

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

CRISTHIANE MICHIKO PASSOS OKAWA

Em busca do hidrograma ecológico para a planície de inundação do alto rio
Paraná: considerações iniciais

Maringá
2009

CRISTHIANE MICHIKO PASSOS OKAWA

Em busca do hidrograma ecológico para a planície de inundação do alto rio
Paraná: considerações iniciais

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais
Área de concentração: Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Edvard Elias de Souza Filho

Maringá
2009

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

O41c Okawa, Cristhiane Michiko Passos, 1970-
Em busca do hidrograma ecológico para a planície de inundação do alto rio
Paraná: considerações iniciais / Cristhiane Michiko Passos Okawa. -- Maringá, 2009.
92 f. : il. (algumas color.)

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2009.
Orientador: Prof. Dr. Edvard Elias de Souza Filho.

1. Hidrograma ecológico - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Vazão
ambiental - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 3. Hidrelétricas - Impactos
hidrológicos - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de
Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em "Ecologia de
Ambientes Aquáticos Continentais".

CDD 22. ed. -551.48309816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

FOLHA DE APROVAÇÃO

CRISTHIANE MICHIKO PASSOS OKAWA

Em busca do hidrograma ecológico para a planície de inundação do alto rio
Paraná: considerações iniciais

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Edvard Elias de Souza Filho
Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Juan José Neiff
Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL/ARGENTINA)

Prof. Dr. Paulo César Rocha
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, *campus* de Presidente Prudente

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz
Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes
Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 04 de junho de 2009.

Local de defesa: Anfiteatro do Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

DEDICATÓRIA

Ao amor da minha vida: Julio.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, Takumi (*in memoriam*) e Therezinha, pelos ensinamentos de vida não só com palavras, mas com exemplo. Você, meu pai, é meu modelo, meu padrão de disciplina, persistência e diplomacia. Você, minha mãe, é minha parte suave, alegre.

Ao meu esposo Julio, pelo apoio constante, paciência infinita e conselhos valorosos. Você me dá paz!

Ao meu orientador, Prof. Edvard, pela orientação segura e pelas horas intermináveis de conversas. Obrigada pelo tempo dispensado, pela paciência, pela orientação e pela tranquilidade.

Aos meus amigos da “primeira turma”, em especial Sandrinha, Susi, Henrique, Junior, Solange e Marlene, meus companheiros de “raves” e aliados, que tanto me ensinaram ecologia. Vocês estarão sempre em meu coração.

Aos amigos da “segunda turma”, com quem fiz Ecologia de Comunidades e Ecologia de Campo, por me receberem tão bem. Vocês são especiais.

Agradeço à Harumi pela ida a campo, pela disponibilidade e carinho.

Aos professores do curso, por acreditarem que essa engenheira pudesse se tornar uma ecóloga e por repassarem o conhecimento de forma tão generosa.

À Aldenir, Jocemara, Salete e João, pelo atendimento sempre atencioso, pelas conversas e amizades. Ao Jaime, pela confecção dos mapas de localização da área de estudo.

Ao CNPq, pelo financiamento do projeto institucional PELD.

À *The Nature Conservancy*, por desenvolver e por tornar disponível o programa computacional IHA versão 7.

EPÍGRAFE

Isso nós sabemos.
Todas as coisas são conectadas
O que acontecer com a terra
acontecerá com os filhos da terra.
O homem não teceu a teia da vida,
ele é dela apenas um fio.
O que ele fizer para a teia
estará fazendo a si mesmo.

Ted Perry
(Inspirado no Chefe Seattle)

Em busca do hidrograma ecológico para a planície de inundação do alto rio Paraná: considerações iniciais

RESUMO

A área de estudo é uma Área de Proteção Ambiental, com uma planície de inundação com heterogeneidade de habitats e elevada biodiversidade. A existência de reservatórios em cascata a montante da área de estudo promove uma forte regularização das vazões naturais, acarretando mudanças nas características abióticas e na estrutura e integridade das comunidades bióticas, diminuindo a biodiversidade local. O paradigma do regime natural estabelece que há um regime de fluxos, existente antes da ocorrência de alterações significativas devido a ações antropogênicas, capaz de manter a saúde de um rio. A partir do regime natural de fluxos e da determinação da magnitude, duração, frequência, periodicidade e taxa de mudança de vazões ecologicamente relevantes, é possível a confecção de um hidrograma ecológico inicial que contemple alguns aspectos hidrológicos. Portanto, no Capítulo I, é apresentada uma revisão dos conceitos que, ao longo do tempo, foram modificados e conduziram à definição do conceito de hidrograma ecológico; um pouco da legislação brasileira sobre outorga de direito de uso dos recursos hídricos e alguns métodos e questões que auxiliam a elaboração do hidrograma ecológico. No Capítulo II, são determinadas as alterações no regime de fluxos após a construção dos reservatórios em cascata, principalmente após o funcionamento da usina hidrelétrica de Porto Primavera, relacionando essas alterações com algumas implicações ecológicas. Esses resultados geram subsídios hidrológicos para a confecção do hidrograma ecológico para a área de estudo. No Capítulo III, com base nos subsídios obtidos no Capítulo II, são determinadas as vazões ecologicamente relevantes e é confeccionado um hidrograma ecológico inicial baseado nos aspectos hidrológicos. Este hidrograma ecológico inicial deverá ser amplamente discutido pelos pesquisadores que estudam a planície, para que outros aspectos sejam contemplados na confecção do hidrograma ecológico definitivo. O hidrograma ecológico definitivo poderá nortear o gerenciamento eficaz do recurso hídrico, de tal forma que se promova uma gestão das águas que atenda às necessidades humanas e proteja a integridade ecológica do ecossistema aquático.

Palavras-chave: Hidrograma ecológico. Vazões ecologicamente relevantes. Indicadores de alteração hidrológica. Variabilidade de regime de fluxos.

Searching the environmental flows for the floodplain of the Upper Paraná River: initial considerations

ABSTRACT

The study area is an Protected Area, with a floodplain containing heterogeneity of habitats and high biodiversity. The existence of reservoirs cascade above the study area promotes a strong regularization of the natural flow, causing changes in abiotic characteristics and in the structure and integrity of biotic communities, reducing the local biodiversity. The natural regime paradigm dictates that there is a flow regime, existing before the occurrence of significant changes due to anthropogenic activities, capable of maintaining the health of a river. From the natural flow regime and the magnitude, duration, frequency, timing and the rate of change of the ecologically relevant flows, it is possible to find an initial environmental flow that assembled some hydrological aspects. Therefore, in Chapter I, there is a review of concepts that, over time, changed and led to the definition of the environmental flow concept; some of the Brazilian legislation on water grant and some methods and issues that help the development of the environmental flow. In Chapter II, the goal is generate hydrological subsidies for the construction of the environmental flow for the research. For this, it was determined the changes on the flow regime after the construction of the reservoir cascade, especially after the hydroelectric power plant operation in Porto Primavera, and to relate this changes with some ecological implications. In Chapter III, based on the information obtained in Chapter II, the ecological natural flows were determined and the initial environmental flow was found based on the hydrological aspects. This initial environmental flow should be widely discussed by the researchers who study the floodplain, and other aspects should be considered at finding the final environmental flow. The environmental flow can guide the effective water resource management in a way the water management is promoted to meet the human needs and protect the ecological integrity of the ecosystem.

Keywords: Environmental flow. Indicators of hydrologic alteration. Variability of flow regime.

Tese elaborada e formatada conforme as
normas da publicação científica
Acta Scientiarum. Biological Sciences.

Disponível em:

<<http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci>>

SUMÁRIO

Capítulo I – O hidrograma ecológico e a vazão ecológica: conceitos.

RESUMO	11
ABSTRACT	11
INTRODUÇÃO	11
OUTORGA DE DIREITO DE USO COMO INSTRUMENTO DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO CONTEXTO BRASILEIRO.....	15
VAZÃO ECOLÓGICA.....	17
MÉTODOS PARA DETERMINAÇÃO DE VAZÃO ECOLÓGICA UTILIZADOS PELOS ÓRGÃOS GESTORES NO BRASIL	31
DISCUSSÃO.....	32
REFERÊNCIAS	34
ANEXO A.....	39

Capítulo II – Alterações no regime de fluxos na planície de inundação do alto rio Paraná devido a ações antropogênicas e conseqüentes implicações ecológicas.

RESUMO	43
ABSTRACT	43
INTRODUÇÃO	44
MATERIAIS E MÉTODOS	45
RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
CONCLUSÕES.....	68
REFERÊNCIAS	69

Capítulo III – Em busca do hidrograma ecológico para a planície de inundação do alto rio Paraná: considerações iniciais

RESUMO	73
ABSTRACT	73
INTRODUÇÃO	73
MATERIAIS E MÉTODOS	75
RESULTADOS.....	76
DISCUSSÃO.....	84
CONCLUSÕES.....	89
REFERÊNCIAS	90

O hidrograma ecológico e a vazão ecológica: conceitos

RESUMO

Este trabalho apresenta uma breve revisão da situação atual do instrumento de outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos no contexto brasileiro. Apresenta ainda uma revisão dos conceitos e dos métodos que, ao longo do tempo, foram aprimorados e conduziram à transição entre o conceito de vazão ecológica para o conceito de hidrograma ecológico em rios. A vazão ecológica assegura condições mínimas para a manutenção de macrossistemas fluviais, e assume um valor constante. O hidrograma ecológico envolve uma visão holística do macrossistema fluvial, na medida em que considera as necessidades das espécies ao longo do seu ciclo de vida, sendo flexível em função das condições hidrológicas naturais que se verificam ano a ano. Por fim, são mencionados alguns métodos e questões que auxiliam na confecção de um relatório técnico que contemple os aspectos hidrológicos para a elaboração do hidrograma ecológico.

Palavras-chave: Hidrograma ecológico. Vazão ecológica. Outorga.

The environmental flows and the instream flow: concepts

ABSTRACT

This paper presents a brief review of the current status of the water grant in the Brazilian context. It also presents a review of concepts and methods that, over time, were improved and led to the transition between the instream flow concepts to the environmental ecological flows in rivers concept. The instream flow ensures minimum conditions to maintain fluvial macrosystems, and assumes a constant value. The environmental flow involves a holistic view of the fluvial macrosystem, where the needs of the species are considered throughout its life cycle, being flexible in terms of natural hydrologic conditions that are verified year by year. Finally, some methods and questions that help to produce a technical report covering the hydrological aspects for the development of the environmental flow were mentioned.

Keywords: Environmental flow. Instream flow. Water grant.

INTRODUÇÃO

O primeiro paradigma para prescrição de vazão ecológica em rios surgiu durante a primeira metade do século XX, decorrente das preocupações com o salvamento de espécies ameaçadas de extinção e com a criação de áreas de preservação ambiental; este paradigma baseou-se nos estudos da biologia pesqueira e no conceito de nicho ecológico. A partir da década de 50, com o início da construção das grandes barragens (intensificada na década de 70), a preocupação centrou-se na conservação das espécies de peixes afetadas, principalmente das espécies com valor comercial e esportivo como o salmão (CRUZ, 2005).

Este paradigma de manutenção de condições mínimas para a preservação de espécies de peixes foi consolidado pelo desenvolvimento dos primeiros métodos para cálculo da vazão ecológica: os métodos hidrológicos, os hidráulicos e, posteriormente, os métodos de classificação de disponibilidade de habitats para espécies-alvo (BENETTI et AL., 2003).

Estes métodos foram extensamente utilizados e continuam sendo amplamente usados no Brasil, legitimados pelas muitas publicações técnicas, pelas legislações ainda vigentes e pela simplicidade de uso, especialmente dos métodos hidrológicos (CRUZ, 2005).

A partir de meados da década de 70, os métodos baseados neste primeiro paradigma, que estabelecia vazões ecológicas mínimas e constantes, se contrapõem à busca por desenvolvimento sustentável, representado por tentativas de entendimento da complexidade dos ecossistemas. Essa busca é representada por métodos que contemplam ao mesmo a sazonalidade do regime hidrológico (TENNANT, 1976) ou os requerimentos de fluxos de ao menos uma espécie do meio biótico (BOVEE et al., 1998), até evoluir para os métodos holísticos, que são baseados no segundo paradigma.

O segundo paradigma surgiu das recentes teorias de ecologia fluvial, formuladas a partir da década de 80, como o conceito do Rio Contínuo, que introduziu a continuidade fluvial pela existência de um gradiente fluvial longitudinal de fatores físicos (VANNOTE et al., 1980). Pouco tempo depois, surgiu o conceito de descontinuidade serial fluvial, que prediz e explica os efeitos de reservatórios colocados ao longo do contínuo (WARD; STANFORD, 1983). Junk et al. (1989) conceituaram o pulso de inundação, considerado pelos autores como *“a principal força direcionadora responsável pela existência, produtividade e interações da biota em sistemas rio-planície de inundação”*.

Neiff (1990) introduziu o conceito de “pulso de energia e matéria” ou “pulso hidrossedimentológico”, com uma fase seca e outra de cheia, ressaltando que ambas as fases do pulso têm igual importância. Os atributos do pulso hidrossedimentológico foram também descritos, quais sejam frequência, intensidade, tensão, recorrência, amplitude e estacionariedade (cujo acrônimo em inglês resulta na palavra FITRAS). No mesmo artigo, Neiff introduziu o conceito de macrossistema fluvial em contrapartida aos conceitos de ecossistema aquático ou ecossistema fluvial.

O conceito de ecossistema enunciado por Tansley (1935) refere-se a um sistema aberto, que troca energia e matéria com o seu entorno, do qual fazem parte os seres vivos e não vivos. Odum (1988) define ecossistema como qualquer área da natureza que inclui organismos vivos e substâncias abióticas interagindo entre si para produzir um intercâmbio de materiais entre as partes vivas e não vivas. Independente do conceito adotado, uma das características fundamentais dos ecossistemas é o estabelecimento dos limites do mesmo. Com relação aos sistemas fluviais, os limites de um rio dependem grandemente do estado hidrológico em que se encontra; a própria delimitação de algumas bacias hidrográficas é fortemente dependente dos níveis dos rios que as compõem, como o caso, por exemplo, de

bacias onde ocorre transposição de águas nos períodos de chuvas. Além desses fatores, os rios, de uma maneira geral, são sistemas com taxas de renovação muito altas, no que também diferem do conceito tradicional de ecossistema, que geralmente se comportam como sistemas de acumulação crescente (NEIFF, 1990).

O conceito de ecossistema fluvial considera como limites: o rio, seus principais afluentes e as transformações que ocorrem nas águas lóxicas. Este conceito também não é apropriado, visto que o rio está inserido em uma bacia hidrográfica, sendo tão somente um segmento do sistema, fortemente condicionado pelas transformações que ocorrem nesse último. O termo macrossistema fluvial expressa o conjunto de interações que ocorre entre os ecossistemas de uma bacia hidrográfica (NEIFF, 1990), e, dentro desse contexto, este será o termo empregado nesse trabalho.

O pulso hidrossedimentológico governa o funcionamento das planícies de inundação, ou seja, o gradiente dos atributos de frequência, intensidade, tensão, recorrência, amplitude e estacionariedade dos pulsos é considerado a principal função de força que regula a estrutura das comunidades biológicas nestes macrossistemas (JUNK *et al.*, 1989; NEIFF, 1990, 2001; SOUZA FILHO *et al.*, 2004).

Estes conceitos conduziram ao segundo paradigma para determinação da vazão ecológica: o paradigma do regime natural, que surgiu em 1992 (POSTEL; RICHTER, 2003), mas só foi formalmente enunciado por Poff *et al.* (1997). Esse paradigma estabelece que a completa variabilidade intra e inter-anual do regime hidrológico, associada com as características de periodicidade, duração, frequência e taxa de mudança, são críticas para sustentação de toda a biodiversidade nativa e da integridade dos ecossistemas aquáticos (POFF *et al.*, 1997; RICHTER *et al.*, 1997). O paradigma do regime natural difere-se da *f* FITRAS, ao não considerar o atributo “tensão”.

A partir desse segundo paradigma, Richter e colaboradores desenvolveram métodos tentando contemplar a enorme complexidade de se determinar quais vazões são ecologicamente relevantes, ou seja, quais vazões atendem aos requerimentos de fluxos das espécies de um macrossistema fluvial. Os métodos dos Indicadores de Alteração Hidrológica – *Indicators of Hydrologic Alterations* ou IHA (RICHTER *et al.*, 1996) e da Abordagem da Faixa de Variabilidade – *Range of Variability Approach* ou RVA (RICHTER *et al.*, 1997) têm por objetivo quantificar as alterações hidrológicas ocorridas ao longo do tempo no regime de fluxos em rios, decorrentes de ações antropogênicas, porém sem estabelecer as causalidades das alterações. O programa computacional IHA Version 7 aplica esses métodos, por

comparação entre o regime de fluxos em um período pré-impacto e um período pós-impacto, ou seja, antes e após intervenção antropogênica significativa.

Outra forma de estudar as alterações ocorridas no regime de fluxos de um rio é utilizar o programa computacional PULSO. Este programa foi projetado para explorar algumas relações quantitativas entre as características ecológicas das áreas inundáveis e as diferenças nas fases de inundação e de solo seco (potamofase e limnofase) em cada zona da paisagem. A disponibilidade de habitats para micro e macro-organismos é distinta durante os períodos de potamofase e de limnofase, e pode ser qualificada e quantificada com PULSO (CASCO et al., 2005). Arenas-Ibarra (2008) utilizou o programa computacional PULSO para avaliar as alterações no regime de fluxos no alto rio Paraná, com importantes resultados e estabelecimento de relações hidroecológicas.

Há ainda uma outra metodologia, proposta por Cruz (2005) para avaliação da significância de pulsos em análise espectral de séries temporais de vazões diárias, partindo-se do pressuposto de que processos adaptativos, manifestados em termos de tipos funcionais de plantas, dependem de um grau de previsibilidade dos pulsos (associada a pulsos significativos). Nessa metodologia, a série temporal de vazões diárias é filtrada por Transformada Rápida de Fourier, produzindo o hidrograma significativo, que pode então ser estudado através dos programas computacionais IHA e PULSO.

Com relação ao estabelecimento de regras de gestão de recursos hídricos a partir dos requerimentos de fluxos de um macrossistema fluvial, Richter et al. (2003) publicaram uma nova metodologia intitulada *Ecologically sustainable water management* (Manejo Ecologicamente Sustentável da Água), em que as necessidades de vazão para manutenção dos processos no macrossistema fluvial, as necessidades de vazão futura e os conflitos entre diferentes interesses no uso da água devem ser estimados. A partir dessas estimativas, inicia-se a busca por soluções para os conflitos, de forma colaborativa e participativa dos envolvidos e dos gestores do recurso hídrico. Resolvidos os conflitos, deve-se monitorar a solução através de experimentos práticos de manejo da água e, por fim, usar esse monitoramento para desenvolver um programa de manejo experimental com o objetivo de retroalimentar a metodologia, havendo um retorno constante aos passos anteriores (RICHTER et al., 2003). Posteriormente, Collischonn et al. (2005) adaptaram essa metodologia para a realidade brasileira e introduziram o termo “hidrograma ecológico”, que significa definir quais são as vazões ambientais, distribuídas ao longo do tempo, que atendam aos requerimentos de fluxos.

A metodologia *Ecologically sustainable water management*, de manejo experimental de vazões, foi aplicada por Richter et al. (2006) ao rio Savannah, nos Estados Unidos. As

vazões ecologicamente relevantes foram estimadas, por coleta de informações da literatura e dados complementares e promoção de fóruns de discussão com a participação de todos os atores interessados. As vazões foram implementadas e manteve-se uma coleta de dados e pesquisa experimental constante, ou seja, nessa metodologia a atividade não se encerra, sendo realizadas novas discussões em fóruns sempre que há necessidade de aprimoramento das recomendações de vazão (RICHTER et al., 2006). Durante o fórum de discussão na aplicação da metodologia no rio Savannah, foram especificadas algumas perguntas visando aumentar o entendimento de quais sejam os requerimentos ambientais de fluxos em um determinado macrossistema fluvial; essas questões são mostradas no Anexo A.

No Brasil, os métodos hidrológicos, hidráulicos e de classificação de disponibilidade de habitats continuam sendo utilizados pelos órgãos gestores dos recursos hídricos, por várias razões que serão posteriormente discutidas.

OUTORGA DE DIREITO DE USO COMO INSTRUMENTO DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO CONTEXTO BRASILEIRO

No Brasil, a Lei nº 9.433/97, sancionada em 08 de janeiro de 1.997, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). Um dos objetivos desta normativa é *“assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos”* (Artigo 2º, inciso I). Este objetivo remete ao conceito de desenvolvimento sustentável, e para tal a normativa utiliza-se de diversos instrumentos, tais como: estabelecimento de planos de recursos hídricos por bacia hidrográfica; enquadramento dos corpos d'água em classes qualitativas de acordo com os usos preponderantes da água; outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos; cobrança pelo uso de recursos hídricos e criação do sistema de informações de recursos hídricos.

De acordo com a Lei nº 9.433/97, a outorga é um mecanismo pelo qual é garantido ao usuário o direito de uso da água. Segundo Britto (2005), constitui-se de uma licença emitida pelo Estado para que o usuário possa derivar volumes de água específicos para atender as suas necessidades, com ou sem devolução de parte ou de toda a água (usos consuntivos e não consuntivos) ou reserva de volume para a diluição de poluição. A outorga tem por objetivo assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água (Artigo 12º da Lei nº 9.433/97). Está condicionada às prioridades de uso estabelecidas nos Planos de Recursos Hídricos e deve respeitar a classe em que o corpo

d'água estiver enquadrado bem como a manutenção de condições adequadas ao transporte aquaviário, quando for o caso (Artigo 13º da Lei nº 9.433/97).

A outorga está fundamentada no exercício de resolver o problema de oferta *versus* demanda. Para a instrução de um processo de outorga, é necessário o conhecimento dessas duas grandezas fundamentais: oferta, representada pela disponibilidade hídrica e demanda, representada pelos diferentes usos (CRUZ, 2001).

A demanda pode ser estimada a partir de um eficiente cadastramento dos usuários. Já a disponibilidade hídrica, determinada em uma seção fluvial de interesse, varia no tempo e no espaço e é estimada a partir da avaliação do regime hidrológico da bacia, a partir de dados fluviométricos e de estudos que utilizam modelos hidrológicos. Portanto, a determinação da disponibilidade hídrica pressupõe o monitoramento contínuo das variáveis indicadoras (como vazão, nível d'água e precipitação) e do conhecimento das condições climáticas (BRITTO, 2005).

A correta determinação da disponibilidade hídrica é de fundamental importância na concessão da outorga, pois ela é a vazão, variável no tempo e no espaço, em que parte é utilizada pela sociedade e parte é mantida nos cursos d'água, para conservação da integridade de seu sistema ambiental e para atender a usos não consuntivos (navegação, recreação). A estimativa da disponibilidade hídrica reveste-se de particular interesse quando se percebe que dela depende a quantidade de água que será considerada como vazão máxima outorgável (CRUZ, 2001).

Para calcular a vazão máxima outorgável, é necessário determinar uma vazão de referência, a partir da qual parte é outorgada e parte é destinada à manutenção dos ecossistemas aquáticos. Desta forma, a parcela de água a ser outorgada deve ser computada apenas da vazão outorgável e não da vazão de referência, pois essa inclui a vazão que deve ser reservada para a manutenção dos processos no macrossistema fluvial. Vazões de referência utilizadas atualmente pelos órgãos gestores no Brasil são, por exemplo, percentagens da curva de permanência de vazões ou da vazão $Q_{7,10}$ (BRASIL, 2007), cujas definições encontram-se no item "Vazão ecológica".

O modelo brasileiro de gestão dos recursos hídricos referente à outorga é a outorga administrativa ou controlada. Neste modelo, o órgão responsável pela outorga analisa que tipo de uso se fará do recurso hídrico, sob uma ótica ampla, que deve se basear não somente nos aspectos econômicos, mas também nos aspectos técnicos, sociais e ambientais, de forma integrada. Assim, é a instituição reguladora quem estabelece a vazão máxima outorgável,

além de quais serão os usos prioritários, a vigência da outorga e quais serão as vazões ecológicas adotadas (ARNÉZ, 2002).

Para a emissão de outorga para empreendimentos hidrelétricos, o órgão gestor faz o levantamento dos usos consuntivos a montante do empreendimento e sua evolução prevista no período de outorga. São levantadas, ainda, restrições ecológicas a jusante e a necessidade de alocação de vazões para outros usos (navegação, controle de cheias, recreação, entre outros). A outorga é emitida reservando as vazões disponíveis no curso de água, descontando-se os usos consuntivos previstos. Salienta-se que, de acordo com diagnóstico de outorga de direito de uso levantado pela ANA, em todo o Brasil, apenas a ANA e os Estados da Bahia, Paraná, Rio Grande do Sul e São Paulo emitem outorgas para aproveitamentos hidrelétricos. No Estado do Paraná, o órgão responsável pela outorga de direito de uso de recurso hídrico no âmbito do Estado é a Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – SUDERHSA (BRASIL, 2007).

Assim, para emissão de outorga para empreendimentos hidrelétricos, é necessário estabelecer valores de vazão mínima residual a jusante dos empreendimentos. A exigência da manutenção de vazões mínimas nos rios é uma tentativa de assegurar a conservação dos ecossistemas aquáticos frente aos múltiplos usos da água e seus conflitos. Essa manutenção de vazão mínima no corpo d'água recebe várias denominações, tais como vazão mínima residual, vazão mínima remanescente e vazão ecológica.

VAZÃO ECOLÓGICA

A vazão ecológica é definida pela Agência Nacional de Águas (ANA) como sendo uma vazão mínima constante residual a jusante de um empreendimento hidráulico, que permita assegurar a conservação e manutenção dos ecossistemas aquáticos (BRASIL, 2005). No entanto, a manutenção de uma vazão mínima e de valor constante ao longo do tempo não é suficiente para a conservação de um ecossistema aquático. A permanência deste conceito desde a década de 50 até meados da década de 90 deve-se à dificuldade de se definir quais valores de vazão promovem a conservação do ecossistema aquático.

Um novo conceito de vazão ecológica tem sido objeto de estudo, em que a vazão ecológica é substituída por uma série temporal de valores de vazão, denominada de “hidrograma ecológico”, que considere as necessidades das espécies ao longo do ciclo de vida, flexível em função das condições hidrológicas naturais que se verificam ano a ano (ALVES; HENRIQUES, 1994; GARCIA; ANDREAZZA, 2001; RICHTER et al., 2003; COLLISCHONN et al., 2005).

Existem cerca de 207 métodos distribuídas em 44 países para a determinação da vazão ecológica em rios. Os métodos podem ser divididos em quatro categorias: 1. métodos hidrológicos; 2. métodos de classificação hidráulica; 3. métodos de classificação de habitats; e 4. métodos holísticos (UNESCO, 2007).

As três primeiras categorias expressam o conceito de que a vazão ecológica representa a manutenção de uma quantidade mínima de água no rio, seja a partir de observações hidrológicas ou hidráulicas em segmentos críticos de rio, seja considerando observações empíricas da qualidade do hábitat em relação à determinada espécie pré-selecionada, geralmente de peixes migradores. De acordo com Cruz (2005), grande parte dos métodos desenvolvidos que se enquadram nessas categorias seguem o paradigma do início da década de 50, centrada em uma visão utilitária do rio.

A partir de meados da década de 70, desenvolveram-se novas teorias ecológicas para os rios (TENNANT, 1976; VANOTTE et al., 1980; WARD; STANFORD, 1983; JUNK et al., 1989; NEIFF, 1990; POFF et al., 1997; RICHTER et al., 1996, 1997, 2003; POSTEL; RICHTER, 2003; COLLISCHONN et al., 2005), que aumentaram o conhecimento do ecossistema fluvial e possibilitaram que o conceito de manutenção de um valor constante de vazão mínima no rio fosse substituído por um “espectro mais pleno de condições de fluxo para sustentar as espécies nativas” (POSTEL; RICHTER, 2003).

- Métodos hidrológicos

Os métodos hidrológicos baseiam-se na utilização das séries históricas de vazões para, através da manipulação dos dados, estabelecer uma vazão ecológica mínima constante que suporte o ecossistema aquático (ALVES; HENRIQUES, 1994; BENETTI et al., 2003; MENDES, 2007). A maior vantagem que esta categoria apresenta é necessitar apenas da série histórica de vazão, e as maiores desvantagens são: resultar em um valor constante de vazão, desprezando a sazonalidade, e resultar em um valor geralmente muito baixo, não considerando os requerimentos das espécies ao longo de seu ciclo de vida.

Os métodos hidrológicos mais conhecidos são os métodos estatísticos, como os de Tennant, $Q_{7,10}$ ¹, média das vazões anuais mínimas de 7 dias de duração e curva de permanência de vazões, descritos neste trabalho.

- Método de Tennant:

Este método foi desenvolvido a partir de observações realizadas durante 10 anos, relacionando habitats e vazões, nos estados americanos de Montana, Nebraska e Wyoming.

¹ $Q_{7,10}$ é a vazão anual mínima de 7 dias de duração e tempo de retorno de 10 anos.

Baseado na série histórica de vazões, Tennant (1976) categorizou as condições do rio em função da sazonalidade anual (período seco e período chuvoso) e de percentagens do valor de vazão média de longo termo (QMLT), conforme apresentado no Quadro 1.

