

ORGANIZADORES

MARCOS GOMES NOGUEIRA
RAOUL HENRY
ADRIANA JORCIN

Ecologia de Reservatórios

Impactos Potenciais,
Ações de Manejo e
Sistemas em Cascata

SciELO

**ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS:
IMPACTOS POTENCIAIS, AÇÕES DE
MANEJO E SISTEMAS EM CASCATA**

**Marcos Gomes Nogueira
Raoul Henry
Adriana Jorcin
(organizadores)**

RiMa

2005

Copyright © dos autores

Direitos reservados desta edição:

RiMa Editora

Proibida a reprodução total ou parcial

Revisão, diagramação e fotolitos:

RiMa Artes e Textos

E19e

Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata/organizado por Marcos Gomes Nogueira, Raoul Henry e Adriana Jorcin. – São Carlos: RiMa, 2005.
472p.

ISBN – 85-7656-058-5

1. Ecologia. 2. Limnologia. I. Título.

CDD: 574.9

RiMa
Editora
www.rimaeditora.com.br

DIRLENE RIBEIRO MARTINS
PAULO DE TARSO MARTINS
Rua Oscar de Souza Geribelo, 232 – Santa Paula
13564-031 – São Carlos, SP
Fone: (0xx16) 3372-5269
Fax: (0xx16) 3372-3264

Capítulo 2

O Manejo da Pesca em Reservatórios da Bacia do Alto Rio Paraná: Avaliação e Perspectivas

Angelo Antonio Agostinho¹
Luiz Carlos Gomes¹

Resumo

O alto rio Paraná ocupa o terço superior da bacia do rio Paraná, drenando uma região com grandes centros urbanos, industriais e agrícolas, constituindo-se na região mais extensivamente explorada do País. No alto rio Paraná, seus formadores e tributários da margem leste (Grande, Paranaíba, Tietê, Paranapanema e Iguaçu) apresentam toda a sua extensão aproveitada por cerca de 130 barramentos hidrelétricos (barragens > 10 m de altura), sendo que 20% destes apresentam área maior que 10.000 ha e quatro estão localizados na calha principal do rio Paraná, com áreas entre 48.200 e 220.000 ha. Na maioria desses reservatórios, a pesca (artesanal, subsistência e esportiva) é uma atividade proeminente, com a exploração do estoque de diversas espécies de peixes. No Brasil, as decisões sobre as obras e ações de manejo, visando a assegurar a manutenção desses recursos pesqueiros em reservatórios, têm estado restritas à construção de mecanismos de transposição (escadas e elevadores), controle da pesca (época, local, tamanho mínimo de captura e malha), estocagem (repovoamento) e construção de estações de piscicultura. Com raras exceções, estas iniciativas não têm sido bem-sucedidas, como demonstrado pelos dados de acompanhamento de desembarques da pesca dos reservatórios da bacia. A falta de informação do sistema de pesca (ambiente, peixe e pescador), a ausência de monitoramento e a alta variabilidade natural na abundância dos recursos são, em geral, os principais problemas que afetam a eficiência das ações de manejo. O manejo dos recursos naturais no Brasil é um tema cuja história é repleta de erros espetaculares, e os tomadores de decisão raramente mudam suas abordagens em razão das experiências passadas. As recentes medidas implementadas em relação ao uso das águas públicas parecem atestar esta afirmação.

Palavras-chave: pesca, manejo pesqueiro, escada de peixe, ordenamento pesqueiro, repovoamento, tanques-rede.

Abstract

The upper Paraná is the upper third stretch of the Paraná River basin. It drains a region where there are large urban and industrial centers and intensive agriculture. This region is the mostly exploited in Brazil. In the upper Paraná, the rivers that form the Paraná (Grande and Paranaíba) and the tributaries on the east side (Tietê, Paranapanema and Iguaçu) present up to 130 dams (dams higher

1. Universidade Estadual de Maringá, Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia), Avenida Colombo, 5790, 87020-900, Maringá, Paraná, Brasil, e-mail: agostinhoaa@nupelia.uem.br; lcgomes@nupelia.uem.br

than 10 m) with main purpose of generating electricity. Among them, 20% present surface areas greater than 10,000 ha. Four of them are located in the main channel of the Paraná River and they present areas between 48,200 and 220,000 ha. In most of these reservoirs, fishery (artisanal, subsistence, and sport) is an important activity, exploiting stock of several species (multispecific). Management of these stocks in order to protect them considers construction of mechanisms to transpose fish (ladders and elevators), fishery control (season, local, minimum mesh size, and minimum fish length), stocking (attempt to obtain self sustaining populations), and construction of hatcheries. Most of these initiatives were not successful, as demonstrated by the fishery landing surveys conducted in reservoirs of the upper Paraná River basin. Mains reasons appears to be the absence of information on the fishery system (environment, fish and fisherman), lack of monitoring and the high natural variability in the abundance of the populations. Therefore, management of natural resources in Brazil is a theme replete of mistakes and decision makers do not change their approaches based in past experiences. Unfortunately, recent actions implemented in relation to the use of public waters appear to confirm this last statement.

Key words: fishery management, fish ladder, stocking, cages.

Introdução

Os processos físicos, químicos e biológicos vigentes em um reservatório são mais complexos e variáveis dado ao caráter intermediário de sua estrutura e dinâmica, que se posiciona entre as de um rio e de um lago (Margalef, 1975). Variações temporais ou espaciais no fluxo da água através de reservatórios podem, por exemplo, alterar o sentido predominante do eixo ao redor do qual os processos se organizam, passando de vertical (como em lagos) para horizontal (como em rios), e vice-versa (Agostinho & Gomes, 1997). Os fundamentos da limnologia foram, em sua maioria, elaborados a partir de estudos em lagos naturais. Embora avanços relevantes em sua aplicação em ambientes artificiais tenham sido verificados ao longo das últimas décadas, as extrapolações diretas desses fundamentos para a rotina do manejo são tentadoras, visto que estes são mais simples e melhor consolidados. O reconhecimento das diferenças é, entretanto, fundamental para o sucesso das ações de manejo.

A morfometria da bacia de captação, a vazão, o padrão de circulação, a profundidade, a área, o desenho da barragem e os procedimentos operacionais são algumas das variáveis que afetam a estrutura e a dinâmica das comunidades bióticas em reservatórios. Essas variáveis tornam cada reservatório uma entidade particular cujo manejo requer informações localizadas (Weithman & Haas, 1982). Mesmo reservatórios dispostos em série em uma mesma bacia, embora com interações unidirecionais de montante para jusante, mostram suas comunidades com organizações diferenciadas.

Os reservatórios, a exemplo de outros ambientes artificiais, requerem mais atenção de manejo 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. Nestes, o nível de estabilidade alcançado pode ser

tal que dispense um manejo intensivo, mesmo que seriamente afetado. A interferência humana, geralmente exercida pela poluição ou sobrepesca, uma vez interrompida, pode permitir sua recomposição.

Os reservatórios são, por outro lado, recentes e suas comunidades mostram notáveis alterações estruturais em relação às que lhes deram origem, ou seja, as de um sistema fluvial com história evolutiva muito distinta. Verifica-se durante o processo de colonização a depleção de algumas populações, para as quais as novas condições são restritivas, e a explosão de outras, que têm no novo ambiente condições favoráveis, geralmente transitórias, para manifestar seu potencial de proliferação (Agostinho et al., 1999a). Entre as espécies de peixes, a depleção populacional afeta principalmente as de maior porte, geralmente de hábito migratório, alta longevidade e baixo potencial reprodutivo. Já a proliferação massiva é constatada entre as espécies de pequeno porte, sedentárias, com alto potencial reprodutivo e baixa longevidade (*r*-estrategistas), para as quais a disponibilidade alimentar é elevada (Agostinho, 1995).

Em reservatórios, as respostas das comunidades às condições naturais ou manipuladas são incompletas, uma vez que são alteradas ou destruídas antes de sua completa efetivação. O resultado é um incremento caótico na sucessão de respostas, redução na interdependência e menor estabilidade biótica, confundindo a continuidade e os processos sucessionais naturais da biota. Esta situação restringe os tipos de organismos em reservatórios àqueles com ampla tolerância fisiológica e largas adaptações comportamentais (Wetzel, 1990). Assim, a instabilidade do novo ambiente, fruto não apenas do impacto inicial do represamento, mas também de perturbações não-cíclicas produzidas pela operação da barragem ou por outras ações antropogênicas, torna as comunidades instáveis e gradativamente mais simples.

A baixa diversidade ictiofaunística e a reduzida importância da pesca nos reservatórios mais antigos da bacia do rio Paraná são fatos resultantes desses processos (Petriere Jr. & Agostinho, 1993; CESP, 1996). Alterações na composição das comunidades de peixes e eliminação de um número variável de elementos da ictiofauna local são decorrências esperadas dos represamentos. Entretanto, medidas apropriadas, se tomadas a partir da fase de colonização do novo ambiente ou mesmo antes, podem assegurar a presença de determinadas populações ou estoques, contribuindo, assim, para a mitigação dos impactos e revertendo a tendência de simplificação das comunidades.

Neste trabalho, serão analisadas as medidas de manejo empregadas na pesca do alto rio Paraná. Após uma caracterização inicial da bacia do rio Paraná, de sua ictiofauna e dos recursos pesqueiros, serão discutidos alguns equívocos conceituais. Para finalizar, serão feitas algumas recomendações que, do nosso

ponto de vista, devem ser consideradas para o manejo sustentável da pesca no alto rio Paraná. Será dada ênfase a reservatórios, pois para estes há algumas informações da pesca.

Caracterização da bacia do alto rio Paraná

O rio Paraná é formado pela confluência dos rios Grande e Paranaíba no centro-sul do Brasil e deságua no rio da Prata, no norte da Argentina. É o décimo rio mais longo do planeta (4.695 km), com área de drenagem de $2,8 \cdot 10^8$ ha, incluindo grande parte do centro-sul da América do Sul (18° a 34° S; 45° a 68° W). A bacia do alto rio Paraná inclui, aproximadamente, o terço superior da bacia do rio Paraná até a barragem de Itaipu, e está localizada dentro do território brasileiro, exceto pelo trecho do reservatório de Itaipu que faz divisa com o Paraguai (Figura 2.1).

