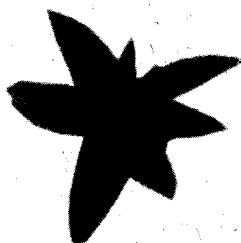




UNIDADES DE CONSERVAÇÃO  
Ações para valorização da biodiversidade

**JOÃO BATISTA CAMPOS**  
**MÁRCIA DE GUADALUPE PIRES TOSSULINO**  
**CAROLINA REGINA CURY MÜLLER**  
ORGANIZADORES



**UNIDADES DE CONSERVAÇÃO**  
**Ações para valorização da biodiversidade**

UMA PUBLICAÇÃO DO INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ



CURITIBA  
VERÃO DE 2006

**UNIDADES DE CONSERVAÇÃO  
AÇÕES PARA VALORIZAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**

Uma publicação do Instituto Ambiental do Paraná  
(c) 2006 Governo do Paraná - IAP  
É permitida a reprodução para fins não-comerciais, desde que citada a fonte.

**SUPERVISÃO EDITORIAL E REVISÃO**

Marlise de Cássia Bassfeld

**CAPA E PROJETO GRÁFICO**

Izabel Portugal

**EDITORACÃO**

Daphine de Oliveira Mattos

**CRÉDITOS FOTOGRÁFICOS**

Harvey F. Schlenker

Arquivo GEEP-Açungui

André Jean Deberdt

Magno Vicente Segalla

Sílvia R. Ziller

Pedro Scherer Neto

Arquivo SPVS

Claudia Sonda

Maria Ângela Dalcomune

Willians R. de Mendonça

Odete T. Bertol Carpanezzi

Unidades de conservação : ações para valorização  
da biodiversidade / João Batista Campos,  
Marcia de Guadalupe Pires Tossulino,  
Carolina Regina Cury Müller organizadores. -  
Curitiba : Instituto Ambiental do Paraná, 2006.  
348p. : il. ; 21cm

ISBN 85-86426-18-0

Inclui bibliografia.

- I. Diversidade biológica - Conservação.
2. Proteção ambiental I. Campos, João Batista.
- II. Tossulino, Marcia de Guadalupe Pires.
- III. Müller, Carolina Regina Cury.

CDD

333.72

Dados internacionais de catalogação na publicação  
Bibliotecária responsável: Mara Rejane Vicente Teixeira

Instituto Ambiental do Paraná - IAP  
Rua Engenheiros Rebouças, 1206  
CEP 80.215-100 - Curitiba - Paraná - Brasil  
Tel: (41) 3213-3700

**IMPRESSO NO BRASIL**  
Printed in Brazil



## BIODIVERSIDADE E INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES DE PEIXES: UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Angelo Antonio Agostinho<sup>1</sup>

Fernando Mayer Pelicice<sup>2</sup>

Horácio Ferreira Júlio Jr.<sup>3</sup>

---

### INTRODUÇÃO

A conservação da fauna e flora terrestres tem sido a principal razão para o estabelecimento da maioria das áreas protegidas nas últimas três décadas (Agostinho *et al.*, 2005). No Brasil, muitas destas áreas também protegem corpos d'água e importantes áreas alagáveis.

Se a fauna terrestre tem sido pouco estudada, ou mesmo inventariada - apenas 5% das áreas protegidas dos trópicos foram inventariadas; Hawksworth, 1995 -, a aquática tem sido ainda menos. Como exemplo, uma inspeção na literatura sobre os artigos científicos publicados, entre 1990 e 12 de dezembro de 2004, na página eletrônica do *Institute for Scientific Information* (Thomson Corporation, 2005) com as palavras-chave "*Brazil and biodiversity*", revelaram que de 217 trabalhos encontrados, 69% referiam-se especificamente a ecossistemas terrestres e apenas 11% a ecossistemas de águas interiores. O restante referia-se a ambientes marinhos ou biomas menores (Agostinho *et al.*, 2005).

A atenção insuficiente destinada aos corpos d'água doce pode também ser evidenciada nos processos de avaliação de impactos ambientais e na alocação de áreas onde medidas compensatórias são implementadas. Em águas continentais, com exceção da proteção de nascentes de mananciais de abastecimento público, os critérios baseiam-se geralmente na biota terrestre. É também sintomático que, muitas vezes, a área de

---

<sup>1</sup> Biólogo, Dr.

<sup>2</sup> Biólogo, M. Sc.

preservação permanente ao longo dos rios seja protegida contra obras que degradam a vegetação ripária; entretanto, seu curso d'água é explorado na mineração, recebe efluentes poluídos, drenados, dragados ou suportam obras como flutuantes ou mesmo um número excessivo de embarcações.

Independentemente dos critérios utilizados na escolha, as Unidades de Conservação têm papel fundamental na preservação de habitats da fauna aquática, embora os esforços dirigidos à conservação da biodiversidade de sistemas fluviais sejam consideravelmente mais complexos. Usos restritivos do entorno ou o estabelecimento de zonas tampões podem ser eficazes para os aportes externos laterais, mas são de baixa eficiência para os longitudinais, como os usos competitivos ou destrutivos na quantidade ou qualidade da água a montante, ou o afluxo de espécies exóticas de montante ou jusante.

Ainda que tenha sido deliberada e criminosamente realizada em algumas Unidades de Conservação no Brasil - para o Parque Estadual do Rio Doce, vide Godinho & Formaggio, 1992 -, a introdução de espécies, objeto deste capítulo, é considerada uma das maiores ameaças à conservação da biodiversidade em escala planetária (Mack *et al.*, 2000).

A situação se agrava em ambientes aquáticos continentais, pois mesmo fragmentados de maneira natural (geológica e ecologicamente, em diferentes graus), de certa forma facilitam a dispersão de organismos invasores. Um sistema hídrico tende a estar virtualmente conectado com todas as suas partes e subsistemas, da nascente à foz, das lagoas ao canal principal. Assim, uma introdução em uma determinada localidade não assegura seu confinamento, mas cria a oportunidade de livre dispersão por regiões a montante e a jusante do sistema, tornando difícil seu controle apenas com ações localizadas. Desta forma, os ambientes aquáticos localizados em Unidades de Conservação, legalmente protegidos, estarão sujeitos às ameaças de uma espécie introduzida em outros pontos da bacia. É comum que ações antropogênicas nas encostas, sobretudo aquelas relacionadas ao cultivo de organismos, mesmo em regime confinado, sejam responsáveis pelo aparecimento de espécies indesejadas em áreas destinadas à conservação da biodiversidade. A única forma de se evitar tal acontecimento é a elaboração de políticas que privilegiem avaliações minuciosas antes de qualquer projeto com risco potencial de introduções. Isto torna óbvio que tal tarefa é de complexa execução, necessitando de enorme esforço conjunto e vontade política.