Apesar da recomendação feita pelo método de se considerar a sazonalidade anual, geralmente adota-se um valor constante de vazão ecológica, sendo 10% a condição mínima a ser atendida, 30% representando uma condição boa e 60% como sendo excelente (Richter et al., 1997).

Condição do rio	Vazão recomendada	
	Outubro – março (seco)	Abril – setembro (chuvoso)
“Flushing” ou máxima	200% da vazão média anual	
Faixa ótima	60 a 100% da vazão média anual	
Excepcional	40%	60%
Excelente	30%	50%
Boa	20%	40%
Regular ou em degradação	10%	30%
Má ou mínima	10%	10%
Degradação severa	10% a zero da vazão média anual	

Quadro 1: Recomendações de vazão pelo método de Tennant para peixes, vida selvagem e recreação.

Fonte: adaptado de Tennant (1976)

- Método de vazão média mínima de sete dias de duração com período de retorno de 10 anos ($Q_{7,10}$):

De acordo com Mendes (2007), o conceito da vazão média mínima de 7 dias de duração com tempo de retorno de 10 anos ($Q_{7,10}$) surgiu da necessidade de caracterização do potencial de abastecimento de um curso d'água para suprimento das demandas de uma localidade. Fixou-se a duração de sete dias porque este intervalo de tempo considera as variações de demanda em uma semana completa (dias úteis e finais de semana) e fixou-se o período de retorno em 10 anos por julgar-se aceitável que, em todo o ano, houvesse 10% de probabilidade de que a vazão ficasse abaixo do valor mínimo exigido pela demanda.

A $Q_{7,10}$ reflete uma situação de severa escassez, representando a média da vazão mínima dos sete dias mais críticos do ano cuja probabilidade de ocorrência seja de 10%. Usualmente, os órgãos gestores que adotam este método para determinar a vazão ecológica adotam uma percentagem da $Q_{7,10}$ como valor de vazão mínima, ou seja, um valor ainda menor do que o obtido.

A $Q_{7,10}$ é determinada por retenção das mínimas das médias móveis das vazões diárias com janelas de sete dias ao longo do ano e posterior ajuste com alguma distribuição de

probabilidades, como a de Gumbel para mínimos, a log-normal, a de Weibull, entre outras (NAGHETTINI; PINTO, 2007; MENDES, 2007). Após o ajuste, deve-se realizar uma investigação para verificar existência de *outliers*, que pode ser feita pela análise dos resíduos estudentizados. Deve-se também verificar a aderência dos valores ajustados à série observada, conforme Naghettini e Pinto (2007). Um exemplo da aplicação deste método na estação fluviométrica de Porto São José no alto rio Paraná é mostrado na figura 1.

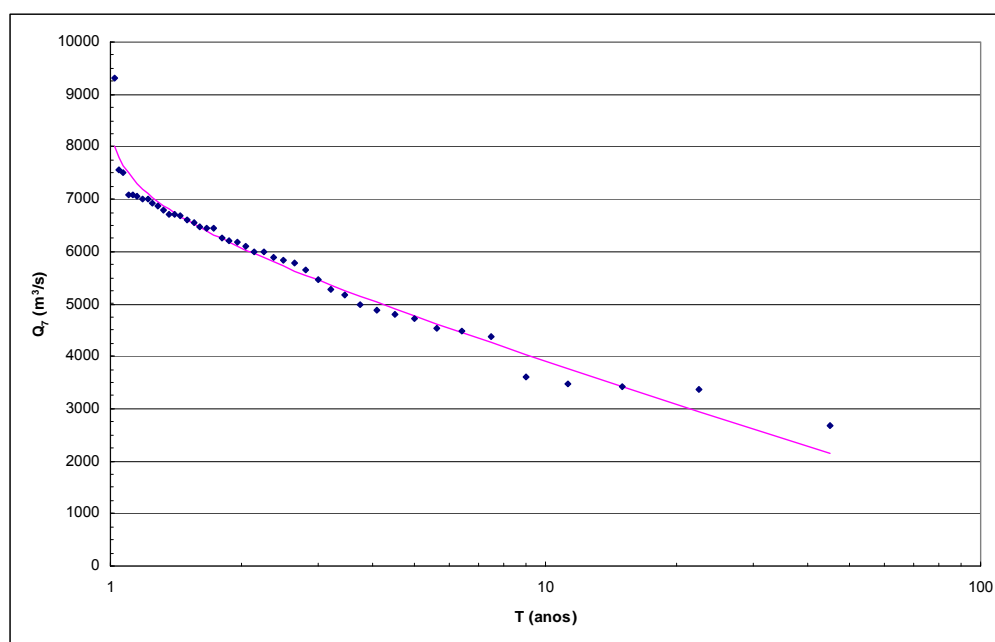


Figura 1: Ajuste das vazões anuais mínimas pela distribuição de probabilidades de Gumbel para a estação fluviométrica de Porto São José no alto rio Paraná
Fonte: Okawa (2008)

- Método de média das vazões anuais mínimas de sete dias de duração:

No método das vazões anuais mínimas de 7 dias de duração, o procedimento é o mesmo do método de $Q_{7,10}$, com retenção das mínimas das médias móveis das vazões diárias com janelas de sete dias ao longo do ano. O valor adotado como vazão ecológica será a média dos valores retidos, conforme Benetti et al. (2003).

- Método da curva de permanência de vazões:

A curva de permanência de vazões pode ser determinada utilizando-se a série histórica de vazões médias diárias, mensais ou anuais. Os registros de vazão média são classificados em ordem decrescente e a permanência de cada vazão é expressa como uma porcentagem do tempo em que a vazão considerada é igualada ou superada (PINTO et al., 1976). Um exemplo da aplicação deste método é mostrado na figura 2 para a estação fluviométrica de Porto São José no alto rio Paraná.

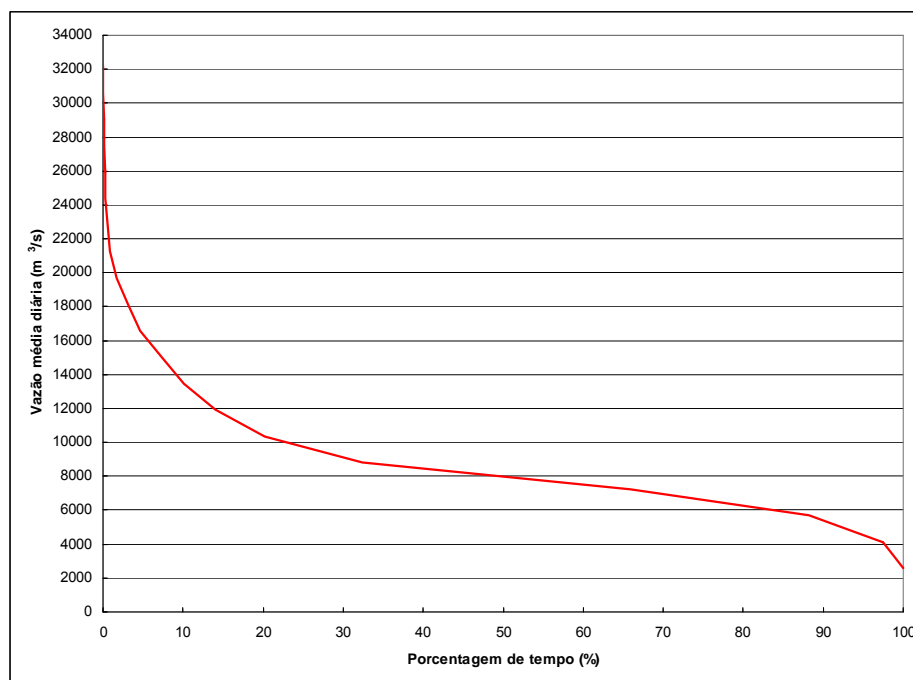


Figura 2: Curva de permanência de vazões para a estação de Porto São José no alto rio Paraná.
Fonte: Okawa (2008)

Geralmente, adota-se como vazão ecológica a $Q_{90\%}$ ² ou a $Q_{95\%}$, ou ainda percentagens destas vazões, o que geralmente resulta em valores extremamente baixos para manutenção do macrossistema fluvial.

Os métodos hidrológicos estatísticos para determinação da vazão ecológica foram aplicados para cálculo da vazão mínima residual a jusante do barramento da usina hidrelétrica de Porto Primavera no alto rio Paraná (OKAWA, 2008). Os resultados encontram-se no quadro 2, onde são apresentados a vazão calculada, o critério adotado por diferentes órgãos gestores e a vazão mínima residual resultante da aplicação concomitante do método e do critério adotado.

Método	Vazão calculada (m ³ /s)	Critério adotado	Vazão mínima residual pelo critério adotado (m ³ /s)
Tennant (QMLT)	8.777,84	30% da QMLT	2.633,35
$Q_{7,10}$	3.913,99	$Q_{7,10}$	3.913,99
Média das Q_7	5.865,17	Média das Q_7	5.865,17
Curva de permanência de vazões com $Q_{95\%}$	4.200,00	50% da $Q_{95\%}$	2.100,00

Quadro 2: Vazão mínima residual a jusante do barramento da usina hidrelétrica de Porto Primavera no alto rio Paraná, na estação de Porto São José.

Fonte: OKAWA (2008).

² $Q_{90\%}$ é a vazão correspondente a 90% na curva de permanência. Em outras palavras, em 90% do tempo esta vazão é igualada ou superada. A $Q_{95\%}$ tem definição análoga, com percentagem de 95%.

- Métodos de classificação hidráulica

Os métodos de classificação hidráulica utilizam parâmetros hidráulicos para prever modificações nos habitats aquáticos. Alguns parâmetros hidráulicos são: a velocidade da corrente, a profundidade, o perímetro molhado, a área molhada da seção e o raio hidráulico (BENETTI et al., 2003). A maior vantagem que esta categoria apresenta é tentar relacionar parâmetros hidráulicos com as modificações nos habitats, o que leva o pesquisador a conhecer a área de estudo; as maiores desvantagens são aquelas relacionadas à necessidade do conhecimento da área de estudo (necessidade de equipamentos, pessoal e recursos financeiros para as medições, por exemplo) e, embora sejam mais completos em considerar os aspectos ambientais do que os métodos hidrológicos, há a necessidade de estabelecer relações específicas para a área em estudo (COLLISCHONN et al., 2005).

O método do perímetro molhado, elaborado em 1983, é um exemplo desta categoria. Este método supõe a existência de uma relação direta entre o perímetro molhado e a disponibilidade de habitat para a ictiofauna. Geralmente, escolhe-se um trecho crítico do rio (locais com velocidades altas e profundidades baixas) para realizar as medições de perímetro molhado, profundidade e velocidade para, no mínimo, três vazões. De posse destes dados, confecciona-se um gráfico de vazão *versus* perímetro molhado, observando se ocorre um ponto de inflexão no gráfico, conforme figura 3.

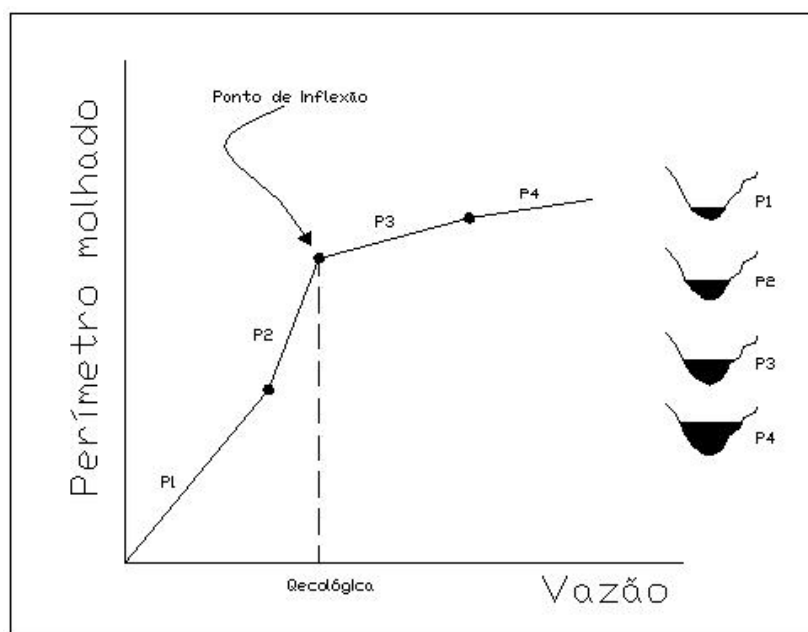


Figura 3: Gráfico de vazão por perímetro molhado na aplicação do método do perímetro molhado para estimar vazão ecológica ($Q_{ecológica}$).

Fonte: adaptado de Stalnaker et al. (1995)

O ponto de inflexão representa o ponto a partir do qual o aumento da vazão traduz-se num aumento pouco significativo do perímetro molhado e numa rápida deterioração das

condições de habitat. A vazão referida no ponto de inflexão é a vazão recomendada, considerando como pressuposto que a vazão ecológica obtida nas zonas de corredeiras é igualmente adequada para os outros tipos de habitat (BENETTI et al., 2003; PAULO, 2007; UNESCO, 2007).

- Métodos de classificação de habitats

Os métodos de classificação de habitat combinam as características hidráulicas (velocidade, profundidade, cobertura vegetal e substrato) de um trecho do rio com critérios de aptidão do habitat para uma espécie, numa determinada fase do seu ciclo de vida, para estimar a variação do habitat disponível em função da vazão. Parte-se da premissa de que as espécies refletem as condições existentes para manutenção do ecossistema. Esta categoria usualmente implica na determinação de uma relação de vazão-habitat para comparar alternativas de vazão ecológica ao longo do tempo.

O modelo computacional IFIM (*Instream Flow Incremental Methodology*) é o mais conhecido para esta abordagem (BOVEE et al., 1998); o fator limitante para a aplicação do modelo é a grande quantidade de informações necessárias que inviabilizam sua aplicação de forma mais extensiva. (ALVES; HENRIQUES, 1994; BENETTI et al., 2003; MENDES, 2007). Além deste fator, o método requer bom entendimento das espécies em estudo, a duração para sua implantação varia entre 2 e 5 anos e possui alto custo de execução (UNESCO, 2007).

- Métodos holísticos

A maioria dos métodos para definição de vazão ecológica tem seu foco no conhecimento ou nos requerimentos hidrológicos de uma ou de poucas espécies aquáticas, negligenciando as necessidades de outras espécies ou dos processos do ecossistema em geral, sem considerar, por exemplo, a influência dos processos hidrológicos sobre o material transportado, a ciclagem de nutrientes ou as mudanças geomorfológicas. Embora estes métodos possam ser úteis para avaliar os requerimentos de vazão de algumas espécies individuais, pouco contribuem para o conhecimento da dinâmica complexa de macrossistemas fluviais, que envolve habitats multivariados, histórias de ciclo de vida variadas e complexas, interações bióticas (competição, predação), mudanças geomorfológicas e outros fatores críticos em potencial (RICHTER et al., 1997).

De acordo com Richter et al. (1996), um dos propósitos do gerenciamento de ecossistemas deve ser o de sustentar a integridade do ecossistema protegendo a diversidade nativa e os processos ecológicos que criam e mantêm esta diversidade.

Pesquisas limnológicas sugerem que a composição biótica de ambientes aquáticos depende grandemente do regime hidrológico e a variação intra-anual é essencial para completar com sucesso o ciclo de vida de muitas espécies aquáticas. Além da variação intra-anual, a variação inter-anual do regime hidrológico também é importante para sustentar a biodiversidade nativa.

Estas conclusões conduzem ao “paradigma do regime natural”, no qual a manutenção da biodiversidade nativa é sustentada pela proteção (ou restauração) do regime hidrológico chamado de natural, ou seja, o regime hidrológico existente sem intervenção humana (RICHTER et al., 1996). De uma forma concisa, o paradigma do regime natural estabelece que: “a completa variabilidade intra e inter-anual do regime hidrológico, associada com as características de periodicidade, duração, frequência e taxa de mudança, são críticas para sustentação de toda a biodiversidade nativa e da integridade dos ecossistemas aquáticos” (RICHTER et al., 1997; ROCHA, 2002). O paradigma do regime natural rege os métodos holísticos (BBM e hidrograma ecológico) descritos a seguir.

- Método BBM (*Building Blocks Methodology*) ou Método de Construção de Blocos

O método BBM é considerado um dos métodos holísticos para determinação da vazão ecológica. Tais métodos consideram as necessidades dos componentes de um ecossistema bem como suas inter-relações, para estabelecimento da vazão ecológica. De acordo com Britto (2005), o método BBM foi desenvolvido pelo *Department of Water Affairs and Forestry*, com ajuda de cientistas, para determinar as necessidades de vazão para ecossistemas aquáticos na África do Sul. O método foi desenvolvido paralelamente na Austrália, onde denomina-se “método holístico”. Este método considera que a proteção dos recursos hídricos inclui a proteção de todo ecossistema fluvial, englobando a água, a biota, os sedimentos e a mata ciliar, bem como a proteção de todos os componentes que estão interligados ao ecossistema fluvial, tais como outros rios, lagoas e banhados.

A denominação *Building Blocks* refere-se aos componentes do regime de vazão que são específicos para o rio estudado. Os “blocos” de vazão usualmente pertencem às seguintes categorias: vazões de base em períodos de estiagem; vazões de base em períodos de chuvas; enchentes nas estações chuvosas; pulsos de curta duração e vazões sub-superficiais na estação

seca. Os mínimos volumes de água requeridos para cada “bloco” são determinados, definindo um regime de vazões mínimas para manter os ecossistemas aquáticos (BENETTI et al., 2003).

Segundo Britto (2005), o princípio básico do método BBM dita que, em qualquer rio, há algumas vazões, dentro de um regime de vazões, que são mais importantes que outras para a manutenção dos ecossistemas fluviais. Estas vazões podem ser identificadas e descritas através de seu tempo de ocorrência, duração e magnitude. O método tem por hipótese que a identificação dos componentes mais importantes do regime natural de vazões e a sua incorporação no regime modificado podem contribuir para a manutenção do ecossistema aquático.

O método BBM depende do conhecimento da área de estudo e da opinião de especialistas em diversas áreas, reunidos em um processo estruturado de encontros para apresentação, debates e conclusões sobre qual é o regime de vazões a ser adotado para possibilitar a manutenção do ecossistema aquático, no estado de qualidade desejado. Nestes encontros, geralmente, reúnem-se especialistas das áreas de peixes, limnologia, geomorfologia fluvial, plâncton, invertebrados aquáticos, vegetação, integridade de habitats, hidrólogos, hidráulicos, químicos e cientistas sociais (BRITTO, 2005; BENETTI et al., 2003).

- *Ecologically sustainable water management* (Manejo Ecologicamente Sustentável da Água) e Hidrograma ecológico – conceitos e elaboração

A determinação do hidrograma ecológico para um dado local baseia-se em procurar a quantidade de água necessária, variável no tempo, para dar sustentabilidade a um rio. Richter et al. (2003) enuncia que o gerenciamento ecologicamente sustentável da água protege a integridade ecológica do ecossistema afetado, ao mesmo tempo em que atende às necessidades humanas. Salienta, ainda, que proteger a integridade ecológica implica em manter a composição e a estrutura da diversidade, assim como o funcionamento natural do ecossistema.

Tradicionalmente, o gerenciamento da água altera de forma significativa a variabilidade natural do recurso hídrico com o objetivo de atender a requerimentos de usos consuntivos (abastecimento público, usos industriais, usos para irrigação, entre outros) e usos não consuntivos (navegação, geração de energia, recreação, entre outros). No entanto, de acordo com Richter et al. (2003), quando a variabilidade natural é fortemente alterada ocorrem mudanças marcantes nas condições biológicas, químicas e físicas dos ecossistemas aquáticos naturais. Quando alterações no regime natural se tornam excessivas, causam uma degradação do ecossistema aquático.

O grande desafio para o gerenciamento de recursos hídricos é projetar e implementar um programa de gerenciamento que armazene e derive a água para propósitos humanos de maneira que não cause degradação ao ecossistema aquático (RICHTER et al., 2003). A questão implícita é que existem limites para cada um dos parâmetros que influenciam na conservação da integridade do ecossistema, ou seja, a disponibilidade de água deve ser tal que não ocorram alterações fora dos limites aceitáveis na sedimentologia, na geomorfologia, nas características limnológicas, nas alterações climáticas locais, entre outros fatores. Cada local estudado terá seus limites estabelecidos de acordo com seus requerimentos de fluxo.

Para tal, torna-se necessário conhecer o regime hidrológico do rio quanto à magnitude das vazões, frequência de ocorrência, duração, periodicidade, início e fim de cheias e estiagens, variabilidade intra e inter-anual, fluxos normais altos e eventos extremos (NEIFF, 1990; POFF et al., 1997; RICHTER et al., 2003; COLLISCHONN et al., 2005). Os requerimentos de fluxo podem ser especificados como faixas de valores dentro das quais o componente em questão deva ser mantido, ou podem ser expressos como limites limiares para características específicas de fluxo, que não devam ser ultrapassados.

Como exemplo de aspectos fundamentais do regime hidrológico, pode-se definir quais são as vazões de base nos períodos seco e úmido, quais as vazões correspondentes às cheias normais que ocorrem todos os anos, quais as correspondentes às cheias extraordinárias; quais as vazões mínimas extraordinárias; quais as taxas de variação de vazão ao longo do tempo; qual a variabilidade interanual. Todos estes valores de vazão serão obtidos “olhando para o passado”, por meio da série histórica de vazões, em uma tentativa de “prever o futuro” por meio da definição de um hidrograma ecológico. Ao assumir esse pressuposto, de que o passado se repetirá no futuro ou de que o futuro será ao menos parecido com seu passado, há um elevado grau de incerteza associado à prescrição de um hidrograma ecologicamente aceitável (COLLISCHONN et al., 2005).

A metodologia proposta por Collischonn et al. (2005) baseada em Richter et al. (2003) para determinação do hidrograma ecológico é a do Manejo Ecologicamente Sustentável da Água, denominado MESA, que busca o gerenciamento dos recursos hídricos de uma maneira que possa atender aos usos humanos ao mesmo tempo em que mantém ou recupera a integridade dos ecossistemas. Esta metodologia está organizada em seis passos, mostrados na figura 4.

Aspectos fundamentais desta metodologia estão implícitos nos passos 4, 5 e 6: no passo 4, a busca por soluções para os conflitos deve ser feita com a colaboração de todos os envolvidos no cenário de manejo e gestão do recurso hídrico; no passo 6, salientam-se as

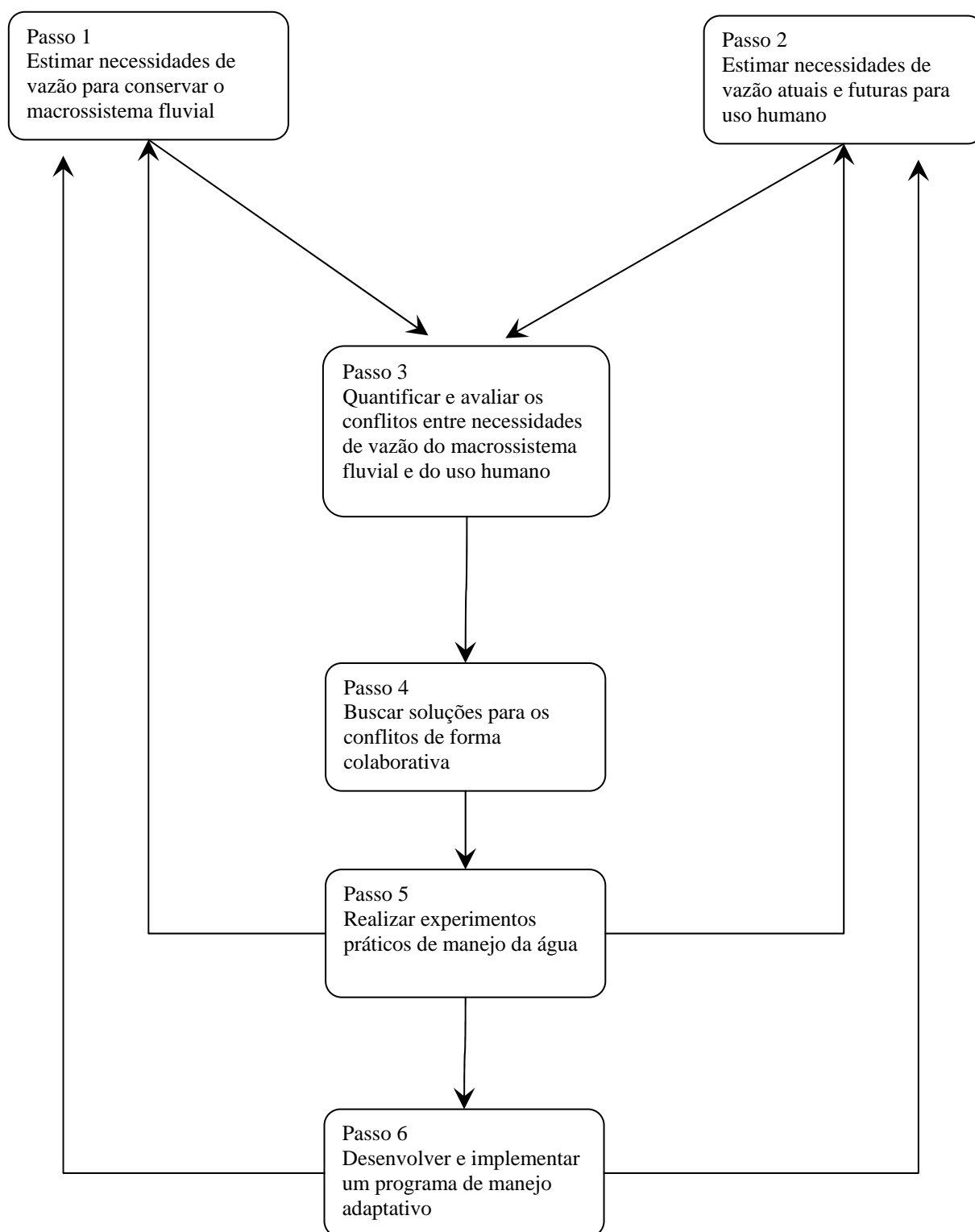


Figura 4: Metodologia proposta por Collischonn et al. (2005) baseada em Richter et al. (2003) para determinação do hidrograma ecológico – Manejo Ecologicamente Sustentável da Água (MESA).

Fonte: adaptado de Richter et al. (2003)

palavras “manejo experimental” e “monitoramento”, ou seja, o resultado deve ser continuamente testado, validado e aprimorado, conforme novas situações e informações são obtidas ao longo do tempo. Portanto, o passo 6 não se encerra em si mesmo, mas há um constante retorno aos passos anteriores (RICHTER et al., 2003; COLLISCHONN et al., 2005). No passo 5, as hipóteses das relações fluxo-biota, ou da influência do fluxo sobre o hábitat físico ou sobre a qualidade da água, devem ser formuladas de maneira que possam ser testadas por experimentos cuidadosamente delineados (RICHTER; RICHTER, 2000).

A questão do manejo experimental é fundamental para a definição de metodologias que contemplem os requerimentos ambientais de fluxo. De acordo com Richter et al. (2006), no manejo experimental, uma visão ou modelo mental é construído para o ecossistema a ser gerenciado e um programa de monitoramento é desenvolvido baseado neste modelo, no qual os indicadores principais que sinalizam as respostas do ecossistema às ações de manejo são monitorados experimentalmente e depois avaliados de tal forma que os resultados das decisões de gerenciamento possam ser reavaliadas. Os objetivos de manejo são explicitamente definidos e periodicamente revisados, já que o manejo experimental é um processo e não um fim em si mesmo. Desta forma, os gerenciadores e intervenientes devem estar dispostos a fazer mudanças frente a novas respostas do ecossistema e frente a aprendizados adquiridos ao longo do tempo, em que se reconhece que há uma faixa de opções a serem testadas conferindo grande flexibilidade ao manejo.

O processo científico para desenvolvimento de quais são os requerimentos ambientais de fluxos compreendem a execução de cinco etapas (RICHTER et al., 2006), conforme mostrado na figura 5. A etapa 2 envolve a revisão da literatura (realizada neste Capítulo) e o resumo de resultados para a área de hidrologia (ver Capítulos II e III). Naturalmente, não é possível estimar exatamente os requerimentos de fluxos, seja de espécies individuais, seja de todo o macrossistema fluvial, mas é possível a definição de estimativas iniciais que deverão ser discutidas, testadas e refinadas posteriormente.

Uma forma de estabelecer os requerimentos de fluxo é usar os Indicadores de Alteração Hidrológica (*Indicators of Hydrologic Alterations* – IHA) descritos em Richter et al. (1996) e estabelecer as faixas de valores de vazão pela Abordagem da Faixa de Variabilidade (RVA) de acordo com Richter et al. (1997). Estes métodos não têm por objetivo descrever ou prever respostas biológicas decorrentes das alterações hidrológicas, e sim quantificar as alterações hidrológicas no regime de fluxos, sem estabelecer relações de causa-efeito. A aplicação do IHA e da RVA podem ser constatados em Richter et al. (1996), Richter et al. (1997), Rocha (2002), Richter et al. (2006) e no capítulo II deste trabalho.

