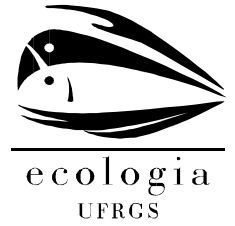




**Universidade Federal do Rio Grande do Sul**  
**Instituto de Biociências**  
**Programa de Pós-Graduação em Ecologia**



Tese de Doutorado

*A implantação de barramentos em sistemas fluviais:  
Ferramentas de planejamento e avaliação de impacto*

Fábio Silveira Vilella

Porto Alegre, dezembro de 2008.

**Universidade Federal do Rio Grande do Sul**  
**Instituto de Biociências**  
**Programa de Pós-Graduação em Ecologia**

Tese de Doutorado

*A implantação de barramentos em sistemas fluviais:  
Estratégias de planejamento e avaliação de impacto*

**Fábio Silveira Vilella**

Orientadora: Profa. Dra. Sandra Maria Hartz

Tese apresentada como pré-requisito para a obtenção  
do título de Doutor em Ciências – ênfase em  
Ecologia.

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Érica Pellegrini Caramaschi (UFRJ)

Profa. Dra. Lisiane Hahn (NeoTropical Consultoria  
Ambiental)

Prof. Dr. Renato Azevedo Matias Silvano (UFRGS)

## AGRADECIMENTOS

Este pequeno espaço reserva a mais valiosa porção dessa tese, pois contém o registro escrito daquilo que tento expressar em palavras ou ações e que nem sempre consigo fazer bem.

Ele é dedicado a agradecer àqueles que são os pilares, as referências e os apoios com os quais construí o que sou e o que tenho hoje e que permitiu entre tantas coisas a elaboração desse trabalho.

À Mariana pelo amor, companheirismo, amizade, pelo sim e por alguns não e pela Maira.

Aos meus pais Aluizio e Marilde pelo exemplo, carinho e dedicação.

A minha irmã Cris pelo amor e pelo meu afilhado Rui Gui.

Ao núcleo Faria-Corrêa do Higienópolis pela acolhida e pelo carinho.

À Sandra Hartz minha (des)orientadora, amiga e chefe, por tudo o que sei e pelo que não sei que ela fez por mim desde o momento em que nos conhecemos em 1993.

Ao “cumpadi” Fritz (dindo da Maira) pela amizade, parceria e pelos papos acadêmicos e também pelos não acadêmicos.

Aos colegas do Lab. desde o início, o Willi (Brusqui Jr.), o Cris (Silveira), a Miriam (Albretch), o Vanini (Márcio), a Dani (Nunes), a Silene (Carvalho) o Fernandinho (Lochman), a Carol (Lemos), o Patrick (Colombo), o Ezequiel (Pedó) e a Paola (Stumpf).

A galera da minha época (putz que velho) que tá por aí semeando coisa boa e em especial ao Mau (Souza).

À todos aqueles professores com quem além de aprender a base teórica da minha formação acadêmica, serviram de exemplo do que se deve (ou não) fazer em

especial ao Bruno (Irgang), ao Olegário (Carlos), ao Aldo (Araújo), ao Serjão (Leite) e ao Albano (Schwartzboldt), todos no bom sentido.

Ao Willi, ao Adriano (Cunha) e ao Rodrigo (Balbueno) da Biolaw pela oportunidade e confiança em meu trabalho e a todos os colegas de indaiadas por esse Estado: Zé (Pezzi), Gringo (G. Vinciprova), Márcio (Martins), Glayson (Benke), Andreas (Kindel), Iury (Accordi), André (Silveira), Jorginho (Marinho), Cristian (Joenck), Bacurau-selvagem (G. Mauricio) e ao Juan (Anza).

Ao Rafael Cruz da UNIPAMPA e a Jussara (C. Cruz) e o Geraldo (L. Silveira) da UFSM pela confiança, pelos ensinamentos e pela parceria de trabalho.

Aos técnicos da FEPAM que prestam um excelente serviço a esse Estado e em especial ao Dotto (João Carlos), a Ana (Mastrascusa), a Raquel (Binotto) e a Marta (Segala).

Ao Celso Cordeiro pelo auxílio na elaboração dos mapas de distribuição das espécies de peixes.



## SUMÁRIO

RESUMO.....	1
INTRODUÇÃO.....	2
Referências Bibliográficas.....	9

IMPLANTAÇÃO DE CONCEITOS TEÓRICOS DO FUNCIONAMENTO DE SISTEMAS FLUVIAIS E DE CONSERVAÇÃO NO PLANEJAMENTO E GESTÃO FRENTE À SITUAÇÃO DE CARÊNCIA DE DADOS – O CASO DAS BACIAS DOS RIOS IJUÍ, PIRATINIM, ICAMAQUÃ E BUTUÍ

<b>Introdução</b> .....	10
<b>Métodos</b> .....	14
<u><i>Inventário da riqueza de espécies de peixes do rio Uruguai</i></u> .....	18
<u><i>Identificação dos taxa vulneráveis ao impacto de barramentos</i></u> .....	19
<u><i>Mapeamento das espécies segundo sua vulnerabilidade</i></u> .....	23
<u><i>Vulnerabilidade das zonas de endemismo do rio Uruguai</i></u> .....	24
<u><i>Tamanho dos segmentos de rio</i></u> .....	27
<u><i>Elaboração de cenários</i></u> .....	28
<u><i>Integração dos resultados</i></u> .....	32
<b>Resultados</b> .....	32
<b>Considerações Finais</b> .....	47
<b>Referências Bibliográficas</b> .....	50

COMO IDENTIFICAR A NECESSIDADE DE IMPLANTAÇÃO DE UM MECANISMO DE TRANSPOSIÇÃO DE PEIXES (MTP) EM UM BARRAMENTO FLUVIAL?

<b>Introdução</b> .....	54
<b>Métodos</b> .....	57
<u><i>Diagnóstico da ictiofauna</i></u> .....	57

<u>Identificação do conjunto de espécies sensíveis à fragmentação</u> .....	59
<u>Medida do trecho de rio livre localizado à montante do barramento</u> .....	60
<u>Análise da viabilidade do trecho remanescente de rio livre à manutenção de peixes migradores</u> .....	60
<u>Avaliação da necessidade de instalação de mecanismo de transposição de peixes (MTP)</u> .....	61
<b>Resultados</b> .....	61
<u>Diagnóstico da ictiofauna</u> .....	61
<u>Identificação das espécies sensíveis à fragmentação</u> .....	68
<u>Estimativa do tamanho do segmento de rio livre de barreiras</u> .....	77
<u>Viabilidade do remanescente de rio livre para a manutenção de peixes de piracema</u> .....	82
<u>Necessidade de instalação de mecanismo de transposição de peixes (MTP)</u> .....	83
<b>Considerações Finais</b> .....	85
<b>Referências Bibliográficas</b> .....	86

USO DE SIMULAÇÕES PARA A ANÁLISE DO BALANÇO DE IMPACTOS DA IMPLANTAÇÃO DE UMA BARRAGEM: ESTUDO DE CASO DAS BARRAGENS DE USO MÚLTIPLO DA BACIA DO RIO SANTA MARIA

<b>Introdução</b> .....	90
<u>Histórico</u> .....	91
<u>Arcabouço teórico</u> .....	92
<u>A bacia de montante</u> .....	97
<u>O reservatório propriamente dito</u> .....	98
<u>O rio a jusante do empreendimento</u> .....	102
<u>Alteração do uso e cobertura da terra (perímetro irrigado, canteiro de obras e reservatório)</u> .....	107
<u>Barragens na bacia do rio Santa Maria</u> .....	110
<u>Impacto das barragens no racionamento</u> .....	111
<u>Balanço de impactos positivos e negativos</u> .....	113

<b>Conclusões.....</b>	<b>122</b>
<b>Referências Bibliográficas.....</b>	<b>125</b>

## ÍNDICE DE TABELAS E QUADROS

### IMPLANTAÇÃO DE CONCEITOS TEÓRICOS DO FUNCIONAMENTO DE SISTEMAS FLUVIAIS E DE CONSERVAÇÃO NO PLANEJAMENTO E GESTÃO FRENTE À SITUAÇÃO DE CARÊNCIA DE DADOS – O CASO DAS BACIAS DOS RIOS IJUÍ, PIRATINIM, ICAMAQUÃ E BUTUÍ

Tabela 1. Matriz de avaliação da vulnerabilidade das espécies de peixes da Bacia 75 e Alto Uruguai .....	21
Tabela 2. Pontuação atribuída às diferentes fontes de informação que subsidiaram o mapeamento das espécies de peixes .....	23
Tabela 3. Pontuação atribuída às ordens de rio da bacia do Uruguai .....	25
Tabela 4. Pontuação atribuída a rotas de migração de peixes considerando sua extensão e a conectividade ao rio Uruguai.....	31
Tabela 5. Relação das espécies de peixes da bacia do rio Uruguai e sua vulnerabilidade aos impactos causados por barramentos .....	34 - 43
Tabela 6. Valores de vulnerabilidade associados as espécies de peixes da bacia do rio Uruguai e os valores atribuídos ao mapeamento dessas espécies segundo a fonte de dados sobre sua distribuição .....	46

### COMO IDENTIFICAR A NECESSIDADE DE IMPLANTAÇÃO DE UM MECANISMO DE TRANSPOSIÇÃO DE PEIXES (MTP) EM UM BARRAMENTO FLUVIAL?

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos pontos de amostragem e esforço de captura nos pontos amostrados nas campanhas de abril e outubro de 2006, área de influência da UHE Monjolinho, rios Erechim e Passo Fundo, RS. Valores indicados na primeira linha abaixo do item “Redes de emalhar” referem-se à medida das malhas das redes (em cm entre nós adjacentes). As linhas seguintes referem-se ao comprimento das redes (em metros) .....	58
--	----

Tabela 2. Lista de espécies, sua contribuição para a relação de espécies da bacia bem como o número total de espécies registradas pela literatura científica (CÂMARA & HAHN, 2000), EIA UHE Monjolinho (2002) e pelas campanhas de amostragem complementar conduzidas nos meses de abril e outubro de 2006 na área de influência da UHE Monjolinho, rios Erechim e Passo Fundo, RS. 1. Registro positivo; 1. Primeiro registro da espécie; 1\*. Registro exclusivamente feito pela fonte.....64

Tabela 3 - Complementação do diagnóstico da ictiofauna na área de influência da UHE Monjolinho, rios Erechim e Passo Fundo, RS. Relação das espécies de peixes capturadas, suas respectivas abundâncias e parâmetros da comunidade (riqueza, abundância total, índice de diversidade de Shannon e equidade) dos pontos amostrados nas campanhas realizadas nos meses de abril e outubro de 2006 ...67

Tabela 4. Relação das espécies de peixes da área de influência da UHE Monjolinho, rios Erechim e Passo Fundo, RS e sua sensibilidade à fragmentação imposta pelo barramento. Endemismo: A. distribuição restrita na bacia do rio Uruguai; B. distribuição ampla na bacia do rio Uruguai. Status: Vu. vulnerável (Dec. 41.672/2002); IN5. ameaçada de extinção (IN-MMA nº5/2004). Habito migrador: G. desloca-se grandes distâncias; P. desloca-se pequenas distâncias.....70

Tabela 5. Localização dos pontos de alteração de cota altitudinal na calha principal dos rios Passo Fundo e Erechim e anotação das distâncias desses pontos em relação a foz do rio, no rio Uruguai. Avaliação da fragmentação imposta pela UHE Monjolinho aos rios Erechim e Passo Fundo, RS .....77

Tabela 6. Avaliação da fragmentação imposta pela UHE Monjolinho aos rios Erechim e Passo Fundo, RS. Cotas altimétricas e distâncias desses pontos do ponto de deságüe mais de jusante. Cenário 1. foz do rio Passo Fundo, no rio Uruguai; Cenário2. limite superior do reservatório da UHE Foz do Chapecó, rio Passo Fundo; Cenário 3. limite superior do reservatório da UHE Monjolinho, rio Erechim .....82

USO DE SIMULAÇÕES PARA A ANÁLISE DO BALANÇO DE IMPACTOS DA IMPLANTAÇÃO DE UMA BARRAGEM: ESTUDO DE CASO DAS BARRAGENS DE USO MÚLTIPLO DA BACIA DO RIO SANTA MARIA

Quadro 1 – Histórico de estudos e ações na bacia do rio Santa Maria..... 94 - 96

Quadro 2 - Funções ecológicas de diferentes níveis de vazões dos rios, segundo Postel & Richter (op.cit.) .....103

Tabela 1 - Balanço de janeiro – (mês mais crítico que aponta necessidade de racionamento) Resultados das simulações com e sem barragem, sem alterar demanda ambiental, considerando vazão sanitária em Rosário com ponderadores demandas totais e valores outorgados.....111

Tabela 2 - Balanço de janeiro (mês mais crítico que aponta necessidade de racionamento) – considerando a inserção das barragens para área de influência direta na SHR9, 16, 19 e 21 .....112

## ÍNDICE DE FIGURAS

### INTRODUÇÃO

Figura 1. Número de barragens construídas por década no planeta (1.900 – 2.000) excluindo a China. (Fonte: WCD, 2000) .....3

Figura 2. Composição da Matriz de energia elétrica do Brasil segundo a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) em novembro de 2008.....4

### IMPLANTAÇÃO DE CONCEITOS TEÓRICOS DO FUNCIONAMENTO DE SISTEMAS FLUVIAIS E DE CONSERVAÇÃO NO PLANEJAMENTO E GESTÃO FRENTE À SITUAÇÃO DE CARÊNCIA DE DADOS – O CASO DAS BACIAS DOS RIOS IJUÍ, PIRATINIM, ICAMAQUÃ E BUTUÍ

Figura 1. Capacidade hidroenergética instalada nas sub-bacias hidrográficas do Brasil, situação em março de 2003. (Fonte: Aneel, 2005).....11

Figura 2. Sistema de reservatórios em cascata instalado no rio Paranapanema na divisas dos Estados do Paraná e de São Paulo. (Fonte: Sigel, 2008).....11

Figura 3. Localização da área alvo do estudo nas as unidades de planejamento e gestão estaduais U90 (rio Ijuí), U40 (rios Butuí-Piratinim e Icamaguã), afluentes do rio Uruguai.....14

Figura 4. Inventário dos aproveitamentos hidrelétricos dos rios Ijuí, Butuí, Piratinim e Icamaguã, afluentes do rio Uruguai. Fonte Companhia Estadual de Energia Elétrica (CEEE) e Cooperativa Regional de Energia e Desenvolvimento Ijuí Ltda. (CERILUZ) .....15

Figura 5. Delimitação das zonas de endemismo de peixes na bacia do rio Uruguai definidas pela declividade do terreno na bacia hidrográfica.....26

Figura 6. Delimitação das áreas de Campanha, Transição e Planalto do rio Uruguai utilizadas para a contagem das distâncias dos trechos de rio livre baseado na fisionomia da bacia hidrográfica .....30

## COMO IDENTIFICAR A NECESSIDADE DE IMPLANTAÇÃO DE UM MECANISMO DE TRANSPOSIÇÃO DE PEIXES (MTP) EM UM BARRAMENTO FLUVIAL

Figura 1. Exemplares de dourado (*Salminus brasiliensis*) e pintado (*Pimelodus maculatus*) encontrados mortos durante a realização da campanha de abril de 2006 na área de influência da UHE Monjolinho, rios Erechim e Passo Fundo, RS 65

Figura 2. Exposição das redes de emalhar provocada pelas drásticas oscilações do rio devido ao regime de operação da UHE Passo Fundo, área de influência da UHE Monjolinho, rios Erechim e Passo Fundo, RS.....66

Figura 3. Curva de acumulação de espécies de peixes construída pelo somatório de informações disponibilizadas pela literatura científica (CÂMARA E HAHN, 2000), EIA UHE Monjolinho (2002), campanhas de amostragem complementar conduzidas nos meses de abril e outubro de 2006 e relatos de moradores para a bacia do rio Passo Fundo, área de influência da UHE Monjolinho, RS .....68

Figura 4. Exemplar adulto de dourado (*Salminus brasiliensis*) capturado em 19 de julho de 2006 junto à casa de força da UHE Passo Fundo (22J 6959518 / 330534), área de influência da UHE Monjolinho, RS .....75

Figura 5. Vista aérea dos pontos de alteração de cota mapeados nas cartas topográficas em escala 1:50.000, área de influência da UHE Monjolinho, rios Erechim e Passo Fundo, RS .....79

Figura 6. Vista aérea e aspecto local da barragem de concreto instalada para a passagem de veículos no rio Erechim (UTM 22J 6944572/336799).....80



USO DE SIMULAÇÕES PARA A ANÁLISE DO BALANÇO DE IMPACTOS DA IMPLANTAÇÃO DE UMA BARRAGEM: ESTUDO DE CASO DAS BARRAGENS DE USO MÚLTIPLO DA BACIA DO RIO SANTA MARIA

Figura 1 - Gradiente longitudinal de sedimentação em um reservatório (Zalewski & Wagner-Lotkowska, 2004) .....	102
Figura 2 - Outorgas já emitidas pelo DRH para a bacia do rio Santa Maria, separadas por SHR.....	114
Figura 3 - Localização da área da barragem do arroio Jaguari, aproximadamente localizada entre os extremos do segmento de reta .....	117
Figura 4 - Localização da área da barragem do arroio Taquarembó, aproximadamente localizada entre os extremos do segmento de reta .....	118
Figura 5 - Banhados recomendados para conservação e/ou restauração na bacia do rio Santa Maria .....	118
Figura 6 - Área alagada pela Barragem de Uso Múltiplo do Arroio Taquarembó.....	120
Figura 7 - Área alagada pela Barragem de Uso Múltiplo do Arroio Jaguari .....	121
Figura 8 - Visão ortogonal das Barragens de Uso Múltiplo dos Arroios Jaguari e Taquarembó (jusante para montante) .....	121

## RESUMO

O presente trabalho propõe-se a tratar da adequação de conceitos ecológicos sobre o funcionamento de sistemas fluviais como uma forma de compor critérios de análise de impactos aos quais esses sistemas estão sujeitos a partir da instalação de barramentos. As análises foram baseadas em estudos de caso associados aos rios do Estado do Rio Grande do Sul, na bacia do rio Uruguai. A adaptação de alguns conceitos em um sistema de informações geográficas mostrou-se possível, a produção de mapas com os conceitos fragmentação e vulnerabilidade do rio indicada pelas espécies de peixes é viável e apesar de não eliminar o componente subjetivo da tomada de decisão, traz como vantagens a transparência na construção dos índices de avaliação de fragmentação do rio e a replicabilidade do modelo em diferentes configurações de fragmentação ou cenários. Os estudos de caso evidenciaram que para a aplicação da estrutura de análise alguns pontos tornam-se limitadores da qualidade da análise, especialmente em decorrência da carência de dados confiáveis, da pouca informação disponível sobre a riqueza de espécies de peixes e sua biologia, ou pela baixa confiabilidade dos dados existentes nos documentos técnicos que integram processos de licenciamento ambiental.

## ABSTRACT

This paper proposes to address the adequacy of ecological concepts on the functioning of river systems as a way to make the criteria for analysis of impacts to which these systems are subject through the installation of buses. Analyses were based on case studies related to the rivers of the State of Rio Grande do Sul, in the Uruguay river basin. The adaptation of some concepts in a geographic information system has proved possible to produce maps with the terms fragmentation and vulnerability of the river indicated by fish species is feasible and although not eliminate the subjective component of decision making, brings the advantages in building transparency of the assessment rates of fragmentation of the river and replicability of the model in different configurations or scenarios of fragmentation. The case studies showed that for the application of structure analysis, a few paragraphs become limiting the quality of analysis, especially due to the lack of reliable data, the little information available about the richness of fish species and their biology, or the unreliability of existing data in the technical documents that integrate environmental licensing processes.

## INTRODUÇÃO

Relativizando a evolução humana e a energia, define o *Homo sapiens* como a espécie mais consumidora de energia que o planeta já conheceu. O autor define o domínio do fogo como a inovação extrasomática mais notável da espécie humana desde 400.000 anos atrás possibilitando o avanço de culturas humanas e o desenvolvimento de técnicas como a cerâmica e a metalúrgica (Gowlett 1984, apud Price 1995).

Após um longo período de tempo, decorrido sem maiores evoluções no domínio de fontes de energia, é que surgiu o domínio do uso do carvão na fabricação do aço, marcando o início da Revolução Industrial e o desenvolvimento de novas fontes de energia como o gás natural e o petróleo, dissipando energias orgânicas acumuladas desde o surgimento da vida na terra. Segundo o autor, a partir da exploração das fontes fósseis (menos de 300 anos) tornou-se possível a exploração de uma variedade de recursos. Price (1995) associa essa situação à introdução de uma espécie exótica em um ambiente onde os fatores limitantes ao seu desenvolvimento estão superdimensionados, proporcionando um crescimento exponencial da população até o esgotamento dos recursos ou a fatores controladores da densidade.

De fato, essa perspectiva de possibilidade de crescimento ilimitado permeou o pensamento teórico da economia clássica que estabeleceu e mantém-se na base filosófica dos sistemas de produção e comércio da maior parte do planeta, especialmente no pós-guerra. De maneira geral, tanto o regime econômico capitalista, tendo nos EUA seu maior expoente, quanto o modelo socialista aplicado nos países soviéticos, tratou os sistemas naturais como fontes de recursos para os sistemas de produção humanos, valorando esses produtos na perspectiva do custo interno de produção, excluindo desse cálculo os impactos gerados pelo seu uso como a contaminação, a alteração de paisagem ou a extinção de espécies. Esses efeitos encaixam-se no pensamento econômico apenas como “externalidades” (Cavalcanti, 2004).

De acordo com World Commission Dams (2000) o período pós segunda grande guerra foi marcado pelo crescimento exponencial do número de barragens no planeta atingindo seu pico na década de 70 (figura 1).

Segundo Schaefer e Szklo (2001), a indústria de geração de energia tem se modificado globalmente, em especial em países em desenvolvimento, a partir do aumento da participação do capital privado. Esse fato, associado com o Protocolo de Kyoto, tem profundas implicações sobre o ambiente local e global e, de acordo com os autores, projeta para o Brasil um cenário em que a decisão de investimentos do setor energético terá de contrabalançar os efeitos locais e globais das novas unidades de geração.

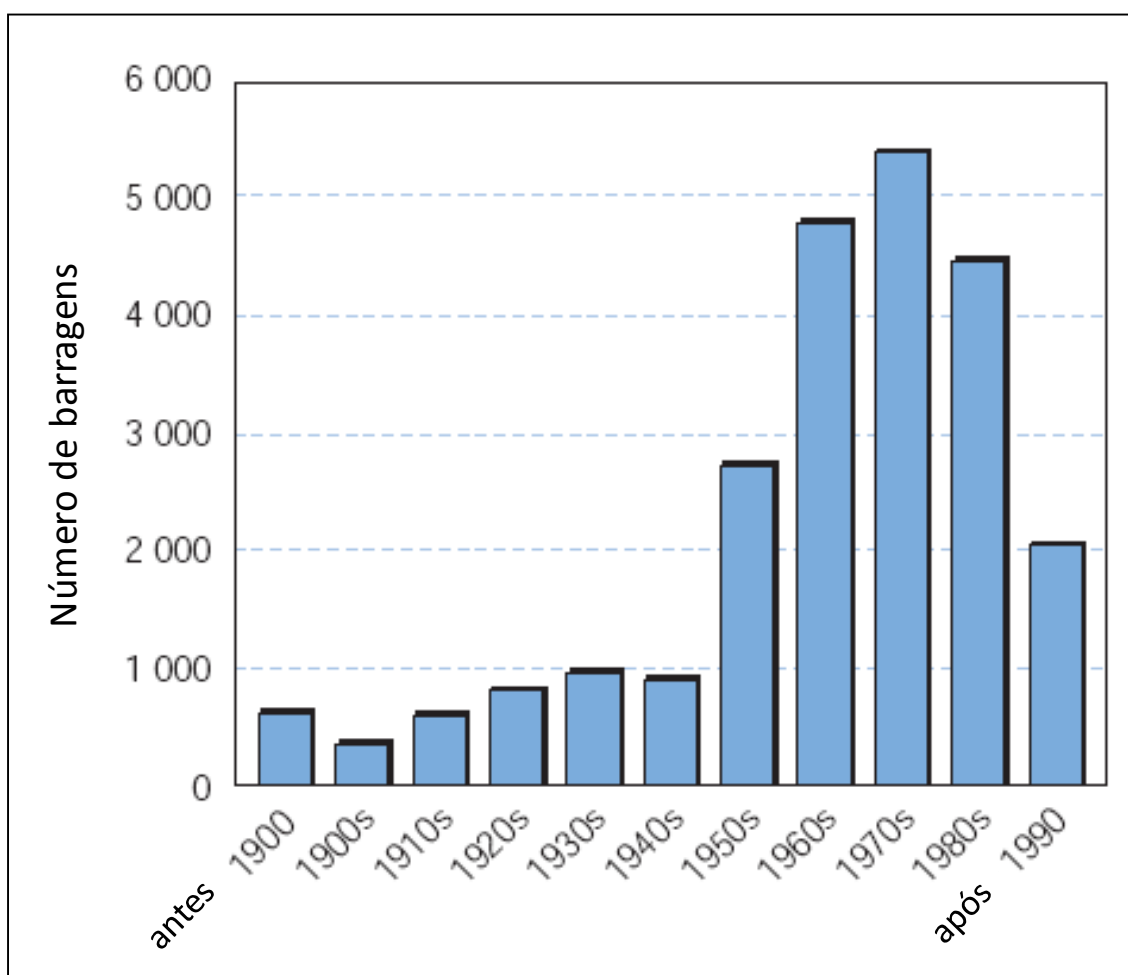


Figura 1. Número de barragens construídas por década no planeta (1.900 - 2.000) excluindo a China (Fonte: WCD, 2000).

A matriz de produção de energia do Brasil está baseada no enorme potencial conferido pela riqueza de cursos d'água associada às condições de relevo e acidentes geográficos que, além da fabulosa beleza cênica, conferem ao nosso território um enorme potencial de geração hidroenergética. De acordo com a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2005), entre os empreendimentos que compõem a matriz de geração de energia elétrica no país a fonte hidráulica corresponde a 70,18% da produção (figura 2).

Atualizado em: 21/11/2008

Matriz de Energia Elétrica

Tipo	Empreendimentos em Operação			Total			
	Capacidade Instalada			N.º de Usinas	(kW)	%	
	N.º de Usinas	(kW)	%				
Hídrico	716	77.348.393	70,11	716	77.348.393	70,11	
Gás	Natural	86	10.589.702	9,60	115	11.770.730	10,67
	Processo	29	1.181.028	1,07			
Petróleo	Óleo Diesel	678	3.393.454	3,08	699	4.690.648	4,25
	Óleo Residual	21	1.297.194	1,18			
Biomassa	Bagaço de Cana	255	3.413.316	3,09	306	4.594.850	4,16
	Licor Negro	13	859.217	0,78			
	Madeira	30	255.517	0,23			
	Biogás	3	41.590	0,04			
	Casca de Arroz	5	25.208	0,02			
Nuclear	2	2.007.000	1,82	2	2.007.000	1,82	
Carvão Mineral	8	1.455.104	1,32	8	1.455.104	1,32	
Eólica	18	289.150	0,26	18	289.150	0,26	
Importação	Paraguai		5.650.000	5,46		8.170.000	7,40
	Argentina		2.250.000	2,17			
	Venezuela		200.000	0,19			
	Uruguai		70.000	0,07			
<b>Total</b>	<b>1.864</b>	<b>110.325.875</b>	<b>100</b>	<b>1.864</b>	<b>110.325.875</b>	<b>100</b>	

Figura 2. Composição da Matriz de energia elétrica do Brasil segundo a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) em novembro de 2008.

Do ponto de vista estratégico, essa fonte de energia pode ser considerada inesgotável, ao contrário de fontes não renováveis, baseadas apenas da extração com o petróleo. No entanto, a manutenção da quantidade e da qualidade do recurso está fortemente associada à maturidade de gestão do bem público, já que as condições de “sanidade” do sistema aquático influenciam na disponibilidade hidroenergética.

Apesar de encarada por muito tempo como uma tecnologia “limpa”, a hidrogeração de energia elétrica hoje é encarada como uma fonte da qual resultam importantes impactos ambientais e sociais negativos para os quais ainda não foram encontradas soluções eficientes de mitigação ou compensação. Essa mudança de

visão reside no avanço do conhecimento teórico sobre o funcionamento dos sistemas fluviais e na possibilidade de uso de sistemas de informação geográfica e imagens de satélite para a análise da “paisagem fluvial”.

Em 1997, apoiados pelo Banco Mundial e pela IUCN - União Internacional para a Conservação da Natureza ocorreu na Suíça um workshop por ocasião da publicação do relatório do Banco Mundial, para discussão de questões envolvendo as grandes barragens. Desse workshop nasceu a Comissão Mundial de Barragens (CMB) com o objetivo de examinar a eficácia da construção de grandes barragens, estudar alternativas para o desenvolvimento de recursos hídricos e energéticos e elaborar critérios, diretrizes e padrões internacionalmente aceitáveis para o planejamento, projeto, avaliação, construção, operação, monitoramento e descomissionamento de barragens.

A CMB teve caráter consultivo e não investigativo, sendo formada por representantes selecionados por sua ampla e variada experiência, pontos de vista e conhecimentos que poderiam enriquecer o debate.

Ao final de seu trabalho, a CMB foi dissolvida tendo deixado como produto o seu relatório cristalizando em seu conteúdo um importante rol de informações sobre as motivações e conseqüências da implantação das barragens em todo o planeta. O documento é extremamente inquietante pelo conjunto de resultados que agrupa especialmente ao considerar que: “Até o momento, os esforços para amenizar os impactos das grandes barragens sobre ecossistemas tiveram sucesso limitado devido ao descaso em se prever e evitar tais impactos, à má qualidade e pouca confiabilidade dos prognósticos, à dificuldade de enfrentar todos os impactos e à implementação e sucesso apenas parciais das medidas de mitigação ambiental. Mais especificamente:

- ✓ Não é possível mitigar muitos dos impactos de uma represa sobre os ecossistemas e a biodiversidade terrestres;
- ✓ Esforços para o resgate de animais silvestres tiveram pouco êxito em longo prazo;

- ✓ O uso de escadas de peixes para mitigar os impactos sobre as espécies migratórias não teve sucesso, pois muitas vezes a tecnologia não era adequada para os locais e as espécies em questão;
- ✓ A mitigação eficiente dos impactos deletérios resulta de uma boa base de informações, da cooperação antecipada entre ecólogos, projetistas da barragem e pessoas afetadas, e do monitoramento e acompanhamento regulares da eficácia das medidas de mitigação;
- ✓ Cada vez mais, os requerimentos ambientais para o controle de vazões vêm sendo usados para reduzir os impactos das alterações nos regimes hidrológicos sobre os ecossistemas aquáticos, aluviais e costeiros à jusante da barragem.

No segundo semestre de 2001, o Brasil enfrentou uma crise no sistema energético resultante de uma histórica falta de investimentos na ampliação do parque de geração de energia, associada à uma redução do nível de chuvas, que marcou o final do mandato do Presidente Fernando Henrique Cardoso.

De acordo com Romera (2008), o novo governante, Luiz Inácio Lula da Silva (Lula), estabeleceu um novo modelo para o setor elétrico em 2003. Estruturado em diversas ações do Governo Federal, esse novo modelo está centrado no retorno do Planejamento Público a partir da criação da Empresa Pública de Energia (EPE) que além de avaliar os potenciais energéticos passou também a ser responsável por viabilizá-los com o licenciamento ambiental prévio.

Outra medida que integra as ações de governo foi o desmembramento do Ibama em duas autarquias. O Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, responsável pela política nacional de conservação da biodiversidade e o Ibama, responsável pela fiscalização e licenciamento ambiental.

Para concluir o governo anunciou em janeiro de 2007 o Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) em que mais da metade dos investimentos está direcionado para o setor de produção de energia especialmente do setor público. Segundo Cardoso (2007) o PAC está centrado no setor energético, pois existe a perspectiva de que entre 2009 e 2010 a demanda supere a oferta de energia no país



produzindo um novo apagão no final do governo Lula. As dificuldades em implantar essas novas obras do setor de energia hidráulica estão diretamente associadas ao fato de que as grandes quedas d'água próximo aos centros urbanos já estão aproveitadas, o que leva os investimentos a serem direcionados para regiões mais distantes onde os impactos ambientais são maiores (p. ex. barragens do rio Madeira, na Amazônia). Essa condição implica em demora no processo de licenciamento ambiental e atrito entre os diferentes setores de governo. Esse atraso ameaça frustrar a meta do governo que em contrapartida cogita a construção de Angra III como forma de compensar essa situação.

Em grande parte, essas barragens “novas” se constituem em empreendimentos cujo potencial havia sido inventariado na década de 60 e sua implantação atualmente não tem considerado uma análise de sua viabilidade a partir da moderna perspectiva teórica do funcionamento dos sistemas fluviais.

Associado a esse problema, certo “terrorismo institucional” de parada do crescimento econômico do país devido à falta de energia provocou enorme pressão no órgão de licenciamento, tanto pelo volume de processos quanto pela necessidade nacional de energia. Essa condição favoreceu a implantação desastrosa de alguns empreendimentos de grande impacto que tiveram sua dimensão subestimada. O caso mais emblemático dessa circunstância, no sul do Brasil, reside na UHE Barra Grande localizada no rio Pelotas na divisa dos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Prochnow, 2005).

Norteados pelo desafio de atualizar a visão da possibilidade de implantação de um barramento diante das teorias ecológicas e de subsistência dos sistemas naturais em condições minimamente viáveis é que se produziu no primeiro artigo que integra essa Tese uma proposta de análise integrada de impactos de barramentos em sistemas fluviais, utilizando como vetores de indicação as espécies nativas da ictiofauna e, em especial, o conjunto de espécies mais frágeis aos impactos causados por barragens.

No segundo capítulo foi tratada com mais atenção a definição de critérios de análise da necessidade de implantação de um sistema de passagem de peixes em um barramento. O artigo, antes de tratar de modelos de passagem de peixes, trata

de uma questão mais básica e a qual se tem dado pouca atenção na literatura que é a estruturação de critérios claros e teoricamente subsidiados para a definição da real necessidade de implantação dessas estruturas.

Por fim, o terceiro capítulo analisa o impacto da implantação de barramentos no sistema fluvial a partir da perspectiva de impactos na vazão do rio e suas implicações na disponibilidade de água no sistema.

Os capítulos foram construídos a partir de estudos de caso já que estes possibilitaram a contribuição efetiva do trabalho na resolução de questões práticas. Além disso, geraram proposições de continuidade e a formulação de hipóteses que se constituíram em pressupostos para a sua elaboração ou que foram formuladas a partir dos resultados obtidos. Essas hipóteses em sua maioria podem ser testadas a partir da assimilação dos questionamentos que as produziram pelos órgãos de licenciamento ambiental ou pelos próprios empreendedores.

## **Referências Bibliográficas**

- ANEEL: Agência Nacional de Energia Elétrica. 2005 Consultado em novembro de 2008. Matriz de energia elétrica. (<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.asp>)
- Cardoso, B. 2007. A energia do PAC. *Conjuntura Econômica*, v. 61 (3): 30-40.
- Cavalcanti, C. 2004. Uma tentativa de caracterização da economia ecológica. *Ambiente & Sociedade*, v. VII (1): 149-158.
- Gowlett, J.A.J., 1984, Mental abilities of early man: a look at some hard evidence, *Culture, Education and Society*, v.38 (3): 199-220.
- Price, D. 1995. Energy and Human Evolution. *Population and Environment: A Journal of Interdisciplinary Studies*, v. 16 (4): 301-319.
- Prochnow, M. 2005. Barra Grande - A hidrelétrica que não viu a floresta. Ed. Apremavi, Rio do Sul, SC.104p.
- Romera, R. S. 2008. Uma análise administrativa das perspectivas do atual momento do setor elétrico brasileiro. *Revista Factus*, v. 2: 221-230.
- Schaefer, R. & Szklo, A.S. 2001 Future electric power technology choices of Brazil: a possible conflict between local pollution and global climate change. *Energy Policy*, 29: 355-369.
- World Commission Dams. 2000. Dams and Development: A new framework for decision-making - The Report of The World Commission on Dams. Earthscan Publications Ltd., UK. 404p.