Em águas brasileiras existe um longo histórico de introdução de

espécies de peixes, a partir de ações antropogênicas. Tais espécies, advindas de outras bacias ou até mesmo de outros continentes, misturaram-se à fauna original, de modo que são raros os ambientes nos quais elas estão ausentes. Na verdade, com a exceção da bacia Amazônica, podemos facilmente 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 já fazem parte do cotidiano de ribeirinhos e outras pessoas dependentes dos recursos aquáticos.

Quando espécies introduzidas conseguem estabelecimento efetivo, suas conseqüências sobre a fauna nativa são diversas, difusas, de difícil mensuração, e na maioria das vezes, imprevisíveis (Mack *et al.*, 2000; Rodríguez, 2001). O resultado varia do simples estabelecimento da população introduzida à completa dominância da comunidade, o que pode incluir, dentre diversos efeitos, a redução populacional de espécies nativas ou mesmo extinções locais. Os múltiplos efeitos negativos decorrentes das introduções, associados à dificuldade de previsão, fizeram a introdução de espécies ser considerada, nos dias atuais, a segunda maior causa promotora da perda de biodiversidade (Courtenay Jr. & Williams, 1992; Fuller *et al.*, 1999), ficando atrás somente da destruição de habitats.

Neste artigo, serão discutidos alguns conceitos e questões relativos à introdução de espécies de peixes.

Dentre as questões, destacam-se: como se processa a introdução de uma espécie de peixe? Por que razões as espécies são introduzidas? Quais são as conseqüências dessas introduções, em especial para a ictiofauna brasileira? Quais as perspectivas para a contenção das fontes de introdução?

A ausência de respostas concretas para as inúmeras dúvidas associadas ao tema já deveria ser um forte motivo para que a continuidade da prática fosse repensada a todo o momento. É necessário esclarecer que a decisão de uma introdução transcende a responsabilidade individual, por atingir esferas sociais e ambientais.

## **DEFINIÇÕES E CONCEITOS**

A legislação ambiental brasileira possui um artigo específico que proíbe a introdução de espécies no território nacional (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”.*

Isto significa que qualquer introdução deveria ser reconhecida como crime ambiental. Porém, no âmbito legislativo, este artigo, por si, abre oportunidades para que pareceres baseados em informações de baixa confiabilidade sejam emitidos, facilitando sua evasão.

Para piorar, a profusão de termos existentes na literatura técnica acerca de espécies introduzidas tem criado dificuldades na elaboração de leis mais específicas, na sua implementação (fiscalização) e na efetivação das medidas de controle, o que faz necessário aqui uma breve contenda. Isto quer dizer que as espécies introduzidas têm recebido indistintamente as mais variadas denominações, como exótica, alóctone, alienígena, não-nativa, importada, transferida, translocada, transportada, estabelecida, naturalizada, invasora, etc., que deveriam refletir uma conceituação precisa.

Derivada do uso de critérios distintos - geográfico, taxonômico, operacional ou emocional -, a confusão nesta categorização extrapola a questão semântica, visto que permite oportunismos políticos e econômicos na escolha dos termos, usando o mais conveniente conforme a circunstância e o interesse. Um exemplo desta confusão foi verificado recentemente, na permissão do cultivo de espécies não nativas em águas públicas brasileiras. Neste 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, estas diferentes interpretações podem ser evitadas. Algumas definições já existentes na literatura, e transcritas abaixo, contemplam estes critérios.

*Espécie introduzida: qualquer espécie ou raça, intencional ou acidentalmente transportada e liberada pelo homem em um ambiente fora de sua distribuição original.*

Nesta definição, não há distinção entre espécies exóticas e alóctones, eliminando a falsa impressão de que espécies oriundas de outros continentes (exóticas) sejam mais impactantes que aquelas provenientes de outras bacias de um mesmo continente (alóctones). Além de este último termo contemplar, em sentido estrito, as espécies exóticas, espécies alóctones podem ter impactos similares ou mesmo maiores que as exóticas, como demonstra a proliferação da corvina e do tucunaré



na bacia do rio Paraná, a partir de bacias do norte do país.

*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.*

É conveniente considerar que, embora com outra denominação, as espécies transplantadas podem gerar impactos similares aos das introduzidas caso sejam liberadas em comunidades historicamente isoladas do restante da bacia. Este foi o caso no deslocamento de uma espécie nativa de piranha *Serrasalmus maculatus* do alto rio Paraná (Parque Estadual do Ivinheima) por outra *S. marginatus* que ocorria no médio Paraná, após o afogamento da barreira de Sete Quedas pela formação do reservatório de Itaipu (Agostinho *et al.*, 2003).

Da mesma forma, as introduções de várias espécies de peixes do rio Paraná na bacia do rio Iguaçu (> 70 % de endemismo) são, presumivelmente, fontes importantes de impacto. Além disso, as translocações podem, com maior probabilidade, gerar hibridizações deletérias às populações nativas.

*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).*

Esta definição, obtida de Williamson & Fitter (1996) e Vermeij (1996) é extremamente oportuna por suas implicações operacionais nos processos de legalização e liberação de espécies para a aquicultura. 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 das espécies introduzidas seja considerada nesta categoria.

Da mesma forma, a presença de ninhos ou alevinos não implica suas viabilidades. Seria necessário discernir entre alevinos e juvenis oriundos de escapes continuados de cultivos artificiais existentes no entorno, daqueles produzidos pelo estoque pré-existente. Assim, é necessária a constatação do ingresso de novos indivíduos ao contingente populacional, a partir daqueles presentes no corpo de água (recrutamento).

*Espécie localmente estabelecida: espécie introduzida com uma ou mais populações reproduzindo naturalmente, porém com distribuição*



*muito restrita e sem evidência de expansão natural.*

Esta definição, fornecida por Fuller *et al.* (1999), tem também uma importante implicação operacional, dado que faz distinção entre populações amplamente disseminadas na bacia. Espera-se que bacias hidrográficas comportem distintas populações ou comunidades e que uma das espécies estabelecidas interaja apenas com uma ou algumas delas. Barreiras naturais ou artificiais devem ser consideradas, antes de categorizar uma dada espécie como estabelecida na bacia.

Assim, a presença de uma espécie introduzida em um sistema não é suficiente para que futuras introduções se justifiquem ou que medidas menos prudentes sejam tomadas - como a liberação dessas espécies para a aquicultura -, já que tal observação não contém indícios do estabelecimento da espécie. Aliás, mesmo o fato de uma espécie estar local ou amplamente estabelecida, não significa que novos aportes, deliberada ou acidentalmente, possam ser ignorados.