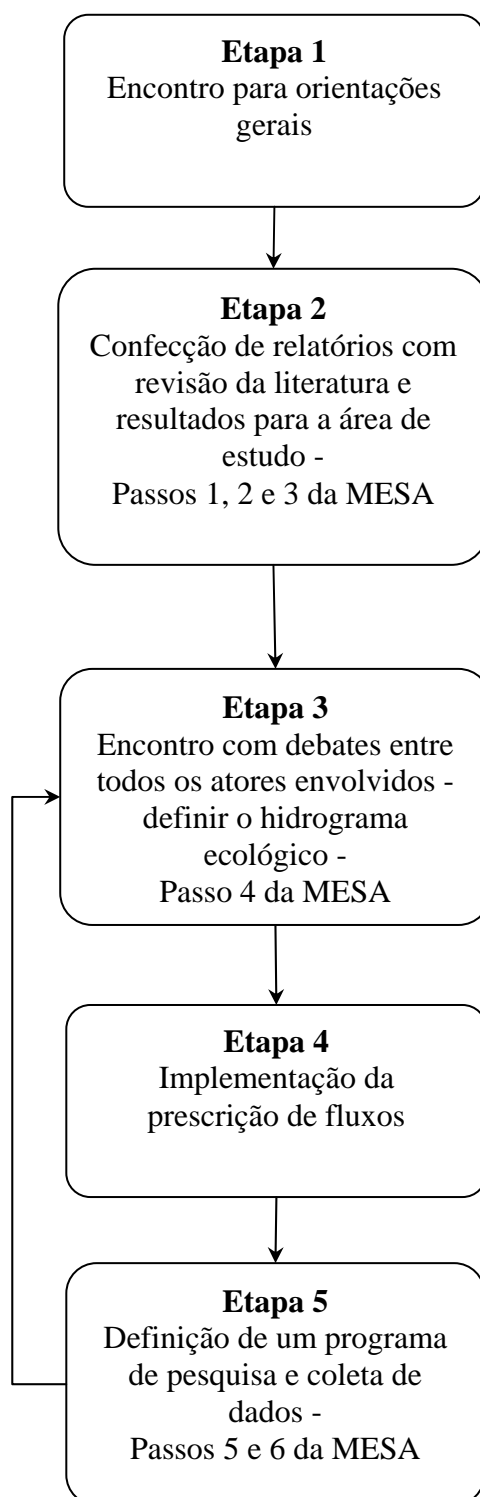


Figura 5: Fluxograma do processo científico para determinação dos requerimentos ambientais de fluxos

Fonte: adaptado de Richter et al. (2006)

A aplicação desses métodos auxilia no estabelecimento do hidrograma ecológico, pois para tal deve-se avaliar quais aspectos do regime hidrológico são fundamentais para a manutenção do ecossistema em questão, ou seja, quais os objetivos ecológicos, traduzidos para valores de vazão, que devam ser atendidos ou evitados, não limitados a uma ou poucas

espécies individuais (RICHTER et al., 2003). As necessidades de fluxo de espécies individuais provêm apenas uma perspectiva muito limitada comparada à faixa mais ampla de fluxos necessários para sustentar todo o macrossistema fluvial (RICHTER; RICHTER, 2000).

De uma forma resumida, são apresentadas no quadro 3 as características dos principais métodos para determinação da vazão ecológica. Os métodos foram apresentados conforme a categoria em que se enquadram e foram destacadas as principais vantagens e desvantagens, a relação hidrologia/ecologia presente no método, a duração e o custo para implementação. O custo foi avaliado apenas em baixo, médio ou alto, conforme UNESCO (2007).

Categoria	Método	Vantagens	Desvantagens	Relação ecologia / hidrologia	Duração para implementação	Custo para implementação
Hidrológicos	Tennant	Baixo custo, rápido e fácil implementação.	Feito para gestão de hábitat de trutas; válido somente para a região em que foi desenvolvido; inexistência de validação biológica.	Inexistente	Duas semanas	Médio
Hidráulicos	Perímetro molhado	Uso fácil e pouca aquisição de dados	Considera as características físicas e não as necessidades da biota do rio.	Inexistente	2 a 4 meses	Baixo
Classificação de hábitats	IFIM	Muito bem documentado para espécies de peixes	Requer muitos dados de campo; difícil uso; requer bom entendimento da espécie adotada.	Média	2 a 5 anos	Alto
Holísticos	Holístico	Considera o macrossistema fluvial e não uma única espécie	Não possui conjunto estruturado de procedimentos para uso; requer muitos dados de campo; requer equipe multidisciplinar.	Alta	6 a 18 meses	Alto
	BBM	Extremamente documentado, considera o macrossistema fluvial e não uma única espécie	Julgamento de sua efetividade necessita de tempo; requer muitos dados de campo; requer equipe multidisciplinar.	Alta	6 a 18 meses	Alto
	MESA	Considera o macrossistema fluvial e não uma única espécie	Julgamento de sua efetividade necessita de tempo; requer muitos dados de campo; requer equipe multidisciplinar.	Alta	6 a 18 meses	Alto

Quadro 3: Características dos principais métodos para determinação da vazão ecológica/ambiental.

Fonte: modificado de UNESCO (2007).

MÉTODOS PARA DETERMINAÇÃO DE VAZÃO ECOLÓGICA UTILIZADOS PELOS ÓRGÃOS GESTORES NO BRASIL

Atualmente, não são todos os órgãos gestores no Brasil que têm definido qual seja o critério adotado para determinação da vazão ecológica (BRASIL, 2005), já que não há legislação nacional sobre o tema. A falta de adoção de um critério é resultante de diversos fatores, como a heterogeneidade de regimes hidrológicos existente no Brasil, em que cada região possui suas particularidades, inclusive com rios intermitentes. Usualmente, os órgãos gestores dos recursos hídricos têm adotado critérios particulares para o estabelecimento das vazões de referência para outorga, porém sem apresentar justificativas para a adoção de determinado critério em detrimento de outro, conforme quadro 4.

Estado	Vazão de referência	Critério de outorga usos consuntivos	Critério de outorga vazão mínima residual a jusante de empreendimentos hidráulicos
ANA	Curva de permanência de vazões QMLT	70% da $Q_{95\%}$	Tennant - % da QMLT
PR	Curva de permanência de vazões	50% da $Q_{95\%}$	50% da $Q_{95\%}$
BA	Curva de permanência de vazões	80% da $Q_{90\%}$	80% da $Q_{90\%}$
Distrito Federal	$Q_{7,10}$ $Q_{90\%}$ QMLT (Decreto nº 22.359, de 31 de agosto de 2001)	80% das vazões de referência 90% da $Q_{7,10}$ para abastecimento humano	80% das vazões regularizadas
GO	Curva de permanência de vazões	70% da $Q_{95\%}$	Não possui
RO	$Q_{7,10}$	30% da $Q_{7,10}$ (captação a fio d'água)	30% da vazão normal
SP	$Q_{7,10}$	50% da $Q_{7,10}$	$Q_{7,10}$
MG	$Q_{7,10}$	30% da $Q_{7,10}$	70% da $Q_{7,10}$
PI	Curva de permanência de vazões	80% da $Q_{95\%}$ 80% da $Q_{90\%}$ reg	Não possui
PB	Curva de permanência de vazões	90% da $Q_{90\%}$ reg	Não possui
RN	Curva de permanência de vazões	90% da $Q_{90\%}$ reg	Não possui
CE	Curva de permanência de vazões	90% da $Q_{90\%}$ reg	Outros estudos

Quadro 4: Critérios de outorga de direito de uso de água em alguns estados brasileiros.

Fonte: adaptado de BRASIL (2005)

Do quadro 4, percebe-se que todas as abordagens adotadas baseiam-se unicamente na série histórica de vazões. Nos estados onde os rios não são naturalmente perenes, e sim perenizados por reservatórios, o critério adotado baseia-se em percentagem da vazão regularizada. Sendo assim, todos os critérios aqui apresentados são destituídos de significado ecológico.

O órgão gestor no Ceará não adota critério único para a vazão mínima residual a jusante de empreendimentos hidráulicos, e considera que *“a dinâmica do semi-árido é ligeiramente diferente tendo em vista que algumas características são peculiares, tais como: hidrogramas naturais com pico acentuado e valores nulos em alguns meses do ano. A preservação ambiental passa pela compreensão desta dinâmica e mecanismos para mitigar a atenuação dos picos provocados pela açudagem, e não propriamente promoção de uma vazão artificial mínima”* (BRASIL, 2005). Neste caso, pode ser que os requerimentos de fluxo estejam sendo considerados, e que haja significado ecológico na adoção de vazões residuais a jusante de empreendimentos hidráulicos nesse estado.

DISCUSSÃO

Os métodos para determinação dos valores de vazão que sustentam um macrossistema fluvial foram desenvolvidos ao longo do tempo, a partir dos estudos de novas teorias ecológicas. Ainda que se considere que o conceito de uma vazão ecológica mínima e constante está ultrapassado e incorreto, a utilização de um dos primeiros métodos (hidrológico, classificação hidráulica ou classificação de habitats) em detrimento de um método holístico, baseia-se em muitos outros fatores.

Um deles é a ampla produção técnico-científica utilizando esses métodos. Além disso, a falta de aquisição regular de dados em muitas bacias hidrográficas no Brasil e a necessidade de trabalho conjunto de uma equipe multidisciplinar são dificuldades a serem enfrentadas na transição de paradigmas.

Com relação aos métodos atualmente utilizados pelos órgãos gestores no Brasil, antes da aplicação de ajuste de distribuição de probabilidades no método $Q_{7,10}$ devem ser testados os pressupostos de aleatoriedade, estacionariedade, independência e homogeneidade das séries históricas de vazões (NAGHETTINI; PINTO, 2007). Assim, os órgãos gestores que aplicam o método $Q_{7,10}$ para determinação da vazão mínima residual a jusante de barramentos devem atentar para o fato de que os pressupostos de aleatoriedade e estacionariedade não são atingidos em áreas com reservatórios de acumulação. Com relação à aleatoriedade, as vazões de um curso d'água regularizadas pela operação de reservatórios constituem exemplo de série não aleatória. Quanto à estacionariedade, a construção de reservatórios constitui “saltos” ou alterações bruscas na série (NAGHETTINI; PINTO, 2007).

O pressuposto de independência varia com o intervalo de tempo que separa as observações consecutivas da série hidrológica, sendo considerada forte dependência para vazões médias diárias, e fraca ou nenhuma para vazões médias mínimas anuais. Portanto,

pode-se considerar que o pressuposto de independência é atingido no ajuste de distribuição de probabilidades para mínimas anuais no método $Q_{7,10}$.

O pressuposto de homogeneidade implica que todos os elementos de uma amostra provêm de uma única e idêntica população. Por exemplo, em uma série de vazões máximas anuais, os valores decorrentes de enchentes provocadas por precipitações comuns devem ser diferenciados daqueles decorrentes de precipitações extraordinariamente elevadas, resultantes de condições hidrometeorológicas especiais, como a ocorrência do fenômeno *El Niño*; neste caso, a série hidrológica deve ser considerada heterogênea (NAGHETTINI; PINTO, 2007). Como o ajuste é realizado para vazões mínimas anuais no método $Q_{7,10}$, as vazões ocorridas em anos de *El Niño* provavelmente não afetam significativamente o ajuste, porém essa possibilidade deve ser verificada em cada caso.

Com relação ao método de Tennant, esse método recomenda uma vazão ecológica baseada num conjunto de percentagens em relação à vazão média de longo termo, calculada para o local do aproveitamento hidráulico, recorrendo-se a diferentes percentagens para os períodos seco e úmido. Sendo assim, a correta aplicação deste método envolve várias etapas: 1. a determinação da vazão média anual no local do aproveitamento hidráulico; 2. a observação do curso d'água durante os períodos em que a vazão é aproximadamente igual a 10%, 30% e 60% da vazão média anual, documentando-o com fotografias dos vários tipos de habitats característicos; 3. a utilização da informação obtida na etapa 2 para elaborar recomendações de vazões ecológicas conforme o quadro 1. Entretanto, na aplicação desse método raramente cumpre-se a etapa de reconhecimento de campo, sendo a recomendação de vazões efetuada com base na porcentagem de 30% da vazão média de longo termo (UNESCO, 2007).

Com relação aos métodos holísticos, esses são mais complexos do que os de classificação de habitats. Por outro lado, os métodos de classificação de habitats consideram os requerimentos de fluxos de apenas uma espécie e resultam em um valor mínimo constante de vazão ecológica, desprezando a variabilidade intra e inter-anual, bem como os atributos de periodicidade, duração e frequência das vazões. Além disso, os métodos de classificação de habitats não têm por base o manejo experimental como uma ferramenta a ser aplicada continuamente, retroalimentando as regras de gestão do recurso hídrico. Portanto, dada a complexidade de ambos os métodos, é mais interessante a aplicação de um método holístico, por ser mais abrangente ao considerar o macrossistema fluvial e por resultar na determinação das vazões ecologicamente relevantes, além de considerar a variação intra e inter-anual de vazões e possibilitar a elaboração de um hidrograma ecológico para a área considerada.

No Brasil, os debates envolvendo a questão de qual é a vazão que sustenta a integridade dos rios têm se intensificado nos últimos anos, seja por iniciativa de associações, de órgãos gestores estaduais e federais, ou de órgãos de fomento à pesquisa. O momento político da gestão de recursos hídricos no Brasil é de processo de transição entre os dois conceitos e de definição de metodologias, onde a comunidade científica deve decidir de que forma as estimativas de fluxos para atender os requerimentos ambientais serão determinadas.

Dentro desse contexto, o Ministério do Meio Ambiente confeccionou o Plano Nacional de Recursos Hídricos, que prevê, entre suas propostas, o aperfeiçoamento dos procedimentos de outorga de uso dos recursos hídricos e menciona a necessidade de definição de hidrogramas ecológicos (BRASIL, 2008). Portanto, o termo “vazão ecológica” tem sido substituído por “vazão ambiental” ou “hidrograma ecológico”.

As novas abordagens e o novo conceito de hidrograma ecológico estão nos seus passos iniciais, o que levará a muitos desafios para a sua implantação no Brasil. Um dos desafios é estabelecer e realizar pesquisas cujo objetivo seja identificar a relação entre ecologia e hidrologia, tais como as realizadas no macrossistema fluvial com planície de inundação do alto rio Paraná (ver Capítulo II; THOMAZ et al., 2004; TRAIN; RODRIGUES, 2004; LUZ-AGOSTINHO, 2005; ABUJANRA, 2007; RODRIGUES, 2007).

Outros aspectos a serem considerados para implantação do hidrograma ecológico são a heterogeneidade de biomas existentes no Brasil, com diferentes comportamentos climático-hidrológicos e diversos graus de intervenção humana no recurso hídrico. Diante dessas questões, provavelmente as técnicas aplicadas para elaboração do hidrograma ecológico deverão ser diferenciadas por região do país, não obedecendo necessariamente à geopolítica (SOUZA et al., 2006). O papel dos comitês de bacia hidrográfica com a elaboração de planos de recursos hídricos específicos será essencial para este fim.

Com relação aos órgãos gestores, para a efetiva determinação do hidrograma ecológico, o cadastro de usuários e de usos da água deverá estar estabelecido, e ser verdadeiro, ou seja, um grande levantamento de campo associado a uma campanha para adesão da sociedade à política pública de outorga deverá ser realizado. Deverá ainda ser realizada uma consistência de dados hidrológicos, principalmente com relação às curvas de descarga dos rios.

REFERÊNCIAS

ABUJANRA, F. **Influências do controle de nível e transparência da água impostos pela formação do reservatório de Porto Primavera sobre peixes de diferentes categorias**

tróficas do alto rio Paraná. Maringá, 2007. 47 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.

ALVES, M. G.; HENRIQUES, A. G. O caudal ecológico como medida de minimização dos impactos nos ecossistemas lóticos. Métodos para a sua determinação e aplicações. In: SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DA LÍNGUA OFICIAL PORTUGUESA, 1, *Actas...*, 1994, p. 177.

ARENAS-IBARRA, J.A. **Alterações na hidrologia da planície de inundação do alto rio Paraná (1964-2007): influência dos reservatórios a montante.** Maringá, 2008. 41 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

ARNÉZ, F.A. **Análise de critérios de outorga do uso da água na bacia do rio Santa Maria, RS.** Porto Alegre, 2002. 162 f. il. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

BENETTI, A. D.; LANNA, A. E., COBALCHINI, M. S. Metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, p. 149-160, 2003.

BOVEE, K. D.; LAMB, B. L.; BARTHOLOW, J. M., STALNAKER, C. B; TAYLOR, J.; HENRIKSEN, J. **Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology.** 1998. Disponível em: <http://www.fort.usgs.gov/Products/Publications/3910/3910.pdf>. Acesso em: 17 ago. 2008.

BRASIL. **Lei nº 9.433 de 08 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/19433.htm. Acesso em: 15 mar. 2009.

BRASIL. Agência Nacional de Águas (ANA). 2005. **Diagnóstico da outorga de direito de uso de recursos hídricos no país:** diretrizes e prioridades. Brasília: ANA, 2005. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/sprtew/recursoshidricos.asp>. Acesso em: 15 ago. 2008.

BRASIL. Agência Nacional de Águas (ANA). 2007. **Diagnóstico da outorga de direito de uso de recursos hídricos no Brasil:** fiscalização dos usos de recursos hídricos no Brasil. Brasília: ANA, 2007 (Cadernos de recursos hídricos, 4). Disponível em: (http://www.ana.gov.br/AcoesAdministrativas/CDOC/Catalogo_Publicacoes/4_volume_4_A_NA.pdf). Acesso em: 20 nov. 2008.

BRASIL. **Plano Nacional de Recursos Hídricos** – Programas de Desenvolvimento da Gestão Integrada de Recursos Hídricos no Brasil – Vol. 1. Disponível em: http://pnrh.cnrh-srh.gov.br/temp/1a7//PNRH_Vol_1.pdf. Acesso em: 20 nov. 2008.

BRITTO, K.F.L. **Estudo da aplicação do método de estabelecimento de vazões ecológicas BUILDING BLOCKS METHODOLOGY – BBM – para o caso da PCH estação Indaial.**

Blumenau, 2005. 358 f., il. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2005.

CASCO, S.L.; NEIFF, M.; NEIFF, J.J. Biodiversidad en ríos del litoral fluvial. Utilidad del software Pulso. In: Aceñolaza, F.G. (Ed.) Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino II. *Insugeo*, Miscelânea, v. 14, p. 105-120, 2005.

COLLISCHONN, W.; AGRA, S.G.; FREITAS, G.K.; PRIANTE, G.R.; TASSI, R.; SOUZA, C.F. Em busca do hidrograma ecológico. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, XVI, 2005, João Pessoa. **Anais eletrônicos...** [Porto Alegre]: ABRH, 2005. 1 CD-ROM.

CRUZ, J.C. **Disponibilidade Hídrica para Outorga: Avaliação de Aspectos Técnicos e Conceituais**. Porto Alegre, 2001. 199 f. il. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

CRUZ, R.C. **Prescrição de vazão ecológica: aspectos conceituais e técnicos para bacias com carência de dados**. Porto Alegre, 2005. 176 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

GARCIA, L.A.V.; ANDREAZZA, A.M.P. Estabelecimento de vazões ambientais efluentes de barragens – sugestão metodológica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 9, p. 5-18, 2001.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The Flood Pulse Concept In River-Floodplain Systems. In: Doge, D.P.(Ed.). Proc. Int. Large River Symp (Lars) – **Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.**, v. 106, p. 110-127, 1989.

LUZ-AGOSTINHO, K.D.G. **Influência da regulação das cheias sobre a alimentação e aspectos nutricionais de peixes piscívoros na planície de inundação do alto rio Paraná**. Maringá, 2005. 49 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2005.

MENDES, L.A. **Análise dos critérios de outorga de direito de usos consuntivos dos recursos hídricos baseados em vazões mínimas e em vazões de permanência**. São Paulo, 2007. 189 f., il. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

NAGHETTINI, M.; PINTO, E.J.A. **Hidrologia Estatística**. Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552 p.

NEIFF, J.J. Ideas para la interpretación ecologica del Paraná. **Interciencia**. v. 15, n° 6, p. 424-441, 1990.

NEIFF, J.J. Biodiversity in some tropical wetlands systems of South America In: GOPAL, B., JUNK, W.J. & DAVIS, J.A. (Ed.), **Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation**. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 2001. p.119-139.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A., 1988, 434 p.

OKAWA, C. M. P. **Caracterização do regime de fluxos e determinação da vazão mínima residual a jusante do barramento da usina hidrelétrica de Porto Primavera no rio Paraná: estação de Porto São José.** 2008. 24 f. Exame geral de qualificação – Universidade Estadual de Maringá. 2008.

PAULO, R.G.F. **Ferramentas para a determinação de vazões ecológicas em trechos de vazão reduzida: destaque para aplicação do método do perímetro molhado no caso de Capim Branco I.** Belo Horizonte, 2007. 114 f., il. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

PINTO, N. L. S.; HOLTZ, A. C. T; MARTINS, J. A.; GOMIDE, F. L. S. **Hidrologia Básica.** 2ª ed. Editora Edgard Blücher Ltda. Rio de Janeiro, RJ, 1976. 278 p.

POFF, N.L.; ALLAN, J.D.; BAIN, M.B.; KARR, J.R.; PRESTEGAARD, K.L.; RICHTER, B.D.; SPARKS, R.E.; STROMBERG, J.C. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **Bioscience**, v. 47, n 11, p. 769 – 784, 1997.

POSTEL, S.; RICHTER, B.D. **Rivers for Life: Managing water for people and nature.** Island Press. Washington, DC. 2003. 253p.

RICHTER, B.D.; BAUMGARTNER, J.V.; POWELL, J.; BRAUN, D.P. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology**, v. 10, n° 4, p.1163-1174, 1996.

RICHTER, B.D.; BAUMGARTNER, J.V.; WIGINGTON, R., J.; BRAUN, D.P. How much water does a river need?. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 231-249, 1997.

RICHTER, B.D.; RICHTER, H.E. Prescribing flood regimes to sustain riparian ecosystems along meandering rivers. **Conservation Biology**, v. 14, n° 5, p.1467-1478, 2000.

RICHTER, B.D.; MATHEWS, R.; HARRISON, D.L.; WIGINGTON, R. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. **Ecological Applications**, v. 13, n° 1, p. 206-224, 2003.

RICHTER, B.D.; WARNER, A.T.; MEYER, J.L.; LUTZ, K. A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations. **River Research and Applications**, v. 22, p. 297-318, 2006.

ROCHA, P.C. **Dinâmica dos canais no sistema rio-planície fluvial do alto rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico-PR.** Maringá, 2002. 171 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2002.

RODRIGUES, L. C. **Variação interanual da comunidade fitoplanctônica em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná: influência do regime hidrossedimentológico.** Maringá, 2007. 74 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.

SOUZA, C., AGRA, S., TASSI, R., COLLISCHONN, W., FREITAS, G. **Desafios e oportunidades para implementação do hidrograma ecológico.** Workshop de Gestão Estratégica de Recursos Hídricos, 2006, Brasília. Anais do Workshop de Gestão Estratégica de Recursos Hídricos. Global Water Partnership, 2006.

SOUZA FILHO, E.E, ROCHA, P.C., COMUNELLO, E., STEVAUX, J.C. Effects of the Porto Primavera dam on physical environment of the downstream floodplain. In: Thomaz, S. M., A. A. Agostinho, N. S. Hahn (Ed), **The Upper Paraná river floodplain: physical aspects, ecology and conservation.** Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 2004, p. 55-74.

STALNAKER, C.B., LAMB, B.L., HENRIKSEN, J., BOVEE, K., BARTHOLOW, J. **The Instream Flow Incremental Methodology: A Primer for IFIM.** Biological Report 29. Washington, DC: U.S. Geological Survey, 45 p, 1995.

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology.** v. 16, p. 284-307, 1935.

TENNANT, D.L. Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. **Fisheries,** v. 1, p. 6-10, 1976.

THOMAZ, S.M., PAGIORO, T.A., BINI, L.M., ROBERTO, M.C., ROCHA, R.R.A. Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In: Thomaz, S. M., A. A. Agostinho, N. S. Hahn (Ed), **The Upper Paraná river floodplain: physical aspects, ecology and conservation.** Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 2004, p. 75-102.

TRAIN, S., RODRIGUES, L.C. 2004. Phytoplankton assemblages. In: Thomaz, S. M., A. A. Agostinho, N. S. Hahn (Ed), **The Upper Paraná river floodplain: physical aspects, ecology and conservation.** Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 2004, p.103-124.

UNESCO – Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. **Estado da arte da vazão ecológica no Brasil e no mundo.** Relatório. Coordenação: R. Sarmento. 2007. Disponível em: <http://www.grh.ufba.br/%5Cecovazao%5CSARMENTO.pdf>. Acesso em: 15 dez. 2008.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The River Continuum Concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.,** Ottawa, v. 37, p. 130-137, 1980.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. System concepts- The serial discontinuity concept. In: Fontaine, T. D. and Bartell, S. M. Dynamics of Lotic Ecosystems. **Ann. Arbor.Science,** p. 29-42, 1983.

ANEXO A – ALGUMAS QUESTÕES QUE AUXILIAM NO ENTENDIMENTO DOS REQUERIMENTOS AMBIENTAIS DE FLUXOS

Fonte: adaptado de Richter et al. (2006)

Hidrologia

1. Existem estações de monitoramento ao longo do rio, e, se existem, onde estão localizadas, quem as mantém, e há quanto tempo elas estão em operação?
2. Quais são, ou quais foram, os padrões sazonais típicos de variação do fluxo do regime natural do rio, por exemplo, quando os fluxos mais altos e os mais baixos tendiam a ocorrer?
3. Em que extensão os fluxos baixos, altos e de enchente que ocorrem no rio mudaram ao longo do tempo em resposta às influências antropogênicas? Os fluxos baixos extremos tornaram-se mais frequentes? Como são os hidrogramas dos anos recentes comparados aos hidrogramas pré-desenvolvimento?
4. Quais são as influências antropogênicas primárias sobre o regime de fluxos, e onde estes impactos ocorrem? Alguns impactos parecem ser dominantes?
5. Que tipos de atividades para o recurso hídrico são planejadas para o futuro e como estas atividades influenciam o regime de fluxos?
6. Qual a importância da contribuição das águas subterrâneas para o fluxo de base? Qual a natureza das conexões hidráulicas entre as fases do rio e os níveis do lençol freático aluvial? Como estas conexões podem ser alteradas por planejamentos futuros para o recurso hídrico?

Hidráulica

1. Existe alguma modelagem hidráulica sendo feita no rio? Existe algum estudo para confecção de mapeamento de áreas com risco de inundação?
2. Quão bom é o entendimento entre fases do rio (elevações de nível) e vazões?
3. Quão bom é o entendimento entre relações dos fluxos e as distribuições de velocidades e as profundidades no canal do rio?
4. Existe conectividade longitudinal (de montante para jusante) no escoamento ou há grandes discontinuidades (barragens de derivação); se existem, onde se localizam?
5. A conectividade lateral entre o rio e sua planície de inundação tem sido alterada de alguma forma?

Geomorfologia

1. Existem pesquisas topográficas sendo conduzidas no canal do rio ou na planície de inundação (incluindo pesquisas para pontes, estradas, mapeamento da planície, etc)?

2. O sistema canal-planície está em equilíbrio ou em desequilíbrio? A entrada de sedimentos em cada segmento está em equilíbrio com a capacidade do canal em transportá-los através do segmento? Foram detectadas tendências na elevação do leito do rio ou fundo do lago, indicando degradação ou agradação? O perfil longitudinal do rio mudou ao longo do tempo?
3. A largura do canal ou da planície mudou ao longo do tempo?
4. O traçado do canal mudou ao longo do tempo, como por exemplo entre formas meandranes e entrelaçados?
5. A distribuição dos tamanhos dos sedimentos do leito do rio mudaram ao longo do tempo?
6. A disponibilidade de habitats físicos de vazantes mudaram ao longo do tempo?
7. A migração do canal lateral ou a formação de barras são importantes ecologicamente (por exemplo, para suportar comunidades de plantas ripárias)?
8. Atividades humanas e uso do solo alteraram significativamente a morfologia e os processos do canal e da planície?

Qualidade da água

1. Os dados de qualidade da água tem sido coletados no rio, e, em caso afirmativo, por quem, onde, por quanto tempo e de que tipos?
2. Como as condições de qualidade da água variam espacialmente no rio?
3. Qual é o conhecimento sobre problemas de qualidade da água no rio?
4. Existe descarga de águas residuais no rio? Onde e quanto? Que proporção de baixos fluxos do rio a montante resulta da descarga de águas residuais?
5. Qual o conhecimento sobre flutuações diárias, sazonais, anuais em parâmetros chave como oxigênio dissolvido ou temperatura?
6. Como as atividades humanas afetam a química da água, temperatura ou oxigênio dissolvido no rio?
7. Quais componentes de qualidade da água são de maior preocupação para os organismos-alvo, fases de vida ou processos ribeirinhos (por exemplo, oxigênio dissolvido, sedimentos em suspensão, temperatura, elementos químicos, nutrientes)? A distribuição ou abundância de espécies são afetadas pela poluição da água?
8. Os grandes escombros de árvores são componentes importantes do ecossistema aquático?
9. Alguma espécie de planta invasiva é motivo para preocupação?