IMPLANTAÇÃO DE CONCEITOS TEÓRICOS DO FUNCIONAMENTO DE SISTEMAS  
FLUVIAIS E DE CONSERVAÇÃO NO PLANEJAMENTO E GESTÃO FRENTE À  
SITUAÇÃO DE CARÊNCIA DE DADOS – O CASO DAS BACIAS DOS RIOS IJUÍ,  
PIRATINIM, ICAMAQUÃ E BUTUÍ

**Introdução**

O inventário do potencial de geração de energia hidrelétrica esteve por muito tempo baseado apenas na ótica do ótimo ou máximo potencial energético de uma rede hidrográfica (cascatas de reservatórios), não incluindo em sua análise os impactos decorrentes da arquitetura dessa intervenção.

Como fruto dessa orientação técnica e política, se produziram no Brasil, especialmente na região sudeste (figura 1), sistemas de reservatórios em cascata que se configuram em ambientes novos e com uma dinâmica fortemente influenciada por fatores antrópicos associados à arquitetura da barragem, sua regra operativa, condições de entorno e montante decorrente dos padrões de uso do solo e condições de saneamento. Essas características assumem muitas vezes papel fundamental na dinâmica e na qualidade do sistema fluvial em detrimento das variáveis que anteriormente o regiam como a sazonalidade, os pulsos de inundação, a presença e seletividade de barreiras naturais como cachoeiras e quedas d'água entre outros (Nogueira *et al.*, 2005).

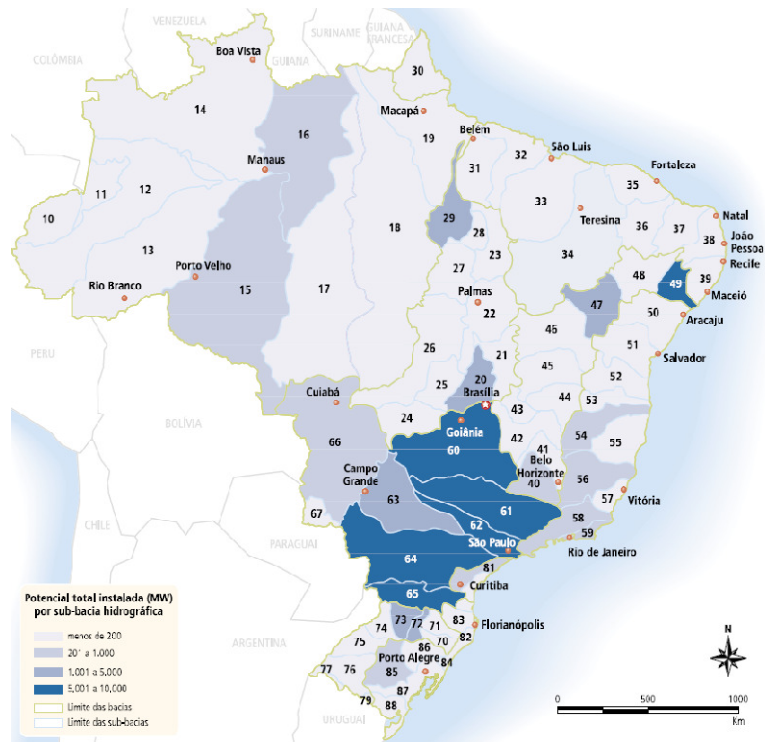


Figura 1. Capacidade hidroenergética instalada nas sub-bacias hidrográficas do Brasil, situação em março de 2003 (Fonte: Aneel, 2005).

Como exemplo disso se pode citar a cascata de reservatórios do rio Paranapanema, na divisa dos estados de São Paulo e Paraná, ao logo do qual existem instaladas dez usinas hidrelétricas em um sistema em cascata (figura 2).

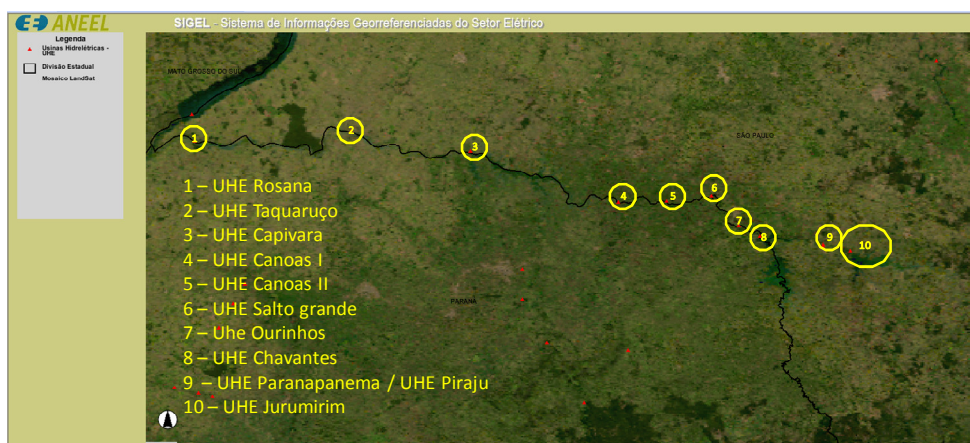


Figura 2. Sistema de reservatórios em cascata instalado no rio Paranapanema na divisas dos Estados do Paraná e de São Paulo (Fonte: Sigel, 2008).

Os principais empreendimentos de geração de energia elétrica implantados ou em implantação no Brasil foram inventariados no período do regime militar sustentados sob uma visão de gestão dos recursos naturais e do território nacional ainda desprovida de uma Política Nacional de Meio Ambiente (lei federal nº 6938 de 31 de agosto de 1981).

Com a promulgação da Constituição Federal de 1988, novos contornos à gestão e ao planejamento dos recursos hídricos foram estabelecidos no Brasil com a definição da bacia hidrográfica como unidade de planejamento dos recursos hídricos. No entanto, o processo de “amadurecimento” das novas regras estabelecidas pela Constituição Federal, 20 anos após sua publicação, ainda se encontram em implantação.

Por outro lado, o sistema de licenciamento ambiental regente prevê a análise de alternativas locais para empreendimentos ambientalmente impactantes e exige a definição de uma área de influência direta e de influência indireta. Contudo, na análise de empreendimentos hidrelétricos, essa avaliação tem se resumido a considerar o impacto pontual de um barramento, não observando os efeitos cumulativos de sua implantação na rede hidrográfica.

Além disso, as estruturas teóricas a respeito do funcionamento do sistema fluvial ainda não haviam construído as propostas de uma dinâmica espiral de nutrientes (Webster & Patten, 1979), o *continuum* fluvial (Vannote *et al.*, 1980), a dinâmica de manchas (Pringle *et al.*, 1988) ou a hipótese da dinâmica de rede (Benda *et al.*, 2004).

É importante reconhecer esse contexto histórico para compreender a definição de tais pontos de barramentos. No entanto, a implantação desses empreendimentos nos dias de hoje não pode ignorar os 40 anos de defasagem de conhecimento que nortearam a definição de tais projetos.

De fato, o Manual de Inventário de Bacias Hidrográficas (Eletrobras, 1997) reconhece a necessidade da avaliação dos impactos cumulativos e sinérgicos em nível de bacia hidrográfica, mas não apresenta instrumentos que apontem como efetivamente alcançar estes objetivos (Hasenack *et al.* 2004).

Uma visão objetiva dessa lacuna passou a ser incorporada pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental do Rio Grande do Sul (FEPAM) que em 2001 produziu o primeiro estudo objetivando a integração dos impactos cumulativos de empreendimentos hidrelétricos inventariados para a bacia do rio Taquari-Antas.

Neste trabalho (FEPAM, 2001), os autores propuseram um método para análise de criticidade de trechos de rios, bem como incluíram critérios de conectividade e fragmentação florestal para definição de orientações para o licenciamento de barragens em escala de bacia hidrográfica. A fim de mitigar os efeitos cumulativos de barramentos no mesmo sistema, os autores propuseram a classificação dos trechos de rios por tipologia e a definição de, pelo menos, um trecho de cada tipologia livre de barragens na bacia hidrográfica, bem como uma distância mínima de trecho livre de barramentos entre empreendimentos, absorvendo alguns conceitos estabelecidos pelo relatório da Comissão Mundial de Barragens (WCD, 2000).

Nesse trabalho é detalhado o processo de adaptação dos conceitos teóricos da dinâmica do sistema fluvial a fim de produzir temas mapeáveis para a integração de uma análise em Sistema de Informação Geográfica (Idrisi 32). Como estudo de caso, foi adotada a análise da fragilidade do sistema fluvial nas bacias dos rios Ijuí, Piratinim, Icamauã e Butuí, tributários da bacia do rio Uruguai no território do Rio Grande do Sul (Fepam, 2004), para os quais existe um inventário de implantação de 35 aproveitamentos hidrelétricos.

A partir da filosofia de análise primordialmente construída pela Fepam (2001), este estudo visa avançar na integração de dados do meio aquático e associar os conceitos teóricos de Ecologia Fluvial, da Ecologia da Conservação e Ecologia de Paisagem aos critérios que possibilitem a viabilização da inclusão desses temas em um sistema de análise integrado, utilizando como ferramenta um Sistema de Informação Geográfica (SIG). Além disso, o estudo busca disponibilizar essa informação de maneira que essa seja possível de ser intercruzada com outras temáticas importantes na análise dos impactos como os meios físico (solos, geologia, declividade, entre outros), biótico terrestre (fauna e flora) e sócio-econômico (densidade ocupação territorial, saneamento, entre outros).

## Métodos

A área de estudo está localizada na porção oeste do Estado do Rio Grande do Sul identificada pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) como Sub-bacia 75 que engloba as unidades de planejamento e gestão estaduais U90 (rio Ijuí) e U40 (rios Butuí-Piratinim e Icamaquã), afluentes do rio Uruguai (figura 3).

A análise teve como objetivo a avaliação de fragilidades ambientais desses rios frente à modelagem em SIG da implantação do inventário de 35 aproveitamentos hidrelétricos na área (figura 4). Para sua elaboração, em primeiro lugar foi preciso definir que temas poderiam ter utilidade na análise. O segundo passo tratou de identificar a viabilidade de inclusão dessa informação a partir da produção ou utilização de dados disponíveis em escala compatível com a escala de análise.

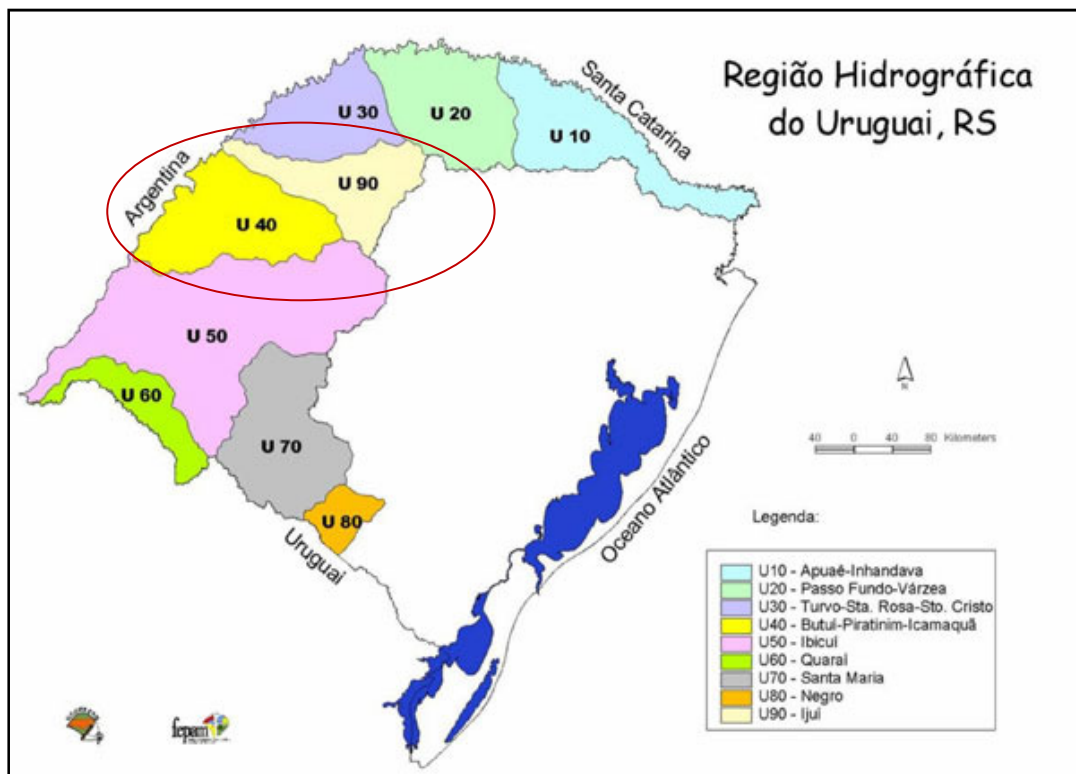


Figura 3. Localização da área alvo do estudo nas as unidades de planejamento e gestão estaduais U90 (rio Ijuí) e U40 (rios Butuí-Piratinim e Icamaquã), afluentes do rio Uruguai.



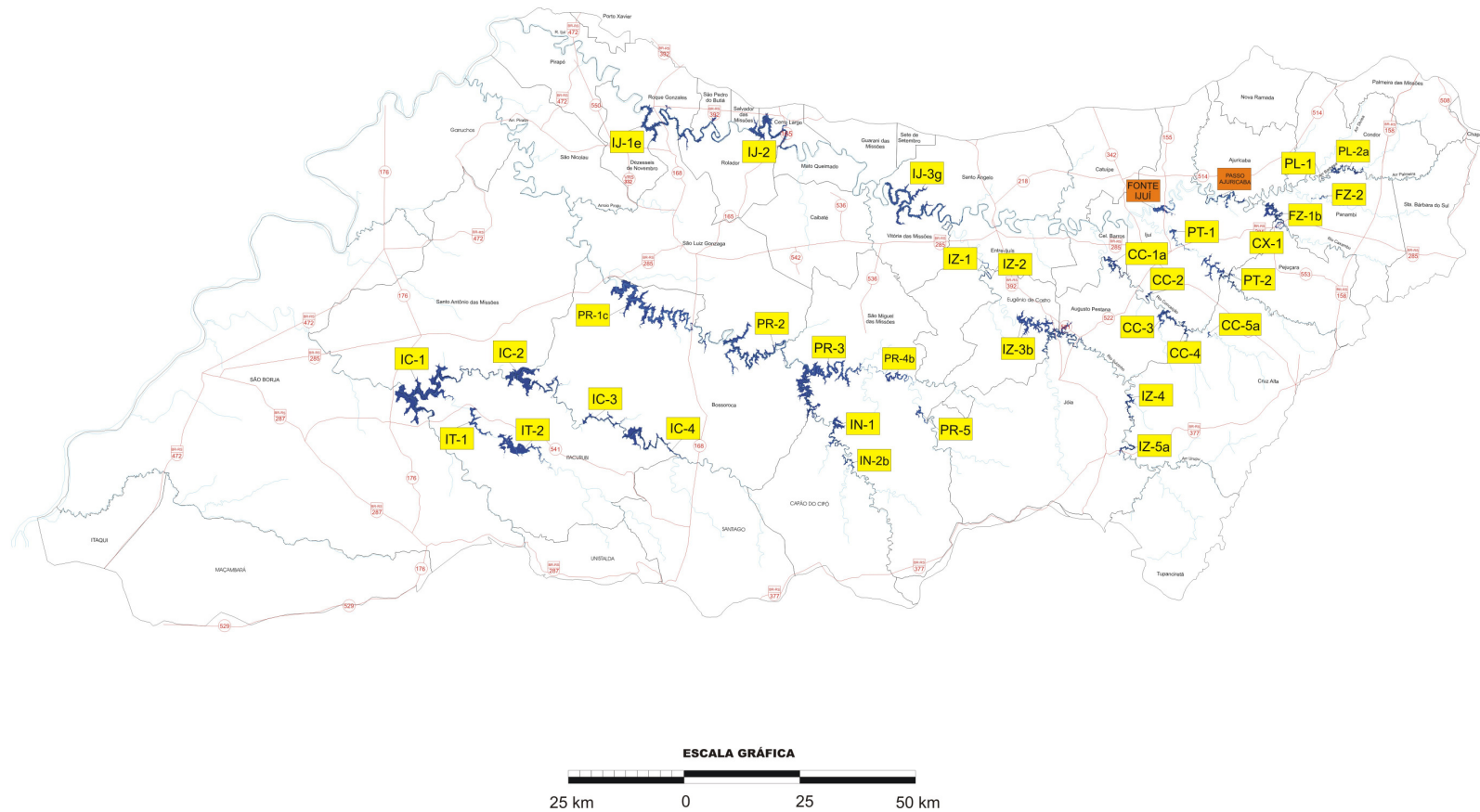


Figura 4. Inventário dos aproveitamentos hidrelétricos dos rios Ijuí, Butuí, Piratinim e Icamaguã, afluentes do rio Uruguai. Fonte Companhia Estadual de Energia Elétrica (CEEE) e Cooperativa Regional de Energia e Desenvolvimento Ijuí Ltda. (CERILUZ).

Do ponto de vista operacional a primeira questão a ser definida deve ser a escala de análise para que os temas possam ser adequados ao mesmo padrão de formatação dos dados em toda a área. Em função da área analisada nesse estudo abranger uma grande porção territorial do Estado do Rio Grande do Sul adotou-se a escala 1:250.000 com *datum* SAD69. Para essa escala foi então extraída em meio digital toda a rede de drenagem a partir das cartas topográficas do exército.

Definida a escala passou-se à identificação dos temas importantes para compor a análise. A definição dos temas foi norteada pelo componente biótico e pela distribuição de espécies identificadas como sensíveis aos impactos provocadas pela fragmentação do sistema fluvial e pela alteração na área do reservatório.

Com relação ao meio biótico aquático, peixes podem ser considerados indicadores consistentes para a avaliação da integridade/fragilidade de sistemas aquáticos e têm sido utilizados por diversos autores e agências ambientais como indicadores de qualidade ambiental (Karr, 1981, 1987; Hugueny *et al.*, 1996; Ganasan & Hughes, 1998; Gammon & Simon, 2000; Schiemer, 2000). Dentre as razões que qualificam esses organismos para a sua utilização em avaliações de integridade de ecossistemas aquáticos, Karr (1981) aponta as seguintes características:

1. Existência de informações sobre história de vida para a maioria das espécies;
2. As comunidades de peixes incluem um conjunto de espécies que representa uma variedade de níveis tróficos, incluindo em sua dieta alimentos disponíveis no ambiente aquático, como algas e macroinvertebrados e itens de origem terrestre, como frutos e artrópodes;
3. Sua posição no topo da cadeia alimentar de ambientes aquáticos fornece uma informação integradora das condições da bacia hidrográfica;
4. Peixes são relativamente fáceis de serem identificados, sendo possível, em alguns casos, que a triagem e a identificação possam acontecer durante a amostragem em campo;
5. A população humana pode compreender mais facilmente o estado de qualidade do ambiente aquático embasado nas condições da comunidade de peixes;

6. Tanto a perda de espécies devido a fatores agudos de impacto, quanto efeitos de estresse crônico, como a redução na produção das espécies de interesse econômico, podem ser avaliados;

7. Os peixes estão presentes em uma grande variedade de ambientes, desde o menor curso d'água até ambientes aquáticos com elevada poluição.

Considerando os fatores apontados por Karr (1981) é preciso comentar que, devido à elevada riqueza de espécies da região Neotropical e à falta de políticas públicas que enfoquem a gestão de ecossistema, o conjunto de informações existentes sobre a história de vida das espécies é ainda relativamente pequeno. Além disso, apesar da existência de um elevado número de espécies de peixes conhecidas, existem ainda muitas não descritas pela ciência.

Por outro lado, um fator não apontado por Karr (1981), mas que se torna relevante na análise de integridade de ecossistemas de rios, é o fato de existirem espécies de peixes que demandam amplas migrações para o sucesso de seu ciclo reprodutivo. Essa característica torna os peixes migradores os organismos que possuem maiores áreas de vida no meio aquático fluvial, tornando-os os animais mais sensíveis à fragmentação dos rios. Assim, a presença de populações viáveis de peixes de piracema, ou sua extinção, pode ser considerada uma variável indicadora importante na avaliação da fragmentação do ecossistema lótico. Dessa maneira, o uso de comprimentos de trechos livres de rio que tem potencialidade para sustentação de populações de peixes migradores e a existência de conectividade com o rio principal (Uruguai) são variáveis importantes para o planejamento e avaliação prévia de impactos causados por barramentos sobre o ecossistema aquático.

Outro aspecto importante associado à adoção dessas espécies de peixes como indicadores de fragilidade do sistema fluvial é o efeito *guarda-chuva* (Roberge & Angelstam, 2004) que se obtém, pois inserido na amplitude geográfica e diversidade de habitats necessária a manutenção dessas populações, torna-se protegido outro conjunto de espécies que são aquelas que ocupam porções mais restritas do rio por serem mais especializadas ou adaptadas a determinados habitats incluindo as espécies endêmicas.

Sendo assim, neste estudo foi adotada a fauna íctica como o conjunto de organismos indicadores dos efeitos resultantes das alterações ambientais da bacia hidrográfica, propagadas em rede e, em especial, da fragmentação do ecossistema aquático.

### *Inventário da riqueza de espécies de peixes do rio Uruguai*

A viabilidade da inclusão dos peixes em uma análise integrada demanda inicialmente a montagem de um banco de dados com a relação das espécies que ocorrem na área alvo da análise e de informações sobre sua distribuição na bacia. Essa demanda confronta a realidade de enorme carência de informações sobre a distribuição das espécies de peixes nos sistemas aquáticos interiores do Brasil e reforça a importância dos inventários de fauna, da manutenção informatizada de coleções taxonômicas e da publicação de dados científicos relacionados a fauna e a flora regional.

O conjunto de espécies que ocorre na bacia do rio Uruguai foi inventariado a partir dos dados disponíveis na literatura científica, nos relatórios técnicos apresentados à FEPAM relacionados a empreendimentos localizados na Região Hidrográfica 75 e através da pesquisa na base de dados disponibilizada pelo programa Inter-Institutional Database of Fish Biodiversity in the Neotropics (NEODAT; <http://www.neodat.org>). O levantamento foi procedido nas bases disponíveis em 2003.

Após o levantamento de todos os nomes de espécies citadas para a região, foi realizado um levantamento dos nomes válidos, não válidos e sinônimas para a finalização de uma lista atualizada das espécies válidas com ocorrência registrada na área em análise (Reis *et al.*, 2003).

A partir do levantamento das informações disponíveis na bacia é possível obter-se os dois primeiros subprodutos do trabalho que são a relação de espécies registradas para a área e a identificação das regiões em que existem lacunas de informação e que devem ser priorizadas em investimentos e ações a fim de possibilitar a complementação dos dados.

### Identificação dos taxa de peixes vulneráveis ao impacto de barramentos

Com a relação das espécies em mãos passou-se a fazer uma análise das mesmas quanto a sua sensibilidade à implantação de um barramento, especialmente no que diz respeito aos impactos causados pela segmentação do rio e sua conseqüente fragmentação, bem como pela alteração do sistema na área do reservatório. Aqui se tem contato com a segunda dificuldade provocada pela carência de informações disponíveis.

A enorme riqueza de espécies de peixes de água doce da região neotropical, estimada em 6.000 espécies (Reis *et al.*, 2003), apresenta ainda um grande conjunto de entidades taxonômicas não descritas pela ciência. Além disso, para a maioria das espécies pouco ou quase nada se conhece de sua biologia. Dessa forma, critérios muito detalhados oriundos de informações da biologia das espécies dificilmente poderão ser obtidos para a assembléia de peixes de uma determinada bioregião. Assim, como critérios viáveis de análise da sensibilidade das espécies de peixes foram tomados como indicadores o endemismo, o status de conservação, o hábito de realizar migração reprodutiva e, como forma de englobar características e informações específicas não disponíveis para todo o rol de espécies, foi denominado um quarto fator chamado de sensibilidade.

As espécies endêmicas foram pontuadas de acordo com o seu contexto biogeográfico discriminando espécies cuja distribuição conhecida restringe-se aos trechos do médio ou alto Uruguai. A essas espécies foi atribuído um valor de sensibilidade de dez pontos. Espécies endêmicas da bacia do Uruguai, mas que possuem ampla distribuição na bacia receberam cinco pontos para indicar a sua sensibilidade.

Para o critério "status de conservação", utilizou-se o enquadramento das espécies de peixes que constam no Decreto Estadual 41.672/2002. As espécies de peixes da área de estudo enquadram-se em duas categorias: Criticamente em Perigo, para a qual foram atribuídos dez pontos e Vulnerável, que por sua vez recebeu cinco pontos.

Quanto ao critério "hábito de migração", as espécies foram enquadradas em grandes migradores e pequenos migradores, de acordo com as distâncias percorridas por cada uma delas em sua migração reprodutiva. Essa classificação foi baseada em informações disponíveis na literatura sobre o comportamento reprodutivo das espécies (Vazzoler, 1996; Cemig/Cetec, 2000; Nakatani *et al.*, 2001; Paiva *et al.*, 2002) e através da discussão com especialistas.

Por fim, o critério "sensibilidade" foi criado para enquadrar espécies cuja sensibilidade elevada a alterações do hábitat é conhecida. Como no caso anterior, as espécies foram enquadradas nesse critério com base em informações disponíveis na literatura e através da discussão com especialistas tais como a bracanjua (*Brycon orbignianus*).

A matriz de vulnerabilidade, gerada a partir desses quatro critérios, pode ser observada na tabela 1. A escala de pontos adotada varia de zero (espécie não enquadrada no critério ou para a qual não existe informação disponível) a dez (espécie mais sensível de acordo com o critério analisado).

Ao final da análise uma espécie maximamente vulnerável obteria 40 pontos. Para a manutenção da escala, os valores finais foram divididos pelo número de critérios a fim de manter-se a amplitude de variação da escala, como demonstra a fórmula:

$$V_s = C_1 + C_2 + C_3 + C_4 = Y/4$$

onde:

$V_s$  - pontuação atribuída à vulnerabilidade da espécie em análise  
 $C$  - Pontos obtidos de acordo com o critério de análise  
 $Y$  - Produto da soma de pontos

Tabela 1. Matriz de avaliação da vulnerabilidade das espécies de peixes da Bacia 75 e Alto Uruguai.

CRITÉRIOS		PONTOS
ENDEMISMO	ALTO OU MÉDIO RIO URUGUAI	10

CRITÉRIOS		PONTOS
	TODO O RIO URUGUAI	5
STATUS DE CONSERVAÇÃO	CRITICAMENTE EM PERIGO	10
	VULNERÁVEL	5
HÁBITO MIGRADOR	GRANDE	10
	PEQUENO	5
SENSIBILIDADE		10

Para todas as espécies consideradas vulneráveis pela análise empregada, foi feito o levantamento de sua distribuição na área de interesse. Devido a carência de dados e à diversidade de fontes de informação utilizadas e aos diversos objetivos que nortearam sua geração, os dados foram hierarquizados quanto à sua confiabilidade. De acordo com as diferentes fontes de informação consideradas no mapeamento das espécies, foram atribuídos pontos para diferenciar o grau de confiabilidade da informação, como demonstrado na tabela 2.

Foram considerados como sendo de alta confiabilidade (valor 4) os dados obtidos pela pesquisa na base de dados NEODAT II em que são apresentados os registros de peixes tombados em coleções científicas de todo o mundo. Para a pesquisa na base de dados foram utilizadas como palavras chave:

- Country = Brasil; State = Rio Grande do Sul; Drainage = Uruguay
- Country = Brasil; State = Rio Grande do Sul; Drainage = Uruguay; County = Nome do município
- Country = Brasil; State = Rio Grande do Sul; Drainage = Uruguay; Genus = Gênero & Species = Espécie

Os dados obtidos em literatura científica foram tratados da mesma forma que os dados da base NEODAT e as principais fontes utilizadas foram Bertolotti *et al.* (1990), Lucena & Kullander (1992), Buckup & Reis (1997), Reis & Schaefer (1998), Reis & Pereira (2000), Bertaco & Malabarba (2001) Câmara & Hahn (2002) e Pereira & Reis (2002).

Foram considerados como menos confiáveis (valor 3) os dados apresentados em estudos de impacto de empreendimentos hidrelétricos e em relatórios de monitoramento ou diagnósticos apresentados pelos empreendedores. Essa classificação foi assim definida devido à falta de possibilidade de confirmação da informação, já que em sua maioria os consultores não tombam as amostras de peixes em coleções científicas.

Devido à escassez de informações sobre a distribuição da ictiofauna, foram também considerados os relatos ou informações orais transcritas em relatórios técnicos de análise de impactos ou monitoramento ambiental ou ainda aquelas obtidas durante a visita a campo de ribeirinhos e pescadores. Essas informações foram tratadas como complementares e receberam menor valor de confiança (valor 2). Pode ser acrescentado ainda que, geralmente, esses registros apontam a ocorrência de espécies de peixes de fácil identificação pela comunidade, normalmente relacionados às espécies migradoras e de importância para a pesca.

Por fim, a partir dos dados pontuais de ocorrência, foram feitas extrapolações das distribuições das espécies. Essas extrapolações pretendem identificar as áreas potenciais de ocorrência de espécies registradas na bacia e receberam o valor mais básico atribuído a espécie (valor 1). Devido às particularidades conhecidas de cada espécie, os critérios de extrapolação foram adequados individualmente. Dessa forma, espécies endêmicas do médio ou alto rio Uruguai tiveram seus dados extrapolados apenas em sua zona de endemismo enquanto que espécies de ampla distribuição na bacia, como os grandes migradores, tiveram os dados extrapolados para toda a área de estudo, sendo o critério determinante para a definição de sua potencial ocorrência em um rio a menor ordem de rio (*sensu* Sthraler, 1952) para a qual teve sua ocorrência positivamente registrada.

Tabela 2. Pontuação atribuída às diferentes fontes de informação que subsidiaram o mapeamento das espécies de peixes.

<b>FONTE</b>	<b>PONTOS</b>
BASE NEODAT PROJECT	4
PUBLICAÇÕES CIENTÍFICAS E RELATÓRIOS TÉCNICO-CIENTÍFICOS	
DIAGNÓSTICOS E RELATÓRIOS ENTREGUES À FEPAM PELOS	3



<b>FONTE</b>	<b>PONTOS</b>
EMPREENDEDORES NA ÁREA ANALISADA	
RELATOS	2
EXTRAPOLAÇÃO	1

A partir do mapeamento da distribuição de cada espécie vulnerável e, de acordo com a fonte de informação utilizada no mapeamento, os trechos do rio passaram a ser pontuados.

Os pontos foram atribuídos aos trechos de acordo com a fórmula:

$$V_t = V_s \times F_i$$

onde:

$V_t$  - valor atribuído ao trecho de rio

$V_s$  - vulnerabilidade atribuída à espécie

$F_i$  - pontuação atribuída à fonte de informação

Após o processamento da relação entre a vulnerabilidade da espécie e da fonte de informação responsável por sua espacialização, os valores finais foram escalonados em bytes (0 – 255).

#### *Mapeamento da distribuição das espécies segundo sua vulnerabilidade*

Para a efetiva construção dos mapas de distribuição das espécies adotou-se como pressuposto a inexistência de barreiras entre os pontos de ocorrência registrados. Dessa forma os pontos puderam ser conectados, representando a distribuição da espécie na bacia. Como cada espécie foi valorada segundo sua sensibilidade e a fonte de informação que registra a ocorrência da mesma foi ponderada, os segmentos de rio para uma mesma espécie resultam do produto entre os valores intrínsecos atribuídos à espécie e da ponderação atribuída a fonte de informação

que originou o dado. O resultado numérico obtido corresponde ao indicador de vulnerabilidade da espécie ao barramento naquele determinado trecho de rio.

Os pontos foram atribuídos aos trechos de rio de acordo com a fórmula:

$$V_t = V_s \times F_i$$

onde:

$V_t$  - valor atribuído ao trecho de rio

$V_s$  - vulnerabilidade atribuída à espécie

$F_i$  - pontuação atribuída à fonte de informação

Após o processamento da relação entre a vulnerabilidade da espécie e da fonte de informação responsável por sua espacialização, os valores finais foram escalonados em bytes.

#### *Vulnerabilidade das zonas de endemismo do rio Uruguai*

Devido à falta de estudos sistematizados na região sob análise e ao elevado número de espécies de peixes endêmicas conhecidas para a bacia do Uruguai, foi adotada uma classificação do rio de acordo com o seu potencial para conter espécies endêmicas. Essa classificação foi gerada a partir do conhecimento sobre a ocorrência de espécies endêmicas em cada zona. Dessa forma, foram definidas duas zonas de endemismo, sendo a primeira a zona do Médio Uruguai, que compreende a área da Barragem do Salto, na República do Uruguai, até o salto de Yucumã, junto ao Parque Estadual do Turvo. A segunda é denominada zona do Alto Uruguai e estende-se do salto de Yucumã até as cabeceiras da bacia. Cada zona foi valorada de acordo com seu potencial de endemismo (figura 5).

Porém, considerando que é nos tributários que os endemismos podem estar melhor representados, principalmente em consequência do isolamento geográfico

dessas regiões causado por barreiras naturais (grandes quedas d'água, por exemplo), esses tributários também foram ordenados de acordo com seu potencial de endemismo. A ordenação dos trechos de rio seguiu o método proposto por Sthraler (1952) e os pontos atribuídos a cada classe podem ser observados na tabela 3.

Tabela 3. Pontuação atribuída às ordens de rio da bacia do Uruguai.