A introdução de espécies em cursos de água deve ser considerada uma modalidade de poluição - poluição biológica - e, como tal, não deve ser permitida e muito menos fomentada. Além disto, é importante considerar que o grau de impacto de uma dada espécie introduzida sobre a fauna local está intimamente relacionado a aspectos de sua demografia.

Finalmente, as *listas de espécies detectadas* publicadas pelo Ibama devem ser consideradas estritamente como tal; ou seja, espécie registrada em ambiente fora de sua área de distribuição natural, que pode ou não se estabelecer e se integrar à biota local. Embora estas listas sejam importantes do ponto de vista acadêmico, como informação sobre a distribuição das espécies introduzidas, elas passam a ter, como vimos, importância operacional limitada.

## **PROCESSOS ENVOLVIDOS NAS INTRODUÇÕES**

Para uma melhor contextualização das definições conceituais relacionadas à introdução de espécies nos ambientes aquáticos, é necessário que tenhamos um entendimento adequado dos processos envolvidos, desde o local de origem do peixe até sua integração na comunidade receptora.

As etapas envolvidas nesse processo compreendem (i) o transporte, (ii) a chegada, (iii) o estabelecimento e (iv) a integração (Moyle & Light, 1996 e Vermeij, 1996). O sucesso no processo de introdução depende da superação de cada uma destas etapas.

Assim, a partir de um *pool* de espécies de uma dada região, é selecionada uma ou mais espécies que são capturadas e transportadas para uma bacia hidrográfica diversa, raramente liberada diretamente nos cursos naturais. Em geral, passam por um estágio em tanques, sendo depois distribuídos pela bacia para introduções diretas nos cursos d'água, utilizadas na piscicultura, ou como 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 para que tenha sucesso no estabelecimento como população auto-sustentável. Estas resistências são de natureza abiótica, biótica e demográfica.

Como restrições abióticas, destacam-se as características físicas e químicas da água (ex: temperatura, oxigênio e velocidade da água), a estrutura dos habitats (ex: abrigo, natureza do substrato) e a disponibilidade de recursos (para desova e desenvolvimento inicial).

As restrições bióticas estão relacionadas às pressões de predação, competição, doenças, parasitas e disponibilidade de presas.

Por sua vez, as restrições demográficas ao estabelecimento são 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 estas restrições determinará seu sucesso na invasão e estabelecimento (Shea & Chesson, 2002). Entretanto, a maioria das espécies introduzidas não supera estas resistências e falha na colonização do novo ambiente.

Se uma dada espécie ultrapassa estes obstáculos, ela deve vencer o desafio de se integrar à comunidade nativa. Nessa etapa, a espécie deve interagir com as comunidades locais por meio de mudanças comportamentais e de seu nicho, promovendo alterações nestas comunidades e no ambiente, de maneira a assegurar sua existência em longo prazo.

Um modelo conceitual mais detalhado do processo pelo qual uma espécie introduzida se integra no novo ambiente é dado por Colautti & MacIsaac (2004) e representado na Figura 1. No estágio zero, é considerada a espécie no habitat doador; no I, a espécie está sendo transportada; no II, ela está presente no habitat receptor; no III, ela é considerada estabelecida; no IVa, ela é espacialmente disseminada; no IVb, é localmente dominante, e no V, disseminada e abundante em diferentes pontos da bacia.

De acordo com este modelo, termos como espécies *alienígenas*,

*alóctone, exótica, importada, introduzida, não-indígena, não-nativa, transferida, translocada, transplantada e transportada* se referem, indistintamente, a qualquer das fases de I a V.

Já os termos espécie *estabelecida* ou *naturalizada* devem estar restritos às fases de III a V. A expressão espécies *invasoras* deve ser atribuída àquelas das fases IVa, IVb e V. Com isso, fica claro que as tomadas de decisões, quanto ao uso e manejo de recursos aquáticos envolvendo espécies introduzidas, causariam menos impactos com a utilização apropriada da informação contida nestes conceitos.

### RAZÕES PARA AS INTRODUÇÕES

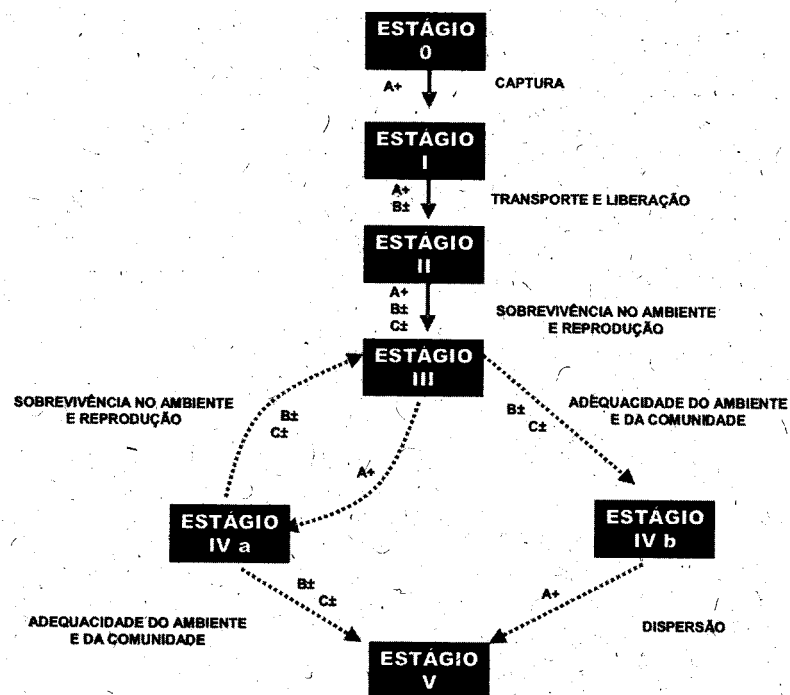


Figura 1 - Modelo conceitual do processo envolvido na introdução de espécies. A, B e C representam os efeitos da pressão de propágulos, requerimentos físicos e químicos do invasor e interações com as comunidades, respectivamente, sendo a natureza do efeito simbolizado por sinal positivo ou negativo (Fonte: Colautti & MacIsaac, 2004)

Excluindo-se os processos históricos de dispersão das espécies para novos ambientes por meio de fenômenos geo-hidrológicos, que não serão tratados aqui, a chegada de uma espécie nova em um curso de água decorre de (a) sôlturas deliberadas ou (b) escapes de ambientes confinados devido à ineficiência do confinamento ou acidentes.

