.; FLORES QUINTANA, C.; ROUX, J. P. Mortandad de peces en el río Paraná provocada por sobresaturación de gases: causas y lesiones. **Revista de Ictiología**, Corrientes, v. 2/3, n. 1/2, p. 49-54, 1993/94.
- DONK, E. van; BUND, W. J. van de. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 72, no. 3-4, p. 261-274, Apr. 2002.
- DUKE ENERGY INTERNATIONAL. **Relatório de monitoramento da transposição de peixes pelas escadas instaladas nas UHEs Canoas 1 e Canoas 2 - Médio Paranapanema**. Chavantes, SP, 2001. 33 f., il. (algumas color.). (Relatório técnico).
- DUKE ENERGY INTERNATIONAL. **Relatório de monitoramento da transposição de peixes pelas escadas instaladas nas UHEs Canoas I e Canoas II - Médio Paranapanema**. Chavantes, SP, 2002. 36 f., il. (algumas color.). (Relatório técnico).
- DUROCHER, P. P.; PROVINE, W. C.; KRAAI, J. E. Relationship between abundance of largemouth bass and submerged vegetation in Texas reservoirs. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Maryland, v. 4, no. 1, p. 84-88, 1984.
- ECO CONSULTORIA AMBIENTAL E COMÉRCIO/AES TIETÊ. **Programas de conservação ambiental da AES Tietê S/A: limnologia, ictiologia e recursos pesqueiros: período junho de 2000 a junho de 2001**. Promissão, SP, 2001. 81 f., il. (algumas color.) + anexos.

ECO CONSULTORIA AMBIENTAL E COMÉRCIO/AES TIETÊ. **Programas de gestão ambiental AES Tietê S.A.**: manejo pesqueiro, monitoramento da qualidade da água e manejo da flora. Promissão, SP, 2002. 273 p., il. (algumas color.) + anexos.

ELDREDGE, N. **The sixth extinction**. [S. l.]: American Institute of Biological Sciences, c2001. Disponível em: <http://www.actionbioscience.org/newfrontiers/eldredge2.html> Acesso em 11/01/2006. (New Frontiers: evolution and the future).

ELETRÓBRÁS. **Recursos pesqueiros, Pescadores, Tucuruí-Hidrelétrica e Furnas**: condições de vida dos pescadores locais. Brasília, DF, c2003-2005. Disponível em: <http://www.eletrabras.com.br>. Acesso em: jun. 2005.

ELETRÓBRÁS; ELETRONORTE. **UHE Tucuruí, programa de controle do estoque pesqueiro**: determinação da capacidade de suporte da aquíicultura em tanques-redes para o reservatório da UHE Tucuruí-PA - minuta. Brasília, DF, 2000. 35 p.

ELVIRA, B.; NICOLA, G. G.; ALMODÓVAR, A. A catalogue of fish passes at dams in Spain. In: JUNGWIRTH, M.; SCHMUTZ, S.; WEISS, S. (Ed.). **Fish migration and fish bypasses**. Osney Mead: Fishing News Books, 1998. ch. 15, p. 203-207.

EMBRAPA. **A aquíicultura e a atividade pesqueira**. Jaguariúna, SP, c1997-2006. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/projetos/index.php3?sec=aquic:::27>. Acesso em: 01 jun. 2005.

ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA PESQUEIRA (ENAPP), 1., Brasília, DF, 1978. **Anais do ...** Brasília, DF: SUDEPE, 1980. 321 p., il.

ENCONTRO NACIONAL SOBRE LIMNOLOGIA, PISCICULTURA E PESCA CONTINENTAL, 1., Belo Horizonte, 1975.

Anais do... Belo Horizonte: Fundação João Pinheiro, Diretoria de Tecnologia e Meio Ambiente, Centro de Recursos Naturais, 1976. 601 p.

EPIFANIO, J.; NIELSEN, J. The role of hybridization in the distribution, conservation and management of aquatic species. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, Dordrecht, v. 10, no. 3, p. 245-251, Sept. 2001.

ESTADOS UNIDOS. Congress. Office of Technology Assessment (OTA). **Fish passage technologies**: protection at hydropower facilities, OTA-ENV-641. Washington, DC: U.S. Government Printing Office, 1995. 167 p., ill.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência: FINEP, 1988. 575p., il.

ESTEVES, F. A.; CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 1, p. 273-298, 1986.

ESTEVES, K. E.; LÓBON-CERVIÁ, J. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in Southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 62, no. 4, p. 429-440, Dec. 2001.

FAO. Review of the state of world fishery resources: inland fisheries. **FAO Fisheries Circular**, Rome, no. 942, 1999. 53 p., ill.

FAO. **The state of world fisheries and aquaculture**: -2002. Rome, 2002. 150 p., ill. [Technical report].

FARREL, A. P.; RANDALL, D. J. Air-breathing mechanisms in two Amazonian teleosts, *Arapaima gigas* and *Hoplerythrinus unitaeniatus*. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 56, p. 939-945, 1978.

FEARNSIDE, P. M. Brazil's Balbina Dam: environment versus the legacy of the pharaohs in Amazonia. **Environmental Management**, New York, v. 13, no. 4, p. 401-423, 1989.

FEARNSIDE, P. M. Impactos sociais da barragem de Tucuruí. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios**: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu, SP: FAPESP/FUNDIBIO, 1999. cap. 8, p. 219-244.

FERNANDES, R.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Pesque-pague: negócio ou fonte de dispersão de espécies exóticas? **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 25, no. 1, p. 115-120, Jan./June 2003.

FERNANDEZ, D. R. **Grau de seletividade da escada de peixes do projeto experimental [do] canal de migração da Itaipu Binacional**. Curitiba, 2000. 57 f., il. Tese (Doutorado em Ciências na Área de Zoologia - Curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

FERNANDEZ, D. R.; AGOSTINHO, A. A.; BINI, L. M. Selection of an experimental fish ladder located at the dam of the Itaipu Binacional, Paraná River, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 47, no. 4, p. 579-586, Aug. 2004.

FERNANDÉZ, O. A.; MURPHY, K. J.; LÓPEZ CAZORLA, A.; SABBATINI, M. R.; LAZZARI, M. A.; DOMANIEWSKI, J. C. J.; IRIGOYEN, J. H. Interrelationships of fish and channel environmental conditions with aquatic macrophytes in an Argentine irrigation system. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 380, p. 15-25, 1998.

FERNANDO, C. H.; HOLCIK, J. Fish in reservoirs. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie**, Berlin, v. 76, no. 2, p. 149-167, 1991.

FERNANDO, C. H.; HOLCIK, J. The nature of fish communities: a factor influencing the fishery potential and yields of tropical lakes and reservoirs. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 97, p. 127-140, 1982.

FERRAZ DE LIMA, J. A. A pesca no pantanal de Mato Grosso (rio Cuiabá: biologia e ecologia pesqueira). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 2., Recife, 1981. **Anais do...** Recife: Associação dos Engenheiros de Pesca de Pernambuco, 1981. p. 503-529.

FERREIRA, E.; SANTOS, G. M.; JEGÚ, M. Aspectos ecológicos da ictiofauna do rio Mucajai, na área da ilha Paredão, Roraima, Brasil. **Amazoniana**, Kiel, v. 10, no. 3, p. 339-352, Okt. 1988.

FERREIRA, E. J. G. A ictiofauna da represa hidrelétrica de Curuá-Una, Santarém, Pará. I - Lista e distribuição das espécies. **Amazoniana**, Kiel, v. 8, no. 3, p. 351-363, Juni 1984a.

FERREIRA, E. J. G. A ictiofauna da represa hidrelétrica de Curuá-Una, Santarém, Pará. II - Alimentação e hábitos alimentares das principais espécies. **Amazoniana**, Kiel v. 9, no. 1, p. 1-16, Dez. 1984b.

FERREIRA, E. J. G. Composição, distribuição e aspectos ecológicos da ictiofauna de um trecho do rio Trombetas, na área de influência da futura UHE Cachoeira Porteira, Estado do Pará, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 23, n. 1/4(Suplemento), p. 1-89, 1993.

FERREIRA, L. I.; HOFLING, J. C.; RIBEIRO NETO, F. B.; SOARES, A. S.; TOMAZINI, A. Distribuição, reprodução e alimentação de *Serrasalmus spilopleura* no reservatório de Salto Grande-Americana, SP, Brasil. **Revista BIOIKOS**, Campinas, v. 12, n. 1, p. 19-28, 1998.

FIDLER, L. E.; MILLER, S. B. **British Columbia water quality guidelines for dissolved gas**

- supersaturation.** [Ottawa]: BC Ministry of Environment Canada, Department of Fisheries and Oceans Environment Canada, 1994. Report. Disponível em: <http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/bcguidelines/tgp/index.html>. Acesso em: abr. 2005.
- FONTENELE, O.; PEIXOTO, J. T. Análise dos resultados da introdução da pescada do piauí, *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), nos açudes do Nordeste. **Boletim Técnico do DNOCS**, Fortaleza, v. 36, n. 1, p. 85-112, jan./jun. 1978.
- FONTENELE, O.; PEIXOTO, J. T. Apreciação sobre os resultados da introdução do tucunaré comum, *Cichla ocellaris* (Bloch & Schneider, 1801), nos açudes do nordeste brasileiro, através da pesca comercial. **Boletim Técnico do DNOCS**, Fortaleza, v. 37, n. 2, p. 109-134, jul./dez. 1979.
- FONTELES-FILHO, A. A.; ALVES, A. L. Produção pesqueira e produtividade biológica em açudes públicos do nordeste do Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 1-14, jul./dez. 1995.
- FREIRE, A. G.; AGOSTINHO, A. A. Distribuição espaço temporal de 8 espécies dominantes da ictiofauna da bacia do alto rio Paraná. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 12, n. 2, p. 105-120, 2000.
- FREITAS, C. E. C.; PETRERE JUNIOR, M. Influence of artificial reefs on fish assemblage of the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, Carlton South, v. 6, no. 4, p. 273-278, Dec. 2001.
- FRICKER, A. The conscious purpose of science is control of nature; its unconscious effect is disruption and chaos. **Futures**, Kidlington, Oxon, v. 34, p. 535-546, 2002.
- FROESE, R.; PAULY, D. (Ed.). **FishBase - World Wide Web electronic publication**. Version (05/2006). Taipei, Taiwan, 2006.
- Disponível em: <http://www.fishbase.org>. Acesso em: mar. 2006.
- FUGI, R.; HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A. Feeding styles of five species of bottom-feeding fishes of the high Paraná River. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 46, no. 3, p. 297-307, July 1996.
- FULLER, P. L.; NICO, L. G.; WILLIAMS, J. D. **Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1999. 613 p., ill. (American Fisheries Society special publication, 27).
- FUNDAÇÃO BIORIO; UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO. **Estudos básicos sobre a ictiofauna do aproveitamento hidrelétrico Serra da Mesa**, GO. Elaborado por E. M. P. Caramaschi ...[et al.]. Rio de Janeiro, 1998. 193 p. Relatório técnico. Convênio Contrato Nacional-Furnas/Biorio/UFRJ.
- FURNAS CENTRAIS ELÉTRICAS. Estação de Hidrobiologia e Piscicultura. **Programa de estudo da ictiofauna do reservatório da UHE Funil (2000-2002)**: relatório anual. São José da Barra, MG, 2002a. 25 f., il. (algumas color.).
- FURNAS CENTRAIS ELÉTRICAS. Estação de Hidrobiologia e Piscicultura. **Programa de estudo da ictiofauna do reservatório da UHE Furnas (1996 a 2002)**: relatório anual. São José da Barra, MG, 2002b. 45 f., il. (algumas color.).
- FURNAS CENTRAIS ELÉTRICAS. Estação de Hidrobiologia e Piscicultura. **Programa de estudo da ictiofauna no reservatório da UHE Itumbiara (1996-2003)**: relatório anual. São José da Barra, MG, 2003b. 46 f., il. (algumas color.).
- FURNAS CENTRAIS ELÉTRICAS. Estação de Hidrobiologia e Piscicultura. **Programa de estudo da ictiofauna no reservatório da UHE Luiz Carlos Barreto de Carvalho (1998-2003)**: relatório anual. São José da Barra, MG, 2003a. 32 f., il. (algumas color.).
- FURNAS CENTRAIS ELÉTRICAS. Estação de Hidrobiologia e Piscicultura. **Programa de estudo da ictiofauna do reservatório da UHE Mal. Mascarenhas de Moraes (1998-2002)**: relatório anual. São José da Barra, MG, 2002d. 33 f., il. (algumas color.).
- FURNAS CENTRAIS ELÉTRICAS. Estação de Hidrobiologia e Piscicultura. **Programa de estudo da ictiofauna do reservatório da UHE Marimondo (1996 a 2002)**: relatório anual. São José da Barra, MG, 2002e. 34 f., il. (algumas color.).
- FURNAS CENTRAIS ELÉTRICAS. Estação de Hidrobiologia e Piscicultura. **Programa de estudo da ictiofauna no reservatório da UHE Porto Colômbia (1998-2002)**: relatório anual. São José da Barra, MG, 2002c. 35 f., il. (algumas color.).
- GABRIELLI, M. A.; ORSI, M. L. Dispersão de *Lernaea cyprinacea* (Linnaeus) (Crustacea, Copepoda) na região norte do estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 17, n. 2, p. 395-399, jun. 2000.
- GALINKIN, M.; SWITKES, G. Infra-estrutura de transporte e energia no Brasil Central: sistema hidroviário, ferroviário e hidrelétrico da bacia Araguaia-Tocantins. In: ORTIZ, L. S. (Coord.). **Dossier sobre os riscos socioambientais dos projetos de energia e infra-estrutura no Brasil apresentados como oportunidades de negócio a investidores internacionais**. [S.l.]: Programa Energia da Coalizão Rios vivos: Fundação Heinrich Boll, [2003]. p. 20-37.
- GARAVELLO, J. C. Sistemática dos peixes de água doce e sua importância nos projetos do setor elétrico. In: SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. p. 31-37. (Caderno 1: Fundamentos).
- GARRIDO, R. A sustentabilidade das intervenções no ambiente aquático. In: WORKSHOP BARRAGENS, DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE = WORKSHOP ON DAMS, DEVELOPMENT AND THE ENVIRONMENT, 2000, São Paulo. São Paulo: Banco Interamericano de Desenvolvimento, 2000. p. 7-16.
- GARUTTI, V. Contribuição ao conhecimento reprodutivo de *Astyanax bimaculatus* (Ostariophysi, Characidae), em cursos de água da bacia do rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 49, n. 2, p. 489-495, maio 1989.
- GARUTTI, V. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 48, n. 4, p. 747-759, 1988.
- GASPAR DA LUZ, K. D.; OLIVEIRA, E. F.; PETRY, A. C.; JÚLIO JUNIOR, H. F.; PAVANELLI, C. S.; GOMES, L. C. Fish assemblages in the Upper Paraná River floodplain. In: AGOSTINHO, A. A.; RODRIGUES, L.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M.; MIRANDA, L. E. (Ed.). **Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain**: LTER - site 6 (Peld - sítio 6). Maringá: EDUEM, 2004. p. 107-115.
- GAUCH, Jr., H. G. **Multivariate analysis in community ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1982. 298 p., ill. (Cambridge studies in ecology, 1).
- GEBLER, R.-J. Examples of near-natural fish passes in Germany: drop structure conversions, fish ramps and bypass channels. In: JUNGWIRTH, M.; SCHMUTZ, S.; WEISS, S. (Ed.). **Fish migration and fish bypasses**. Osney Mead: Fishing News Books, 1998. ch. 29, p. 403-419.