<b>ORDEM</b>	<b>PONTOS</b>
1 <sup>a</sup>	5
2 <sup>a</sup>	3
3 <sup>a</sup>	1
4 <sup>a</sup>	1
5 <sup>a</sup>	1
6 <sup>a</sup>	0

Assim, a vulnerabilidade das zonas de endemismo do rio Uruguai foi calculada como o produto da relação entre a zona de endemismo e a ordem de rio, como apresentado na fórmula:

$$Vze = ZE \times O$$

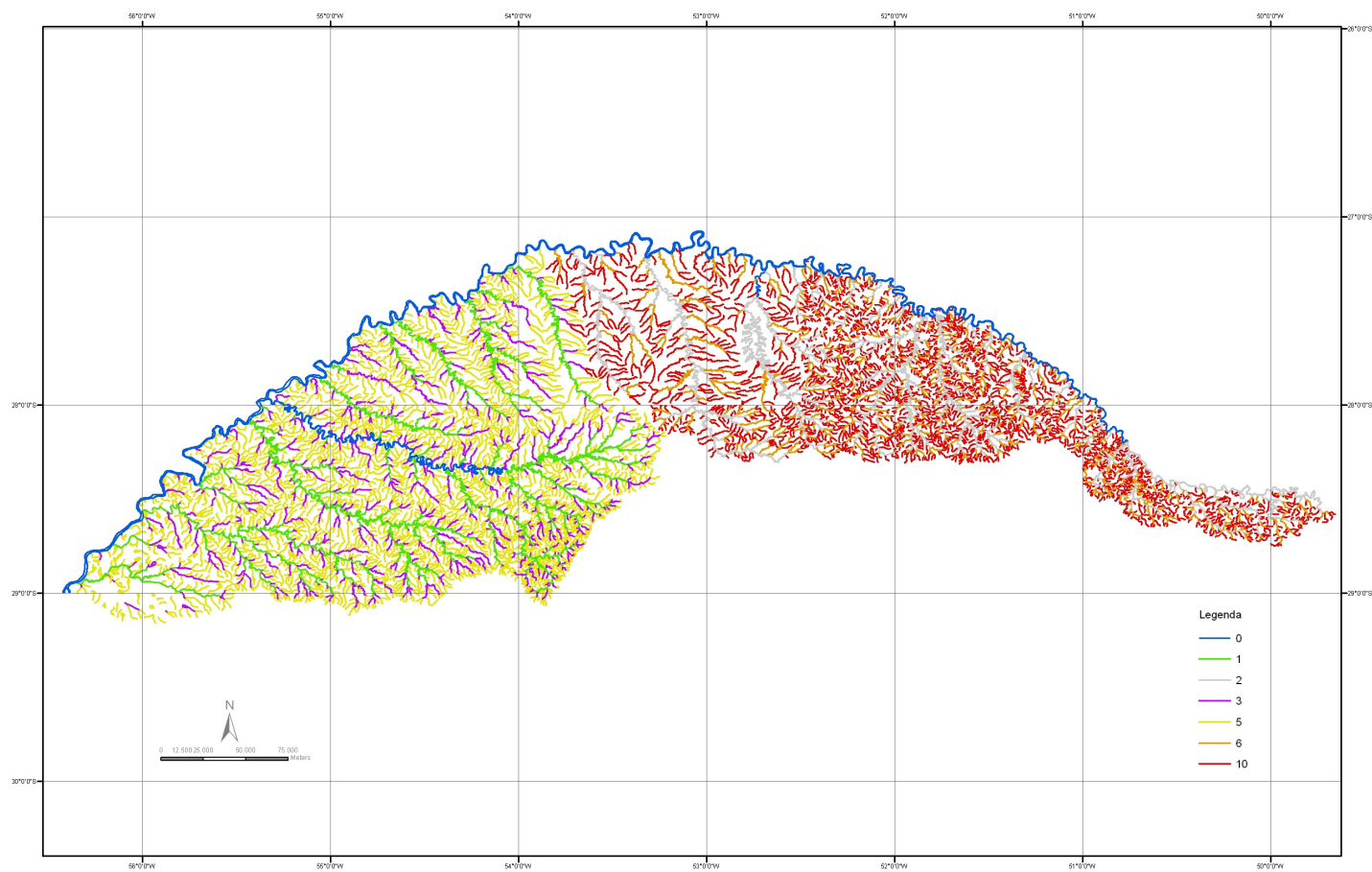
onde:

Vze - vulnerabilidade da zona de endemismo

ZE - pontuação da zona de endemismo

O - pontuação atribuída à ordem de rio

Figura 5. Delimitação das zonas de endemismo de peixes na bacia do rio Uruguai definidas pela declividade do terreno na bacia hidrográfica. Na legenda está destacada a ordenação dos trechos de rio *sensu* Sthraler (1952).



Após o processamento da relação apresentada na fórmula anterior os valores foram escalonados em bytes.

### Tamanho dos segmentos de rio

O tamanho mínimo de um segmento de rio viável para a manutenção de processos ecossistêmicos e de sua biodiversidade tem sido pouco discutido em avaliações de impacto de barramentos de rios no Brasil. De fato o reconhecimento do impacto da fragmentação dos rios tem sido melhor explorado na literatura científica do que em análises de formas de reduzir esse efeito pela definição de situações minimamente adequadas a conservação de processos naturais do sistema fluvial. Em geral, no Brasil as distâncias mínimas entre barramentos têm sido arbitrados nos estudos de impacto sem subsídio teórico. Por exemplo, CEEE (2000) classifica intervalos entre barramentos maiores do que dez quilômetros como pouco impactantes, enquanto Becker & Guadagnin (2002) atribuíram 20 km como distância mínima entre barramentos na bacia do sistema Taquari-Antas no Rio Grande do Sul.

Essa questão importante é difícil de ser avaliada do ponto de vista teórico, mas considerando a diversidade de situações produzidas pela implantação de barragens em rios, os locais em que esses processos ecossistêmicos são mantidos devem ser adotados como condições de referência para o planejamento da implantação de novas barragens.

De acordo com Agostinho *et al.* (2004), no trecho do rio Paraná existente entre o limite superior do reservatório da UHE Itaipu e a UHE Porto Primavera existem 250 Km de rio livre nos quais ocorrem condições para a reprodução dos grandes peixes migradores. Condição essencial para a manutenção dessas populações nesse trecho é a existência de dois tributários livres de barramentos, nos quais existem rotas migratórias que atingem cerca de 220 km a montante do lago de Itaipu, onde foram confirmadas ocorrências de desovas de espécies migradoras. Por tratar-se da única informação disponível de um segmento de rio em que é viável a manutenção de todas as populações das espécies de peixes migradores e

considerando que desde o fechamento da barragem de Itaipu até o presente soma-se 21 anos, esse comprimento de rio subsidia o critério adotado nesse estudo como a melhor condição em um cenário de fragmentação do rio.

A distância referencial de 80 km adotada aqui se baseia também na informação do mesmo autor (Agostinho *et al.*, 2004) de que em trecho de 80 km do rio Paranapanema existente entre os Reservatórios das UHE Capivara e Salto Grande, mantêm-se populações de dourado (*Salminus maxillosus*) após 15 anos da construção dessas barragens. Sendo assim, essa distância passa a ser considerada como a mínima viável a manutenção ao menos parcial de populações de espécies de peixes migradores.

De fato é preciso observar que a conservação dessas populações de peixes na perspectiva abordada por Karr (1981) e debatida nesse capítulo, além de representar a conservação desses *taxa* representa num sentido mais amplo a conservação de todos os elementos fundamentais para a sua manutenção quais sejam a existência de recursos (alimentos, hábitat) a preservação de padrões naturais de vazão do rio, pulsos de inundação, tributários livres, etc.

### Elaboração de cenários

De posse de todas as informações computadas até aqui e antes de passar para a fase de análise é imprescindível determinar os cenários que serão comparados entre a condição atual do sistema e com o acréscimo de barragens na rede hidrográfica. A definição de cenários é importante, pois além da sobreposição dos pontos de barramentos inventariados é importante determinar o ponto de origem das medidas de distância que irão determinar o tamanho dos segmentos fluviais remanescentes.

Nesse trabalho, apesar da área em análise estar limitada ao sul por um critério político, foi considerada a fisionomia do rio Uruguai na definição da origem das medidas de distância. Dessa forma, o rio Uruguai pode ser classificado em três segmentos distintos, podendo ser denominados de segmento de campanha, um segmento de transição e um segmento de planalto.

O segmento de campanha tem origem na cota máxima do reservatório da barragem do Salto na República Oriental do Uruguai e limite superior atribuído no rio Uruguai junto à foz do rio Icamaquã. Essa definição inclui o segmento sul da área delimitada para esse estudo, compreendendo a bacia do rio Butuí, pertencente à região fisionômica da Campanha. Por ser um segmento de menores declividades e menos propenso à existência de barreiras geográficas, é plausível considerar que nesse segmento os peixes migradores demandem distâncias maiores de deslocamento para atingir o limiar fisiológico necessário para o amadurecimento de suas gônadas e para que seja efetuada a desova. Por isso, na área de estudo, o segmento de campanha foi considerado como não passível de barramento (figura 6).

O segmento de transição foi delimitado pela foz do rio Icamaquã e o ponto do rio Uruguai na altura do município de Garruchos (figura 6).

O segmento de planalto tem no rio Uruguai, no município de Garruchos o seu limite sul e estende-se até suas cabeceiras (figura 6).

As medidas de comprimento do rio foram tomadas da origem até o limite de 3ª ordem de acordo com a classificação proposta por Sthraler (1952), pois, de acordo com os resultados obtidos da distribuição dos grandes peixes migradores existentes na bacia, esse seria o limite superior de migração para a maioria dessas espécies. Os segmentos de rio foram pontuados de acordo com os critérios estabelecidos na tabela 4.

Os trechos de rio foram medidos desde a origem de cada segmento até o limite superior de cada tributário de 3ª ordem. Em situações em que os segmentos medidos apresentavam-se fragmentados devido à existência de uma barreira (barragem hidrelétrica), o trecho compreendido entre a origem e a barragem foi valorado de acordo com sua dimensão (tabela 4). Nessas situações, a contagem do trecho foi reiniciada considerando-se o limite à montante do lago da barragem como um novo ponto de origem (0). Quando não foram encontradas barreiras e o trecho medido alcançou 250 Km, foi estabelecido um trecho de tolerância de 20 Km para que fosse restabelecida nova contagem. Dessa forma, a calha principal dos

rios é considerada de fundamental importância para a manutenção de rotas migratórias que permitam a manutenção de populações de peixes de piracema.



Figura 6. Delimitação das áreas de Campanha, Transição e Planalto do rio Uruguai utilizadas para a contagem das distâncias dos trechos de rio livre baseado na fisionomia da bacia hidrográfica.

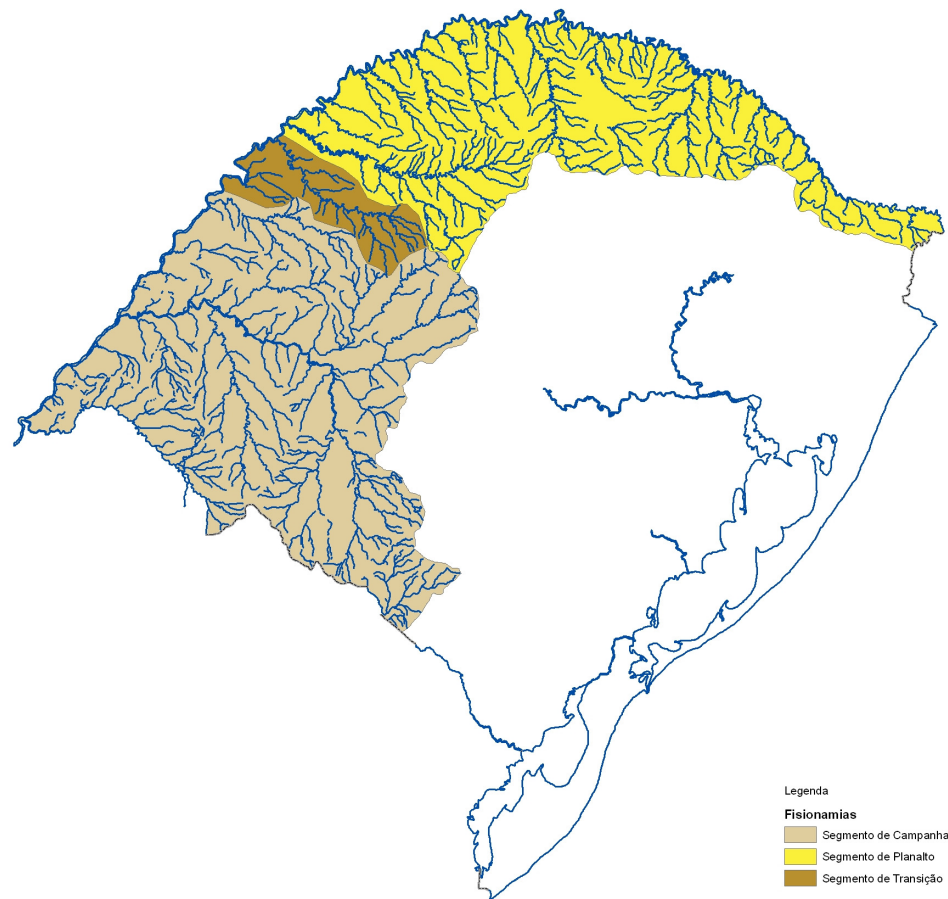


Tabela 4. Pontuação atribuída aos trechos de rio de acordo com as rotas de migração de peixes considerando sua extensão e a conectividade ao rio Uruguai.

<b>TAMANHO DO SEGMENTO (KM)</b>	<b>CONEXÃO AO RIO URUGUAI</b>	<b>FRAGILIDADE (BYTES)</b>	<b>FAVORABILIDADE (BYTES)</b>
250	SIM	230	26
250	NÃO	204	51
80 – 250	SIM	192	64
80 – 250	NÃO	179	77
80	SIM	153	102
80	NÃO	77	179

Foram simulados quatro cenários principais, o primeiro representando a situação atual da área de estudo e o segundo considerando a implantação de todos os barramentos para aproveitamento hidrelétrico inventariados por CEEE (2000) e CERILUZ (2000). Esses dois cenários foram avaliados considerando-se a implantação da UHE Garabi no rio Uruguai.

A inclusão da UHE Garabi (fase de inventário) nos cenários simulados foi adotada como uma forma de precaução, pois por se tratar de um empreendimento binacional (Brasil/Argentina) e cujo interesse de viabilização encontra-se manifesto, sua construção parece já tratar-se de fato que apenas espera ser consumado como pode ser visto pelo informe: *“Acontece nesta quinta-feira (31/8/2008), em São Borja, reunião entre os secretários de energia do Ministério de Minas e Energia do Brasil, Ronaldo Schuck, e da Argentina, Daniel Cameron, para discutir as parcerias entre a Eletrobrás e a iniciativa privada no projeto da Unidade Hidrelétrica Binacional Garabi. O encontro faz parte do Seminário Binacional Desenvolvimento Integrado da Fronteira, que contará ainda com governadores argentinos e prefeitos brasileiros, técnicos, pesquisadores e integrantes do Programa de Estudos e Licitações do projeto na Câmara de Vereadores do município.*

*Um dos objetivos do encontro é elaborar a Carta de São Borja, que, como explica José Carlos Brack, secretário de Energia, Minas e Comunicações do Rio Grande do Sul, “é um documento solicitando a urgência da obra aos governos federais do Brasil e da Argentina”. O secretário informou ainda que os investimentos previstos são da ordem de US\$ 2 bilhões. A capacidade da hidrelétrica será de 1,8 mil MW, podendo atingir a*

*‘marca de 3 mil MW - equivalente a todo o consumo do Rio Grande do Sul - de acordo com as soluções de engenharia adotadas’* (Fonte: <http://www.energiahoje.com/index.php?ver=mat&mid=12663>)

### Integração dos resultados

Os conceitos e as delimitações geográficas adotadas nesse estudo foram representados em base cartográfica digital em escala 1:250.000 da hidrografia do rio Uruguai. Sobre essa base foram produzidos os mapas para a ilustração dos critérios adotados na análise e também foram atribuídos aos trechos do rio os valores de fragilidade pré-estabelecidos nesse estudo.

A utilização de uma mesma base e a valoração da fragilidade do rio em função das variáveis fauna íctica, fragmentação dos trechos de rio e zonas de endemismo permitiram a operação matemática desses mapas e a extração de valores indicadores do grau de impacto em cada trecho decorrente da simulação de cada um dos quatro cenários considerados nesse estudo.

Para a realização dessa operação foram atribuídos os seguintes pesos aos mapas para a construção do mapa sintético:

50% fragmentação dos trechos de rios;

30% vulnerabilidade com base na fauna íctica;

20% vulnerabilidade de zonas de endemismo.

### **Resultados**

O levantamento da riqueza ictiofaunística para toda a região de estudo resultou em uma lista de 213 espécies (tabela 5) com nomes válidos e 131 nomes empregados erroneamente ou sinónimas das espécies válidas.

Quanto à avaliação da vulnerabilidade das espécies, obteve-se como resultado um conjunto de 96 espécies sobre os quais foi possível atribuir algum tipo de informação referentes aos critérios adotados nesse estudo (tabela 5).

Tabela 5. Relação das espécies de peixes registradas para a bacia do rio Uruguai e sua vulnerabilidade aos impactos causados por barramentos.

N.	IDENTIFICAÇÃO	CRITÉRIOS E VALORES							RESULTADO
		ENDEMISMO		STATUS		HÁBITO MIGRADOR		ESPÉCIE SENSÍVEL	
		10	5	CR (10)	VU (5)	G (10)	P (5)	10	
1	<i>Abramites sp.</i>								0
2	<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>								0
3	<i>Ageneiosus uruguayensis</i>								0
4	<i>Ageneiosus valenciennesi</i>								0
5	<i>Ageneiosus sp.</i>								0
6	<i>Ancistrus taunayi</i>		5						1,25
7	<i>Ancistrus sp.</i>		5						1,25
8	<i>Apareiodon affinis</i>								0
9	<i>Aphyocharax anisitsi</i>								0
10	<i>Apistogramma sp.</i>	?	?						0
11	<i>Astyanax alburnus</i>								0
12	<i>Astyanax jacuhiensis</i>						5		1,25
13	<i>Astyanax brachypterygium</i>						5		1,25
14	<i>Astyanax eigenmanniorum</i>						5		1,25
15	<i>Astyanax fasciatus</i>						5		1,25
16	<i>Astyanax scabripinnis</i>						5		1,25
17	<i>Astyanax sp.</i>						5		1,25
18	<i>Auchenipterus nigripinnis</i>								0
19	<i>Auchenipterus osteomystax</i>								0
20	<i>Auchenipterus sp.</i>								0
21	<i>Austrolebias affinis</i>	10							2,5

N.	IDENTIFICAÇÃO	CRITÉRIOS E VALORES						RESULTADO	
		ENDEMISMO		STATUS		HÁBITO MIGRADOR			ESPÉCIE SENSÍVEL
		10	5	CR (10)	VU (5)	G (10)	P (5)		10
22	<i>Austrolebias alexandri</i>	10							2,5
23	<i>Austrolebias ibicuiensis</i>	10		10					5
24	<i>Austrolebias periodicus</i>	10							2,5
25	<i>Austrolebias varzeae</i>	10							2,5
26	<i>Austrolebias sp.</i>	?	?	?	?			10	2,5
27	<i>Brachyhypopomus sp.</i>								0
28	<i>Branchioica teaguei</i>								0
29	<i>Brochiloricaria chauliodon</i>								0
30	<i>Brycon orbignyanus</i>			10		10		10	7,5
31	<i>Bryconamericus iheringii</i>						5		1,25
32	<i>Bryconamericus patriciae</i>		5						1,25
33	<i>Bryconamericus stramineus</i>						5		1,25
34	<i>Bryconamericus uporas</i>	10					5		3,75
35	<i>Bryconamericus sp.</i>						5		1,25
36	<i>Bunocephalus doriae</i>								0
37	<i>Bunocephalus iheringii</i>								0
38	<i>Catathyridium jenynsi</i>								0
39	<i>Catathyridium lorentzii</i>								0
40	<i>Catathyridium sp.</i>								0
41	<i>Cetopsorhamdia sp.</i>								0
42	<i>Characidium occidentale</i>	10							2,5
43	<i>Characidium pterostictum</i>								0
44	<i>Characidium rachovii</i>								0

N.	IDENTIFICAÇÃO	CRITÉRIOS E VALORES						RESULTADO	
		ENDEMISMO		STATUS		HÁBITO MIGRADOR			ESPÉCIE SENSÍVEL
		10	5	CR (10)	VU (5)	G (10)	P (5)		10
45	<i>Characidium serrano</i>	10							2,5
46	<i>Characidium tenue</i>								0
47	<i>Characidium vestigipinne</i>	10			5				3,75
48	<i>Characidium sp.</i>								0
49	<i>Charax stenopterus</i>								0
50	<i>Cheirodon ibicuiensis</i>								0
51	<i>Cheirodon interruptus</i>								0
52	<i>Cheirodon sp.</i>								0
53	<i>Cichlasoma dimerus</i>								0
54	<i>Cichlasoma facetum</i>								0
55	<i>Cichlasoma pusillum</i>								0
56	<i>Cichlasoma sp.</i>								0
57	<i>Callichthys callichthys</i>								0
58	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>								0
59	<i>Cnesterodon brevirostratus</i>								0
60	<i>Cnesterodon sp.</i>								0
61	<i>Corydoras hastatus</i>								0
62	<i>Corydoras paleatus</i>								0
63	<i>Corydoras undulatus</i>								0
64	<i>Corydoras sp.</i>								0
65	<i>Crenicichla celidochilus</i>	10							2,5
66	<i>Crenicichla gaucho</i>	10							2,5
67	<i>Crenicichla igara</i>	10							2,5

N.	IDENTIFICAÇÃO	CRITÉRIOS E VALORES						RESULTADO	
		ENDEMISMO		STATUS		HÁBITO MIGRADOR			ESPÉCIE SENSÍVEL
		10	5	CR (10)	VU (5)	G (10)	P (5)		10
68	<i>Crenicichla jurubi</i>	10							2,5
69	<i>Crenicichla lepidota</i>								0
70	<i>Crenicichla minuano</i>		5						1,25
71	<i>Crenicichla missioneira</i>		5						1,25
72	<i>Crenicichla prenda</i>	10							2,5
73	<i>Crenicichla scottii</i>	10							2,5
74	<i>Crenicichla tendybaguassu</i>	10							2,5
75	<i>Crenicichla vittata</i>	10							2,5
76	<i>Crenicichla sp.</i>								0
77	<i>Ctenopharygodon idellus</i>								0
78	<i>Cyanocharax alegretensis</i>	10							2,5
79	<i>Cyanocharax lepiclastus</i>		5						1,25
80	<i>Cyanocharax macropinna</i>		5						1,25
81	<i>Cynopotamus argenteus</i>						?		0
82	<i>Cyphocharax platanus</i>								0
83	<i>Cyphocharax saladensis</i>								0
84	<i>Cyphocharax spilotus</i>								0
85	<i>Cyphocharax voga</i>						5		1,25
86	<i>Cyphocharax sp.</i>								0
87	<i>Cyprinius carpio</i>								0
88	<i>Diapoma terofali</i>								0
89	<i>Eigenmannia virescens</i>								0
90	<i>Eigenmannia sp.</i>								0



N.	IDENTIFICAÇÃO	CRITÉRIOS E VALORES							RESULTADO
		ENDEMISMO		STATUS		HÁBITO MIGRADOR		ESPÉCIE SENSÍVEL	
		10	5	CR (10)	VU (5)	G (10)	P (5)	10	
91	<i>Eurycheilichthys pantherinus</i>								0
92	<i>Galeocharax humeralis</i>						?		0
93	<i>Gen. n. spn.</i>	10							2,5
94	<i>Geophagus brasiliensis</i>								0
95	<i>Gymnogeophagus balzanii</i>								0
96	<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>		5						1,25
97	<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>								0
98	<i>Gymnogeophagus sp.</i>								0
99	<i>Gymnotus carapo</i>								0
100	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>								0
101	<i>Hemiancistrus chlorostictus</i>	10							2,5
102	<i>Hemiancistrus fuliginosus</i>		5						1,25
103	<i>Hemiancistrus meizospilus</i>	10							2,5
104	<i>Hemiancistrus votouro</i>	10							2,5
105	<i>Hemiancistrus sp.</i>	10							2,5
106	<i>Pareiorhaphis eurycephalus</i>	10							2,5
107	<i>Pareiorhaphis hystrix</i>								0
108	<i>Pareiorhaphis vestigipinnis</i>	10							2,5
109	<i>Pareiorhaphis sp.</i>								0
110	<i>Heptapterus mustelinus</i>								0
111	<i>Heptapterus sp.</i>								0
112	<i>Heterocheiroduon yatai</i>		5						1,25
113	<i>Hisonotus nigricauda</i>								0

N.	IDENTIFICAÇÃO	CRITÉRIOS E VALORES						RESULTADO	
		ENDEMISMO		STATUS		HÁBITO MIGRADOR			ESPÉCIE SENSÍVEL
		10	5	CR (10)	VU (5)	G (10)	P (5)		10
114	<i>Hisonotus sp.</i>								0
115	<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>								0
116	<i>Hoplias lacerdae</i>								0
117	<i>Hoplias malabaricus</i>								0
118	<i>Hoplias sp.</i>								0
119	<i>Hoplosternum littorale</i>								0
120	<i>Hyphessobrycon eques</i>								0
121	<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>						?		0
122	<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>								0
123	<i>Hyphessobrycon uruguayensis</i>		5						1,25
124	<i>Hypobrycon maromba</i>		5						1,25
125	<i>Hypostomus commersonii</i>								0
126	<i>Hypostomus isbrueckeri</i>		5						1,25
127	<i>Hypostomus luteus</i>		5						1,25
128	<i>Hypostomus regani</i>	10							2,5
129	<i>Hypostomus roseopunctatus</i>		5						1,25
130	<i>Hypostomus ternetzi</i>	10							2,5
131	<i>Hypostomus uruguayensis</i>		5						1,25
132	<i>Iheringichthys labrosus</i>						5		1,25
133	<i>Imparfinis sp.</i>								0
134	<i>Jenynsia eirmostigma</i>								0
135	<i>Jenynsia unitaenia</i>								0
136	<i>Leporinus amae</i>		5			10			3,75

N.	IDENTIFICAÇÃO	CRITÉRIOS E VALORES						RESULTADO	
		ENDEMISMO		STATUS		HÁBITO MIGRADOR			ESPÉCIE SENSÍVEL
		10	5	CR (10)	VU (5)	G (10)	P (5)		10
137	<i>Leporinus lacustris</i>					10			2,5
138	<i>Leporinus obtusidens</i>					10			2,5
139	<i>Leporinus striatus</i>					10			2,5
140	<i>Leporinus sp.</i>					10			2,5
141	<i>Loricaria apeltogaster</i>								0
142	<i>Loricaria sp.</i>								0
143	<i>Loricariichthys anus</i>								0
144	<i>Loricariichthys melanocheilus</i>		5						1,25
145	<i>Luciopimelodus pati</i>					?			0
146	<i>Lycengraulis grossidens</i>								0
147	<i>Macropsobrycon uruguayanae</i>								0
148	<i>Megalonema platanum</i>								0
149	<i>Microglanis cottoides</i>								0
150	<i>Microglanis eurystoma</i>	10							2,5
151	<i>Microglanis malabarbai</i>	10							2,5
152	<i>Microglanis sp.</i>								0
153	<i>Moenkhausia dichroua</i>								0
154	<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>								0
155	<i>Odontesthes sp.</i>								0
156	<i>Odontostilbe pequirá</i>								0
157	<i>Oligosarcus brevioris</i>	10					5		3,75
158	<i>Oligosarcus hepsetus</i>						5		1,25
159	<i>Oligosarcus jenynsii</i>						5		1,25

N.	IDENTIFICAÇÃO	CRITÉRIOS E VALORES						RESULTADO	
		ENDEMISMO		STATUS		HÁBITO MIGRADOR			ESPÉCIE SENSÍVEL
		10	5	CR (10)	VU (5)	G (10)	P (5)		10
160	<i>Oligosarcus oligolepis</i>		5				5		2,5
161	<i>Oligosarcus sp.</i>						5		1,25
162	<i>Pachyurus bonariensis</i>								0
163	<i>Paraloricaria vetula</i>								0
164	<i>Parapimelodus valenciennis</i>		5						1,25
165	<i>Paravandellia oxyptera</i>								0
166	<i>Phalloceros caudimaculatus</i>								0
167	<i>Pimelodella australis</i>	10							2,5
168	<i>Pimelodella garbei</i>	10							2,5
169	<i>Pimelodella gracilis</i>								0
170	<i>Pimelodella sp.</i>								0
171	<i>Pimelodus absconditus</i>		5			?			1,25
172	<i>Pimelodus atrobrunneus</i>		5			?			1,25
173	<i>Pimelodus maculatus</i>					10			2,5
174	<i>Pogonopoma obscurum</i>	10							2,5
175	<i>Potamotrygon motoro</i>								0
176	<i>Potamotrygon sp.</i>								0
177	<i>Prochilodus lineatus</i>					10			2,5
178	<i>Pseudocetopsis gobioides</i>				5				1,25
179	<i>Pseudocorynopoma doriae</i>								0
180	<i>Pseudopimelodus mangurus</i>								0
181	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>				5	10			3,75
182	<i>Pterodoras granulosus</i>					10		10	5

N.	IDENTIFICAÇÃO	CRITÉRIOS E VALORES						RESULTADO	
		ENDEMISMO		STATUS		HÁBITO MIGRADOR			ESPÉCIE SENSÍVEL
		10	5	CR (10)	VU (5)	G (10)	P (5)		10
183	<i>Pygocentrus nattereri</i>								0
184	<i>Pyrrhulina australis</i>								0
185	<i>Rhamdella longiuscula</i>	10							2,5
186	<i>Rhamdia quelen</i>								0
187	<i>Rhamdia sp.</i>								0
188	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>					10			2,5
189	<i>Rhinelepis sp.</i>						5		1,25
190	<i>Rhinodoras dorbignyi</i>					10			2,5
191	<i>Rineloricaria sp.</i>	10							2,5
192	<i>Salminus brasiliensis</i>				5	10			3,75
193	<i>Schizodon australis</i>	10				10			5
194	<i>Schizodon nasutus</i>					10			2,5
195	<i>Schizodon platae</i>					10			2,5
196	<i>Schizodon sp.</i>					10			2,5
197	<i>Scleronema angustirostris</i>								0
198	<i>Scleronema operculatum</i>								0
199	<i>Scleronema sp.</i>								0
200	<i>Serrapinnus calliurus</i>								0
201	<i>Serrasalmus maculatus</i>								0
202	<i>Sorubim lima</i>					10			2,5
203	<i>Steindachneridion scripta</i>					10			2,5
204	<i>Steindachnerina biornata</i>								0
205	<i>Steindachnerina brevipinna</i>		5						1,25

N.	IDENTIFICAÇÃO	CRITÉRIOS E VALORES							RESULTADO
		ENDEMISMO		STATUS		HÁBITO MIGRADOR		ESPÉCIE SENSÍVEL	
		10	5	CR (10)	VU (5)	G (10)	P (5)	10	
206	<i>Steindachnerina sp.</i>								0
207	<i>Sternopygus sp.</i>								0
208	<i>Synbranchus marmoratus</i>								0
209	<i>Tatia boemia</i>	10			5				3,75
210	<i>Trachelyopterus albicrux</i>		5						1,25
211	<i>Trachelyopterus lucenai</i>								0
212	<i>Trachelyopterus teaguei</i>		5						1,25
213	<i>Trichomycterus sp.</i>								0
<b>Total de sp pontuadas</b>									<b>96</b>
<b>Sp pontuadas &gt;5</b>									<b>1</b>
<b>Sp pontuadas &gt;4</b>									<b>4</b>
<b>Sp pontuadas &gt;3</b>									<b>11</b>
<b>Sp pontuadas &gt;2</b>									<b>57</b>
<b>Sp pontuadas &gt;1</b>									<b>96</b>

O mapeamento da distribuição das espécies vulneráveis na área de estudo foi realizado a partir da análise de 2.167 registros. Desses, 1.925 registros (89%) provêm da base de dados NEODAT. Dados extraídos da literatura contribuíram com 106 registros (4,9%). Foram avaliados 33 processos de licenciamento ambiental de empreendimentos hidrelétricos relativos a 11 empreendimentos operantes ou em instalação. As informações úteis extraídas desses processos, relacionadas às espécies consideradas vulneráveis corresponderam a 119 registros (5,5%). Os demais dados originaram-se de 17 relatos de ocorrência (0,8%). Apesar do elevado número de processos consultados, a falta de informações como as coordenadas geográficas do local de coleta ou a correta identificação das espécies em muitos casos inviabilizou sua utilização. Além disso, o fato do material coletado geralmente não ser tombado em alguma instituição científica integrada pela base NEODAT não permite a conferência da identificação das espécies, não permitindo seu uso.

Entre as 84 espécies consideradas vulneráveis frente à instalação de barramentos, não foi possível obter dados que possibilitassem a espacialização de três espécies, sendo elas *Apistograma* sp., *Pareiorhaphis vestigipinnis* e *Hyphessobrycon uruguayensis*. Das 81 espécies restantes, 66 puderam ser mapeadas e utilizadas na avaliação de vulnerabilidade do ecossistema da Bacia 75. A base de dados utilizada para a geração dos mapas de distribuição das espécies se encontra em anexo a esse documento.

É necessário que se façam algumas considerações a respeito da precisão das bases de dados disponíveis. Mesmo que a riqueza de espécies descrita para a área de estudo já seja bastante expressiva, é correto afirmar que ela esteja subestimada. Na lista de nomes válidos obtida, 38 gêneros contêm registros que não podem ser enquadrados em espécies conhecidas, além de um novo gênero ainda não descrito (Malabarba, com. pes.). Essa situação demonstra que a ictiofauna do rio Uruguai guarda um conjunto enorme de espécies ainda não descritas e uma riqueza bastante superior à conhecida na atualidade. Somente entre os gêneros *Rineloricaria* (Ghazzi, 1997), *Astyanax* e *Crenicichla* (Pezzi, com. pes.) podem ser encontradas 20 espécies já diagnosticadas, mas ainda não descritas.

Em função de deficiências semelhantes existentes com relação aos dados ecológicos da ictiofauna, foram utilizadas informações da biologia das espécies oriundas de estudos desenvolvidos em diferentes ambientes de rios do país. Todavia, essas informações são disponíveis apenas para as espécies de maior porte e interesse comercial, enquanto que aquelas de distribuição mais restrita ou endêmicas carecem de informações disponíveis sobre sua ecologia.

O resultado obtido pela análise reflete o conhecimento atual sobre a fauna de peixes. A falta de estudos sistemáticos que enfoquem composição e abundância das espécies em diferentes pontos da rede hidrográfica, bem como a falta de séries temporais prolongadas, resultam em um conjunto desequilibrado de informações. Devido ao uso mais intensivo da drenagem do rio Ijuí e de sua importância econômica no cenário Estadual, as informações existentes para a área concentram-se mais nessa região. Dessa forma, tem-se uma medida de vulnerabilidade maior para o rio Ijuí do que para as bacias do Piratinim, Icamaquã e Butuí. Porém, é preciso considerar que devido ao tipo de uso do solo da bacia do Ijuí estar centrada na produção de trigo e soja e esta constituir-se na região mais densamente povoada, fragmentada e industrializada, essa bacia é a de pior qualidade ambiental dentre as estudadas. Considerando essa situação, é possível avaliar que as bacias do rio Piratinim e Icamaquã possuam minimamente a mesma vulnerabilidade ambiental resultante da análise de sua ictiofauna e que essa configuração não é encontrada nesse trabalho em função do pequeno volume de informações disponíveis para a área. Quanto à bacia do rio Butuí, por estar localizada em uma região fisiográfica distinta associada à Campanha e por possuir um uso agrícola baseado na cultura de arroz irrigado, pode ser considerada uma sub-bacia peculiar, prejudicando comparações com as demais sub-bacias.

Considerando o atual status de conhecimento tanto taxonômico quanto ecológico das espécies de peixes da região de estudo, torna-se imperiosa a necessidade de investimentos no preenchimento dessas lacunas, possibilitando a atualização da matriz de vulnerabilidade das espécies e de sua contribuição como indicadores na análise de integridade dos ecossistemas aquáticos.



O resultado numérico obtido corresponde ao indicador de vulnerabilidade da espécie ao barramento. As espécies foram qualificadas em cinco níveis ou valores de vulnerabilidade distribuídos entre 1,25 e 7,5 (tabela 6). Aplicando a ponderação definida à origem do dado utilizado no mapeamento das espécies obteve-se o valor de vulnerabilidade do trecho de rio (tabela 6).

Dessa forma o mapa contém a mesma área de distribuição, porém os pesos obtidos nos trechos de rio podem diferir para uma mesma espécie (Anexo).