#### **a. Introduções deliberadas**

Nas introduções deliberadas de espécies não-nativas, as razões mais freqüentes são: (i) programas de estocagem, com vistas a melhorar a pesca comercial ou esportiva; (ii) programas de controle biológico de pragas, e (iii) motivações sentimentais.

Os *programas de estocagem de peixes* (peixamento), em ambientes naturais ou modificados, tiveram objetivo unilateral, ou seja, almejavam atingir alguma meta em prol da humanidade ou do homem. Preocupações com a manutenção da integridade ambiental, quando existiram, permaneceram em segundo plano.

Os resultados dessas introduções no Brasil, porém, foram na maioria das vezes inócuos ou mesmo negativos em termos socioeconômicos, comprometendo recursos tradicionalmente explorados (Agostinho & Julio Jr, 1996) e afetando as comunidades nativas.

Embora os objetivos reais que levaram a estas introduções nunca tenham sido muito claros, o aumento da produtividade pesqueira tanto para a pesca profissional como esportiva tem sido a meta mais declarada (Agostinho *et al.*, 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, conduzidos por órgãos oficiais ou por eles fortemente estimulados, foram os responsáveis por numerosas introduções de espécies em muitos rios e reservatórios da região sul, sudeste e nordeste do país. Algumas destas espécies foram bem-sucedidas no processo de instalação, destacando-se, dentre aquelas oriundas de outros continentes, as carpas e tilápias; e do norte do país, a corvina e o tucunaré. Apesar do esforço nesse processo ter sido considerável, pois muitas estações de piscicultura foram construídas e as estocagens eram realizadas periodicamente, em raras ocasiões observou-se incremento na pesca, mesmo com o estabelecimento das populações (Vieira & Pompeu, 2001).

A estocagem com espécies não-nativas fazia parte dos programas ambientais das concessionárias de hidroeletricidade até o final da década de 1980. Em geral, estas concessionárias eram constrangidas a exercer esses peixamentos pela Sudepe (Superintendência de Desenvolvimento da Pesca), ironicamente a agência responsável pela manutenção dos recursos pesqueiros. A falta de informação, a negligência, a ânsia por desenvolvimento econômico a qualquer custo e mesmo interesses eleitorais foram os responsáveis pela manutenção de espécies não-nativas nas ações de manejo dos recursos aquáticos por décadas.

Como resultado, o Brasil figura hoje entre os países da América do Sul com o maior número de introduções de peixes (Welcomme, 1988; Agostinho & Júlio Jr., 1996), o que, a julgar por sua elevada diversidade de espécies nativas, explicita a grande contradição existente na necessidade de se importar outras espécies ou realizar transferências entre bacias.

Embora proibida por lei e subentendida no compromisso brasileiro em combater tais iniciativas, visto que o Brasil é signatário da Convenção da Biodiversidade (ECO-92), a estocagem com espécies não-nativas continua, tanto por iniciativa de associações privadas como inadvertidamente por órgãos públicos, incluídos alguns responsáveis pela aplicação da lei. Estocagem de trutas, espécies oriundas do hemisfério norte, para a pesca esportiva em riachos de grandes altitudes foi e ainda está sendo realizada por associações de pescadores, com o apoio de agências governamentais.

Para ilustrar a situação crítica em que vivemos, a discussão em países da Europa e América do Norte está centrada nas formas de erradicação dos invasores (Mack *et al.*, 2000), enquanto no Brasil as preocupações estão voltadas a refrear novas introduções.

*Programas de controle biológico* também têm sido responsáveis por massivas introduções de espécies de peixes. Como exemplo, *Gambusia*, *Betta* e outros peixes pequenos têm sido introduzidos em cursos d'água para controlar larvas de mosquitos. Espécies de carpas são utilizadas em reservatórios e canais para erradicar macrófitas aquáticas, enquanto tucunarés são usados para reduzir populações de piranhas ou combater o nanismo de tilápias em aquíicultura. Estes e outros exemplos de uso de peixes para controle biológico foram muito difundidos no Brasil, inclusive por órgãos públicos, de modo 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.

A *motivação sentimental* é frequentemente alegada em solturas de peixes não nativos no meio ambiente. Esta envolve sobretudo adeptos da aquariofilia. A facilidade de se conseguir espécies de todo o mundo é o aspecto mais inquietante, já que, para se conseguir espécimes exóticos e alóctones, basta ir a uma loja especializada em aquarismo (Pelicice, 2003).

Por motivos diversos, de fato, é comum que pessoas queiram se desfazer dos peixes dos aquários. Para não sacrificar esses animais, dirigem-se ao corpo de água mais próximo e os libera. Os programas de educação de consumidores são raros e a facilidade de aquisição de peixes ornamentais é enorme. Os criadores possuem duvidosos níveis de esclarecimento a respeito da problemática, sendo comum vendas de juvenis de espécies de grande porte, que sabidamente terão que, após o seu desenvolvimento, serem soltos ou sacrificados.

Muitas vezes, tais práticas são vistas como uma atitude de compaixão e um procedimento sincero “aliado à preservação da natureza”, mas foram, possivelmente, responsáveis pela introdução, por exemplo, do apaiari em águas do sul e sudeste, do peixe de briga *Betta* no nordeste, do peixe dourado *Carassius*, além de poecilídeos da América Central.

Neste grupo, pode ser incluído o da liberação de remanescentes de iscas vivas ao final das pescarias. Prática generalizada na pesca amadora ou esportiva, esta soltura provavelmente foi o mecanismo de introdução de várias espécies na bacia do Rio Iguaçu e em outras do sudeste-sul, constituindo um perigo iminente para as pescarias no Pantanal. O crescente uso de tilápias vivas nas pescarias do reservatório de Itaipu (E.K. Okada, comunicação pessoal), favorecidas pela rusticidade da espécie e seu baixo custo, é motivo de grande preocupação.

#### **b. Escapes**

Os escapes de peixes de ambientes confinados estão entre os principais fatores relacionados à introdução de espécies de peixes em todo o mundo, com destaque para aqueles oriundos de instalações de *aqüicultura* (Welcomme, 1988).

Com a redução das introduções deliberadas, a aqüicultura constitui certamente a maior fonte de introduções de peixes em ecossistemas brasileiros. Ao ocorrerem agora sobretudo de forma acidental, as introduções derivadas desta prática conferem um aspecto ainda mais

complexo e de difícil controle, dada a forma desordenada com que esta atividade se desenvolve no Brasil.

Fomentada de modo intenso pelo governo, não houve preocupação explícita com a segurança no confinamento, nos aspectos sanitários da maioria das instalações e, principalmente, com um investimento maior para desenvolver tecnologias de cultivo de espécies nativas.