Ecologia de água doce

1. Que tipo de dados biológicos tem sido coletado no rio? Quem coletou, sobre que moldes de tempo e com que frequência?

2. A abundância ou distribuição de determinadas espécies mudou com o tempo? Estas mudanças podem ser relacionadas com mudanças no regime de fluxos ou na qualidade da água do rio? Os dados estão disponíveis para documentar estas tendências?
3. Quais espécies (peixes, pássaros, mamíferos, invertebrados, plantas aquáticas ou vegetação ripária) são as de maior preocupação dos pontos de vista ecológico, sócio-econômico ou recreacional?
4. Qual o conhecimento sobre as relações entre os fluxos no rio e as histórias de vida das espécies aquáticas? Que épocas do ano são mais críticas para espécies indicadoras, estágios de vida ou assembléias de espécies?
5. Os requerimentos de fluxos de determinadas espécies indicadoras podem ser usados para representar os requerimentos de fluxos de assembléias de organismos (por exemplo, comunidades de peixes, vegetação ripária)?
6. Se o regime de fluxos no rio tem sido alterado por influências humanas, são necessárias condições de escoamento ainda devidamente seqüenciadas para permitir que os ciclos de vida de espécies indicadoras sejam concluídos com êxito?
7. Que habitats são mais limitantes, e qual a importância de condições de fluxo de seca, cheia ou vazões intermediárias para o desenvolvimento e manutenção destes habitats?
8. Os habitats da planície de inundação são críticos para manter populações de peixes nos rios?
9. O ecossistema aquático é dependente de subsídios de energia (por exemplo, matéria de detritos) que são trazidos da planície para dentro do rio durante as cheias?
10. Determinadas espécies requerem níveis de fluxos particulares para facilitar seu movimento no rio?
11. Se as liberações de vazão dos reservatórios ocorrerem de forma a proporcionar os fluxos recomendados, acarretaria efeitos sobre a ecologia e sobre a pesca nos reservatórios?

Ecologia de vegetação ripária

1. As comunidades de plantas ripárias ou a distribuição tanto de plantas ripárias quanto de espécies de animais têm sido pesquisadas ou caracterizadas? Elas têm se alterado ao longo do tempo?
2. Qual é o conhecimento sobre as relações entre os fluxos no rio, níveis do lençol freático aluvial, padrões de inundação da planície e a influência destas condições hidrológicas sobre plantas ou animais ripários?

3. Determinadas plantas ou animais ripários dependem de condições de habitats físicos que são formados pelos fluxos no rio? A migração do canal lateral ou a formação de barras são importantes na formação destes habitats?

Alterações no regime de fluxos na planície de inundação do alto rio Paraná devido a ações antropogênicas e conseqüentes implicações ecológicas

RESUMO

O paradigma do regime natural estabelece que há um regime de fluxos, existente antes da ocorrência de alterações significativas devido a ações antropogênicas, capaz de manter a integridade de um macrossistema fluvial. No entanto, a existência de reservatórios em cascata promove uma forte regularização das vazões naturais, acarretando mudanças nas características abióticas, alterando a disponibilidade de habitats e a estrutura e integridade das comunidades bióticas, diminuindo a biodiversidade. Os objetivos deste trabalho são verificar as alterações no regime de fluxos após a construção dos reservatórios em cascata a montante da planície de inundação do alto rio Paraná, principalmente após o funcionamento da usina hidrelétrica de Porto Primavera, bem como relacionar essas alterações com algumas implicações ecológicas. Para isto, serão utilizados o método dos indicadores de alteração hidrológica (IHA) e o método da abordagem da faixa de variabilidade (RVA). Os resultados mostram que as vazões encontram-se fortemente regularizadas, com alteração nas magnitudes de eventos extremos (aumento das mínimas e decréscimo das máximas); aumento na frequência de pulsos de alto fluxo, embora com duração menor; e elevada taxa de mudança diária no fluxo, evidenciando a operação diária do sistema de reservatórios a montante os quais buscam otimizar a geração de energia elétrica.

Palavras-chave: Indicadores de alteração hidrológica. Variabilidade de regime de fluxos. Regularização de fluxos.

Changes in flow regime in the floodplain of the Upper Paraná River due to anthropogenic actions and consequent ecological implications

ABSTRACT

The natural flow regime paradigm dictates it exist a flow regime, existing before the occurrence of significant changes due to anthropogenic activities, capable of keeping the integrity of a river. However, the existence of reservoir cascade in the study area promotes a strong regularization of the natural flows, wich causes changes on the abiotic characteristics, alters the availability of habitat and the structure and integrity of biotic communities, and decreases the local biodiversity. The aims of this paper are to verify the changes in the flow regime after the construction of reservoirs cascade, especially after the operation of the hydroelectric power plant in Porto Primavera, as well as relate these changes with some ecological implications. For this, will be used the indicators of hydrological alteration method and the approach of the variability range method. The results show that the natural flows are strongly regulated, with alterations in magnitudes of extremis flows, increase in frequency of high flows, and great riserate and fallrate, showing the reservoirs' operation upstream.

Keywords: Indicators of hydrologic alteration. Variability of flow regime. Regulated flows.

INTRODUÇÃO

Os conceitos relacionados ao funcionamento dos sistemas fluviais, apresentados nas últimas décadas, auxiliaram no entendimento de como o regime hidrológico influencia a ecologia dos macrossistemas fluviais com planície de inundação (WARD; STANFORD, 1983; JUNK et al., 1989; NEIFF, 1990; WARD; STANFORD, 1995; JUNK; WANTZEN, 2004), onde a alternância entre períodos de cheias e de secas é um fator chave para existência e manutenção de heterogeneidade de habitats e de elevada biodiversidade nesses sistemas (AGOSTINHO et al., 2004).

Estes conceitos conduziram a um paradigma que estabelece que existe um determinado regime de fluxos com magnitude, duração, frequência, periodicidade (previsibilidade) e taxa de mudança capaz de manter um sistema fluvial ecologicamente, economicamente e socialmente saudável. O paradigma do regime natural restringe esse regime de fluxos àquele que existia no rio antes da ocorrência de alterações significativas decorrentes de ações antropogênicas ao longo do tempo (POFF et al., 1997; RICHTER et al., 1996, 1997).

Uma das ações antropogênicas significativas é a construção de reservatórios em cascata para geração de energia elétrica, que altera grandemente a variabilidade natural do regime de pulsos, promovendo forte regularização de vazões. A regularização de vazões, por sua vez, promove mudanças marcantes nas características limnológicas, na disponibilidade de habitats, na conexão ou não do rio com os ambientes lênticos em macrossistemas fluviais (NEIFF, 1990) com planície de inundação. Essas mudanças conduzem a alterações nas estruturas das comunidades, que alteram a biodiversidade local. Portanto, a determinação das alterações no regime de fluxos e das implicações ecológicas decorrentes é importante para promover um desenvolvimento sustentável.

A área de estudo considerada nesse trabalho está localizada no trecho compreendido entre a foz do rio Paranapanema até o início do reservatório de Itaipu, o qual representa o último trecho ainda não represado da planície de inundação do alto rio Paraná. Essa área foi transformada na Área de Proteção Ambiental (APA) das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná (BRASIL, 1997), com o intuito de preservar a elevada biodiversidade existente no local. A montante da área de estudo, foram construídos reservatórios em cascata, com conseqüente ocorrência de diversos impactos provenientes da regularização de vazões promovida por estes.

O objetivo desse trabalho é determinar as alterações no regime de pulsos após a construção dos reservatórios em cascata, principalmente após o funcionamento da usina

hidrelétrica de Porto Primavera. A hipótese é que a alteração no regime de pulsos pela construção de reservatórios em cascata a montante da área de estudo foi fortemente acentuada após o funcionamento de Porto Primavera.

MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo compreende o trecho a jusante da foz do rio Paranapanema até o início do reservatório de Itaipu, ou seja, entre as estações fluviométricas de Porto São José e Guairá (figura 1). A série histórica de vazões médias diárias utilizada foi a da estação fluviométrica de Porto São José (código 64575003), que está localizada na margem paranaense do rio, a jusante da foz do rio Paranapanema e a cerca de 35 km da barragem da usina hidrelétrica (UHE) de Porto Primavera. Esta estação apresenta uma série histórica de dados de vazões médias diárias com início de observação em 10/1963. A estação fluviométrica de Guairá (código 64843000) está localizada imediatamente a jusante da área de estudo e apresenta uma série histórica de dados de vazões médias diárias e cotas com início de observação em 06/1920, que foi utilizada para estender o período da série histórica de Porto São José até 1921, conforme Rocha (2002).

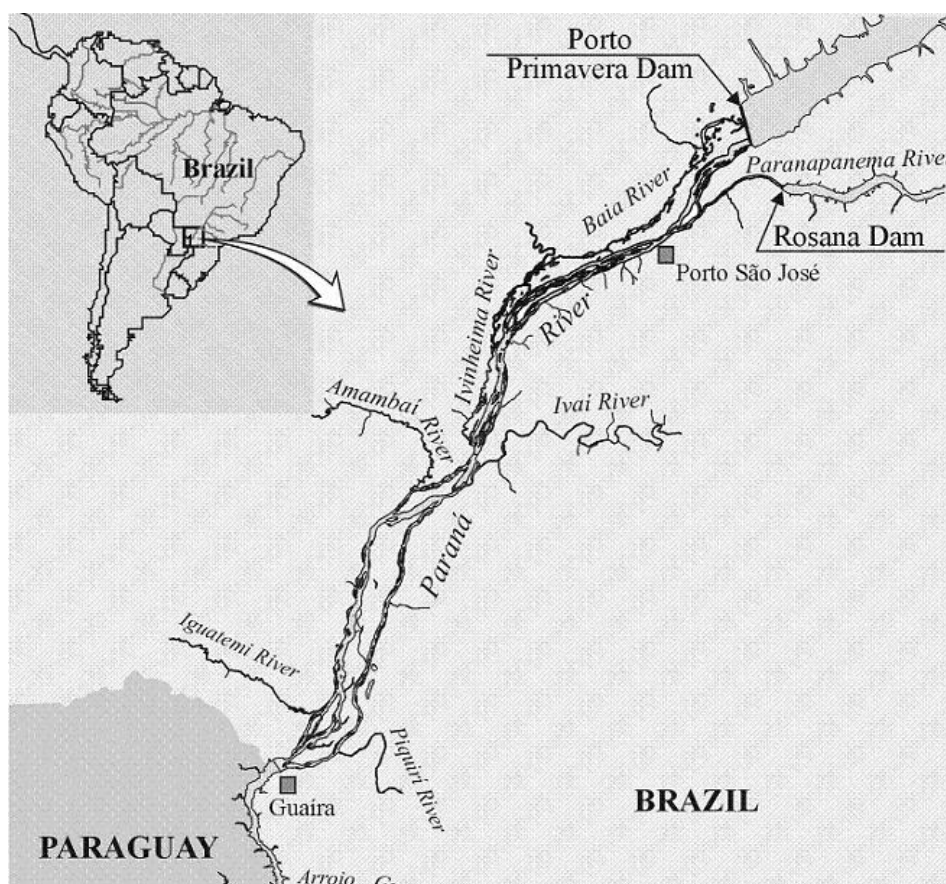


Figura 1: Área de estudo.

Foram aplicados os métodos dos Indicadores de Alteração Hidrológica (*Indicators of Hydrologic Alterations* – IHA) e da Abordagem da Faixa de Variabilidade (*Range of Variability Approach* – RVA), conforme descritos em Richter et al. (1996) e Richter et al. (1997). O método IHA é baseado na série histórica de vazões médias diárias (preferencialmente, embora registros mensais possam também ser usados). Pode ser usado para caracterizar estatisticamente a variabilidade temporal dos regimes hidrológicos e quantificar as alterações hidrológicas associadas com “perturbações”, por comparação entre os regimes hidrológicos pré-impacto e pós-impacto. Nesse trabalho, o período de 1921 a 1971 foi considerado como período natural ou pré-impacto de acordo com Rocha (2002); o período de 1972 a 2007 foi considerado como período pós-impacto, diferentemente de Rocha, que subdivide esse período em outros três.

Os Indicadores de Alteração Hidrológica consideram algumas características do regime hidrológico, tais como magnitude das vazões, duração, frequência de ocorrência, periodicidade de ocorrência e taxa de mudança, conforme definidas em Poff et al. (1997).

A *magnitude* do fluxo representa o volume de água que passa em uma seção transversal por unidade de tempo, sendo obtida através da leitura do nível fluviométrico e relacionando essa leitura com a curva-chave, o que conduz à vazão média diária.

A *freqüência* de ocorrência representa com que freqüência uma dada vazão ocorre em um intervalo de tempo específico e é inversamente proporcional à magnitude do fluxo e também inversamente proporcional ao tempo de retorno. Define-se tempo de retorno como o tempo médio, em anos, para que haja a recorrência (em um ano qualquer) de uma vazão de valor estabelecido (NAGHETTINI; PINTO, 2007).

O tempo de retorno se relaciona com a probabilidade de que um evento de referência ocorra; por exemplo, uma vazão que tenha a probabilidade de 4% de ser igualada ou excedida em qualquer ano apresenta tempo de retorno de 25 anos; ou uma vazão que tenha a probabilidade de 10% de ser igualada ou excedida em qualquer ano possui tempo de retorno de 10 anos; ou uma vazão cujo tempo de retorno seja de 100 anos apresenta probabilidade de 1% de ser igualada ou excedida em um ano qualquer. O conceito de tempo de retorno pode estar vinculado tanto a eventos máximos anuais quanto a eventos mínimos anuais; neste caso, o que é levado em conta é se o evento mínimo anual encontra-se abaixo de um valor limiar estabelecido. O tempo de retorno passa a ser entendido como o tempo médio, em anos, para que haja a recorrência de uma estiagem mais severa do que a estabelecida em um ano qualquer (NAGHETTINI; PINTO, 2007).

A *duração* é o período de tempo associado com uma condição específica de vazão; por exemplo, por quantos dias a planície ficaria inundada se uma cheia de tempo de retorno de 10 anos ocorresse. Ou por quantos dias a magnitude do fluxo atingiria níveis superiores ou inferiores a um determinado valor.

A *periodicidade* (ou previsibilidade) do fluxo se refere à regularidade com que ocorre uma determinada magnitude de fluxo. Se houver regularidade na ocorrência de uma determinada magnitude de fluxo, a previsibilidade aumenta, o que facilita a gestão do recurso hídrico. Por exemplo, picos anuais podem ocorrer com baixa ou com alta previsibilidade.

A *taxa de mudança* refere-se à rapidez com que o fluxo muda de uma magnitude a outra. Desta forma, canais “rápidos” (de pequena ordem) apresentam rápida taxa de mudança enquanto que canais “estáveis” (grandes rios) apresentam lenta taxa de mudança (ROCHA, 2002).

Cada uma dessas características é representada em cinco grandes grupos associados a trinta e dois parâmetros considerados no método (RICHTER et al., 1996). O grupo 1 é o que representa as magnitudes das condições mensais, ou seja, é composto por doze parâmetros que contêm o valor médio (ou mediana) para cada mês do ano. O grupo 2 é o que representa a duração e magnitude dos eventos extremos mínimos e máximos anuais e é composto por dez parâmetros, dependendo da duração do evento extremo. O grupo 3 representa a periodicidade dos eventos extremos anuais e é composto por dois parâmetros: data juliana do valor mínimo e máximo de cada ano. Esse grupo determina a previsibilidade de eventos de cheia e *stress* hídrico. O grupo 4 representa a frequência e duração de altos e baixos pulsos e é composto por quatro parâmetros. O grupo 5 representa a taxa de mudança e é composto por 4 parâmetros; a análise desse grupo permite detectar subidas e descidas bruscas diárias do nível d'água. Os cinco grupos e os trinta e dois parâmetros são apresentados no quadro 1.

Complementando o método IHA, Richter et al. (1997) desenvolveram a metodologia da Abordagem da Faixa de Variabilidade (*Range of Variability Approach – RVA*) para estabelecer metas de vazão baseadas em uma caracterização estatística dos IHA, no qual as metas devem ser utilizadas como regras de gerenciamento do recurso hídrico. Nessa metodologia, obtém-se a taxa de aproximação da variabilidade natural (TAV), que é calculada com base na média e no desvio-padrão da amostra, configurando dois limites, um inferior e outro superior. O limite inferior é a média decrescida de um desvio-padrão (média – 1 DP) e o limite superior é a média acrescida de um desvio-padrão (média + 1 DP). Os valores de vazão devem situar-se entre estes dois limites.

Além da TAV, as taxas de variação (T.V.) no período pós-impacto devem ser calculadas; foi considerado como aceitável uma variabilidade menor do que 35%, pois essa taxa representa a variabilidade do período natural, ou seja, considera-se que a parte representativa da aleatoriedade das vazões seja de 35%, corroborando os 32% indicados por Richter et al. (1997).

IAH - grupos de parâmetros	Características do regime	Parâmetro hidrológico
Grupo 1 – Magnitudes das condições mensais: 12 parâmetros	Magnitude mensal	- Valor médio ou mediana para cada mês do calendário
Grupo 2 – Duração e magnitude dos eventos extremos anuais: 10 parâmetros	Duração e Magnitude	- Mínimo anual com 1 dia de duração - Mínimo anual com 3 dias de duração - Mínimo anual com 7 dias de duração - Mínimo anual com 30 dias de duração - Mínimo anual com 90 dias de duração - Máximo anual com 1 dia de duração - Máximo anual com 3 dias de duração - Máximo anual com 7 dias de duração - Máximo anual com 30 dias de duração - Máximo anual com 90 dias de duração
Grupo 3 - Periodicidade de eventos extremos anuais: 2 parâmetros	Periodicidade	- Data juliana do valor mínimo de cada ano - Data juliana do valor máximo de cada ano
Grupo 4 – Frequência e duração de altos e baixos pulsos: 4 parâmetros	Frequência e duração	- N° baixos pulsos no ano - Duração média (em dias) dos baixos pulsos - N° altos pulsos no ano - Duração média (em dias) dos altos pulsos
Grupo 5 - Taxa/Frequência das condições de alteração do fluxo: 4 parâmetros	Taxa de mudança e frequência	- Média de todas as diferenças positivas entre dias consecutivos - Média de todas as diferenças negativas entre dias consecutivos - N° de subidas - N° de quedas

Quadro 1: Sumário dos parâmetros hidrológicos usados como Indicadores de Alteração Hidrológica (IHA)

Fonte: adaptado de Richter et al. (1996)

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização do regime de fluxos

Rocha (2002) determinou os Indicadores de Alteração Hidrológica e os intervalos-meta de valores de vazão; estes foram novamente determinados a título de atualização, visto

que os dados utilizados por Rocha (até 2001) abrangeram apenas um curto período de funcionamento da usina hidrelétrica de Porto Primavera. Os resultados da aplicação dos dois métodos encontram-se na tabela 1.

Os índices superiores a 35% de taxa de variação (T.V.) foram considerados fora do limite aceitável de variabilidade, pois este é o percentual esperado no período pré-barramentos. Todo hidrograma pode ser dividido em uma parte que representa periodicidade e uma parte que representa aleatoriedade dos fluxos. A parte periódica é associada a processos de adaptabilidade dos organismos e a parte aleatória é associada a processos de sucessão. Nesse trabalho, com base na aleatoriedade de 35% verificada no período pré-impacto, assume-se que 65% do regime de fluxos corresponde à parte periódica do hidrograma, portanto, previsível dentro do intervalo da TAV. Portanto, valores fora do intervalo da TAV com T.V. superior a 35% são considerados fortemente alterados, independente da causalidade (por exemplo, ações antropogênicas ou mudanças climáticas).

Esse índice (35%) pode ser posteriormente verificado através da aplicação de uma ferramenta matemática chamada FFT (*Fast Fourier Transform*), que transporta a série histórica de vazões do domínio do tempo para o domínio da frequência e permite separar a parte periódica da parte aleatória do hidrograma (CRUZ, 2005).

Analisando a tabela 1, os resultados de variabilidade de magnitude mensal (grupo 1) apresentaram altos valores de alteração do regime natural do rio no período pós-barramentos, principalmente para os meses de águas baixas (junho a setembro), com elevação dos níveis mínimos médios nesse período, embora também com forte alteração nos meses de outubro e novembro. Na figura 2, observam-se os fluxos médios mensais nos períodos pré e pós-impacto para o mês de agosto, com o aumento nas vazões no período pós-barramentos muito acima do intervalo de variabilidade natural.

Os resultados da tabela 1 apontam para uma maior alteração nos períodos de águas baixas do que no período de águas altas, ou seja, a atuação dos reservatórios a montante teve maior influência na elevação dos fluxos mínimos do que na atenuação dos máximos, corroborando com os resultados de Rocha, porém com maior intensidade. Na figura 3 este fato é comprovado, com os fluxos médios mensais para o mês de fevereiro (águas altas), quando os fluxos encontram-se, em sua maioria, dentro do intervalo da taxa de variabilidade natural.

Tabela 1: Resultados dos indicadores de alteração hidrológica e das TAV's para o alto rio Paraná, estação de Porto São José, a jusante dos barramentos

		PRÉ-BARRAMENTOS				PÓS-BARRAMENTOS				TAV METAS		T.V.
		1920 - 1971 (n = 51)				1972 - 2007 (n = 36)				intervalo		(*)
		MÉDIA	DP	menor	maior	MÉDIA	DP	menor	maior	menor	maior	%
Grupo 1	JAN	10680	3381	4727	16400	11800	3851	6713	21790	7299	14070	31
	FEV	12390	3966	4662	23820	12840	4359	7391	28670	8424	16360	19
	MAR	12450	4235	5619	23590	10820	2704	6589	21150	8215	16690	17
	ABR	9501	2983	4910	18980	9904	2672	7110	17630	6518	12480	14
	MAI	6949	1901	3657	11630	8304	1830	5919	15230	5048	8850	31
	JUN	6102	1722	3473	11250	8145	2874	5463	23510	4380	7824	50
	JUL	4970	1392	2831	9020	7646	1480	4903	13170	3578	6363	89
	AGO	4179	1312	2225	8471	7255	1088	4925	10940	2867	5491	97
	SET	4108	1655	2117	10610	7465	1471	4904	13900	2453	5763	86
	OUT	4810	1804	2051	12290	7962	1766	5240	15200	3006	6615	89
	NOV	5659	1703	2173	10950	8113	1866	5441	14860	3956	7362	70
	DEZ	7378	2065	3687	12770	9103	2661	5885	17610	5313	9442	31
Grupo 2	Min 1 dia	3108	790	1840	4706	6017	816	4140	8300	2318	3898	100
	Min 3 dias	3134	800	1868	4727	6258	838	4383	8408	2334	3935	100
	Min 7 dias	3182	823	1882	4858	6585	931	4494	9317	2359	4004	100
	Min 30 dias	3467	930	1952	5524	7063	968	4832	10220	2537	4396	100
	Min 90 dias	4001	1079	2144	7057	7504	1219	4889	12450	2922	5079	97
	Max 1 dia	17000	4130	9124	30330	17490	4720	9625	33740	12870	21130	22
	Max 3 dias	16870	4140	9072	30150	17260	4780	9555	33570	12730	21020	33
	Max 7 dias	16500	4200	9013	30010	16750	4870	9324	33220	12300	20690	33
	Max 30 dias	14610	3850	7052	26290	14450	4290	8452	28510	10760	18460	33
	Max 90 dias	12310	3427	5965	21670	11760	2892	7692	23710	8883	15740	17
Grupo 3	Julian min	259	49	1	341	218	95	2	312	210	309	56
	Julian máx	60	50	9	366	56	34	22	89	10	110	11
Grupo 4	Nº baixos pulsos	1	2	0	7	0	0	0	0	0	3	100
	Duração baixos pulsos	35	38	1	163	0	0	0	0	-3	73	100
	Nº altos pulsos	2	1	0	5	3	2	0	10	1	3	56
	Duração altos pulsos	29	26	2	102	18	16	2	58	3	55	8
Grupo 5	Taxa de queda	-213	44	-321	-131	-395	97	-576	-171	-257	-169	97
	Nº de quedas	24	8	13	54	62	13	33	82	16	32	100
	Taxa de subida	287	62	168	418	385	94	212	575	225	348	61
	Nº de subidas	24	8	15	54	62	13	33	82	16	32	100

(*) T.V. = taxa de variação, sendo admitido o máximo de 35%. Valores maiores do que 35% em vermelho na tabela, evidenciando a alteração no regime de pulsos.

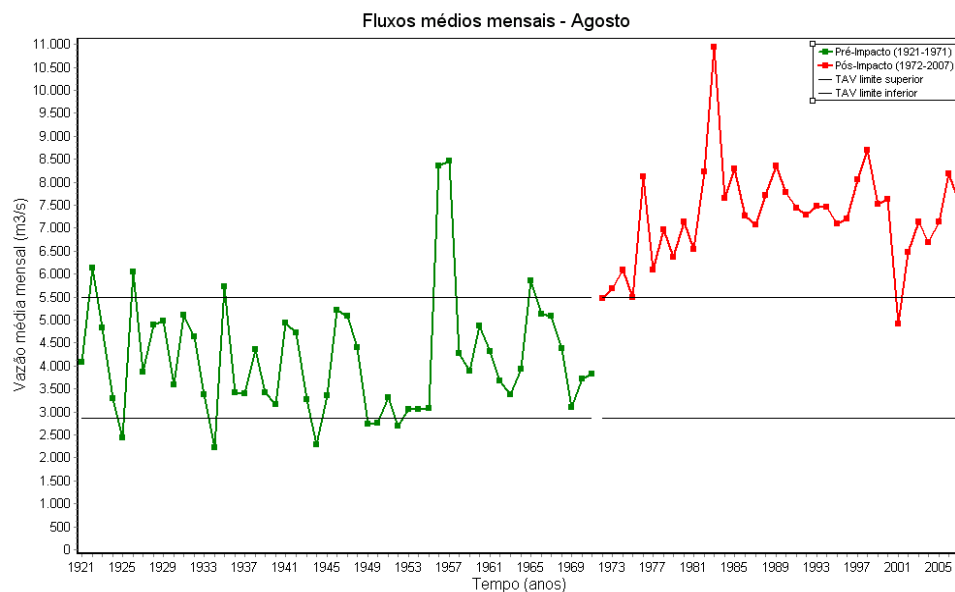


Figura 2 – Fluxos médios mensais da série histórica para o mês de agosto – estação de Porto São José

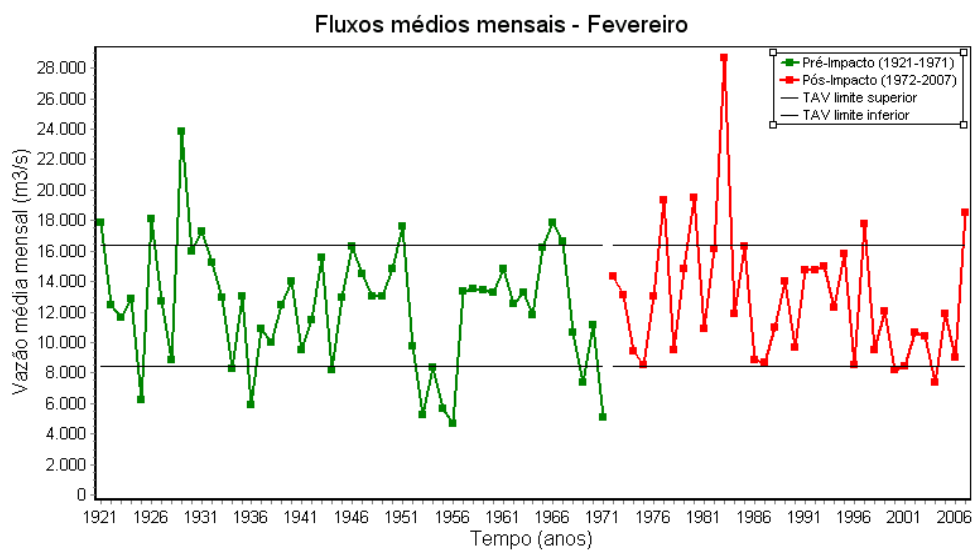


Figura 3 – Fluxos médios mensais da série histórica para o mês de fevereiro – estação de Porto São José

A magnitude e duração dos eventos extremos mínimos anuais (grupo 2) evidencia mais uma vez a elevação dos valores mínimos quando se compara os períodos pré e pós-impacto. Quanto aos eventos máximos anuais, no período pós-barramentos, ocorreu elevação dos valores da coluna “menor” e não ocorreu diminuição dos valores da coluna “maior” quando comparados com o período pré-impacto, mesmo com a regularização de vazões, devido a um conjunto de fatores. Ocorreu aumento da precipitação média no período posterior

a 1970, alterações na ocupação e uso do solo (troca de áreas de floresta por áreas agrícolas e urbanas), com conseqüente diminuição da evapotranspiração, aumento da infiltração da água de chuva e aumento do escoamento superficial, o que geram eventos extremos máximos com valores mais elevados (MÜLLER et al., 1998).

Observa-se, na tabela 1, que os eventos extremos mínimos apresentaram alteração significativa (próxima ou igual a 100%). Nas figuras 4 e 5 são mostradas as vazões mínimas de 1 e de 30 dias de duração para os períodos pré e pós-impacto.