Tabela 6. Valores de vulnerabilidade associados às espécies de peixes da bacia do rio Uruguai e os valores atribuídos ao mapeamento dessas espécies segundo a fonte de dados sobre sua distribuição.

PESO	FONTE DE DADOS			
	Neodat/literatura (4)	Processos licenciamento (3)	Relatos (2)	Extrapolação (1)
1,25	5	3,75	2,5	1,25
2,5	10	7,5	5	2,5
3,75	15	11,25	7,5	3,75
5	20	15	10	5
7,5	30	22,5	15	7,5

## **Considerações Finais**

Os resultados obtidos nesse estudo mostraram-se suficientemente robustos para produzir uma análise sistêmica da bacia hidrográfica objeto do inventário de barramentos. Os mapas de valoração e distribuição da ictiofauna geraram um resultado que traduziu a filosofia da análise como a indicação da grande importância da calha principal dos rios como corredor de dispersão das espécies e que dessa forma englobaram também em seu bojo a importância de sua conservação para a manutenção de processos como pulsos de inundação, fluxo de nutrientes, entre outros. No entanto, tornou-se evidente que a disponibilidade e a qualidade dos dados mostraram-se um fator limitante para a construção de um modelo mais preciso. As informações contidas nos Estudos de Impacto Ambiental e nos relatórios de monitoramento de empreendimentos implantados poderiam se constituir em uma importante fonte de informações, desde que realizados com apuro, ética e responsabilidade, porém a análise desse material evidenciou que em grande parte esses estudos foram mal dimensionados e infelizmente não contam com o rigor técnico adequado.

A valoração adotada para os tamanhos de fragmentos de rio resultantes da implantação dos empreendimentos inventariados também mostrou-se uma variável bastante sensível ao desenho de implantação do inventário e gerou condições melhor ancoradas para a tomada de decisão sobre a viabilidade de implantação das barragens e seus efeitos na rede hidrográfica.

A análise permitiu concluir que em função do meio aquático, a sub-bacia do rio Ijuí apresenta-se mais favorável à instalação de hidrelétricas devido à maior extensão total da calha principal do rio, o que reduz o efeito da fragmentação quando comparada aos outros rios analisados.

Os rios Icamaguã e Piratinim, de forma diferente possuem extensões menores de calha e considerando os resultados obtidos e o critério de manutenção de rios livre de barramentos, indicado pela Comissão Mundial de Barragens, esses dois rios são apontados como áreas importantes para a conservação. Ao se preservar os rios Icamaguã e Piratinim pretende-se garantir a conservação de dois tipos distintos de rios que possibilitem a manutenção de processos ecossistêmicos naturais como a

dinâmica de nutrientes, a zonação natural de habitats ao longo de seus cursos e a dinâmica das populações de organismos aquáticos silvestres, incluindo a migração de espécies de peixes. Sugere-se ainda que através de ato do poder público, ambas bacias sejam consideradas como patrimônio de relevante importância ecológica do Estado do Rio Grande do Sul, merecendo cuidados especiais na conservação da integridade de seus ambientes e processos ecológicos.

A sub-bacia estudada com ambientes mais preservados certamente é a do rio Butuí, conseqüência do padrão menos intenso de exploração dos recursos naturais observado na região. Em função disso e ainda de outros fatores, como a presença da Reserva Biológica do Banhado do São Donato, essa é a sub-bacia menos favorável à implantação de empreendimentos hidrelétricos, sendo vetada integralmente a instalação de barramentos de qualquer tipo.

A estrutura de licenciamento ambiental adotada no Brasil pressupõe que o órgão gestor desses processos tenha conhecimento suficiente sobre os temas envolvidos para gerenciá-los. No entanto, o fato é que inúmeras vezes são os Estudos de Impacto Ambiental (EIA) que geram as primeiras informações sobre a área alvo do interesse de implantação de um empreendimento. Essa realidade, associada ao fato do interesse econômico e político ligados ao processo, ao fato da equipe consultora que produz as informações do EIA estar subordinada economicamente ao interessado no empreendimento e que muitas vezes o pagamento do trabalho executado está vinculado à aprovação da licença ambiental, trazem ao cenário fatores de insegurança ao processo.

A estrutura de análise proposta nesse estudo provou ser viável a produção de um instrumento útil de apoio a tomada de decisão sobre a implantação de uma barragem, assimilando conceitos teóricos sobre o sistema fluvial, reduzindo a subjetividade da decisão e produzindo critério de análise e valoração que são claros e que por isso podem ser criticados e adaptados a evolução dos conceitos e filosofias em vigor. De fato a utilização de sistemas de informação geográfica torna viável a operação matemática de mapas e a extração de índices que traduzem numericamente toda a construção teórica elaborada.

Como modelo este estudo prova a viabilidade da análise, mas aponta também a necessidade da complementação de informações importantes para seu suporte, como a identificação da existência de barreiras naturais que devem ser somadas ao cenário atual da bacia hidrográfica. Também os barramentos para fins de abastecimento e irrigação devem ser somados ao cenário de impactos futuros ao sistema. Outra forma de refinamento viável tecnologicamente é a simulação do efeito isolado da implantação de cada ponto de barramento e reservatório na rede de drenagem.

A análise se baseia em alguns pressupostos, dos quais sem dúvida o tamanho adequado de segmento de rio livre entre barramentos é o mais polêmico. No entanto, é preciso observar que essa informação se baseia na melhor informação disponível e ao observar esse critério no planejamento o órgão gestor deve estar atento a importância de seu monitoramento a fim de que os efeitos dessa base de informação sejam verdadeiramente acompanhados e medidos. Como forma de avaliar o sucesso dessa medida aponta-se a necessidade de que o monitoramento passe de uma escala local do empreendimento (como é praticado atualmente) para uma escala de bacia (como proposta nesse estudo). A análise deve ser concentrada nos efeitos do *layout* produzido pelos barramentos no sistema através do monitoramento de vazões e pulsos de inundação, de dados de qualidade da água especialmente centrados nos nutrientes, turbidez, temperatura, pH e oxigênio dissolvido. Quanto aos peixes, avaliações mais prolongadas de populações das espécies indicadoras de vulnerabilidade são importantes. Estudos de dispersão por radiotelemetria, avaliações de padrões genéticos de diversidade, amostragens de ovos e larvas, bem como estudos de biologia básica (dieta, proporção sexual, padrões reprodutivos, entre outros) devem ser priorizados e se possível ter seu método uniformizado entre os empreendimentos de barramento do rio.

## **Referências Bibliográficas**

- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Suzuki, H. I. & Júlio Jr., H. F. 2004. Migratory Fishes of the Upper Paraná River Basin, Brazil". In: J. CAROSFELD, B. HARVEY, A. BAER, C. ROSS (eds). Migratory Fishes of South America: Biology, social importance and conservation status. World Fisheries Trust.
- ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. 2005. Atlas de Energia Elétrica do Brasil, 2ª Ed. Brasília, 243p.
- Becker, F.G. & Guadagnin, D. 2001 Análise dos Impactos Regionais Potenciais dos Múltiplos Barramentos de Rios na Bacia Taquari-Antas sobre a Biodiversidade e Orientação para o Processo de Licenciamento. Porto Alegre (não publicado).
- Benda, L.; Poff, L.; Miller, D.; Dunne, T.; Reeves, G.; Pess, G.; Pollock, M. 2004. The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. *Bioscience*, vol. 54 (5): 413-427.
- Bertaco, V.A., Malabarba, L.R. 2001. Description of two new species of *Astyanax* (Teleostei: Characidae) from headwater streams of South Brazil, with comments on the "A. scabripinnis species complex". *Ichthiol. Explor. Freshwaters*, v. 12 (3): 221-234.
- Bertoletti, J.J., Lucena, C.A.S., Lucena, Z.M.S., Malabarba, L.R., Reis, R.E. 1990. Estrutura e composição da fauna de peixes na área de influência da futura usina hidrelétrica de Garabi, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comm. Mus. Cienc. Tecnol. PUCRS, Ser. Zool.*, v. 3 (2): 33-97.
- Buckup, P.A. & Reis, R.E. 1997. Characidiin Genus *Characidium* (Teleostes, Characiformes) in Southern Brazil, with Description of Three New Species. *Copeia*, n. 3: 531-548.
- Câmara, L.F, Hahn, L. 2002. The fish fauna of two tributaries of the Passo Fundo river basin, Rio Grande do Sul, Brazil. *Comm. Mus. Cienc. Tecnol. PUCRS, Ser. Zool.*, v. 15 (2): 163-174.

- CEEE: Companhia Estadual de Energia Elétrica. 2000. Inventário Hidrelétrico da Sub-Bacia 75. Porto Alegre: Geolinks, Convênio SOPHS/DRH/CRH-RS-SEMC/CEEE. 4 tomos, 9 vols.
- CEMIG/CETEC: Companhia Energética de Minas Gerais / Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. 2000. Guia ilustrado de peixes da bacia do Rio Grande. 144p.
- CERILUZ: Cooperativa Regional de Energia e Desenvolvimento Ijuí Ltda. 2000. Bacia Hidrográfica do Alto Ijuí Revisão dos Estudos de Inventário Hidroenergético Trecho Compreendido entre as Cotas 220 e 300m. 81p.
- FEPAM: Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler. 2001. Mapa de Classificação dos Solos do Estado do Rio Grande do Sul quanto à Resistência a Impactos Ambientais. Porto Alegre: FEPAM. 13 p. (n.publ.) Mapa em meio digital.
- Gammon, J.R. & Simon T.P. 2000. Variation in a Great River Index of biotic Integrity over a 20-year period. *Hydrobiologia*, (422/423): 291-304.
- Ganasan, V. & Hughes, R.M. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*, (40): 367-383.
- Ghazzi, M.S. 1997. O gênero *Rineloricaria* BLEEKER, 1862 (SILURIFORMES, LORICARIIDAE) no rio Uruguai superior: riqueza, de espécies em uma área restrita. Dissertação de Mestrado, PUCRS, Porto Alegre. 109 p.
- Hugueny, B., Camara, S., Samoura, B. & Magassouba, M. 1996. Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African river. *Hydrobiologia*, (331): 71-78.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, v.6 (6): 21-27.
- Karr, J.R. 1987. Biological Monitoring and Environmental Assessment: a Conceptual Framework. *Environmental Management*, v.11 (2): 249-256.

- Lucena, C.A.S. & Kullander, S.O. 1992. The *Crenicichla* (Teleostei: Cichlidae) species of the Uruguai River drainage in Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, v.3 (2): 97-160.
- Nakatani, K., Agostinho, A.A., Baumgartner, G., Bialecki, A., Sanches, P.V., Makrakis, M.C., Pavanelli, C.S. 2001. *Ovos e larvas de peixes de água doce. Desenvolvimento e manual de identificação*. Ed. da Universidade Estadual de Maringá, 378p.
- NEODAT: Inter-Institutional Database of Fish Biodiversity in the Neotropics. Disponível em <http://www.neodat.org>.
- Nogueira, M.G.; Henry, R.; Jorcin, A. 2005. *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos. RIMA, 472p.
- Paiva, M.P., Andrade-Tubino, M.F., Godoy, M.P. 2002. *As represas e os peixes nativos do Rio Grande, bacia do Paraná, Brasil*. Ed. Interciência, 78p.
- Pereira, E.H.L., Reis, R.E. 2002. Revision of the loricariid genera *Hemipsilichthys* and *Isbrueckerichthys* (Teleostei: Siluriformes) with description of five new species of *Hemipsilichthys*. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, v. 13 (2): 97-146.
- Pringle, C.M.; Naiman, R.J.; Bretschko, G.; Karr, J.R.; Oswood, M.W.; Webster, J.R.; Welsomme, R.L. & Winterbourn, M.J. 1988. Patch dynamics in lotic systems: the stream as mosaic. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, v 7 (4): 503 – 524.
- Reis, R.E., Pereira, E.H.L. 2000. Three new species of the Loricariid catfish genus *Loricariichthys* (Teleostei: Siluriformes) from Southern South America. *Copeia*, v. 4: 1029-1047.
- Reis, R.E., Schaefer, S.A. 1998. New cascudinhos from Southern Brazil: systematics, endemism, and relationships (Siluriformes, Loricariidae, Hypoptopomatinae). *American Museum Novitates* n. 3254, 25p.

- Reis, R.E; Kullander, S.O. & Ferraris Jr., S.J. 2003. Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. EDIPUCRS, 729p.
- Roberge, J.M. & Angelstam, P. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology*, 18: 76 – 85.
- Schiemer, F. 2000. Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia*, (422/423): 271-278.
- SIGEL –Sistema de Informações Georreferenciadas do Setor Elétrico. ANEEL disponível em <http://sigel.aneel.gov.br/brasil/viewer.htm>. Consulta realizada em novembro de 2008.
- Strahler, A. N. 1952. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. *Bull. Geol. Soc. Am.* (63): 1117-1142.
- Vannote, R. L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R.; Cushing, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 37: 130-137.
- Vazzoler, A.E.A.M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e prática*. Ed. da Universidade Estadual de Maringá, 169p.
- Webster, J.R. & Patten, B.C. 1979. Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecol. Monogr.*, 49: 51-72.



## COMO IDENTIFICAR A NECESSIDADE DE IMPLANTAÇÃO DE UM MECANISMO DE TRANSPOSIÇÃO DE PEIXES (MTP) EM UM BARRAMENTO FLUVIAL?

### **Introdução**

A implantação de barramentos traz conseqüências diretas ao ecossistema aquático e aos ambientes naturais e antrópicos sujeitos a sua área de influência. Entre a grande diversidade de impactos associados aos efeitos da fragmentação física da calha do rio pela construção da barragem está o isolamento de habitats importantes para a manutenção de eventos fundamentais à manutenção de populações de peixes migradores de grandes distâncias, como o acesso a áreas de desova, o retorno as áreas de alimentação, a descida dos ovos, larvas, jovens e adultos pelo rio.

Enquanto em países da Europa (Cowx & Welcomme, 1998; FAO, 2002), Canadá e USA (Clay, 1995; Odeh, 1999; Odeh, 2000) evoluíram nos conceitos e técnicas de engenharia observando as características biomecânicas e comportamentais das espécies afetadas em seu território produzindo uma diversidade grande de Mecanismos de Transposição de Peixes (MTP) e farta literatura sobre esses mecanismos, no Brasil o caminho tomado foi outro.

Juras (2001) fez uma revisão das normas legais no âmbito federal que trataram da questão do efeito de barramentos sobre os peixes migradores. Segundo a autora, a primeira norma da República a tratar da necessidade de manutenção da passagem de peixes em barramentos surgiu em 1934 (Decreto nº 24.643) que em seu artigo 143 determinava: *“em todos os aproveitamentos de energia hidráulica serão satisfeitas exigências acauteladoras dos interesses gerais da conservação e livre circulação dos peixes”*.

O insucesso da maior parte das escadas de peixes levou a modificação da legislação em 1938 (Decreto-lei nº 794) quando se previa como complemento obrigatório de represas *“obras que permitam a conservação da fauna fluvial, seja facilitando a passagem dos peixes, seja instalando estações de piscicultura”*.

Em 1967 o Código da Pesca (Decreto-lei nº 221) em seu artigo 36 determina “*O proprietário ou concessionário de represas em cursos d’água, além de outras disposições legais, é obrigado a tomar medidas de proteção à fauna.*”, atribuindo a Superintendência de Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE) a definição dessas medidas. Em 1971 a SUDEPE estabeleceu as regras de decisão para a adoção de medidas de proteção determinando em seu 1º artigo “*As medidas de proteção à fauna aquática nos cursos d’água alterados por barragens, serão estudadas e determinadas pela SUDEPE, para cada caso e dentro destas normas gerais, cabendo ao proprietário ou concessionário, as providências para o cumprimento das instruções da SUDEPE, mesmo quando se tratar de órgão público ou de obras determinadas pelo poder público*”. Além disso, a Portaria em seu 3º artigo determinava como regra geral: “*Em princípio haverá obrigatoriedade de, pelo menos, uma Estação ou Posto de Piscicultura em cada curso d’água que possua barragem, podendo ser aumentado esse número a juízo exclusivo da SUDEPE*”. Essa determinação conduziu para que apenas essa medida fosse adotada como forma de “proteger a fauna de peixes”. De fato, essa orientação acabou por gerar um efeito bastante negativo em muitos sistemas naturais, pois não havia o cuidado em respeitar ao menos a produção de elementos autóctones do sistema. Com isso, a indiscriminada soltura de diferentes espécies de peixes nos rios e represas do Brasil sob a tutela do estado provocou a introdução de espécies exóticas e nativas causando um grande impacto sobre a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos (Agostinho *et al.*, 2005).

Martins & Tamada (2000) citando Godoy (1992) afirmam que nas raras experiências executadas no Brasil, os MTP não funcionam ou operaram precariamente, o que, entre outros fatores, originou o pensamento generalizado de ineficiência e a idéia de que os MTP não solucionam os problemas dos nossos peixes migratórios. Os autores ainda dizem que os projetos nacionais para a transposição de peixes, geralmente caracterizam-se por carecerem de planejamento e concepção adequados, são mal executados e têm localização imprópria, além de serem mal operados. “Das escadas existentes no Brasil, 2/3 delas foram construídas por pessoas não qualificadas e sem observância do

principal, isto é, dos critérios básicos, tanto os biológicos como os de engenharia civil” (Godoy, 1992).

Em verdade a discussão sobre a importância e eficiência de MTP em barramentos é muitas vezes subsidiada mais nas crenças dos debatedores do que propriamente nos fatos.

Mas uma questão de base passa despercebida no que diz respeito à identificação de quando é importante instalar uma passagem para peixes e como determinar essa necessidade e também conceituar o que é eficiência ao se tratar de avaliar o funcionamento de um MTP.

A eficiência de um MTP está associada à proporção entre aquela quantidade de indivíduos de peixes que se concentram a jusante da barragem e de sua composição em tamanho e aqueles que fazem uso do MTP para prosseguir a rota migratória ascendente. Além disso, ainda mais importante que a capacidade dos peixes em localizar a entrada do mecanismo e transpor a barragem, é a avaliação da importância e efetividade do MTP em manter as populações das espécies migradoras no rio, incluindo a possibilidade de retorno aos ambientes de jusante e a conexão das populações de peixes entre os dois segmentos formados pela barragem e áreas apropriadas a montante.

Alguns trabalhos têm abordado no Brasil a questão da eficiência dos MTP (Pompeu & Martinez, 2006; Agostinho *et al.*, 2007a; Agostinho *et al.*, 2007b; Fernandez *et al.*, 2007a; Fernandez *et al.*, 2007b; Lopes *et al.*, 2007; Makrakis *et al.*, 2007a; Makrakis *et al.*, 2007b; Oldani *et al.*, 2007; Pelice & Agostinho, 2007; Pompeu & Martinez, 2007).

Por outro lado, a definição de critérios claros de avaliação da necessidade de adoção de algum modelo de MTP não consta na literatura. Talvez por tratar-se de uma questão tão básica, o rol de condições que caracterizam a necessidade de implantação de um MTP em um barramento foi relegado até o momento pela literatura acadêmica. Dessa forma é objetivo desse trabalho estabelecer uma relação de fatores importantes na análise a fim de determinar a confiabilidade dessas informações para a definição da necessidade de implantação de um MTP.

## **Métodos**

Como ponto de partida de uma avaliação deve-se determinar quais serão os indicadores utilizados na análise. A fim de avaliar a necessidade de implantação de um mecanismo de transposição de peixes (MTP) em um barramento propomos um roteiro metodológico composto pela estruturação dos dados de cada indicador, quais sejam:

Riqueza de espécies de peixes e em especial aquelas que realizam migrações reprodutivas (piracema);

Identificação da existência de barreiras naturais ou artificiais à movimentação dos peixes na bacia hidrográfica;

Medição dos tamanhos de segmentos de rio livre formados à montante da barragem;

Avaliação da viabilidade do segmento de rio livre remanescente para a manutenção de populações de espécies de peixes de piracema;

Por fim, subsidiado pelas informações geradas obtém-se um conjunto de dados que permite com maior confiabilidade identificar a necessidade de implantação de um MTP.

A fim de exemplificar os resultados obtidos pela análise das variáveis selecionadas foi adotado como estudo de caso a barragem a ser implantada na calha do rio Passo Fundo, município de Nonoai no RS, identificada aqui como UHE Monjolinho.

### ***Diagnóstico da ictiofauna***

O trabalho de diagnóstico da ictiofauna deve partir da informação disponibilizada em publicações científicas e quaisquer bancos de dados disponíveis com coleções científicas ou na base NEODAT. No entanto, a abordagem não deve prescindir da realização de amostragem direcionada aos meses em que ocorre a piracema na bacia. No caso estudado apenas uma publicação trata da ictiofauna da bacia

avaliada. CÂMARA & HAHN (2002) estudaram a fauna de peixes dos arroios Caraguatá e Butiá, dois tributários do rio Passo Fundo que deságuam no reservatório da UHE Passo Fundo. Outra fonte de informação foi obtida pela revisão criteriosa da lista de peixes dos rios Passo Fundo e Erechim apresentada no Estudo de Impacto Ambiental da UHE Monjolinho em que eventuais equívocos taxonômicos foram diagnosticados.

A amostragem em campo teve como foco cinco pontos distribuídos ao longo da calha principal do rio que serve de corredor para dispersão dos peixes migradores (tabela 1, figura 1). Durante a realização do trabalho foi viável a execução de uma primeira amostragem realizada em abril de 2006 (outono) que permitiu um reconhecimento da área, o levantamento complementar da riqueza de espécies de peixes e a verificação da pertinência e viabilidade dos pontos selecionados.

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos pontos de amostragem e esforço de captura nos pontos amostrados nas campanhas de abril e outubro de 2006, área de influência da UHE Monjolinho, rios Erechim e Passo Fundo, RS. Valores indicados na primeira linha abaixo do item “Redes de emalhar” referem-se à medida das malhas das redes (em cm entre nós adjacentes). As linhas seguintes referem-se ao comprimento das redes (em metros).

Ponto	Localização (UTM)		Método empregado												Tempo empregado	
			Redes de emalhar											Espinhel		
	Leste	Norte	1,2	2,0	2,5	3,0	4,0	5,0	6,0	7,0	8,0	9,0	10,0	Feiticeira (5)		(n anzois)
1 abril	353726	6932790	20	20	20	-	20	-	-	-	-	-	-	-	30	18 hs
1 outubro	347198	6936411	20	20	-	-	20	-	-	-	-	-	-	15	15	18 hs
2 abril	330534	6959518	10	40	-	-	40	40	40	40	70	-	70	30	18 hs	
2 outubro			20	20	-	25	25	-	25	25	25	25	40	30	72 hs	
3 abril	329383	6964074	10	20	-	40	40	-	-	40	-	-	-	40	30	18 hs
3 outubro			20	20	-	40	40	-	-	40	-	-	-	40	-	18 hs
4 abril	328943	6975232	30	-	-	-	40	40	-	40	-	-	-	-	-	18 hs
4 outubro			30	-	-	-	40	25	-	25	-	-	-	-	-	18 hs
5 abril	332795	6980365	20	20	-	40	40	40	-	-	-	-	-	20	20	18 hs
5 outubro			20	20	-	20	40	40	-	-	-	40	-	-	20	-

O esforço de amostragem foi adequado às diferentes condições de habitat existentes nos pontos de coleta, buscando abranger métodos capazes de revelar a riqueza de espécies encontrada em cada local. Dessa forma foram utilizadas redes de emalhar e espinhéis, como detalhado na tabela 1.

Os apetrechos de pesca permaneceram expostos no rio por um período mínimo de 18 horas. Na campanha de outubro, o esforço junto à casa de força da UHE Passo

Fundo (P2) foi incrementado com manutenção do material de captura por um período de 72 horas. Durante a despesca os peixes foram identificados e liberados no ambiente. Alguns exemplares de espécies novas para a ciência ou de grupos taxonômicos pouco estudados foram fixados em campo e coletados para análise em laboratório.

A partir dos dados obtidos nas campanhas de amostragem foram calculados para cada ponto os valores de riqueza (número de espécies), o número total de exemplares capturados, o índice de diversidade Shannon e a equidade. O índice de Shannon foi calculado utilizando-se o logaritmo natural (base e), conforme modificação de PIELOU (1975). O método de cálculo da diversidade de Shannon e a equidade encontra-se descrito em KREBS (1989).

Além da captura dos exemplares, durante as campanhas foram realizadas entrevistas não estruturadas com moradores próximos das áreas de amostragem. Essas informações foram utilizadas principalmente como forma de complementar os dados de distribuição das espécies de peixes sensíveis à fragmentação do rio.

Todo o conjunto de dados foi utilizado para estabelecer uma curva de suficiência amostral para a bacia a partir da acumulação de registros de acordo com cada fonte de informação. Para tanto, foram ajustadas as linhas de tendência que melhor se correlacionam com os pontos a partir do cálculo de correlação ( $R^2$ ) no software Excel.

### ***Identificação do conjunto de espécies sensíveis à fragmentação do rio***

Considerando os critérios de sensibilidade das espécies de peixes explorados no primeiro capítulo desse trabalho, o conjunto de espécies da bacia do rio Passo Fundo foi classificado de acordo com os critérios de endemismo (distribuição restrita a região superior ou a toda a bacia do rio Uruguai), o status de conservação de acordo com o DECRETO ESTADUAL Nº 41.672/2002 e a Instrução Normativa do IBAMA (IN-MMA nº5/2004) e uma classificação quanto ao hábito de migração distinguindo as espécies que demandam percorrer grandes ou pequenas distâncias.

Desse conjunto de dados, foram elaborados os mapas de distribuição das espécies de distribuição restrita na bacia, das espécies ameaçadas e dos migradores de grandes distâncias a partir das fontes de dados consultadas e da base Neodat.

### ***Medida do trecho de rio livre localizado à montante do barramento***

A avaliação do tamanho de segmento de rio livre localizado à montante do reservatório partiu de um trabalho realizado nas cartas topográficas do exército em escala 1:50.000 em que todos os pontos de alteração de cota altimétrica que incidem na calha principal do rio Passo Fundo e Erechim foram registrados. Esses pontos serviram de apoio para a avaliação da presença de barreiras naturais na calha do rio e também para o balizamento das medidas de distância.

Para a análise da fragmentação imposta pelo barramento ao rio foram considerados três cenários sendo o primeiro aquele que representa a condição atual do sistema, sem a instalação do empreendimento. O segundo cenário foi formado a partir da presença do reservatório da UHE Foz do Chapecó e o terceiro, formado pela soma dos reservatórios da UHE Foz do Chapecó e UHE Monjolinho. Tanto o segundo quanto o terceiro cenário representam situações de fragmentação do sistema lótico e, por isso, as distâncias também foram mensuradas nos tributários considerando o maior tamanho de segmento.

Também foram considerados os barramentos em fase de licenciamento da FEPAM inseridos na U20 - Passo Fundo.

### ***Análise da viabilidade do trecho remanescente de rio livre à manutenção de peixes migradores***

Como condição mínima para a viabilidade de manutenção de populações de peixes migradores é adotado aqui o critério de um trecho de rio livre não inferior a 80Km. Essa distância está apoiada na observação da viabilidade de trecho livre de mesmo tamanho na bacia do rio Paranapanema como citado no capítulo anterior.

## ***Avaliação da necessidade de instalação de mecanismo de transposição de peixes (MTP)***

### **Resultados**

#### ***Diagnóstico da ictiofauna***

A análise das informações disponibilizadas pelas diferentes fontes de informação somadas aos resultados obtidos nas campanhas de amostragem conduzidas na área de estudo resultaram em uma lista de 64 espécies de peixes para a bacia do rio Passo Fundo (tabela 2).

Um destaque deve ser feito quanto aos registros feitos pelas fontes de informação relacionadas aos taxa identificados apenas até gênero. Como exemplos podem ser citados os gêneros *Astyanax* e *Rineloricaria*. CÂMARA E HAHN (2002) identificam duas entidades taxonômicas distintas relacionadas ao gênero *Astyanax* e três relacionadas ao gênero *Rineloricaria*. No entanto, a impossibilidade de comparação entre esses registros e aqueles feitos pelo Estudo de Impacto Ambiental e as campanhas complementares realizadas nesse trabalho deixam em aberto a discussão sobre o real número de taxa encoberto por esses gêneros. Apenas com relação ao gênero *Astyanax* as campanhas de complementação do EIA permitiram identificar duas espécies novas com ocorrência na calha principal do rio, elevando para 65 o número de espécies da bacia.

A primeira fonte de dados de peixes disponível para a área estudada é conferida pelos estudos conduzidos nos arroios Caraguatá e Butiá, dois tributários do rio Passo Fundo que deságuam no reservatório da UHE Passo Fundo (CÂMARA & HAHN, 2002). Nesse trabalho os autores registram 20 espécies de peixes das quais, 11 taxa puderam ser identificados apenas até gênero. Dentre esses, *Bryconamericus* sp. deve ser reconhecido como *B. iheringii*, *Characidium* sp. "B" como *C. serrano* e *Rhamdia* sp. como *Rhamdia cf. quelen*. As demais entidades citadas podem representar a ocorrência de espécies ainda não descritas para a ciência. Do total de espécies assinaladas no trabalho, três registros são feitos exclusivamente por essa fonte de informação (tabela 2). Essas espécies



representam peixes de tamanho corporal pequeno e possivelmente estão restritas aos pequenos tributários da bacia e provavelmente por esses motivos (inadequação dos apetrechos de coleta e restrição de habitat) não foram capturadas nas campanhas de amostragem complementar do EIA conduzidas por esse trabalho.

A revisão da lista de espécies apresentada no EIA revelou a necessidade de correção de 11 taxa. A correção da lista reduziu o número inicial de espécies identificadas para 47, sendo desconsideradas as identificações de *Bryconamericus* sp., reconhecido como *B. iheringii* e de *Cyphocharax* sp., pois não é registrada espécie nova do grupo para o rio Uruguai, provavelmente tratando-se de *C. voga* ou uma das duas espécies registradas para o gênero *Steindachnerina*. Além disso, foi desconsiderada a identificação de *Gymnogeophagus rhabdotus*, pois a espécie é considerada endêmica do sistema da Laguna dos Patos. Aos taxa identificados apenas até gênero foram atribuídos às espécies quando ocorre apenas uma entidade para a bacia, como nos casos de *Diapoma* sp. (*D. gr. speculiferum*) e *Rhamdella* sp. (*R. longiuscula*). No caso do gênero *Loricariichthys* existem duas espécies registradas para a região, *L. anus* e *L. melanocheilus*. Devido à impossibilidade de determinar qual foi capturada durante a execução do EIA o registro foi mantido como *Loricariichthys* sp.

Outras considerações são feitas sobre a correção do nome de *Cichlasoma facetum* que em recente revisão do grupo passou a ser denominado *Australoheros facetum* (RICAN & KULLANDER, 2006). Quanto à identificação de *Hemiancistrus chlorostictus* considera-se que provavelmente trata-se de um equívoco, pois a espécie descrita em 1999 (CARDOSO & MALABARBA, 1999) é reconhecida como restrita a área do reservatório da UHE Passo Fundo e provavelmente o exemplar capturado trata-se de *H. votouro*, espécie descrita por CARDOSO & SILVA (2004) para o arroio Lageado Grande, tributário do rio Erechim e capturado nas amostragens conduzidas nos meses de abril e outubro. Por fim os exemplares identificados como *Gymnogeophagus gymnogensys*, espécie endêmica do sistema da Laguna dos Patos (MALABARBA, 1989), tratam-se de fato de uma nova espécie do gênero *Gymnogeophagus* que está sendo estudada por L. R. MALABARBA E R. E.

REIS. O restante do conjunto de espécies listadas é coerente com a área de ocorrência.

Durante a campanha de amostragem de abril foram capturadas 26 espécies de peixes de um total de 216 exemplares (tabela 3). Além dessas foram encontrados mortos um exemplar de dourado (*Salminus brasiliensis*) no rio Uruguai, a jusante da foz do rio Passo Fundo e um exemplar de pintado (*Pimelodus maculatus*) no ponto 5 de coleta (figura 1), totalizando 28 espécies. Nessa campanha foram acrescentadas sete espécies de peixes ao conjunto de espécies da bacia (tabela 2).

Tabela 2. Lista de espécies, sua contribuição para a relação de espécies da bacia bem como o número total de espécies registradas pela literatura científica (CÂMARA & HAHN, 2002), EIA UHE Monjolinho (2002) e pelas campanhas de amostragem complementar conduzidas nos meses de abril e outubro de 2006 na área de influência da UHE Monjolinho, rios Erechim e Passo Fundo, RS. 1. Registro positivo; 1. Primeiro registro da espécie; 1\*. Registro exclusivamente feito pela fonte.