- GODINHO, A. L.; FONSECA, M. T.; ARAÚJO, L. M. The ecology of predator fish introductions: the case of Rio Doce valley lakes. In: PINTO-COELHO, R. M.; GIANI, A.; VON SPERLING, E. (Ed.). **Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais, with special reference to future development and management strategies**. Belo Horizonte, MG: SEGRAC, 1994. p. 77-83.
- GODINHO, A. L.; GODINHO, H. P. Breve visão do São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, c2003. p. 15-24.
- GODINHO, A. L.; KYNARD, B.; MARTINEZ, C. B. Cheia induzida: manejando a água para restaurar a pesca. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, c2003. cap. 16, p. 307-326.
- GODINHO, A. L.; VIEIRA, F. Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade do Estado de Minas Gerais (Peixes). In: BIODIVERSIDADE em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 1998. 10 p. Disponível em: <www.biodiversitas.org/areasprio/textos/peixes.html>. Acesso em: 06 jun. 2003.
- GODINHO, H. P. Reprodução dos peixes da represa de Três Marias. **Informativo Agropecuário de Belo Horizonte**, Belo Horizonte, v. 10, n. 110, p. 29-34, fev. 1984.
- GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. Ecology and conservation of fish in southeastern Brazilian River Basins submitted to hydroelectric impoundments. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 5, p. 187-197, 1994.
- GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L.; FORMAGIO, P. S.; TORQUATO, V. C. Fish ladder efficiency in a southeastern Brazilian river. **Ciência e Cultura: Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science**, São Paulo, v. 43, no. 1, p. 63-67, Jan./Febr. 1991.
- GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L.; VONO, V. Peixes da bacia do rio Jequitinhonha. In: LOWE-MCCONNEL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Tradução: Anna Emília A. de M. Vazzoler, Angelo Antônio Agostinho, Patrícia T. M. Cunningham. São Paulo: EDUSP, 1999. cap. 18, p. 414-423. (Coleção Base). Título do original em inglês: Ecological studies in tropical fish communities.
- GODOY, M. P. **Aqüicultura**: atividade multidisciplinar, escadas e outras facilidades para passagens de peixes, estações de piscicultura. Florianópolis: Eletrosul, 1985. 77 p., il.
- GODOY, M. P. Marcação de peixes no rio Mogi Guaçu (Nota prévia). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 4, p. 479-490, dez. 1957.
- GODOY, M. P. **Peixes do Brasil, Subordem Characoidei**: bacia do rio Mogi Guassu. 1. ed. Piracicaba: Ed. Franciscana, 1975. 4v., il.
- GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in Upper Paraná River, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, Osney Mead, v. 4, no. 4, p. 263-274, Aug. 1997.
- GOMES, L. C.; MIRANDA, L. E. Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the Upper Paraná River Basin. **Regulated Rivers: Research & Management**, Chichester, v. 17, no. 1, p. 67-76, Jan.-Feb. 2001.
- GOMES, L. C.; MIRANDA, L. E.; AGOSTINHO, A. A. Fishery yield relative to chlorophyll *a* in reservoirs of the Upper Paraná River, Brazil. **Fisheries Research (Amsterdam)**, v. 55, no. 1-2, p. 335-340, Mar. 2002.
- GOODLAND, R. **Usina hidrelétrica Foz do Areia - Rio Iguaçu, Paraná, Brasil**: reconhecimento do impacto ambiental. Curitiba: COPEL, 1975. 67 p.
- GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p. 379-391, 2001.
- GOULDING, M. **The fishes and the forest**: explorations in Amazonian natural history. Berkeley: University of California Press, c1980. 280 p., ill.
- GOULDING, M.; CARVALHO, M. L.; FERREIRA, E. G. **Rio Negro**: rich life in poor waters. Hague: SPB Academy Publishing, 1988. 200 p., ill.
- GOULDING, M.; SMITH, N. J. H.; MAHAR, D. J. **Floods of fortune**: ecology & economy along the Amazon. New York: Columbia University Press, 1996. 195 p., ill.
- GROVES, A. B. **Effects of hydraulic shearing actions on juvenile salmon (Summary Report)**. Seattle, Washington, DC: A Northwest Fisheries Center, National Marine Fisheries Service, 1972. 7 p.
- GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River Basin of China. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 226, p. 201-212, 2003.
- GUREVITCH, J.; PADILLA, D. K. Are invasive species a major cause of extinctions? **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 19, no. 9, p. 470-474, Sept. 2004.
- GURGEL, J. J. S. Sobre a produção de pescado dos açudes públicos do semi-árido Nordeste brasileiro. In: VILLA, I.; FAGETTI, E. (Ed.). **Taller Internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses**, Santiago, Chile, 5-10 de noviembre de 1984. Rome: FAO, 1986. p. 153-163. (COPESCAL documento técnico, no. 4).
- GURGEL, J. J. S.; FERNANDO, C. H. Fisheries in semi-arid Northeast Brazil with special reference to the role of tilapias. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie**, Berlin, v. 79, no. 1, p. 77-94, 1994.
- GUTBERLET, J.; SEIXAS, C. S.; THÉ, A. P. G. Challenges in managing fisheries in the São Francisco watershed of Brazil. In: Biennial Conference of the IASCP (International Association for the Study of Common Property), 10th, Oaxaca, México, 2004. **Conference paper...** Oaxaca, México: International Association for the Study of Common Property, 2004. p. 1-38.
- HAEDRICH, R. L.; BARNES, S. M. Changes over time of the size structure in an exploited shelf fish community. **Fisheries Research**, Amsterdam, v. 31, no. 3, p. 229-239, Aug. 1997.
- HAHN, L. **Diversidade, composição da ictiofauna e aspectos da biologia de *Salminus maxillosus* e *Prochilodus lineatus* do rio Uruguai superior, entre Mondai e Itapiranga, Santa Catarina, Brasil**. Porto Alegre, 2000. 52 f., il. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Faculdade de Biociências, PUCRS, Porto Alegre, 2000.
- HAHN, N. S. **Alimentação e dinâmica da nutrição da curvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Pisces, Perciformes) e aspectos da estrutura trófica da ictiofauna acompanhante no rio Paraná**. Rio Claro, 1991. 287 f., il. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, Área de Zoologia) - Instituto de Biociências, UNESP, Campus de Rio Claro, Rio Claro, 1991.

- HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A.; GOITEIN, R. Feeding ecology of curvina *Plagioscion squamosissimus* (Hechel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) in the Itaipu Reservoir and Porto Rico Floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 9, p. 11-22, 1997.
- HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; BINI, L. M. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. **Interiência**, Caracas, v. 23, no. 5, p. 299-305, Sept.-Oct. 1998.
- HAHN, N. S.; FUGI, R.; ALMEIDA, V. L. L.; RUSSO, M. R.; LOUREIRO, V. E. Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Ed.). **Reservatório de Segredo**: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM, 1997. cap. 8, p. 141-162.
- HAHN, N. S.; FUGI, R.; ANDRIAN, I. F. Trophic ecology of the fish assemblages. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). **The Upper Paraná River and its floodplain**: physical aspects, ecology and conservation. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 2004. ch. 11, p. 247-269. (Biology of inland waters).
- HALL, S. R.; MILLS, E. L. Exotic species in large lakes of the world. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, Amsterdam, v. 3, p. 105-135, 2000.
- HALLING-SORENSEN, B.; NIELSEN, S. N.; LANZKY, P. F.; INGERSLEV, F.; LUTZHOFT, H. C. H.; JORGENSEN, S. E. Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment: a review. **Chemosphere**, Kidlington, Oxon, v. 36, no. 2, p. 357-393, 1998.
- HANSSON, S.; ARRHENIUS, F.; NELLBRING, S. Benefits from fish stocking - experiences from stocking young-of-the-year pikeperch, *Stizostedion lucioperca* L. to a bay in the Baltic Sea. **Fisheries Research**, Amsterdam, v. 32, no. 2, p. 123-132, Nov. 1997.
- HARDIN, G. The tragedy of the commons. **Science**, New Series, Washington, DC, v. 162, no. 3859, p. 1243-1248, Dec. 1968.
- HARRIS, G. This is not the end of limnology (or of science): the world may well be a lot simpler than we think. **Freshwater Biology**, Osney Mead, v. 42, p. 689-706, 1999.
- HARRISON, S.; ROSS, S. J.; LAWTON, J. H. Beta diversity on geographic gradients in Britain. **Journal of Animal Ecology**, Osney Mead, v. 61, no. 1, p. 151-158, 1992.
- HARTMANN, W.; DUGAN, P.; FUNGE-SMITH, S.; HORTLE, K. G.; KUEMLANGAN, B.; LORENZEN, K.; MARMULLA, G.; MATTSON, N.; WELCOMME, R. People and fisheries management. In: WELCOMME, R. L.; PETR, T. (Ed.). **Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries: Sustaining Livelihoods and Biodiversity in the New Millennium 11-14 February 2003**, Phnom Penh, Kingdom of Cambodia. Bangkok, Thailand: FAO Regional Office for Asia and the Pacific: Mekong River Commission, 2004. v. 1, p. 61-91. (RAP Publication 2004/16).
- HARTMANN, W. D.; CAMPELO, C. M. F. Ambivalent enforcers. Rules and conflicts in the co-management of Brazilian reservoir fisheries. In: CONFERENCE OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR THE STUDY OF COMMON PROPERTY - CROSSING BOUNDARIES, 7th, Vancouver, Canada, 1998. [Proceedings...]. Vancouver: International Association for the Study of Common Property, 1998. [18 p., ill.].
- HARTZ, S. M.; VILELLA, F. S.; BARBIERI, G. Reproduction dynamics of *Olygosarcus jenynsii* (Characiformes, Characidae) in lake Caconde, Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 2, p. 295-303, maio 1997.
- HAYES, D. B.; TAYLOR, W. W.; MILLS, E. L. Natural lakes and large impoundments. In: KOHLER, C. C.; HUBERT, W. A. (Ed.). **Inland fisheries management in North America**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1993. ch. 21, p. 493-515.
- HECK, Jr., K. L.; THOMAN, T. A. Experiments on predator-prey interactions in vegetated aquatic habitats. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Amsterdam, v. 53, p. 125-134, 1981.
- HEDRICK, P. W.; GILPIN, M. E. Genetic effective size of a metapopulation. In: HANSKI, I.; GILPIN, M. E. (Ed.). **Metapopulation biology**: ecology, genetics, and evolution. San Diego, CA: Academic Press, c1997. ch. 8, p. 165-181.
- HIGUTI, J.; ZVIEJKOVSKI, I. P.; TAKAHASHI, M. A.; DIAS, V. G. Chironomidae indicadora do estado trófico em reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.). **Biocenoses em reservatórios**: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RiMa, 2005. cap. 11, p. 137-145.
- HILBORN, R.; BRANCH, T. A.; ERNST, B.; MAGNUSSON, A.; MINTE-VERA, C. V.; SCHEUERELL, M. D.; VALERO, J. L. State of the world's fisheries. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, California, v. 28, p. 359-399, 2003.
- HILBORN, R.; STOKES, K.; MAGUIRE, J.-J.; SMITH, T.; BOTSFORD, L. W.; MANGEL, M.; ORENSANZ, J.; PARMA, A.; RICE, J.; BELL, J.; COCHRANE, K. L.; GARCIA, S.; HALL, S. J.; KIRKWOOD, G. P.; SAINSBURY, K.; STEFANSSON, G.; WALTERS, C. When can marine reserves improve fisheries management? **Ocean and Coastal Management**, Barking, Essex, v. 47, no. 3-4, p. 197-205, 2004.
- HILBORN, R.; WALTERS, C. J. **Quantitative fisheries stock assessment**: choice, dynamics and uncertainty. New York; London: Chapman & Hall, 1992. 570 p., ill.
- HILSDORF, A. W. S.; PETRERE JUNIOR, M. Conservação de peixes na bacia do rio Paraíba do Sul. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 30, n. 180, p.62-65, mar. 2002.
- HINDAR, K.; RYMAN, N.; UTTER, F. Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 48, no. 5, p. 945-957, May 1991.
- HOFLING, J. C.; FERREIRA, L. I.; RIBEIRO NETO, F. B.; BRUNINI, A. P. C. Ecologia trófica do reservatório de Salto Grande, Americana, SP, Brasil. **Revista Bioikos**, Campinas, v. 14, n. 1, p. 7-15, 2000.
- HOLMSTROM, K.; GRASLUND, S.; WAHLSTROM, A.; POUNGSHOMPOO, S.; BENGTSOON, B.-E.; KAUTSKY, N. Antibiotic use in shrimp farming and implications for environmental impacts and human health. **International Journal of Food Sciences & Technology**, Oxford, v. 38, no. 3, p. 255-266, Mar. 2003.
- HOLWAY, D. A.; SUAREZ, A. V. Animal behavior: an essential component of invasion biology. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 14, no. 8, p. 328-330, Aug. 1999.
- IBAMA. **Estatística da pesca 2000 Brasil**: grandes regiões e unidades da Federação. Tamandaré, PE, 2002. 100 p. il.
- IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - 2000**. Brasília, DF, 2006. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 4 ago. 2006.
- ISAAC, V. J.; MILSTEIN, A.; RUFFINO, M. L. A pesca artesanal no baixo Amazonas: análise multivariada da captura por espécie. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 26, n. 3, p. 185-208, set. 1996.