A despeito da imensa diversidade íctica existente no Brasil, sempre houve preferência pela inclusão de espécies não-nativas nos sistemas de cultivo, em especial tilápias, carpas, tambaquis, pacus e híbridos (pacu x tambaqui).

No Estado do Paraná, onde a piscicultura mostrou grande desenvolvimento nos últimos anos, os dados da Emater/PR mostram que as tilápias constituem 64% da produção, estando as nativas com apenas 4% deste total, ficando o restante com a carpa e bagres exóticos.

O fomento à piscicultura brasileira resultou na construção de milhares de tanques para a criação de peixes, espalhados pelas margens de rios e riachos das regiões sul, sudeste e nordeste do país. Muitos se encontram em condições irregulares, instalados em áreas de preservação permanente, captando ou desviando a água de rios, alguns inclusive barrando-os.

A proximidade dos tanques com o corpo d'água principal é uma constante porta de entrada para espécies não-nativas, já que é comum o transbordamento destes rios durante as cheias, o afogamento dos lagos e a subsequente liberação de peixes. Por exemplo, na bacia do rio Paranapanema, Orsi & Agostinho (1999) estimaram um escape de mais de um milhão de peixes (onze espécies, sendo dez não-nativas) a partir de tanques de aquicultura, depois da cheia de 1997.

A considerar a estrutura física dos tanques, escapes acidentais periódicos são inevitáveis, visto que a completa vedação do sistema de cultivo é difícil e raramente exigida. A precariedade técnica com que as instalações são construídas é a regra. Naqueles barramentos construídos no leito de pequenos rios, a situação é ainda mais caótica, porque as rupturas são fenômenos comuns durante as maiores cheias.

A inadequação do manejo é um outro vetor de introduções, pois indivíduos rejeitados no processo de seleção de tamanho, ou remanescentes ao final do cultivo, são "descartados" durante o esvaziamento do sistema.

Importações de peixes realizadas legal ou ilegalmente por produtores de alevinos e sua apologia como a melhor opção para a piscicultura,



muitas vezes com o apoio da mídia e anuência de órgãos públicos, têm se revelado uma eficiente forma de introduzir espécies nos cursos d'água brasileiros.

Nestes casos, a produção e a comercialização de alevinos são iniciadas sem que nenhuma 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. Esta seqüência de fatos tem sido recorrente na piscicultura brasileira, o que implica grandes lucros para o produtor de alevinos e prejuízos para a fauna nativa e piscicultores. Lamentavelmente, muitos piscicultores se orgulham de contar com uma nova espécie, recém-propalada pela mídia como a "salvadora da piscicultura brasileira", em suas instalações. Espécies como o bagre africano, o bagre do canal e alguns tipos de carpa chegaram aos rios brasileiros desta maneira.

Os "pesque-e-pagues", que proliferaram na metade final da década de 1990, pelas suas localizações e o manejo praticado, representam ameaça ainda maior. De fato, eles têm sido responsabilizados pela profusão de espécies não-nativas em pequenos cursos d'água do sudeste-sul. É prática comum o esvaziamento de lagoas artificiais 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 *et al.* (2003) na região de Maringá/PR revelou grande quantidade de alevinos e juvenis de espécies não-nativas, tanto nos lagos onde se praticava a pesca como nos riachos próximos.

Recentemente, com a criação da Secretaria Especial da Pesca, o fomento ao cultivo em tanques-redes em áreas de domínio público tende a elevar os riscos de contaminação biológica. Os escapes de peixes dos tanques-redes são inevitáveis, visto que suas malhas são altamente suscetíveis a danos provocados por vendavais, predadores e objetos flutuantes.

Desse modo, o cultivo de espécies não-nativas pode representar novamente alto risco aos estoques locais. Embora o decreto que regula os usos de águas públicas vede a criação de espécies exóticas nos tanques-redes, essa é uma prática comum nas áreas em que eles foram instalados. 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. A liberação deste tipo de cultivo tem ocorrido, com o uso de tilápias, mesmo em ambientes em que a espécie não pode ser considerada como estabelecida, contrariando de modo flagrante a legislação vigente, como é o caso de reservatórios do rio Paranapanema.

### CONSEQUÊNCIAS DAS INTRODUÇÕES

De forma geral, o fato de se colocar um componente novo no sistema possibilita o acontecimento de uma gama de alterações, a depender muito da estratégia de vida da espécie invasora e, em especial, a forma como ela utiliza os recursos. Como visto, após chegar a um novo ambiente, a espécie pode ser eliminada, estabelecer-se, impactar as residentes e até eliminá-las, tornando-se, ao longo do tempo, elemento constituinte da fauna.

Ao longo da história geológica do Planeta, as introduções de espécies sempre aconteceram; porém, *naturalmente*, fenômeno conhecido como *dispersão*. Muitas vezes, os organismos invadiram ambientes alheios à distribuição original da espécie, fato que contribuiu sobremaneira para os padrões de distribuição e diversidade da flora e fauna que testemunhamos hoje (Diamond & Case, 1986; Vermeij, 1991).

Se a introdução de espécies é um fenômeno natural, *por que então temos de evitá-la?* As introduções promovidas pelo homem são *artificiais* e apresentam duas características elementares que podemos distinguir das introduções naturais: a intensidade e a frequência de como elas são feitas. Hoje, as introduções ocorrem em grande escala; ou seja, liberamos uma elevada densidade de organismos, dos mais variados grupos taxonômicos, em muitos tipos de ambientes.

Além disso, devido às facilidades de transporte, num curto período podem ocorrer várias introduções. Quanto maior é o volume e a constância das introduções, maior é a probabilidade que um invasor consiga se estabelecer (Shea & Chesson, 2002). Estes aspectos dificultam ou impedem o ajuste da fauna pré-existente às interações promovidas pelo novo elemento, de modo que podem causar alterações profundas na comunidade original. Além disso, outros distúrbios ambientais ocorrem concomitantemente às introduções (pesca, poluição, alterações de habitat), o que potencializa os efeitos da invasora e acaba por facilitar extinções (Gurevitch & Padilla, 2004).

Geralmente, o sucesso de uma espécie introduzida ocorre com prejuízos às comunidades locais. Após a introdução de espécies de peixes em habitats naturais, em caso de sucesso na colonização da invasora, os resultados negativos têm sido a diminuição populacional de espécies nativas, a extinção de algumas e, conseqüentemente, a diminuição na biodiversidade e rendimento pesqueiro em geral. De acordo com Agostinho *et al* (2000), os impactos negativos exercidos pela invasora, que culminam no desaparecimento da fauna autóctone, são (adaptado): (i) competição por recursos, (ii) predação exacerbada, (iii) modificação do hábitat e do funcionamento do sistema, (iv) introdução de patógenos e parasitas e (v) alterações genéticas.