N	Nome científico	Nome popular	Fonte				
			Câmara e Hahn 2000	EIA	Amostragem complementar		
					ABRIL	OUTUBRO	Relatos
1	<i>Ancistrus taunayi</i>	casculo	1	1	1	1	
2	<i>Apeironon affinis</i>	canivete		1	1		
3	<i>Astyanax fasciatus</i>	lambari		1*			
4	<i>Astyanax jacuhiensis</i>	lambari		1	1	1	
5	<i>Astyanax</i> sp.	lambari	3	1	1	2	
6	<i>Australoheros facetum</i>	cará		1*			
7	<i>Bryconamericus iheringii</i>	lambari	1	1	1	1	
8	<i>Characidium pterostictum</i>	canivete		1*			
9	<i>Characidium serrano</i>	canivete	1	1			
10	<i>Characidium tenue</i>	canivete		1*			
11	<i>Characidium vestigipinne</i>	canivete	1*				
12	<i>Charax stenopterus</i>	dentado-transparente		1*			
13	<i>Cheirodon ibicuihensis</i>	lambari		1*			
14	<i>Cheirodon interruptus</i>	lambari		1*			
15	<i>Corydoras paleatus</i>	limpa-vidro		1*			
16	<i>Crenicichla lepidota</i>	joaninha	1	1			
17	<i>Crenicichla minuano</i>	joaninha			1	1	
18	<i>Crenicichla missioneira</i>	joaninha			1	1	
19	<i>Crenicichla</i> sp.	joaninha		1*			
20	<i>Crenicichla tendybaguassu</i>	joaninha			1*		
21	<i>Crenicichla vittata</i>	joaninha		1*			
22	<i>Cyanocharax alburnus</i>	lambari		1*			
23	<i>Cyphocharax voga</i>	biru	1	1			
24	<i>Diapoma</i> gr. <i>speculiferum</i>	lambari		1		1	
25	<i>Eigenmennia virens</i>	túvira		1		1	
26	<i>Geophagus brasiliensis</i>	cará	1	1	1	1	
27	<i>Gymnogeophagus</i> sp.	cará		1	1	1	
28	<i>Gymnotus carapo</i>	túvira		1*			
29	<i>Hemiancistrus fuliginosus</i>	casculo		1	1	1	
30	<i>Hemiancistrus votouro</i>	casculo		1	1	1	
31	<i>Heptapterus mustelinus</i>	jundiá-cipó		1*			
32	<i>Hisonotus</i> sp.	cascludinho	1	1			
33	<i>Hoplias lacerdae</i>	trairão		1	1	1	
34	<i>Hoplias malabaricus</i>	traíra	1	1	1		
35	<i>Hypostomus commersonii</i>	casculo	1	1	1	1	
36	<i>Hypostomus isbrueckeri</i>	casculo		1	1	1	
37	<i>Hypostomus luteus</i>	casculo		1	1	1	
38	<i>Hypostomus roseopunctatus</i>	casculo		1	1	1	
39	<i>Hypostomus uruguayensis</i>	casculo				1*	
40	<i>Leporinus amae</i>	voga		1		1	
41	<i>Leporinus obtusidens</i>	piava					1*
42	<i>Loricariichthys anus</i>	casculo viola		1		1	
43	<i>Loricariichthys</i> sp.	casculo viola		1*			
44	<i>Microglanis cottoides</i>	bagrinho		1*			
45	<i>Microglanis eurystoma</i>	bagrinho				1*	
46	<i>Odontesthes</i> sp.	peixe-rei		1*			
47	<i>Oligosarcus brevioris</i>	tambicu	1		1	1	
48	<i>Oligosarcus jenynsii</i>	tambicu		1	1		
49	<i>Pareiorhaphis</i> sp.	cascludinho	1*				
50	<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	barrigudinho	1	1			
51	<i>Pimelodus absconditus</i>	mandim		1	1	1	
52	<i>Pimelodus atrobrunneus</i>	mandim			1*		
53	<i>Pimelodus maculatus</i>	pintado		1	1	1	1
54	<i>Prochilodus lineatus</i>	grumatã					1*
55	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	surubim					1*
56	<i>Rhamdella longiuscula</i>	jundiá		1		1	
57	<i>Rhamdia</i> cf. <i>quelen</i>	jundiá	1	1	1	1	
58	<i>Rineloricaria</i> sp.	violinha	2	1	1	1	
59	<i>Salminus brasiliensis</i>	dourado			1		1
60	<i>Schizodon nasutus</i>	voga			1	1	
61	<i>Serrasalmus maculatus</i>	palometa					1*
62	<i>Steindachnerina biornata</i>	biru		1*			
63	<i>Steindachnerina brevipinna</i>	biru			1	1	
64	<i>Trichomycterus</i> sp.		1*				
<b>Total de espécies listadas na fonte</b>			<b>20</b>	<b>47</b>	<b>28</b>	<b>30</b>	<b>6</b>
<b>Contribuição da fonte para a lista de espécies da bacia</b>			<b>17</b>	<b>34</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>4</b>
<b>Nº de registros exclusivos da fonte</b>			<b>3</b>	<b>17</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>4</b>
<b>Total cumulativo de espécies listadas para a bacia</b>			<b>17</b>	<b>51</b>	<b>58</b>	<b>60</b>	<b>64</b>

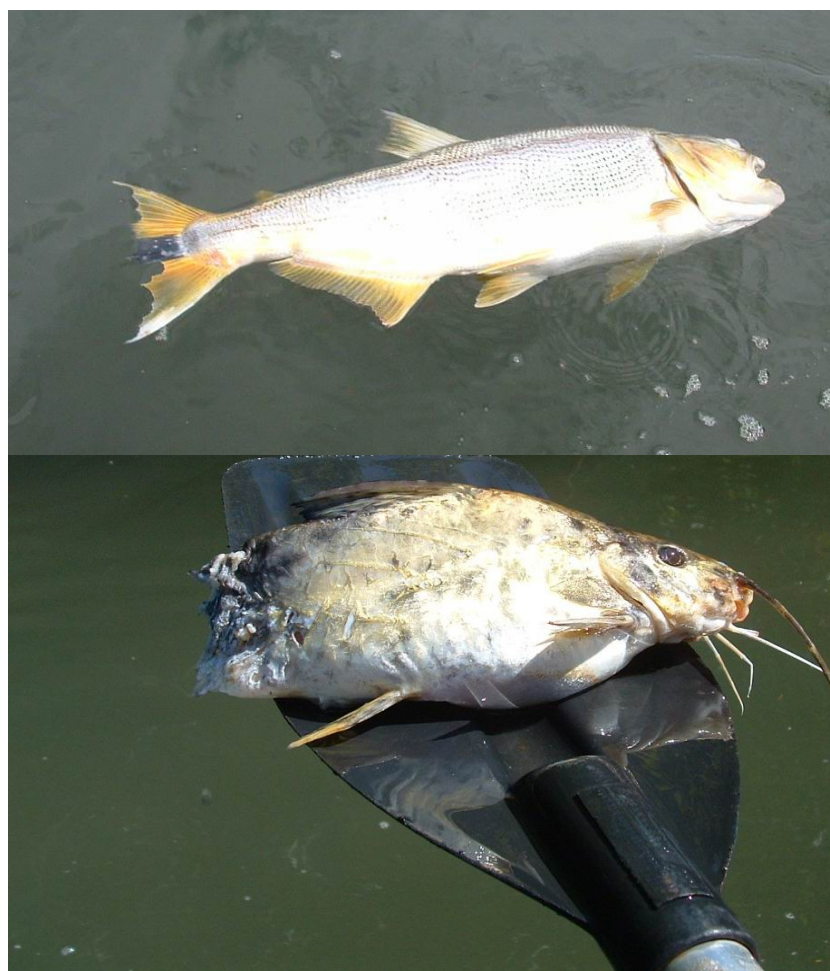


Figura 1. Exemplares de dourado (*Salminus brasiliensis*) e pintado (*Pimelodus maculatus*) encontrados mortos durante a realização da campanha de abril de 2006 na área de influência da UHE Monjolinho, rios Erechim e Passo Fundo, RS.

A campanha de amostragem de outubro foi prejudicada pelo roubo de redes de emalhar nos pontos 1 e 5 de amostragem. O ponto 1 se constitui em um Parque Municipal do município de Jacutinga. Nesse local o acesso ao rio é bastante facilitado e a proximidade do feriado do dia 12 de outubro proporcionou maior fluxo de visitantes buscando a pesca como atividade de lazer na área. No ponto 5 as drásticas alterações do nível do rio decorrentes do regime de operação da UHE Passo Fundo superaram um metro em poucos minutos, fato que favoreceu a exposição das redes de emalhar possibilitando a visualização e facilitando o furto do material (figura 2). Não obstante essas situações foram capturadas 30 espécies

de peixes de um total de 396 exemplares (tabela 3), sendo acrescentadas duas espécies de peixes ao conjunto de espécies da bacia (tabela 2).



Figura 2. Exposição das redes de emalhar provocada pelas drásticas oscilações do rio devido ao regime de operação da UHE Passo Fundo, área de influência da UHE Monjolinho, rios Erechim e Passo Fundo, RS.

Os relatos obtidos de moradores locais acrescentaram informações sobre a ocorrência de seis espécies importantes para a bacia, sendo elas o surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*), a piava (*Leporinus obtusidens*), o grumatã (*Prochilodus lineatus*), a palometa (*Serrasalmus maculatus*), o pintado (*Pimelodus maculatus*) e o dourado (*Salminus brasiliensis*). As quatro primeiras espécies não haviam sido registradas no EIA e tampouco foram capturadas no esforço de amostragem complementar executado nesse trabalho (tabela 2).

Tabela 3 - Complementação do diagnóstico da ictiofauna na área de influência da UHE Monjolinho, rios Erechim e Passo Fundo, RS. Relação das espécies de peixes capturadas, suas respectivas abundâncias e parâmetros da comunidade (riqueza, abundância total, índice de diversidade de Shannon e equidade) dos pontos amostrados nas campanhas realizadas nos meses de abril e outubro de 2006.

N	Nome científico	Nome popular	Abundância													
			Campanha abril					Total	Campanha outubro					Total		
			Pto 1	Pto 2	Pto 3	Pto 4	Pto 5		Pto 1	Pto 2	Pto 3	Pto 4	Pto 5			
1	<i>Ancistrus taunayi</i>	cascardo		1					1	1	3		1		5	
2	<i>Apareiodon affinis</i>	canivete			5	15			20						0	
3	<i>Astyanax jacuihensis</i>	lambari		1	1	2			4		3		1	4	8	
4	<i>Astyanax</i> sp. 1 (OF, ML)	lambari	5	6	1				12		18	22	4	2	46	
5	<i>Astyanax</i> sp. 2 (OP, MC)	lambari							0	3		5		2	10	
6	<i>Bryconamericus iheringii</i>	lambari				18			18			27		6	33	
7	<i>Crenicichla minuano</i>	joaninha		3	1	1	1		6		12	9	2		23	
8	<i>Crenicichla missioneira</i>	joaninha		1					1	2	11	10			23	
9	<i>Crenicichla tendybaguassu</i>	joaninha		1					1						0	
10	<i>Diapoma</i> gr. <i>speculiferum</i>	lambari							0			1			1	
11	<i>Eigenmannia virescens</i>	tuvira							0			4			4	
12	<i>Geophagus brasiliensis</i>	cará	2	2	9	3	12	28	2		3	2			7	
13	<i>Gymnogeophagus</i> sp.	cará				11	6	17				4	2		6	
14	<i>Hemiancistrus fuliginosus</i>	cascardo		15				15	31	3	10	1	3		48	
15	<i>Hemiancistrus votouro</i>	cascardo	1	3				4	2				1	3	5	
16	<i>Hoplias lacerdae</i>	trairão			2			2		1	4				5	
17	<i>Hoplias malabaricus</i>	traíra			1			1							0	
18	<i>Hypostomus commersonii</i>	cascardo	1	1				2	4	3	6		2	15	15	
19	<i>Hypostomus isbrueckeri</i>	cascardo		21	19	1	5	46	12	7	77	4	5		105	
20	<i>Hypostomus luteus</i>	cascardo		1	1	1	1	4	2		1	1			4	
21	<i>Hypostomus roseopunctatus</i>	cascardo					1	1				1			1	
22	<i>Hypostomus uruguayensis</i>	cascardo						0		1					1	
23	<i>Leporinus amae</i>	perna-de-moça						0			2				2	
24	<i>Loricariichthys anus</i>	viola						0			1	1			2	
25	<i>Microglanis eurystoma</i>	bagrinho						0					1		1	
26	<i>Oligosarcus brevioris</i>	tambicu	1					1		3	1				4	
27	<i>Oligosarcus jenynsii</i>	tambicu	1	4			1	6							0	
28	<i>Pimelodus absconditus</i>	mandi			1		1	2				1			1	
29	<i>Pimelodus atrobrunneus</i>	mandi					1	1							0	
30	<i>Pimelodus maculatus</i>	pintado					1*	0					1		1	
31	<i>Rhamdella longiuscula</i>	mandi						0		1			1		2	
32	<i>Rhamdia</i> cf. <i>quelen</i>	jundiá	5	2	1			8	1						1	
33	<i>Rineloricaria</i> sp.	viola				2		2	1			1			2	
34	<i>Salminus brasiliensis</i>	dourado					1*	0							0	
35	<i>Schizodon nasutus</i>	voga		1	1		2	4			4	1			5	
36	<i>Steindachnerina brevipinna</i>	biru			7	2		9		20	5	1	1		27	
<b>Riqueza de espécies</b>			<b>7</b>	<b>15</b>	<b>13</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	-	<b>11</b>	<b>13</b>	<b>17</b>	<b>15</b>	<b>12</b>	-	-	
<b>N total de exemplares</b>			<b>16</b>	<b>63</b>	<b>50</b>	<b>56</b>	<b>31</b>	<b>216</b>	<b>61</b>	<b>86</b>	<b>192</b>	<b>26</b>	<b>31</b>	<b>396</b>	-	-
<b>Índice de diversidade de Shannon</b>			<b>2</b>	<b>2.08</b>	<b>1.94</b>	<b>1.77</b>	<b>1.82</b>	-	<b>2</b>	<b>2.149</b>	<b>2.037</b>	<b>2.512</b>	<b>2.274</b>	-	-	-
<b>Equidade</b>			<b>1</b>	<b>0.77</b>	<b>0.76</b>	<b>0.77</b>	<b>0.79</b>	-	<b>0.684</b>	<b>0.838</b>	<b>0.719</b>	<b>0.928</b>	<b>0.915</b>	-	-	-

A curva de acumulação de espécies gerada pelo somatório de dados obtidos das diferentes fontes estabelece uma tendência de estabilização (figura 3).

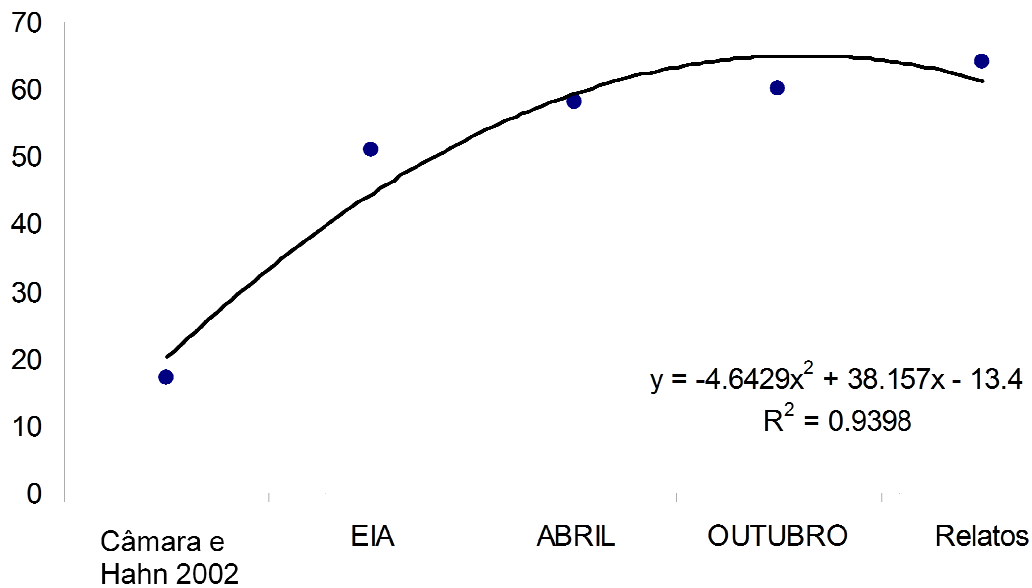


Figura 3. Curva de acumulação de espécies de peixes construída pelo somatório de informações disponibilizadas pela literatura científica (CÂMARA E HAHN, 2002), EIA UHE Monjolinho (2002), campanhas de amostragem complementar conduzidas nos meses de abril e outubro de 2006 e relatos de moradores para a bacia do rio Passo Fundo, área de influência da UHE Monjolinho, RS.

### ***Identificação das espécies de peixes sensíveis à fragmentação do rio***

A análise de sensibilidade à fragmentação imposta pelo barramento ao conjunto de espécies de peixes registradas para a bacia apontou que 39 espécies (60,9%) são sensíveis aos impactos impostos pela fragmentação do rio. Dentre essas, dez espécies (15,6%) possuem distribuição em área restrita da bacia do rio Uruguai; 16 (25,0%) são espécies endêmicas da bacia do rio Uruguai, mas estão distribuídas amplamente pela bacia; duas espécies (3,1%) são consideradas vulneráveis à extinção no RS; uma espécie (1,6%) é considerada ameaçada de extinção de acordo com a normativa federal (IBAMA IN-MMA nº5/2004); seis espécies (9,4%) são peixes de piracema que demandam o deslocamento de grandes distâncias para a sua reprodução e manutenção de suas populações; e dez espécies (15,6%) são peixes que demandam o deslocamento em pequenas distâncias para a sua reprodução e manutenção de suas populações (tabela 4).

Dentre as 39 espécies identificadas por algum critério de fragilidade foi possível estabelecer um mapa de distribuição para 12 espécies a partir do conjunto de dados obtidos nesse estudo e da consulta à base NEODAT e HAHN (2000). Esses mapas permitem visualizar as áreas de distribuição atualmente conhecidas para essas espécies e avaliar mais claramente o significado da instalação do barramento sobre sua área de vida.

Apresenta-se a seguir um conjunto de informações e comentários sobre cada uma dessas espécies. Além delas, são comentadas também três espécies (*Characidium vestigipinne*, *Diapoma gr. speculiferum*, *Pareiorhaphis* sp.) de distribuição muito restrita e para as quais não foi possível estabelecer um mapeamento adequado.

### **Canivete (*Characidium serrano*)**

O canivete (*Characidium serrano*) é amplamente distribuído na região do alto rio Uruguai. Segundo BUCKUP & REIS (1997) todos os locais onde esta espécie foi coletada são cursos médio de rios de porte médio com substrato de pedras e lodo e correnteza moderada a forte. Seu habitat preferencial é junto às corredeiras sendo, dificilmente, observado em locais de remanso. Sua alimentação é baseada em larvas e adultos de pequenos invertebrados que vivem aderidos às pedras nessas corredeiras (Anexo).

### **Joana (*Crenicichla tendybaguassu*)**

A joana (*Crenicichla tendybaguassu*) apresenta ampla distribuição na região do alto e médio rio Uruguai. Habita preferencialmente zonas de correnteza média a forte em rios com substrato rochoso. Assim como as outras espécies do gênero é um peixe essencialmente carnívoro. LUCENA & KULLANDER (1992) registraram no conteúdo estomacal de dois exemplares restos de larvas e adultos de insetos aquáticos e de moluscos (Anexo).



Tabela 4. Relação das espécies de peixes da área de influência da UHE Monjolinho, rios Erechim e Passo Fundo, RS e sua sensibilidade à fragmentação imposta pelo barramento. **Endemismo:** A. distribuição restrita na bacia do rio Uruguai; B. distribuição ampla na bacia do rio Uruguai. **Status:** Vu. vulnerável (Dec. 41.672/2002); IN5. ameaçada de extinção (IN-MMA nº5/2004). **Habito migrador:** G. desloca-se grandes distâncias; P. desloca-se pequenas distâncias.

N	Nome científico	Nome popular	Endemismo		Status		Habito migrador	
			A	B	Vu	IN5	G	P
1	<i>Ancistrus taunayi</i>	casquito		x				
2	<i>Apeiron affinis</i>	canivete						
3	<i>Astyanax fasciatus</i>	lambari						x
4	<i>Astyanax jacuhiensis</i>	lambari						x
5	<i>Astyanax</i> sp.	lambari		x				x
6	<i>Australoheros facetum</i>	cará						
7	<i>Bryconamericus iheringii</i>	lambari						x
8	<i>Characidium pterostictum</i>	canivete						
9	<i>Characidium serrano</i>	canivete	x					
10	<i>Characidium tenue</i>	canivete						
11	<i>Characidium vestigipinne</i>	canivete	x			x		
12	<i>Charax stenopterus</i>	dentado-transparente						
13	<i>Cheirodon ibichiensis</i>	lambari						
14	<i>Cheirodon interruptus</i>	lambari						
15	<i>Corydoras paleatus</i>	limpa-vidro						
16	<i>Crenicichla lepidota</i>	joaninha						
17	<i>Crenicichla minuano</i>	joaninha		x				
18	<i>Crenicichla missioneira</i>	joaninha		x				
19	<i>Crenicichla</i> sp.	joaninha	x					
20	<i>Crenicichla tendybaguassu</i>	joaninha	x					
21	<i>Crenicichla vittata</i>	joaninha	x					
22	<i>Cyanocharax alburnus</i>	lambari						
23	<i>Cyphocharax voga</i>	biru						x
24	<i>Diapoma</i> gr. <i>speculiferum</i>	lambari	x					
25	<i>Eigenmennia virens</i>	tuvira						
26	<i>Geophagus brasiliensis</i>	cará						
27	<i>Gymnogeophagus</i> sp.	cará	x					
28	<i>Gymnotus carapo</i>	tuvira						
29	<i>Hemiancistrus fuliginosus</i>	casquito		x				
30	<i>Hemiancistrus votouro</i>	casquito	x					
31	<i>Heptapterus mustelinus</i>	jundiá-cipó						
32	<i>Hisonotus</i> sp.	casquidinho						
33	<i>Hoplias lacerdae</i>	traíra						
34	<i>Hoplias malabaricus</i>	traíra						
35	<i>Hypostomus commersonii</i>	casquito						
36	<i>Hypostomus isbrueckeri</i>	casquito		x				
37	<i>Hypostomus luteus</i>	casquito		x				
38	<i>Hypostomus roseopunctatus</i>	casquito		x				
39	<i>Hypostomus uruguayensis</i>	casquito		x				
40	<i>Leporinus amae</i>	voga		x				x
41	<i>Leporinus obtusidens</i>	piava					x	
42	<i>Loricariichthys anus</i>	casquito viola						
43	<i>Loricariichthys</i> sp.			x				
44	<i>Microglanis cottoides</i>	bagrinho						
45	<i>Microglanis eurystoma</i>	bagrinho		x				
46	<i>Odonthestes</i> sp.	peixe-rei						
47	<i>Oligosarcus brevioris</i>	tambicu	x					x
48	<i>Oligosarcus jenynsii</i>	tambicu						x
49	<i>Pareiorhaphis</i> sp.		x					
50	<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	barrigudinho						
51	<i>Pimelodus absconditus</i>	mandim		x				
52	<i>Pimelodus atrobrunneus</i>	mandim		x				
53	<i>Pimelodus maculatus</i>	pintado					x	
54	<i>Prochilodus lineatus</i>	grumatã					x	
55	<i>Pseudoplatystoma coruscans</i>	surubim			x		x	
56	<i>Rhamdella longiuscula</i>	jundiá		x				
57	<i>Rhamdia</i> cf. <i>quelen</i>	jundiá						
58	<i>Rineloricaria</i> sp.	violinha		x				
59	<i>Salminus brasiliensis</i>	dourado			x		x	
60	<i>Schizodon nasutus</i>	voga					x	
61	<i>Serrasalmus maculatus</i>	palometa						
62	<i>Steindachnerina biornata</i>	biru						x
63	<i>Steindachnerina brevipinna</i>	biru						x
64	<i>Trichomycterus</i> sp.							
<b>Total</b>			<b>10</b>	<b>16</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>6</b>	<b>10</b>
<b>Valor %</b>			<b>15.6</b>	<b>25.0</b>	<b>3.1</b>	<b>1.6</b>	<b>9.4</b>	<b>15.6</b>

### **Joana (*Crenicichla vittata*)**

Essa joana (*C. vittata*) é uma espécie mais característica da região do médio rio Uruguai, sendo que no trabalho de descrição da espécie (LUCENA & KULLANDER, 1992) o ponto máximo de distribuição da espécie ao norte foi feito junto a foz do rio Ijuí. Habita preferencialmente zonas de correnteza média a forte em rios com substrato rochoso. Como as outras espécies do gênero, é um animal essencialmente carnívoro, LUCENA & KULLANDER (1992) registraram no conteúdo estomacal de dois exemplares restos de peixes, larvas de coleópteros e insetos aquáticos (Anexo).

### **Cará (*Gymnogeophagus* sp.)**

O cará (*Gymnogeophagus* sp.) é uma espécie nova para o gênero que ocorre na região do alto rio Uruguai e está sendo descrita por pesquisadores do Museu de Ciências da PUC – RS, juntamente com outras sete espécies distribuídas pelo Estado do Rio Grande do Sul (L. R. Malabarba comunicação pessoal). As espécies do gênero *Gymnogeophagus* habitam, preferencialmente, praias e áreas de remanso dos rios, alimentando-se de pequenos invertebrados que vivem no substrato.

Na área estudada exemplares dessa espécie foram capturados no rio Passo Fundo nos pontos 4 e 5, a área a ser inundada pelo reservatório da UHE Foz do Chapecó (Anexo).

### **Cascudo (*Hemiancistrus votouro*)**

O cascudo (*Hemiancistrus votouro*) foi descrito baseado em exemplares coletados em um pequeno arroio afluente do rio Erechim sendo, na época, o único local conhecido de ocorrência da espécie. Durante as amostragens de abril e outubro de 2006 foram capturados exemplares em outros pontos da bacia do rio Passo Fundo-Erechim ampliando, assim, a área de distribuição da espécie. Essa espécie vive exclusivamente sobre o substrato rochoso, em locais de correnteza média a forte, onde se alimenta de algas e pequenos invertebrados que vivem aderidos sobre as pedras, desempenhando um papel de grande importância no controle de insetos como o borrachudo (*Simulium* spp.) (Anexo).

### **Piava (*Leporinus obtusidens*)**

A piava (*Leporinus obtusidens*) pertence à família Anostomidae, encontrada ao longo do sistema hidrográfico do rio da Prata e nas regiões Sul e Sudeste do Brasil (HARTZ *et al.*, 2000). É uma espécie onívora, alimentando-se de larvas e adultos de insetos aquáticos, moluscos e vegetais, no lago Guaíba há registros de piavas (*L. obtusidens*) alimentando-se do molusco mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*). Utiliza a calha principal dos grandes rios como área de alimentação, realizando migração de longa distância (piracema) em direção às cabeceiras dos principais afluentes no período reprodutivo.

Sua ocorrência na bacia dos rios Passo Fundo e Erechim está baseada em relatos dos moradores que estabelecem sua ocorrência na área da casa de força da UHE Passo Fundo, no “salto” localizado em Vila União e na área do Parque Municipal de Jacutinga (Anexo).

### **Tambicu (*Oligosarcus brevioris*)**

O tambicu (*Oligosarcus brevioris*) apresenta distribuição restrita à região do alto rio Uruguai onde é encontrado nos rios de médio e grande porte. É essencialmente carnívoro, alimentando-se principalmente de peixes. Espécie de médio porte, apresenta baixo valor comercial, mas é bastante consumida pela população ribeirinha (Anexo).

### **Pintado (*Pimelodus maculatus*)**

O pintado (*Pimelodus maculatus*) é amplamente distribuído nas bacias dos rios Paraná/Paraguai e São Francisco. No Estado do Rio Grande do Sul ocorre nas bacias do rio Uruguai e laguna dos Patos, onde é encontrado nos rios de médio e grande porte. Habita preferencialmente a calha principal dos rios e se trata de uma espécie bentônica alimentando-se de invertebrados, principalmente moluscos. Apesar de alcançar cerca de 30 cm de comprimento total, apresenta baixo valor comercial, mas é bastante apreciado pelos pescadores amadores.

A distribuição da espécie na bacia estudada foi obtida pelas capturas realizadas no ponto 5 e pelos relatos de sua ocorrência na área da casa de força da UHE Passo

Fundo, no “salto” localizado em Vila União e na área do Parque Municipal de Jacutinga (Anexo).

### **Grumatã (*Prochilodus lineatus*)**

O grumatã (*Prochilodus lineatus*) é uma espécie reoflúvia que se reproduz no canal dos rios e tem seu desenvolvimento inicial em lagoas marginais na planície de inundação, até alcançar a maturação com dois anos de idade, medindo 18,9 cm de comprimento padrão (AGOSTINHO *et al.*, 1993). Iliófago, o grumatã consome quase exclusivamente finas partículas do lodo, onde estão contidos sedimentos inorgânicos, que é a parcela mais considerável de sua dieta, além de detritos orgânicos e diatomáceas (FUGI *et al.* 1996).

O registro da espécie na área de estudo está baseada em relatos de sua ocorrência na área da casa de força da UHE Passo Fundo e no “salto” localizado em Vila União (Anexo).

### **Surubim (*Pseudoplatystoma coruscans*)**

O surubim (*Pseudoplatystoma coruscans*) apresenta ampla distribuição nos principais sistemas hídricos do país (rios Amazonas, São Francisco e Paraná-Paraguai). No Rio Grande do Sul está restrita a bacia do rio Uruguai e está classificada na categoria Vulnerável por REIS *et al.* (2003). É uma espécie migradora de grande porte sendo, provavelmente, a maior espécie de peixe encontrada na bacia do rio Uruguai. Segundo RINGUELET *et al.* (1967) há registros de machos com 1,36 m e 43 kg e fêmeas com 1,55 m e 50,5 kg no médio rio Paraná. Assim como o dourado, alimenta-se quase que exclusivamente de peixes. Não há informações sobre a situação populacional da espécie no Estado, salvo relatos de pescadores, especialmente na fronteira oeste, que afirmam que a espécie era mais comum há algumas décadas (REIS *et al.* 2003). As ameaças a conservação dessa espécie são decorrentes da pesca predatória e da construção de barragens hidrelétricas (REIS *et al.* 2003b).

O registro da espécie na área de estudo está baseado em relatos do ingresso dos peixes no rio Passo Fundo até o ponto 4 de amostragem (próximo ao eixo da UHE Monjolinho) (Anexo).

### **Dourado (*Salminus brasiliensis*)**

O dourado (*Salminus brasiliensis*) tem uma ampla distribuição em toda a América do Sul. No Rio Grande do Sul ocorre nas bacias do rio Uruguai e laguna dos Patos e é considerado uma espécie Vulnerável à extinção (REIS *et al.*, 2003). É um animal carnívoro que se alimenta de peixes menores e, segundo GODOY (1986) pode alcançar um metro de comprimento e chegar aos 30 kg, sendo uma das mais importantes espécies na pesca comercial e esportiva do rio Uruguai. Segundo REIS *et al.* (2003) esta espécie pertence à categoria dos grandes migradores e, no período reprodutivo, percorre longas distâncias rio acima para a desova, dependendo desse deslocamento para completar seu ciclo reprodutivo. Ainda de acordo com o mesmo autor, a principal ameaça a essa espécie é a construção de barragens, que alteram o regime natural das cheias, transformam seu hábitat lótico em lagos e interrompem o acesso às áreas de reprodução. Outros fatores de ameaça decorrem da alteração e destruição de banhados e lagoas marginais dos grandes rios, da pesca intensiva e de ações de “repovoamento” com matrizes geneticamente inadequadas e oriundas de outras regiões. Uma das ações recomendadas por REIS *et al.* (2003) para a manutenção de populações naturais de dourados (*S. brasiliensis*) no Rio Grande do Sul é garantir a manutenção de rotas migratórias pela preservação de extensos trechos fluviais livres de barramentos.

O registro da espécie na bacia estudada decorre da captura de um exemplar adulto em 19 de julho de 2006 no rio Erechim, junto à casa de força da UHE Passo Fundo (figura 4). Além disso, os relatos colhidos junto a funcionários da UHE Passo Fundo informam a presença de cardumes de dourados junto à área de lançamento da água turbinada especialmente nos meses de novembro e dezembro. Complementam as informações sobre a espécie na bacia os relatos de sua ocorrência no “salto” localizado em Vila União e na área do Parque Municipal de Jacutinga (Anexo).



Figura 4. Exemplar adulto de dourado (*Salminus brasiliensis*) capturado em 19 de julho de 2006 junto à casa de força da UHE Passo Fundo (22J 6959518 / 330534), área de influência da UHE Monjolinho, RS.

### **Voga (*Schizodon nasutus*)**

A voga (*Schizodon nasutus*) apresenta ampla distribuição nas bacias dos rios Paraná, Paraguai e Uruguai onde é encontrada nos rios de médio e grande porte. São animais preferencialmente herbívoros, alimentando-se principalmente de algas filamentosas e vegetais superiores, mas também podem se alimentar de insetos aquáticos. A voga (*S. nasutus*) pertence à família Anostomidae, mesma da piava (*Leporinus obtusidens*) e, como essa, utiliza a calha principal dos grandes rios como área de alimentação, realizando migração de longa distância (piracema) em direção às cabeceiras dos principais afluentes no período reprodutivo. Espécie de médio, porte alcança cerca de 40 cm de comprimento total, não apresenta grande valor comercial, mas por ser muito semelhante à piava (*L. obtusidens*), muitas vezes é vendida como tal.

Exemplares da espécie foram capturados desde a foz até a área logo à montante da saída da água da casa de força da UHE Passo Fundo (Anexo).

### **Canivete (*Characidium vestigipinne*)**

O canivete (*Characidium vestigipinne*) apresenta uma distribuição bastante restrita, existindo apenas registros da ocorrência da espécie no arroio Caraguatá (CÂMARA & HANH, 2002) e em um pequeno arroio afluente do rio Passo Fundo, à jusante da barragem da fazenda da Brigada (J.F.P. da Silva observação pessoal). A espécie está citada como Vulnerável por REIS *et al.* (2003), sendo que a principal ameaça reside na degradação do hábitat uma vez que a mesma apresenta uma distribuição bastante restrita. Por ser uma espécie rara, não existem trabalhos sobre a sua biologia.

### **Lambari (*Diapoma gr. speculiferum*)**

O lambari (*Diapoma gr. speculiferum*) é uma espécie nova para a ciência, que ocorre na região do alto rio Uruguai (L.R.MALABARBA comunicação pessoal). É uma espécie de pequeno porte, não ultrapassando os dez centímetros de comprimento padrão. Esse lambari pertence a um grupo, subfamília Glandulocaudinae, que tem como característica principal escamas modificadas sobre a nadadeira caudal, formando uma glândula. Por se tratar de uma espécie nova, não há informações sobre a sua biologia. Apenas um exemplar da espécie foi capturado no ponto 3 (confluência dos rios Passo Fundo e Erechim) que será inundada pelo reservatório da UHE Monjolinho.

### **Cascudinho (*Pareiorhaphis sp.*)**

Os cascudinhos (*Pareiorhaphis sp.*) são peixes de pequeno porte, alcançando cerca de dez centímetros de comprimento total, que habitam pequenos arroios de águas transparentes, substrato rochoso e correnteza média. Alimentam-se de algas e pequenos invertebrados que vivem aderidos às rochas, desempenhando um papel de grande importância no controle de insetos como o borrachudo (*Simulium spp.*). Na bacia do rio Passo Fundo são reconhecidas duas espécies novas de cascudos desse gênero sendo uma com distribuição restrita ao arroio Caraguatá na região do planalto, semelhante à área de distribuição do canivete (*Characidium vestigipinne*) e outra com distribuição conhecida somente no arroio do Tigre, afluente do rio

Passo Fundo, que deságua logo à jusante do eixo projetado da UHE Monjolinho (E.H.L. Pereira comunicação pessoal).

***Estimativa do tamanho do segmento de rio livre de barreiras***

A análise dos pontos de alteração de cota altimétrica revelou a presença de 24 pontos que incidem na calha principal dos rios Passo Fundo e Erechim. Caracteristicamente essas alterações nunca superam 20 metros de altura (tabela 5).

Tabela 5. Localização dos pontos de alteração de cota altitudinal na calha principal dos rios Passo Fundo e Erechim e anotação das distâncias desses pontos em relação a foz do rio, no rio Uruguai

N	Rio	Localização (UTM)		Folha 1:50.000	Cota
		Leste	Norte		
1	Passo Fundo	6972.1	329.3	Erval Grande	280
2	Passo Fundo	6982.0	330.0	Erval Grande	300
3	Passo Fundo	6967.8	329.0	Erval Grande	320
4	Passo Fundo	6967.0	329.3	Erval Grande	340
5	Erechim	6961.9	329.9	Erval Grande	350
6	Erechim	6961.0	331.8	Erval Grande	360
7	Erechim	6957.2	333.2	Erval Grande	380
8	Erechim	6955.3	335.1	Campinas do Sul	400
9	Erechim	6954.2	334.3	Campinas do Sul	420
10	Erechim	6953.4	335.3	Campinas do Sul	440
11	Erechim	6951.0	335.0	Campinas do Sul	450
12	Erechim	6949.8	336.2	Campinas do Sul	460
13	Erechim	6945.8	336.5	Campinas do Sul	480
14	Erechim	6936.7	347.9	Campinas do Sul	500
15	Erechim	6935.0	350.3	Campinas do Sul	520
16	Erechim	6932.3	354.0	Erexim	540
17	Erechim	6930.2	359.2	Erexim	560
18	Erechim	6928.0	360.0	Erexim	580
19	Erechim	6927.0	362.1	Erexim	600
20	Erechim	6925.2	365.8	Sertão	640
21	Erechim	6924.8	366.1	Sertão	650
22	Erechim	6924.0	367.9	Sertão	660
23	Erechim	6923.6	370.8	Sertão	680
24	Erechim	6922.5	371.9	Sertão	700



O mapeamento desses pontos possibilita a identificação de duas regiões de maior adensamento dos pontos de alteração de cota. A primeira região situa-se entre o Km 44 e 57, logo à montante da casa de força da UHE Passo Fundo. Nesse trecho de 13 Km de extensão existe uma alteração de 80 metros de altitude. A segunda região, localizada entre os Km 108 e 126, nas cabeceiras do rio Erechim, em 18 km de extensão, produz-se uma alteração de 140 metros de altitude (Anexo).