- ITA, E. D. Kainji (Nigeria). In: KAPETSKY, J. M.; PETR, T. (Ed.). Status of African reservoir fisheries=Etat des pêcheries dans les réservoirs d'Afrique. **CIFA Technical Paper**, Rome, no. 10, 1984. Disponível em: <<http://www.fao.org>>. Acesso em: 12 jun. 2006.
- JACKSON, D.; MARMULLA, G. The influence of dams on river fisheries. In: WORLD COMMISSION ON DAMS (WCD). **Prepared for thematic review II.1: dams, ecosystem functions and environmental restoration**. [S. l.], 2000. 46 p., ill. Final Report. (Environmental issues). Disponível em: <<http://www.dams.org>>.
- JACKSON, J. B. C.; KIRBY, M. X.; BERGER, W. H.; BJORN DAL, K. A.; BOTS FORD, L. W.; BOURQUE, B. J.; BRADBURY, R. H.; COOKE, R.; ERLANDSON, J.; ESTES, J. A.; HUGHES, T. P.; KIDWELL, S.; LANGE, C. B.; LENIHAN, H. S.; PANDOLFI, J. M.; PETERSON, C. H.; STENECK, R. S.; TEGNER, M. J.; WARNER, R. R. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. **Science**, Washington, DC, v. 293, p. 629-638, July 2001.
- JANA, B. B.; SAHU, S. N. Relative performance of three bottom grazing fishes (*Cyprinus carpio*, *Cirrhinus mrigala*, *Heteropneustes fossilis*) in increasing the fertilizer value of phosphate rock. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 115, no. 1-2, p. 19-29, Aug. 1993.
- JANBERG, N. **International database and gallery of structures**. Version 5.1. Disponível em: <<http://en.structurae.de>>. Acesso em: 17 nov. 2005.
- JENKINS, R. M. Reservoir fish management. In: BENSON, N. G. (Ed.). **A century of fisheries in North America**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1970. p.173-182. (Special publications of the American Fisheries Society, no. 7).
- JOHNSON, D. L.; LYNCH, Jr., W. L. Panfish use of and angler success at evergreen tree, brush, and stake-bed structures. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Maryland, v. 12, no. 1, p. 222-229, 1992.
- JUNK, W. J. Temporary fat storage, an adaptation of some fish species to the waterlevel fluctuations and related environmental changes of the Amazon River. **Amazoniana**, Kiel, v. 9, no. 3, p. 315-351, Dez. 1985.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge, D.P. (Ed.). **Proceedings of the International Large River Symposium (LARS) (Honey Harbour, Ontario, Canada, September 14-21, 1986)**. Ottawa: Department of Fisheries and Oceans, 1989. p. 110-127. (Canadian special publication of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 106).
- KAPETSKY, J. M. Management of fisheries on large african reservoirs-an overview. In: HALL, G. E.; VAN DEN AVYLE, M. J. (Ed.). **Reservoir fisheries management: strategies for the 80's**. Proceedings of a Symposium held in Lexington, Kentucky June 13-16, 1983. Bethesda, Maryland: Reservoir Committee, Southern Division, American Fisheries Society, 1986. p. 28-38. Título da capa: Reservoir fisheries management: strategies for the 80's. A National Symposium on Managing Reservoir Fisheries Resources.
- KAUFMAN, L. Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems: the lessons of Lake Victoria. **BioScience**, Washington, DC, v. 42, no. 11, p. 846-858, Dec. 1992.
- KIMMEL, B. L.; GROEGER, A. W. Limnological and ecological changes associated with reservoir aging. In: HALL, G. E.; VAN DEN AVYLE, M. J. (Ed.). **Reservoir fisheries management: strategies for the 80's**. Proceedings of a Symposium held in Lexington, Kentucky June 13-16, 1983. Bethesda, Maryland: Reservoir Committee, Southern Division, American Fisheries Society, 1986. p. 103-109. Título da capa: Reservoir fisheries management: strategies for the 80's. A National Symposium on Managing Reservoir Fisheries Resources.
- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: J. Wiley & Sons, c1990. ch. 6, p. 133-194.
- KINCAID, H. L. An evaluation of inbreeding and effective population size in salmonid broodstocks in federal and state hatcheries. In: SCHRAMM, Jr., H. L.; PIPER, R. G. (Ed.). **Uses and effects of cultured fishes in aquatic ecosystems**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1995. p. 193-204. (American Fisheries Society Symposium, 15).
- KING, M. **Fisheries biology, assessment and management**. Osney Mead: Fishing News Books, 1995. 341 p., ill.
- KOLAR, C. S.; LODGE, D. M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 16, no. 4, p. 199-204, Apr. 2001.
- KREBS, C. J. **Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance**. 4th ed. New York: Harper Collins College Publishers, c1994. 801 p., ill. (some col.).
- KRUEGER, C. C.; DECKER, D. J. The process of fisheries management. In: KOHLER, C. C.; HUBERT, W. A. (Ed.). **Inland fisheries management in North America**. 2nd ed. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1999. ch. 2, p. 31-59.
- KUBEĚKA, J. Succession of fish communities in reservoirs of Central and Eastern Europe. In: STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Ed.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, c1993. ch. 11, p. 153-168. (Developments in hydrobiology, 77).
- KUBITZA, F.; ONO, E. A.; LOPES, T. G. Lucros ou prejuízos? Eis a questão. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 65, p. 48-54, maio/jun. 2001.
- KURA, Y.; REVENGA, C.; HOSHINO, E.; MOCK, G. **Fishing for answers: making sense of the global fish crisis**. Washington, DC: World Resources Institute, c2004. 140 p., ill. (some col.).
- LACKEY, R. T. Fisheries management theory. In: SYMPOSIUM ON SELECTED COOLWATER FISHES OF NORTH AMERICA. **Proceedings of the...** Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1978. p. 417-423. (American Fisheries Society Special Publications, 11).
- LALUMERA, G. M.; CALAMARI, D.; GALLI, P.; CASTIGLIONI, S.; CROSA, G.; FANELLI, R. Preliminary investigation on the environmental occurrence and effects of antibiotics used in aquaculture in Italy. **Chemosphere**, Kidlington, Oxon, v. 54, p. 661-668, 2004.
- LAMAS, I. R. **Análise de características reprodutivas de peixes brasileiros de água doce, com ênfase no local de desova**. Belo horizonte, 1993. 72 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1993.
- LANSAC-TÓHA, F. A.; THOMAZ, S. M.; LIMA, A. F.; ROBERTO, M. C.; GARCIA, A. P. P. Vertical distribution of some planktonic crustaceans in a "várzea" lake (lake Pousada das Garças) of the floodplain in High River Paraná, MS, Brazil. **International Journal of Ecology and Environmental Sciences**, New Delhi, v. 21, no. 1, p. 67-68, Apr. 1995.
- LARINIER, M. Dams and fish migration. In: WORLD COMMISSION ON DAMS (WCD). **Prepared for thematic review II.1: dams, ecosystem functions and environmental restoration**. [S. l.], 2000. 26 p., ill. Final

- Report. (Environmental issues). Disponível em: <<http://www.dams.org>>.
- LARINIER, M. Environmental issues, dams and fish migration. In: MARMULLA, G. (Ed.). Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution. **FAO Fisheries Technical Paper**, Rome, no. 419, p. 45-89, 2001.
- LARKIN, P. A. An epitaph for the concept of maximum sustained yield. **Transactions of the American Fisheries Society**, Bethesda, Maryland, v. 106, no. 1, p. 1-11, Jan. 1977.
- LATINI, A. O.; PETRERE JUNIOR, M. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 11, no. 2, p. 71-79, Apr. 2004.
- LEITE, R. A. N. Efeitos da usina hidrelétrica de Tucuruí sobre a composição da ictiofauna das pescarias experimentais de malhadeiras realizadas no baixo rio Tocantins (Pará). Manaus, 1993. 133 f., il. Dissertação (Mestrado). – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 1993.
- LEMES, E. M.; GARUTTI, V. Ictiofauna de poção e rápido em um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoológica**, Porto Alegre, v. 15, n. 2, p. 175-199, dez. 2002.
- LEVINE, J. M. Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. **Science**, Washington, DC, v. 288, p. 852-854, May 2000.
- LILLIE, R. A.; BUDD, J. Habitat architecture of *Myriophyllum spicatum* L. as an index to habitat quality for fish and macroinvertebrates. **Journal of Freshwater Ecology**, Holmen, v. 7, no. 2, p. 113-125, June 1992.
- LIMA JUNIOR, D. P.; LATINI, A. O. E se a aqüicultura se expandir no Brasil? **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 38, n. 226, p. 58-60, maio 2006.
- LIMNOBIOS Consultoria em Ambientes Aquáticos. **Desmatamento e limpeza do reservatório do AHE Peixe Angical**: parecer técnico sobre a relevância das áreas mantidas como suporte à ictiofauna (áreas de preservação e de desmatamento facultativo). Maringá, 2004. 73 f. + anexos. Parecer técnico.
- LIN, C. K.; YI, Y. Minimizing environmental impacts of freshwater aquaculture and reuse of pond effluents and mud. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 226, no. 1, p. 57-68, Oct. 2003.
- LONG, C. W.; OSSIANDER, F. J.; RUELE, T. E.; MATHEWS, G. M. **Survival of coho salmon fingerlings passing through operating turbines with and without perforated bulkheads and of steelhead trout fingerlings passing through spillways with and without a flow deflector**. Seattle, Washington, DC: NOAA National Marine Fisheries Service, Northwest Fisheries Science Center, 1975. Non paged.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Tradução: Anna Emília A. de M. Vazzoler, Angelo Antônio Agostinho, Patrícia T. M. Cunningham. São Paulo: EDUSP, 1999. 534 p., il. (Coleção Base). Título do original em inglês: Ecological studies in tropical fish communities.
- LUDWIG, D. Environmental sustainability: magic, science, and religion in natural resource management. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 3, no. 4, p. 555-558, Nov. 1993.
- LUIZ, E. A. **Assembléias de peixes de pequenos reservatórios hidrelétricos do Estado do Paraná**. Maringá, 2000. 33 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2000.
- LUIZ, E. A.; PETRY, A. C.; PAVANELLI, C. S.; JÚLIO JÚNIOR, H. F.; LATINI, J. D.; DOMINGUES, V. M. As assembléias de peixes de reservatórios hidrelétricos do Estado do Paraná e bacias limítrofes. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.). **Biocenoses em reservatórios**: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RiMa, 2005. cap. 14, p. 169-184.
- LUIZ JÚNIOR, O. J. **A comunidade de peixes da represa Billings, São Paulo**: análise preliminar de distribuição. São Bernardo do Campo, 1999. 23 f., il. + anexos (Monografia). – Universidade Metodista de São Paulo, São Bernardo do Campo, 1999.
- LUZ-AGOSTINHO, K. D. G.; BINI, L. M.; FUGI, R.; AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JÚNIOR, H. F. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, São Paulo, v. 4, no. 1, p. 61-68, Jan/Mar. 2006.
- MACEINA, M. J.; BETTOLI, P. W.; KLUSMANN, W. G.; BETSILL, R. K.; NOBLE, R. L. Effect of aquatic macrophyte removal on recruitment and growth of black crappies and white crappies in Lake Conroe, Texas. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Maryland, v. 11, no. 4, p. 556-563, 1991.
- MACK, R. N.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE, W. M.; EVANS, H.; CLOUT, M.; BAZZAZ, F. A. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological Applications**, Washington DC, v. 10, no. 3, p. 689-710, June 2000.
- MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. London, Sydney: Croom Helm, 1988. 179 p., ill.
- MANCUSO, M. I. R.; VALENCIO, N. F. L. S. Marias e Januárias: mulheres de pescadores do São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, c2003. cap. 22, p. 407-422.
- MANIFESTO dos praticantes da pesca esportiva no Estado do Paraná da Liga Paranaense de Pesca Esportiva. **Página eletrônica da Pescarte**, Curitiba, 2004. Disponível em: <http://www.pescarte.com.br/restrito/rev04/tend204/tend53_manifesto.asp>. Acesso em: set. 2005.
- MARÇAL-SIMABUKU, M. A.; PERET, A. C. Alimentação de peixes (Osteichthyes, Characiformes) em duas lagoas de uma planície de inundação brasileira da bacia do rio Paraná. **Interciência**, Caracas, v. 27, no. 6, p. 299-306, Jun. 2002.
- MARCOLIN, N. Rotas da eletricidade. **Pesquisa FAPESP**, São Paulo, n. 118, p. 8-9, dez. 2005.
- MARCONDES, D. A. S.; MUSTAFÁ, A. L.; TANAKA, R. H. Estudos para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupia. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EDUEM, 2003. cap. 15, p. 299-317.
- MARQUES, E. E.; AGOSTINHO, A. A.; SAMPAIO, A. A.; AGOSTINHO, C. S. Alimentação, evacuação gástrica e cronologia da digestão de jovens de pintado *Pseudoplatystoma corruscans* (Siluriformes, Pimelodidae) e suas relações com a temperatura ambiente. **Revista UNIMAR**, Maringá, v. 14 (Suplemento), p. 207-221, out. 1992.
- MARSHALL, B. E. Predicting ecology and fish yields in African reservoirs from preimpoundment physico-chemical data. **CIFA Technical Paper = Document Technique du CPCA**, Rome, no. 12, 1984. 36 p., ill.

