

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**VAZÕES AMBIENTAIS EM HIDRELÉTRICAS: BELO MONTE E MANSO**

CHRISTOPHER FREIRE SOUZA

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

**Orientador: Carlos Tucci**

**Co-orientadores: Angela Arthington**

**Walter Collischonn**

**Banca Examinadora:**

Prof. Dr. Albano Schwarzbold    Depto. de Ecologia/UFRGS

Profa. Dra. Rutinéia Tassi      Depto. de Hidráulica e Saneamento/UFSM

Prof. Dr. Carlos André Mendes    Depto. de Obras Hidráulicas/IPH/UFRGS

Porto Alegre, agosto de 2009

## **DEDICATÓRIA**

Aos meus pais, à Dani,  
ao Flávio, aos Freire e  
aos Souza.

## APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, sob a orientação do Prof. Carlos Tucci da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e co-orientado por Prof. Angela Arthington da Griffith University, Austrália, Prof. David da Mota Marques e Prof. Walter Collischonn da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

A escolha do tema foi influenciada (a) pelos estudos para composição de uma monografia, para a disciplina HIP-08 Aspectos Qualitativos dos Recursos Hídricos, ministrada pelo Prof. David ainda no mestrado, e (b) pela apresentação de um seminário pelo Prof. Walter, que havia recém-regressado de curso no exterior.

Ao final do mestrado, surgiu uma chamada pública do CT-HIDRO para concessão de bolsas de doutorado. Nesse momento, decidi-me por consultar o professor Tucci para desenvolver uma proposta de projeto, o qual já havia orientado o meu mestrado e que possui grande experiência em hidrologia e gestão de recursos hídricos. Cabe o registro de que desde a elaboração do projeto o professor Walter esteve me orientando, embora extra-oficialmente por ainda não ter atingido à época os critérios estabelecidos na pós-graduação para orientar teses de doutorado.

A proposta original, que tinha como título “Investigações sobre manejo sustentável de águas em bacias brasileiras”, após modificações típicas de estudos de doutoramento veio a resultar no estudo que aqui se apresenta, intitulado “Vazões ambientais em hidrelétricas: Belo Monte e Manso”.

O trabalho contou ainda com a orientação da Prof. Angela Arthington do Australian Rivers Institute da Griffith University, especialmente ao longo da revisão sobre o funcionamento da ecologia de rios e sobre os métodos de vazões ambientais, no período de doutorado sanduíche, financiado parcialmente pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Neste trabalho, propõe-se um método para a escolha de vazões ambientais com base num processo de avaliação de alterações hidrológicas e de produção de atividades antrópicas provenientes da aplicação de diferentes regras de vazões ambientais.

## AGRADECIMENTOS

Terminar um doutorado é tarefa que depende de um conjunto de fatores para a realização. Neste momento gostaria de prestar o reconhecimento pela atenção recebida de todos os envolvidos nestes anos de estudo. Dedico menção honrosa:

Às instituições que me acolheram em Porto Alegre (Instituto de Pesquisas Hidráulicas) e em Brisbane (Australian Rivers Institute), às quais credito o mérito científico deste trabalho.

Aos Profs. Tucci e Walter Collischonn por terem aceito me orientar em tema inovador e que juntamente com a banca examinadora envidaram esforços para a apreciação do trabalho em curto-prazo, de maneira a viabilizar a realização do sonho pessoal de voltar para Maceió para lecionar na UFAL e estar novamente próximo à família.

Ao Prof. David, exemplo de dedicação à pesquisa em uma instituição federal, com quem tive a oportunidade de discutir limnologia e biologia de organismos aquáticos no início de minha imersão nesta área nova para mim.

À Profa. Angela que, ao prontamente responder um e-mail, possibilitou agregar experiências no exterior, algo que desejava reviver desde os tempos de Estados Unidos. Acho que nunca aprendi tanto em tão pouco tempo, como quando discutimos semanalmente os estudos sobre vazões ambientais e ecologia de água doce.

Aos órgãos de fomento CT-HIDRO e CNPq, sem os quais não seria financeiramente possível frequentar os centros de pesquisa onde convivi.