Em 26 de setembro de 2006 foi realizado um sobrevôo sobre a calha principal do rio Passo Fundo e Erechim partindo do aeroclube de Erechim (Anexo). A defasagem de aproximadamente 50% do padrão médio normal de chuvas para o mês de setembro (EMBRAPA; FEPAGRO) acarretou ao rio um baixo volume de água facilitando a observação direta de corredeiras e saltos durante o sobrevôo.

Os pontos observados durante a vistoria, bem como as regiões de adensamento de pontos de alteração de cota se revelaram locais de corredeiras ou de “águas brancas” que não se constituem em barreira para o deslocamento de peixes migradores de grandes distâncias como o dourado (*Salminus brasiliensis*), a voga (*Schizodon nasutus*), a piava (*Leporinus obtusidens*) ou o grumatã (*Prochilodus lineatus*) (figura 5).



Figura 5. Vista aérea dos pontos de alteração de cota mapeados nas cartas topográficas em escala 1:50.000, área de influência da UHE Monjolinho, rios Erechim e Passo Fundo, RS.

Durante a vistoria foi identificado um ponto do rio Erechim em que foi instalada uma estrutura de concreto para a passagem de veículos sobre a calha do rio que se constitui em uma “barragem”. Essa estrutura foi registrada fotograficamente (figura 6) e geograficamente (UTM 22J 6944572/336799) para posterior visitação da equipe. A visitação desse local, durante a campanha de amostragem de outubro permitiu a conclusão de que esse ponto não se trata de barreira efetiva para a migração dos peixes.



Figura 6. Vista aérea e aspecto local da barragem de concreto instalada para a passagem de veículos no rio Erechim (UTM 22J 6944572/336799).

A análise dos cenários avaliados nesse estudo aponta que no primeiro, em que se representa a condição atual do sistema, as medidas de distância da cabeceira até a foz somam aproximadamente 126 Km de rio em um desnível de aproximadamente 420 metros de altitude (tabela 6 / Anexo).

No segundo cenário, onde foi projetado o reservatório da UHE Foz do Chapecó (LI IBAMA 284/2004), as distâncias foram tomadas a partir do limite superior do seu reservatório, no rio Passo Fundo (Anexo). O reservatório da UHE foz do Chapecó inunda a foz do rio Passo Fundo, avançando aproximadamente 12 km sobre o rio (perda de 10%). Essa configuração determina a perda de conectividade da bacia do rio Erechim/Passo Fundo com o rio Uruguai e reduz o sistema a um fragmento com trecho livre de 114 km desde suas nascentes até o lago (tabela 6).

O terceiro cenário se constitui naquele em que é avaliada a implantação do reservatório da UHE Monjolinho. Nesse cenário as medidas de distância foram consideradas a partir do limite superior do reservatório dessa UHE tendo em vista a conformação de uma cascata pelo encadeamento formado com a UHE Foz do Chapecó (Anexo). O Reservatório de Monjolinho alaga aproximadamente 26 km do rio, desde a barragem até o limite superior no rio Erechim. O impacto cumulativo no sistema representa uma perda de 30% da calha principal do rio, resultando em um trecho livre remanescente de aproximadamente 90 Km (tabela 6).

Através da consulta ao conjunto de atividades sob o licenciamento da FEPAM para os municípios da U20 – Passo Fundo, foram registrados empreendimentos definidos como Barragens de Geração de Energia (Usinas Hidrelétricas). Dentre esses, duas referem-se à UHE Passo Fundo (Entre Rios do Sul e Campinas do Sul), uma a UHE Ernestina (Passo Fundo) e uma refere-se a PCH Cascata das Andorinhas (Nonoai), empreendimentos já implantados e em operação. Entre os demais, a PCH Albano Machado (Trindade do Sul) consta estar com a Licença Prévia (LP) vencida, enquanto a PCH Ouro Verde (Paulo Bento) e UHE Monjolinho (Nonoai) possuem LP em vigor. Sobre a PCH dos Índios (Erechim) não constam documentos ou qualquer outra informação e por fim existe a PCH Rio do Índios (Nonoai) em análise de Licença de Instalação(LI). Com exceção da UHE Monjolinho, todos os outros empreendimentos estão situados em tributários dos rios Erechim e Passo Fundo ou em afluentes diretos do rio Uruguai, não produzindo grande fragmentação ao sistema analisado (Anexo).

Tabela 6. Avaliação da fragmentação imposta pela UHE Monjolinho aos rios Erechim e Passo Fundo, RS. Cotas altimétricas e distâncias desses pontos do ponto de deságüe mais de jusante. Cenário 1. foz do rio Passo Fundo, no rio Uruguai; Cenário 2. limite superior do reservatório da UHE Foz do Chapecó, rio Passo Fundo; Cenário 3. limite superior do reservatório da UHE Monjolinho, rio Erechim.

Cota	Distância da foz (Km)		
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3
280	14	2	*
300	23	11	*
320	24	13	*
340	25	14	*
350	32	20	*
360	38	26	*
380	44	32	8
400	49	37	13
420	50	38	14
440	53	41	17
450	56	44	20
460	57	45	21
480	65	53	29
500	88	76	52
520	93	81	57
540	101	89	65
560	108	96	72
580	111	99	75
600	114	102	78
640	119	107	83
650	120	108	84
660	122	110	86
680	125	113	89
700	126	114	90
tamanho do rio livre de barramento (km)	126	114	90
perda (km)	-	12	38
perda relativa (%)	-	10	30

***Viabilidade do remanescente de rio livre para a manutenção de peixes de piracema***

Considerando a presença de espécies de grandes migradores nas áreas localizadas à montante do eixo projetado da UHE Monjolinho e um fragmento de rio remanescente de aproximadamente 90 km desde o limite superior do seu reservatório, esse trecho pode ser considerado viável para a manutenção de populações de peixes migradores de grandes distâncias como dourados (*Salminus brasiliensis*), piavas (*Leporinus obtusidens*), grumatãs (*Prochilodus lineatus*) e vogas (*Schizodon nasutus*).



### ***Necessidade de instalação de mecanismo de transposição de peixes (MTP)***

Independente da instalação da UHE Monjolinho o processo de instalação da UHE Foz do Chapecó conduzido pelo IBAMA define a fragmentação da bacia hidrográfica do rio Passo Fundo, determinando seu isolamento da calha principal do rio Uruguai e a perda de 12km (10%) da calha principal do rio. Essa perspectiva futura e a decisão de não implantar um Mecanismo de Transposição de Peixes naquela barragem permitem a conformação de alguns prognósticos:

Implantação da UHE Foz do Chapecó sem a implantação da UHE Monjolinho: considerando a limitação do reservatório daquela UHE na barragem de Itá, a bacia do rio Passo Fundo e Erechim pode passar a ter um destaque como rota de migração reprodutiva e área de desova para os grandes migradores (indivíduos aprisionados no reservatório);

Implantação da UHE Foz do Chapecó com a implantação da UHE Monjolinho: os peixes migradores do reservatório da UHE Foz do Chapecó que entrarem no rio Passo Fundo se concentrarão junto à barragem da UHE Monjolinho.

As situações previstas nesse estudo são dependentes de diversos fatores que escapam ao domínio da equipe técnica. Entre eles podemos citar o período de fechamento da UHE Foz do Chapecó (pode determinar o tamanho de populações de grandes migradores aprisionados no corpo do reservatório), impacto da vazão e da qualidade da água do rio Passo Fundo no corpo do reservatório (pode determinar a atratividade do rio aos migradores).

Independente do novo cenário a ser implantado é possível afirmar que a manutenção de populações de peixes migradores de grandes distâncias na bacia do rio Passo Fundo dependerá de ações de manejo permanente do sistema como:

#### Ações específicas

- ✓ Transposição ativa de peixes desde o rio Uruguai (UHE Foz do Chapecó) ou desde a barragem de Monjolinho para a bacia do rio Erechim;
- ✓ Monitoramento permanente das populações alvo da transposição;

- ✓ Manejo de habitats (quando necessário);
- ✓ Estabelecimento de zona de proteção de pesca (áreas de desova);
- ✓ Simulação de vazão em época de piracema;
- ✓ Aprisionamento: descida de adultos turbina/vertedouro

#### Ações difusas na bacia

- ✓ Melhoria das condições da água do rio;
- ✓ Melhoria das práticas de manejo do solo;
- ✓ Educação ambiental e divulgação da importância da conservação das espécies alvo do manejo;
- ✓ Repressão a práticas de pesca predatória.

Frente à disponibilidade de dados, no momento não é recomendável à implantação de um MTP na barragem da UHE Monjolinho, mas a inclusão do acompanhamento de peixes, especialmente nos meses de piracema a fim de detectar a acumulação de migradores de grandes distâncias junto ao eixo da UHE antes e após o fechamento da UHE Foz do Chapecó. Se essa situação se configurar em fato, a transposição de peixes deve ser considerada necessária e a implantação de um MTP deve ser reconsiderada.

#### **Considerações finais**

Os resultados obtidos para o rio Passo Fundo apontam para uma tendência de redução da riqueza de peixes no sentido nascente-foz. Esse padrão é diferente do padrão observado (e esperado) para ambientes lóticos montanhosos (Ward, 1992) e provavelmente decorre da perturbação provocada pela alteração do regime hidrológico da qualidade da água a partir da UHE Passo Fundo.

A atual configuração do sistema, que sofre forte influência das rápidas flutuações de vazão e qualidade da água, impostas pelo regime de geração das UHE Passo Fundo no sistema Passo Fundo/Erechim e UHE Itá no rio Uruguai, causam enorme perturbação no ritmo biológico das espécies de peixes. Durante as campanhas de amostragem de abril e outubro foi possível registrar variações maiores que um metro do nível da água, tanto no rio Passo Fundo quanto no rio Uruguai, provocadas pelo regime de operação dessas duas usinas. Essas flutuações comprometem profundamente a orientação dos peixes e em especial dos grandes migradores. Essas espécies têm seu ciclo reprodutivo estreitamente associado às condições de vazão (p.ex. volume, velocidade) e qualidade da água (p.ex. temperatura, turbidez) em escalas de variação sazonal. No entanto o atual regime de vazões e qualidade da água dos rios Passo Fundo e Uruguai está condicionado ao consumo de energia elétrica, sofrendo flutuações bastante drásticas em intervalos iguais ou menores que uma hora. Dessa forma, os efeitos negativos para a ictiofauna decorrentes da fragmentação do sistema provocados por esses barramentos são atualmente magnificados por sua regra operativa.



## Referências bibliográficas

- Agostinho, A. A., Vazzoler, A. E. A. De M., Gomes, L. C. & Okada, E. K., 1993, Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planicie de inundación del alto río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. *Revue Hydrobiol.Trop.*, 26(1): 79-90.
- Agostinho, A. A.; Thomaz, S.M. & Gomes, L.C. 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology* 19: 646–652.
- Agostinho, A.A.; Marques, E.E.; Agostinho, C.S.; Almeida, D.A.; Oliveira, R.J. & Melo, J.R.B. 2007. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? *Neotropical Ichthyology*, 5 (2): 121 – 130.
- Agostinho, C.S.; Agostinho, A.A.; Pelicice, F.; Almeida, D.A. & Marques, E.E. 2007. Selectivity of fish ladders: a bottleneck in Neotropical fish movement. *Neotropical Ichthyology*, 5 (2): 205 – 210.
- Buckup P. A. & Reis, R.E. 1997. Characidiin genus *Characidium* (Teleostei, Characiformes) in southern Brazil, with description of three new species. *Copeia*. 3: 531-548.
- Câmara, L.F. & Hahn, L. 2002. The fish fauna of two tributaries of the Passo Fundo river, Uruguay river basin, Rio Grande do Sul, Brazil. *Comun. Mus. Ciênc. PUCRS. sér. zool.*, v. 15, n. 2, p. 163-174.
- Cardoso, A.R. & Silva, J.F.P. 2004. Two new species of the genus *Hemiancistrus* Bleeker (Teleostei: Siluriformes: Loricariidae) from upper rio Uruguai basin. *Neotropical Ichthyology*. v. 2(1): 1-8.
- Cardoso, A.R. & Malabarba, L.R. 1999. Description of three new species of *Hemiancistrus* Bleeker, 1862 from southern Brazil (Teleostei: Siluriformes: Loricariidae). *Comun. Mus. Ciênc. PUCRS. sér. zool.*, v. 12, p. 141-161.

- Clay, C.H. 1995. Design of Fishways and Other Fish Facilities. Lewis publishers. 2<sup>o</sup> Ed.248p.
- Cowx, I.G. & Welcomme, R.L. 1998. Rehabilitation of Rivers for fish – A study undertaken by the European Inland Fisheries Advisory Commission of Fao. Fishing News Books. 260p.
- EMBRAPA. Informações meteorológicas: Estação: 83914 Passo Fundo, setembro 2006. <http://www.cnpt.embrapa.br/pesquisa/agromet/index.htm>
- FEPAGRO. Boletim Meteorológico do Estado do Rio Grande do Sul Setembro/2006. Centro de Meteorologia Aplicada. <http://www.cnpt.embrapa.br/pesquisa/agromet/index.htm>
- FEPAM & UFRGS. 2004. Análise de fragilidades ambientais e da viabilidade de licenciamento de aproveitamentos hidrelétricos das bacias hidrográficas dos rios Ijuí e Butuí-Piratinim-Icamaquã. Cadernos de gestão ambiental nº5, Porto Alegre.
- Fernandez, D.R.; Agostinho, A.A.; Bini, L.M. & Gomes, L.C. 2007. Environmental factors related to entry into and ascent of fish in the experimental ladder located close to Itaipu Dam. *Neotropical Ichthyology*, 5 (2): 153 – 160.
- Fernandez, D.R.; Agostinho, A.A.; Bini, L.M. & Pelicice, F.M. 2007. Diel variation in the ascent of fishes up an experimental fish ladder at Itaipu Reservoir: fish size, reproductive stage and taxonomic group influences. *Neotropical Ichthyology*, 5 (2): 215 – 222.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2002. Fish passes design, dimension and monitoring. Roma. 119p.
- Fugi, R., Hahn, N. S. & Agostinho, A. A., 1996, Feeding of five species of bottom feeding fish of the Paraná River (PR, MS, Brasil). *Environ. Biol. Fishes*, 46(3): 297-307.
- Godoy, M.P. 1992. A Questão dos Peixes de Piracema e as Escadas de Peixes, *Revista Aruanã*, Ano VI, nº 31.

- Hahn, L. 2000. Diversidade, composição da ictiofauna e aspectos da biologia de *Salminus maxillosus* e *Prochilodus lineatus* do rio Uruguai superior, entre Mondaí e Itapiranga, Santa Catarina, Brasil. Dissertação Mestrado. FACULDADE DE BIOCÊNCIAS. PPG – ZOOLOGIA, 52 pp.
- Hartz, S.M.; Silveira, C.M.; Carvalho, S. & Villamil, C. 2000. Alimentação da piava (*Leporinus obtusidens*) no Lago Guaíba, Porto Alegre, RS, Brasil. Pesquisa Agropecuária Gaúcha, v.6, n.1, p.145-150.
- Juras, I.A.G.M. 2001. Proposição sobre laboratórios de piscicultura em hidrelétricas. Consultoria Legislativa da Câmara dos Deputados, Nota Técnica, Brasília. 5p.
- Krebs, C.J. 1989. Ecological Methodology. Harper Collins, New York.
- Lopes, C.M.; Almeida, F.S.; Orsi, M.L.; Britto, S.G.C.; Sirol, R.N. & Sodr e, L.M.K. 2007. Fish passage ladders from Canoas Complex - Paranapanema River: evaluation of genetic structure maintenance of *Salminus brasiliensis* (Teleostei: Characiformes). Neotropical Ichthyology, 5 (2): 131– 138.
- Makrakis, S.; Gomes, L.C.; Makrakis, M.C.; Fernandez, D.R. & Pavanelli, C.S. 2007. The Canal da Piracema at Itaipu Dam as a fish pass system. Neotropical Ichthyology, 5 (2): 185 – 196.
- Makrakis, S.; Makrakis, M.C.; Wagner, R.L.; Dias, J.H.P. & Gomes, L.C. 2007. Utilization of the fish ladder at the Engenheiro Sergio Motta Dam, Brazil, by long distance migrating potamodromous species. Neotropical Ichthyology, 5 (2): 197 – 204.
- Malabarba, L.R. 1989. Histórico sistemático e lista comentada das espécies de peixes de água doce do sistema da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. Comum. Mus. Cienc. PUCRS, ser. Zool., 2: 107-179.
- Martins, S.L. & Tamada, K. 2000. Sistemas para a transposi o de peixes. Boletim Técnico da Escola Politécnica da USP, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, BT/PHD/72. São Paulo EPUSP. 30p.

- Odeh, M. 1999. Innovations in Fish Passage Tecnology. American Fisheries Society Publication. 212p.
- Odeh, M. 2000. Advances in Fish Passage Tecnology. American Fisheries Society Bioengineering Section Publication. 154p.
- Oldani, N.O.; Baigún, C.R.M.; Nestler, J.M. & Goodwin, R.A. 2007. Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata River basin? *Neotropical Ichthyology*, 5 (2): 89 – 102.
- Pelice, F.M. & Agostinho, A.A. 2007. Fish-Passage Facilities as Ecological Traps in Large Neotropical Rivers. *Conservation Biology*, 22 (1): 180 – 188.
- Pielou, E. E. 1975. Ecological diversity. Wiley, New York.
- Pompeu, P.S. & Martinez, C.B. 2006. Variações temporais na passagem de peixes pelo elevador da Usina Hidrelétrica de Santa Clara, rio Mucuri, leste brasileiro. *Revista Brasileira de Biologia*, 23 (2): 340 – 349.
- Pompeu, P.S. & Martinez, C.B. 2007. Efficiency and selectivity of a trap and truck fish passage system in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5 (2): 169 – 178.
- Reis, R.E., Lucena, Z.M.S., Lucena, C.A.S., Malabarba, L.R. 2003. Peixes. Pp. 117-145. In: FONTANA C.S., BENCKE, G.A. & REIS, R.E. (eds.). Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Porto Alegre, EDIPUCRS, 632p.
- Rican, O. & Kullander, S. O. 2006. Character and tree-based delimitation of species in the *Cichlasoma facetum* group (Teleostei, Cichlidae) with the description of a new genus. *Journal Compilation*. p. 1-17.
- Ward, J.V. 1992. A mountain River. Em Callow, P. & G. E. Petts. *The Rivers Handbook Hydrological and Ecological Principles*, Vol. I. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 256 pp.

# USO DE SIMULAÇÕES PARA A ANÁLISE DO BALANÇO DE IMPACTOS DA IMPLANTAÇÃO DE UMA BARRAGEM: ESTUDO DE CASO DAS BARRAGENS DE USO MÚLTIPLO DA BACIA DO RIO SANTA MARIA

## **Introdução**

A Bacia do rio Santa Maria tem sido objeto de um número significativo de estudos e projetos destinados à regularização e aumento da sua disponibilidade hídrica, bem como para o gerenciamento dos seus recursos ambientais, principalmente os recursos hídricos. Tais ações são decorrentes das formas de uso e ocupação do solo e das pressões sociais e econômicas resultantes. Recentemente, o Governo Federal, através do Ministério da Integração Nacional e da Agência Nacional de Águas, instituiu o Programa Nacional para o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos – PROÁGUA NACIONAL, estendendo para todo o território brasileiro o PROÁGUA SEMI-ÁRIDO. Este Programa, que conta com recursos financeiros do Banco Mundial e do Governo Federal, tem como objetivo geral contribuir para melhoria da qualidade de vida da população, especialmente nas regiões menos desenvolvidas do país, mediante o planejamento e a gestão de recursos hídricos simultaneamente com a expansão e otimização da infraestrutura hídrica, de maneira a garantir a oferta sustentável de água em quantidade e qualidade adequadas aos usos múltiplos.

No âmbito deste Programa, o Estado do Rio Grande do Sul foi contemplado com recursos financeiros para a melhoria da gestão dos recursos hídricos do Estado e para a implantação de duas barragens de uso múltiplo, localizadas na Bacia do rio Santa Maria, as barragens dos arroios Jaguari e Taquarembó. Estes recursos são da ordem de R\$ 100 milhões, incluída aí a contra-partida do Estado, sendo que cerca de 10% destinam-se à gestão de recursos hídricos, tanto nos aspectos quantitativos, quanto qualitativos, a serem aplicados em um prazo de três anos.

A partir da inserção do Rio Grande do Sul no Pro-Água Nacional, foram retomados os projetos das barragens e os estudos ambientais realizados, com vistas à verificação da sua adequação aos objetivos do Programa, bem como ao

atendimento das restrições ambientais vinculadas a este tipo de empreendimento. No levantamento do histórico dos processos de realização dos estudos ambientais, foi verificado que não foi atendida uma série de etapas exigidas para o licenciamento, dentre as quais, a análise conjunta dos impactos e dos benefícios dos empreendimentos e a sua propagação em toda a bacia hidrográfica. Outro aspecto a ser considerado é o fato de que, originalmente, os projetos tinham como objetivo apenas a acumulação de água para irrigação sem considerar os demais usos da água, principalmente o abastecimento humano, a laminação de cheias, a regularização de vazões e o desenvolvimento do lazer junto ao município de Rosário do Sul.

Dentro desta nova visão de usos múltiplos e considerando que a gestão de recursos hídricos evoluiu na Bacia do rio Santa Maria, principalmente no que se refere à administração da oferta de água através do instituto da outorga do direito de uso e da ação deliberativa do Comitê da Bacia, houve a necessidade de reavaliar os projetos naquilo que se refere à concepção das obras e, fundamentalmente, nos impactos ambientais decorrentes da implantação dos empreendimentos.

Este estudo teve como objetivo verificar como os estudos destinados à análise prévia de impactos ambientais efetuados na bacia do rio Santa Maria situam-se diante do estado da arte de conhecimentos sobre a ecologia dos rios, visando contribuir para que os órgãos ambientais possam revisar os requisitos de informações que fundamentam os Termos de Referência para Estudos de Impacto Ambiental de barragens de uso múltiplo.

### ***Histórico***

A Bacia do Rio Santa Maria apresenta como atividades econômicas preponderantes a lavoura orizícola e a pecuária. O setor agrícola é o maior usuário de água, seguido do setor de abastecimento humano, da pecuária e do setor industrial. Nos períodos de irrigação, a bacia apresenta escassez hídrica gerando sérios conflitos de uso, principalmente entre os setores da agricultura e do abastecimento humano. As sucessivas ocorrências de déficits hídricos e o grau de importância desta bacia no

contexto regional levaram o Poder Público e, em menor grau, a iniciativa privada, a desenvolverem estudos na área de recursos hídricos. Estes estudos objetivaram quantificar as deficiências e, principalmente, identificar medidas que permitissem garantir o suprimento de água para o abastecimento público, para as lavouras existentes e para futuras atividades econômicas. Os principais estudos e ações estão listados no Quadro 1.

### ***Arcabouço Teórico***

De acordo com Straškraba & Tundisi (2000) e Tundisi (2006), os reservatórios de barragens devem ser tratados como ecossistemas. Pode-se considerar que estes ecossistemas podem ser compartimentalizados em três subsistemas físicos e um subsistema antrópico (Straškraba & Tundisi, op.cit.):

- As bacias hidrográficas e as vazões afluentes;
- O reservatório em si;
- As vazões liberadas; e
- A socioeconomia e o gerenciamento.

Nessa perspectiva o primeiro compartimento é influenciado e definido pelo regime de chuvas e pelo padrão de uso e cobertura da terra, que podem alterar a partição dos diversos componentes do balanço hídrico e determinar a quantidade de água que chega ao rio. Este compartimento somente pode ser parcialmente manejado pelos gerentes do reservatório através do Plano Diretor do Reservatório e através de ações compartilhadas com as instituições responsáveis pela gestão da bacia hidrográfica, ações essas capazes de induzir mudanças no ciclo hidrológico. No entanto, como não é afetado pelas decisões da operação do reservatório, esse compartimento não será tratado nessa análise, a não ser como fonte de vazões afluentes e de cargas poluentes.

O reservatório em si, segundo Straškraba & Tundisi (2000), “é um coletor e digestor das entradas e dos efeitos existentes nas bacias hidrográficas”. Ou seja,

processa energia, materiais e informações contidas nas vazões afluentes. Quanto maior o tempo de residência das águas no reservatório, maior o processamento dentro do reservatório, resultando em mudanças no regime térmico das águas e de trocas térmicas com a atmosfera e em alterações químicas e físico-químicas das águas. Pode-se dizer que o reservatório determina uma mudança do regime lótico (de águas correntes) para lêntico (de águas paradas). Na verdade, o reservatório pode se situar em um continuum entre lótico e lêntico, dependendo do porte, do grau de regularização e do tempo de residência das águas. O processamento das vazões e das cargas de materiais dissolvidos e em suspensão, ocorrido no interior do reservatório, bem como as características construtivas e regras operacionais da barragem, irão determinar a quantidade e qualidade das águas liberadas para o rio à jusante. Segundo Tundisi (2006), “os reservatórios estão, ..., submetidos a complexas funções de forças naturais e artificiais que determinam suas características dinâmicas: a circulação e a estratificação térmica, os fluxos unidirecionais, as respostas às entradas de energia mecânica (intrusões) e os efeitos da energia cinética produzida pelo vento. Portanto, além de estarem submetidos às funções de força naturais resultantes dos regimes climatológicos e hidrológicos, a operação do reservatório, o tipo de construção e seus usos interferem na dinâmica do sistema e em sua organização espacial e temporal”. O reservatório em si, afeta e é afetado diretamente pelas decisões de manejo, ou seja, da operação do reservatório. As decisões de manejo devem ser tomadas antes da construção do reservatório, pois as características construtivas acabam determinando a maior parte dos impactos sobre o regime hidrológico do trecho de rio situado a jusante. O impacto causado sobre o trecho de jusante é resultante de alteração da qualidade e da quantidade da água, o que depende do que ocorre com as cargas afluentes e seu metabolismo dentro do reservatório, da capacidade de regularização do mesmo e das profundidades de captação.

Também deve se considerar que uma barragem não é um empreendimento de impacto local. É um empreendimento que provoca a propagação em rede, tanto a montante como a jusante, dos impactos ambientais, pois o rio é um ecossistema de fluxo (Postel & Richter, 2003; FEPAM, 2004; Silveira *et al.*, 2005). De acordo com Benda *et al.* (2004), os efeitos de confluência podem mitigar os impactos de um



barramento. Neste caso, a confluência de contribuintes importantes pode mitigar os efeitos da supressão de vazões para os diversos usos consuntivos.

Quadro 1 – Histórico de estudos e ações na bacia do rio Santa Maria, sul do Brasil.

Ano	Referência – Projeto - Estudo	Observações
1956	"Relatório Preliminar sobre Reserva e Controle de Água na bacia do rio Santa Maria"	Publicado em outubro de 1967 Levantamento preliminar da disponibilidade de água na bacia Possíveis locais para barramentos
1987	"Inventário dos possíveis locais de barramento na bacia do rio Santa Maria - Rio Grande do Sul"	Inventariados 91 possíveis locais para barramentos
1992	estudo comparativo entre os projetos das barragens do arroio Lajeado e do arroio Taquarembó-Chico	Este estudo concluiu pela viabilidade técnica e econômica do barramento proposto no arroio Taquarembó-Chico
1993	"Sistema de Avaliação de Disponibilidades Hídricas Fluviais para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria"	Bacia em trechos de gerenciamento, com estimativas de vazões para diferentes períodos de duração e retorno em cada um dos trechos identificados.
1994	Lei no 10.350 e Criação do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria.	Sistema Estadual de Recursos Hídricos (SERH).
1995 a 1996	"1ª e 2ª Etapas do Plano de Utilização dos Recursos Hídricos da Bacia do rio Santa Maria"	Estudos, levantamentos e análises necessários à implantação de uma estrutura de gerenciamento e planejamento do aproveitamento sustentável dos recursos hídricos da bacia.
1998	"Levantamento, identificação e demarcação de áreas de banhado e de matas ciliares, bem como a aplicação de medidas estruturais e não estruturais visando a conservação dos recursos hídricos da bacia do rio Santa Maria"	Levantamentos e análises para o mapeamento e caracterização das áreas de banhado e matas ciliares remanescentes na bacia com importância na manutenção do equilíbrio hídrico
1998	projeto de uma rede de monitoramento hidrometeorológico	Rede de monitoramento composta por estações fluviométricas, pluviométricas, piezométricas e climatológicas, incluindo estações de monitoramento

<b>Ano</b>	<b>Referência – Projeto - Estudo</b>	<b>Observações</b>
	complementar para a Metade Sul do Estado	específicas para áreas de banhados
2001	- Projetos de engenharia de quatro barragens destinadas à acumulação de água, nos arroios Salso, Silva, Jaguari e Taquarembó e - Estudos de impacto ambiental das propostas de barramento para os arroios Taquarembó	Objetivo garantir o atendimento das atuais demandas de água para a irrigação de arroz, a ampliação das áreas irrigadas, a regularização das vazões dos arroios e, por extensão, a regularização das vazões do próprio rio Santa Maria, com reflexos no abastecimento público e na manutenção dos ecossistemas aquáticos
2001-	Enquadramento dos recursos hídricos	Proposta pela FEPAM, aprovada em 2005 pelo Comitê e encaminhada ao CERH
2001- ...	Outorga para uso da água “Estudos realizados pela UFSM, consistiu no levantamento e análise das características hidrológicas, da qualidade da água superficial e do consumo de água da bacia para definir as diretrizes gerais da outorga para os usos da água por meio do equacionamento entre disponibilidade hídrica e demanda”	- os estudos concluíram que a bacia encontra-se no limite da exploração dos recursos hídricos e que o racionamento é imperativo em anos de seca  - devido à maior disponibilidade nos meses que antecedem a irrigação defende-se também que, mesmo em anos secos, podem ser outorgadas vazões do período de setembro a novembro para o enchimento de reservatórios, tendo como limite as disponibilidades estimadas para cada trecho em função do balanço hídrico
2000	Cobrança pelo uso da água “Sistema de Tarifação da Água”	Realizado pela PUC/RS, desenvolvimento de um modelo STÁgua de tarifação pelo uso da água aplicável à bacia do Rio Santa Maria, distribuí os custos das ações a serem implementadas na bacia entre os usuários, com cada usuário participando proporcionalmente aos seus consumos sob a forma de quotas
2004	Cobrança pelo uso da água “Simulação da Cobrança pelo Uso da Água para a Irrigação na Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria”	Realizado pela UFSM, objetivo de operacionalização do modelo STÁgua.
2006	Plano de Bacia O Plano será embasado no trabalho finalizado em 2003 denominado “Estudo de Viabilidade do Programa de Desenvolvimento da Bacia	- não possui um estudo específico, em fase de elaboração do Termo de Referência para ser contratado;  - decorrente do contrato assinado entre o Governo da Espanha e o Consórcio de empresas EUROESTUDIOS S.A. e NOVOTECNI, S.A com intervenção da Secretaria de Obras Públicas e Saneamento (SOPS) do Governo do

<b>Ano</b>	<b>Referência – Projeto - Estudo</b>	<b>Observações</b>
	Hidrográfica do Rio Santa Maria-RS”	Estado do Rio Grande do Sul
2006	Simulação para aplicação da cobrança em escala real	Realizado pela UFSM com recursos CT-Hidro/FINEP, com participação intensa do Comitê da Bacia

Além das características relacionadas às vazões e cargas poluentes, que determinarão as modificações na qualidade das águas que devem respeitar as normas referentes ao enquadramento dos corpos de água (Resolução CONAMA 357; CONAMA, 2005), o trecho barrado deve garantir a conectividade dos habitats dos peixes migradores (Postel & Richter, 2003; FEPAM, 2004; Britto e Sirol, 2006) e o regime de pulsos necessário para preservar habitats para as espécies de peixes ribeirinhas (Neiff, 1990; Junk & Wantzen, 2004; Cruz, 2005).

O projeto deve garantir, portanto, um regime de vazões que mantenha as condições de perpetuação da vida das espécies aquáticas e ribeirinhas. Este princípio está estabelecido na legislação de águas, que estabelece a necessidade de manutenção de uma vazão ecológica no trecho de rio, bem como nas recomendações da Comissão Mundial de Barragens (CMR, 2000).

Barragens causam impactos positivos (irrigação, abastecimento público, manutenção de condições de balneabilidade, etc.) e negativos (alteração dos ecossistemas, perda de biodiversidade, alteração do regime hidro-sedimentológico, etc.). A viabilidade social e ambiental de uma barragem depende do balanço entre benefícios resultantes da implantação do empreendimento e prejuízos sociais e ambientais do mesmo. Para tal, considera-se que os impactos ambientais significativos irreversíveis devam ser mitigados e/ou compensados. Uma estratégia de mitigação envolve a configuração ótima das estruturas do empreendimento, de modo a permitir o controle operacional completo das vazões e das profundidades de captação, associada a uma regra operacional que minimize os danos sobre o regime natural de vazões.

Sendo assim, os impactos ambientais significativos decorrentes de uma barragem podem ser analisados, inicialmente, através dos seguintes compartimentos do sistema:

→ A bacia de montante;

→ O reservatório propriamente dito;

→ O rio a jusante do empreendimento;

→ As alterações diretas ou induzidas do uso e cobertura da terra;

→ As alterações provocadas sobre as águas subterrâneas.

### ***A bacia de montante***

O principal impacto de uma barragem é a fragmentação do rio. A implantação física do barramento altera as condições hidrossedimentológicas do rio, colocando uma barreira que adiciona um trecho lântico ao longo de uma rede lítica. As implicações se propagam a montante através da alteração das comunidades bióticas e dos efeitos causados pela mudança do nível de base do perfil de equilíbrio do rio. Este efeito tende a ser maior quanto maior a erodibilidade do trecho situado a montante do reservatório. Outro aspecto refere-se às alterações na fauna aquática. A mudança do hábitat, bem como as mudanças na movimentação das espécies migradoras e no efeito de dispersão de espécies pelo arraste hídrico, podem alterar as relações de competição e predação, resultando em alterações significativas nas comunidades de espécies aquáticas, com possibilidade de favorecimento de propagação de espécies exóticas.

Do ponto de vista do manejo, pouca interferência tem o empreendedor ou gestor da barragem sobre a bacia de montante, embora a barragem dependa, quanto à sua vida útil e qualidade da água, de tudo que é feito na sua área de contribuição. Considerando-se a propagação dos efeitos em rede, torna-se necessária a integração de instrumentos da gestão de recursos hídricos e gestão ambiental para que os impactos ambientais possam ser gerenciados adequadamente. Deste modo,

O Zoneamento Ecológico-Econômico deve fundamentar a regulamentação do uso da terra na bacia e estabelecer uma condição necessária de contorno para o Plano de Bacia.

### ***O reservatório propriamente dito***

De modo geral, diversos autores (BMZ, 1996; CMR, 2000; Postel & Richter, 2003; FEPAM, 2004) referem que os principais impactos ambientais relacionados diretamente ao reservatório são:

- Mudança de regime lótico para lântico;
- Alteração do regime hidrossedimentológico;
- Mudanças na qualidade da água;
- Favorecimento de espécies exóticas e alteração das assembléias da fauna aquática.
- Alteração micro-climática;

A mudança do regime de lótico para lântico afeta as principais características físicas que representam as funções de força mais importantes do regime dos rios e reservatórios: as vazões e as cargas sedimentares associadas. As características construtivas e regras operativas, juntamente com a natureza da bacia a montante, determinam o comportamento do reservatório.

Straškraba & Tundisi (op.cit.) listam as seguintes variáveis que afetam a biota de reservatórios:

- As vazões;
- Tipos de vales (geomorfologia);
- Temperatura das águas afluentes;
- Insolação;

→ Turbidez;

→ Química dos nutrientes.