- MARTIN, D. B.; MENGEL, L. J.; NOVOTNY, J. F.; WALBURG, C. H. Spring and summer water levels in a Missouri River Reservoir: effects on age-0 fish and zooplankton. **Transactions of the American Fisheries Society**, Bethesda, Maryland, v. 110, no. 3, p. 370-381, May 1981.
- MARTINS, S. L. **Sistemas para a transposição de peixes**. São Paulo, 2000. 184 f., il. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.
- MATHIAS, J. A.; FRANZIN, W. G.; CRAIG, J. F.; BABALUK, J. A.; FLANNAGAN, J. F. Evaluation of stocking walleye fry to enhance a commercial fishery in a large, Canadian prairie lake. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Maryland, v. 12, no. 2, p. 299-306, 1992.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G.; SAGGIO, A.; OLIVEIRA NETO, A. L.; ESPÍNDOLA, E. G. Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondônia) in the filling phase. **Verhandlungen, Internationale Vereinigung Fur Theoretische Und Angewandte Limnologie**, Stuttgart, v. 24, pt. 3, p. 1482-1488, Juni 1991.
- MATTHEWS, W. J.; HILL, L. G.; SCHELLHAASS, S. M. Depth distribution of striped bass and other fish in Lake Texoma (Oklahoma-Texas) during summer stratification. **Transactions of the American Fisheries Society**, Bethesda, Maryland, v. 114, no. 1, p. 84-91, 1985.
- MATTIAS, A. T.; MORON, S. E.; FERNANDES, M. N. Aquatic respiration during hypoxia of the facultative air-breathing *Hoplerythrinus unitaeniatus*. A comparison with the water-breathing *Hoplias malabaricus*. In: VAL, A. L.; ALMEIDA-VAL, V. M. F.; RANDALL, D. J. (Ed.). **Physiology and biochemistry of the fishes of the Amazon**. Manaus: INPA, 1996. cap. 17, p. 203-211.
- MAZZEO, N.; RODRÍGUEZ-GALEGO, L.; KRUK, C.; MEERHOFF, M.; GORGA, J.; LACEROT, G.; QUINTANS, F.; LOUREIRO, M.; LARREA, D.; GARCIA-RODRÍGUEZ, F. Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 506/509, p. 591-602, Nov. 2003.
- McCUNE, B.; GRACE, J. B.; URBAN, D. L. **Analysis of ecological communities**. Gleneden Beach, Oregon: MjM Software Design, c2002. 300 p.
- McKAYE, K. R.; RYAN, J. D.; STAUFFER Jr., J. R.; LOPEZ PEREZ, L. J.; VEGA, G. I.; BERGHE, E. P. van den. African tilapia in Lake Nicaragua: ecosystem in transition. **BioScience**, Washington, DC, v. 45, no. 6, p. 406-411, June 1995.
- McKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 14, no. 11, p. 450-453, Nov. 1999.
- McMULLIN, S. L. Natural resource management and leadership in public arena decision making: a prescriptive framework. In: MIRANDA, L. E.; DEVRIES, D. R. (Ed.). **Multidimensional approaches to reservoir fisheries management**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1996. p. 54-63. (American Fisheries Society Symposium, 16).
- MÉRONA, B. Amazon fisheries: general characteristics based on two case-studies. **Interciencia**, Caracas, v. 15, no. 6, p. 461-468, Nov.-Dec. 1990.
- MÉRONA, B.; CARVALHO, J. L.; BITTENCOURT, M. M. Les effets immédiats de la fermeture du barrage de Tucuruí (Brésil) sur l'ichtyofaune en aval. **Revue D'Hydrobiologie Tropicale**, Paris, v. 20, n. 1, p. 73-84, 1987.
- MÉRONA, B.; SANTOS, G. M.; ALMEIDA, R. G. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 60, no. 4, p.375-392, Apr. 2001.
- MILLER, P. J. The tokology of gobioid fishes. In: POTTS, G. W.; WOOTTON, R. J. (Ed.). **Fish reproduction: strategies and tactics**. London: Academic Press, 1984. ch. 8, p. 119-153.
- MINTE-VERA, C. V.; CAMARGO, S. A.; BUBEL, A. P. M.; PETRERE JUNIOR, M. Artisanal fisheries in an urban reservoir: Billings case (Metropolitan region of São Paulo). **Brazilian Journal of Ecology**, São Carlos, v. 1, p. 143-147, 1997.
- MINTE-VERA, C. V.; PETRERE JUNIOR, M. Artisanal fisheries in urban reservoirs: a case study from Brazil (Billings Reservoir, São Paulo Metropolitan Region). **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 7, no. 6, p. 537-549, Dec. 2000.
- MIRANDA, L. E. A review of guidance and criteria for managing reservoirs and associated riverine environments to benefit fish and fisheries. In: MARMULLA, G. (Ed.). Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution. **FAO Fisheries Technical Paper**, Rome, no. 419, 91-137, 2001.
- MIRANDA, L. E. Development of reservoir fisheries management paradigms in the Twentieth Century. In: MIRANDA, L. E.; DEVRIES, D. R. (Ed.). **Multidimensional approaches to reservoir fisheries management**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1996. p. 3-11. (American Fisheries Society Symposium, 16).
- MIRANDA, L. E.; HODGES, K. B. Role of aquatic vegetation coverage on hypoxia and sunfish abundance in bays of a eutrophic reservoir. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 427, p. 51-57, June 2000.
- MIRANDA, L. E.; SHELTON, W. L.; BRYCE, T. D. Effects of water level manipulation on abundance, mortality, and growth of young-of-year largemouth bass in West Point Reservoir, Alabama-Georgia. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Maryland, v. 4, no. 3, p. 314-320, 1984.
- MITCHELL, D. S.; PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. Aquatic weed problems and management in Africa. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (Ed.). **Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation**. Oxford: Oxford University Press, 1990. ch. 17, p. 341-354.
- MITZNER, L. Influence of floodwater storage on abundance of juvenile crappie and subsequent harvest at Lake Rathbun, Iowa. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Maryland, v. 1, no. 1, p. 46-50, 1981.
- MORAIS FILHO, M. B. **Utilização dos reservatórios hidrelétricos para produção piscícola**. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE LIMNOLOGIA, PISCICULTURA E PESCA CONTINENTAL, 1., Belo Horizonte, 1975. **Anais do...** Belo Horizonte: Fundação João Pinheiro, Diretoria de Tecnologia e Meio Ambiente, Centro de Recursos Naturais, 1976. p. 289-299.
- MOYLE, P. B. **Inland fishes of California**. 1st ed. Berkeley, California: University of California Press, 1976. 405 p., ill.
- MOYLE, P. B.; CECH, Jr., J. J. **Fishes: an introduction to ichthyology**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1996. 590 p., ill.
- MOYLE, P. B.; LIGHT, T. Biological invasions of freshwater: empirical rules and assembly theory. **Biological Conservation**, Kidlington, Oxon, v. 78, p. 149-161, 1996.
- MOZETO, A. A.; NOGUEIRA, F. M. B.; ESTEVES, F. A. Caracterização das fontes de matéria orgânica dos sedimentos da represa do Lobo (SP) através do uso da composição

de carbono-13. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, v. 2, p. 943-963, 1988.

MÜLLER, A. C. **Hidrelétricas, meio ambiente e desenvolvimento**. São Paulo: Makron Books do Brasil, c1996. 412 p., il.

NADER, V. Setor elétrico: uma história de descaminhos. **Correio da Cidadania**. 5 f. Disponível em: <http://www.correiodacidade.com.br/ed452/esp1.htm>. Acesso em: 22 jun. 2005.

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

NAKATANI, K.; BAUMGARTNER, G.; BAUMGARTNER, M. S. T. Larval development of *Plagioscion squamosissimus* (Heckel) (Perciformes, Sciaenidae) of Itaipu Reservoir (Paraná River, Brazil). *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, v. 14, n. 1, p. 35-44, jan. 1997.

NAKATANI, K.; BAUMGARTNER, G.; CAVICCHIOLI, M. Ecologia de ovos e larvas de peixes. In: VAZZOLER, A. E. A. de M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). **A planície de inundação do alto rio Paraná**: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997. cap. II.9, p. 281-306.

NAKATANI, K.; LATINI, J. D.; BAUMGARTNER, G.; BAUMGARTNER, M. S. T. Distribuição espacial e temporal das larvas de curvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Sciaenidae), no reservatório de Itaipu. *Revista UNIMAR*, Maringá, v. 15 (Suplemento), p. 191-209, 1993.

NATHANAEL, S.; EDIRISINGHE, U. Developing co-management in an artisanal gill net fishery of a deep hydro-electric reservoir in Sri Lanka. *Fisheries*

Management and Ecology, Oxford, v. 9, no. 5, p. 267-276, Oct. 2002.

NAVA, A. F. Breves consideraciones sobre el impacto ambiental de la piscicultura en jaulas flotantes. *Revista Latinoamericana de Acuicultura*, Lima, no. 41, p. 60-65, Sept. 1989.

NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; PRIMAVERA, J. H.; KAUTSKY, N.; BEVERIDGE, M. C. M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; LUBCHENCO, J.; MOONEY, H.; TROELL, M. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature*, London, v. 405, no. 6790, p. 1017-1024, June 2000.

NAYLOR, R. L.; WILLIAMS, S. L.; STRONG, D. R. Aquaculture - a gateway for exotic species. *Science*, Washington, DC, v. 294, p. 1655-1656, Nov. 2001.

NEIFF, J. J. Ideas para la interpretación ecológica del Parana. *Interciencia*, Caracas, v. 15, no. 6, p. 424-441, Nov.-Dec. 1990.

NEY, J. J. Oligotrophication and its discontents: effects of reduced nutrient loading on reservoir fisheries. In: MIRANDA, L. E.; DEVRIES, D. R. (Ed.). **Multidimensional approaches to reservoir fisheries management**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1996. p. 285-295. (American Fisheries Society Symposium, 16).

NIELSEN, L. A. History of inland fisheries management in North America. In: KOHLER, C. C.; HUBERT, W. A. (Ed.). **Inland fisheries management in North America**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1993. ch. 1, p. 3-31.

NOBLE, R. L. Management of forage fishes in impoundments of the Southern United States. *Transactions of the American Fisheries Society*, Bethesda, Maryland, v. 110, no. 6, p. 738-750, Nov. 1981.

NOBLE, R. L. Management of lakes, reservoirs, and ponds. In: LACKEY, R. T.; NIELSEN, L. A. (Ed.). **Fisheries management**.

Oxford: Blackwell Scientific, 1980. ch. 12, p. 265-295.

NOBLE, R. L. Management of reservoir fish communities by influencing species interactions: predator-prey interactions in reservoir communities. In: HALL, G. E.; VAN DEN AVYLE, M. J. (Ed.). **Reservoir fisheries management: strategies for the 80's**. Proceedings of a Symposium held in Lexington, Kentucky June 13-16, 1983. Bethesda, Maryland: Reservoir Committee, Southern Division, American Fisheries Society, 1986. p. 137-143. Título da capa: Reservoir fisheries management: strategies for the 80's. A National Symposium on Managing Reservoir Fisheries Resources.

NOBLE, R. L.; JACKSON, J. R.; IRWIN, E. R.; PHILLIPS, J. M.; CHURCHILL, T. N. Reservoirs as landscapes: implications for fish stocking programs. In: TRANSACTIONS OF THE NORTH AMERICAN WILDLIFE AND NATURAL RESOURCES CONFERENCE, 59th, 1994. [S. l.], 1994. p. 281-288.

NOBLE, R. L.; JONES, T. W. Managing fisheries with regulations. In: KOHLER, C. C.; HUBERT, W. A. (Ed.). **Inland fisheries management in North America**. 2nd ed. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1999. ch. 17, p. 455-477.