Apesar de difícil mensuração e com múltiplas conseqüências, a competição por recursos parece ser uma das formas mais conspícuas em que invasoras conseguem deslocar espécies nativas. A competição ocorre em diferentes níveis, podendo ser por recursos alimentares ou locais para a desova e construção de ninhos. O resultado mais imediato da competição é uma diminuição no recrutamento das espécies nativas, diminuindo ao longo do tempo o contingente populacional. A elevada ocorrência de competição pode estar associada a um agravante: espécies com alta capacidade competitiva apresentam predileção a serem introduzidas. Em geral, são espécies com hábito alimentar onívoro e alto potencial reprodutivo - cuidado parental e múltiplas desovas ao longo do ano - ou seja, são espécies generalistas, características que facilitam a colonização e obtenção de recursos alimentares. 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 entre os trechos do alto e médio rio Paraná. Com o alagamento, cerca de 17 espécies de peixes subiram o rio e invadiram a planície de inundação existente a montante deste reservatório (Agostinho *et al.*, 1995). Hoje, três delas (a piranha *Serrassalmus marginatus*, o cascudo chinelo *Loricariichthys platymetopon* e o cangati *Parauchenipterus galeatus*) estão entre as mais abundantes nas comunidades de peixes nos ambientes da planície (Gaspar da Luz *et al.*, 2004).

A hipótese mais óbvia seria a de que estas invasoras possuem atributos que lhes conferem alguma vantagem competitiva sobre as espécies nativas. Agostinho *et al.* (2003) verificaram, por exemplo, que a abundância da piranha nativa *S. maculatus* tem apresentado diminuição progressiva (Fig. 2), fato que os autores atribuem à competição exercida pela piranha invasora. Esta invasora aparenta ser competitivamente su-

perior, devido sua elevada agressividade e uma eficiente ocupação de territórios para alimentação e reprodução.

A liberação de espécies piscívoras tem produzido alterações ainda mais drásticas aos ecossistemas. Quando predadores vorazes são introduzidos em um novo ambiente, são capazes de dizimar populações inteiras de presas.

Mundialmente, dois casos clássicos ilustram tal acontecimento: a introdução do tucunaré no lago Gatún, Canal do Panamá (Zaret & Paine, 1973) e a introdução da perca do Nilo no Lago Vitória, África (Kaufman, 1992). Em ambos os casos houve perda de biodiversidade e alterações severas no sistema de pesca. No Brasil, muitas espécies piscívoras foram transpostas entre bacias, mas as que despertam maior preocupação, pela grande disseminação em reservatórios do sudeste e nordeste, são o tucunaré *Cichla* e a corvina *Plagioscion squamosissimus*.

Em reservatórios do Rio Grande já é perceptível a rarefação de espécies de pequeno porte (Santos *et al.*, 1994), passando o invasor a

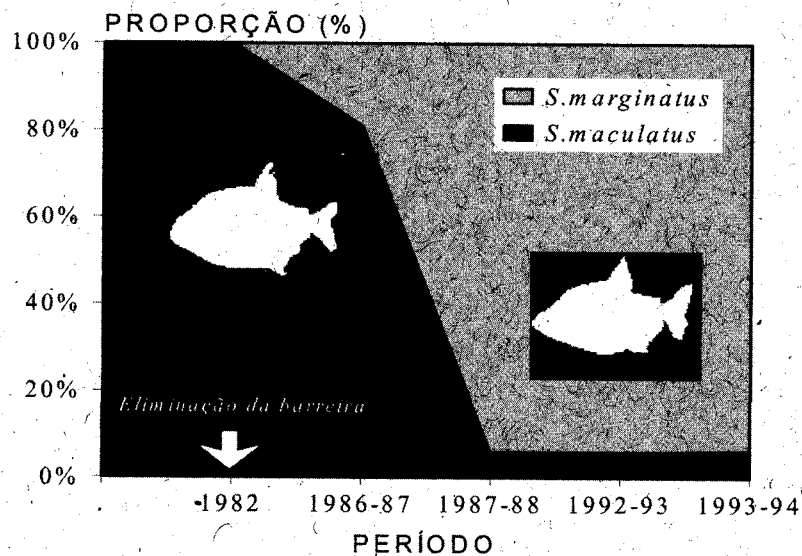


Figura 2 - Variações na proporção entre as espécies de piranhas *Serrasalmus maculatus* (nativa) e *S. marginatus* (invasora) na planície de inundação do alto rio Paraná, após o afogamento de Sete Quedas pelo reservatório de Itaipu (modificado de Agostinho *et al.*, 2003).

se alimentar dos próprios jovens (canibalismo). Latini & Petrere Jr. (2004) documentaram os efeitos negativos da introdução do tucunaré, do apaiari e de uma espécie de piranha na ictiofauna de lagoas no vale do rio Doce, registrando uma diminuição na riqueza de espécies nativas e na diversidade. Desta forma, apesar de muito apreciada pelo segmento da pesca esportiva, a liberação de piscívoros é uma medida que deveria ser objeto de grande precaução, já que pode produzir efeitos rápidos e de difícil reversibilidade no ecossistema.

A introdução de certas espécies pode também promover alterações nos habitats e na dinâmica do sistema. Por exemplo, espécies herbívoras, como a carpa-capim *Ctenopharyngodon idella*, são utilizadas no controle de infestação de plantas aquáticas em lagos e reservatórios. A eliminação da vegetação pode ser muito impactante para espécies de peixes de pequeno porte, jovens daquelas de grande porte e macro-invertebrados, que utilizam este substrato como refúgio e sítio de alimentação (Casatti *et al.*, 2003; Pelicicé *et al.*, 2005).

Além disso, a eliminação exagerada da vegetação submersa pode levar a uma profunda alteração na dinâmica do sistema, passando de um estado de águas claras dominado 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, já que pode torná-la imprópria ou de difícil tratamento para o consumo humano.

Algumas espécies de carpa podem participar diretamente do processo de turbacão, ao revirarem o sedimento de ambientes rasos. 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, estas carpas parecem ter estabelecido populações, mas nunca atingiram elevadas densidades, talvez pelas elevadas dimensões dos reservatórios brasileiros.