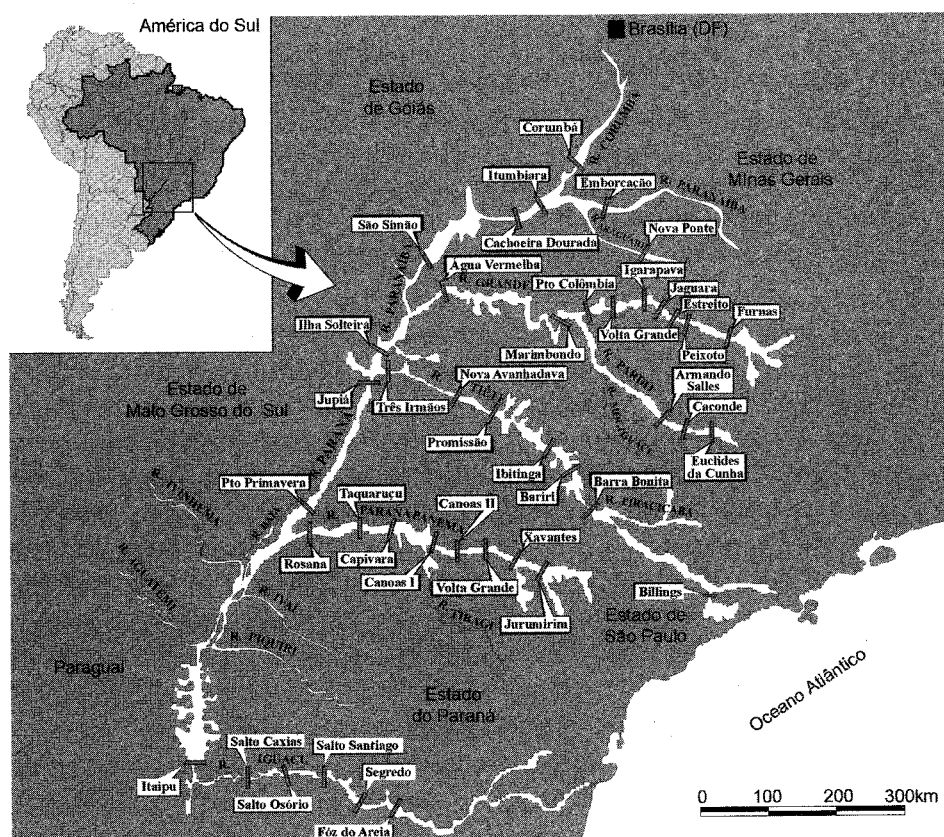


Figura 2.1 Mapa do alto rio Paraná com a localização dos principais reservatórios.

Esta bacia, além concentrar a maior densidade populacional da América do Sul, comporta os maiores parques industriais e uma intensa atividade agrícola e pecuária. Responsável por mais de 70% da produção hidrelétrica do País, teve sua fisiografia profundamente alterada pelos barramentos. Nela estão instaladas cerca de 130 barragens com alturas superiores a 10 m, sendo que 26 têm áreas superiores a 100 km². Cinco grandes reservatórios ocupam mais de 70% da extensão da calha principal (rio Paraná) em território brasileiro. Outros grandes reservatórios ocupam a maior parte dos rios Grande (13 reservatórios), Tiête (9), Paranaíba (7), Paranapanema (8) e Iguaçu (6).

A ictiofauna do alto rio Paraná

Os levantamentos ictiofaunísticos realizados no alto rio Paraná ainda são incompletos e não há consenso entre os especialistas em relação ao status taxonômico de muitas espécies de peixes. Esses fatos refletem a escassez de especialistas em sistemática de peixes de água doce do Brasil. Assim, qualquer lista de espécies apresentada representa ainda uma subestimativa (Agostinho et al., 1999a; Agostinho et al., no prelo). Considerando os levantamentos conduzidos, há pelo menos 250 espécies de peixes no alto rio Paraná (Agostinho et al., 2004a). Entre elas, 107 são Characiformes, 91 Siluriformes, 20 Perciformes, 3 Rajiformes, 1 Cypriniformes, 1 Pleuronectiformes, 2 Clupeiformes, 5 Cyprinodontiformes e 1 Synbranchiformes. Entretanto, nestes números não estão incluídas pelo menos 16 espécies de *Hypostomus* e algumas de *Rivulus*, em razão de problemas na identificação. Esse número de espécies é, entretanto, muito superior às 130 citadas por Bonetto (1986) para a mesma região. A expansão na área do alto rio Paraná (a barreira foi deslocada 150 km a jusante dos Saltos de Sete Quedas pela construção da barragem de Itaipu) e a entrada de algumas espécies exclusivas do médio Paraná (pela inundação dos Saltos de Sete Quedas), certamente, contribuíram para o aumento no número de espécies. Entretanto, levantamentos temporal e espacialmente mais abrangentes, especialmente nos riachos e córregos, e as revisões de alguns gêneros, provavelmente, resultarão em um incremento adicional ao número de espécies no alto Paraná (Agostinho & Julio Jr., 1999; Agostinho et al., 2004a).

Recursos pesqueiros

As modalidades de pesca praticadas em reservatórios da bacia do rio Paraná podem ser classificadas em três categorias: (i) artesanal (profissional), conduzida pelos pescadores que vivem nas imediações dos reservatórios, (ii) de subsistência, praticada por pequenos agricultores ou moradores ribeirinhos que pescam para o sustento familiar e (iii) recreativa ou esportiva, conduzida pelos

habitantes das principais cidades da região. Esses três tipos de pesca têm sido observados também nos remanescentes de rios da bacia (Petrere & Agostinho, 1993).

A pesca artesanal é multiespecífica, praticada principalmente em reservatórios e, em menor extensão, nos rios. A pesca em reservatórios é conduzida principalmente com redes de espera, sendo o uso de outros equipamentos mais esporádico (tarrafas, espinhéis, espera, etc.). As espécies mais importantes na pesca artesanal em todos os reservatórios são *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), *Pimelodus maculatus* (Lacépède 1803), *Iheringichthys labrosus* (Lütken, 1874) e *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836). Nos reservatórios do rio Tiête, como Barra Bonita, 39 espécies são exploradas comercialmente, com rendimento em torno de 230 t ano⁻¹ (Tabela 2.1). No reservatório de Ibitinga, 46 espécies são pescadas, com rendimento de 42 t ano⁻¹. No reservatório de Promissão, a pesca explora 48 espécies. Em Nova Avanhandava, 45 espécies são pescadas, com rendimento de 43 t ano⁻¹ (Petrere & Agostinho, 1993; CESP, 1996; Gomes et al., 2002).

Na pesca conduzida no reservatório de Itaipu (para o qual há mais dados disponíveis), de 100 espécies identificadas, mais de 60 são exploradas, com rendimento médio de 1.560 t ano⁻¹ (Agostinho et al., 1994a, 1999b). Na metade superior do reservatório (zona fluvial; *sensu* Thornton, 1990), a pesca é praticada essencialmente com espinhéis e tarrafas, capturando, principalmente, espécies migradoras, como *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1821), *Zungaro zungaro* (Humboldt, 1821), *P. maculatus*, *Pirirampu pirinampu* (Spix, 1829) e *Rhinelepis aspera* (Agassiz, 1829). O uso de redes de espera, não importante nesta zona, captura *P. lineatus*. Espécies capturadas nessa região usam o trecho lótico do rio Paraná a montante (230 km) como área de reprodução e crescimento (Agostinho et al., 1993; Gomes & Agostinho, 1997; Agostinho et al., 2004c). Nas partes mais internas desse reservatório (zonas de transição e lacustre), a pesca é baseada no *Hypophthalmus edentatus* (Spix, 1829), um zooplânctívoro filtrador, e *P. squamosissimus*, um piscívoro introduzido na bacia antes do fechamento da barragem. Essas duas espécies desenvolvem todo seu ciclo de vida no interior do reservatório (incluindo os braços). A pesca nessas áreas é realizada com redes de espera. Esses resultados revelam gradientes longitudinais na composição e nas estratégias de pesca, conferindo maior complexidade ao manejo, visto que ele requer considerações em relação às peculiaridades de cada zona (Okada et al., 2005).

A pesca de subsistência é realizada pela maioria dos moradores das margens dos reservatórios, sendo o peixe geralmente a principal fonte de proteína animal. Esse tipo de pescaria envolve o grupo familiar (esposa e filhos) e utiliza, basicamente, redes de espera, anzol e linha.

Tabela 2.1 Riqueza de espécies e rendimento pesqueiro em sete reservatórios do alto rio Paraná (Petrere & Agostinho, 1993; CESP, 1996).

Reservatórios	Itaipu	Barra Bonita	Jupiá	Ibitinga	Promissão	Água Vermelha	Nova Avanhadava
Informações gerais							
Rio	Paraná	Tietê	Paraná	Tietê	Tietê	Grande	Tietê
Ano de fechamento	1982	1962	1968	1969	1974	1978	1982
Área (km ²)	1350	334	352	114	530	644	217
Tempo de residência (dias)	40	90,3	6,9	21,6	134,1	62,1	45
Riqueza de espécies	100	70	46	53	54	59	59
Pesca artesanal							
Rendimento anual (t ano ⁻¹)	1.600	229	166	42	173	184	43
Captura por unidade de esforço (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	12	7	4,7	3,7	3,3	2,9	2
Número de espécies nos desembarques	52	39	38	46	48	34	45
Composição do desembarque da pesca comercial (%)							
Espécies introduzidas	20,1	28,3	16,2	25,9	23,8	43,4	34,9
<i>Plagioscion squamosissimus</i> – curvina	20,1	28,3	11,9	25,4	23,8	30,8	34,7
<i>Cichla monoculus</i> – tucunaré	–	–	4,3	0,5	0,02	2,9	0,2
<i>Oreochromis</i> + <i>Tilapia</i>	–	–	–	–	–	9,7	–
Espécies nativas	79,9	71,7	83,8	74,1	76,2	56,6	65,1

A pesca esportiva ou recreativa é exercida, principalmente, nos finais de semana, com ou sem embarcação e utilizando-se anzol e linha. Reconhecida pela denominação 'pesca amadora' pelos órgãos ambientais, esta categoria inclui a pesca realizada: (i) apenas por lazer, com o emprego da modalidade "pesque e solte", sendo que, neste caso, os pescadores preferem ser denominados pescadores esportivos e têm atuação marcante nos torneios de pesca; e (ii) pesca com fins de lazer, porém, com a retirada do pescado e sua destinação para o consumo, doação ou venda do excedente. Os torneios anuais são

freqüentes em reservatórios. Apenas no reservatório de Itaipu são realizados mais de dez a cada ano. Alguns deles chegam a envolver mais de 800 pescadores (Desafio da Pesca da Curvina, Missal, PR; Nupelia-Itaipu Binacional, 2004). As principais espécies capturadas são as introduzidas: a curvina *P. squamosissimus* e o tucunaré *Cichla monoculus* (Spix, 1831), seguidos pela piapara *Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1836), em áreas de transição reservatório-río. Embora a captura por unidade de esforço seja, em geral, baixa, o grande número de pessoas envolvidas torna o desembarque da pesca amadora altamente relevante. No reservatório de Itaipu, as capturas de curvina podem chegar a 190 t ano⁻¹, correspondendo a 27% do total desembarcado da espécie em todas as pescarias.