NORTHCOTE, T. G. Migratory behaviour of fish and its significance to movement through riverine fish passage facilities. In: JUNGWIRTH, M.; SCHMUTZ, S.; WEISS, S. (Ed.). **Fish migration and fish bypasses**. Osney Mead: Fishing News Books, 1998. ch. 1, p. 3-18.

NURSALL, J. R. The early development of a bottom fauna in a new power reservoir in the Rocky Mountains of Alberta. *Canadian Journal of Zoology*, Ottawa, v. 30, p. 387-409, 1952.

O'BRIEN, W. J. Perspectives on fish in reservoir limnology. In: THORNTON, K.

W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: J. Wiley & Sons, c1990. ch. 8, p. 209-225.

OGUTU-OHWAYO, R. The decline of the native fishes of lakes Victoria and Kyoga (East Africa) and the impact of introduced species, especially the Nile perch, *Lates niloticus*, and the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Environmental Biology of Fishes*, Dordrecht, v. 27, no. 2, p. 81-96, Feb. 1990.

OKADA, E. K.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir, the Itaipu Reservoir, Brazil. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Ottawa, v. 62, no. 3, p. 714-724, Mar. 2005.

OKADA, E. K.; AGOSTINHO, A. A.; PETRERE JUNIOR, M. Catch and effort data and the management of the commercial fisheries of Itaipu Reservoir in the Upper Paraná River, Brazil. In: COWX, I. G. (Ed.). **Stock assessment in inland fisheries**. Osney Mead, Oxford: Fishing News Books, 1996. ch. 12, p. 154-161.

OKADA, E. K.; AGOSTINHO, A. A.; PETRERE JUNIOR, M.; PENCZAK, T. Factors affecting fish diversity and abundance in drying ponds and lagoons in the Upper Paraná River Basin, Brazil. *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology*, Warsaw, v. 3, no. 1, p. 97-110, 2003.

OKADA, E. K.; GREGORIS, J.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Diagnóstico da pesca profissional em dois reservatórios do rio Iguçu. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Ed.). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM, 1997. cap. 16, p. 293-318.

OLDANI, N. O.; BAIGÚN, C. R. M. Performance of a fishway system in a major South American dam on the Paraná River (Argentina-Paraguay). *River Research and*

Applications, Chichester, v. 18, no. 2, p. 171-183, Mar.-Apr. 2002.

OLIVEIRA, E. F.; GOULART, E.; MINTE-VERA, C. V. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 64, no. 3A, p. 447-458, Aug. 2004.

OLIVEIRA, E. F.; LUIZ, E. A.; AGOSTINHO, A. A.; BENEDITO-CECÍLIO, E. Fish assemblages in littoral areas of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, no. 2, p. 369-376, Apr. 2001.

OLIVEIRA, E. F.; MINTE-VERA, C. V.; GOULART, E. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 72, p. 283-304, 2005.

OLIVEIRA, J. C.; LACERDA, A. K. G. Alterações na composição e distribuição longitudinal da ictiofauna na área de influência do reservatório Chapéu d'Uvas, bacia do rio Paraíba do Sul (MG), pouco depois da sua implantação. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Juiz de Fora, v. 6, n. 1, p. 45-60, jul. 2004.

OLIVEIRA FILHO, C. C. **Considerações sobre a utilização múltipla de grandes represas brasileiras**. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS, 1976. 14 f.

OLSON, M. H.; CARPENTER, S. R.; CUNNINGHAM, P.; GAFNY, S.; HERWIG, B. R.; NIBBELINK, N. P.; PELLET, T.; STORLIE, C.; TREBITZ, A. S.; WILSON, K. A. Managing macrophytes to improve fish growth: a multi-lake experiment. **Fisheries**, Bethesda, Maryland, v. 23, no. 2, p. 6-12, Feb. 1998.

ORSI, M. L.; AGOSTINHO, A. A. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do

Rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 16, n. 2, p. 557-560, jun. 1999.

OSTRENSKY, A.; VIANA, L. S. A dança dos números da piscicultura paranaense. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 84, p. 28-32, jul./ago. 2004.

PACIFIC NORTHWEST NATIONAL LABORATORY. **Hydropower**: direct effects of shear strain on fish. Idaho Falls: Idaho National Laboratory, c2005. Disponível em: <<http://www.hydropower.inel.gov>>. Acesso em: jan. 2005.

PADUA, D. M. C. **Fundamentos de piscicultura**. Goiânia: Ed. da UCG, 2001. 341 p., il.

PAGIORO, T. A. **Variações espaço-temporais das características físicas e químicas da água, material em sedimentação e produtividade primária fitoplantônica no reservatório de Itaipu-PR-Brasil**. Maringá, 1999. 59 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 1999.

PAGIORO, T. A.; ROBERTO, M. C.; THOMAZ, S. M.; PIERINI, S. A.; TAKA, M. Zonação longitudinal das variáveis limnológicas abióticas em reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.). **Biocenoses em reservatórios**: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RiMa, 2005. cap. 3, p. 39-46.

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C. Caracterização limnológica abiótica dos reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.). **Biocenoses em reservatórios**: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RiMa, 2005. cap. 2, p. 17-37.

PAINE, R. T. Food web complexity and species diversity. **The American Naturalist**, Chicago, v. 100, no. 910, p. 65-75, Jan.-Feb. 1966.

PAIVA, M. M. **Grandes represas do Brasil**. Brasília, DF: Editerra, 1982. 292 p., il. + 9 estampas.

PAIVA, M. P.; PETRERE JUNIOR, M.; PETENATE, A. J.; NEPOMUCENO, F. H.; VASCONCELOS, E. A. Relationship between the number of predatory fish species and fish yield in large northeastern Brazilian reservoirs. In: COWX, I. G. (Ed.). **Rehabilitation of freshwater fisheries**. Osney Mead: Fishing News Books, 1994. ch. 11, p. 120-129.

PATERSON, M. J.; FINDLAY, D.; BEATY, K.; FINDLAY, W.; SCHINDLER, E. U.; STANTON, M.; McCULLOUGH, G. Changes in the planktonic food web of a new experimental reservoir. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 54, no. 5, p. 1088-1102, May 1997.

PATTEN, M. L. **Understanding research methods**: an overview of the essentials. 4th ed. Glendale, CA: Pyrczak Publishing, c2004. 170 p., ill.

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

PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; DALSGAARD, J.; FROESE, R.; TORRES Jr., F. Fishing down marine food webs. **Science**, Washington, DC, v. 279, no. 6, p. 860-863, Feb. 1998.

PAVLOV, D. S.; LUPANDIN, A. I.; KOSTIN, V. V. **Downstream migration of fish through dams of hydroelectric power plants**. Translated by T. Albert and G. F. Cada. Oak Ridge, Tennessee: Oak Ridge National Laboratory, 2002. Available on line from the U.S. Department of Energy Hydropower

Program. Disponível em: <<http://hydropower.id.doe.gov/>>.

PEARSONS, T. N.; HOPLEY, C. W. A practical approach for assessing ecological risks associated with fish stocking programs. **Fisheries**, Bethesda, Maryland, v. 24, no. 9, p. 16-23, Sept. 1999.

PELICICE, F. M. **A pesca na represa Billings, São Bernardo do Campo, São Paulo**: perspectivas atuais. São Bernardo do Campo, 1999. 30 f., il. (algumas color.) + anexos, fotos color. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas e da Saúde) - Faculdade de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Metodista de São Paulo, São Bernardo do Campo, 1999.

PELICICE, F. M. **Os peixes ornamentais e a planície de inundação do alto rio Paraná**. Maringá, 2003. 29 f., il. + anexos. Monografia (Exame Geral de Qualificação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2003.

PELICICE, F. M.; ABUJANRA, F.; FUGI, R.; LATINI, J. D.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. A piscivoria controlando a produtividade em reservatórios: explorando o mecanismo *top down*. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.). **Biocenoses em reservatórios**: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RiMa, 2005. cap. 23, p. 293-302.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp. patches in a tropical reservoir, Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, München, v. 15, no. 1, p. 10-19, 2006.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M. Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. **Acta Oecologica**, Paris, v. 27, p. 9-16, 2005.

- PENCZAK, T.; GALICKA, W.; MOLINSKI, M.; KUSTO, E.; ZALEWSKI, M. The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 19, p. 371-393, 1982.
- PEREIRA, J. L.; SILVA, A. L. N.; CORREIA, E. S. Situação atual da Aqüicultura na região Nordeste. In: VALENTI, W. C.; POLI, C. R.; PEREIRA, J. A.; BORGHETTI, J. R. (Ed.). **Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável**. Brasília, DF: CNPq; Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000. cap. 8, p. 267-288.
- PERETTI, D.; ANDRIAN, I. F. Trophic structure of fish assemblages in five permanent lagoons of the high Paraná River floodplain, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 71, no. 1, p. 95-103, Sept. 2004.
- PÉREZ, J. E.; ALFONSI, C.; NIRCHIO, M.; MUÑOZ, C.; GÓMEZ, J. A. The introduction of exotic species in aquaculture: a solution or part of the problem? **Interciencia**, Caracas, v. 28, no. 4, p. 234-238, Apr. 2003.
- PÉREZ, J. E.; MUÑOZ, C.; HUAQUÍN, L.; NIRCHIO, M. Riesgos de la introducción de tilapias (*Oreochromis* sp.) (Perciformes: Cichlidae) en ecosistemas acuáticos de Chile. **Revista Chilena de Historia Natural**, Santiago, v. 77, p. 195-199, 2004.
- PÉREZ, J. E.; SALAZAR, S. K.; ALFONSI, C.; RUIZ, L. Ictiofauna del río Manzanares: a cuatro décadas de la introducción de la tilapia negra *Oreochromis mossambicus* (Pisces: Cichlidae). **Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela Universidad de Oriente**, Cumana, v. 42, n. 1&2, p. 29-35, 2003.
- PERNA, S. A.; FERNANDES, M. N. Gill morphometry of the facultative air-breathing loricariid fish, *Hypostomus plecostomus* (Walbaum) with special emphasis on aquatic respiration. **Fish Physiology and Biochemistry**, New York, v. 15, no. 3, p. 213-220, 1996.
- PETR, T. Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters: a review. **FAO Fisheries Technical Paper**, Rome, no. 396, 2000. 185 p., ill.
- PETRERE JUNIOR, M. **Ecology of the fisheries in the River Amazon and its tributaries in the Amazonas State (Brazil)**. Norfolk, UK, 1982. 96 f., ill. Thesis (PhD) - University of East Anglia, UK, 1982.
- PETRERE JUNIOR, M. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, Carlton South, v. 2, p. 111-133, 1996.
- PETRERE JUNIOR, M. Migraciones de peces de agua dulce en América Latina: algunos comentarios. **Copescal Documento Ocasional**, Rome, n. 1, 1985. 17 p., il.
- PETRERE JUNIOR, M. Pesca e esforço de pesca no estado do Amazonas. II. Locais, aparelhos de captura e estatística de desembarque. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 8, n. 3(suplemento 2), p. 1-54, 1978.
- PETRERE JUNIOR, M. River fisheries in Brazil: a review. **Regulated Rivers: Research & Management**, Chichester, v. 4, p. 1-16, 1989.
- PETRERE JUNIOR, M.; AGOSTINHO, A. A. La pesca en el tramo brasileño del Río Paraná. **FAO Informe de Pesca**, Roma, n.490, p.52-72, 1993.
- PETRERE JUNIOR, M.; AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K.; JÚLIO JÚNIOR, H. F. Review of the fisheries in the Brazilian portion of the Paraná/Pantanal basin. In: COWX, I. G. (Ed.). **Management and ecology of lake and reservoir fisheries**. Osney Mead: Fishing News Books, 2002. ch. 11, p.123-143.
- PETRERE JUNIOR, M.; BARTHEM, R. B.; CÓRDOBA, E. A.; GÓMEZ, B. C. Review of the large catfish fisheries in the Upper Amazon and the stock depletion of piraiá (*Brachyplatystoma filamentosum* Lichtenstein). **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, Dordrecht, v. 14, no. 4, p. 403-414, 2004.
- PETRERE JUNIOR, M.; RIBEIRO, M. C. L. B. The impact of a large tropical hydroelectric dam: the case of Tucuruí in the Middle River Tocantins. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 5, p. 123-133, 1994.
- PETRY, A. C.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. **Neotropical Ichthyology**, São Paulo, v. 1, no. 2, p. 111-119, Oct./Dec. 2003.
- PETRY, P.; BAYLEY, P. B.; MARKLE, D. F. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. **Journal of Fish Biology**, London, v. 63, no. 3, p. 547-579, Sept. 2003.
- PETTS, G. E. **Impounded rivers: perspectives for ecological management**. Chichester: J. Wiley & Sons, c1984. 326p., ill. (Environmental monographs and symposia).
- PETTS, G. E. Perspectives for ecological management of regulated rivers. In: GORE, J. A.; PETTS, G. E. (Ed.). **Alternatives in regulated river management**. Boca Raton, Florida: CRC Press, c1989. ch. 1, p. 3-24.
- PETTS, G. E. Water quality characteristics of regulated rivers. **Progress in Physical Geography**, Queen Mary, UK, v. 10, no. 4, p. 492-516, 1986.
- PEZZATO, L. E.; SCORVO FILHO, J. D. Situação atual da Aqüicultura na região Sudeste. In: VALENTI, W. C.; POLI, C. R.; PEREIRA, J. A.; BORGHETTI, J. R. (Ed.). **Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável**. Brasília, DF: CNPq; Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000. cap. 10, p. 303-322.
- PHAN, P. D.; DE SILVA, S. S. The fishery of the Ea Kao Reservoir, southern Vietnam: a fishery based on a combination of stock and recapture, and self-recruiting populations. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 7, no. 3, p. 251-264, Apr. 2000.
- PHILIPP, D. P.; CLAUSSEN, J. E. Fitness and performance differences between two stocks of largemouth bass from different river drainages within Illinois. In: SCHRAMM, Jr., H. L.; PIPER, R. G. (Ed.). **Uses and effects of cultured fishes in aquatic ecosystems**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1995. p. 236-243. (American Fisheries Society Symposium, 15).
- PIANA, P. A.; GASPARD DA LUZ, K. D.; PELICICE, F. M.; COSTA, R. S.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Predição e mecanismos reguladores da biomassa de peixes em reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: RiMa, 2005. cap. 24, p. 303-310.
- PIEDRAHITA, R. H. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 226, no. 1-4, p. 35-44, Oct. 2003.
- PILATI, R.; ANDRIAN, I. F.; CARNEIRO, J. W. P. Desempenho germinativo de sementes de *Cecropia pachystachya* Trec. (Cecropiaceae), recuperadas do trato digestório de Doradidae, *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1833), da planície de inundação do alto rio Paraná. **Interciencia**, Caracas, v. 24, no. 6, p. 381-388, Nov.-Dec. 1999.
- PILLAY, T. V. R. **Aquaculture and the environment**. 2nd ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2004. 196 p., ill.
- PLOSKEY, G. R. Impacts of terrestrial vegetation and preimpoundment clearing on reservoir ecology and fisheries in the United