A posição do reservatório, na rede hidrográfica também afeta a tipologia dos lagos criados artificialmente e afeta as variáveis acima citadas. As vazões determinam o funcionamento do sistema. Aportam ou diluem cargas de materiais dissolvidos ou em suspensão. Fazem variar o volume das águas e a área inundada, gerando pulsos que podem ter implicações significativas na colonização das margens pela biota ou afetar a estabilidade das mesmas. Grandes flutuações no nível das águas nas margens podem desestabilizar as vertentes nas margens do reservatório e, em situações geotécnicas desfavoráveis, favorecer movimentos de massa (Maciel Filho, 1997). Os tipos de vales irão determinar a configuração espacial do reservatório, o desenvolvimento de margens, a curva cota-inundação, bem como o potencial de alteração do micro-clima, a possibilidade de limpeza do reservatório pré-enchimento, o estímulo à ocupação das margens, a declividade das mesmas e sua estabilidade, entre outros aspectos.

As possibilidades de mistura do corpo de água, com impactos na qualidade da água (estratificação do lago), dependem do sistema de circulação dos ventos (Wetzel, 1981). Vales muito profundos podem funcionar como condutos forçados, potencializando os ventos, ou abrigar o vale dos ventos, dependendo da orientação do vale em relação aos ventos predominantes e do aprofundamento e largura dos vales. Também o comprimento da superfície do lago longitudinal à ação do vento (“fetch”) depende da morfologia do terreno e da altura da barragem, afetando a quantidade de energia adicionada pelo vento para a movimentação da massa de água. A alteração no tempo de retenção das águas, bem como a temperatura das águas afluentes e a insolação tendem a provocar alterações fortes no reservatório, causando mudanças na densidade da massa de água que afetam a estabilidade e formação de termoclinas e a conseqüente estratificação do reservatório. Esteves (1988) cita que lagos tropicais e subtropicais tendem a estratificar com diferenças de temperatura muito menores que em lagos temperados.

A dinâmica de trocas energéticas entre o corpo de água do reservatório e a atmosfera pode determinar mudanças no microclima local (BMZ, 1996; CMR,

2000). O efeito líquido destas trocas dependerá do grau de capacidade de dispersão da massa de ar localizada sobre o reservatório, a qual está relacionada às condicionantes do relevo, ao volume e área do lago. Dada a grande dependência de variáveis locais, torna-se difícil a previsão da presença ou não de modificações microclimáticas.

Grandes represas, como a UHE Passo Real, situada em região de clima Cfa II 2a (Moreno, 1961; Vörösmarty *et al.*, 1998), afetam o microclima, permitindo a existência de cultura de cana-de-açúcar nas imediações do reservatório, cultura que tem baixa tolerância para geadas, (Donzelli, 2006). Alguns estudos, como apresentado por Lagadinou (2003) demonstram, com base no monitoramento, que pouca alteração foi determinada pela implantação de barragens, no entanto, para as barragens de Pournari e Mornos, o autor encontrou uma elevação significativa da temperatura mínima. Berkamp *et al.* (2000) sistematizaram os impactos sobre o clima nos seguintes itens:

→ Grandes reservatórios produzem um microclima devido ao armazenamento de calor, podendo causar mudanças no regime local de chuvas;

→ Formação de nevoeiros nos primeiros momentos das manhãs e no inverno em climas temperados;

→ Reservatórios rasos podem apresentar névoas mais densas em dias frios;

→ Aumento da umidade e da ocorrência de nevoeiros podem criar habitats favoráveis para insetos vetores de doenças (mosquitos, tse-tse);

→ Reservatórios em climas frios podem ter pouco efeito quando coexistem com muitos lagos naturais.

Do ponto de vista do regime sedimentológico, cria-se uma zona de agradação no reservatório, devido a alteração do nível de base do rio, que determina uma perda de energia potencial, provocando a formação de pequenos deltas nos locais onde os cursos de água confluem ao reservatório (Blyth & Freitas, 1989).

Como o reservatório acaba compartimentalizado em três zonas (zona de rio, zona de transição e zona lacustre) que apresentam mudanças progressivas na profundidade, largura e na velocidade dos fluxos de água (Straškraba & Tundisi, op.cit.), os depósitos sedimentares tendem a desenvolver um gradiente granulométrico, com os sedimentos mais grosseiros situados nos trechos mais a montante e mais finos depositados mais próximos ao eixo da barragem, dada a variação de velocidade das águas (Gordon *et al.*, 2004). Os sedimentos finos, juntamente com a matéria orgânica sedimentada, tendem a reter poluentes, bem como, através da decomposição anaeróbica nos sedimentos, produzir gases reduzidos (H<sub>2</sub>S, CH<sub>4</sub>, NH<sub>3</sub>, entre outros) que podem alterar drasticamente a qualidade das águas, fenômeno agravado em reservatórios com alto tempo de retenção e com grande profundidade, favoráveis à formação de estratificação permanente ou muito estável (Figura 1). Esta situação é agravada caso as cargas oriundas das bacias de contribuição lateral, bem como aquelas trazidas pelo rio principal, contribuam significativamente ao corpo de água.

O reservatório, portanto, é muito sensível às modificações do uso da terra no seu entorno imediato e às cargas de nutrientes e/ou poluentes originadas na bacia de captação a montante (Feitosa, Nogueira & Vianna, 2006). Também, torna-se muito sensível ao assoreamento (reduzindo sua vida útil), caso os solos situados a montante sejam susceptíveis à erosão e o uso da terra não siga as recomendações do Zoneamento Ecológico-Econômico e as boas práticas de conservação da terra.

O conjunto de alterações físicas e químicas causadas pelo reservatório representam fatores de fragmentação dos rios, que somados à barreira física da barragem determinam profundos impactos às comunidades aquáticas. A fragmentação neste caso deve ser considerada também como resultado da qualidade do ambiente resultante das alterações na velocidade, oxigenação, pH, turbidez, temperatura, entre outras variáveis que determinam a disponibilidade de habitats para espécies aquáticas, em especial para os peixes migradores e para a fauna benthica. Estas alterações podem resultar em proliferação de espécies indesejadas, substituição de espécies de interesse econômico por outras de menor valor, propagação de vetores (problemas sanitários e de saúde pública) e extinção



de populações de espécies de interesse especial (raras, endêmicas ou ameaçadas de extinção) (BMZ, 1996; CMR, 2000; Postel & Richter, 2003; FEPAM, 2004).

Medidas destinadas à mitigação da fragmentação envolvem, portanto, o manejo da qualidade da água do reservatório e das populações de peixes migradores, traduzidas em uma série de medidas de controle sobre a qualidade das águas vertidas e controle da qualidade das águas do fundo, que somente podem ser implementadas através da existência de estruturas no corpo da barragem que permitam o controle total sobre a profundidade de captação e de uma rede de monitoramento da qualidade das águas em tempo real.

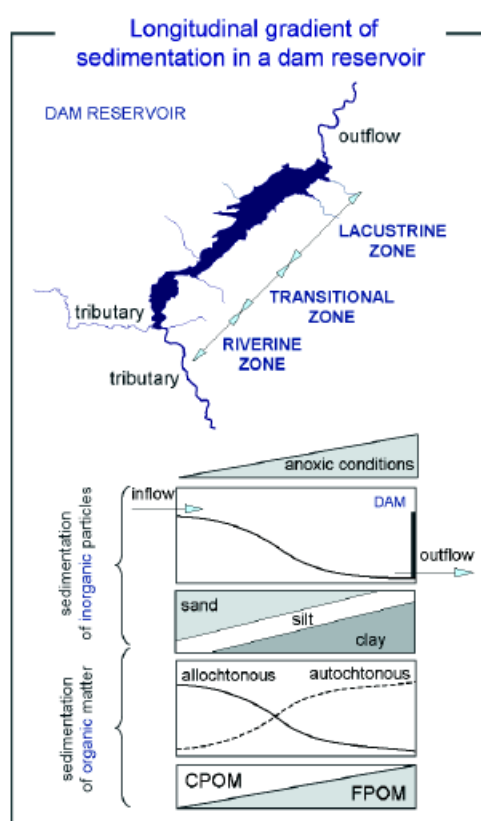


Figura 1 - Gradiente longitudinal de sedimentação em um reservatório (Zalewski & Wagner-Lotkowska, 2004).

### ***O rio a jusante do empreendimento***

É consenso, manifesto por vários autores (BMZ,1996; Berkamp *et al.*,2000; CMR, 2000; Postel & Richter, 2003; FEPAM, 2004; Silveira *et al.*, 2005), que o principal impacto que se produz a jusante do reservatório é a alteração do regime

hidrológico de vazões, efeito este que cresce com a capacidade de regularização do reservatório e com a existência de alças de vazão reduzida ou outras formas de derivação sem retorno para o trecho imediatamente situado na seqüência do eixo da barragem. A alteração do regime de pulsos afeta as diversas funções das vazões, sistematizadas por Postel & Richter (2003) no Quadro 2.

Quadro 2 - Funções ecológicas de diferentes níveis de vazões dos rios, segundo Postel & Richter (op.cit.).

Nível da vazões	Funções ecológicas
Vazões baixas (fluxo basal)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nível normal:</li> <li>• Provê espaço de hábitat adequado para organismos aquáticos;</li> <li>• Mantém temperaturas da água, oxigênio dissolvido e química da água;</li> <li>• Mantém níveis do lençol freático na planície de inundação e umidade do solo para as plantas;</li> <li>• Provê água para os animais terrestres beberem;</li> <li>• Mantém os ovos de peixes e anfíbios em suspensão;</li> <li>• Permite a locomoção de peixes para áreas de alimentação e desova;</li> <li>• Suporta organismos que vivem em sedimentos saturados.</li> <li>• Nível de seca:</li> <li>• Permite o recrutamento de certas espécies de plantas da planície de inundação;</li> <li>• Elimina espécies invasivas e introduzidas das comunidades aquáticas e ribeirinhas;</li> <li>• Concentra presas em áreas limitadas para favorecimento de predadores.</li> </ul>
Vazões altas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Molda o caráter físico do canal, incluindo poções e corredeiras;</li> <li>• Determina o tamanho dos grãos do substrato do fundo do canal;</li> <li>• Previne que a vegetação ripária invada o canal;</li> <li>• Restaura as condições da qualidade da água após longos períodos de águas baixas, levando embora poluentes e resíduos;</li> <li>• Oxigena ovos em cascalhos onde ocorre desova, prevenindo a siltação;</li> <li>• Mantém condições adequadas de salinidade em estuários.</li> </ul>
Grandes inundações	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Provê estímulos para a migração e desova de peixes;</li> <li>• Precipita nova fase do ciclo de vida (insetos, p.ex.);</li> <li>• Permite aos peixes desovar na planície de inundação, proporcionando berçários para peixes juvenis;</li> <li>• Proporciona novas oportunidades de alimentação para peixes e aves aquáticas;</li> <li>• Recarga para o lençol freático da planície de inundação;</li> <li>• Mantém diversidade nos tipos de florestas da planície de inundação, uma vez que diferentes espécies de plantas tem diferentes tolerâncias à inundação;</li> <li>• Controla distribuição e abundância de plantas na planície de inundação;</li> <li>• Deposita nutrientes na planície de inundação;</li> <li>• Mantém balanço de espécies em comunidades aquáticas e ribeirinhas;</li> <li>• Cria locais para recrutamento de plantas colonizadoras;</li> <li>• Molda os hábitats físicos da planície de inundação;</li> <li>• Deposita cascalho, matacões e blocos em áreas de desova;</li> <li>• Arrasta materiais orgânicos (alimento), troncos, raízes, galhos (estrutura do hábitat) para o canal;</li> <li>• Elimina espécies invasivas e introduzidas das comunidades aquáticas e ribeirinhas;</li> <li>• Escarificação de sementes e frutos de plantas ribeirinhas;</li> <li>• Dirige o movimento lateral do canal do rio, formando novos hábitats (canais secundários, lagoas marginais);</li> <li>• Fornecem prolongado fornecimento de umidade para as plantas recém germinadas.</li> </ul>

Nível normal:

- Provê espaço de hábitat adequado para organismos aquáticos;
- Mantém temperaturas da água, oxigênio dissolvido e química da água;
- Mantém níveis do lençol freático na planície de inundação e umidade do solo para as plantas;
- Provê água para os animais terrestres beberem;
- Mantém os ovos de peixes e anfíbios em suspensão;
- Permite a locomoção de peixes para áreas de alimentação e desova;
- Suporta organismos que vivem em sedimentos saturados.

Nível de seca:

- Permite o recrutamento de certas espécies de plantas da planície de inundação;
- Elimina espécies invasivas e introduzidas das comunidades aquáticas e ribeirinhas;
- Concentra presas em áreas limitadas para favorecimento de predadores.

Vazões altas:

- Molda o caráter físico do canal, incluindo poções e corredeiras;
- Determina o tamanho dos grãos do substrato do fundo do canal;
- Previne que a vegetação ripária invada o canal;

- Restaura as condições da qualidade da água após longos períodos de águas baixas, levando embora poluentes e resíduos;
- Oxigena ovos em cascalhos onde ocorre desova, prevenindo a siltação;
- Mantém condições adequadas de salinidade em estuários.

#### Grandes inundações:

- Provê estímulos para a migração e desova de peixes;
- Precipita nova fase do ciclo de vida (insetos, p.ex.);
- Permite aos peixes desovar na planície de inundação, proporcionando berçários para peixes juvenis;
- Proporciona novas oportunidades de alimentação para peixes e aves aquáticas;
- Recarga para o lençol freático da planície de inundação;
- Mantém diversidade nos tipos de florestas da planície de inundação, uma vez que diferentes espécies de plantas têm diferentes tolerâncias à inundação;
- Controla distribuição e abundância de plantas na planície de inundação;
- Deposita nutrientes na planície de inundação;
- Mantém balanço de espécies em comunidades aquáticas e ribeirinhas;
- Cria locais para recrutamento de plantas colonizadoras;
- Molda os habitats físicos da planície de inundação;
- Deposita cascalho, matacões e blocos em áreas de desova;
- Arrasta materiais orgânicos (alimento), troncos, raízes, galhos (estrutura do habitat) para o canal;

- Elimina espécies invasivas e introduzidas das comunidades aquáticas e ribeirinhas;
- Escarificação de sementes e frutos de plantas ribeirinhas;
- Dirige o movimento lateral do canal do rio, formando novos habitats (canais secundários, lagoas marginais);
- Fornecem prolongado fornecimento de umidade para as plantas recém germinadas.

Alguns impactos da implantação de uma barragem são devidos diretamente à fragmentação do curso de água. Com a mudança do nível de base e elevação do potencial hidráulico em relação ao trecho de jusante, provoca-se uma tendência a um ajuste do perfil de equilíbrio do rio que tende a aumentar o poder erosivo do mesmo no trecho a jusante. Este fenômeno agrava-se pela interrupção do aporte de sedimentos retidos pela barragem (BMZ, 1996). A barreira física da barragem também altera a dinâmica de transporte de detritos e de troncos, responsáveis pelo enriquecimento da diversidade de habitats nas confluências dos rios (Benda *et al.*, 2004).

A qualidade da água no trecho de rio a jusante varia com o tipo de represa, suas características construtivas e com o manejo operacional da mesma. Deste modo, a qualidade das águas a jusante depende do manejo cuidadoso da qualidade da água no reservatório, associado a um controle, através de estruturas hidráulicas planejadas para este fim, da profundidade de captação das águas vertidas.

Quando as águas vertidas são liberadas sem o adequado cuidado, pode-se passar do extremo de causar mortalidade de peixes pela liberação de águas anóxicas ou pobres em oxigênio, quando liberadas águas do fundo em condições de longo tempo de estratificação térmica, para o extremo de matar peixes por hiperoxigenação das águas, pela liberação das águas através de vertedouros com excesso de turbulência. A barragem produz a retenção de sedimentos, reduzindo

também o aporte de nutrientes para as áreas ribeirinhas situadas a jusante da barragem.

A liberação de águas com características físicoquímicas diferentes das naturalmente ocorrentes no rio pode provocar um efeito de barreira para inúmeras espécies que não toleram as novas condições do hábitat. Nestes casos, as instalações destinadas a mitigar o efeito da fragmentação física, como os mecanismos de transposição para peixes, podem se tornar ineficientes, uma vez que muito antes os peixes já podem ter sido inibidos a subir o rio em função da qualidade degradada da água. O manejo adaptativo da profundidade de liberação das águas, associado ao monitoramento em tempo real e a existência de estruturas hidráulicas que permitam o controle total sobre a profundidade de vertimento das águas, é condição inicial para a viabilização de outras medidas de mitigação dos efeitos da fragmentação do rio sobre as populações migradoras de peixes. Este mesmo controle permitirá, com base no conhecimento da afluência, manejar o regime de pulsos, que devem ser preservados para cumprir com as funções ecológicas das vazões.

### ***Alterações do uso e cobertura da terra (perímetro irrigado, canteiro de obras e reservatório)***

As alterações sobre o uso e cobertura da terra provocados pela implantação de uma barragem resultam das modificações da disponibilidade de água para os usos desejados, da indução de mudanças no uso econômico do entorno do lago, da instalação do canteiro de obras e do enchimento do reservatório, com substituição de áreas terrestres por aquáticas.

Estas modificações resultam em perdas de habitats florestais e de áreas úmidas. Estas podem se dar tanto em função do enchimento do reservatório, como devido às alterações hidrossedimentológicas do trecho de jusante.

A inexistência de áreas de refúgio suficientes para a fauna pode resultar em extinções locais de espécies florestais. Neste caso a conectividade das matas ciliares somente pode ser reconstituída após a restauração da mata ciliar ao longo

do perímetro do lago. Uma medida mitigadora seria implantar o projeto de reflorestamento ciliar do futuro lago com ampla antecedência ao enchimento do reservatório, de modo a fornecer abrigo (Áreas Destino de Fauna) durante o período de limpeza do reservatório (desmatamento e remoção da matéria orgânica) e durante o enchimento. Estratégia neste sentido tem sido proposta por Cruz & Accordi (2003). A implantação do lago pode estimular as populações a se instalarem mais próximas do rio, em função da regularização, bem como ocupar as margens do lago, seja para lazer e moradia como para aproveitar a proximidade da água para implantar culturas irrigadas.

Estas alterações podem resultar na degradação da qualidade da água e na potencialização de processos erosivos que contribuem para diminuir a vida útil do reservatório ou criar novas situações de risco em cheias catastróficas (BMZ, 1996).

Nas barragens de uso múltiplo que contemplam a irrigação, os impactos ambientais se propagam através da rede de canais de distribuição e da alteração do uso da terra, com o estímulo da conversão de áreas de biótopos naturais e seminaturais para áreas agrícolas. Este fenômeno pode estender os efeitos da degradação da qualidade da água de jusante por um trecho longo do rio, devido à introdução de adubos químicos, pesticidas e sedimentos no curso de água. Deste modo, estabelece-se um mecanismo de retroalimentação positiva da degradação. O reservatório já produz impactos negativos. Ao estimular a mudança do uso da terra, o impacto é potencializado, em especial no perímetro irrigado, que retorna água com cargas poluentes adicionais por um trecho longo de rio.

Desta forma, a regulação do uso da terra torna-se um mecanismo necessário para que os impactos positivos do empreendimento não sejam suplantados pelos negativos. Daí a necessidade do Zoneamento Ecológico-Econômico e do seu condicionamento sobre o Plano de Bacia, estabelecendo uma relação “de fato” entre a gestão ambiental e a de recursos hídricos.

Impactos sobre as águas subterrâneas: pode-se afirmar que existem três mecanismos principais de alteração das condições das águas subterrâneas em função da implantação de uma barragem. O primeiro refere-se ao aumento de carga proporcionado pelo reservatório, que pode aumentar as taxas de infiltração para

os aquíferos. Em muitos casos, esta condição é um impacto positivo. No entanto, quando existe uma degradação da qualidade da água do reservatório, principalmente da água do fundo, corre-se o risco de contaminar as águas do aquífero. Quando o fluxo de água subterrânea é intenso, a contaminação pode resultar na degradação da qualidade de águas de poços de abastecimento de populações ou de rebanhos. O segundo mecanismo de impacto se dá na dinâmica das águas subterrâneas, através do rebaixamento do lençol nas áreas ribeirinhas situadas a jusante da barragem e da possibilidade de serem levantados os níveis do lençol freático em locais indesejados, como consequência da locação de canais de irrigação (BMZ, 1996). O terceiro mecanismo refere-se ao risco de contaminação de aquíferos devido às mudanças na cobertura e uso do solo em áreas de recarga, induzidas pela implantação da barragem e seus projetos associados de irrigação. Estudos geológicos adequados, bem como um programa de monitoramento de águas subterrâneas através da instalação de piezômetros e de acompanhamento dos poços existentes no entorno devem ser inserido dentro de uma estratégia de manejo adaptativo. Esta estratégia é paralela e colhe os frutos do manejo da qualidade da água do reservatório. Se este for bem efetuado, as águas que infiltrarão serão de boa qualidade, resultando em impacto positivo. Também aqui existe uma forte dependência do manejo conjunto dos recursos hídricos e do uso da terra. A implantação dos perímetros irrigados deve respeitar as boas práticas de proteção das áreas de recarga de aquíferos, o que deve ser garantido pelo Zoneamento Ecológico-Econômico, uma vez que os instrumentos de gestão de recursos hídricos não permitem a intervenção sobre o uso da terra. Juntamente, pode-se utilizar técnicas de ec hidrologia e fitotecnologia para retenção de nutrientes e de sedimentos adicionais resultantes da implantação do perímetro de irrigação (Zalewski & Wagner-Lotkowska, 2004). As possibilidades envolvem a inclusão de banhados cultivados em rotação com a cultura irrigada do arroz, por exemplo, como efetuado na China (Chung, 1982).



## **Barragens na Bacia do rio Santa Maria**

Revisão do balanço hídrico – impacto da obra nos estudos realizados pela UFSM/SEMA (2004). Para subsidiar a outorga (Quadro 1) a bacia do rio Santa Maria foi subdividida em 21 Seções Hidrológicas de Referência (SHR), para quais foram definidas as disponibilidades hídricas e estimadas demandas. Esses dados foram utilizados para realização de um balanço hídrico integrado na bacia, realizado por otimização para melhor distribuir as demandas, ou as necessidades de redução de consumo, considerando o todo da bacia (Cruz, 2001; UFSM/SEMA, 2004; Cruz & Tucci, 2005). No critério adotado para o balanço hídrico no estudo da UFSM/SEMA (2004), usaram-se, como ponderador da otimização, as demandas totais em cada SHR. O balanço hídrico precisa ser refeito para considerar o efeito da inclusão das barragens na regularização do rio e em quais SHRs esses efeitos serão sentidos. A área de influência direta das barragens se dá para as SHRs 9, 16, 19 e 21 (Figura 2). As demais sub-bacias, permanecem com a mesma necessidade de racionamento, visando deixar correr a vazão ambiental definida no estudo UFSM/SEMA (2004). As tabelas resumo do processamento foram organizadas (tabela 1) tendo-se, como valores da coluna, a demanda individual e as demandas acumuladas ao longo da bacia para lavoura orizícola. A coluna disponibilidade Marco Zero representa a vazão remanescente após a retirada das vazões ambientais. A coluna racionamento indica os valores de uso que devem ser reduzidos para que a vazão ambiental permaneça no rio. As simulações de outorga realizadas para avaliar os benefícios das obras devem ser realizadas especialmente para o mês mais crítico e que em anos secos faz-se necessário o racionamento. No caso da bacia do rio Santa Maria, no mês de janeiro. O objetivo dessas simulações é verificar o impacto na disponibilidade hídrica nas seções de influência da obra. No estudo de caso, a verificação de balneabilidade na cidade de Rosário do Sul nos anos mais secos é fundamental, devido à importância econômica advinda da atividade turística.

## Impacto das barragens no racionamento de água

São apresentados cinco cenários para análise da influência das barragens. O primeiro (tabela 1) representa a situação sem as barragens e vazão ambiental, conforme os estudos de UFSM/SEMA (2004).

Tabela 1 - Balanço de janeiro – (mês mais crítico que aponta necessidade de racionamento) Resultados das simulações com e sem barragem, sem alterar demanda ambiental, considerando vazão sanitária em Rosário com ponderadores demandas totais e valores outorgados.

SHR	Q90%	Vazão Ambiental	Disponibilidade Marco Zero	Demanda Individual	Demanda Acumulada	Racionamento Individual ou Qoutorgada	Racionamento acumulado	Disponibilidade Remanescente
4	0.13	0.19	<b>-0.05</b>	0.00	0.00	0.00	0.00	<b>-0.05</b>
3	0.23	0.32	<b>-0.09</b>	0.02	0.02	<b>-0.02</b>	<b>-0.02</b>	<b>-0.07</b>
5	0.39	0.55	<b>-0.16</b>	2.07	2.07	<b>-0.16</b>	<b>-0.16</b>	0.00
6	1.17	1.63	<b>-0.47</b>	3.00	5.08	<b>-0.29</b>	<b>-0.47</b>	0.00
7	0.27	0.38	<b>-0.11</b>	0.03	0.03	<b>-0.03</b>	<b>-0.03</b>	<b>-0.08</b>
8	0.30	0.42	<b>-0.12</b>	0.34	0.34	<b>-0.12</b>	<b>-0.12</b>	0.00
9	3.09	4.32	6.20	13.91	19.36	0.61	0.00	6.20
1	0.24	0.34	<b>-0.10</b>	0.35	0.35	<b>-0.10</b>	<b>-0.10</b>	0.00
2	1.29	1.81	<b>-0.52</b>	8.40	8.75	<b>-0.42</b>	<b>-0.52</b>	0.00
11	0.35	0.49	<b>-0.14</b>	0.45	0.45	<b>-0.14</b>	<b>-0.14</b>	0.00
10	0.11	0.15	<b>-0.04</b>	0.32	0.32	<b>-0.04</b>	<b>-0.04</b>	0.00
13	1.02	1.43	<b>-0.41</b>	2.32	3.09	<b>-0.22</b>	<b>-0.41</b>	0.00
12	2.86	4.01	<b>-1.15</b>	9.89	21.72	<b>-0.22</b>	<b>-1.15</b>	0.00
14	0.12	0.16	<b>-0.05</b>	1.42	1.42	<b>-0.05</b>	<b>-0.05</b>	0.00
15	5.55	5.19	0.36	12.25	35.40	1.19	0.00	0.36
16	7.53	<b>10.55</b>	4.41	19.90	74.65	0.00	0.00	4.41
19	8.64	12.10	3.97	11.73	86.38	0.00	0.00	3.97
17	0.67	0.93	<b>-0.27</b>	9.29	9.29	<b>-0.27</b>	<b>-0.27</b>	0.00
18	1.12	1.56	<b>-0.45</b>	6.81	16.10	<b>-0.18</b>	<b>-0.45</b>	0.00
20	0.38	0.54	<b>-0.15</b>	5.20	5.20	<b>-0.15</b>	<b>-0.15</b>	0.00
21	10.37	14.53	3.27	4.22	111.90	0.60	0.00	3.27

A simulação 1 permitiu analisar a influência do aumento de disponibilidade hídrica nas SHRs diretamente influenciadas pelas barragens, considerando somente a necessidade de manutenção das vazões ambientais definidas nos estudos de outorga realizados por UFSM/SEMA (2004). O acréscimo de disponibilidade é definido como sendo a diferença entre a vazão regularizada pelas barragens e a disponibilidade já existente nas SHRs contribuintes, ou seja, as SHRs 7 (Taquarembó) e (Jaguari). Esse total é de 7,43m<sup>3</sup>/s. Observou-se, nesse cenário, que a inclusão das obras (tabela 2) dispensa o racionamento em todas as seções da área de influência apontando, inclusive, para uma possibilidade de aumento de consumo. Porém, isso não quer dizer que as barragens resolvam a questão da balneabilidade em Rosário do Sul, pois as vazões ambientais utilizadas nos estudos da UFSM/SEMA (2004) foram definidas por critérios hidrológicos, por ausência, na época, de maiores definições e estudos ecológicos que pudessem indicar outros valores. Comparando-se os resultados do balanço realizado por UFSM/SEMA em 2004 com essa primeira simulação, observa-se que o impacto positivo das obras

em Rosário do Sul, nos anos secos, é de 4,41 m<sup>3</sup>/s de vazão remanescente (tabela 2), além da ambiental estimada em 10,55 m<sup>3</sup>/s. Somando-se os dois valores, a vazão remanescente (“instream flow”) no rio em Rosário do Sul será de 14.96 m<sup>3</sup>/s.

Comparando-se esse valor com a carga de coliformes fecais atuais, pode-se ter uma idéia da qualidade do rio no balneário. A vazão necessária para manter a condição de Classe 2, segundo o enquadramento da bacia e limite de coliformes nessa classe de 1000 NMP, é de 16,7380 m<sup>3</sup>/s (UFSM/SEMA. 2004).

Tabela 2 - Balanço de janeiro (mês mais crítico que aponta necessidade de racionamento) – considerando a inserção das barragens para área de influência direta na SHR9, 16, 19 e 21.

SHR	Q90%	Vazão Ambiental	Disponibilidade Marco Zero	Demanda Individual	Demanda Acumulada	Racionamento individual ou Goutorgada	Racionamento acumulado	Disponibilidade Remanescente
4	0.13	0.19	<b>-0.05</b>	0.00	0.00	0.00	0.00	<b>-0.05</b>
3	0.23	0.32	<b>-0.09</b>	0.02	0.02	<b>-0.02</b>	<b>-0.02</b>	<b>-0.07</b>
5	0.39	0.55	<b>-0.16</b>	2.07	2.07	<b>-0.16</b>	<b>-0.16</b>	0.00
6	1.17	1.63	<b>-0.47</b>	3.00	5.08	<b>-0.29</b>	<b>-0.47</b>	0.00
7	0.27	0.38	<b>-0.11</b>	0.03	0.03	<b>-0.03</b>	<b>-0.03</b>	<b>-0.08</b>
8	0.30	0.42	<b>-0.12</b>	0.34	0.34	<b>-0.12</b>	<b>-0.12</b>	0.00
9	3.09	4.32	6.20	13.91	19.36	0.61	0.00	6.20
1	0.24	0.34	<b>-0.10</b>	0.35	0.35	<b>-0.10</b>	<b>-0.10</b>	0.00
2	1.29	1.81	<b>-0.52</b>	8.40	8.75	<b>-0.42</b>	<b>-0.52</b>	0.00
11	0.35	0.49	<b>-0.14</b>	0.45	0.45	<b>-0.14</b>	<b>-0.14</b>	0.00
10	0.11	0.15	<b>-0.04</b>	0.32	0.32	<b>-0.04</b>	<b>-0.04</b>	0.00
13	1.02	1.43	<b>-0.41</b>	2.32	3.09	<b>-0.22</b>	<b>-0.41</b>	0.00
12	2.86	4.01	<b>-1.15</b>	9.89	21.72	<b>-0.22</b>	<b>-1.15</b>	0.00
14	0.12	0.16	<b>-0.05</b>	1.42	1.42	<b>-0.05</b>	<b>-0.05</b>	0.00
15	5.55	5.19	0.36	12.25	35.40	1.19	0.00	0.36
16	7.53	<b>10.55</b>	4.41	19.90	74.65	0.00	0.00	4.41
19	8.64	12.10	3.97	11.73	86.38	0.00	0.00	3.97
17	0.67	0.93	<b>-0.27</b>	9.29	9.29	<b>-0.27</b>	<b>-0.27</b>	0.00
18	1.12	1.56	<b>-0.45</b>	6.81	16.10	<b>-0.18</b>	<b>-0.45</b>	0.00
20	0.38	0.54	<b>-0.15</b>	5.20	5.20	<b>-0.15</b>	<b>-0.15</b>	0.00
21	10.37	14.53	3.27	4.22	111.90	0.60	0.00	3.27

Dos resultados da simulação nesse primeiro cenário, pode-se inferir que as barragens, mesmo aliviando as condições adversas em anos secos, só conseguirão reverter a condição de risco para a atividade da balneabilidade em Rosário do Sul, se forem tomadas medidas de saneamento básico efetivo. Considerando que a cidade de Rosário do Sul já dispõe de rede de coleta e estações de tratamento de esgotos, a medida efetiva necessária é efetuar a ligação das economias à rede de coleta, o que depende apenas de uma ação administrativa da Prefeitura Municipal.

Considerando-se que a demanda qualitativa em Rosário do Sul seja o valor para diluição da carga de coliformes, a simulação dois foi realizada, buscando-se como objetivo manter no leito a vazão de 16,7380 m<sup>3</sup>/s. Nesse cenário, as vazões regularizadas pelas obras permitem a manutenção da balneabilidade, porém mantém racionamento de uso das águas para as lavouras do trecho da SHR16 de 2,01 m<sup>3</sup>/s (tabela 2).

O balanço hídrico foi refeito utilizando-se como ponderadores para a otimização as vazões emitidas pelo DRH para captação direta nos rios, simulações 3 e 4 (tabela 2), uma para a situação que não considera a necessidade de vazão em Rosário do Sul para a questão sanitária e outra considerando essa demanda. Note-se que o resultado difere apenas no racionamento para a SHR16, permanecendo válidas as observações feitas. A Figura 2 mostra as outorgas já emitidas pelo DRH ao longo dos rios, separadas por SHR.

### ***Balanço de impactos positivos e negativos da instalação das barragens***

A análise qualitativa dos impactos ambientais da implantação das duas barragens, com vistas à determinar a viabilidade de que seja apreciado o Estudo de Impacto Ambiental dos dois empreendimentos deve ser conduzida com base no estado da arte da ecologia de rios e de reservatórios.

Com base na Hipótese da Dinâmica de Rede (Benda *et al.*, 2004) e com base nos estudos que demonstram o papel fundamental do regime de pulsos dos rios como principal função de força dos sistemas lóticos e de seus enclaves lênticos (Neiff, 1990; Junk & Wantzen, 2004; Cruz, 2005; Tundisi, 2006), pode-se avaliar se os potenciais impactos ambientais negativos podem ser evitados, mitigados ou compensados, a fim de garantir um balanço compensador com os impactos positivos, resultantes da demanda sócio-econômica. Entre os pressupostos não considerados nos estudos efetuados pelas empresas Beck de Souza Engenharia Ltda e MRS Estudos Ambientais Ltda, está o balanço hídrico otimizado para a bacia hidrográfica do rio Santa Maria, efetuado pela UFSM/SEMA (2004). Segundo este estudo, não existem condições para ampliação de área de cultivo orizícola na bacia.

Ao contrário, para os anos secos existe a necessidade de racionamento de água. Deste modo, a construção das barragens vem associada muito mais aos benefícios de redução de risco de racionamento do que ao crescimento da área plantada.

Outro aspecto refere-se à inclusão dos passivos ambientais dentro da análise, de modo a viabilizar os impactos positivos do conjunto dos usos dos reservatórios.