Aos colegas “gaúchos” de doutorado, futebol, chorinho no Parangolé e de todos os momentos. Agradeço, em especial, a Diogo, Fernando, Ruberto, Nilson, Sidnei, Marllus, Marcus, Uziel, Adriano, Márcio Nóbrega, LG, Claudinéia, Chico, Leandro, Ferdnando, Lidiane, Márcio Giacomoni, Bike, Rodrigo, Juan Martin e respectivas companheiras por adicionarem boas doses de confraternização e vida aos estudos.

Aos colegas de sala, de pesquisa e de momentos de lazer, especialmente ao Ben Stewart-Koster, Steve Hamilton e família, Wendy, Fernanda Helfer e demais “brasileiros australianos” pelo apoio nos seis meses de Austrália. Cheers!

Aos colegas de Botswana e do Arresters pelas conquistas de campeonatos e experiências ao longo dos torneios em Brisbane.

À minha família, que na maior parte do tempo esteve distante, mas consciente de que a ausência se dava por um melhor futuro.

À Dani, companheira, esteio, inspiração. Meu muito obrigado.

## RESUMO

Impactos sócio-ambientais negativos têm colocado a gestão do meio ambiente e dos recursos hídricos em cheque. Produção econômica intensiva, especialmente onde existem hidrelétricas, tem conduzido à perda de abundância e riqueza de espécies e conseqüente diminuição de produção de serviços ambientais à sociedade. Em contrapartida, avanços científicos em ecologia têm demonstrado que a conservação de regimes hidrológicos é o caminho para conservação de ecossistemas e para manutenção da produção de serviços ambientais. É neste contexto que cresce em importância a ferramenta de vazões ambientais, que tem como propósito compatibilizar interesses dos diferentes setores de produção, ao manter em corpos d'água regimes hidrológicos que produzam melhores resultados sócio-econômicos com menores impactos ambientais.

O objetivo desta pesquisa é propor um método para a escolha de vazões ambientais, especialmente em regiões com escassez de informações ecológicas.

O método proposto fundamenta-se na relação de influência direta entre conservação de regimes hidrológicos, conservação de ecossistemas e produção de serviços ambientais. Para isto, as alterações de regimes hidrológicos são quantificadas para qualificar o grau de conservação do ambiente e de produção econômica por serviços ambientais. O método consiste em diagnosticar alterações hidrológicas, elaborar potenciais regras de vazões ambientais, simular numericamente sua aplicação e prognosticar seus impactos via estudos de alteração hidrológica e de produção econômica por atividades antrópicas.

A aplicação da metodologia foi dividida em dois estudos de casos. No primeiro, foram analisadas vazões ambientais para o projeto de aproveitamento hidrelétrico de Belo Monte, no rio Xingu, que ainda não sofre de alterações significativas do regime hidrológico. O segundo estudo consistiu do estudo do grau e da extensão de alteração do regime hidrológico pelo aproveitamento múltiplo da Usina de Manso, no rio Manso, afluente ao rio Cuiabá que drena ao Pantanal.

Como resultado, o método mostrou ser flexível a diferentes configurações de disponibilidade de informação, além de possibilitar a escolha de vazões ambientais de forma transparente, colaborativa e participativa. A confiabilidade do método, no entanto, depende da representatividade das informações hidrológicas e do grau de incertezas quanto à relação entre alteração hidrológica, degradação de ecossistemas e perda de produção econômica, quando dados ecológicos são escassos.

**Palavras-chave:** hidrograma ecológico; método hidrológico; ELOHA

## ABSTRACT

The natural flow paradigm has not been considered in the Brazilian water resources and environmental management systems yet. Environmental flows studies have just been considered by Brazilian scientific community with too few, if any, experimental studies being undertaken. However, such a tool needs to be considered urgently, once environmental flows sustain ecosystem and their environmental services, which are of great importance to society.

This thesis aims to propose a method to subsidize environmental flows selection, especially in regions where ecological data is scarce.

We have based such method on the direct influential relation between flow regime alteration, ecosystem degradation and environmental services loss, applying hydrologic alteration indices as proxies of ecosystems degradation and environmental services loss.