- States and Canada. **FAO Fisheries Technical Paper**, Rome, no. 258, 1985. 35p., ill.
- POLI, C. R.; GRUMANN, A.; BORGHETTI, J. R. Situação atual da Aqüicultura na região Sul. In: VALENTI, W. C.; POLI, C. R.; PEREIRA, J. A.; BORGHETTI, J. R. (Ed.). **Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável**. Brasília, DF: CNPq: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000. cap. 11, p. 323-351.
- POUILLY, M.; YUNOKI, T.; ROSALES, C.; TORRES, L. Trophic structure of fish assemblages from Mamoré River floodplain lakes (Bolívia). **Ecology of Freshwater Fish**, München, v. 13, no. 4, p. 245-257, Dec. 2004.
- PUPIM, P. Linhagem de tilápia pode revolucionar piscicultura. **Jornal da UEM**, Maringá, n. 21, jun. 2005. Disponível em: <<http://www.jornal.uem.br>>. Acesso em: nov. 2005.
- QUIRÓS, R. Estructuras para asistir a los peces no salmónidos en sus migraciones: América Latina. **COPESCAL Documento Tecnico**, Roma, no. 5, 1988. 50 p., il.
- QUIRÓS, R. The relationship between fish yield and stocking density in reservoirs from tropical and temperate regions. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology; Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers; Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, 1999. p. 67-83.
- QUIRÓS, R.; MARI, A. Factors contributing to the outcome of stocking programmes in Cuban reservoirs. **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 6, no. 3, p. 241-254, June 1999.
- RADOMSKI, P. J.; GOEMAN, T. J. The homogenizing of Minnesota Lake fish assemblages. **Fisheries**, Bethesda, Maryland, v. 20, no. 7, p. 20-23, 1995.
- RAHEL, F. J. Homogenization of freshwater faunas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, California, v. 33, p. 291-315, 2002.
- RAINWATER, W. C.; HOUSER, A. Species composition and biomass of fish in selected coves in Beaver Lake, Arkansas, during the first 18 years of impoundment (1963-1980). **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Maryland, v. 2, no. 4, p. 316-325, 1982.
- RAMOS, L. A.; ROSÁRIO, D. A. P.; MARCHESAN, A. M. M. A proteção à fauna e à biodiversidade: o princípio da prevenção e os possíveis efeitos nocivos decorrentes da introdução e criação de tilápias e bagre-do-canal (catfish). In: CONGRESSO NACIONAL DE DIREITO AMBIENTAL - FAUNA, POLÍTICAS PÚBLICAS E INSTRUMENTOS LEGAIS, 8., São Paulo, 2004. **Anais...** São Paulo: Instituto O Direito por um Planeta Verde, 2004. p. 467-486.
- RANDALL, R. G.; KELSO, J. R. M.; MINNS, C. K. Fish production in freshwaters: are rivers more productive than lakes? **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 52, no. 3, p. 631-643, Mar. 1995.
- REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, Jr., C. J. (Org.). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. 729 p., ill.
- REYNOLDS, C. S. The state of freshwater ecology. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 39, no. 4, p. 741-753, June 1998.
- RIBEIRO, M. C. L. B.; PETRERE JUNIOR, M.; JURAS, A. A. Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia-Tocantins river basin, Brazil. **Regulated Rivers: Research & Management**, Chichester, v. 11, no.3/4, p. 325-350, Nov. 1995.
- RIBEIRO, M. C. L. B.; STARLING, F. L. R. M.; WALTER, T.; FARAH, E. M. Peixes. In: FONSECA, F. O. (Org.). **Olhares sobre o lago Paranoá**. Brasília, DF: Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2001. p. 121-128.
- RICKER, W. E. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. **Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada**, Ottawa, v. 191, 1975.
- RIGLER, F. H. Recognition of the possible: an advantage of empiricism in ecology. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 39, p. 1323-1331, 1982.
- RIZZO, E.; SATO, Y.; FERREIRA, R. M. A.; CHIARINI-GARCIA, H.; BAZZOLI, N. Reproduction of *Leporinus reinhardti* Lütken, 1874 (Pisces: Anostomidae) from the Três Marias Reservoir, São Francisco River, Minas Gerais, Brazil. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 48, no. 3, p. 189-192, May/June 1996.
- RODRIGUES, A. M.; RODRIGUES, J. D.; CAMPOS, E. C.; FERREIRA, A. E. Aspectos da estrutura populacional e época de reprodução do tambuí *Asiyanax bimaculatus* (Characiformes, Characidae) na represa de Bariri, rio Tietê, Estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 16, n. 1, p. 97-110, jan./jun. 1989.
- RODRIGUEZ, F. A. O papel das barragens na agricultura brasileira. In: WORKSHOP BARRAGENS, DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE = WORKSHOP ON DAMS, DEVELOPMENT AND THE ENVIRONMENT, 2000, São Paulo. São Paulo: Banco Interamericano de Desenvolvimento, 2000. p. 113-128.
- RODRÍGUEZ, J. P. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 10, p.1983-1996, 2001.
- RODRÍGUEZ RUIZ, A. Fish species composition before and after construction of a reservoir on the Guadalete River (SW Spain). **Archiv für Hydrobiologie**, Stuttgart, v. 142, no. 3, p. 353-369, June 1998.
- ROSENFELD, A.; MANN, R. (Ed.). **Dispersal of living organisms into aquatic ecosystems**. College Park, Maryland: A Maryland Sea Grant Publication, c1992. 471 p., ill.
- RUDSTAM, L. G.; MAGNUSON, J. J. Predicting the vertical distribution of fish populations: analysis of cisco, *Coregonus artedii*, and yellow perch, *Perca flavescens*. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 42, no. 6, p. 1178-1188, June 1985.
- RUESINK, J. L. Global analysis of factors affecting the outcome of freshwater fish introductions. **Conservation Biology**, Kidlington, Oxon, v. 19, no. 6, p. 1883-1893, Dec. 2005.
- RUFFINO, M. L. **Towards participatory fishery management on the Lower Amazon**. Eschborne: GTZ-IARA Project, Lower Amazon, Brazil, 1997. p. 165-169. (Abteilung, 424). Report Project.
- RUFFINO, M. L.; BARTHEM, R. B. Perspectivas para el manejo de los bagres migradores de la Amazonia. **Boletín Científico**, Santa Fé de Bogotá, n. 4, p. 19-28, 1996.
- RUGGLES, C. P. A review of the downstream migration of Atlantic salmon. **Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences**, Quebec, no. 952, p. 1-39, 1980. Technical report.
- RYDER, R. A. Effects of ambient light variations on behavior of yearling, subadult, and adult walleyes (*Stizostedion vitreum vitreum*)^{1,2,3}. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, Ottawa, v. 34, no. 10, p. 1481-1491, Oct. 1977.

- SABINO, J.; CASTRO, R. M. C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta atlântica (sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 50, n. 1, p. 23-36, fev. 1990.
- SABINO, J.; ZUANON, J. A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. **Ichthyological Explorations of Freshwaters**, München, v. 8, no. 3, p. 201-210, Feb. 1998.
- SAINT-PAUL, U. Potential for aquaculture of South American freshwater fishes: a review. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 54, no. 3, p. 205-240, June 1986.
- SANCHES, P. V. **Influências das variações do nível fluviométrico e canais e efeitos do barramento sobre o ictiplâncton na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil**. Maringá, 2002. 51 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2002.
- SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 31, n. 3, p. 437-447, 2001.
- SANDERS, N. J.; GOTELLI, N. J.; HELLER, N. E.; GORDON, D. M. Community disassembly by an invasive species. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, DC, v. 110, no. 5, p. 2474-2477, Mar. 2003. Disponível também em: <<http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0437913100>>.
- SANTAMARÍA, L. Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. **Acta Oecologica**, Paris, v. 23, no. 3, p. 137-154, June 2002.
- SANTOS, A. H. M.; FREITAS, M. A. V. Hidrelétricas e desenvolvimento no Brasil. In: WORKSHOP BARRAGENS, DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE = WORKSHOP ON DAMS, DEVELOPMENT AND THE ENVIRONMENT, 2000, São Paulo. São Paulo: Banco Interamericano de Desenvolvimento, 2000. p. 59-76.
- SANTOS, G. B.; FORMAGIO, P. S. Estrutura da ictiofauna dos reservatórios do rio Grande, com ênfase no estabelecimento de peixes piscívoros exóticos. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, n. 203, p. 98-106, mar./abr. 2000.
- SANTOS, G. B.; MAIA-BARBOSA, P. M.; VIEIRA, F.; LÓPEZ, C. M. Fish and zooplankton community structure in reservoirs of southeastern Brazil: effects of the introduction of exotic predatory fish. In: PINTO-COELHO, R. M.; GIANI, A.; VON SPERLING, E. (Ed.). **Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais, with special reference to future development and management strategies**. Belo Horizonte, MG: SEGRAC, 1994. p. 115-132.
- SANTOS, G. M. Composição do pescado e situação da pesca no Estado de Rondônia. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 16/17, Supl., p. 43-84, 1986/1987.
- SANTOS, G. M. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia, Brasil). **Acta Amazonica**, Manaus, v. 25, n. 3/4, p. 247-280, set./dez. 1995.
- SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. J. G. Peixes da bacia Amazônica. In: LOWE-MCCONNEL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Tradução: Anna Emília A. de M. Vazzoler, Angelo Antônio Agostinho, Patrícia T. M. Cunningham. São Paulo: EDUSP, 1999. cap. 15, p. 345-373. (Coleção Base). Título do original em inglês: Ecological studies in tropical fish communities.
- SANTOS, G. M.; MÉRONA, B. Impactos imediatos da UHE Tucuruí sobre as comunidades de peixes e a pesca. In: MAGALHÃES, S. B.; BRITTO, R. C.; CASTRO, E. R. (Ed.). **Energia na Amazônia**. Manaus: Universidade Federal da Amazônia: Museu Paulo Emilio Goldi: Universidade da Amazônia, 1996. v. 1, p. 251-258.
- SANTOS, G. M.; OLIVEIRA JUNIOR, A. B. A pesca no reservatório da hidrelétrica de Balbina (Amazonas, Brasil). **Acta Amazonica**, Manaus, v. 29, n. 1, p. 145-163, 1999.
- SANTOS, G. M.; SANTOS, A. C. M. Sustentabilidade da pesca na Amazônia. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 19, n. 54, p. 165-182, ago. 2005.
- SANTOS, R. A.; CAMARA, J. J. C.; CAMPOS, E. C.; VERMULM JUNIOR, H.; GIAMAS, M. T. D. Considerações sobre a pesca profissional e a produção pesqueira em águas continentais do Estado de São Paulo. **Boletim Técnico do Instituto de Pesca**, São Paulo, n. 19, 1995. 32 p., il.
- SANTOS, S. R. O futuro dos recursos hídricos no Brasil e na América Latina: barragens, navegação e meio ambiente. In: WORKSHOP BARRAGENS, DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE = WORKSHOP ON DAMS, DEVELOPMENT AND THE ENVIRONMENT, 2000, São Paulo. São Paulo: Banco Interamericano de Desenvolvimento, 2000. p. 129-142.
- SATO, Y.; GODINHO, H. P. Migratory fishes of the São Francisco River. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. (Ed.). **Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status**. Ottawa: World Fisheries Trust: International Development Research Centre; Washington, D.C.: International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank, c2003. ch. 5, p. 195-232.
- SATO, Y.; GODINHO, H. P. Peixes da bacia do rio São Francisco. In: LOWE-MCCONNEL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Tradução: Anna Emília A. de M. Vazzoler, Angelo Antônio Agostinho, Patrícia T. M. Cunningham. São Paulo: EDUSP, 1999. cap. 17, p. 401-413. (Coleção Base). Título do original em inglês: Ecological studies in tropical fish communities.
- SATO, Y.; OSÓRIO, F. M. F. A pesca profissional na região de Três Marias, MG em 1986. In: COLETÂNEA de Resumos dos Encontros da Associação Mineira de Aqüicultura (AMA): 1982-1987. Brasília, DF: Codevasf, 1988. p. 91-92.
- SAVINO, J. F.; STEIN, R. A. Predator-prey interaction between largemouth bass and bluegills as influenced by simulated, submersed vegetation. **Transactions of the American Fisheries Society**, Bethesda, Maryland, v. 111, no. 3, p. 255-266, May 1982.
- SAZIMA, I.; ZAMPROGNO, C. Use of water hyacinths as shelter, foraging place, and transport by young piranhas, *Serrasalmus spilopleura*. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 12, no. 3, p. 237-240, Mar. 1985.
- SCHEFFER, M. **Ecology of shallow lakes**. 1st ed. London: Chapman & Hall, 1998. 357 p., ill. (Population and community biology series, 22).
- SCHISLER, G. J.; BERGERSEN, E. P. Identification of gas supersaturation sources in the Upper Colorado River, USA. **Regulated River: Research & Management**, Chichester, v. 15, no. 4, p. 301-310, July-Aug. 1999.
- SCHOLZ, T. Parasites in cultured and feral fish. **Veterinary Parasitology**, Amsterdam, v. 84, no. 3-4, p. 317-335, Aug. 1999.
- SCHRAMM, Jr., H. L.; PIPER, R. G. (Ed.). **Uses and effects of cultured fishes in aquatic ecosystems**. Bethesda, Maryland: American