As ações ambientais e sua conceituação

A despeito de a pesca em reservatórios constituir importante atividade econômica e fonte de proteína para a alimentação humana em várias regiões do País e, portanto, requerer um gerenciamento para que possa se sustentar como tal, a escassez de informações fidedignas não permite uma avaliação adequada dos recursos e a tomada de medidas racionais de manejo (Agostinho, 1994; Okada et al., 1997).

As ações de manejo dos recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil historicamente restringiram-se à estocagem, muitas vezes com espécies alóctones, ao controle da pesca e à instalação de mecanismos de transposição. Nas últimas décadas verificou-se importante tendência nessa área com o abandono de práticas de manejo baseadas na tentativa e erro, particularmente, aquelas relativas à estocagem de espécies alóctones. O enfoque predominante, atualmente, é dos levantamentos, estudos, repovoamento e acompanhamento dos desembarques pesqueiros. Essa tendência se refletiu nas discussões realizadas no setor hidrelétrico 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 (Seminários..., 1995).

Infelizmente, as recentes políticas governamentais de incremento massivo à produção de pescado nas águas públicas, especialmente em reservatórios, têm levado a um retrocesso nessas discussões, sendo que algumas concessionárias voltaram a práticas de manejo sabidamente inadequadas, tanto na perspectiva ambiental como socioeconômica.

De qualquer maneira, as ações de manejo sempre foram executadas de forma estanque e não vinculadas a um planejamento global. Além disso,

levantamentos, estudos e monitoramento são termos ainda confusos, não apenas no setor hidrelétrico, mas também nos órgãos de controle ambiental, sendo, muitas vezes, tomados como termos similares. Essa confusão terminológica deixa de ser mera questão de semântica quando se pretende estabelecer uma estratégia para a mitigação de impactos e conservação dos recursos pesqueiros. A clareza de seu significado é relevante para o planejamento das ações ambientais, uma vez que têm caráter seqüencial e relações de pré-requisitos.

Os *levantamentos* são atividades mais relacionadas ao diagnóstico ambiental e/ou dos recursos. Consiste na coleta de informações quali-quantitativas por meio 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 de pesca, as relações entre eles e as mudanças induzidas pelo empreendimento são as principais metas dessa abordagem. É uma fase que deve anteceder a elaboração do plano de manejo e ir muito além de uma simples listagem de espécies, como, geralmente, é entendido nos estudos de relatório de impactos ambientais.

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, pressupõem a formulação prévia de hipóteses e a obtenção de dados estatisticamente testáveis. A necessidade de estudos pode ser indicada nas fases de elaboração do plano de manejo ou de sua execução. É parte integrante e fundamental do manejo adaptativo proposto por Walters & Hilborn (1976), que consiste na manipulação deliberada do esforço de pesca ou de outros fatores que controlam os estoques, visando ao entendimento de seus efeitos.

O *monitoramento*, por outro lado, 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: avaliar a eficácia de uma medida de manejo, identificar situações incorretas de uso da bacia ou dos recursos naturais e detectar alterações incipientes resultantes de interações complexas ou de natureza estocástica no sistema. O monitoramento, necessariamente, deve seguir as ações de manejo por sua importância ecológica (toda a 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 tenha claro o seu propósito (qual o objetivo do monitoramento?), procedimentos (como pode ser alcançado o objetivo?) e método de análise (como serão analisadas as informações?).

Finalmente, o *manejo* consiste na implementação de medidas sobre um sistema, visando a otimizá-lo conforme um dado objetivo. Sua interpretação, no que concerne aos recursos pesqueiros, tem sido motivo de discussões na literatura especializada. Entendido, inicialmente, no contexto do controle da pesca e originado como contraposição à crença difundida no final do século passado de que os recursos pesqueiros eram inexauríveis (Huxley, 1883, citado por 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 & Decker (1993), 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.

Natureza do manejo

Em grandes corpos de 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 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 de limiares demográficos e genéticos que são críticos à reprodução e aos processos evolutivos necessários à sua existência em longo prazo. Nesse contexto, destruição, contaminação ou fragmentação do habitat, exploração excessiva, endocruzamento e hibridação são aspectos de maior relevância. Apesar de o manejo conservacionista focar população ou populações de uma ou algumas espécies em vias de extinção, a visão da comunidade 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 a 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.

Em reservatórios hidrelétricos, onde impactos negativos sobre a diversidade biológica são componentes inevitáveis de sua formação, o manejo, por questão ética, não deve ser calcado apenas no incremento da produção pesqueira. Sua administração deve ter compromissos com a recomposição e a manutenção da diversidade (Agostinho, 1994). Nessa perspectiva, deve-se considerar que qualquer tipo de pesca, incluindo a mais seletiva (baseada em uma espécie), promove alteração no ecossistema (King, 1995). Estima-se que cerca de 20% das 7.000 espécies de peixes de água doce existentes no planeta estejam ameaçadas ou extintas (Matthews, 1998; McAllister, 1999), tendo como fatores determinantes: alterações de habitat, introdução de espécies e exploração, sendo que o primeiro é o principal impacto dos represamentos e os demais estão relacionados a práticas equivocadas de manejo. A pesca representa um dos usos da biodiversidade e há necessidade de que ela seja sustentável. O caráter pouco seletivo das pescarias com redes em reservatórios pode ter implicações relevantes nos estoques de espécies de interesse secundário ou de menor tamanho, podendo levá-los a extinções locais.

Entretanto, o manejo não deve lidar apenas com as saídas dos estoques, mas, também, fortalecer as entradas por meio de medidas que viabilizem a reprodução, aumentem as taxas de sobrevivência, especialmente dos jovens, e incrementem a capacidade biogênica do ambiente. Nesse contexto, as ações de manejo devem extrapolar os limites do ambiente represado. Essas medidas são, muitas vezes, mais eficientes se dirigidas a áreas críticas situadas em pontos externos ao reservatório, nas quais muitas espécies desovam e têm seus desenvolvimentos iniciais.

O manejo dos recursos naturais, entretanto, é um tema cuja história está cheia de erros espetaculares e cujos praticantes raramente mudam suas abordagens em resposta a experiências passadas (Ludwig et al., 1993). Esses erros são, em geral, conseqüências inevitáveis da contradição entre as aspirações humanas (sem limites na exploração) e sua capacidade em alcançá-las (recursos limitados) (Ludwig et al., 1993). A falta de informação sobre o sistema a ser manejado, a ausência ou inadequação do monitoramento e a elevada variabilidade natural na abundância dos recursos são os principais problemas que afetam a eficiência do manejo (Agostinho & Gomes, 1997; Agostinho et al., 2004b). Por outro lado, a comodidade no uso de medidas que agradam ao senso comum, nem sempre correto, explica a resistência em abandonar técnicas e procedimentos comprovadamente ineficazes.

A legislação e o manejo

A preocupação com os efeitos das barragens na movimentação de peixes ao longo dos rios foi a primeira importante motivação manifestada pelo Estado para a proteção dos recursos pesqueiros. O sucesso das escadas de peixes na transposição de cardumes de salmão na América do Norte estimulou os legisladores brasileiros a produzirem o primeiro documento legal importante relacionado ao assunto no Brasil. Isto é, a Lei nº 2250, do Estado de São Paulo (28/12/1927), que em seu Artigo 16 tornava obrigatória a instalação de escadas para transposição de peixes em todas as barragens daquele Estado. A partir de então outros documentos ligados à proteção da fauna aquática foram produzidos. Em 1934, por exemplo, uma lei federal ampliou a obrigatoriedade das escadas para o País. Em 1938, nova lei determinava que as barragens deveriam ter mecanismos que permitissem a preservação da ictiofauna, pela construção de escada de peixes ou estação de piscicultura. Dado os resultados insatisfatórios das escadas, as concessionárias hidrelétricas passaram a construir essas estações e a contratar pessoal afeto à piscicultura. Em 1967, o Decreto-Lei nº 221 (28/2/1967) delegou à Superintendência para o Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE) a tarefa de determinar o melhor mecanismo para a proteção da fauna aquática. A SUDEPE, que tinha por principal finalidade o desenvolvimento da aqüicultura, tornou obrigatória, por intermédio da Resolução 46 (27/1/1971), a construção de uma estação de piscicultura em cada sub-bacia, onde reservatórios fossem construídos (Alzuguir, 1994). A partir da criação do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA – Lei 6.938/81) e da instituição da obrigatoriedade do Relatório de Impactos Ambientais, em 1983 – que deveria incluir levantamentos da área, descrição das ações propostas e alternativas, identificação, análise e predição dos principais impactos positivos e negativos –, a decisão em relação às ações de mitigação de impactos passou a ser prevista nesse documento.

A atividade de pesca é regulada desde 1967 em relação aos locais, épocas, aparelhos de captura e esforço empregados por pescadores, que também necessitam de licença para o exercício da atividade. Além disso, regras mais restritivas são publicadas anualmente para controlar a pesca durante a piracema, tanto em nível federal (rios de divisas estaduais e limítrofes) quanto estadual (corpos d'água dentro da unidade da federação). A fiscalização é feita pelas agências ambientais dos Estados, em colaboração com a agência federal.

Ações de manejo

Ações relacionadas ao manejo da pesca não são frequentes no Brasil e, quando aplicadas, usualmente não são avaliadas por monitoramento (Agostinho et al., 2004b). Até a década de 1950, como visto anteriormente, o objetivo

principal dos programas de manejo era assegurar a migração de peixes em rios de pequena ordem, nos quais a maioria das hidrelétricas era construída. A conservação das espécies migradoras e a conseqüente manutenção da biodiversidade estavam implícitas nessas ações, porém, os programas, por problemas técnicos ou de concepção, não funcionavam. Durante as décadas seguintes, o objetivo mudou para o aumento no rendimento pesqueiro por meio da estocagem de espécies exóticas e nativas, com predomínio inicial das primeiras em razão da dificuldade na obtenção de alevinos das nativas. A aquicultura, embora não sendo uma atividade ligada ao manejo de recursos pesqueiros de grandes reservatórios, foi considerada durante décadas nesse contexto, com o argumento de que a produção de pescado reduziria a pressão sobre os estoques naturais. Tentativas de criação de peixes em tanques-rede instalados em reservatórios já ocorriam na década de 1970 (Reservatório Capivari Cachoeira – COPEL). Finalmente, o controle da pesca, uma atividade tipicamente de manejo, é tradicional em reservatórios. A partir da metade dos anos 90, essas iniciativas começaram a ser avaliadas e questionadas quanto à eficácia. Discute-se a seguir cada uma delas.