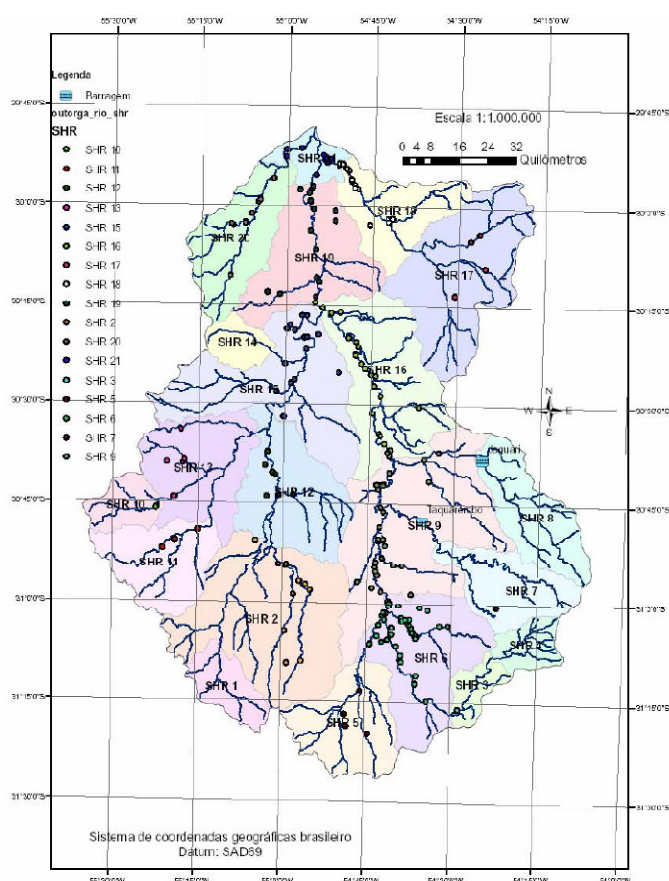


Figura 2 - Outorgas já emitidas pelo DRH para a bacia do rio Santa Maria, separadas por SHR.

Também não foi considerada, na época, a demanda pela CORSAN, das águas das duas barragens para solucionar os problemas de abastecimento público das cidades de Dom Pedrito (através de uma adutora a partir da barragem do Taquarembó) e de Rosário do Sul (através da manutenção de vazão regularizada no próprio leito a partir das duas barragens). Embora o abastecimento público destas cidades não chegue a competir com a demanda orizícola em termos de ordem de grandeza, nos anos secos é comum a ocorrência de risco de

desabastecimento das áreas urbanas de Dom Pedrito e Rosário do Sul. Nos períodos de verão dos anos 2004/2005 e 2005/2006, devido à estiagem, foi necessária uma ação efetiva do Comitê da Bacia do rio Santa Maria para que não ocorresse racionamento do fornecimento de água para as sedes dos dois municípios. As necessidades de qualidade da água para tratamento e distribuição, remetem para um gerenciamento rigoroso da qualidade da água dos reservatórios, o que vem a somar com a necessidade de implantação de estruturas hidráulicas e de monitoramento em tempo real que permitam um total controle da tomada de água, tanto em termos de sua profundidade de captação, quanto da gestão da qualidade. A isto soma-se a necessidade de controle em tempo real da afluência, com vistas ao controle da vazão efluente e dos pulsos hidrológicos que devem ser definidos através de estudo específico para o regime de vazões ecológico. Observando-se o mapa hidrogeológico do Rio Grande do Sul, verifica-se que ambas as barragens estão situadas em formações hidrogeológicas de muito baixo potencial para produção de água, o que está associado com uma baixa capacidade de armazenamento e de fluxo no sistema fraturado (Machado & Freitas, 2005). Dada a possibilidade de alterações no local da barragem, referentes à infiltração nos aquíferos, impõe-se o monitoramento pós-enchimento. No caso dos afluentes do rio Santa Maria que descem a Serra do Sudeste, como o caso dos arroios Taquarembó e Jaguari, os solos caracterizam-se por serem relativamente rasos, possuindo baixa capacidade de armazenamento. Esta característica pode ser visualizada nas Figuras 3 e 4, que apresentam os locais propostos para as duas barragens. Observe-se que, fora do trecho de rio principal, a mata ciliar se estende por pouca distância, logo desaparecendo de forma gradual. Os divisores de água são ocupados por uma vegetação campestre rala, típica de solos que possuem baixa capacidade de retenção de água. Portanto, as cabeceiras não são produtoras de vazões basais significativas, mas de escoamentos agudos. No entanto, existem relatos de que o rio Santa Maria era navegável em meados do século passado, inclusive permitindo o transporte das safras de arroz por via fluvial para os engenhos de Rosário do Sul (Silveira, 2005), situação inimaginável nos dias de hoje, dado o assoreamento do rio. Isto significa que as vazões basais eram maiores, assim como a morfologia da calha, ainda não tão assoreada (mais funda e estreita) em função da erosão de margens acelerada pelo processo de desmatamento.

Porém, onde eram geradas as vazões basais? Como não havia armazenamento no solo nas cabeceiras, duas fontes deviam alimentar o rio: os aquíferos confinados de várzea e os banhados. Os primeiros são formados em função da deposição alternada de sedimentos arenosos e finos nas planícies aluviais. Como as camadas finas são ricas em sedimentos argilosos não estruturados, são impermeáveis, confinando as camadas arenosas. Estes aquíferos possuem sua área de alimentação situada nos contatos entre as planícies e os terraços aluviais, sendo, portanto áreas de alta vulnerabilidade, que devem ser protegidas, recomendando-se, inclusive, que sejam protegidas do pisoteio e cultivadas com culturas permanentes ou reflorestamento, com vistas a potencializar a infiltração nestes aquíferos. Os banhados, a outra fonte, foram quase que totalmente drenados para ocupação com a lavoura orizícola. Os banhados recebiam água durante as cheias e, devido à alta retenção de água em microrelevos, reforçada pela camada impermeável em baixa profundidade ou à superfície, bem como na abundante matéria orgânica, tudo associado a uma baixa declividade, que conferiam a estas áreas úmidas a capacidade de gerar um lento escoamento superficial ou sub-superficial para os rios, produzindo vazão basal. Como pode ser verificado em Bourscheid Engenharia Ltda (1998a,b), somente sobraram poucas manchas significativas de áreas úmidas na bacia do rio Santa Maria, fragmentadas em centenas de pequenas manchas muito alteradas. As dez áreas priorizadas para conservação e para restauração de áreas úmidas da bacia do rio Santa Maria, selecionadas por Bourscheid Engenharia Ltda (1998a,b), estão apresentadas na Figura 5. Sendo assim, reveste-se de importância duas medidas que devem ser consideradas na gestão dos impactos ambientais relativos aos empreendimentos e aos passivos ambientais dos beneficiários: a proteção das zonas de recarga e a restauração de áreas de preservação permanente, em especial, de áreas de banhados. Uma possibilidade a ser estudada é a inclusão dos banhados cultivados em rotação com a cultura do arroz irrigado, o que viria a contribuir para a recomposição da matéria orgânica dos solos de várzea, controle de espécies indesejadas e produção de água para o rio.

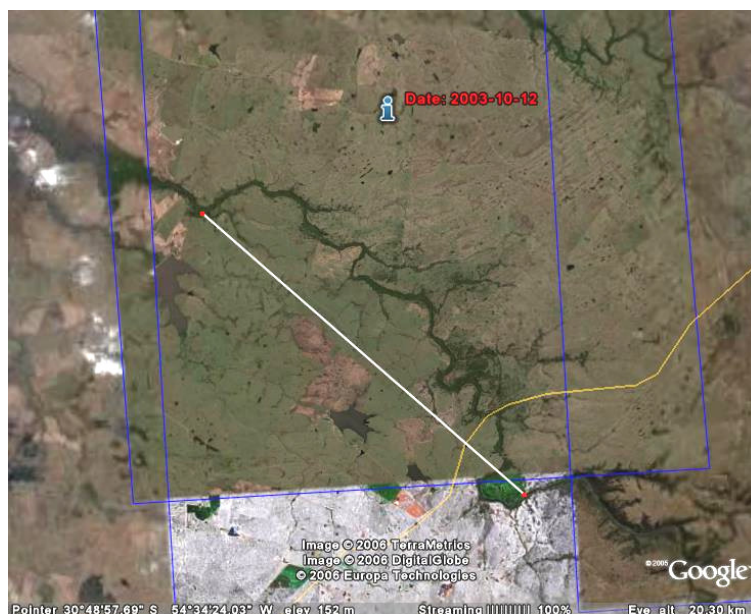


Figura 3 - Localização da área da barragem do arroio Jaguari, aproximadamente localizada entre os extremos do segmento de reta.

Outro aspecto que deve ser estudado é o que se refere ao regime natural de vazões e a prescrição do regime ecológico de vazões a ser mantido pelo operador do reservatório. Como visto anteriormente, os efeitos da supressão de pulsos de vazões resulta em impactos permanentes. A mitigação deste impacto envolve a capacidade de controlar as vazões afluentes e efluentes, de modo a garantir o máximo de preservação dos padrões de pulsação natural do rio. Este aspecto soma-se com a necessidade de controle da profundidade de captação e ao conhecimento em tempo real de variáveis de qualidade da água.



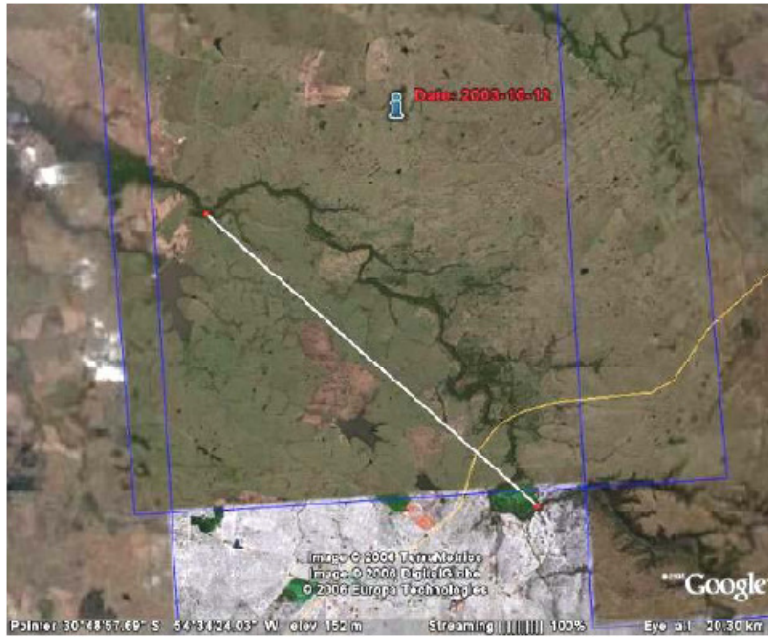


Figura 4 - Localização da área da barragem do arroio Taquarembó, aproximadamente localizada entre os extremos do segmento de reta.

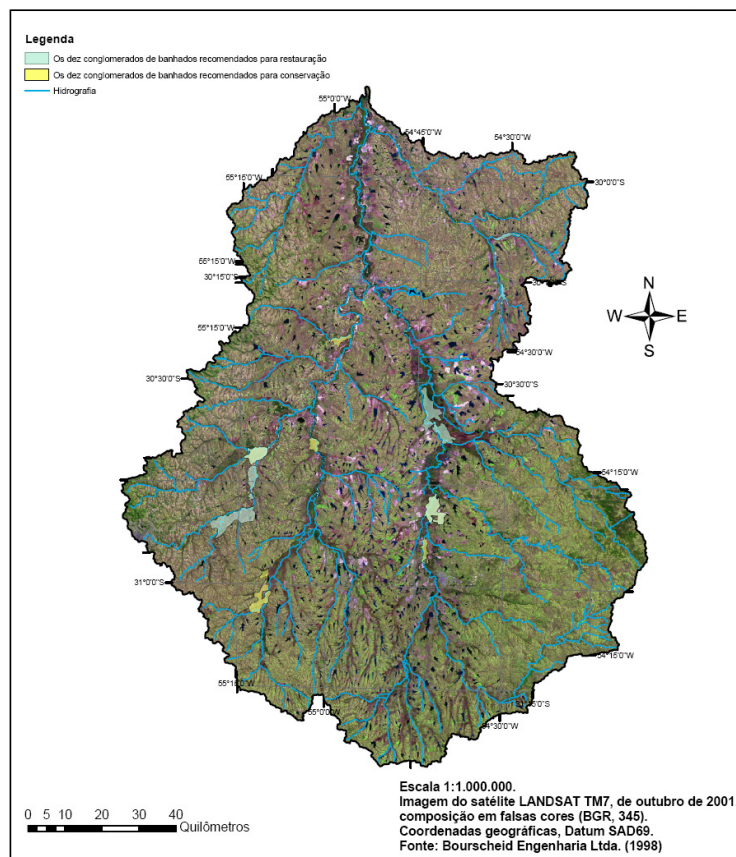


Figura 5 - Banhados recomendados para conservação e/ou restauração na bacia do rio Santa Maria.

Também se impõe um estudo, que possua amostragens pelo menos ao longo do período de piracema, para fins de avaliação da necessidade de manejo das espécies de peixes migradoras, incluindo-se a avaliação da necessidade de mecanismos de transposição. De acordo com Carlos Eduardo B. Machado (comunicação pessoal), baseado em resultados preliminares oriundos das amostragens associadas a sua dissertação de mestrado, vinculada ao Depto. Zoologia UFRGS, são registradas aproximadamente 50 espécies de peixes para o arroio Taquarembó na área de influência da barragem proposta. Dentre essas espécies, não foram capturados exemplares de peixes que realizam grandes migrações reprodutivas (dourado, piava, entre outros). No entanto, existem relatos históricos da ocorrência dessas espécies na região. Dentre as espécies amostradas até o momento, vários exemplares não se enquadram nas descrições taxonômicas disponíveis. Essa situação reforça a probabilidade de ocorrência de um grande número de taxa endêmicos da região dos rios Taquarembó e Jaguari. A presença de espécies endêmicas na área impõe aos estudos de impacto extremo cuidado e esforço no levantamento das espécies, a fim de elaborar um adequado diagnóstico dos riscos impostos pelo empreendimento a essa fauna.

Dos impactos relacionados ao meio terrestre, a perda de conectividade da mata ciliar, em especial na barragem do Taquarembó, resulta em um impacto permanente e irreversível, embora mitigável (Figuras 6 e 7). A restauração da mata ciliar nas margens do reservatório não se dará nas mesmas condições de pulsos hidrológicos e de flutuações do lençol freático ocorrentes hoje nas encostas. Também estarão sujeitas a modificações microclimáticas. Ou seja, não se conseguirá repor uma mata ciliar que mantenha todas as funções da mata anterior. Como não existirão áreas destino de fauna em conexão com a área desmatada que possam abrigar a fauna deslocada, recomenda-se que o trabalho de planejamento do salvamento de fauna e flora seja iniciado o mais rápido possível, a fim de minimizar os danos sobre a fauna. Cabe lembrar que levará anos para que a mata plantada possa cumprir, ao menos funcionalmente, o papel de corredor para espécies florestais. Deve ser elaborado um plano de salvamento que contemple a captura de exemplares e soltura em áreas destino pré-definidas e monitoradas. Esta demanda determina a desapropriação e cercamento da APP do futuro lago

com grande antecedência, o que envolve a inclusão da mesma no processo indenizatório dos proprietários.

Além da restauração de áreas degradadas, já contempladas nos estudos existentes, o manejo de reservatório e da qualidade das águas vai necessitar de um Zoneamento Ecológico-Econômico que discipline o uso da terra nas zonas de montante e nos perímetros irrigados, de tal forma que não aumente a carga sedimentar e de nutrientes para o reservatório, protejam-se as áreas de preservação permanente e as zonas de recarga dos aquíferos confinados de várzea, bem como se institua um plano de manejo dos passivos ambientais dos beneficiários.

A Figura 8 apresenta uma visão de contexto das duas barragens em visão ortogonal. Esta imagem ilustra a relativa ausência de pressão agrícola sobre as bacias de captação das duas barragens.

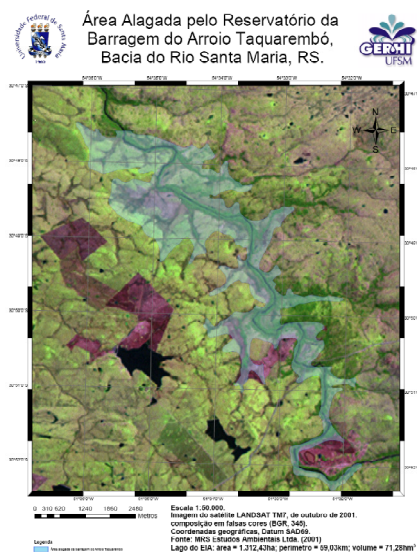


Figura 6 - Área alagada pela Barragem de Uso Múltiplo do Arroio Taquarembó.

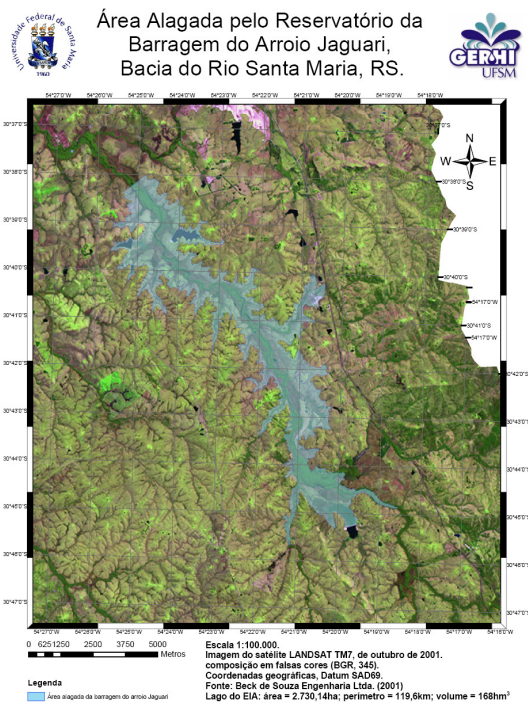


Figura 7 - Área alagada pela Barragem de Uso Múltiplo do Arroio Jaguari.

Quanto às águas subterrâneas, impõe-se um plano de monitoramento da qualidade das águas subterrâneas, com piezômetros dispostos no entorno do lago e nos poços tubulares eventualmente existentes em área próxima do reservatório.

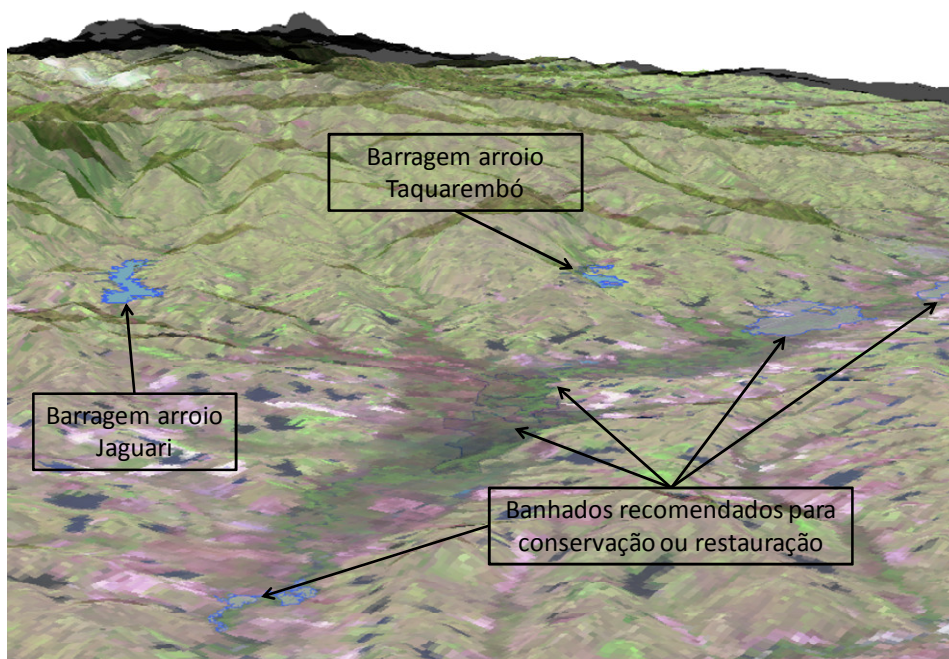


Figura 8 - Visão ortogonal das Barragens de Uso Múltiplo dos Arroios Jaguari e Taquarembó (jusante para montante).

## **Conclusões**

A análise dos estudos anteriores de impacto ambiental das barragens dos arroios Taquarembó e Jaguari, permitiu a identificação de vários aspectos que devem ser atualizados na elaboração de Termos de Referência para EIAs de barragens no Estado do Rio Grande do Sul. O primeiro aspecto refere-se ao modelo conceitual de rios, que deve levar em conta sua natureza pulsátil e organizada em rede. Levando-se em conta este aspecto, uma série de considerações são derivadas, tanto em termos de estudos requeridos, como em termos de definições de áreas de influência e de otimização de medidas mitigadoras e compensatórias, que devem ser estipuladas considerando-se uma visão integrada entre a gestão dos recursos hídricos e a gestão ambiental. Esta integração exige a implementação de ações de manejo integrado de bacia hidrográfica, alicerçados em sólido estudo de fragilidades ambientais e do Zoneamento Ecológico-Econômico. Também determina a necessidade de que as ações se dêem em conjunto com a implementação efetiva dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos (outorga e cobrança), em escala de bacia, e na exigência de soluções hidráulicas e de monitoramento em tempo real que permitam o controle total da quantidade de água que está afluindo e a que deve ser liberada, associado ao controle da profundidade de captação da água, controlada pela mínima diferença de qualidade entre a água que entra e a que sai. Os estudos de viabilidade dos empreendimentos devem ser alicerçados em estudos de simulações Barragem Várzea do rio Santa Maria Banhados recomendados para restauração ou conservação hidrológicas que permitam a análise da efetividade dos impactos positivos dos reservatórios sobre a redução de riscos de racionamento (causado por quantidade e/ou qualidade), considerando-se anos secos, normais e úmidos, levando-se em conta estudos de determinação do regime ecológico de vazões que tenham significado ecológico testado, associados a estudos de qualidade da água. Sem estes estudos, o balanço entre impactos positivos e negativos fica prejudicado, bem como a avaliação das possibilidades de mitigação ou compensação de impactos negativos de barragens. Barragens têm potencial para um balanço positivo de impactos ambientais. No entanto, para que este balanço seja real, os impactos negativos e positivos têm que ser analisados na escala da bacia hidrográfica, dados os efeitos de propagação em



rede, o que significa que as medidas mitigadoras e compensatórias devem abarcar a mesma escala. Caso contrário, os efeitos negativos acabam subestimados, levando a um balanço efetivo negativo de longo prazo e à socialização dos prejuízos ambientais.

Os estudos de caso demonstraram que uma série de estudos adicionais devem ser solicitados por ocasião da elaboração do Termo de Referência do EIA/RIMA, a fim de que este balanço possa ser efetuado. Embora sejam adaptados à realidade da bacia do rio Santa Maria, apontam para uma mudança de paradigma de análise de impactos ambientais de barragens, que pode ser útil para a elaboração de Termos de Referência para outras bacias hidrográficas.

Os estudos, medidas mitigadoras e compensatórias adicionais indicados, sem prejuízo do que já é de rotina ser solicitado aos empreendedores, são:

→ Estudo do regime de vazões ecológicas, no mínimo com análise dos Índices de Alteração Hidrológica (Richter *et al.*, 1996) seguidos de calibração dos dados com base na distribuição de tipos funcionais de plantas (Cruz, 2005) ou outro método que garanta significado ecológico à prescrição;

→ Zoneamento Ecológico-Econômico da bacia de contribuição aos reservatórios, incluindo a proteção de zonas de recarga de aquíferos confinados de várzea e controle da geração de cargas sedimentares e de poluentes na bacia de captação;

→ Definição das áreas de influência de acordo com a hipótese da rede dinâmica (Benda *et al.*, 2004);

→ Implantação efetiva dos instrumentos de gestão das águas;

→ Inclusão da análise de impactos ambientais das obras hidráulicas de distribuição da água para os beneficiários (aquedutos, canais, etc);

→ Estudo da vazão necessária para garantir os usos múltiplos (a balneabilidade, navegação, esportes, etc.);

- Estudo do impacto da ação combinada das duas barragens sobre a perenização do rio (manutenção de condições lóxicas durante todo o período de déficit hídrico e consumo pela irrigação ou outro uso consuntivo);
- Análise dos impactos sobre a qualidade e quantidade das águas com a modificação induzida do uso dos solos;
- Inclusão do passivo ambiental dos beneficiários na análise;
- Implantação rápida, pré-construção, de ao menos parte da mata ciliar do reservatório, a fim de servir de abrigo para algumas espécies da fauna durante o período de implantação (limpeza e enchimento);
- Estudos mais intensivos da ictiofauna, com vistas a fundamentar a avaliação da necessidade de mecanismos de transposição para peixes e proteção de espécies de interesse especial;
- Implantação, no Projeto Básico, de estruturas hidráulicas que permitam controlar a profundidade de captação da água vertida em tempo real, permitindo o controle da quantidade e qualidade;
- Projeto de monitoramento em tempo real das vazões afluentes e da qualidade da água do reservatório;
- Estudo hidrológico efetuado com base no método aplicado no projeto de implantação da outorga (UFMS/SEMA, 2004);
- Implantação de uma rede de monitoramento das águas subterrâneas;
- Inclusão da análise de sedimentos no Termo de Referência, com justificativa de escolha das variáveis de qualidade selecionadas, incluindo-se, necessariamente, os principais pesticidas utilizados na bacia hidrográfica e os metais pesados que eventualmente venham a ser encontrados na base geoquímica.

## Referências Bibliográficas

- Balarine, O. F. (Org.). (2000). Projeto Rio Santa Maria: a cobrança como instrumento de gestão das águas. Porto Alegre/RS: Edipucrs. 140 p.
- Beck De Souza Engenharia Ltda. Estudo de Impacto Ambiental do Sistema de Irrigação Projetado na Bacia Hidrográfica do Arroio Jaguari. Porto Alegre: FRH/SOPSH; Beck de Souza Eng. Ltda., 2001. 196 p.
- Benda, L.; Poff, L.; Miller, D.; Dunne, T.; Reeves, G.; Pess, G.; Pollock, M. The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. *Bioscience*, vol. 54, n. 5, 2004. p 413-427.
- Berkamp, G., McCartney, M., Dugan, P., Mcneely, J., Acreman, M. Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration. Thematic Review II.1. Cape Town: World Commission on Dams, 2000. 187 p. Disponível em <http://www.dams.org>. Acesso em 21/07/2006.
- Blyth, F.G.H. & Freitas, M.H. Geología para Ingenieros. México: Compañía Editorial Continental, 1989. 440 p.
- BMZ. Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo. Guía de protección ambiental: Material auxiliar para La identificación y evaluación de impactos ambientales. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), 1996. Disponível em <http://wgbis.ces.iisc.ernet.in/energy/HC270799/HDL/ENV/envsp/begin.htm>. Acesso em 19/07/2006.
- BOURSCHEID ENGENHARIA LTDA. Levantamento, identificação e demarcação de áreas de banhado e de matas ciliares, bem como a aplicação de medidas estruturais e não estruturais visando a conservação dos recursos hídricos na bacia do rio Santa Maria. Relatório Parcial 2 - Identificação, caracterização e delimitação de áreas de banhado. Porto Alegre: FRH/SOPSH/ Bourscheid Eng. Ltda, 1998a. 133 p.



- BOURSCHEID ENGENHARIA LTDA. Levantamento, identificação e demarcação de áreas de banhado e de matas ciliares, bem como a aplicação de medidas estruturais e não estruturais visando a conservação dos recursos hídricos na bacia do rio Santa Maria. Relatório Final. Porto Alegre: FRH/SOPSH/ Bourscheid Eng. Ltda, 1998b. 133 p.
- BOURSCHEID Engenharia, 1996. 2ª Etapa do Plano de utilização dos recursos hídricos da bacia do rio Santa Maria – RS. Relatório N° 1 – Cenário Atual – Volume 1. 251p.
- Britto, S.G.C. & Sirol, R.N. Transposição de Peixes como Forma de Manejo: As Escadas do Complexo Canoas, Médio rio Paranapanema, Bacia do Alto Paraná. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R. & JORCIN, A. (orgs.) Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata. 2 ed., São Carlos: RiMa, 2006. p 285-304.
- Chung, C. Low Marshes, China. In: LEWIS III, R.R. (ed.) Creation and Restoration of Coastal Plant Communities. Boca Ratón, Florida: CRC Press, 1982. p.131-145.
- CMR. Comision Mundial de Represas. Represas y Desarrollo: um Nuevo Marco para la Toma de Decisiones. El Reporte Final de La Comision Mundial de Represas. Cape Town: Comision Mundial de Represas, 2000. 444 p.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução No 274, de 29 de novembro de 2000. Disponível <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res00/res27400.html>. Acesso em 27/07/2006.
- CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução No 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em 09/07/2006.

- Cruz, R.C. & Accordi, I.A. Metodologia para Geoprocessamento Aplicado ao Salvamento e Manejo de Fauna. In: Anais. 2o Simpósio de Áreas Protegidas: Conservação no Âmbito do Cone Sul. Pelotas: Alex Bager (edição do coordenador), 2003. p. 304-311.
- Cruz, R.C. Prescrição de Vazão Ecológica: Aspectos Conceituais e Técnicos para Bacias com Carência de Dados. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005. 136 p. (Tese. Doutorado em Ecologia).
- Donzelli, J.L. Potencial de Produção de Cana-de-Açúcar no Rio Grande do Sul. Porto Alegre: FIERGS, 26 de junho de 2006. Disponível em [http://www.fiergs.org.br/docs/work/potencial\\_de\\_producao\\_cana\\_rgs\\_c tc.ppt](http://www.fiergs.org.br/docs/work/potencial_de_producao_cana_rgs_c tc.ppt). Acesso em 21/07/2006.
- Esteves, F.A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1988. 575 p.
- EUROESTUDIOS S.A. e NOVOTECNI S.A. 2003. Estudos de Viabilidade do Programa de Recuperação e Desenvolvimento da bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria, no Estado do Rio Grande do Sul. Relatório Final. Porto Alegre: Governo da Espanha, Governo do Estado do Rio Grande do Sul, RS e Secretaria de Obras Públicas e Saneamento, RS.
- Feitosa, M.F.; Nogueira, M.G. & Vianna, N.C. Transporte de Nutrientes e Sedimentos no rio Paranapanema (SP/PR) e seus Principais Tributários nas Estações Seca e Chuvosa. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R. & JORCIN, A. (orgs.) Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata. 2 ed., São Carlos: RiMa, 2006. p 435-459.
- FEPAM (2001). Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Roessler. Enquadramento dos recursos hídricos superficiais da Bacia Hidrográfica do rio Santa Maria. Relatório. 20 p.
- FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Roessler. Análise de Fragilidades Ambientais e da Viabilidade de Licenciamentos de Aproveitamentos Hidrelétricos das Bacias Hidrográficas dos rios Ijuí e

- Butuí-Piratinim-Icamaquã, Região Hidrográfica do Rio Uruguai – RS. Porto Alegre: FEPAM/UFRGS, 2004. 140 p.
- Gordon, N.D.; McMahon, T.A.; Finlayson, B.L.; Gippel, C.J. & Nathan, R.J. 2004. Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists. 2 ed., Chichester: John Wiley & Sons. 429 p.
- Junk, W.J. & Wantzen, K.M. The Flood Pulse Concept: New Aspects, Approaches and Applications – An Update. In: WELCOMME, R.L. & PETR, T. (eds.) Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries. Volume II. Bangkok, Thailand: FAO Regional Office for Asia and the Pacific. RAP Publication 2004/17, 2004. p. 117-140.
- Lagadinou, E. Investigação sobre a Repercussão da Implantação de Represas no Microclima. Atenas: Universidade Nacional Técnica de Metsovo, 2003. 108 p. (Tese. Programa Interdisciplinar e Interdepartamental de Estudos de pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Recursos Naturais). (original em grego e inglês)
- Machado, J.L.F. & Freitas, M.A. Projeto Mapa Hidrogeológico do Rio Grande do Sul. Relatório Final. Porto Alegre: CPRM/SOPS/DRH/FEPAM, 2005. 65 p., 1 mapa.
- Maciel Filho, C.L. Introdução à Geologia de Engenharia. 2 ed., Santa Maria: Ed. Da UFSM/CPRM, 1997. 283 p.
- Moreno, J.A. Clima do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura, 1961. 42 p. 1 mapa.
- MRS ESTUDOS AMBIENTAIS LTDA. Estudo de Impacto Ambiental da Barragem do Arroio Taquarembó Pertencente à Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria. Porto Alegre: FRH/SOPSH; MRS Estudos Amb. Ltda., 2001. v.1, 156 p.; v.2, 47 p.

- Neiff, J.J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciência*, v.15, n. 6, 1990. p. 424-441.
- Postel, S. & Richter, B. *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*. Washington, D.C.: Island Press, 2003. 253 p.
- Richter, B.D.; Baumgartner, J.V.; Powell, J. & Braun, D.P. A Method for Assessing Hydrologic Alteration Within Ecosystems. *Conservation Biology*, vol. 10, num. 4, 1996. p 1163-1174.
- Silveira, G L Da; Cruz, J C; Irion, C O; Dotto, Jc P; Cruz, R Cl; Emanuelli, E J C. Projeto Rio Santa Maria - Sistemas de Informação de Apoio à Gestão dos Recursos Hídricos. 1992.
- Silveira, G L Da; Cruz, J C; Irion, C O; Silva, C E Da; Silva, J L S Da; Maciel Filho, Cl; Konig, O; Silveira, A L Da; Cruz, R C. Desenvolvimento das ações de apoio necessárias à implantação da outorga de uso da água na bacia hidrográfica do rio Santa Maria,RS - Relatório Técnico Final. 2004. (Relatório de pesquisa).
- Silveira, G.L.; Cruz, J.C.; Cruz, R.C.; Dewes, R. & Araújo, T.A. Concepção Geral. In: SILVEIRA, G.L. & CRUZ, J.C. (orgs.) *Seleção Ambiental de Barragens: análise de favorabilidades ambientais em escala de bacia hidrográfica*. Santa Maria: Editora da UFSM/ ABRH, 2005. p. 15-55.
- Silveira, G.L.; Cruz, J.C.; Irion, C.A.O.; Matzenauer, H.B.; Mayer, M.G.B.; Forgiarini, F.R.; Dewes, R.; Paim, P.R. *Simulação da Cobrança pelo Uso da Água para Irrigação na Bacia Hidrográfica do rio Santa Maria (Relatório Final)*. 2004.
- Silveira, T. *Dom Pedrito: Apogeu e Ocaso*. Dom Pedrito: Gráfica Rigo, 2005. 276 p.
- Straškraba, M. & Tundisi, J.G. (eds.) *Diretrizes Para o Gerenciamento de Lagos*. Volume 9. *Gerenciamento da Qualidade da Água de Represas*. São Carlos: International Lake Environment Commite / International Institute of Ecology, 2000. 258 p.

- TNC. The Nature Conservancy. Indicators of Hydrologic Alteration Version 7 User's Manual. Olympia, WA: The Nature Conservancy / Smythe Scientific Software / Totten Software Design, 2005. 70 p.
- Tundisi, J.G. Gerenciamento Integrado de Bacias Hidrográficas e Reservatórios – Estudos de Caso e Perspectivas. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R. & JORCIN, A. (orgs.) Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata. 2 ed., São Carlos: RiMa, 2006. p 1-21.
- UFSM/SEMA (2004). Desenvolvimento de ações para implantação da Outorga na bacia do rio Santa Maria, RS. Relatório Técnico Final. 2004. Convênio UFSM/SEMA/RS.
- Vörösmarty, C.J.; Routhier, M.; Wright, A.; Baker, T.; Fernandez-Jauregui, C.A.; Donoso, M.C. A Regional Hydrometeorological Data Network for South America, Central America, and the Caribbean (R-HydroNET v1.0). Durham: University of New Hampshire/ UNESCO / PHICATHALAC, 1998. Disponível em <http://www.rhydronet.sr.unh.edu/>. Acesso em 21/07/2006.
- Wetzel, R.G. Limnología. Barcelona: Omega, 1981. 679 p.
- Zalewski, M. & Wagner-Lotkowska, I. Integrated Watershed Management. Ecohydrology & Phytotechnology –Manual. Osaka: United Nations Publications, 2004. 247 p.