- Fisheries Society, 1995. 608 p., ill. (American Fisheries Society Symposium, 15).
- SEMINÁRIO SOBRE FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO: REUNIÕES TEMÁTICAS PREPARATÓRIAS, 1993. Rio de Janeiro: ELETROBRÁS: COMASE, 1994. 4 cadernos.
- SHANER, B. L.; MACEINA, M. J.; MCHUGH, J. J.; COOK, S. F. Assessment of catfish stocking in public fishing lakes in Alabama. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Maryland, v. 16, no. 4, p. 880-887, Nov. 1996.
- SHEA, K.; CHESSON, P. Community ecology theory as a framework for biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 17, no. 4, p. 170-176, Apr. 2002.
- SIH, A.; ENGLUND, G.; WOOSTER, D. Emergent impacts of multiple predators on prey. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 13, no. 9, p. 350-355, Sept. 1998.
- SILVA, C. P. D. Community structure of fish in urban and natural streams in the Central Amazon. **Amazoniana**, Kiel, v. 13, no. 3/4, p. 221-236, Dez. 1995.
- SILVANO, R. A. M.; BEGOSSI, A. Seasonal dynamics of fishery at the Piracicaba River (Brazil). **Fisheries Research**, Amsterdam, v. 51, no. 1, p. 69-86, Apr. 2001.
- SIMBERLOFF, D. Confronting introduced species: a form of xenophobia? **Biological Invasions**, Hague, The Netherlands, v. 5, no. 3, p. 179-192, Sept. 2003.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FÁVERO, E. G. P.; BRAGA, F. M. S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. Floating plant. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 62, no. 4A, p. 713-723, Nov. 2002.
- SIROL, R. N.; BRITTO, S. G. Conservação e manejo da ictiofauna: repovoamento. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Org.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2005. cap. 11, p. 275-284.
- SMITH, W. S.; PEREIRA, C. C. G. F.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O. A importância da zona litoral para a disponibilidade de recursos alimentares à comunidade de peixes em reservatórios. In: HENRY, R. (Org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RiMa, 2003. p. 233-248.
- SMITH, W. S.; PETRERE JUNIOR, M. Peixes em represas: o caso de Itaparanga. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 29, n. 170, p. 74-77, abr. 2001.
- SMITH-ROOT, INC. c2000-2005. Disponível em: <<http://www.smith-root.com>>. Acesso em: jan. 2005.
- SOLUK, D. A. Multiple predator effects: predicting combined functional response of stream fish and invertebrate predators. **Ecology (Washington, DC)**, v. 74, no. 1, p. 219-225, Jan. 1993.
- SOUZA FILHO, E. E.; ROCHA, P. C.; COMUNELLO, E.; STEVAUX, J. C. Effects of the Porto Primavera Dam on physical environment of the downstream floodplain. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). **The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 2004. ch. 3, p. 55-74. (Biology of inland waters).
- SOUZA-STEVAUX, M. C.; NEGRELLE, R. R. B.; CITADINI-ZANETTE, V. Seed dispersal by the fish *Pterodoras granulosus* in the Paraná River Basin, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, pt. 4, p. 621-626, Nov. 1994.
- STERGIOU, K. I. Overfishing, tropicalization of fish stocks, uncertainty and ecosystem management: resharpening Ockham's razor. **Fisheries Research**, Amsterdam, v. 55, no. 1-3, p. 1-9, Mar. 2002.
- SUGUNAN, V. V. Fisheries management of small water bodies in seven countries in Africa, Asia and Latin America. **FAO Fisheries Circular**, Rome, no. 933, Nov. 1997. 149 p., ill.
- SUMMERFELT, R. C. Lake and reservoir habitat management. In: KOHLER, C. C.; HUBERT, W. A. (Ed.). **Inland fisheries management in North America**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1993. ch. 10, p. 231-261.
- SURHEMA/ITAIPU BINACIONAL. **Estudos limnológicos do reservatório de Itaipu, Paraná, Brasil, no período de julho/87 a junho/88**. Elaborado por R. F. Brunkow...[et al.]. Consultor J. G. Tundisi. Curitiba, 1989. Não paginado. Relatório técnico.
- SUZUKI, H. I. **Estratégias reprodutivas de peixes relacionadas ao sucesso na colonização em dois reservatórios do rio Iguacu, PR, Brasil**. São Carlos, 1999. 97 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1999.
- SUZUKI, H. I. **Variações na morfologia ovariana e no desenvolvimento do folículo de peixes teleosteos da bacia do rio Paraná**. Curitiba, 1992. 140 f., il. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Curso de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1992.
- SUZUKI, H. I.; AGOSTINHO, A. A. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Ed.). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM, 1997. cap. 9, p. 163-182.
- SUZUKI, H. I.; VAZZOLER, A. E. A. de M.; MARQUES, E. E.; PEREZ LIZAMA, M. A.; INADA, P. Reproductive ecology of the fish assemblages. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). **The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 2004. ch. 12, p. 271-291. (Biology of inland waters).
- SWISHER, B. J.; SOLUK, D. A.; WAHL, D. L. Non-additive predation in littoral rotifer to two invertebrate predators. **Oikos**, Copenhagen, v. 81, p. 30-37, 1998.
- TACON, A. G. J.; FORSTER, I. P. Aquafeeds and the environment: policy implications. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 226, no. 1-4, p. 181-189, Oct. 2003.
- TAFT, N.; BATES, K.; BRUSH, T.; HARN, J.; SOLONSKY, A.; WHITMAN, M.; ZAPEL, E. **Guidelines for evaluating fish passage technologies**. Prepared by the American Fisheries Society Bioengineering Section. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 2000. Technical report. Disponível em: <http://biosys.bre.orst.edu/afseng/fish_pass_comm.htm>. Acesso em: jun. 2004.
- TAGLIANI, P. R. A. Ecologia da assembléia de peixes de três riachos da planície costeira do Rio Grande do Sul. **Atlântica**, Rio Grande, v. 16, p. 55-68, 1994.
- TAMADA, K.; MARTINS, S. L. Vertical slot fishway. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON RESERVOIR MANAGEMENT IN TROPICAL AND SUB-TROPICAL REGIONS: The Contribution of Dam Engineering to Sustainable Water Resources Development, Foz do Iguacu, 2002. **Proceedings...** Foz do Iguacu: ICOLD: CBDB, 2002. p. 561-568.
- TEIXEIRA FILHO, A. R. **Piscicultura ao alcance de todos**. São Paulo: Nobel, 1991. 212 p., il.
- TELES, M. E. O.; GODINHO, H. P. Ciclo reprodutivo da pirambema *Serrasalmus*

brandtii (Teleostei, Characidae) na represa de Três Marias, rio São Francisco. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 2, p. 177-184, maio 1997.

TEMPORETTI, P. F.; ALONSO, M. F.; BAFFICO, G.; DIAZ, M. M.; LOPEZ, W.; PEDROZO, F. L.; VIGLIANO, P. H. Trophic state, fish community and intensive production of salmonids in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, Carlton South, v. 6, no. 4, p. 259-267, Dec. 2001.

THÉ, A. P. G.; MADI, E. F.; NORDI, N. Conhecimento local, regras informais e uso do peixe na pesca do alto-médio São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, c2003. cap. 21, p. 389-406.

THOMAZ, S. M. **Influência do regime hidrológico (pulsos) sobre algumas variáveis limnológicas de diferentes ambientes aquáticos da planície de inundação do alto rio Paraná, MS, Brasil**. São Carlos, 1991. 294 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Departamento de Ciência Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1991.

THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). **The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 2004. 393 p., ill. (Biology of inland waters).

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu, SP: FAPESP/FUNDIBIO, 1999. cap. 20, p. 597-626.

THOMAZ, S. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; ROBERTO, M. C.; ESTEVES, F. A.; LIMA, A. F. Seasonal variation of some limnological factors of lagoa do Guaraná, a várzea lake of the High Rio Paraná, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Revue D'Hydrobiologie Tropicale**, Paris, v. 25, n. 4, p. 269-276, 1992.

THOMAZ, S. M.; PAGIORO, T. A.; BINI, L. M.; MURPHY, K. J. L'effet d'une réduction du niveau de l'eau sur la biomasse de trois espèces de macrophytes aquatiques dans un grand réservoir sub-tropical (Itaipu, Brazil) = Effect of reservoir drawdown on biomass of three species of aquatic macrophytes in a large sub-tropical reservoir (Itaipu, Brazil). In: SYMPOSIUM INTERNATIONAL EWRS SUR LA GESTION DES PLANTES AQUATIQUES, 11^{ème}, Moliets et Maâ (France), 2002 = EWRS INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON AQUATIC WEEDS, 11th, Moliets et Maâ (France), 2002. **Actes du.../Proceedings of the...** Moliets et Maâ: EWRS; Cestas Cedex: Cemagref; Mpnt de Marsan: Conseil Général des Landes, 2002. p. 197-200.

THOMAZ, S. M.; PAGIORO, T. A.; BINI, L. M.; ROBERTO, M. C. Ocorrência e distribuição espacial de macrófitas aquáticas em reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: RiMa, 2005. cap. 22, p. 281-292.

THOMAZ, S. M.; PAGIORO, T. A.; ROBERTO, M. C.; PIERINI, S. A.; PEREIRA, G. Padrões de variação espacial e temporal de fatores limnológicos. In: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Furnas. **Estudos ictiológicos na área de influência do AHE Corumbá: biologia e ecologia de peixes do reservatório de Corumbá: bases para o manejo**. Elaborado por A. A. Agostinho... [et al.]. Maringá, 2001. cap. 2, p. 15-38. Relatório técnico.

THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C.; LANSAC-TÔHA, F. A.; ESTEVES, F. A.; LIMA, A. F. Dinâmica temporal dos principais fatores limnológicos do rio Baía-planície de inundação do alto rio Paraná-MS, Brasil. **Revista UNIMAR**, Maringá, v. 13, n. 2, p. 299-312, out. 1991.

THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: J. Wiley & Sons, c1990. 246 p., ill.

TORLONI, C. E. C.; CORRÊA, A. R. A.; CARVALHO JUNIOR, A. A. D.; SANTOS, J. J. D.; GONÇALVES, J. L.; GERETO, E. J.; CRUZ, J. A.; MOREIRA, J. A.; SILVA, D. C.; DEUS, E. F.; FERREIRA, A. S. **Produção pesqueira e composição das capturas em reservatórios sob concessão da CESP nos rios Tietê, Paraná e Grande no período de 1986 a 1991**. São Paulo: CESP, 1993. 73 p., il. (Série Produção pesqueira, 001).

TREBITZ, A. S.; NIBBELINK, N. Effect of pattern of vegetation removal on growth of bluegill: a simple model. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 53, no. 8, p. 1844-1851, Aug. 1996.

TROELL, M.; BERG, H. Cage fish farming in the tropical Lake Kariba, Zimbabwe: impact and biogeochemical changes in sediment. **Aquaculture Research**, Osney Mead, Oxford, v. 28, no. 7, p. 527-544, July 1997.

TSVETKOV, V. I.; PAVLOV, D. S.; NEZDOLYI, V. K. Changes in hydrostatic pressure lethal to the young of some freshwater fish. **Journal of Ichthyology**, Moscow, v. 12, p. 307-318, 1972.

TUCCI, C. E. M. Barragens e controle de inundações. In: WORKSHOP BARRAGENS, DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE = WORKSHOP ON DAMS, DEVELOPMENT AND THE ENVIRONMENT, 2000, São Paulo.

São Paulo: Banco Interamericano de Desenvolvimento, 2000. p. 143-154.

TUNDISI, J. G. Tropical South America: present and perspectives. In: MARGALEF, R. (Ed.). **Limnology now: a paradigm of planetary problems**. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 353-424.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience of South America and Brazilian cases studies. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 500, p. 231-242, June 2003.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M. C. Limnology and management of reservoirs in Brazil. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Ed.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, c1993. ch. 2, p. 25-55. (Developments in hydrobiology, 77).

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; HENRY, R.; ROCHA, O.; HINO, K. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de São Paulo: eutrofização e manejo. In: TUNDISI, J. G. (Ed.). **Limnologia e manejo de represas**. São Carlos: EESC-USP/CHREA/ACIESP, 1988. v. 1, t. 1, p. 165-204. (Série: Monografias em Limnologia).