Mecanismos de transposição

Embora a primeira escada de peixes da bacia do rio Paraná tenha sido construída no início do século XIX (reservatório de Itaipava, rio Pardo, 1911), a construção desses mecanismos de transposição ganhou impulso a partir de sua exigência legal, ou seja, 1927. A escada na barragem de Cachoeira das Emas, no rio Mogi-Guaçu foi a mais famosa em razão dos estudos realizados por Godoy (1975). Construída no início da década de 1920, começou a funcionar com eficiência apenas após reforma realizada em 1927 (Godoy, 1985). Mais de dez escadas de peixes foram construídas em pequenos rios até 1960. Infelizmente, nenhuma avaliação sistemática e abrangente de sua efetividade como ferramenta de manejo foi realizada. Mais recentemente, outros mecanismos de transposição foram instalados em reservatórios da bacia do alto rio Paraná, destacando-se os elevadores de peixes no reservatório de Porto Primavera (rio Paraná, CESP, operado a partir de 1999) e de Funil (rio Grande, CEMIG, concluído em 2001) e o canal de migração em Itaipu (rio Paraná, Itaipu Binacional, operado a partir de 2003). A avaliação da eficiência dessas estruturas ainda é preliminar. Entretanto, em relação aos elevadores pode-se afirmar que, mais que escadas, eles são concebidos apenas para deslocamentos ascendentes e já foram verificados alguns problemas com mortalidade durante sua operação, atribuídos ao acesso massivo de peixes à estrutura elevatória e mortes por compressão.

Os poucos estudos existentes referem-se à habilidade dos peixes transporem as escadas, sem maiores preocupações com o que ocorre depois, inclusive a possibilidade de impactos negativos sobre a ictiofauna regional. Mesmo assim, os resultados até agora disponíveis são contraditórios, sendo considerados positivos por Godoy (1957, 1975) na escada de Cachoeira das Emas, destinada a superar um desnível de apenas três metros, e por Borghetti et al. (1993, 1994) na escada experimental de Itaipu (27,3 m de desnível). Godinho et al. (1991), em estudos realizados na escada de Salto Morais, rio Tijuco, consideraram-na restritiva a várias espécies. As diferenças nas conclusões acerca da ascensão dos peixes pelas escadas são decorrentes do que consideram ser eficiente. Assim, alguns autores consideraram como critério para a eficiência o número de peixes que as transpõem, enquanto outros levam em consideração a seletividade por elas imposta às espécies presentes a jusante.

A forte seleção de espécies pela escada é um fato extensivo a todas as escadas já avaliadas na bacia do rio Paraná, visto que as espécies respondem de maneira distinta às vazões de atração e possuem capacidades diferentes de deslocamentos (Tabela 2.2). As escadas são instrumentos úteis de manejo quando se pretende a transposição de indivíduos de uma ou algumas espécies selecionadas, como o salmão no Hemisfério Norte. As implicações da retirada seletiva de peixes de jusante e a adição a montante sobre a estrutura das comunidades ainda são desconhecidas. Entretanto, são esperados impactos negativos decorrentes de um intenso fluxo de algumas espécies. Outro aspecto relevante é que, na maioria dos casos analisados, mais de 70% dos indivíduos transpostos são de três a quatro espécies e, raramente, em reprodução (Fernandez, 2000; Fernandez et al., 2004).

Entretanto, para que a transposição tenha significado na conservação das populações ou estoques, os peixes migradores, uma vez no reservatório, (i) devem alcançar áreas apropriadas à desova e efetivá-la; (ii) os ovos e larvas devem derivar até ambientes propícios ao desenvolvimento inicial; e (iii) os adultos que ascenderam e a parte da coorte gerada devem alcançar os segmentos a jusante (Agostinho et al., 2002).

Não há dúvida de que os grandes peixes migradores podem transpor escadas e outros mecanismos, dependendo da adequacidade do desenho da estrutura (Quirós, 1988; Convênio SECYT, 1996; CESP, 2000). Também a capacidade de um peixe continuar a migração ascendente depois da transposição foi demonstrada por Agostinho et al. (1993, 1994b) por meio de marcações e recaptura. Os aspectos mais críticos referem-se à existência e à adequacidade das áreas remanescentes a montante para a desova, especialmente em bacias ocupadas por cadeias de represas, como é o caso do rio Paraná.

Tabela 2.2 Seletividade específica das escadas de peixes em cinco reservatórios nos quais elas foram monitoradas.

Reservatório	Número de espécies a jusante	Número de espécies na escada*	%	Fonte
Itaipu (escada experimental)	68	28	42%	Fernandez (2000)
Porto Primavera	80	21	26%	CESP (2003)
Canoas I e II	155**	42***	27%	Duke Energy (2002)
Lajeado	169	63	37%	Pereira (2004)

* Número de espécies registradas na escada, não implicando necessariamente na transposição.

** Número de espécies na bacia do rio Paranapanema.

*** Número refere-se a ambas as escadas

Caso os tributários a montante tenham condições apropriadas à desova e ela efetivamente ocorra, outras questões seriam pertinentes. Qual a mortalidade a que ovos e larvas dessas espécies estariam submetidos durante sua deriva pelas águas transparentes e lênticas do reservatório? As espécies migradoras desovam durante o período de chuvas, quando as águas turbidas contribuem para reduzir a mortalidade por predadores visuais (Agostinho et al., 2003). Os ovos das espécies migradoras, que requerem alguma movimentação da coluna d'água para que permaneçam em suspensão (necessária para a renovação do oxigênio no seu micro-habitat), não decantariam, sofrendo os efeitos da baixa oxigenação e siltação? A distribuição de ovos e larvas acima da barragem de Lajeado, que ainda comporta um trecho livre relevante de rio a montante, mostra tendência de redução drástica na densidade de ovos e larvas ao chegar ao reservatório (Carlos S. Agostinho – UFT, comunicação pessoal).

Na hipótese de as larvas alcançarem a barragem, a transposição para jusante pode se constituir em fonte adicional de mortalidade. Como esses organismos têm baixa ou nenhuma capacidade de movimentação ativa, dependendo do estágio de desenvolvimento, não é razoável propor qualquer medida baseada em comportamento para desviá-las da tomada d'água da turbina ou vertedouro para a escada. Sua fragilidade e tamanho não permitiriam o uso de barreiras mecânicas (telas) com o mesmo propósito, sob pena de entupimento das malhas ou a sua maceração pela força da corrente nas imediações da tomada d'água. Nesse contexto, é difícil conceber a possibilidade de que a parte do estoque de peixes migradores transpostos a montante para a desova possa contribuir com o recrutamento de novos indivíduos aos trechos a jusante.

O retorno dos indivíduos que transpuseram a escada é, também, uma restrição à efetividade da transposição como recurso à conservação da ictiofauna. Embora não haja estudos consistentes sobre o assunto, é esperado que a seleção na transposição a jusante seja ainda maior que aquela a montante, visto que espécies migradoras, em geral, preferem ambientes lóticos durante a maior parte do ciclo de vida, fato que contrasta com as condições mais internas dos reservatórios. O acúmulo de predadores na saída da escada é considerado por Pereira (2004) um fator que restringe o trânsito das espécies para montante e leva ao acúmulo de peixes no topo da escada de Lajeado, sendo, também, importante restrição aos movimentos descendentes.

Controle da pesca

A pesca é controlada por licenças, restrições de equipamentos, tamanhos de malhas de rede, limites de comprimento de peixes e restrições quanto à época de pesca. Licenças são necessárias para a pesca artesanal (profissional) e esportiva e são expedidas pelo Ministério da Agricultura. Equipamentos e tamanhos de malha são regulados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) por meio da Instrução Normativa nº 36/04. De acordo com esse documento é permitido nos reservatórios o uso de redes de emalhar com tamanhos de malhas superiores a 80 mm entre nós opostos. Tarrafas com tamanhos de malhas superiores a 70 mm também são permitidas, além de espinhéis de fundo com 30 anzóis cada. Regulamentações mais específicas quanto a locais e época de pesca são publicadas anualmente.

O controle da pesca tem por objetivo proteger os estoques de peixes da sobrepesca e promover melhor distribuição dos recursos entre os usuários (Noble & Jones, 1993). Pelo fato de ser considerado uma opção barata e de manejo fácil, visto que é entendido apenas como regulamentação, ele tem forte apelo ao senso comum e muitas vezes é escolhido em substituição a outros, o que representa uma forma equivocada de gerenciamento do recurso. Ele deve ter caráter complementar a outras ações de manejo e não pode substituí-las. Além disso, requer grande investimento se conduzido da forma adequada, ou seja, com o ordenamento da pesca, a regulamentação e a fiscalização baseadas em informações do sistema, com consulta aos atores envolvidos, divulgação adequada e o necessário monitoramento dos resultados.

As falhas no controle da pesca se devem, em grande parte, à insuficiência de recursos humanos e financeiros para a fiscalização, mas também ao fato de os pressupostos básicos de uma ação com implicações socioeconômicas serem ignorados, ou seja, fundamentação, objetivos claros, participação e comunicação (Agostinho et al., 2004b). É necessário, tanto na regulamentação como na

fiscalização, considerar, além dos aspectos bioecológicos, as percepções dos pescadores, os impactos econômicos e sociais decorrentes e a habilidade da fiscalização em se comunicar e fazer cumprir os regulamentos.

A interdição temporal da pesca (defeso ou piracema), que visa a proibir a atividade em períodos críticos (época de desova, sobrepesca, migração, etc.), deve ser realizada com base no conhecimento prévio desses períodos, devendo ser iniciada e terminada conforme recomendar o monitoramento. É freqüente que o período de defeso, em razão de variações anuais intraespecíficas, seja estabelecido fora do período crítico. A interdição espacial, geralmente concebida para proteger os estoques onde são mais vulneráveis à pesca, requer conhecimento preciso da distribuição e do ciclo de vida dos estoques a proteger. A proibição de aparelhos de pesca requer o monitoramento dos estoques e a avaliação de suas seletividades, enquanto o controle do tamanho do pescado só faz sentido se baseado no conhecimento do ciclo de vida das espécies, especialmente suas taxas de mortalidade natural. Eventualmente, a proibição da captura de exemplares de grande porte ou de tamanhos intermediários poderia ser mais racional. Já o controle no esforço de pesca, realizado por meio de restrições ao ingresso à pesca ou à quantidade de equipamentos, exige o monitoramento do estoque e dos desembarques.

Embora o controle da exploração pesqueira seja necessário, a fiscalização deve se estender a outras atividades desenvolvidas na bacia, como a manipulação do nível e a deterioração dos locais de desova e os criadouros naturais por práticas agrícolas ou industriais inadequadas (Noble & Jones, 1993). Faz parte do senso comum considerar que os pescadores são os principais responsáveis pela depleção dos estoques, tirando o foco daquelas atividades que alteram áreas críticas à renovação dos estoques localizados, em geral, fora do reservatório. De qualquer modo, as restrições impostas à pesca em reservatórios do rio Paraná reduzem substancialmente o esforço de pesca, diminuindo a pressão da exploração sobre os estoques.