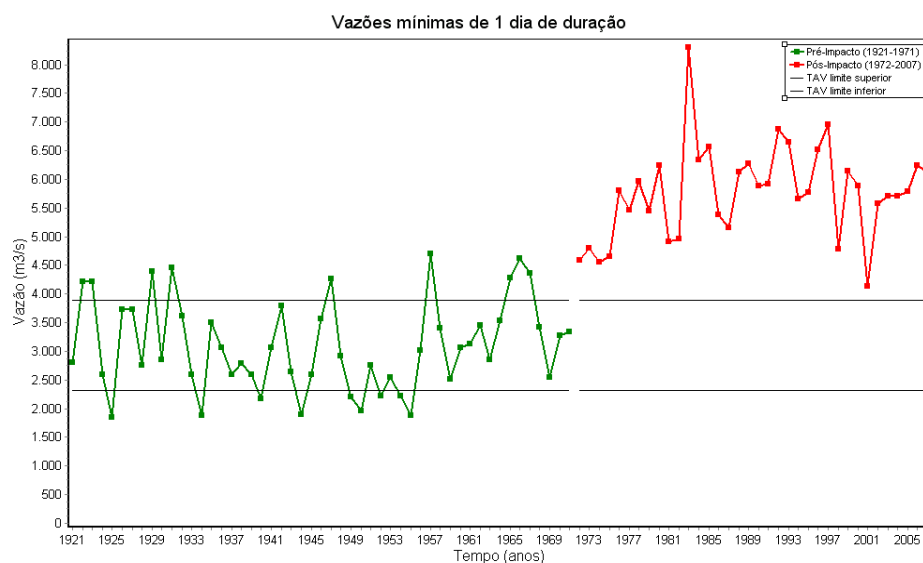


Figura 4 – Vazões anuais mínimas de 1 dia de duração

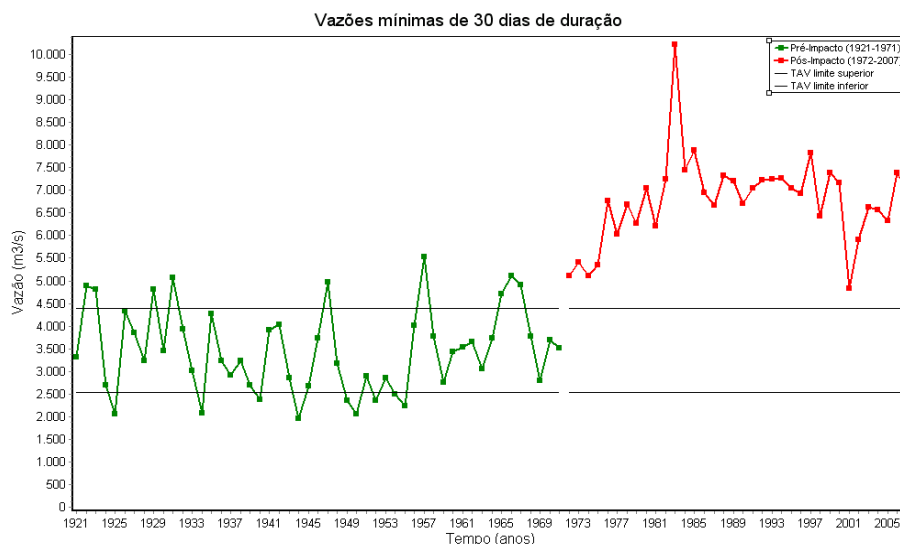


Figura 5 – Vazões anuais mínimas de 30 dias de duração

Nas figuras 6 e 7 são mostradas as vazões máximas de 1 e de 30 dias de duração para os períodos pré e pós-impacto. Observa-se que os eventos extremos máximos, que no estudo

de Rocha apresentaram alterações de taxa de variação maiores do que 35%, agora encontram-se dentro do limite aceitável, também explicado pela regularização de vazões.

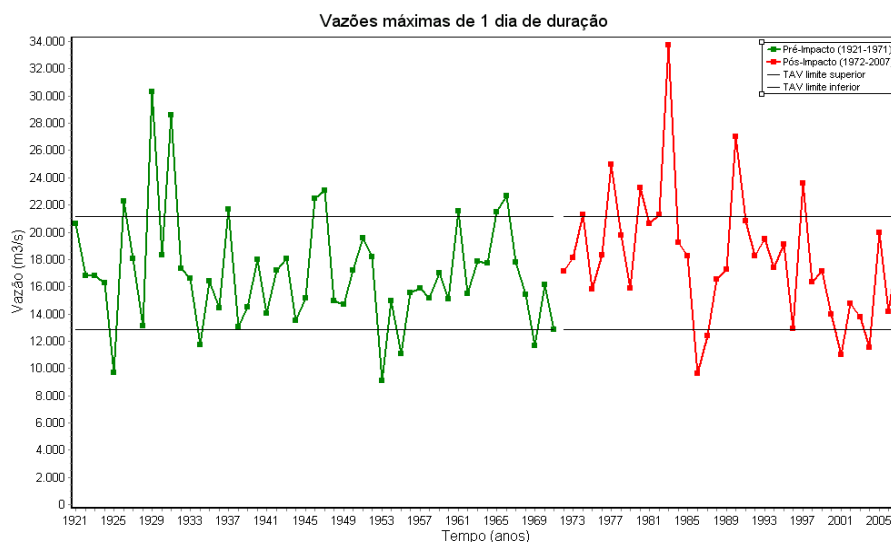


Figura 6 – Vazões anuais máximas de 1 dia de duração

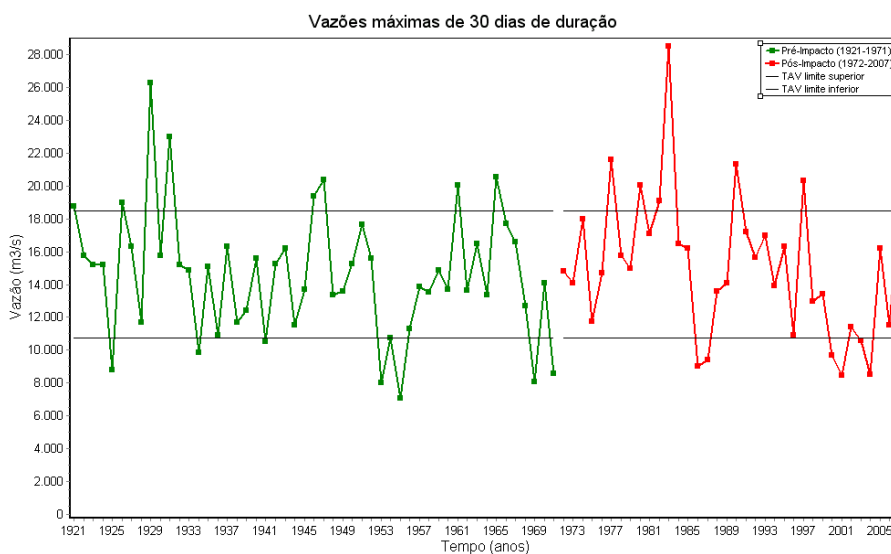


Figura 7 – Vazões anuais máximas de 30 dias de duração

A periodicidade dos eventos extremos (grupo 3) indica quando os eventos extremos se iniciam e se findam, e os resultados da tabela 1 indicam forte alteração apenas para os eventos de extremos mínimos; no entanto, aparentemente, os eventos no período pós-impacto passaram a ocorrer em uma época distinta, principalmente os eventos de extremos máximos. Corroborando o estudo realizado por Rocha (2002), ocorreu aumento da variabilidade temporal dos eventos de extremos mínimos (figura 8), e uma diminuição da variabilidade temporal dos eventos de extremos máximos (figura 9).

Desta forma, os eventos de mínimos passaram a ser menos previsíveis e os de máximos passaram a ser mais previsíveis (menor variabilidade), ao contrário do que se observava no período natural. Apesar disso, comparando com os valores obtidos por Rocha, o “menor” e o “maior” valor dos eventos de extremos máximos variou de 10 a 143 para 22 a 89, ou seja, eventos que poderiam ocorrer de janeiro até maio apresentam possibilidade de ocorrência de janeiro até março (cerca de 1 mês e meio de diferença). Isso significa que ocorreu alteração no início e na duração das cheias (cheias que poderiam iniciar-se janeiro e findar-se em maio não mais ocorrem e cheias que poderiam iniciar-se em abril ou maio também não mais ocorrem).

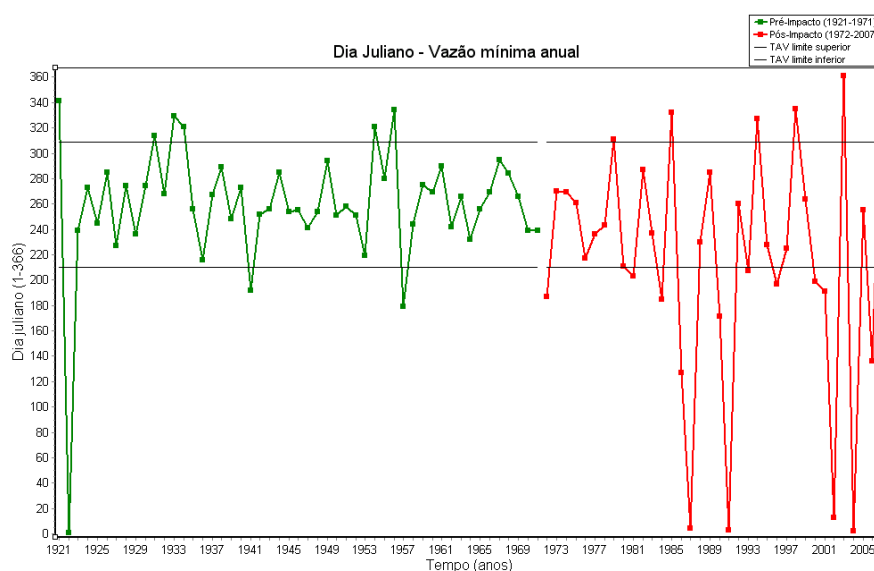


Figura 8 – Dia Juliano de ocorrência de vazão mínima anual

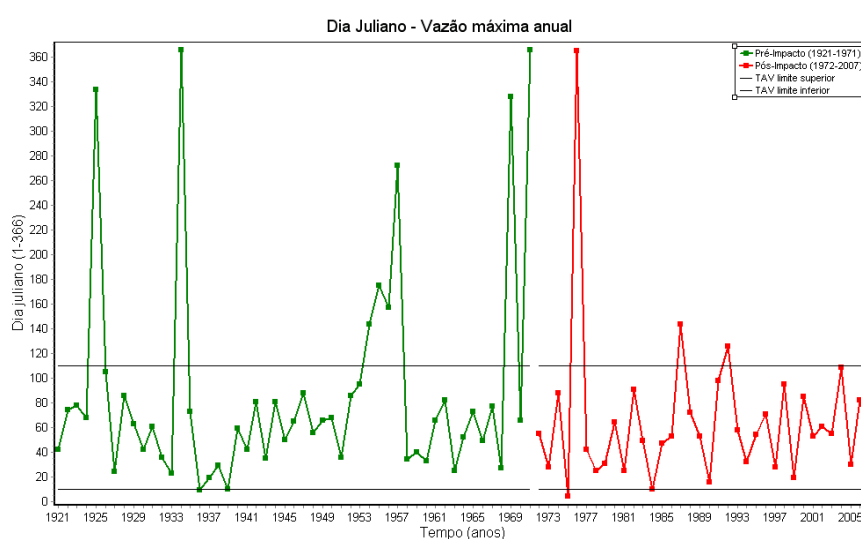


Figura 9 – Dia Juliano de ocorrência de vazão máxima anual

O grupo 4 representa a frequência e duração de altos e baixos pulsos e observa-se, na figura 10, que os baixos pulsos não mais ocorreram no período pós-impacto. Quando se analisa a TAV para a frequência de baixos pulsos (-0,3 a 2,9), uma frequência igual a zero pode ser considerada matematicamente dentro do intervalo-meta.

No entanto, percebe-se que a inexistência dos baixos fluxos não pode ser considerada aceitável, pois o intervalo-meta estabelece que algumas vezes eles devam ocorrer. Portanto, a interpretação física é que ocorreu uma taxa de variação de 100% com relação ao período pré-impacto. Como a duração dos baixos pulsos não pôde ser computada no período pós-impacto, conforme mostrado na figura 11, a taxa de variação também foi de 100%.

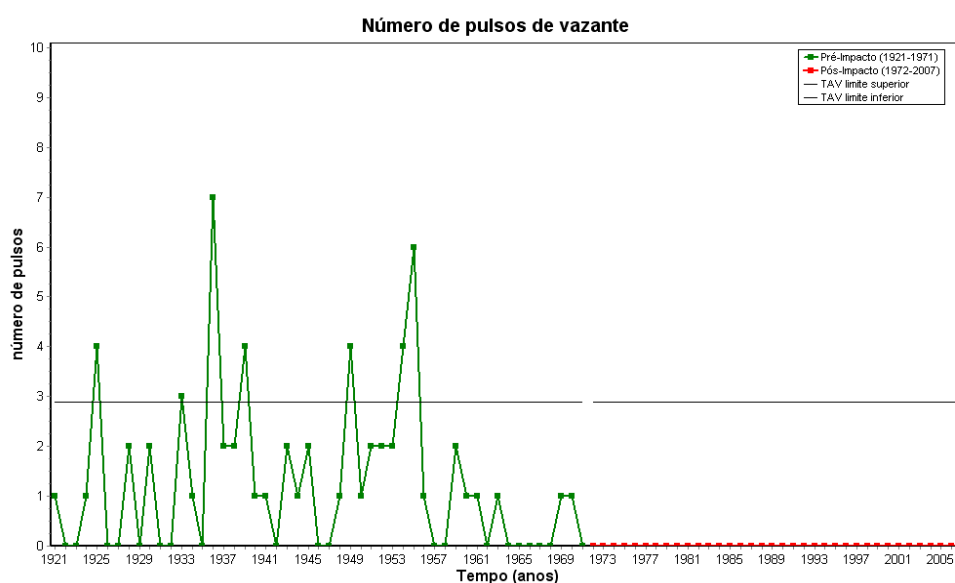


Figura 10 – Número de pulsos de vazante por ano nos períodos pré e pós-impacto

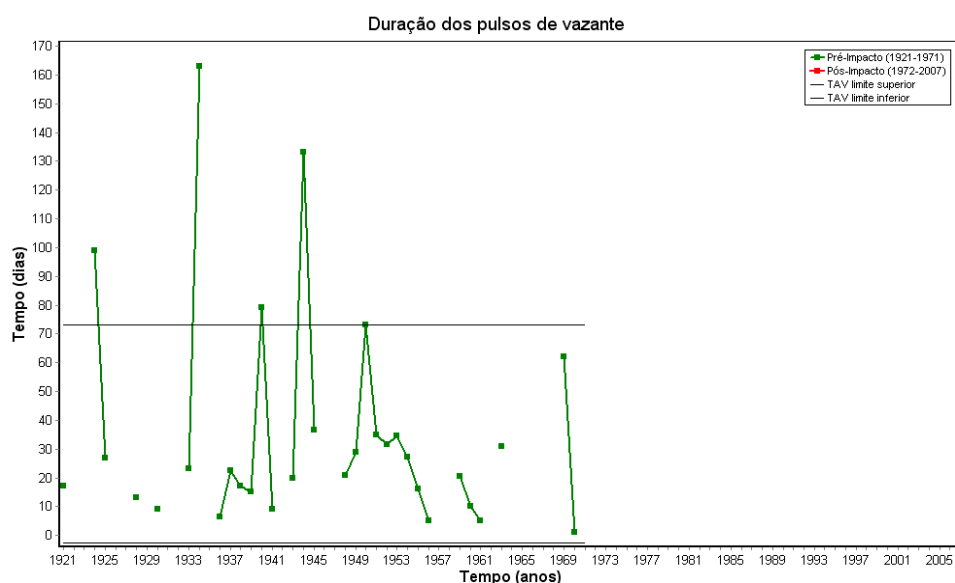


Figura 11 – Duração dos pulsos de vazante no ano nos períodos pré e pós-impacto

A frequência dos altos pulsos apresentou alta variabilidade, conforme figura 12, excedendo o limite de variabilidade aceitável. Com relação à duração dos altos pulsos, os valores mostrados na figura 13 situaram-se dentro do intervalo-meta, com variabilidade acentuadamente menor do que o período pré-impacto, ou seja, os altos pulsos no período pós-impacto apresentaram duração menor do que os do período pré-impacto.

Comparando com o intervalo-meta obtido por Rocha (2002) para a duração dos altos fluxos, que foi de 10 a 75 dias, constatou-se uma redução no intervalo-meta para 3 a 55 dias, ou seja, os pulsos de cheias que apresentam menor magnitude e menor duração e que são abundantes no período pós-impacto provocaram esta redução no intervalo-meta.

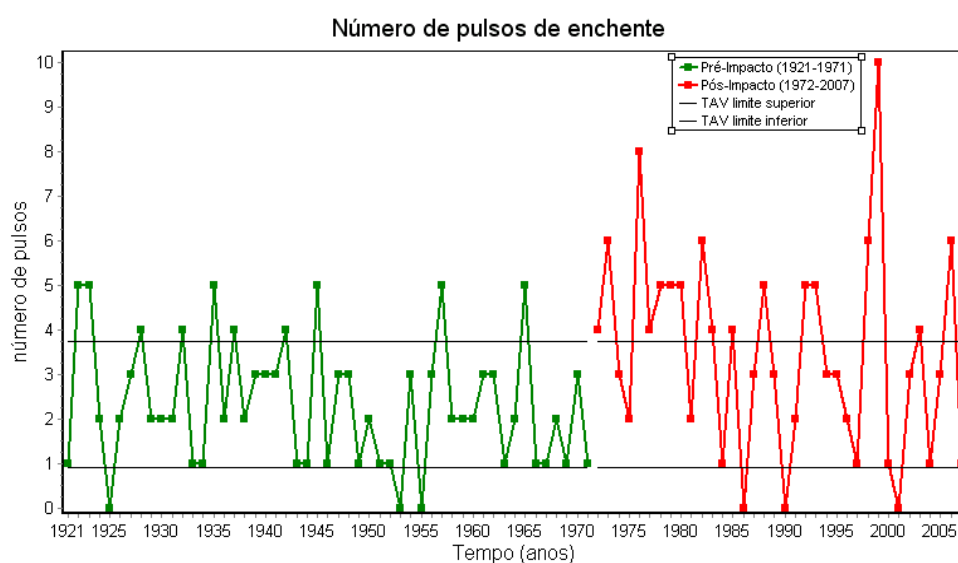


Figura 12 – Número de pulsos de enchente por ano nos períodos pré e pós-impacto

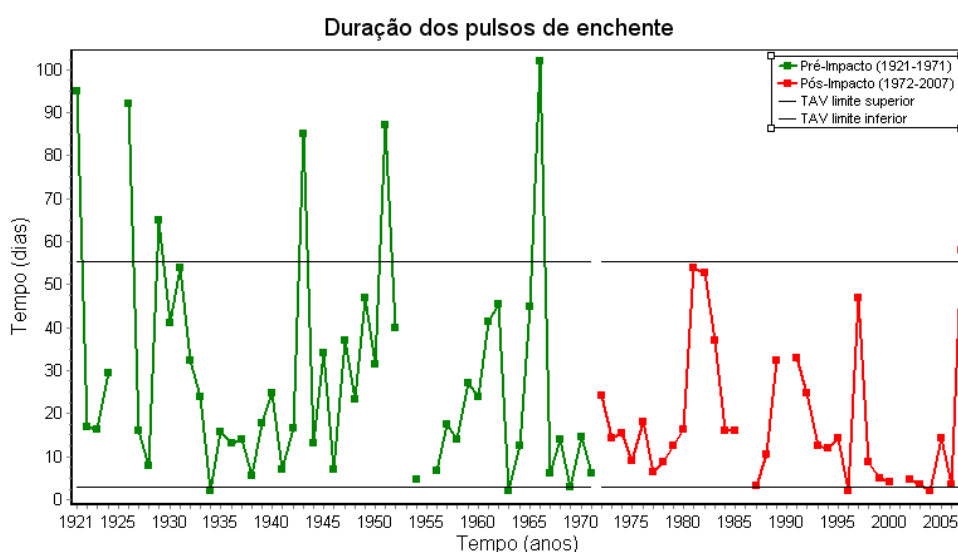


Figura 13 – Duração dos pulsos de enchente no ano nos períodos pré e pós-impacto

O grupo 5 está relacionado às variações diárias de queda (ou elevação) de vazão, expressa em média anual. Na figura 14 são mostradas a taxa média de elevação diária das vazões e na 15 a taxa média de diminuição diária das vazões. Analisando o período pré-impacto nas figuras 14 e 15, nota-se que as variações diárias de vazão apresentaram padrão lento no período natural, ou seja, praticamente não ocorreram quedas (ou elevações) súbitas das vazões e as variações de subida apresentaram magnitudes maiores do que as de queda.

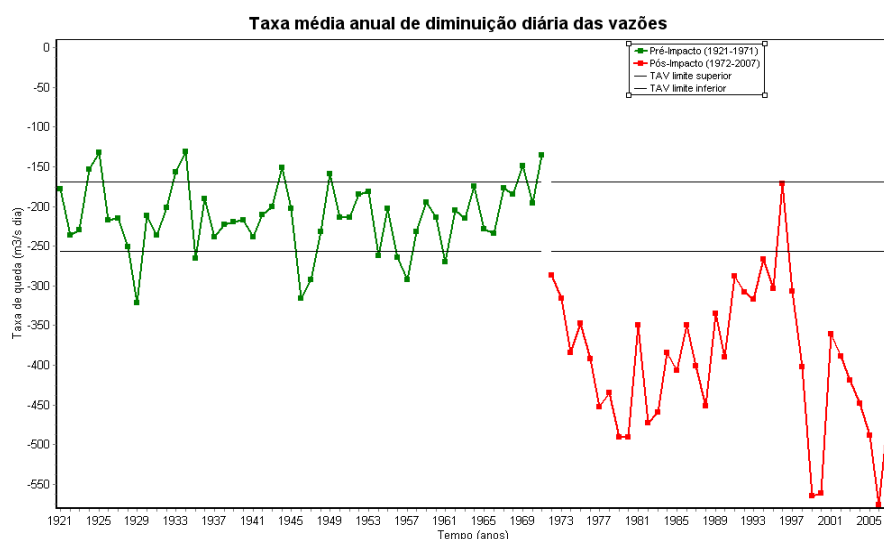


Figura 14 – Taxa média anual de diminuição diária das vazões

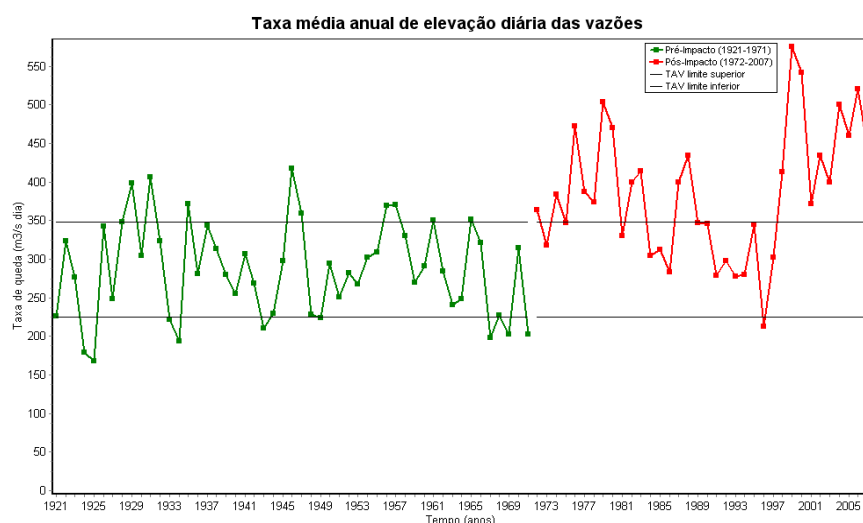


Figura 15 – Taxa média anual de elevação diária das vazões

No período pós-impacto, nota-se que a taxa média anual de diminuição das vazões apresentou apenas um valor dentro do intervalo-meta (figura 14). A taxa média anual de elevação das vazões apresentou a maior parte de seus valores fora do intervalo-meta, porém com menor alteração (figura 15), o que significa que o fluxo no rio Paraná diminuiu a uma taxa

diária de magnitude maior do que a taxa com que se eleva (ROCHA, 2002). Além disso, as variações maiores nas magnitudes no período pós-impacto revelam que atualmente podem ocorrer quedas (ou elevações) diárias súbitas nos valores de vazão no rio. Essa alta variabilidade diária das vazões foi comprovada por SOUZA FILHO et al. (2004) que, utilizando informação da régua de Porto Rico, a jusante de Porto São José, registraram que tal variação oscilou entre 10 a 30 cm em 42% dos dias entre 01/01/00 e 30/06/2001, chegando a atingir até 1,12 m em um período de 12 horas. No entanto, devido à característica de aleatoriedade das vazões, não se pode afirmar que essa variabilidade diária é recorrente, necessitando de monitoramento para tal afirmação.

Funções ecológicas dos atributos das vazões

Os atributos de magnitude, frequência, duração, periodicidade e taxa de mudança das vazões geram implicações ecológicas nos ecossistemas aquáticos, dependendo de sua ocorrência em diferentes níveis, o que promove diferentes cenários. Algumas espécies são beneficiadas pela ocorrência de um determinado cenário, enquanto outras são prejudicadas.

O princípio que norteia a manutenção do regime de fluxo natural é que esse regime era responsável pela manutenção dos atributos característicos de cada rio, ou seja, esse regime contém todos os elementos que balanceiam as necessidades de diferentes grupos de organismos, uma vez que essas, em termos de ótimos ecológicos, muitas vezes são opostas (CRUZ, 2005). Assim, o fluxo natural promove uma mistura de “anos bons” e “anos ruins” para cada espécie, permitindo a manutenção das comunidades em um macrossistema fluvial (COLLISCHONN et al., 2005).

Esse princípio é contrário a vários métodos para determinação de vazão mínima remanescente em rios (hidrológicos, hidráulicos, classificação de habitats), pois esses métodos baseiam-se na determinação de vazões mínimas constantes e que, na melhor das hipóteses, beneficiem uma ou poucas espécies individuais. No entanto, o que é benéfico para essas espécies pode não ser para o ecossistema e o que é benéfico para o ecossistema pode não trazer benefício consistente para espécies individuais (POFF et al., 1997).

No Quadro 2, são apresentadas funções ecológicas derivadas dos atributos das vazões em um macrossistema fluvial com planície de inundação.

Atributos das vazões	Funções ecológicas
Magnitudes das vazões	<ul style="list-style-type: none"> • variação na disponibilidade de habitats • variação nas características limnológicas (temperatura da água e concentração de oxigênio dissolvido); • disponibilidade de água para dessedentação de animais terrestres; • condição de passagem de peixes para áreas de alimentação e desova; • recrutamento de vegetação ripária; • alteração de acessibilidade de predadores aos locais de ninhos; • alteração no tamanho de áreas secas utilizadas por algumas espécies como fontes de alimento (predação) ou abrigo.
Duração e magnitude dos eventos extremos mínimos – nível de seca	<ul style="list-style-type: none"> • permite o recrutamento de certas espécies de plantas; • estruturação dos ecossistemas aquáticos pela interação entre os fatores abióticos e os fatores bióticos, como condições estressantes com baixa concentração de oxigênio dissolvido; • situações de stress hídrico para plantas; • pode provocar desidratação em animais que se utilizam do recurso hídrico; • elimina espécies invasivas e introduzidas das comunidades aquáticas e ribeirinhas; • concentra presas em áreas limitadas, favorecendo predadores.
Duração e magnitude dos eventos extremos máximos – grandes inundações	<ul style="list-style-type: none"> • estruturação da morfologia do canal e das condições físicas do rio; • promove ocorrência de trocas de nutrientes entre rio e planície de inundação; • mudanças nas características limnológicas; • provê migração e desova de peixes; • precipita nova fase do ciclo de vida, por exemplo, para insetos; • permite a desova de peixes na planície de inundação (berçário para peixes juvenis); • mantém diversidade do tipo de plantas, dependentes da tolerância da espécie à inundação; • controla a distribuição e abundância de plantas na planície de inundação; • molda os habitats físicos da planície de inundação; • elimina espécies invasivas e introduzidas das comunidades aquáticas e ribeirinhas; • dirige o movimento lateral do canal do rio, formando novos habitats (canais secundários, lagoas marginais); • fornecimento prolongado de umidade para plantas recém-germinadas.
Periodicidade de eventos extremos – nível de seca ou grandes inundações	<ul style="list-style-type: none"> • influencia a compatibilidade entre o hidroperíodo e o ciclo de vida dos organismos aquáticos, os quais têm seus ritmos reprodutivos ajustados para a época em que a inundação e/ou a seca ocorre; • afeta a previsibilidade e possibilidade de prevenção de situações estressantes para os organismos; • época de acesso à habitats especiais durante a reprodução ou para evitar a predação e a desova de peixes migradores.
Frequência e duração de vazões altas	<ul style="list-style-type: none"> • molda a física do canal; • determina o tamanho dos grãos do substrato do fundo do canal; • previne que a vegetação ripária invada o canal; • restaura as condições de qualidade da água após longos períodos de águas baixas (carreando poluentes e resíduos); • oxigena ovos em cascalhos onde ocorre desova, prevenindo a saltitação.
Frequência e duração de vazões baixas – nível normal	<ul style="list-style-type: none"> • suporta organismos que vivem em sedimentos saturados; • mantém níveis do lençol freático na planície de inundação e umidade do solo para plantas; • provê dessedentação de animais; • mantém ovos de peixes e anfíbios em suspensão; • provê disponibilidade de habitats na planície de inundação para alguns organismos aquáticos.
Taxa/Frequência das condições de alteração diária do fluxo	<ul style="list-style-type: none"> • define quão agressivos e com que frequência ocorrem perturbações hidrológicas imprevisíveis (coeficiente de variabilidade diário); • afeta a densidade de organismos que necessitam de maior tempo de <i>turnover</i>; • altera a taxa de erosão dos bancos fluviais, podendo ocasionar a ocorrência do processo de <i>pipping</i>.