A transmissão de patógenos e a introdução de novos parasitas são fenômenos que acompanham as introduções de peixes, sendo detectadas tardiamente, devido à invisibilidade do patógeno. É comum peixes hospedarem uma gama de organismos, como vírus, bactérias, fungos e diversos invertebrados, que adquirem caráter patogênico sobretudo 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 a infestação massiva de todos os demais, fenômeno conhecido por aquaristas, em ocasiões de infestações com fungos e bactérias. Os peixes introduzidos em ambientes naturais 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 mono-específico, usualmente com elevada densidade populacional, o que facilita a instalação de patógenos e epidemias. Não por acaso, dois crustáceos parasitas *Lernaea cyprinacea* e *Argulus foliaceus* se tornaram cosmopolitas, graças à aqüicultura (Agostinho & Julio Jr., 1996).

Com relação à degradação genética, tal fenômeno tem recebido menos atenção, a despeito de ser uma das conseqüências mais agressivas à conservação da biodiversidade (Delariva & Agostinho, 1999). A degradação pode se suceder tanto pela (i) introdução de espécies não-nativas ao sistema quanto pela (ii) soltura inadvertida de espécies nativas, advindas de criadouros.

Com a introdução de espécies, os impactos antes citados podem reduzir o contingente populacional de algumas espécies nativas. Apesar de raramente avaliada, esta redução no tamanho da população deve contribuir para a 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, que contribuem para diminuir, ao longo das gerações, a parcela reprodutora da população. No caso da geração de indivíduos reprodutivamente viáveis, a manutenção do patrimônio genético da espécie pode ser comprometida.

Ao contrário do que se pensa, a liberação inadvertida de espécies nativas, criadas em cativeiro, também pode promover degeneração genética (Vieira & Pompeu, 2001). Como já discutido, a prática da estocagem ou peixamento foi comumente adotada por órgãos ambientais na tentativa de reestruturar populações deplecionadas ou aumentar o rendimento da pesca (soltura de curimba e pacu, por exemplo). Em criadouros (aqüicultura), dificilmente existe uma preocupação com a manutenção da variabilidade genética da população em confinamento. Pelo contrário, é comum que ocorram seleções genéticas artificiais ao privilegiar reprodutores com características zootécnicas mais adequadas

à produção (tamanho, cor, crescimento) é, portanto, geneticamente menos diversos. Além disso, alevinos para repovoamento, em geral, provêm de poucas matrizes e, portanto, constituem baixa variabilidade genética. Parece óbvio que a soltura destes indivíduos em grandes quantidades, mesmo se tratando de espécies nativas, pode levar à progressiva degradação do *pool gênico*.

Concluindo, fica claro do exposto que programas de peixamentos, mesmo com espécies nativas, devem ser objetos de intenso controle para que tais iniciativas não tenham efeitos adversos aos esperados.

### **PERSPECTIVAS PARA A CONTENÇÃO DAS INTRODUÇÕES**

O cenário para as ações que visam a reduzir os riscos de introduções de espécie, nos ambientes aquáticos continentais é complexo; carecem de um concreto envolvimento de diferentes segmentos da sociedade e de uma autêntica vontade política para sua efetividade. É também indispensável uma integração mais afinada entre os órgãos públicos de fomento à produção e os de controle ambiental, tanto nos níveis federais e estaduais como nos municipais.

Nas Unidades de Conservação, estabelecidas com base em características naturais relevantes e onde se aplicam normas de proteção, o controle do acesso de espécies introduzidas aos corpos d'água nelas contidos é substancialmente mais complexo, dada à conectividade - transitória ou permanente - que estes ambientes mantêm com o restante da bacia.

Exceto pelas introduções deliberadas nos limites da Unidade, ainda praticada de forma clandestina, o ingresso de espécies não-nativas de outros pontos da bacia é incontrolável. A proteção dos recursos naturais no interior de UCs só será efetiva se o controle for realizado em nível de bacia.

A eliminação ou controle populacional de peixes invasores, difícil em qualquer segmento da bacia, é virtualmente impossível em uma Unidade de Conservação, pois, além dos elevados custos, não poderia ser feita sem prejuízos ambientais relevantes.

Como recomendação geral, sugere-se maior rigor e bom senso nos processos decisórios acerca das translocações e introduções de peixes. Entre as diretrizes a serem observadas, baseando-se na proposta de Rosenfield & Mann (1992), destacam-se, em ordem de pré-requisitos, as seguintes, voltadas principalmente à piscicultura.



### **Etapa 1. Validade da introdução**

Para que as discussões acerca da introdução ou translocação 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 mencionado anteriormente, a maioria das introduções de peixes no Brasil foi justificada de forma vaga (ex: alternativas para o cultivo, produção de proteína), não sendo possível entender qual 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 um crime ambiental.

### **Etapa 2. Segurança no confinamento**

Na piscicultura, da forma que é praticada no Brasil, a segurança no confinamento deveria ser condicionante à liberação de uso de espécies não-nativas. Entretanto, não apenas a localização e a adequação das instalações são imprescindíveis, visto que inadequações nas práticas de manejo do cultivo 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.

### **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 fontes produtoras de alevinos, bem como monitoramentos periódicos da qualidade sanitária dos efluentes e de tanques de cultivo são necessários e devem estar explicitados no projeto de piscicultura.

#### **Etapas 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 a uma transferência. Estas são características imprescindíveis para que uma espécie se estabeleça de forma irreversível. Ignorar este fato constitui uma ruptura relevante com o princípio da precaução e da ética.

#### **Etapas 5. Avaliação do custo-benefício**

Caso a espécie passe pelo crivo das etapas anteriores, passa-se à análise do custo-benefício, ponderando-se, de forma isenta, os riscos e os benefícios ambientais, sociais e econômicos advindos da respectiva introdução.

#### **Etapas 6. Revisão detalhada da literatura**

Embora tal etapa esteja subentendida nas anteriores, neste ponto a literatura deve ser exaustivamente consultada para obter informações de problemas menores registrados em outras regiões e a tomada de possíveis medidas preventivas (doenças, comportamento, características especiais).

#### **Etapas 7. Pesquisas complementares e monitoramento**

Antes que a espécie seja distribuída na bacia hidrográfica, é necessário que aspectos obscuros sejam esclarecidos por meio de investigações locais específicas para complementar as informações. O monitoramento ambiental deve ser parte integrante do projeto e desenvolvido de forma continuada, pelo menos na sub-bacia onde os empreendimentos de aquicultura serão instalados.

Por uma questão ética, os custos com o monitoramento e a responsabilidade dos impactos com o cultivo de espécies não-nativas devem ser imputados, na íntegra, ao empreendedor. Isto é, torna-se justo que a opção pelo cultivo de espécies exóticas, cujo alvo é aumentar a lucratividade, seja custeada pelo empreendedor, não devendo os custos ambientais serem cobertos pelo conjunto da sociedade.