Estocagem

A estocagem foi outra ferramenta intensamente usada em reservatórios do rio Paraná nos últimos 40 anos. Essa técnica de manejo foi considerada uma alternativa às escadas de peixes, consideradas ineficientes e caras. Entretanto, a opção por essa forma de manejo, especialmente pelo fato de visar ao rendimento da pesca e envolver espécies alóctones, mudou os paradigmas envolvidos nas decisões de mitigação de impactos de represamento, como o de conservação dos recursos naturais implícitos na construção de escadas.

O enfoque do manejo em reservatórios, por constrangimento imposto pelo órgão federal que cuidava do desenvolvimento da pesca (SUDEPE), levou à construção de diversas estações de piscicultura na bacia do rio Paraná. Esperava-se que, com a construção das estações e a conseqüente estocagem, a pesca em reservatórios melhoraria. As dificuldades técnicas para produzir alevinos de espécies nativas levaram os técnicos a escolherem, inicialmente, espécies não-nativas. Mais de 20 espécies foram introduzidas durante 1970-1990 nos reservatórios do sul e sudeste do Brasil (Agostinho et al., 2000). Embora espécies não-nativas ainda sejam estocadas, essa tendência tem diminuído nos últimos anos.

Muitas tentativas de obter populações auto-sustentáveis a partir da estocagem não tiveram sucesso. Somente espécies introduzidas, oriundas da bacia Amazônica, como o *P. squamosissimus* e *C. monoculus*, ambos piscívoros, foram bem-sucedidas, além de *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), da África, abundante somente nos reservatórios de Água Vermelha e, mais recentemente, de Barra Bonita (CESP, 1996). *P. squamosissimus* é o predador mais abundante nos grandes reservatórios da bacia, enquanto o sucesso na colonização de *C. monoculus* depende da presença de vasta área litorânea e nível de água estável (Agostinho et al., 1999b), pois essa espécie prefere locais rasos e próximos à margem para reprodução, onde ela desenvolve seu cuidado parental (Williams et al., 1998).

Entretanto, o impacto dessas espécies na biodiversidade e sobre os outros estoques de peixes não é bem conhecido. Estudos conduzidos no reservatório de Itaipu mostraram que *P. squamosissimus* preda mais de 50 espécies de peixes (Hahn et al., 1997), especialmente jovens de *H. edentatus* – a principal espécie na pesca artesanal daquele reservatório. Santos et al. (1994) analisaram o impacto de dois piscívoros introduzidos (*Cichla ocellaris* = *C. monoculus* e *P. squamosissimus*) sobre o zooplâncton e os peixes-presa, em reservatórios do rio Grande (bacia do alto rio Paraná). Esses autores concluíram que essas espécies promovem aumento no zooplâncton e decréscimo na abundância de espécies-presa.

As constantes falhas dos programas de estocagem com espécies exóticas, facilmente detectadas pela ausência, no ambiente, da espécie considerada, levaram as companhias hidrelétricas a desenvolverem tecnologias e programas de estocagem com espécies nativas. Essa tendência começou a partir da década de 1980 e continua ainda hoje. Entretanto, a avaliação da eficiência das estocagens ainda é incipiente, bem como os possíveis impactos relacionados à baixa qualidade genética das matrizes que, geralmente, caracteriza algumas estações de pisciculturas brasileiras (Toledo Filho et al., 1991).

Os dados do rendimento da pesca comercial e do esforço de estocagem (número de peixes estocados) em seis reservatórios operados pela Companhia Elétrica do Estado de São Paulo (CESP) (Torloni et al., 1993; CESP, 1996) revelam a ausência de relação entre essas variáveis (Figura 2.2). Apesar desses resultados, a estocagem ainda é a principal estratégia de manejo usada pelas companhias hidrelétricas, agências ambientais e, também, pelos diversos usuários do recurso. Como a estocagem tem grande aprovação da população, sendo difícil perceber que estas podem ser impactantes ou inócuas, essas ações têm forte apelo político. Assim, interesses eleitorais têm determinado a continuidade de programas de estocagem mesmo diante de resultados pífios da maioria deles. Fato similar é registrado em outros países, como a Tailândia, onde, segundo De Silva (1987), a estocagem é feita por razões políticas e não para a melhoria dos estoques.

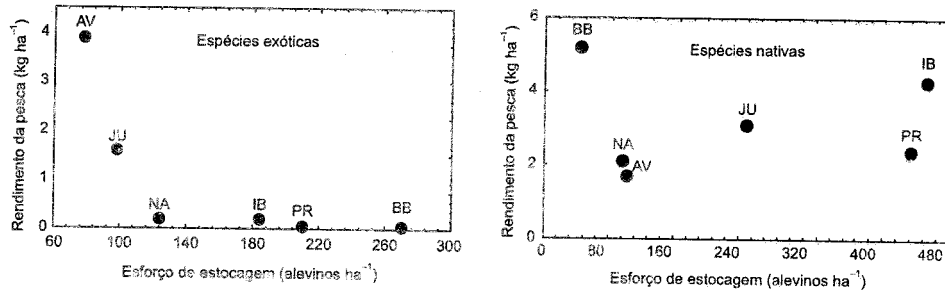


Figura 2.2 Relação entre o rendimento da pesca artesanal e o esforço de estocagem (número de alevinos por hectare) durante 15 anos em 6 reservatórios localizados na bacia do alto rio Paraná. Estocagem feita com espécies nativas e não-nativas (Fonte: CESP, 1996 – Reservatórios: AV = Água Vermelha; JU = Jupia; NA = Nova Avanhandava; IB = Ibitinga; PR = Promissão; BB = Barra Bonita).

Estocagens são, entretanto, realizadas com relativo sucesso em reservatórios de muitos outros países. Quirós (1999) avaliou a resposta dada pelos recursos pesqueiros à intensidade de estocagem em 700 corpos de água de regiões tropicais e temperadas (em sua maioria rasa), submetidos a esforço de estocagem extraordinariamente maior que aquele utilizado nos reservatórios do rio Paraná. Os grandes reservatórios da bacia do rio Paraná (> 100 km²) têm seu rendimento pesqueiro próximo ao encontrado por esse autor em todo o mundo (em geral, menor que 10 kg ha⁻¹ ano⁻¹). Maiores rendimentos foram registrados em reservatórios pequenos ou médios, porém, com altas estocagens de rotina e fertilização artificial.

A intensidade de estocagem é, portanto, fundamental. Em reservatórios tropicais, boas respostas (em pequenos e médios reservatórios) foram obtidas

com densidade de estocagem entre 500 e 800 indivíduos por ha ano⁻¹. Nos reservatórios do rio Paraná, as densidades máximas utilizadas chegaram a 30 indivíduos por hectare, sendo este valor considerado historicamente extraordinário. Uma estimativa do número de alevinos para produzir alguma resposta em um reservatório como o de Furnas estaria entre 72 e 115 milhões de indivíduos por ano, supondo-o tão produtivo como um pequeno reservatório. Dessa maneira, os esforços de estocagem de grandes reservatórios são claramente ineficazes.

Cultivo de peixes

A aqüicultura em ambientes confinados não é uma atividade relacionada ao manejo, mas seu desenvolvimento é considerado pelas agências ambientais brasileiras e companhias hidrelétricas uma alternativa para reduzir a pressão sobre os estoques naturais e gerar trabalho para os pescadores artesanais, que têm suas atividades alteradas pela diminuição dos estoques. É praticada em tanques ou açudes de terra, geralmente próximos a rios, ou em tanques-rede em ambientes lênticos e semilênticos, especialmente reservatórios. Este último vem sendo estimulado pelas políticas públicas, como parte das atividades da Secretaria Especial da Pesca no Programa Fome Zero, do Governo Federal.

É bom lembrar que a aqüicultura é considerada o mecanismo mais importante para a dispersão de espécies exóticas (Welcomme, 1988; Agostinho & Júlio Jr., 1996). Os levantamentos conduzidos por Orsi & Agostinho (1999) em tanques de piscicultura localizados ao longo do rio Paranapanema, durante a cheia catastrófica de janeiro de 1997, mostrou que mais de 1.292.000 peixes adultos escaparam. Entre as espécies que escaparam (dez exóticas, uma nativa e um híbrido), as mais abundantes foram *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) (África, 656.000 indivíduos), *O. niloticus* (África, 315.000), *P. mesopotamicus* (nativa, 93.500), *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) (Ásia, 76.000), *Leporinus macrocephalus* (Garavello & Britski, 1988) (rio Paraguai, 74.000) e *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) (América do Norte, 19.000). O desastre foi atribuído à ocupação ilegal das áreas de preservação permanente dos rios e à falta de cuidados básicos para evitar o escape. Estudos conduzidos antes e depois dessa introdução massiva revelaram elevação de duas a sete vezes na ocorrência do parasita *Laernea cyprinacea* (Linnaeus), introduzida no Brasil com a carpa húngara, em espécies nativas no ambiente natural (Gabielli & Orsi, 2000).

Essa situação é ainda mais complicada quando se considera a disseminação da prática de cultivo em tanques-rede em reservatórios do alto rio Paraná. Apesar de o uso de espécies exóticas ser proibido se a espécie-alvo não for considerada estabelecida no ambiente (Decreto Federal 2869, de 9/12/1998),

há uma interpretação equivocada do termo “estabelecida”. Ou seja, há uma interpretação tendenciosa e não respaldada em qualquer texto básico de dinâmica de populações, levando os órgãos de fomento a considerar como “estabelecida” espécies cujas capturas são raras. Assim, o uso ilegal de espécies exóticas em tanques-rede está amplamente disseminado na bacia (Agostinho et al., 1999c).

Embora a rentabilidade do cultivo em tanques-rede em pequena escala ainda careça de comprovação experimental e isenta, este vem se difundindo, inclusive com o uso de espécies exóticas, na bacia do rio Paraná, contando com forte apoio e subsídio à produção pelos órgãos de fomento e algumas concessionárias hidrelétricas.

De modo geral, os problemas operacionais básicos enfrentados com esse tipo de cultivo em reservatórios brasileiros são: (i) as variações de níveis, especialmente as aleatórias, que podem deixar os tanques fora da água em algumas ocasiões; (ii) os ventos fortes e a formação de marolas, que podem danificar as estruturas de cultivo; (iii) o domínio tecnológico insuficiente sobre o cultivo de espécies nativas, visto que o uso de espécies exóticas representa ameaças de introduções ilegais; (iv) os impactos ambientais prováveis; e, mais recentemente, (v) as incrustações com o mexilhão-dourado *Limnoperna fortunea* que se encontra em dispersão pela bacia. As incrustações levam a um aumento do peso das estruturas, podendo resultar em seu afundamento, redução nas aberturas das malhas, com a decorrente diminuição na circulação da água que afeta o desenvolvimento dos peixes cultivados, e aumento nos custos de manutenção (Figura 2.3).