Quadro 2 – Funções ecológicas derivadas dos atributos das vazões

Fonte: modificado de Postel e Richter (2003)

Algumas respostas do ecossistema aquático na planície de inundação do alto rio Paraná às alterações no regime de fluxos

O rio Paraná, devido à retenção de sedimentos e de nutrientes nos reservatórios situados a montante de sua planície de inundação, é atualmente um ambiente consideravelmente pobre em concentração de fósforo, mas com altas concentrações de N-nitrato. Apresenta também alta transparência da água, demonstrada pelas profundidades obtidas pelas medições com disco de Secchi e valores altos de condutividade elétrica (THOMAZ et al., 2002).

No período de águas baixas, há existência de elevadas biomassas fitoplanctônicas nas lagoas, elevadas concentrações de oxigênio dissolvido e o pH é alcalino. Neste período, as funções de força locais fazem com que as diferenças limnológicas entre os ambientes sejam potencializadas. Por outro lado, a variabilidade das características limnológicas entre os habitats (canal principal, secundários e lagoas) diminui com o aumento do nível d'água, o que sugere que altos fluxos aumentam a similaridade entre os habitats da planície (THOMAZ et al., 2007a), devido à conectividade. O conceito de conectividade lateral refere-se à transferência de matéria, energia e/ou organismos entre os ambientes (PRINGLE, 2003).

No entanto, não deve ser considerada apenas a magnitude dos fluxos (ocorrência de conectividade entre o rio e os ambientes) para afirmar o aumento de similaridade entre os ambientes; deve-se considerar também a duração, a frequência e a periodicidade (recorrência, sazonalidade, previsibilidade) de vazões que promovam essa similaridade.

Por exemplo, embora a cheia seja uma perturbação capaz de mudar a composição dos habitats, verificou-se que, para as assembleias de macrófitas aquáticas, as cheias que ocorreram nos anos de 2005 e de 2007 na área de estudo não foram capazes de alterar de forma significativa a estrutura das assembleias. Provavelmente o tempo de duração dos altos pulsos não tenha sido suficiente para isto e, diante da alta resiliência que as comunidades de macrófitas apresentam, as mudanças que ocorreram não foram significativas e, portanto, não puderam ser detectadas (THOMAZ et al., 2007b). Por outro lado, com relação aos organismos bênticos, durante as cheias de 2005 e 2007, nos ecótopos diretamente ligados ao rio Paraná, o pulso de inundação afetou diretamente a densidade dos organismos bênticos, que apresentaram baixíssima densidade. Portanto, a similaridade entre habitats, em um dado momento, depende das condições iniciais (abióticas e de estrutura das comunidades), dos atributos de magnitude, duração e frequência da perturbação e da resiliência dos organismos.

A medição de nível na área de estudo ocorre apenas duas vezes ao dia, resultando em um valor de vazão média diária. No entanto, foram constatadas variações bruscas no nível

d'água em intervalos pequenos de tempo (SOUZA FILHO et al., 2004). Aumentos repentinos de nível com curta duração (variabilidade diária constatada no grupo 5) podem promover conectividade, porém, sem duração suficiente para promover similaridade. Por outro lado, se tais aumentos repentinos forem muito freqüentes, a similaridade pode ocorrer ainda que, no geral, considere-se o período como sendo de conectividade baixa. Se, ao invés de aumentos repentinos com curta duração ocorrerem diminuições de nível (repentinos e com curta duração), pode acarretar em não conectividade mesmo que teoricamente o período seja de conectividade maior. Desta forma, a posição topográfica de cada ambiente é decisiva para determinar a ocorrência de conectividade nessa situação, e, conseqüentemente, a similaridade entre o rio e seus ambientes. Para monitorar essa possibilidade de grande variabilidade diária, devem ser instalados sensores automáticos de medição de nível na área de estudo.

Um efeito importante da variabilidade diária observada na área de estudo é a alteração contínua do nível do lençol freático, responsável pelos pulsos hiporréicos, que sendo um componente do pulso hidrossedimentológico, também desempenha um papel estruturador. A constante variação do nível hidrométrico, tanto no decorrer do dia como entre os dias e períodos hidrológicos, altera a taxa de erosão dos bancos fluviais, manifestando-se na maior intensidade de ocorrência do processo de *pipping*. Esse processo consiste na formação de orifícios cilíndricos nos diques marginais que drenam a água retida na várzea e material particulado, aumentando o gradiente hidráulico no sentido várzea-rio e afetando assim o tempo de residência da água na planície (ARENAS-IBARRA, 2008).

Outro importante efeito da variabilidade diária dos fluxos constitui-se no possível isolamento de lagos que concentram grande quantidade de alevinos; alguns dos lagos da planície secam completamente durante essas flutuações de nível, ocasionando alta mortalidade de larvas de peixes e de alevinos (AGOSTINHO et al., 2008).

Além dos atributos de freqüência e duração de vazão, deve-se ainda considerar o intervalo entre pulsos, ou seja, a recorrência (periodicidade) da cheia. A recorrência das cheias é determinante, por exemplo, para a sucessão de macrófitas nas lagoas da planície; por sua vez, diferenças na composição de espécies de macrófitas podem conduzir a diferentes assembléias de plâncton (THOMAZ et al., 2007a).

Como na área de estudo os eventos extremos mínimos deixaram de ocorrer (ver figura 10 – número de pulsos de vazante), o alagamento contínuo de algumas partes da planície que antes mantinham-se secas deve influenciar a estrutura da vegetação ripária, além de diminuir a zona de transição aquática-terrestre (*Aquatic Terrestrial Transition Zone* – ATTZ).

A redução dos fluxos (ou a ausência de eventos extremos mínimos) pode também contribuir positivamente para o domínio de espécies invasoras, que podem causar a extinção de espécies nativas. Por exemplo, *Egeria najas* é a macrófita submersa nativa dominante no alto rio Paraná, enquanto *Hydrilla verticillata* invadiu esse sistema recentemente. Em amostragens realizadas no rio Paraná e em duas lagoas ribeirinhas, observou-se que *H. verticillata* não se desenvolveu nas lagoas, aparentemente devido a elevada proporção de matéria orgânica no sedimento. No rio, a existência e operação dos reservatórios em cascata a montante alteraram características como a transparência da água (águas transparentes devido à retenção de sedimentos nos reservatórios) e a composição do substrato, permitindo que *H. verticillata* domine as amostragens no rio, aparentemente suprimindo *E. najas*. Assim, existem evidências de que *E. najas* tenda a dominar as lagoas enquanto *H. verticillata* é competitivamente superior no rio. Após a perturbação da cheia ocorrida em 2007, *E. najas* e *H. verticillata* iniciaram o processo de regeneração praticamente ao mesmo tempo, mas *H. verticillata* obteve taxas de aumento de biomassa bem maiores evidenciando que essa espécie exótica pode exercer pressão competitiva sobre a nativa. O fato de *H. verticillata* dominar no rio enquanto *E. najas* predomina nas lagoas explica em parte a rápida recuperação da primeira, pois nas lagoas a turbidez da água após a inundação da planície permaneceu por mais tempo do que no rio (papel diluidor do rio Paraná, com águas transparentes) e nenhuma recuperação significativa das plantas foi observada até nove meses após a inundação, época em que se encerrou esse estudo. No rio, a recuperação começou cinco meses após a cheia de 2007 (SOUSA, 2009).

Outra modificação observada na área de estudo está também relacionada com a constante chuva de propágulos de espécies submersas de macrófitas aquáticas provenientes dos reservatórios a montante, a qual, associada com a estabilização dos níveis de água pela regularização da vazão, faz com que os habitats associados a esse rio sejam colonizados por espécies pertencentes a esse grupo ecológico (macrófitas submersas). Devido a isto, um grupo taxonômico de fitoplâncton (*Zygnemaphyceae*), que é comumente encontrado próximo a bancos de macrófitas submersas, tem apresentado um notável incremento progressivo no número de táxons no canal principal do rio Paraná e nos ambientes lênticos a ele conectados (TRAIN et al., 2007).

Na área de estudo, nas lagoas que se conectam ao rio Paraná no período de águas altas, a despeito do aporte de nutrientes pelo material em decomposição proveniente da planície, ocorre um decréscimo acentuado nas concentrações de fósforo nas lagoas. Isto ocorre porque a baixa concentração de fósforo no rio Paraná, decorrente da existência dos reservatórios em

cascata que retêm o sedimento, faz com que o rio atue como um agente diluidor, quando ocorre conexão com as lagoas pertencentes a este sistema fluvial. Assim, as reduzidas concentrações de fósforo do rio Paraná provavelmente irão contribuir para a oligotrofização da planície a longo prazo, pois afetam a produtividade (THOMAZ et al., 2002).

O aparente papel diluidor do rio Paraná é motivo de preocupação e deve ser monitorado de forma cuidadosa e contínua; pois, comprovada esta situação, apenas estabelecer a restauração do regime natural é insuficiente para manutenção da biodiversidade nativa e da integridade do ecossistema e a questão da qualidade da água talvez seja um problema tão grande quanto a questão da falta de grandes cheias.

Por outro lado, as diferenças na posição topográfica em pontos de uma planície determinarão frequência, intensidade e duração diferentes das potamofases e das limnofases (CASCO, 2005). Portanto, a posição topográfica de cada ambiente é decisiva para determinar a real influência do papel diluidor exercido pelo rio Paraná. Ao mesmo tempo em que ocorre o aparente papel diluidor do rio Paraná em relação aos ambientes a ele conectados, a planície de inundação age como um agente que aporta nutrientes ao rio durante uma inundação; a questão é se a quantidade de nutrientes que é aportada ao rio é benéfica o suficiente para manter a integridade desse sistema. Por exemplo, na ocorrência do pulso de inundação de 2007, a água do rio Paraná aparentemente recebeu considerável aporte de nutrientes e matéria em suspensão da planície, evidenciado por aumentos de fósforo e nitrogênio e por aumento de turbidez (SOUSA, 2009), o que deve ter acarretado implicações nos processos de estruturação das comunidades de macrófitas aquáticas, fitoplâncton, zôoplancton, organismos bênticos e peixes no rio após essa perturbação.

Os altos pulsos no período pós-impacto apresentaram duração menor do que os do período pré-impacto, ou seja, as cheias, além de menos intensas, tornaram-se também menos duradouras. Esse fato pode acarretar implicações sérias, como influências no tamanho dos organismos (que necessitem de cheias mais duradouras para se desenvolver) e na predação.

Com relação aos peixes, diante da regularização das vazões promovida pelos reservatórios a montante, as espécies de peixes dominantes atualmente na planície têm hábitos estritamente sedentários, algumas com cuidado parental e outras com fecundação interna, ou migram curtas distâncias. As espécies encontradas completam todas as etapas do ciclo de vida nos ambientes da planície de inundação (JULIO JUNIOR et al., 2007). O declínio nas populações de espécies migratórias de peixes deve-se ao fato de que essas espécies requerem certos tipos de habitats e condições hidrológicas particulares para completar seu ciclo de vida e a construção de barragens pode obstruir o acesso a algum habitat essencial ou

eventualmente alterar as condições ambientais que são determinantes no sucesso reprodutivo (AGOSTINHO et al., 2003; SANCHES et al., 2006; AGOSTINHO et al., 2008).

De fato, a atenuação dos picos de grandes cheias deve ter restringido o número de habitats disponíveis na planície quando comparados com o regime natural, além do importante fator de que a barragem é um obstáculo à migração. Para mitigar esse efeito, algumas barragens possuem estruturas hidráulicas para permitir a transposição do obstáculo rio acima (escadas para peixes, elevadores). No entanto, tais estruturas podem funcionar como armadilhas ecológicas para os peixes migradores, pois promovem a transferência de populações de peixes de ambientes com alta qualidade ambiental (ribeirinhos) para ambientes com baixa qualidade (reservatórios), conduzindo à diminuição do *fitness* individual (PELICICE; AGOSTINHO, 2008).

No estudo realizado por Sanchez et al. (2006), relativo à densidade de larvas de peixes migradores na mesma área de estudo considerada nesse trabalho, os resultados mostraram que ocorreu redução na densidade ou mesmo ausência de espécies migradoras no rio Paraná depois do fechamento do reservatório de Porto Primavera e aumento de densidade dessas espécies em pontos do rio Ivinheima (e em sua área de influência), o que revela que o rio Paraná não apresenta condições favoráveis para a desova de peixes migradores. O principal motivo parece ser a barreira física imposta pela barragem, que impede a continuidade de migração rio acima e, quando locais favoráveis não são encontrados, a desova não ocorre.

As alterações no regime de fluxos observadas na área de estudo, ou seja, mudanças na periodicidade do pulso (pulsos que se iniciam mais tarde), na amplitude e na duração das cheias (possuem amplitude e duração menores) são muito importantes para a ictiofauna, pois há um alto grau de sincronismo entre as cheias e os principais eventos do ciclo reprodutivo (migração, desova e desenvolvimento de juvenis). As alterações no regime de fluxos sugerem que as migrações atualmente iniciam-se mais tardiamente do que no regime natural, com menores possibilidades de sucesso de recrutamento e de disponibilidade de recursos alimentares para o desenvolvimento de juvenis.

Para a área de estudo, cheias com duração de mais de 75 dias que ocorram entre setembro e março favorecem as espécies migradoras (AGOSTINHO et al., 2008), onde cheias duradouras (próximas a três meses) com nível de água de no mínimo 450 cm na régua da estação fluviométrica Porto São José são necessárias para manutenção das abundâncias do guilda piscívoro e de *Prochilodus lineatus* (PIANA, 2008). Por exemplo, para *P. lineatus*, as alterações ocorridas no regime de fluxos ocasionaram decréscimo de fração de ocupação dessa espécie em lagoas da planície, sendo possível inferir que pulsos de cheias de grande

magnitude e duração são importantes para manter a persistência de *P. lineatus* na planície (GUBIANI et al., 2007). Para os piscívoros, de uma maneira geral, a ocorrência dos pulsos de cheia exerce um papel fundamental no recrutamento, na disponibilidade de recursos alimentares para suas fases iniciais, na atenuação do canibalismo e da predação intra-guilda (LUZ-AGOSTINHO, 2005). Por outro lado, a estiagem eleva a disponibilidade de alimentos com maior qualidade nutricional para os piscívoros (ABUJANRA, 2007). Esses resultados sugerem que a situação ótima para os piscívoros é a ocorrência de alternância de cheias e de períodos de estiagem.

As profundas alterações no substrato do leito do rio Paraná devido à barragem de Porto Primavera podem ter provocado o desaparecimento de espécies intersticiais dos organismos bênticos. O aumento de espécies invasoras como o mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) pode ser decorrente das alterações ambientais (redução das grandes inundações e inexistência de eventos extremos mínimos), porém, é preciso um tempo mais longo de monitoramento para avaliar se todas as mudanças ocorridas foram por causas naturais ou decorrentes de ações antropogênicas (TAKEDA et al., 2007).

Embora a alteração no regime de fluxos afete de forma diferente cada grupo de organismos (por exemplo, macrófitas com longo ciclo de vida e fitoplâncton com curto ciclo de vida), a interrupção de conectividade entre o rio e seus ambientes é prejudicial para a biodiversidade como um todo, quando se considera escalas de tempo de médio e longo prazo devido à redução nas trocas de propágulos entre os habitats. Além disso, períodos prolongados de baixos níveis podem maximizar a competição, conduzindo a extinções de espécies locais (THOMAZ et al., 2007a).

Bunn e Arthington (2002) propuseram quatro princípios básicos que esclarecem o modo como o regime de fluxos influencia a biodiversidade aquática. O primeiro princípio é que a vazão é o principal fator determinante da disponibilidade física de habitats, os quais, por sua vez, são os maiores determinantes da composição biótica. Citam como exemplo a relação entre alterações no regime de fluxos e macrófitas aquáticas: a regularização de vazões conduz a fluxos relativamente estáveis ao longo de todo o ano, o que favorece o crescimento excessivo de macrófitas aquáticas submersas (como observado na área de estudo). O segundo princípio estabelece que espécies aquáticas desenvolvem estratégias de história de vida em resposta direta aos regimes naturais de fluxos. Dessa forma, a previsibilidade de ocorrência de cheias é essencial para essas espécies, além da influência do regime de fluxos no recrutamento e crescimento dessas espécies. O terceiro princípio estabelece que a manutenção de padrões naturais de conectividade longitudinal e lateral é essencial para a viabilidade de populações de

muitas espécies aquáticas. A presença de reservatórios em cascata para geração de energia na área de estudo prejudica a conectividade longitudinal de forma direta e a conectividade lateral de forma indireta, diminuindo a biodiversidade local. O quarto princípio estabelece que a invasão e sucesso de espécies não nativas e introduzidas é facilitada pela regularização das vazões, o que também se constatou na área de estudo (BUNN; ARTHINGTON, 2002). Na figura 16, nota-se a relação entre o hidrograma representativo do regime natural, os quatro princípios e as implicações ecológicas.

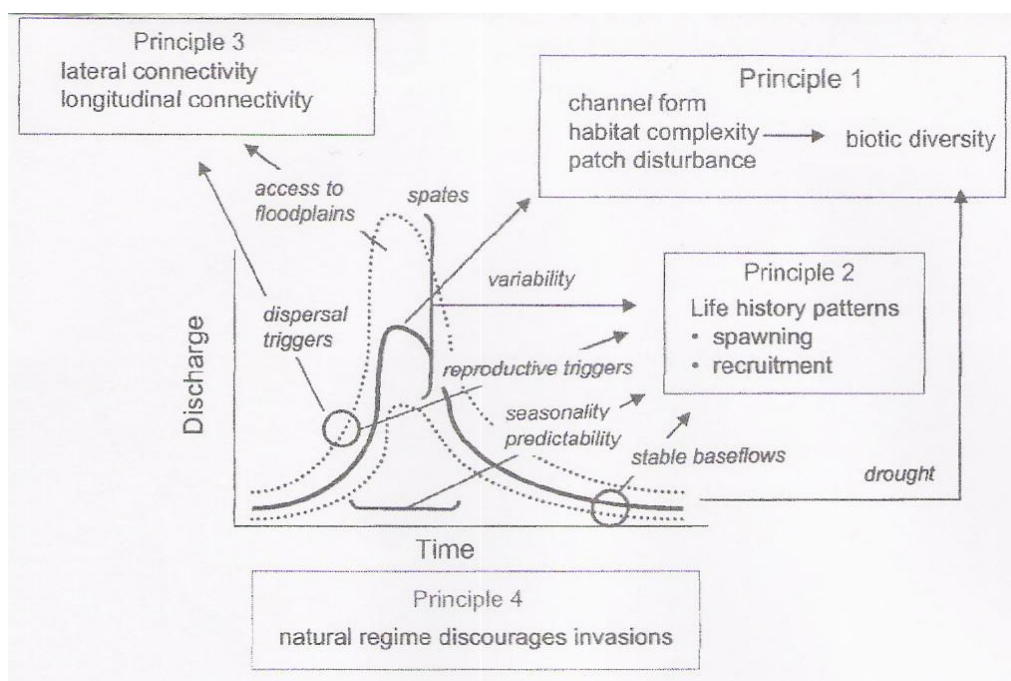


Figura 16: Relação entre a biodiversidade aquática e o hidrograma representativo do regime natural

Fonte: Bunn; Arthington (2002)

Esboço inicial do modelo mental para determinação dos requerimentos de fluxos para o macrossistema fluvial com planície de inundação do alto rio Paraná

Um esboço inicial pode ser traçado contemplando as respostas desse macrossistema fluvial com planície de inundação às alterações no regime de fluxos. Esse modelo mental conceitual pode ser usado como subsídio para a determinação de quais são os requerimentos de fluxos do sistema. Para tal, esse esboço aqui apresentado deverá ser complementado, por meio de realização de fóruns de discussão com os demais pesquisadores. Na figura 17 é mostrado o esboço do modelo mental conceitual para a área de estudo.

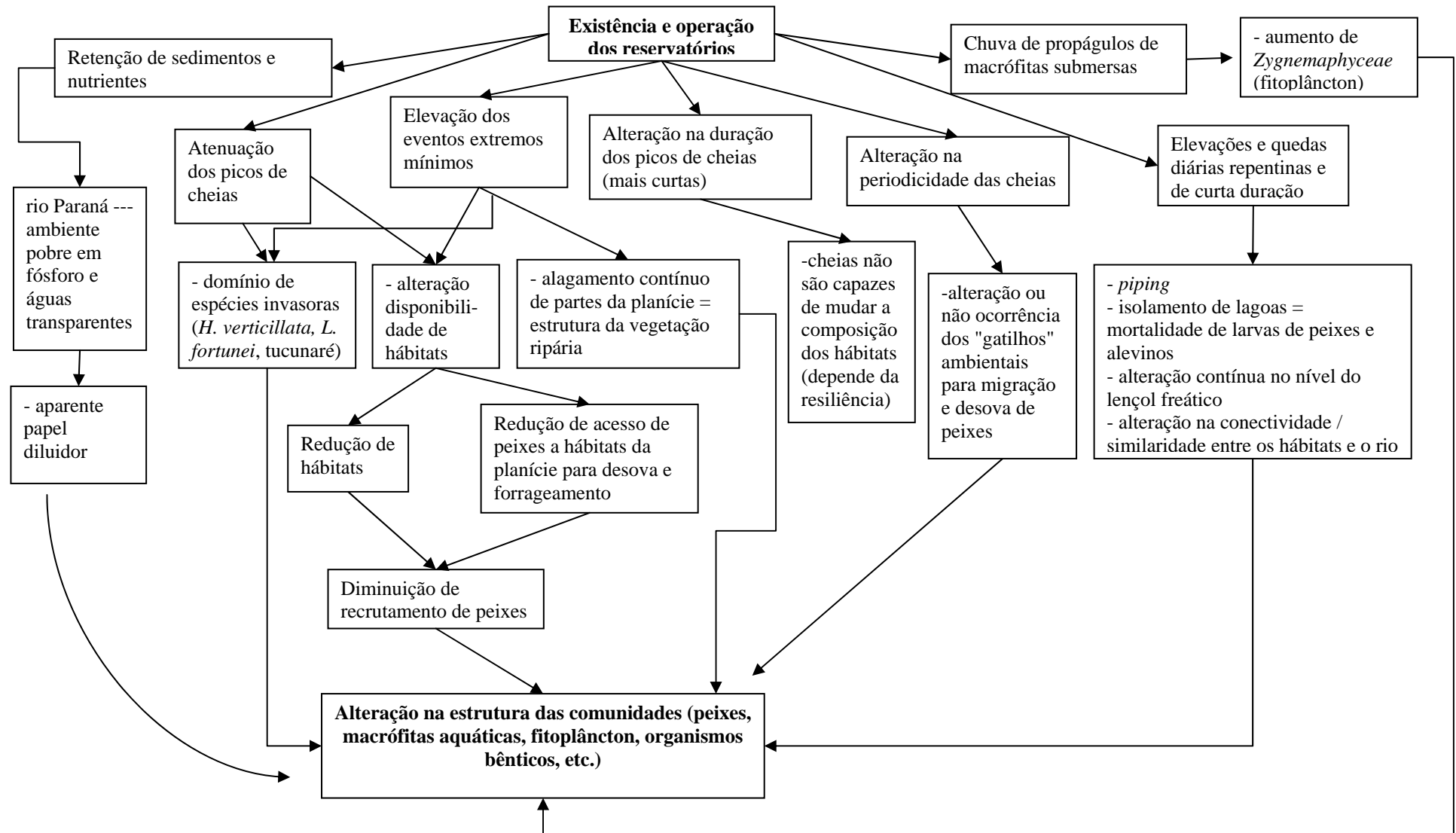


Figura 17 – Esboço do modelo mental conceitual com algumas respostas do ecossistema às alterações no regime de fluxos.

CONCLUSÕES

As alterações no regime de fluxos decorrentes das atividades antropogênicas foram determinadas e foram relacionadas algumas implicações ecológicas decorrentes destas alterações, como modificações nas características limnológicas, na disponibilidade de habitats e de nutrientes e na estrutura das comunidades bióticas.

A influência antropogênica primária sobre o regime de fluxos aparentemente é a construção de reservatórios em cascata a montante da área de estudo, com especial modificação no regime de fluxos após o funcionamento da usina hidrelétrica de Porto Primavera.

Este trabalho corroborou estudos anteriores quanto às alterações ocorridas pós-barramentos, quais sejam alteração nas magnitudes das vazões de eventos extremos (aumento das mínimas e decréscimo das máximas), as maiores alterações sendo relacionadas à inexistência ou baixa frequência de pulsos de baixo fluxo; aumento na frequência de pulsos de alto fluxo, embora com duração menor; e elevada taxa de mudança diária no fluxo, evidenciando a operação diária do sistema de reservatórios a montante que buscam otimizar a geração de energia elétrica (ROCHA, 2002; SILVA, 2007; SOUZA FILHO, 2008; ARENAS-IBARRA, 2008, OKAWA, 2008).

O aparente papel diluidor do rio Paraná é motivo de preocupação e deve ser monitorado de forma cuidadosa e contínua, para determinar quais são os ambientes conectados ao rio Paraná que sofrem essa influência ecológica e para que níveis de vazão isso se manifesta. Comprovada esta situação em alguns ambientes, simplesmente estabelecer a restauração do regime natural será insuficiente para manutenção da integridade do macrossistema fluvial e a questão da qualidade da água talvez seja um problema tão grande quanto a questão da falta de grandes cheias.

Os resultados obtidos neste trabalho servirão como subsídios para a sugestão de traçado do hidrograma ecológico para a planície de inundação do alto rio Paraná, em seus aspectos hidrológicos (ver Capítulo III).

Conclui-se que a ocorrência de grandes inundações, com periodicidade em sincronia com a migração e desova de peixes migradores e com duração e frequência similares às do regime natural, é fundamental na área de estudo, pois possibilita troca de propágulos e organismos entre os habitats, o que aumenta a probabilidade de espécies raras se dispersarem e colonizarem novos lugares durante as inundações. Grandes cheias também auxiliam na expulsão de espécies invasoras, visto que algumas espécies de plantas e de peixes nativas

necessitam de tipos de habitats específicos para os processos de sucessão (THOMAZ et al., 2007a).

REFERÊNCIAS

ABUJANRA, F. **Influências do controle de nível e transparência da água impostos pela formação do reservatório de Porto Primavera sobre peixes de diferentes categorias tróficas do alto rio Paraná.** Maringá, 2007. 47 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I.; JÚLIO JR., H. F. (2003). Migratory fish from the upper Parana River basin, Brazil. In: CAROLSFELD, J., HARVEY, B., ROSS, C., BAER, A., ROSS, C. (Ed): *Migratory Fishes of South America: Biology, social Importance and Conservation Status* – World Fisheries Trust, the World Bank and the International Development Research Centre, Victoria. p. 19-99.

AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. **Ecohydrology Hydrobiology**, v. 4, n° 3, p. 267-280, 2004.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M.; SOUZA-FILHO, E. E.; TOMANIK, E. A. Application of the ecohydrological concept for sustainable development of tropical floodplains: the case of the upper Paraná River basin. **Ecohydrology and Hydrobiology**, v. 8, n° 2-4, p. 205-223, 2008.

ARENAS-IBARRA, J.A. **Alterações na hidrologia da planície de inundação do alto rio Paraná (1964-2007): influência dos reservatórios a montante.** Maringá, 2008. 41 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

BRASIL. **Decreto de 30 de setembro de 1997.** Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do rio Paraná, nos Estados do Paraná e Mato Grosso do Sul, e dá outras providências. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, n°189, 1° de outubro de 1997. Seção 1.

BUNN, S.E.; ARTHINGTON, A.H. Principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management**, v. 30, n 4, p. 492-507, 2002.

CASCO, S.L.; NEIFF, M.; NEIFF, J.J. Biodiversidad en ríos del litoral fluvial. Utilidad del software Pulso. In: Aceñolaza, F.G. (Ed.): *Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino II. Insugeo*, Miscelânea, v. 14, p. 105-120, 2005.

COLLISCHONN, W.; AGRA, S.G.; FREITAS, G.K.; PRIANTE, G.R.; TASSI, R.; SOUZA, C.F. Em busca do hidrograma ecológico. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, XVI, 2005, João Pessoa. **Anais eletrônicos...** [Porto Alegre]: ABRH, 2005. 1 CD-ROM.

CRUZ, R.C. **Prescrição de vazão ecológica: aspectos conceituais e técnicos para bacias com carência de dados.** Porto Alegre, 2005. 176 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

GUBIANI, E. A.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A.; OKADA, E. K. Persistence of fish populations in the upper Paraná River: effects of water regulation by dams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 16, p. 191-197, 2007.