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E. G. Limnologia e gerenciamento integrado de represas na América do Sul: avanços recentes e novas perspectivas. In: WORKSHOP BARRAGENS, DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE = WORKSHOP ON DAMS, DEVELOPMENT AND THE ENVIRONMENT, 2000, São Paulo. São Paulo: Banco Interamericano de Desenvolvimento, 2000. p. 17-30.

TURNPENNY, A. W. H.; DAVIS, M. H.; FLEMING, J. M.; DAVIES, J. K. **Experimental studies relating to the passage of fish and shrimps through tidal power turbines**.

Fawley, Hampshire, UK: National Power PLC, Marine and Freshwater Biology Unit, 1992. Non paged.

UIEDA, V. S.; UIEDA, W.; FROELICH, O.; AMARAL, M. E. C. Organização de cardumes em *Tilapia rendalli* na represa de Americana, São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 49, n. 3, p. 749-756, ago. 1989.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Copel. **Ecologia do reservatório de Segredo**. Elaborado por A. A. Agostinho e L. C. Gomes. Maringá, [1997]. 54 p., il. color. Relatório técnico.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Copel. **Estudos ictiofaunísticos na bacia do rio Jordão**. Elaborado por C. S. Pavaneli... [et al.]. Maringá, 2002. 153p., il. Relatório técnico.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Copel. **Pequenos reservatórios: ictiofauna dos reservatórios Capivari, Guaricana, Alagados, Rio dos Patos, Fiú, Mourão, Vossoroça, Cavernoso, Marumbi, Chopim I, Melissa e Salto do Vaú**. Relatório síntese. Elaborado por A. A. Agostinho, H. I. Suzuki e E. A. Luiz. Maringá, 2000. [16 f.], il. Relatório técnico.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Copel. **Reservatório de Salto Caxias: bases ecológicas para o manejo**. Relatório final. Elaborado por A. A. Agostinho... [et al.]. Maringá, 2001. 272 p., il. color. Relatório técnico.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Furnas. **Biologia pesqueira e pesca na área de influência da APM Manso**. Relatório final: pesca. Elaborado por A. A. Agostinho... [et al.]. Maringá, 2005. 2v., il. color. Relatório técnico.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Furnas. **Estudos ictiológicos na área de influência do AHE**

Corumbá: biologia e ecologia de peixes do reservatório de Corumbá: bases para o manejo. Elaborado por A. A. Agostinho... [et al.]. Maringá 2001a. 356 p., il. Relatório técnico.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Furnas. **Estudos ictiológicos na área de influência do AHE Corumbá (GO): fase reservatório - relatório parcial março/98 - fevereiro/99**. Elaborado por A. A. Agostinho... [et al.]. Maringá, 2000. 365 p., il. (algumas color.). Relatório técnico.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Furnas. **Estudos ictiológicos na área de influência do APM Manso**. Relatório parcial 2000/2001. Elaborado por A. A. Agostinho... [et al.]. Maringá, 2001b. 110 p., il. (algumas color.). Relatório técnico.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Itaipu Binacional. **Reservatório de Itaipu: estatística de rendimento pesqueiro**. Relatório anual (2001). Elaborado por A. A. Agostinho... [et al.]. Maringá, 2002. 245 p., il. (algumas color.). Relatório técnico.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Itaipu Binacional. **Reservatório de Itaipu: estatística de rendimento pesqueiro**. Relatório anual (2003). Elaborado por A. A. Agostinho... [et al.]. Maringá, 2004. 373 p., il. (algumas color.). Relatório técnico.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Itaipu Binacional. **Reservatório de Itaipu: estatística de rendimento pesqueiro**. Relatório anual (2004). Elaborado por A. A. Agostinho... [et al.]. Maringá, 2005. v. 2, il. (algumas color.). Relatório técnico.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/Itaipu Binacional. **Variações espaço-temporais na ictiofauna e suas relações com as condições limnológicas no reservatório de Itaipu**: relatório anual

(1997). Maringá, 1998. 330 p., il. (algumas color.). Relatório técnico.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS. Museu de História Natural. FUNDEP. **Projeto operação de resgate da ictiofauna e monitoramento sob as condições emergentes em razão do fechamento das comportas da UHE Nova Ponte**: relatório final. Belo Horizonte: FUNDEP, 1995. 39 p., il. Relatório técnico.

VAL, A. L.; ROLIM, P. R.; RABELO, H. Situação atual da Aqüicultura na região Norte. In: VALENTI, W. C.; POLI, C. R.; PEREIRA, J. A.; BORGHETTI, J. R. (Ed.). **Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável**. Brasília, DF: CNPq: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000. cap. 7, p. 247-266.

VALÊNCIO, N. F. L. S.; GONÇALVES, J. C.; VIDAL, K. C.; MARTINS, R. C.; RIGOLIN, M. V.; LOURENÇO, L. C.; MENDONÇA, S. A. T.; LEME, A. A. O papel das hidroelétricas no processo de interiorização paulista: o caso das usinas hidroelétricas de Barra Bonita e Jurumirim. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999. cap. 7, p. 185-218.

VALENCIO, N. F. L. S.; LEME, A. A.; MARTINS, R. C.; MENDONÇA, S. A. T.; GONÇALVES, J. C.; MANCUSO, M. I. R.; MENDONÇA, I.; FELIX, S. A. A precarização do trabalho no território das águas: limitações atuais ao exercício da pesca profissional no alto-médio São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, c2003. cap. 23, p. 423-446.

VALENTI, W. C. Introdução. In: VALENTI, W. C.; POLI, C. R.; PEREIRA, J. A.; BORGHETTI, J. R. (Ed.). **Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável**. Brasília, DF: CNPq: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000. p. 25-32.

VARI, R. P.; MALABARBA, L. R. Neotropical ichthyology: an overview. In: MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA, Z. M. S.; LUCENA, C. A. S. (Ed.). **Phylogeny and classification of neotropical fishes**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 1998. p. 1-11.

VAZZOLER, A. E. A. de M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: EDUEM; São Paulo: SBI, 1996. 169 p., il. (algumas color.).

VAZZOLER, A. E. A. de M.; SUZUKI, H. I.; MARQUES, E. E.; PEREZ LIZAMA, M. A. Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução. In: VAZZOLER, A. E. A. de M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM: Nupélia, 1997. cap. II.7, p. 249-265.

VEHANEN, T. Fish and fisheries in large regulated peaking-power river reservoirs in northern Finland, with special reference to the efficiency of brown trout and rainbow trout stocking. **Regulated Rivers: Research & Management**, Chichester, v. 13, no. 1, p. 1-11, Jan.-Feb. 1997.

VERMEIJ, G. J. An agenda for invasion biology. **Biological Conservation**, Kidlington, Oxon, v. 78, p. 3-9, 1996.

VERMEIJ, G. J. When biotas meet: understanding biotic interchange. **Science**, New Series, Washington, DC, v. 253, no. 5024, p. 1099-1104, Sept. 1991.

VERMULM JUNIOR, H.; GIAMAS, M. T. D.; CAMPOS, E. C.; CAMARA, J. J. C.; BARBIERI, G. Avaliação da pesca extrativa em alguns rios do Estado de São Paulo, no período entre 1994 e 1999. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 27, n. 2, p. 209-217, 2001.

VIEIRA, F.; POMPEU, P. S. Peixamentos: uma alternativa eficiente? **Ciência Hoje**,

Rio de Janeiro, v. 30, n. 175, p. 28-33, set. 2001.

VIOTTI, C. B. Barragens e energia hidrelétrica na América Latina. In: WORKSHOP BARRAGENS, DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE = WORKSHOP ON DAMS, DEVELOPMENT AND THE ENVIRONMENT, 2000, São Paulo. São Paulo: Banco Interamericano de Desenvolvimento, 2000. p. 101-111.

WALSH, M. R.; MUNCH, S. B.; CHIBA, S.; CONOVER, D. O. Maladaptive changes in multiple traits caused by fishing: impediments to population recovery. **Ecology Letters**, Osney Mead, v. 9, no. 2, p. 142-148, Feb. 2006.

WALTER, T. **Ecologia da pesca artesanal no lago Paranoá - Brasília - DF**. São Carlos, 2000. 227 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP, São Carlos, 2000.

WALTERS, C. J.; HILBORN, R. Adaptive control of fishing systems. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, Ottawa, v. 33, no. 1, p. 145-159, Jan. 1976.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. **Regulated Rivers: Research & Management**, Chichester, v. 10, no. 2-4, p. 159-168, Aug. 1995.

WARD, P. **O fim da evolução: extinções em massa e a preservação da biodiversidade**. Tradução de Ivo Korytowsky. Rio de Janeiro: Campus, 1997. 323 p., il. Do original em inglês: The End of evolution.

WARFE, D. M.; BARMUTA, L. A. Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. **Oecologia**, Berlin, v.141, no. 1, p. 171-178, Sept. 2004.

WCD ver WORLD COMMISSION ON DAMS

WEBSTER, J. R.; SIMMONS, Jr., G. M. Leaf breakdown and invertebrate colonization on a reservoir bottom. **Verhandlungen, Internationale Vereinigung Fur Theoretische Und Angewandte Limnologie**, Stuttgart, v. 20, pt. 3, p. 1587-1596, Nov. 1978.

WELCOMME, R. L. International introductions of inland aquatic species. **FAO Fisheries Technical Paper**, Rome, no. 294, 1988. 318 p.

WELCOMME, R. L. Status of fisheries in South American rivers. **Interciencia**, Caracas, v. 15, no. 6, p. 337-345, Nov.-Dec. 1990.

WELCOMME, R. L. Stocking as a technique for enhancement of fisheries. **FAO Aquaculture Newsletter**, Rome, no. 14, [p. 8-14.], Dec. 1996.

WETZEL, R. G. **Limnología**. Traducido por Marcela Chinchilla y Montserrat Comellas. Barcelona: Omega, 1981. 679 p., il. Edición original de esta obra en inglés: *Limnology*.

WETZEL, R. G. Reservoir ecosystems: conclusions and speculations. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Ed.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: J. Wiley & Sons, c1990. ch. 9, p. 227-238.

WHITE, K.; O'NEILL, B.; TZANKOVA, Z. **At a crossroads: will aquaculture fulfill the promise of the Blue Revolution?** [S. l.]: SeaWeb Aquaculture Clearinghouse, c2004. 17 f., ill. (A SeaWeb Aquaculture Clearinghouse Report). Disponível em: <<http://www.clearinghouse.org>>.

WHITE, R. J.; KARR, J. R.; NEHLSSEN, W. Better roles for fish stocking and aquatic resource management. In: SCHRAMM, Jr., H. L.; PIPER, R. G. (Ed.). **Uses and effects of cultured fishes in aquatic ecosystems**. Bethesda, Maryland: American Fisheries

Society, 1995. p. 527-547. (American Fisheries Society Symposium, 15).

WILCOX, J. **How to make a small fortune in aquaculture?** Apopka, FL: Aquatic Eco-Systems, c2004. Disponível em: <<http://www.aquaticeco.com/index.cfm/fuseaction/popup.techTalkDetail/ttid/38>>. Acesso em: jul. 2006.

WILEY, M. J.; GORDEN, R. W.; WAITE, S. W.; POWLESS, T. The relationship between aquatic macrophytes and sport fish production in Illinois ponds: a simple model. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Maryland, v. 4, no. 1, p. 111-119, 1984.

WILLIAMS, J. D.; WINEMILLER, K. O.; TAPHORN, D. C.; BALBAS, L. Ecology and status of piscivores in Guri, an oligotrophic tropical reservoir. **North American Journal of Fisheries Management**, Bethesda, Maryland, v. 18, no. 2, p. 274-285, May 1998.

WILLIAMSON, M. H.; FITTER, A. The characters of successful invaders. **Biological Conservation**, Kidlington, Oxon, v. 78, p. 163-170, 1996.

WINEMILLER, K. O. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. **Oecologia (Berlin)**, v. 81, no. 2, p. 225-241, 1989.

WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A.; CARAMASCHI, E. P. Fishes. In: DUDGEON, D.; CRESSA, C. (Ed.). **Tropical stream ecology**. London: Elsevier Science. No prelo.

WOOTTON, R. J. **Ecology of teleost fishes**. London: Chapman and Hall, 1990. 404 p., ill. (Fish and fisheries series, 1).

WORLD BANK. **Reaching the rural poor: a renewed strategy for rural development**. Washington, DC, c2003. v. 1. Report number 26763. Disponível em: <www.worldbank.org>. Acesso em: mai. 2005.

WORLD COMMISSION ON DAMS (WCD). **Dams and development: a new framework for decision-making**. The report of the World Commission on Dams. London; Sterling: Earthscan Publishing, 2000. 404 p., ill. (some col.).

WYDOSKI, R. S.; WILEY, R. W. Management of undesirable fish species. In: KOHLER, C. C.; HUBERT, W. A. (Ed.). **Inland fisheries management in North America**. 2nd ed. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1999. ch. 15, p. 403-430.

ZANIBONI FILHO, E.; SCHULZ, U. H. Migratory fishes of the Uruguay River. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. (Ed.). **Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status**. Ottawa: World Fisheries Trust: International Development Research Centre; Washington, D.C.: International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank, c2003. ch. 4, p. 157-194.

ZARET, T. M.; PAINE, R. T. Species introduction in a tropical lake. **Science**, New Series, Washington, DC, v. 182, no. 4111, p. 449-455, Nov. 1973.

ZIMBA, P. V.; ROWAN, M.; TRIEMER, R. Identification of Euglenoid algae that produce ichthyotoxin(s). **Journal of Fish Diseases**, Oxford, v. 27, no. 2, p. 115-117, Feb. 2004.