Tendo por base as informações colhidas de outros continentes, a aquíicultura em tanques-rede, ao ser planejada, deverá considerar os seguintes impactos sobre o ambiente e demais usos (Beveridge, 1984, 1996):

Localização e estrutura física: as áreas tecnicamente mais favoráveis à instalação dos tanques-rede são aquelas não muito profundas (geralmente litorâneas), protegidas de ventos e correntes. Esses locais são os de mais fácil acesso por terra e, portanto, sujeitos à ação de vândalos e furtos. Geralmente, são os mais utilizados na pesca para a passagem das embarcações e desembarque, devendo ser considerada a possibilidade de conflitos entre pescadores e a atividade de cultivo. Além disso, são as mais afetadas pela operação da barragem, especialmente em reservatórios com amplas zonas de depleção de cotas. A presença dos tanques-rede altera, também, os padrões de circulação local da água, com reflexos no transporte de oxigênio, sedimento, plâncton e larvas de peixes.

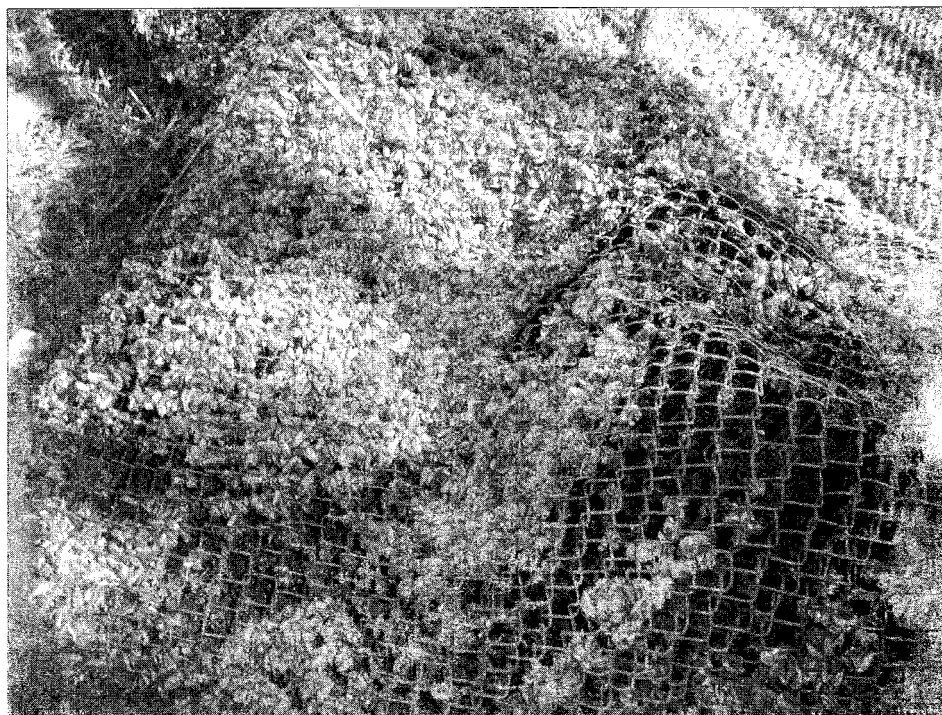


Figura 2.3 Tela de tanque-rede com massivas incrustações pelo mexilhão-dourado *Limnoperna fortunei* (cortesia de Edson K. Okada).

Alterações na qualidade do habitat e na biota: o fato de os efluentes dos tanques-rede não poderem ser tratados implica grandes entradas de nutrientes (restos de alimento e excrementos), levando a problemas localizados com a eutrofização das águas. Para ter idéia da dimensão do problema, na produção de uma tonelada de tilápia, cerca de 97 kg de nitrogênio não são absorvidos (quantidade que pode ser superior, dependendo da concentração da ração utilizada). Considerando duas despesas por ano, cerca de 200 kg de nitrogênio são adicionados ao ambiente (Beveridge, 1996). Este e outros nutrientes, como o fósforo, podem levar a processos de eutrofização, inclusive com afloração de cianofíceas tóxicas, afetando, além do próprio cultivo, os estoques nativos, visto que as áreas litorâneas dos reservatórios constituem locais de abrigo e alimentação das formas iniciais de desenvolvimento de várias espécies de peixes e de reprodução de outras. A atração que os alimentos fornecidos aos peixes em cativeiro exercem sobre a fauna nativa leva a grandes concentrações de animais na área cultivada (peixes, aves e mamíferos aquáticos). Altas concentrações desses animais elevam os níveis da predação, aumentam os riscos

de avarias por animais às telas dos tanques-rede (mustelídeos), aumentam a incidência de parasitas (pela maior probabilidade de fechamento de ciclo de vida) e atraem pescadores (gerando conflitos).

Introdução de espécies: os escapes de peixes dos tanques-rede são inevitáveis, visto que suas malhas são altamente suscetíveis a danos provocados por vendavais, predadores e objetos flutuantes. Assim, o cultivo de espécies exóticas pode representar alto risco aos estoques locais. Embora o decreto que regula os usos de águas públicas vede a criação de espécies exóticas nos tanques-rede, essa é uma prática comum nas áreas em que eles foram instalados. Mesmo no reservatório de Itaipu, onde o controle do uso dos recursos hídricos é mais efetivo, o baixo rendimento obtido com espécies nativas nos tanques-rede levou pelo menos um aqüicultor a substituir clandestinamente a espécie nativa por uma exótica, com a justificativa de que o investimento fora alto e que necessitava de retorno mais efetivo. Além disso, a possibilidade de instalação de doenças introduzidas com as espécies de cultivo é elevada, em razão das altas densidades de organismos dentro e fora dos tanques.

A literatura especializada mostra, ao lado de aspectos economicamente positivos, resultados desastrosos nessa modalidade produtiva em águas públicas. Assim, o uso das águas públicas deve ser planejado e monitorado para que problemas de conflitos de interesses e ambientais sejam detectados a tempo de serem atenuados.

Lições aprendidas

Apesar de os programas de monitoramento serem recentes, o baixo rendimento da pesca nos reservatórios da bacia do rio Paraná (Petrere & Agostinho, 1993; CESP, 1996; Gomes & Miranda, 2001) e a virtual ausência de espécies de grande porte nas partes superiores dessa bacia, onde algumas das ações de manejo foram empregadas (Agostinho et al., 1994a), indicam que os resultados das ações de manejo não foram satisfatórios. Além da falta de conhecimento sobre o sistema, a inexistência de diretriz consistente, a ausência de planejamento global e o caráter difuso dos objetivos contribuíram para esses resultados. Ações isoladas, sem adequada fundamentação teórica e motivadas por interesses eleitoreiros, parecem caracterizar as decisões de manejo. Discutem-se, neste tópico, as principais premissas que devem ser observadas para cada uma das ações de manejo vigentes, tendo por base os resultados já obtidos.

Mecanismos de transposição: na maioria dos casos, os mecanismos de transposição não constituem instrumentos válidos para a conservação dos estoques. As exceções estão restritas aos casos em que eles são construídos

com o objetivo de permitir o fluxo gênico de populações com amplo *home range*, fragmentadas pela barragem. Nesses casos, essas transposições devem ser controladas, suportadas por estudos genéticos que indiquem a necessidade e levadas a cabo apenas se os trechos de rio a montante ou em tributários laterais comportarem áreas de desova, criadouros naturais e áreas de alimentação. É importante lembrar que se as condições de renovação dos estoques estão instaladas (áreas de reprodução e desenvolvimento inicial, capacidade biogênica, etc.), as populações tendem a aumentar até o limite de sua capacidade de suporte, reservando-se as transposições para sua preservação genética. Deve-se considerar que as transposições podem constituir importante fonte de impacto quando as possibilidades de sucesso na reprodução nos trechos a montante são reduzidas e as do trecho de rio ou tributários a jusante são favoráveis. Há fortes indícios de que isso esteja ocorrendo em razão das passagens para peixes nos reservatórios de Porto Primavera e de Canoas I e II (Agostinho et al., 2002). Mecanismos alternativos de transposição, destinados mais à solução de problemas genéticos que demográficos, devem ser investigados. Entre eles destaca-se o do tipo captura e transporte por caminhões (*trapping and hauling*), que teria como vantagem o controle das transposições e os deslocamentos facilitados ao longo de séries de reservatórios. É a alternativa apropriada para os empreendimentos hidrelétricos, particularmente pequenas centrais hidrelétricas, nas quais a casa de força esteja distante da barragem e as centrais separadas por grandes extensões de trechos de rio com vazão reduzida e água de baixa qualidade.

Controle da pesca: como medida que envolve comunidades humanas, esta modalidade de manejo deve considerar, além dos aspectos físicos, químicos e biológicos, a dimensão socioeconômica e um eficiente sistema de comunicação. As medidas de controle da pesca 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 controle dirigidos a interesses puramente políticos ou econômicos podem resultar em fracasso, caso as limitações biológicas sejam ignoradas. A responsabilidade para a conservação dos estoques deve ser partilhada com os usuários desde a fase de ordenamento ou regulamentação da atividade. Outro aspecto a ser considerado é a clareza de objetivos, a habilidade de comunicação e a vigilância sobre outras fontes de impacto que afetem os estoques. Um exemplo de contradição na regulamentação e fiscalização da pesca, que dificultou as ações de controle e gerou conflitos, foi verificado durante o fechamento de Porto Primavera (dezembro de 1998), a jusante da barragem. Nessa ocasião, os pescadores se rebelaram porque o órgão ambiental proibiu a atividade de pesca e liberou o fechamento das comportas, fato que levou à drástica redução

do nível do rio a jusante em pleno período de desova das espécies de peixes. Outros exemplos de dificuldades no controle da pesca incluem a poluição, controle de vazão, mortalidade de peixes em turbinas, flutuação de nível do reservatório e, mais recentemente, transposição pelas escadas (Duke Energy, 2002). É conveniente entender que os pescadores têm um notável conhecimento empírico dos fatores que afetam os estoques que exploram.

Estocagem: é uma prática de manejo controversa em razão de inúmeros casos de insucesso e, quando bem-sucedida, há possibilidades concretas de levar à ruptura nas comunidades de peixes locais e promover reduções na diversidade genética (Schramm & Piper, 1995). A estocagem em reservatórios, mais conhecida como repovoamento, deve ser realizada com base em alguns pressupostos. O primeiro refere-se à necessidade, que é requerida apenas quando o estoque de uma dada espécie mostra sinais evidentes de depleção e a razão desse estado é a sobrepesca. Neste caso, o repovoamento só justifica-se se realizado com a espécie sobreexplorada. Casos em que os locais de desova ou criadouros naturais tenham sido perdidos podem também justificar o repovoamento, porém, de forma permanente e dimensionado conforme a capacidade de suporte do reservatório. Outro pressuposto é o genético, ou seja, um plantel numeroso de reprodutores, obtido em diferentes pontos da mesma bacia e com suficiente heterogeneidade genética. O número adequado de alevinos, o tamanho destes, a época e o local de soltura e a necessidade de monitoramento dos resultados são outros pontos que devem ser considerados.