JULIO JUNIOR, H.F.; LATINI, J.D.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; SUZUKI, H.I.; BAILLY, D.; GIMENES, M.F.; KIRCHHEIM, P.D.; BIFI, A.G.; ALCARAZ, H.S.V. Comunidade de peixes. In: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/PELD. **A planície de inundação do alto rio Paraná: Site 6 PELD/CNPq – Relatório anual 2007.** Maringá, 2007. Disponível em: http://www.peld.uem.br/Relat2007/pdf/capitulo_9.pdf. Acesso em: 25 nov. 2008.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The Flood Pulse Concept In River-Floodplain Systems. In: Doge, D.P.(Ed.). Proc. Int. Large River Symp (Lars) – **Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.**, v. 106, p. 110-127, 1989.

JUNK, W.J.; WANTZEN, K.M. **The Flood Pulse Concept: new aspects, approaches and applications – an update.** 2004. Disponível em: www.fao.org/docrep/007/ad526e/ad526e00.htm. Acesso em: 26 ago. 2008.

LUZ-AGOSTINHO, K.D.G. **Influência da regulação das cheias sobre a alimentação e aspectos nutricionais de peixes piscívoros na planície de inundação do alto rio Paraná.** Maringá, 2005. 49 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2005.

MÜLLER, I.I.; KRÜGER, C.M.; KAVISKI, E. Análise de estacionariedade de séries hidrológicas na bacia incremental de Itaipu. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, p. 51 – 71, 1998.

NAGHETTINI, M.; PINTO, E.J.A. **Hidrologia Estatística.** Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552 p.

NEIFF, J.J. Ideas para la interpretación ecologica del Paraná. **Interciencia**, v. 15, n° 6, p. 424-441, 1990.

OKAWA, C. M. P. **Caracterização do regime de fluxos e determinação da vazão mínima residual a jusante do barramento da usina hidrelétrica de Porto Primavera no rio Paraná: estação de Porto São José.** 2008. 24 f. Exame geral de qualificação – Universidade Estadual de Maringá. 2008.

PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A. 2008. Fish passage facilities as ecological traps in large Neotropical rivers. **Conservation Biology**, v. 22, p. 180-188, 2008.

PIANA, P.A. **Regulação populacional na ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná: aplicação da abordagem da ecologia preditiva em longas séries temporais de seções transversais.** Maringá, 2008. 64 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes

Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

POFF, N.L.; ALLAN, J.D.; BAIN, M.B.; KARR, J.R.; PRESTEGAARD, K.L.; RICHTER, B.D.; SPARKS, R.E.; STROMBERG, J.C. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **Bioscience**, v. 47, n 11, p. 769 – 784, 1997.

POSTEL, S.; RICHTER, B.D. **Rivers for Life: Managing water for people and nature**. Island Press. Washington, DC. 2003. 253p.

PRINGLE, C. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? **Hydrological Processes**, v. 17, p. 2685-2689, 2003.

RICHTER, B.D.; BAUMGARTNER, J.V.; POWELL, J.; BRAUN, D.P. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology**, v. 10, n° 4, p.1163-1174, 1996.

RICHTER, B.D.; BAUMGARTNER, J.V.; WIGINGTON, R., J.; BRAUN, D.P. How much water does a river need?. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 231-249, 1997.

RICHTER, B.D.; WARNER, A.T.; MEYER, J.L.; LUTZ, K. A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations. **River Research and Applications**, v. 22, p. 297-318, 2006.

ROCHA, P.C. **Dinâmica dos canais no sistema rio-planície fluvial do alto rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico-PR**. Maringá, 2002. 171 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2002.

SANCHES, P. V.; NAKATANI, K.; BIALETZKI, A.; BAUMGARTNER, G.; GOMES, L. C.; LUIS, E. A. Flow regulations by dams affecting ichthyoplankton: the case of Porto Primavera Dam, Parana River - Brazil. **Rivers Research and Applications**, v. 22, p. 555-565, 2006.

SILVA, S.A. **Mecanismos de transmissão de fluxos de água e sedimentos em dois grandes rios aluviais impactados pela atividade humana: o Araguaia e o Paraná**. Maringá, 2007. 142 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.

SOUSA, W.T.Z. **Efeito do regime hidroecológico sobre uma comunidade de macrófitas aquáticas e populações de macrófitas na planície de inundação do alto rio Paraná**. Maringá, 2009. 74 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.

SOUZA FILHO, E. E.; ROCHA, P. C.; COMUNELLO, E.; STEVAUX, J.C. (2004). Effects of the Porto Primavera Dam on physical environment of the downstream floodplain. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A; HAHN, N. S. (Ed): The Upper Paraná river floodplain physical aspects, ecology and conservation.- Backhuys publishers, Leiden, The Netherlands, p. 55-74.

SOUZA FILHO, E.E. 2008. Evaluation of the Upper Paraná River discharge control by reservoirs. **The Brazilian Journal of Biology (ASRBB)**, 19 p.

TAKEDA, A.M.; FUJITA, D.S.; ROSIN, G.C.; MANGAROTTI, D.P de O.; FERNANDES, S.E.P.; BEHREND, R.D. de L.; AGOSTINHO, A.R.; PINHA, G.D.; SAMPAIO, A.L.A.; ANJOS, A.F. dos; SILVA, R.D. da. Zoobentos. In: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/PELD. **A planície de inundação do alto rio Paraná: Site 6 PELD/CNPq – Relatório anual 2007.** Maringá, 2007. Disponível em: http://www.peld.uem.br/Relat2007/pdf/capitulo_8.pdf. Acesso em: 23 abr. 2009.

THOMAZ, S.M.; PAGIORO, T.A.; BINI, L.M.; ROBERTO, M.C.; ROCHA, R.R.A. Limnologia de habitats da planície do alto rio Paraná: padrões de variação espaço-temporais e influência dos níveis fluviométricos. In: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/PELD. **A planície de inundação do alto rio Paraná: Site 6 PELD/CNPq – Relatório anual 2002.** Maringá, 2002. Disponível em: http://www.peld.uem.br/Relat2002/peld-reltec02-Comp_Fisico.htm#Limnologia. Acesso em: 25 jan. 2009.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; BOZELLI, R. L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, v. 579, p. 1-13, 2007a.

THOMAZ, S.M.; SOUZA, W.T.Z.; LOLIS, S.F.; CARVALHO, P.; LÚCIO, L.C.; PADIAL, A.A.; MORMUL, R.; BOSCHILIA, S.M.; RODRIGUES, R.B.; SILVA, G.G.M.; MARINS, J.F.; EVANGELISTA, H.B.A.; LÚCIO, L.R.; BELATO, K.K. Macrófitas aquáticas. In: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/PELD. **A planície de inundação do alto rio Paraná: Site 6 PELD/CNPq – Relatório anual 2007.** Maringá, 2007b. Disponível em: http://www.peld.uem.br/Relat2007/pdf/capitulo_15.pdf. Acesso em: 28 jan. 2009.

TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C.; JATI, S.; BOVO-SCOMPARIN, V.M.; MARENGONI, E.; BORSALLI, C.C. de J.; BORGES, P.A.F. Fitoplâncton. In: UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ. Nupélia/PELD. **A planície de inundação do alto rio Paraná: Site 6 PELD/CNPq – Relatório anual 2007.** Maringá, 2007. Disponível em: http://www.peld.uem.br/Relat2007/pdf/capitulo_3.pdf. Acesso em: 25 jan. 2009.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. System concepts- The serial discontinuity concept. In: Fontaine, T. D. and Bartell, S. M. Dynamics of Lotic Ecosystems. **Ann. Arbor.Science**, p. 29-42, 1983.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. In: **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 10, p. 159-168, 1995.

Em busca do hidrograma ecológico para a planície de inundação do alto rio Paraná: considerações iniciais

RESUMO

O traçado de um hidrograma ecológico inicial a partir da caracterização do regime natural de fluxos e da determinação de vazões ecologicamente relevantes é essencial para proteger a integridade ecológica de um ecossistema aquático. O hidrograma ecológico poderá nortear o gerenciamento eficaz do recurso hídrico, de modo que se promova uma gestão das águas que atenda às necessidades humanas ao mesmo tempo em que se atende aos requerimentos de fluxos das espécies. O objetivo deste trabalho é determinar a magnitude, duração, frequência e periodicidade das vazões ecologicamente relevantes e confeccionar o hidrograma ecológico inicial para a área de estudo. Foram utilizados os resultados do método dos indicadores de alteração hidrológica e do método da abordagem da faixa de variabilidade, aplicados à planície em estudos anteriores. O hidrograma inicial procura retratar o regime de fluxos do período considerado como natural, ou seja, o período em que ações antropogênicas não podem ser consideradas significativas, baseado no paradigma do regime natural, além de procurar contemplar os requerimentos de fluxos das espécies de peixes migradores e macrófitas aquáticas nativas da região. Este hidrograma deverá ser amplamente discutido pelos pesquisadores que estudam a planície, para que outros aspectos sejam contemplados na confecção do hidrograma ecológico.

Palavras-chave: Hidrograma ecológico. Vazões ecologicamente relevantes. Requerimentos de fluxos.

Searching the environmental flows for the floodplain of the Upper Paraná River: initial considerations

ABSTRACT

Finding an initial environmental flow from the characterization of the natural flow regime and the determination of environmental relevant flows is essential to protect the ecological integrity of an aquatic ecosystem. The environmental flow can guide the effective management of water resources, in a way a water management that can meet the human needs and at the same time meets the requirements flows of the species. The goal of this paper is to determine the magnitude, duration, frequency and timing of ecological relevant flows and to find the initial ecological environmental flow. The results of the hydrological alteration indicator method and the approach to the range of variability method were used, applied to the floodplain in previous studies. The environmental flow retracts the natural flow regime and delineates the flow requirements of native migratory fish and aquatic macrophytes. This environmental flow should be widely discussed by researchers who study the floodplain, so that other aspects are considered on the making process of the environmental flow.

Keywords: Environmental flow. Ecological relevant flows. Requirements flows.

INTRODUÇÃO

A preocupação com a integridade dos rios surgiu após a intensificação dos usos dos recursos hídricos, sobretudo dos superficiais; com essa intensificação, os conflitos gerados pelos diversos interesses no uso da água tornaram-se inevitáveis. Tradicionalmente, o gerenciamento da água altera de forma significativa a variabilidade natural do recurso hídrico a medida em que busca atender a requerimentos de usos consuntivos (abastecimento público,

usos industriais, usos para irrigação) e usos não consuntivos (navegação, geração de energia, recreação). No entanto, quando a variabilidade natural é fortemente alterada ocorrem mudanças marcantes nas condições físicas, químicas e biológicas do sistema. Quando alterações no regime hidrológico natural se tornam excessivas, causam uma degradação do ecossistema aquático (RICHTER et al., 2003).

Com relação à proteção da integridade do ecossistema aquático a jusante de reservatórios, a princípio, o conceito era que se mantivesse ao menos uma vazão mínima constante a jusante de reservatórios, para garantir que os peixes sobrevivessem. Essa vazão mínima constante foi chamada de vazão ecológica (BENETTI et al., 2003). Conforme o entendimento das alterações provocadas pelos reservatórios sobre o regime de fluxos aumentava, novos conceitos surgiram para especificar qual regime de fluxos manteria a integridade do rio (ALVES; HENRIQUES, 1994; GARCIA; ANDREAZZA, 2001; RICHTER et al., 1996, 1997, 2003).

O gerenciamento ecologicamente sustentável da água passou a ser aquele que protege a integridade ecológica do ecossistema afetado ao mesmo tempo em que atende às necessidades humanas. Proteger a integridade ecológica implica em manter a composição e a estrutura das comunidades, assim como o funcionamento natural do ecossistema. Dentre estes novos conceitos, Richter et al. (2003) propuseram uma metodologia que envolve uma visão holística do sistema fluvial, o que conduziu à definição do conceito de hidrograma ecológico proposto por Collischonn et al. (2005).

A determinação do hidrograma ecológico para um dado local baseia-se em procurar a quantidade de água necessária, variável no tempo, que permita a manutenção da integridade do rio. A questão implícita é que a disponibilidade de água deve ser tal que não ocorram alterações fora de limites aceitáveis na sedimentologia, na geomorfologia, nas características limnológicas, nas alterações climáticas locais, entre outros fatores. Cada local estudado deve ter seus limites estabelecidos de acordo com seus requerimentos de fluxo (RICHTER et al., 2003). Para tal, torna-se necessário conhecer o regime hidrológico do rio quanto à magnitude das vazões, frequência de ocorrência, duração, periodicidade, início e fim de cheias e estiagens, variabilidade intra e inter-anual, fluxos normais altos e eventos extremos (POFF et al., 1997; RICHTER et al. (2003).

Para a confecção do hidrograma ecológico, deve-se avaliar quais aspectos do regime hidrológico são fundamentais para a manutenção do ecossistema em questão, ou seja, quais os objetivos ecológicos, traduzidos para valores de vazão, que devam ser atendidos ou evitados, não limitados ao atendimento dos requerimentos de fluxos de uma ou poucas espécies

individuais (RICHTER et al., 2003). As necessidades de fluxo de espécies individuais provêm apenas uma perspectiva muito limitada comparada à faixa mais ampla de fluxos necessários para conservar a saúde de todo o ecossistema aquático. Deve-se avaliar as condições de fluxo e, particularmente, os distúrbios associados com secas e cheias, que promovem a integridade do ecossistema rio-planície de inundação (RICHTER; RICHTER, 2000).

A área de estudo contemplada neste trabalho está localizada em uma parte do trecho fluvial compreendido entre a foz do rio Paranapanema até o início do reservatório de Itaipu, que foi transformado em Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná – APA (BRASIL, 1997). Este trecho é o único ainda não represado da planície de inundação do alto rio Paraná, que possui elevada heterogeneidade de habitats e elevada biodiversidade. A variabilidade natural dos fluxos na área de estudo foi grandemente alterada, devido à construção de reservatórios em cascata para geração de energia elétrica, que provocaram forte regularização de vazões (ROCHA, 2002; SILVA, 2007; ARENAS-IBARRA, 2008; OKAWA, 2008).

O objetivo deste trabalho é determinar as vazões ecologicamente relevantes e confeccionar um hidrograma ecológico inicial para a área de estudo, que contemple os atributos hidrológicos de magnitude, duração, frequência, periodicidade e variabilidade intra-anual.

MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo compreende a área desde a foz do rio Paranapanema até o início do reservatório de Itaipu, ou seja, entre as estações fluviométricas de Porto São José e Guaíra (figura 1). Para representar o regime de fluxos da área de estudo, foi utilizada a estação fluviométrica de Porto São José, que está localizada na margem paranaense do rio Paraná, a jusante da foz do rio Paranapanema e a cerca de 35 km da barragem da usina hidrelétrica (UHE) de Porto Primavera e apresenta uma série histórica de dados de vazões médias diárias e cotas com início de observação em 10/1963. A estação fluviométrica de Guaíra (código 64843000) está localizada imediatamente a jusante da área de estudo e apresenta uma série histórica de dados de vazões médias diárias e cotas com início de observação em 06/1920, que foi utilizada para estender o período da série histórica de Porto São José até 1921, conforme Rocha (2002).

Com base nos resultados do método dos indicadores de alteração hidrológica (*Indicators of Hydrologic Alterations* – IHA) e do método da abordagem da faixa de

variabilidade (ver Capítulo II), na aplicação do método de Tennant (BENETTI et al., 2003) e em estudos anteriores que descrevem como ocorre a inundação da planície (ROCHA, 2002), foram determinadas as vazões ecologicamente relevantes, propostas por Collischonn et al. (2005).

Foi proposta uma sugestão inicial de hidrograma ecológico, baseado no atendimento de atributos hidrológicos, para a estação de Porto São José, com magnitude, duração, frequência e periodicidade de vazões variáveis ao longo do ano. O conceito de hidrograma ecológico pressupõe um monitoramento contínuo, ou seja, o mesmo deve ser continuamente testado, validado e aprimorado, conforme novas situações e informações forem obtidas ao longo do tempo.

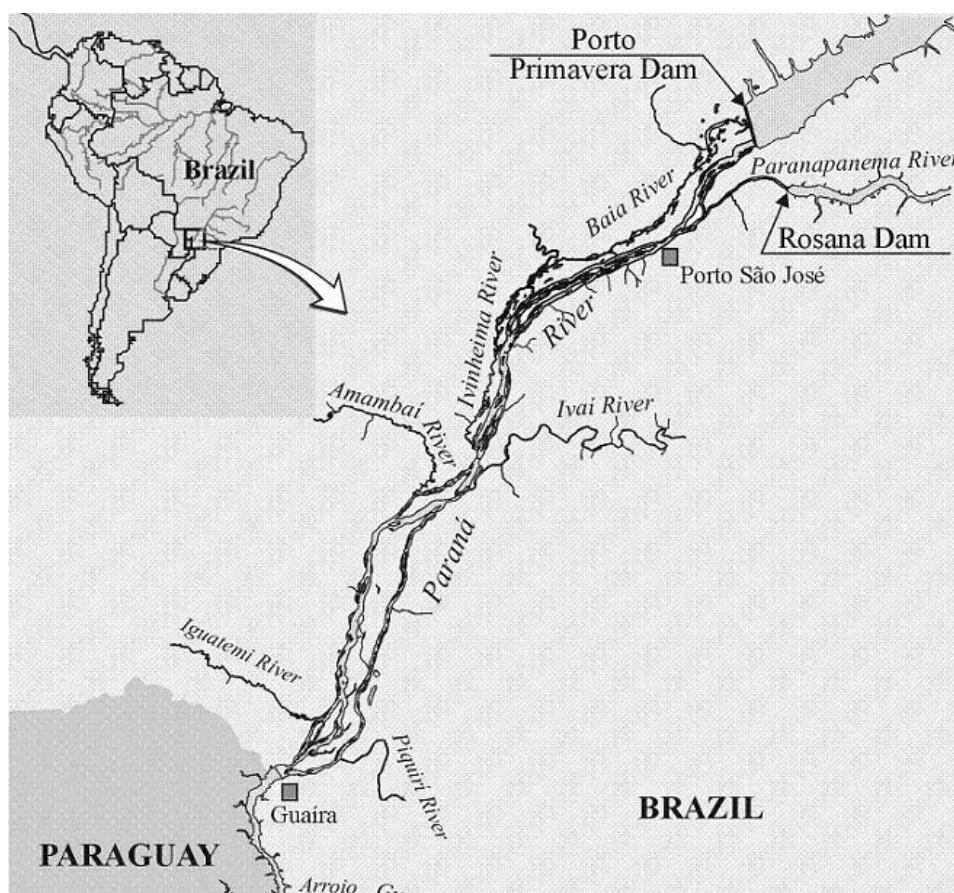


Figura 1: Área de estudo.

RESULTADOS

Determinação das vazões ecologicamente relevantes

As vazões ecologicamente relevantes propostas e determinadas foram: vazão mínima mensal, máxima vazão mínima, picos de menor duração que antecedem as cheias e cheias com extravasamento para a planície.

De acordo com o Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS), as vazões de restrição adotadas atualmente para Porto Primavera são: vazão mínima de 4.600 m³/s para evitar danos à ictiofauna, vazão mínima de 5.500 m³/s das 5:00 às 24:00h para atender condições de navegabilidade, vazão máxima de 24.000 m³/s em Porto São José (ONS, 2008). Em todas as restrições de vazão mínima, a vazão adotada é constante e bastante baixa, não permitindo o extravasamento da calha do rio; quanto à vazão máxima, para atender a esta restrição há intervenção de reservatórios a montante de Porto Primavera, para evitar uma cheia excessiva em Porto São José e a jusante, o que limita ainda mais a ocorrência de águas altas, pois não depende apenas da operação da UHE de Porto Primavera.

Nas cheias do rio Paraná, a entrada de água na planície é feita, inicialmente, pela elevação do nível freático, até que haja conexão com os corpos lênticos, que ocorre quando a leitura da régua em Porto São José atinge a cota de 3,5 m (vazão de 9.200 m³/s). Em níveis inferiores a 4,6 m, apenas os ambientes associados às barras de canal e a paleocanais sofrem o controle do rio Paraná. A partir da cota 4,6 m (vazão de 12.300 m³/s), as áreas alagáveis restringem-se às áreas da calha principal, barras e ressacos, e na várzea, à região das lagoas, nas proximidades da conexão com os rios Ivinheima e canal Curutuba. Conforme o nível do rio vai subindo, outras áreas começam a ser inundadas, como a região do rio Baía. Em níveis superiores a 6,0 m (vazão de 17.200 m³/s) aproximadamente, há inundação generalizada na planície fluvial, desde a região do rio Baía até a região do rio Ivinheima, porém com correntes de fluxo restrito aos canais reativados. Quando os níveis ultrapassam os 7,0 m (vazão de 21.000 m³/s), inicia-se o alagamento das partes mais altas (ROCHA, 2002; SOUZA FILHO, 2003; SOUZA FILHO, 2008).

Vazão mínima mensal

A vazão mínima mensal pode ser determinada pela utilização de algum método hidrológico estatístico para cálculo da vazão ecológica (COLLISCHONN et al., 2005). O método de vazão média mínima de sete dias de duração com período de retorno de 10 anos (Q_{7,10}) foi aplicado dividindo a série histórica mensalmente, porém as séries resultantes de vazões médias mínimas apresentaram alta dispersão, impossibilitando o ajuste de uma distribuição de probabilidades.

Sugere-se aplicar o método de Tennant, pois permitiu uma avaliação da vazão mínima mensal com valores razoavelmente concordantes com o método IHA. Este método foi desenvolvido a partir de observações realizadas durante 10 anos, relacionando habitats e vazões, nos estados americanos de Montana, Nebraska e Wyoming. Baseado na série histórica

de vazões, Tennant categorizou as condições do rio em função da sazonalidade anual (período seco e período chuvoso) e de percentagens do valor de vazão média de longo termo (QMLT), conforme apresentado no Quadro 1.

Condição do rio	Vazão recomendada	
	Outubro – março (seco)	Abril – setembro (chuvoso)
“Flushing” ou máxima	200% da vazão média anual	
Faixa ótima	60 a 100% da vazão média anual	
Excepcional	40%	60%
Excelente	30%	50%
Boa	20%	40%
Regular ou em degradação	10%	30%
Má ou mínima	10%	10%
Degradação severa	10% a zero da vazão média anual	

Quadro 1: Recomendações de vazão pelo método de Tennant para peixes, vida selvagem e recreação.

Fonte: adaptado de Tennant (1976)

Apesar da recomendação feita pelo método de se considerar a sazonalidade anual, geralmente as considerações adotadas nesse método são as seguintes: 1. uma vazão correspondente a 10% da vazão média anual é suficiente para sustentar uma pequena condição de habitat para os peixes, pois a largura do leito, a profundidade e a velocidade do escoamento são significativamente reduzidas e a temperatura da água pode subir tornando-se um fator limitante para algumas espécies (principalmente durante os meses de verão). Além disso, as populações de macroinvertebrados são bastante afetadas, colocando em risco a produção piscícola do curso d'água, e a vegetação ripária poderá ficar sujeita a estresse hídrico; 2. uma vazão correspondente a 30% da vazão média anual mantém uma boa qualidade de habitat. A largura do leito, a profundidade e a velocidade do escoamento, bem como a temperatura, são mantidos a níveis satisfatórios para a maior parte das espécies, as populações de macroinvertebrados são afetadas, mas em níveis que não porão em risco a produtividade piscícola e a vegetação ripária não é afetada; 3. uma vazão correspondente entre 60 a 100% promove uma excelente condição de habitat para a maioria das formas de vida aquática e dos usos previstos (UNESCO, 2007). Dessa forma, geralmente adota-se um valor constante de vazão ecológica, sendo 10% a condição mínima a ser atendida, 30% representando uma condição boa e 60% como sendo excelente (RICHTER et al., 1997).

Sugere-se a aplicação do método considerando as vazões médias diárias para cada mês ao longo de toda a série de dados efetivamente medida (1964 a 2007) e adotando porcentagem de 30% da vazão média mensal de longo termo, considerada pelo método como representativa de uma condição boa de fluxo (RICHTER et al., 1997). Como a tendência da precipitação média aumentou a partir da década de 70 (MÜLLER et al., 1998) e não há estudos que indiquem se esta tendência se reverteu, foram determinadas também as porcentagens de 35% e 40% da vazão média mensal de longo termo, para comparação, numa tentativa de correção de aumento de precipitação. Essa correção deverá ser melhor avaliada em estudos posteriores, por análise estatística de estações pluviométricas em toda a bacia hidrográfica do rio Paraná. Pelo método de Tennant com estas porcentagens, a vazão mínima mensal é a representada na tabela 1.

Tabela 1: Recomendação de vazões mensais mínimas pelo método de Tennant para diferentes porcentagens – estação de Porto São José

Mês	Vazão mensal mínima (m ³ /s)		
	30%	35%	40%
Janeiro	3.476	4.056	4.635
Fevereiro	3.811	4.446	5.082
Março	3.315	3.867	4.420
Abril	2.798	3.264	3.730
Maió	2.400	2.800	3.200
Junho	2.308	2.693	3.077
Julho	2.160	2.520	2.880
Agosto	2.019	2.356	2.693
Setembro	2.065	2.409	2.753
Outubro	2.235	2.608	2.980
Novembro	2.329	2.717	3.105
Dezembro	2.689	3.137	3.586

Pelo método IHA, a vazão mínima mensal pode ser representada pela ocorrência dos fluxos baixos extremos durante o período natural, porém eles não ocorreram em todos os meses. Para comparação, foram calculadas as médias dos fluxos baixos extremos que ocorreram no período natural, mostradas na tabela 2. Nota-se que as médias dos fluxos baixos extremos aproximaram-se mais das porcentagens de 35% e de 40% de Tennant; porém estes valores de fluxos baixos extremos não pertencem ao período de aumento na tendência da precipitação média. Portanto, adota-se, neste trabalho, para uma primeira aproximação, a porcentagem de 40% da vazão média de longo termo para a vazão mensal mínima a ser mantida no rio.

A vazão mínima constante adotada atualmente é a de 4.600 m³/s. Esta vazão “satisfaz” a condição de vazão mínima no sentido de ser superior aos valores calculados por Tennant com percentagem de 30%, que é a percentagem usualmente adotada, e praticamente atender os valores de Tennant com 40% (exceto para o mês de fevereiro). No entanto, os valores sugeridos na Tabela 1 devem ser estudados pelos pesquisadores que estudam essa planície, pois valores baixos extremos de fluxo podem ser importantes para: concentrar presas dentro de áreas limitadas beneficiando os predadores, delinear ilhas e barras que servirão de depósito para ovos de aves e répteis, colonização de determinadas espécies de plantas na planície de inundação, e outros fatores a serem especificados pelos pesquisadores.

Tabela 2 – Comparação entre os valores de vazão calculados para diferentes percentagens pelo método de Tennant e os valores de vazão de fluxos baixos extremos mensais determinados pelo método IHA

Mês	Vazão mínima mensal (m ³ /s)				
	Método de Tennant			Método IHA	
	30%	35%	40%	Fluxos baixos extremos	n
Janeiro	3.476	4.056	4.635	Não ocorrência	0
Fevereiro	3.811	4.446	5.082	Não ocorrência	0
Março	3.315	3.867	4.420	Não ocorrência	0
Abril	2.798	3.264	3.730	Não ocorrência	0
Mai	2.400	2.800	3.200	Não ocorrência	0
Junho	2.308	2.693	3.077	Não ocorrência	0
Julho	2.160	2.520	2.880	2.821	80
Agosto	2.019	2.356	2.693	2.553	257
Setembro	2.065	2.409	2.753	2.540	448
Outubro	2.235	2.608	2.980	2.611	278
Novembro	2.329	2.717	3.105	2.526	94
Dezembro	2.689	3.137	3.586	2.800	9

Máxima vazão mínima

A máxima vazão mínima será a correspondente à cota de 3,5 m (9.200 m³/s) na estação de Porto São José, pois esta é a vazão em que começa a conexão do rio Paraná com os corpos lânticos, através da elevação do freático (ROCHA, 2002).

Magnitude, frequência e duração dos picos de menor magnitude e menor duração que antecedem as cheias

Os picos de menor magnitude que antecedem as cheias deverão ter seus valores contidos no intervalo correspondente às cotas de 4,6 m (12.300 m³/s) e 6,0 m (17.200 m³/s) na estação de Porto São José, para promover conectividade entre o rio Paraná e os ambientes e

para que seja atingida parte da planície (ROCHA, 2002). Para comparação, a média das pequenas cheias ocorridas durante todo o período pelo método IHA resultou em 12.147 m³/s e as ocorridas apenas durante o período natural resultou em 11.736 m³/s.

Com relação à frequência, os picos de menor magnitude tornaram-se mais frequentes e com menor duração no período pós-impacto. A frequência, de acordo com o método IHA, passou de 0 a 5 pulsos no período natural para 0 a 10 pulsos no período pós-impacto e a duração passou de 2 a 102 dias no período natural para 2 a 58 dias no período pós-impacto (ver Capítulo II). Recomenda-se de 1 a 3 pulsos com picos de magnitude de cerca de 12.300 m³/s a 17.200 m³/s, com duração igual ao do intervalo-meta obtido pelo método, que é de 3 a 55 dias.