A irreversibilidade do impacto de uma espécie estabelecida sobre a fauna aquática e a impossibilidade de sua remoção devem ser motivos

suficientes para aplicar o princípio da precaução nos processos decisórios sobre introduções, e na elaboração de projetos de cultivo confinado de organismos aquáticos não-nativos. Este princípio consta nos códigos de ética de todos os profissionais que lidam com a produção e com o meio ambiente.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho, A. A., Vazzoler, A. E. A. M., Thomaz, S. M. 1995. The high Paraná river basin: limnological and ichthyological aspects. In: *Limnology in Brazil*. Tundisi, J.G., Bicudo, C.E.M. & Matsumura-Tundisi, T. (Eds.), Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, Brazilian Limnological Society, p. 59-104.
- Agostinho, A. A. & Júlio Jr, H. F. 1996. Ameaça ecológica: peixes de outras águas. *Ciência Hoje* 21(124): 36-44.
- Agostinho, A. A., Júlio Jr, H. F. & Torloni, C. E. 2000. Impactos causados pela introdução e transferência de espécies aquáticas: uma síntese. *Anais do VIII Simpósio Brasileiro de Aqüicultura*, Piracicaba-SP, p. 59-75.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C. & Latini, J. D. 2004. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South America. *Interciencia* 29(6): 334-338.
- Agostinho, A. A., Thomaz, S. M. & Gomes, L. C. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*, 19(3):646-652.
- Agostinho, C. S., Hahn, N. S. & Marques, E.E. (2003). Patterns of food resource use by two congeneric species of piranhas (*Serrasalmus*), on the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology* 63(2): 177-182.
- Casatti, L., Mendes, H. F. & Ferreira, K. M. 2003. Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63(2): 213-222.
- Colautti, R. I. & MacIsaac, H. J. 2004. A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and Distributions* 10(2): 135-141.
- Courtenay, W. R. & Williams, J. D. 1992. Dispersal of exotic species from aquaculture sources, with emphasis on freshwater fishes. In: *Dispersal of living organism into aquatic ecosystems*. Rosenfield A. & Mann R. (Eds.). Maryland: College Park, MA., Sea Grant College Publication, p. 49-81.
- Delariva, R. L. & Agostinho, A. A. 1999. Introdução de espécies: uma síntese comentada. *Acta Scientiarum*, 21(2): 255-262.
- Diamond, J. & Case, T.J. 1986. Overview: introductions, extinctions, exterminations, and invasions. In: *Community Ecology*. Diamond, J. & Case, T. J. (Eds.). New York: Harper and Row, p. 65-79.
- Donk, E. von & Bund, W. von 2002. Impact of submerged macrophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany* 72: 261-274.
- Epifanio, J. & Nielsen, J. 2001. The role of hybridization in the distribution, conservation and management of aquatic species. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10(3): 245-251.
- Fernandes, R., Gomes, L. C. & Agostinho, A. A. 2003. Pesque pague: negócio ou fonte de dispersão de espécies exóticas? *Acta Scientiarum* 25(1): 115-120.
- Fuller, P. L., Nico, L. G., and Williams, J. D. (1999). *Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States*. American Fisheries Society, Special Publication. Bethesda - Maryland.
- Gaspar da Luz, K. D., Oliveira, E. F., Petry, A. C., Julio Jr, H. F., Pavanelli, C. S. & Gomes, L. C. 2004. Fish assemblages in the Upper Paraná River floodplain. In: *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain (LTER - 6)*. Agostinho, A. A., Rodrigues, L., Gomes, L. C., Thomaz, S. M. & Miranda, L. E. (Eds.). Maringá: EDUEM, p. 107-115.
- Godinho, A. L. & Formaggio, P. S. 1992. Efeitos da introdução de *Cichla ocellaris* e *Pigocentrus*

- sp. sobre a comunidade de peixes da lagoa Don Helvécio, MG. *Encontro Anual de Aqüicultura de Minas Gerais* 10: 83-102.
- Gurevitch, J. & Padilla, D. K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology and Evolution* 19(9): 470-474.
- Hawksworth, D. L. 1995. The resource base for biodiversity assessments. In: *Global biodiversity assessment*. Heywood, V.H. & Watson, R. T. (Eds.). Cambridge: Cambridge University Press, United Kingdom, p. 549-605.
- Kauffman, L. 1992. Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems: the lesson of lake Victoria. *Bioscience* 42(11): 846-858.
- Latini, A. O. & Petrere Jr., M. 2004. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management & Ecology* 11: 71-79.
- Mack, R., Simberloff, D., Lonsdale, M., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10, 689-710.
- Moyle, P. B. & Light, T. 1996. Biological invasion of freshwater: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation*, 78: 149-161.
- Orsi, M. L. & Agostinho A. A. 1999. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da bacia do Rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 16(2): 557-560.
- Pelicice, F. M. 2003. Os peixes ornamentais e a planície de inundação do alto rio Paraná. *Monografia (EGQ)*. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, DBI/NUPELIA, 29p.
- Pelicice, F. M., Agostinho, A. A. & Thomaz, S. M. 2005. Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. *Acta Oecologica* 27(1): 9-16
- Rodríguez, J. P. 2001. Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biodiversity and Conservation* 10: 1983-1996.
- Rosenfield, A. & Mann, R. (eds.) 1992. *Dispersal of living organism into aquatic ecosystems*. Maryland: College Park-MA, Maryland Sea Grant College Publication, 471p.
- Santos, G.B. & Maia-Barbosa, P. M., Vieira, F. & Lopes, C. M. 1994. Fish and zooplankton community structure in reservoirs of southeastern Brazil: effects of the introduction of exotic predatory fish. In: *Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais*. Pinto-Coelho, R. M., Giani, A. & Von Sperling, E. (Eds.). Belo Horizonte: SEGRAC, p. 115-132.
- Shea, K. & Chesson, P. 2002. Community ecology as framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 17(4): 170-176.
- Thomson Corporation 2005. Web of Science. Institute for Scientific Information. <http://go5.isiknowledge.com> (accessed January 2005).
- Vermeij, G. J. 1991. When biotas meet: understanding biotic interchange. *Science* 253: 1099-1104.
- Vermeij, G. J. 1996. An agenda for invasion biology. *Biological Conservation* 78: 3-9.
- Vieira, F. & Pompeu, P. S. 2001. Peixamentos: uma alternativa eficiente? *Ciência Hoje* 30(175): 28-33.
- Welcomme, R. L. 1988. *International introductions of inland aquatic species*. FAO, Fish. Tec. Papers 294.
- Williamson, M. H. & Fitter, A. (1996). The characters of successful invaders. *Biological Conservation* 78: 163-170.
- Zaret, T. M. & Paine, R. T. 1973. Species introduction in a tropical lake. *Science* 182(4111): 449-455.