Cultivo de peixes: os desastres decorrentes de represamentos de riachos para o cultivo de peixes ou da instalação de tanques de terra nas áreas sujeitas à inundação durante cheias extraordinárias têm sido responsabilizados pela introdução de espécies exóticas (Orsi & Agostinho, 1999), doenças (Gabrielli & Orsi, 2000) e deterioração da qualidade da água por efluentes de estações de piscicultura (Luiz Henrique Vilaça de Oliveira, CHESF – comunicação pessoal). A solução para esses casos é a maior eficiência na aplicação da legislação. Já em relação aos tanques-rede para uso em águas públicas são requeridas pesquisas acerca de seus impactos sobre os recursos pesqueiros de reservatórios. Entretanto, cuidados com a introdução de espécie e a deterioração da qualidade da água, bem como o monitoramento contínuo, devem ser detalhados nos projetos de licenciamento da atividade. Obviamente, como recomenda o bom senso, a viabilidade econômica e social desse cultivo em pequena escala deveria preceder o esforço para disseminar essa modalidade de produção. Os resultados obtidos no período demonstram que a aquíicultura não é uma prática que tenha efeitos positivos sobre os estoques naturais, não podendo, portanto, ser considerada uma medida de manejo de recursos pesqueiros de reservatórios. Isto tem sido demonstrado por Naylor et al. (2000).

que registram um incremento substancial no uso de peixes de estoques naturais na ração de peixes na aqüicultura. Segundo esses autores, cerca de 10% da produção mundial de pescado tem essa destinação. Embora amplamente variável conforme a espécie cultivada, é necessário, em média, 1,9 kg de pescado para a produção de 1 kg de peixe na aqüicultura. Esse valor, entretanto, pode alcançar 5 kg, sendo de 1,41 para a tilápia. No reservatório de Itaipu, a disseminação do cultivo em tanques-rede e o estabelecimento de fábricas de ração para atender ao cultivo de peixes criaram uma demanda de pescado não-comercializável (espécie ou porte inadequado), que mudou a prática anteriormente vigente de liberação desses peixes ainda vivos, evitando sua captura ou consumo familiar. Isso, obviamente, terá reflexos negativos nos estoques naturais.

Discussão e recomendações

O manejo de recursos pesqueiros pressupõe um amplo conhecimento de todos os componentes do sistema, que neste caso compreendem 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 sobre medidas a serem tomadas serão tão mais apropriadas quanto mais profundas e abrangentes forem as informações dos componentes do sistema que as embasem.

Para a eficiência do manejo é necessário o estabelecimento de metas claras e de ações com objetivos precisos e quantificáveis. De outra forma, a avaliação é impossível e os esforços, dispersos. Metas como “fornecer o máximo benefício à sociedade”, “racionalizar o uso e a 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, em que são antevistos estados de melhoria do estoque ou da atividade pesqueira, para cuja consecução os manejadores planejam e desenvolvem estratégias, que, em contrapartida, regem suas atividades de organização. Seu enunciado, no entanto, deve ser amplo e apresentar forte apelo socioeconômico e/ou conservacionista, para que sirva também às finalidades políticas e de comunicação social. Os objetivos, por outro lado, são proposições específicas e mensuráveis que compõem as tarefas intermediárias na consecução das metas. Assim, os objetivos dão sustentação às metas (Barber & Taylor, 1990) e fornecem uma definição mensurável do sucesso do manejo.

Entre as medidas que poderiam ser utilizadas como objetivos para aferir o manejo destacam-se (Krueger & Decker, 1993): 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) abundância do estoque desovante; vii) índice de recrutamento; e viii) fecundidade.

A articulação das ações de manejo da pesca com outras ações desenvolvidas em decorrência de outros usos da bacia também é fundamental para o sucesso do manejo. Essa articulação ganha relevância nos reservatórios hidrelétricos, onde o principal uso é o da produção de energia. As normas operacionais das barragens, geralmente, são conflitantes com os objetivos do manejo dos recursos biológicos e devem ser consideradas em seu planejamento. Nesse caso, o responsável pelo manejo da pesca deverá conhecer a fundo esses procedimentos operacionais, identificar o grau de flexibilidade na operação e esforçar-se para participar das decisões de operação, compatibilizando seus objetivos de manejo às restrições impostas por esse uso competitivo.

O manejo requer, também, uma abordagem ecossistêmica (Likens, 1992; Beverton, 1998; Pauly, 1998), incluindo qualidade da água, cadeias alimentares, interações bióticas e abióticas e estrutura das populações e comunidades. Entretanto, o conhecimento atual das respostas dos recursos aquáticos à exploração pesqueira é mínimo. A situação é mais precária se considerarmos outros componentes do sistema. Assim, para promover o desenvolvimento da biodiversidade e a exploração sustentável é necessário estabelecer um profundo conhecimento dos recursos aquáticos por meio de levantamentos da biodiversidade, incluindo distribuição das espécies e suas exigências, processos ecológicos e funcionamento, bem como implementação de banco de dados acessíveis aos pesquisadores e tomadores de decisões.

O gerenciamento do recurso precisa conhecer a demanda e as exigências do mercado consumidor, o fluxo de comercialização, as percepções sociais e as restrições econômicas que os usuários do recurso têm para o cumprimento de uma deliberação. É necessário que seja flexível o bastante para ponderar as conseqüências de uma medida e rígido o suficiente para interromper ou restringir a pesca quando necessário. A legislação e o controle da pesca requerem mais realismo e clareza nos objetivos e envolvimento das organizações de pescadores nas decisões. Além disso, a comunicação poderia ser usada para tornar claro que a pesca é um indicador de alterações ambientais e que os pescadores desempenham papel fundamental na conservação se estiverem organizados. Também é necessário melhorar a comunicação entre cientistas, técnicos responsáveis pelo manejo, pescadores e outros usuários.

Tradicionalmente, na bacia do alto rio Paraná, o monitoramento não segue as ações de manejo. Isso explica por que algumas técnicas de manejo demoraram tanto para serem abandonadas ou corrigidas (como a estocagem e os mecanismos de transposição). O monitoramento, além de avaliar as ações, permite melhorar nosso conhecimento do sistema de pesca e promover modificações no programa de manejo. Atualmente, o Relatório de Impacto Ambiental, exigido por lei, recomenda o monitoramento e programas de pesquisa porque as informações disponíveis não permitem uma avaliação correta dos impactos. Além disso, é necessária maior integração entre monitoramento, manejo e pesquisa.

Concluindo, é necessário que os programas de manejo da pesca no alto rio Paraná incorporem uma gama mais diversa de perspectivas do sistema de pesca (ambiente, pescadores e peixes) e considerem o monitoramento como uma atividade indissociável do manejo, devendo os resultados deste último retroalimentar as decisões subseqüentes. Também, devem ser considerados a dimensão hidrográfica e os usos múltiplos da bacia, reconhecendo limitações biológicas, políticas e socioeconômicas para o incremento do rendimento da pesca.

Agradecimentos

Agradecemos à Itaipu Binacional pelo financiamento das pesquisas no reservatório de Itaipu, utilizadas ao longo deste trabalho.

Referências bibliográficas

- AGOSTINHO, A. A. *Pesquisas, monitoramento e manejo da fauna aquática em empreendimentos hidrelétricos*. Trabalho apresentado no Seminário sobre a fauna aquática e o setor elétrico brasileiro. 1ª Reunião Temática Preparatória, 1-2 mar. 1994. Rio de Janeiro: COMASE/Eletróbrás, 1994. 61 p.
- AGOSTINHO, A. A. *Considerações sobre a atuação do setor elétrico na preservação da fauna aquática e dos recursos pesqueiros*. Trabalho apresentado no Seminário sobre a fauna aquática e o setor elétrico brasileiro. 4ª. Reunião Temática Preparatória, 4-5 aug., 1994. Rio de Janeiro: COMASE/Eletróbrás, 1995. 104 p.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR., H. F. Ameaça ecológica: peixes de outras águas. *Ciência Hoje*, v. 21, p. 36-44, 1996.
- 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. (Eds.). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá-PR, Brasil: EDUEM. 1997. p. 319-364.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR., H. F. Peixes da bacia do alto rio Paraná. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. (Ed.). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, SP, Brasil: EDUSP, 1999. p. 374-400.

AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. S. M. A.; GOMES, L. C.; OKADA, E. K. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fase del ciclo de vida, en la planície de inundación del alto rio Paraná y embalse de Itaipu, Parana, Brasil. *Revue D'Hydrobiologie Tropicale*, v. 26, p. 79-90, 1993.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR., H. F.; PETRERE JR., M. Itaipu Reservoir (Brasil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: COWX, I. G. (Ed.). *Rehabilitation of inland fisheries*. Osney Mead, Oxford: Fishing News Books, 1994a. p. 171-184.

AGOSTINHO, A. A.; BORGHETTI, J. R.; VAZZOLER, A. E. M. A.; GOMES, L. C. Itaipu reservoir: impacts on the ichthyofauna and biological bases for its management. In: *Environmental and social dimensions of reservoir development and management in the La Plata River basin*. São Carlos-SP; Nagoya, Japan: United Nations Centre for Regional Development, 1994b. p. 135-148.

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.; STRAŠKRABA, M. (Eds.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos, SP, Brasil: Backhuys Publishers/International Institute of Ecology, 1999a. p. 227-265.

AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K.; GREGORIS, J. A pesca no reservatório de Itaipu: aspectos sócioeconômicos e impactos do represamento. In: HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. São Paulo, SP, Brasil: FAPESP/FUNDIBIO, 1999b. p. 281-319.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I.; JÚLIO JR., H. F. Riscos da implantação de cultivos de espécies exóticas em tanques-rede em reservatórios do rio Iguaçu. *Cadernos de Biodiversidade*, v. 2, p. 1-9, 1999c.

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. (Eds.). *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. New Delhi, India: School of Environmental Sciences Jawaharlal Nehru University, 2000. p. 89-118.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I.; FERNANDEZ, D. R. Efficiency of fish ladders for Neotropical ichthyofauna. *River Research and Applications*, v. 18, p. 299-306, 2002.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I.; JÚLIO JR., H. F. Migratory fish from the upper Paraná river basin, Brazil. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. (Eds.). *Migratory fishes of South America: biology, social importance and conservation status*. World Fisheries Trust, 2003. p. 19-99.