Magnitude, frequência e duração de cheias com extravasamento para a planície

As grandes cheias apresentaram historicamente magnitudes correspondentes às cotas de 6,0 (17.200 m³/s) e 7,0 m (21.000 m³/s); pelo método IHA, as grandes cheias apresentaram magnitude média de 13.987 m³/s para o período natural e 14.782 m³/s para todo o período, no entanto, a ocorrência de cheias com magnitudes maiores do que 21.000 m³/s foi relativamente frequente até o ano de 1997. De acordo com o método IHA, essas grandes cheias encerram-se em 1997, provavelmente pela operação dos reservatórios devido à restrição de vazão máxima de 24.000 m³/s na estação de Porto São José após o início do funcionamento da usina hidrelétrica de Porto Primavera.

Portanto, com relação à magnitude, recomenda-se a adoção do intervalo de cerca de 17.200 m³/s a 24.000 m³/s na estação de Porto São José. Salienta-se que as águas altas ocorridas em 2005 e 2007 são consideradas, pelo método IHA, como pequenas cheias, ainda que seus valores estejam dentro deste intervalo. Isto ocorre devido ao formato do hidrograma de cheia que apresentou valores relativamente baixos, em torno de 10.000 m³/s, que sobem até atingir um pico em torno de 20.000 m³/s, e retornam para valores próximos aos 10.000 m³/s do início da cheia, e com duração de 40 a 60 dias.

Com relação à frequência e duração das grandes cheias, recomenda-se pelo menos 1 pulso com pico de magnitude de cerca de 20.000 m³/s, com duração superior a 75 dias, preferencialmente com início nos meses de dezembro ou janeiro, pois sabe-se que, para a área de estudo, cheias com duração de mais de 75 dias que ocorram entre setembro e março favorecem as espécies migradoras (AGOSTINHO et al., 2008), já que cheias duradouras (próximas a três meses) são necessárias para manutenção das abundâncias do guilda piscívoro e de *Prochilodus lineatus* (PIANA, 2008).

Sugestão de traçado do hidrograma ecológico para a planície de inundação do alto rio Paraná – estação de Porto São José

A sugestão de traçado do hidrograma ecológico baseia-se no paradigma do regime natural e nos estudos de variabilidade de vazões, realizados pela determinação dos Indicadores de Alteração Hidrológica e intervalos-meta de vazões (ver Capítulo II) e em estudos anteriores (ROCHA, 2002; AGOSTINHO et al., 2008; PIANA, 2008).

Na sugestão de traçado do hidrograma ecológico, os valores de vazão mínima determinados pelo método de Tennant devem ser considerados como os menores valores de vazão admitidos pelo sistema e devem ser diferentes mês a mês. Além da vazão mínima, uma condição de restrição a ser considerada é a máxima vazão mínima que pode ser atingida, para evitar conectividade do rio Paraná com os ambientes lânticos. Para esta planície de inundação, essa vazão é a correspondente à cota de 3,5 m, ou seja, uma vazão de 9.200 m³/s.

No hidrograma exemplificado na figura 2, sugere-se a ocorrência de um pico de menor magnitude e menor duração, que antecede uma cheia maior, com início em outubro, com magnitude de cerca de 12.300 m³/s a 17.200 m³/s na estação de Porto São José, com duração de 30 dias. Como exemplo de grande cheia, sugere-se a ocorrência de ao menos uma cheia de maior magnitude e maior duração, com pico de cerca de 23.000 m³/s e duração de cerca de 60 dias, com início em janeiro. Na figura 2, observa-se que a recomendação é a de que os níveis permaneçam abaixo de 3,5 m (9.200 m³/s) fora do período de cheias, impedindo a conexão do rio Paraná com os ambientes lânticos, como tem ocorrido desde o início da operação do reservatório de Porto Primavera.

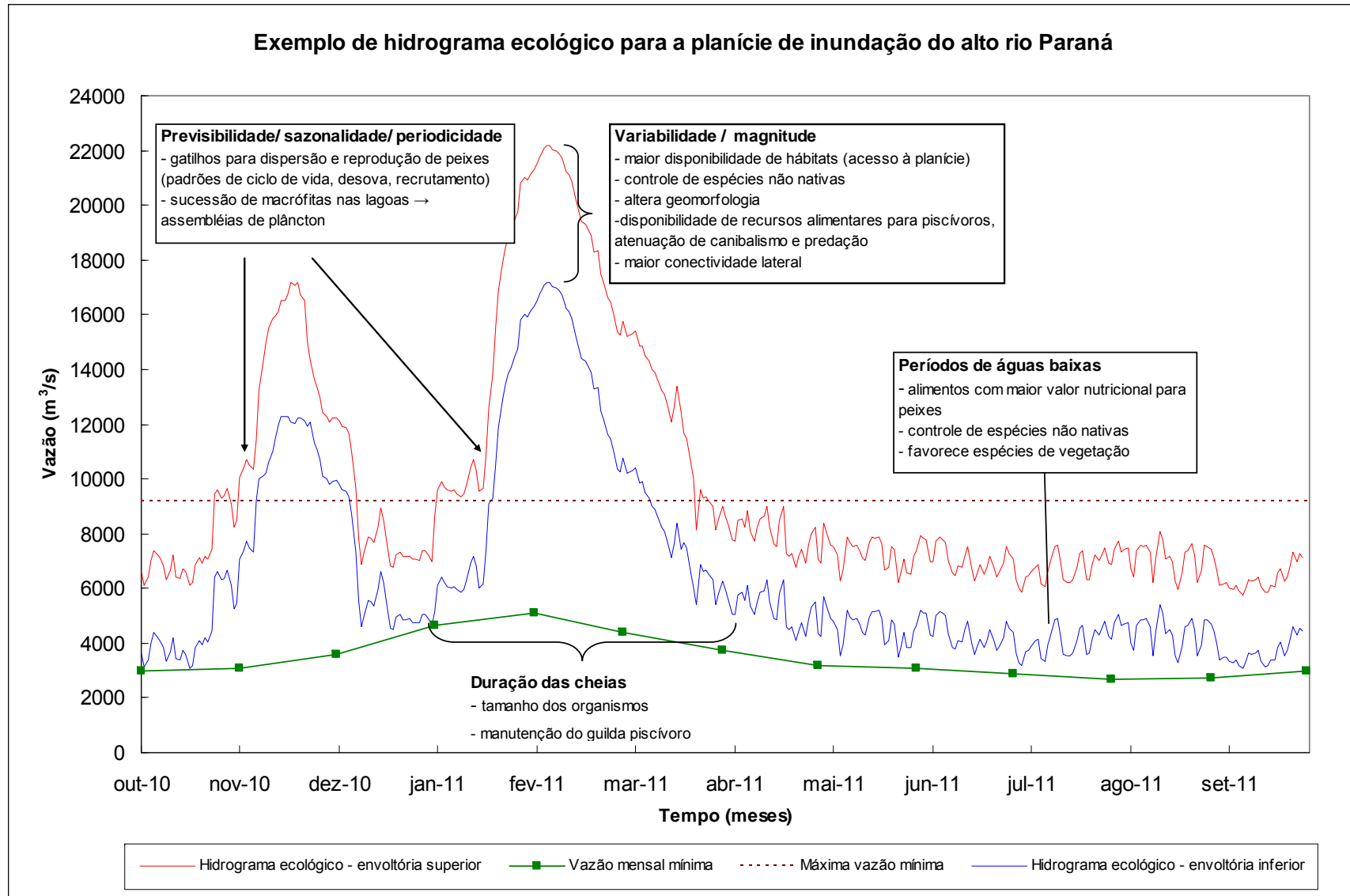


Figura 2 – Exemplo de traçado de hidrograma ecológico para a planície de inundação do alto rio Paraná – vazões para a estação Porto São José

DISCUSSÃO

Considerações iniciais

Considerar que o hidrograma ecológico seja simplesmente aquele que representa o período natural, ainda não impactado pelas ações antropogênicas, é insuficiente por vários motivos. O primeiro é que a variação temporal do regime natural (1964 a 1971) para o atual (a partir de 1972) na área de estudo engloba muitas variáveis, tais como desmatamento de áreas de floresta, alteração na ocupação e uso do solo na bacia hidrográfica, alteração no regime de precipitações (MÜLLER et al., 1998), além do importante impacto de que o regime controlado altera as características limnológicas no rio Paraná, bem como as dos componentes interligados a ele, como lagoas e ressacos (ver CAPÍTULO II), com todas as suas implicações ecológicas.

O segundo motivo é o fato dos reservatórios estarem em cascata, em que a operação de um reservatório influencia na do outro e o aumento de demanda por energia elétrica leva os reservatórios a funcionarem interligados, criando uma incompatibilidade de interesses humanos e ecológicos. Nessa situação, o conflito pelo uso da água deve ser quantificado e discutido por todas as partes envolvidas, para que se entre em consenso quanto à forma de operação dos reservatórios a montante, visto que a legislação brasileira não é específica sobre o tema e o cenário brasileiro encontra-se em período de transição de conceitos e definição de metodologias para determinação de hidrogramas ecológicos.

O terceiro motivo é que a construção dos reservatórios que compõem a cascata provavelmente conduziu a aumento de evaporação no fechamento do balanço hídrico da bacia. Por exemplo, com relação à evaporação no reservatório da UHE de Porto Primavera, Sansigolo e Santos (2002) instalaram 10 estações meteorológicas automáticas no entorno do reservatório, no ano de 2001, com o objetivo de estimar a evaporação diária do lago de Porto Primavera. O resultado do total anual de evaporação média foi de 1.529,3 mm, e, embora este valor seja referente à ambientes terrestres, considerando a área do reservatório de Porto Primavera como 2.250 km², tem-se uma estimativa de evaporação no lago de 109,1 m³/s para aquele ano. Para avaliar esse pressuposto, é interessante o uso de equipamentos eletrônicos que medem os fluxos turbulentos de interação superfície-atmosfera, possibilitando a estimativa da evaporação dos lagos através do fechamento da equação simplificada do balanço de energia. Aparentemente, o valor de 109,1 m³/s parece insignificante comparado ao valor da vazão que escoar no rio Paraná. Entretanto, a análise de impacto ambiental decorrente de construção de grandes lagos artificiais tem por pressuposto a comparação de situações anterior e posterior à construção do mesmo. Portanto, deve-se considerar a quantidade de

evaporação diária no corpo d'água no período anterior à construção do reservatório de Porto Primavera. Embora não se tenha estudos dessa evaporação diária, a existência de uma extensa lâmina d'água de 2.250 km² sugere uma evaporação diária provavelmente muito maior do que a existente em um corpo d'água natural.

Outro motivo é que os valores de vazão são obtidos “olhando para o passado”, por meio da série histórica de vazões, em uma tentativa de “prever o futuro” por meio da definição de um hidrograma ecológico. Ao propor esta análise, o hidrólogo presume que o passado se repetirá no futuro ou que o futuro será ao menos parecido com seu passado. Esse pressuposto conduz a um elevado grau de incerteza na prescrição de um hidrograma ecologicamente aceitável (COLLISCHONN et al., 2005).

Portanto, nem sempre a quantidade de água presente no regime natural será a melhor opção para o sistema atual. Ainda assim, recomenda-se que o regime natural deva servir como base e o hidrograma ecológico deva ser, tanto quanto possível, parecido com o hidrograma natural (RICHTER et al., 2003; COLLISCHONN et al., 2005), ou seja, propor que o hidrograma ecológico seja parecido com o hidrograma natural ainda é a melhor forma de se iniciar um estudo hidrológico com a finalidade de determinar os requerimentos de fluxo de um ecossistema aquático.

No entanto, a complexidade dos ecossistemas aquáticos parece indicar que o hidrograma ecológico também concentra esforços para favorecer determinadas espécies em detrimento de outras, seja pelo valor econômico da espécie, seja pela quantidade maior de estudos os quais geram maior conhecimento das interações dessa espécie com o sistema.

Uma grande questão a ser respondida é se, após intensas ações antropogênicas e após mudanças climáticas, é possível melhorar a qualidade do sistema apenas pela restauração do regime de fluxos, fazendo-o semelhante ao regime natural. O hidrograma ecológico de fato existe por si só, ou está condicionado a vários outros fatores? Por exemplo, na área de estudo, a existência de reservatórios em cascata provoca forte alteração na turbidez, aumentando a transparência por retenção de nutrientes e sedimentos nos reservatórios, o que provoca profundas alterações nas estruturas das comunidades. Restaurar o regime de pulsos de águas nessas condições limnológicas será suficiente, ou ainda, será melhor para o ecossistema aquático do que a regularização de vazões promovida pelos reservatórios a montante?

Para a área de estudo, concluiu-se (ver Capítulo II) que a ocorrência de grandes inundações, com periodicidade em sincronia com a migração e desova de peixes migradores e com duração e frequência similares às do regime natural, é fundamental na área de estudo (AGOSTINHO et al., 2008; PIANA, 2008). Isso possibilita a troca de propágulos e de

organismos entre os habitats, o que aumenta a probabilidade de espécies raras se dispersarem e colonizarem novos lugares durante as inundações. Grandes cheias também auxiliam na expulsão de espécies invasoras, visto que algumas espécies de plantas e de peixes nativas necessitam de tipos de habitats específicos para os processos de sucessão (THOMAZ et al., 2007).

A restauração do regime de pulsos verificada no período anterior à construção dos reservatórios considera o pressuposto de que o hidrograma ecológico aqui proposto seja efetivamente representativo do regime natural e que seu estabelecimento, obtido pelas regras de operação dos reservatórios a montante, será a melhor alternativa para o ecossistema aquático. Essa postura requer monitoramento posterior constante, através de experimentos, e agilidade para efetivar as mudanças que se fizerem necessárias. A legislação brasileira, ao abordar o tema, deverá se adequar a essa realidade e proporcionar mecanismos que possibilitem esse manejo experimental.

Com relação à questão do papel diluidor que o rio Paraná possa exercer sobre os ambientes a ele conectados, devido à retenção de sedimentos e nutrientes pelos reservatórios em cascata localizados a montante da área de estudo (ver Capítulo II), salienta-se que a ocorrência e intensidade do papel diluidor, e mesmo a quantidade de ambientes afetados, depende da posição topográfica de cada ambiente em relação ao rio Paraná e da magnitude, da frequência e da duração das cheias que promovam a conectividade. Ainda assim, essa questão deverá ser cuidadosamente e continuamente monitorada durante e após as cheias, para verificação e re-análise do hidrograma ecológico.

Durante esse monitoramento, pesquisadores de diferentes áreas devem analisar a importância desse papel diluidor e decidir se a ocorrência de cheias que possibilitem a conexão do rio Paraná com os outros ambientes poderá efetivamente conduzir à oligotrofização da planície a longo prazo. Atualmente, não existem indicações consistentes de que a ocorrência periódica de grandes cheias seja prejudicial.

Para diminuir esta condição de agente diluidor, deve-se pesquisar a viabilidade de realizar a transposição de parte dos sedimentos retidos no reservatório de Porto Primavera para jusante. Essa transposição pode ser realizada através do manejo de descarga de água nos períodos mais chuvosos e preferencialmente de sedimentos localizados na parte superficial das águas afluentes ao reservatório (e não provenientes do fundo do reservatório),

Recomendações de estudos hidrológicos para melhoria de traçado do hidrograma ecológico para a planície de inundação do alto rio Paraná

Antes de continuar os estudos para confecção do hidrograma ecológico, é muito importante a verificação em campo da validade da curva-chave para o período posterior ao funcionamento do reservatório de Porto Primavera (1998), já que as últimas medições realizadas pelo órgão que mantém a estação ocorreram em 2000, quando a geometria da seção transversal sofria alteração. No entanto, a dificuldade para validação da curva-chave é o fato de que a regularização de vazões promovida pelos reservatórios a montante não permite a ocorrência de valores muito baixos nem muito altos (extremos) de magnitude de vazão em Porto São José, impedindo a validação da curva-chave para os extremos mínimos e máximos. Uma solução é a extrapolação da curva-chave, mas recomenda-se que tal extrapolação seja realizada por vários métodos e de forma bastante criteriosa (JACCON; CUDO, 1989)

É necessário também proceder à avaliação da retenção de sedimentos na cascata de reservatórios a montante e buscar soluções para promover a transposição, ao menos de parte dos sedimentos, para jusante do reservatório de Porto Primavera. Em pequenas centrais hidrelétricas, já existem estudos de dragagem de sedimentos do reservatório para depósito a jusante, mas este procedimento torna-se inviável para grandes reservatórios devido ao alto custo.

Existem, na área de estudo, três estações meteorológicas automáticas; é importante a continuidade da aquisição destes dados para auxiliar no fechamento do balanço hídrico da área de estudo. Uma linha de pesquisa interessante para subsidiar a confecção do hidrograma ecológico é a medição automática, além dos parâmetros das estações meteorológicas, do nível d'água. Esta aquisição automática de dados pode servir para alimentar modelos matemáticos de simulação, como modelos hidrodinâmicos ou de avaliação de impactos de reservatórios em cascata.

O uso de modelos hidrológicos ou hidrodinâmicos também é uma importante ferramenta para definição do hidrograma ecológico. Existem vários modelos disponíveis e que podem ser aplicados à área de estudo, devendo, para isto, haver a disponibilidade de dados para alimentar os modelos. Para o modelo hidrodinâmico calibrado por Martoni (1997), são necessárias medições contínuas de vazão nas entradas dos afluentes do rio Paraná na área de estudo e em uma "saída". São necessárias ainda, além de uma boa relação de curva-chave, medições da batimetria da seção transversal (com vazão correspondente) de Porto São José a Porto 18. Devido ao funcionamento da usina de Porto Primavera ser posterior à calibração efetuada, deve-se proceder a uma nova calibração antes de usar o modelo hidrodinâmico.

Existem modelos de simulação que quantificam os impactos no regime de fluxos de cada um dos reservatórios que compõem a cascata. A grande dificuldade é a obtenção de dados dos reservatórios (hidrogramas de entrada e saída, batimetria do reservatório, por exemplo). Outros modelos simulam o efeito do rompimento de uma das barragens da cascata de reservatórios sobre as demais barragens e, mais uma vez, é essencial a obtenção de dados dos reservatórios. Tais dados poderiam ser fornecidos pelos órgãos que operam os reservatórios, caso esses estudos sejam de seu interesse.

Outro estudo interessante é a modelagem do impacto ambiental da formação de grandes lagos artificiais sobre o microclima regional. Para efetivação deste tipo de estudo, são necessários equipamentos eletrônicos de baixo tempo de resposta e alta acurácia para medição dos fluxos turbulentos, que possibilitem o fechamento da equação simplificada do balanço de energia. Deve-se realizar medições automáticas de diversos parâmetros, alguns com alta frequência (por exemplo, 10 Hz) e alimentar um modelo de simulação atmosférica de mesoescala com estes dados.

Os estudos para verificação de aumento de tendência da precipitação média (MÜLLER et al., 1998) encerraram-se em 1998, ou seja, antes do funcionamento da UHE de Porto Primavera, sendo necessária uma atualização neste estudo.

Após a definição do hidrograma ecológico definitivo, deve-se procurar resolver os conflitos com o setor elétrico, podendo ser realizadas pesquisas para definir regras de operação nos reservatórios e eventuais perdas energéticas, considerando os outros usos existentes na área de estudo (navegabilidade, recreação). A envoltória inferior do hidrograma ecológico pode ser considerada a condição inicial para estudos de regras de operação nos reservatórios e determinação de eventuais perdas energéticas.

Para confecção do hidrograma ecológico definitivo, é necessário também estudar a variabilidade inter-anual de vazões, o que pode ser feito através de estudos estatísticos baseados na confecção de curvas de permanência de vazões médias diárias para cada ano da série histórica.

O desenvolvimento sustentável dos recursos hídricos depende da habilidade dos gestores em manter os processos de circulação de água e nutrientes, juntamente com o fluxo de energia e matéria na escala da bacia hidrográfica. O clima em uma região depende do tipo de solo, vegetação, capacidade de infiltração e da própria precipitação, do uso e ocupação do solo (existência de áreas impermeáveis) e da evapotranspiração. A combinação de todos esses fatores, que interagem entre si, define o clima local. Por exemplo, o desmatamento desordenado de áreas de floresta com a troca de uso do solo por culturas agrícolas pode

provocar mudança no clima da região, fazendo com que a temperatura do ar e a infiltração aumentem, e a evapotranspiração e a interceptação diminuam. A troca de áreas de floresta por áreas urbanas intensificam esses impactos. Portanto, para melhorar o traçado do hidrograma ecológico, é interessante avaliar as mudanças climáticas que ocorreram na região (mudanças na precipitação, evaporação, temperatura do ar), bem como as alterações de uso e ocupação do solo e as alterações na vegetação.

CONCLUSÕES

A confecção do hidrograma ecológico é decorrente de um processo iterativo e participativo. É decorrente de um processo iterativo porque deve ser continuamente monitorado experimentalmente, e os testes e validação feitos em campo devem conduzir ao aprimoramento do hidrograma, especialmente porque o sistema não é estático, antes é dinâmico, variando com o tempo e com outros fatores que possam interferir no regime hidrológico e na resposta da biota. É decorrente de um processo participativo porque engloba os interesses de todos os atores envolvidos, e a busca por soluções em situações de conflito deve permear as discussões e a confecção do hidrograma. Este é um aspecto importante, porque nem sempre se consegue a participação do órgão gestor do recurso hídrico ou daqueles que efetivamente manejam o regime de fluxos.

A área de estudo deste trabalho representa o último trecho ainda não represado da planície de inundação do alto rio Paraná, e é uma Área de Proteção Ambiental, sendo extremamente importante a conservação deste sistema rio-planície de inundação com sua elevada biodiversidade. Portanto, a manutenção de um regime de fluxos que considere os requerimentos biológicos das espécies e que atenda os aspectos qualitativos da água, devem ser considerados uma prioridade na gestão do recurso hídrico.

O hidrograma ecológico aqui proposto contempla apenas alguns aspectos hidrológicos, sendo fundamental um encontro com a participação de pesquisadores de diferentes áreas que estudam a planície de inundação, a fim de se elaborar um hidrograma que seja de fato representativo dos requerimentos ambientais de fluxo deste ecossistema. Neste fórum, uma das áreas abordadas seria a hidrologia, e o hidrograma aqui sugerido contemplaria os aspectos hidrológicos, com exceção da variabilidade inter-anual natural, que precisa ser estudada.

Uma grande questão a ser respondida é se, após intensas ações antropogênicas e após mudanças climáticas, é possível melhorar a qualidade do sistema apenas pela restauração do regime de fluxos, fazendo-o semelhante ao regime natural. O hidrograma ecológico baseado no paradigma do regime natural de fato existe por si só, ou está condicionado a vários outros

fatores? O uso e ocupação do solo, as mudanças no clima regional, o desmatamento desordenado, a intensa urbanização, a construção de reservatórios em cascata e seus impactos são fatores a serem considerados para minimizar a incerteza gerada pela pergunta: restaurar o regime de pulsos é suficiente, ou ainda, é melhor para o ecossistema aquático em questão?

A complexidade dos ecossistemas aquáticos parece indicar que o hidrograma ecológico, da mesma forma que outros métodos para determinação de vazões ambientais, concentra esforços para favorecer determinadas espécies em detrimento de outras, seja pelo valor econômico da espécie, seja pela quantidade maior de estudos os quais geram maior conhecimento das interações dessa espécie com o sistema.

Agostinho et al. (2004) salientam que são necessários estudos mais detalhados na planície de inundação do alto rio Paraná a fim de determinar os requerimentos biológicos das espécies quanto ao nível fluviométrico mínimo e quanto ao tempo de início e duração das cheias necessárias ao ciclo de vida dos organismos, como o estudo realizado por Piana (2008) em que mostrou-se que cheias duradouras (próximas a três meses) são necessárias para manutenção das abundâncias do guilda piscívoro e de *Prochilodus lineatus*.

Definir e realizar esses estudos são fundamentais para a confecção final do hidrograma ecológico, ou seja, para definição da quantidade de água que deve ser liberada pelos reservatórios a montante e em quais tempos, para manutenção da integridade do ecossistema aquático de jusante. Essa definição servirá de subsídio para debates sobre o uso da água no âmbito de comitê de bacia e para auxiliar o órgão gestor do recurso hídrico no processo decisório de outorga de uso da água.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M.; HAHN, N.S. The upper Paraná river and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. In: Thomaz, S. M., A. A. Agostinho, N. S. Hahn (Ed.), **The Upper Paraná river floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 2004. p. 381-393.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M.; SOUZA-FILHO, E. E.; TOMANIK, E. A. Application of the ecohydrological concept for sustainable development of tropical floodplains: the case of the upper Paraná River basin. **Ecohydrology and Hydrobiology**, v. 8, n° 2-4, p. 205-223, 2008.

ALVES, M. G.; HENRIQUES, A. G. O caudal ecológico como medida de minimização dos impactos nos ecossistemas lóticos. Métodos para a sua determinação e aplicações. In: SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DA LÍNGUA OFICIAL PORTUGUESA, 1, **Actas...**, 1994, p. 177.

ARENAS-IBARRA, J.A. **Alterações na hidrologia da planície de inundação do alto rio Paraná (1964-2007): influência dos reservatórios a montante**. Maringá, 2008. 41 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

BENETTI, A. D.; LANNA, A. E., COBALCHINI, M. S. Metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, p. 149-160, 2003.

BRASIL. **Decreto de 30 de setembro de 1997**. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do rio Paraná, nos Estados do Paraná e Mato Grosso do Sul, e dá outras providências. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, nº189, 1º de outubro de 1997. Seção 1.

COLLISCHONN, W.; AGRA, S.G.; FREITAS, G.K.; PRIANTE, G.R.; TASSI, R.; SOUZA, C.F. Em busca do hidrograma ecológico. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, XVI, 2005, João Pessoa. **Anais eletrônicos...** [Porto Alegre]: ABRH, 2005. 1 CD-ROM.

GARCIA, L.A.V.; ANDREAZZA, A.M.P. Estabelecimento de vazões ambientais efluentes de barragens – sugestão metodológica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 9, p. 5-18, 2001.

JACCON, G.; CUDO, K. J. **Hidrologia, curva-chave: análise e traçado**. Brasília: DNAEE, 1989. 273 p.

MARTONI, A.M. **Modelagem hidrodinâmica do canal do rio Paraná, entre Porto São José e Porto 18, em Querência do Norte, para fins preservacionistas**. Maringá, 1997. 52 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 1997.

MÜLLER, I.I.; KRÜGER, C.M.; KAVISKI, E. Análise de estacionariedade de séries hidrológicas na bacia incremental de Itaipu. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, p. 51 – 71, 1998.

OKAWA, C. M. P. **Caracterização do regime de fluxos e determinação da vazão mínima residual a jusante do barramento da usina hidrelétrica de Porto Primavera no rio Paraná: estação de Porto São José**. 2008. 24 f. Exame geral de qualificação – Universidade Estadual de Maringá. 2008.

OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO (ONS). **Inventário das restrições operativas hidráulicas dos aproveitamentos hidrelétricos**. 2008. Disponível em: http://www.ons.org.br/download/operacao/hidrologia/Inventario_Restrições_Hidráulicas-Revisão-1-2008.pdf. Acesso em: 7 nov. 2008.

PIANA, P.A. **Regulação populacional na ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná: aplicação da abordagem da ecologia preditiva em longas séries temporais de seções transversais**. Maringá, 2008. 64 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

POFF, N.L.; ALLAN, J.D.; BAIN, M.B.; KARR, J.R.; PRESTEGAARD, K.L.; RICHTER, B.D.; SPARKS, R.E.; STROMBERG, J.C. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **Bioscience**, v. 47, n 11, p. 769 – 784, 1997.

RICHTER, B.D.; BAUMGARTNER, J.V.; POWELL, J.; BRAUN, D.P. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology**, v. 10, n° 4, p.1163-1174, 1996.

RICHTER, B.D.; BAUMGARTNER, J.V.; WIGINGTON, R., J.; BRAUN, D.P. How much water does a river need?. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 231-249, 1997.

RICHTER, B.D.; RICHTER, H.E. Prescribing flood regimes to sustain riparian ecosystems along meandering rivers. **Conservation Biology**, v. 14, n° 5, p.1467-1478, 2000.

RICHTER, B.D.; MATHEWS, R.; HARRISON, D.L.; WIGINGTON, R. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. **Ecological Applications**, v. 13, n° 1, p. 206-224, 2003.

ROCHA, P.C. **Dinâmica dos canais no sistema rio-planície fluvial do alto rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico-PR**. Maringá, 2002. 171 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2002.

SANSIGOLO, C.A.; SANTOS, J.M. dos. Evaporação do lago de Porto Primavera. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, XII , 2002, Foz de Iguaçu. Disponível em: http://mtc-m15.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/iris@1915/2005/04.14.13.54/doc/Sansigolo_Evaporacao%20do%20lago.pdf. Acesso em 08 nov. 2008.

SILVA, S.A. **Mecanismos de transmissão de fluxos de água e sedimentos em dois grandes rios aluviais impactados pela atividade humana: o Araguaia e o Paraná**. Maringá, 2007. 142 f., il. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.

SOUZA FILHO, E. E.; COMUNELLO, E; ROCHA, P. C. Flooded areas in the Parana River Floodplain: the Baia-Curutuba-Ivinheima Complex.. In: 3RD LATIN-AMERICAN CONGRESS OF SEDIMENTOLOGY, 2003, BELÉM. **Abstracts...** [Belém]: 2003, v. 1, p. 259.

SOUZA FILHO, E.E. 2008. Evaluation of the Upper Paraná River discharge control by reservoirs. **The Brazilian Journal of Biology (ASRBB)**, 19 p.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; BOZELLI, R. L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, v. 579, p. 1-13, 2007.