AGOSTINHO, A. A.; BINI, L. M.; GOMES, L. C.; JULIO JR., H. F.; PAVANELLI, C. S.; AGOSTINHO, C. S. Fish assemblages. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Eds.) *The Upper Paraná River and its Floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 2004a. p. 223-246.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; LATINI, J. D. Fisheries management in Brazilian Reservoirs: lessons from/for South America. *Interciência*, v. 29, p. 1-5, 2004b.

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. *Review in Fish Biology and Fisheries*, v. 14, p. 11-19, 2004c.

- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology* (no prelo).
- ALZUGUIR, F. *Histórico da legislação referente a proteção de recursos ícticos de água doce*. Paper presented at the Seminário sobre a fauna aquática e o setor elétrico brasileiro. 2ª Reunião Temática Preparatória, 14-15 sept. 1994. Rio de Janeiro-RJ: COMASE/Eletróbrás, Brazil. 1994. 53 p.
- 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 Fishery Management*, v. 10, p. 365-373, 1990.
- BEVERIDGE, M. C. M. *Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environmental impact*. FAO Fisheries Technical Paper, 255, 1984. 131 p.
- BEVERIDGE, M. C. M. *Cage aquaculture*. Second Edition. Oxford: Fishing News Book, Eng. 1996.
- BEVERTON, R. Fish, fact and fantasy: a long view. *Review in Fish Biology and Fisheries*, v. 8, p. 229-249, 1998.
- BONETTO, A. A. The Paraná river system. In: DAVIES, B. R.; WALKER, K. F. (Eds.). *The ecology of river systems*. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers, 1986. p. 541-55.
- BORGHETTI, J. R.; PEREZ CHENA, D.; NOGUEIRA, V. S. G. Installation of a fish migration channel for spawning at Itaipu. *Water Power & Dam Construction*, v. 45, p. 24-25, 1993.
- BORGHETTI, J. R.; NOGUEIRA, V. S. G.; BORGHETTI, N. R. B.; CANZI, C. The fish ladder at the Itaipu Binacional hydroelectric complex on the Paraná River, Brazil. *Regulated Rivers: Research & Management*, v. 9, p. 127-130, 1994.
- CARLANDER, K. D. An operational functional classification of fishery management techniques. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen*, v. 17, p. 636-640, 1969.
- CESP – Companhia Energética de São Paulo. *Aspectos limnológicos, ictiológicos e pesqueiros de reservatórios da CESP no período de 1986 a 1994*. São Paulo, Brasil: CESP, 1996. 79 p.
- CESP – Companhia Energética de São Paulo. *Programa de manejo pesqueiro: plano de trabalho 2000-2001*. São Paulo, SP, Brasil: CESP, 2000. 74 p.
- CESP – Companhia Energética de São Paulo. *Relatório de operação de equipamentos de transposição de peixes*. Período 2001/2002. Programa de Conservação da ictiofauna, 2003. 16 p.
- CONVENIO SECYT – CONICET-EBY, Grupo GBIO INTEC-CERIDE. *Pautas de manejo para la operación del sistema de transferencia para peces de Yacyretá*. Informe Final – setiembre 1996, acta 5, Santa Fé, Argentina. 1996. 65p.
- DE SILVA, S. S. The reservoir fisheries in Asia. In: DE SILVA, S. S. (Ed.). *Reservoir fishery management and development in Asia*. Canada: International Development Research Centre, 1987. p. 19-28.
- DUKE ENERGY INTERNATIONAL. *Relatório de monitoramento da transposição de peixes pelas escadas instaladas nas UHEs Canoas I e Canoas II – Médio Paranapanema, Chavantes*. 2002. 36 p.

- FERNANDEZ, D. R.; AGOSTINHO, A. A.; BINI, L. M. Seletividade em uma escada de peixes experimental na barragem do reservatório de Itaipu. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 47, p. 579-586, 2004.
- FERNANDEZ, D. R. *Grau de seletividade da escada de peixes do projeto experimental do canal de migração da Itaipu Binacional*. 2000. 69 f. Tese (Doutorado em Zoológica) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- 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*, v. 17, p. 395-399, 2000.
- GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L.; FORMAGIO, P. S.; TORQUATO, V. C. Fish ladder efficiency in a southeastern Brazilian river. *Ciência e Cultura*, v. 43, p. 63-67, 1991.
- GODOY, M. P. Marcação de peixes no rio Mogi Guaçu. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 17, p. 479-490, 1957.
- GODOY, M. P. *Peixes do Brasil, subordem Characoidei*. Bacia do rio Mogi Guassu. Piracicaba, Brasil: Editora Franciscana, 1975. 560 p.
- GODOY, M. P. *Aquicultura. Atividade multidisciplinar. Escadas e outras facilidades para passagens de peixes*. Estações de piscicultura. Florianópolis, Brasil: Eletrosul, 1985. 77 p.
- 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 Parana River, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, v. 4, p. 263-274, 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 River: Research & Management*, v. 17, p. 67-76, 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*, v. 55, p. 335-340, 2002.
- HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A.; GOITEN, R. Feeding ecology of curvina *Plagioscion squamosissimus* (Hechel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) in the Itaipu Reservoir and Porto Rico floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 9, p. 11-22, 1997.
- KING, M. *Fisheries biology: assessment and management*. Oxford: Fishing News Books, 1995. 342 p.
- KRUEGER, C. C.; DECKER, D. J. The process of fisheries management. In: KOHLER, C. C.; HUBERT, W. A. (Eds.). *Inland Fisheries Management in North America*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, 1993.
- LACKEY, R. T. Fisheries management theory. *American Fisheries Society Special Publications*, v. 11, p. 417-423, 1978.
- LIKENS, G. E. *The ecosystem approach: its use and abuse*. Series Excellence in Ecology. Oldendorf, Germany: Ecology Institute, 1992. 166 p.
- LUDWIG, D.; HILBORN, R.; WALTERS, C. Uncertainty, resource exploitation, and conservation: lesson from history. *Science*, v. 260, p. 17-36, 1993.
- MARGALEF, R. Typology of reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v. 19, p. 1841-1848, 1975.

- MATTHEWS, W. J. *Patterns in freshwater fish ecology*. Norwell, Massachusetts, USA: Kluwer Academic Publishers, 1998. 756 p.
- MCALLISTER, D. E. The crisis of aquatic biodiversity. In: PULLIN, R. S. V.; FROESE, R.; CASAL, C. N. V. (Eds.). *Proceedings of the conference on sustainable use of aquatic biodiversity: Data, tools and cooperation*. Brussels: ACP-EU Fisheries Research Initiative Report, 6. 1999. p. 25-28.
- 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*, v. 405, p. 1017-1024, 2000.
- NOBLE, R. L. Management of lakes, reservoirs, and ponds. In: LACKEY, R. T.; NIELSEN, L. A. (Eds.). *Fisheries management*. Oxford: Blackwell Scientific, 1980. p. 265-295.
- NOBLE, R. L.; JONES, T. W. Managing fisheries with regulations. In: KOHLER, C. C.; HUBERT, W. A. (Eds.). *Inland Fisheries Management in North America*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society. 1993. p. 383-402.
- NUPÉLIA-UEM/ITAIPU BINACIONAL. *Reservatório de Itaipu: aspectos biológicos e socioeconômicos da pesca. Relatório Anual-2003*. Universidade Estadual de Maringá, 2004. 380 p.
- 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*, v. 16, p. 557-560, 1999.
- 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. (Eds.). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá-PR: EDUEM, 1997. p. 293-318.
- 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*, v. 62, p. 714-724, 2005.
- PAULY, D. Beyond our original horizons: the tropicalization of Beverton and Holt. *Review in Fish Biology and Fisheries*, v. 8, p. 307-334, 1998.
- PEREIRA, C. R. *Avaliação da eficiência da escada para peixes da UHE Luís Eduardo Magalhães, Lajeado-TO*. 2004. 31 f. Monografia apresentada à Universidade Federal do Tocantins – Porto Nacional.
- PETRERE JR., M.; AGOSTINHO, A. A. La pesca en el tramo brasileño del río Paraná. *FAO Informe de Pesca*, Roma, v. 490, p. 52-72, 1993.
- QUIRÓS, R. *Estructuras para asistir a los peces no salmónidos en sus migraciones*. América Latina Instituto Nacional de Investigación Y Desarrollo Pesquero. FAO, Roma. 1988. 50 p.
- QUIRÓS, R. The relationship between fish yield and stocking density in reservoirs from tropical and temperate regions. In: TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. (Eds.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. São Carlos, SP, Brasil: Backhuys Publishers/International Institute of Ecology, 1999. p. 67-84.

- SANTOS, G. B.; MAIA-BARBOSA, P. M.; VIEIRA, F.; LOLEZ, 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.; SPERLING, E. V. (Eds.). *Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais*. Belo Horizonte: UFMG, 1994. p. 115-132.
- SCHRAMM JR., H. L.; PIPER, R. G. *Uses and effects of cultured fishes in aquatic ecosystems*. American Fisheries Society Symposium 15. Bethesda, MA. 1995. 608 p.
- SEMINÁRIOS SOBRE A FAUNA AQUÁTICA E O SETOR ELÉTRICO BRASILEIRO, FOZ DO IGUAÇU. *Reuniões temáticas preparatórias*. Rio de Janeiro: COMASE/ELETOBRÁS, 1995. v. 6.
- THORNTON, K. W. Perspectives on reservoir limnology. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley & Sons, 1990. p. 1-13.
- TOLEDO FILHO, S. A.; ALMEIDA, L. F.; GALHARDO, E.; FORESTI, F. Monitoramento, manipulação e conservação genética de peixes. In: AGOSTINHO, A. A.; BENEDITO-CECÍLIO, E. (Eds.). *Situação atual e perspectiva da ictiologia no Brasil*. Maringá, PR, Brasil: EDUEM, 1991. p. 69-78.
- TORLONI, C. E. C., CORRÊA, A. R. A.; CARVALHO JR., A. A.; SANTOS, J. J.; 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 Tiête, Paraná e Grande, no período de 1986 a 1991*. São Paulo: CESP – (Série Produção pesqueira 1), 1993. 73 p.
- WALTERS, C. J.; HILBORN, R. Adaptive control of fishing systems. *Journal of Fishery Research Board of Canada*, v. 33, p. 145-159, 1976.
- WELCOMME, R. L. *International introductions of inland aquatic species*. FAO Fisheries Technical Paper, v. 294; 318p, 1988.
- 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 Fishery Management*, v. 18, p. 274-285, 1998.
- WEITHMAN, A. S.; HAAS, A. S. Socio-economic value of the trout fishery in lake Taneycomo, Missouri. *Transaction of the American Fisheries Society*, v. 111, p. 223-230, 1982.
- WETZEL, K. G. Reservoir ecosystems: conclusions and speculations. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1990. p. 227-238.