This new method consists on diagnosing hydrologic alteration, developing potential environmental flows rules, numerically simulate them and assessing their impacts on hydrologic alteration and economic production by human activities.

The method application was split in two case studies in order to use different sets of its techniques. The former study consisted on assessing environmental flows downstream the projected UHE Belo Monte, located in the Xingu river, a tributary to the Amazon river. In this study only one flow station was applied with its “naturalized” flows as a benchmark. The latter study consisted on assessing the degree and extension of APM Manso dam hydrological impacts, located in a tributary to the Brazilian Pantanal. In this study, data from different stations were used as benchmarks.

As a result, this hydrological method showed flexibility to work with different information settings, while it could be applied in a transparent, participative and collaborative approach. However, its confidence relies on hydrological data representativity and on the uncertainty over the relation between hydrological alteration, ecosystems degradation and loss of environmental services, when ecological data are scarce.

**Key-words:** Amazon; hydrological method; ELOHA

# ÍNDICE

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
1.1	Antecedentes .....	1
1.2	Objetivos .....	2
1.2.1	Objetivo Geral .....	2
1.2.2	Objetivos Específicos .....	2
1.3	Questões Científicas .....	2
1.4	Estrutura da Tese .....	2
<b>2</b>	<b>VAZÕES AMBIENTAIS</b> .....	<b>4</b>
2.1	Aspectos eco-hidrológicos .....	4
2.1.1	Serviços ambientais .....	4
2.1.2	Eco-hidrologia .....	5
2.1.3	Fatores reguladores da composição biótica de águas interiores.....	7
2.1.4	Impactos de atividades antrópicas no regime de vazões.....	12
2.1.5	Quantificação de impactos ambientais por índices eco-hidrológicos..	18
2.1.6	Análises de impactos de reservatórios em regimes de vazões.....	19
2.2	Estado-da-arte .....	20
2.2.1	Histórico .....	22
2.2.2	Métodos para recomendação de vazões ambientais.....	29
2.3	Panorama nacional.....	32
2.3.1	Fatos históricos da gestão ambiental de águas fluviais .....	32
2.3.2	Política de Recursos Hídricos .....	34
2.3.3	Política de Meio Ambiente.....	35
2.3.4	Regulação e estudos.....	37
2.4	Considerações sobre a revisão.....	39
<b>3</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	<b>41</b>
3.1	Base metodológica .....	41
3.2	Estrutura metodológica .....	43
3.3	Conceituação.....	46
3.4	Caracterização da região .....	48
3.4.1	Levantamento de informações hidrológicas .....	48
3.4.2	Levantamento de informações ecológicas locais.....	52
3.4.3	Levantamento de informações sócio-econômicas locais .....	54
3.5	Caracterização do estudo .....	55
3.5.1	Objetivos e metas de vazões ambientais .....	56
3.5.2	Cenários de uso de recursos naturais.....	57
3.5.3	Potenciais regras de vazões ambientais .....	58
3.5.4	Escolha de índices eco-hidrológicos e econômicos.....	59
3.5.5	Indicadores de impactos eco-hidrológicos e econômicos .....	60
3.6	Avaliação dos impactos.....	62
3.6.1	Regime hidrológico de referência.....	62
3.6.2	Regimes hidrológicos em análise .....	62
3.6.3	Roteiro para caracterização eco-hidrológica de regimes de vazões....	63
3.6.4	Análise de alterações eco-hidrológicas do regime de vazões .....	64
3.6.5	Análise de alterações econômicas .....	65
3.7	Decisão.....	66
<b>4</b>	<b>ESTUDOS DE CASOS</b> .....	<b>67</b>

<b>4.1</b>	<b>Prognóstico da adoção de regras de vazões ambientais no AHE Belo Monte.....</b>	<b>68</b>
4.1.1	<i>AHE Belo Monte .....</i>	68
4.1.2	<i>Aplicação da metodologia: Caracterização da região.....</i>	73
4.1.3	<i>Aplicação da metodologia: Caracterização do estudo.....</i>	79
4.1.4	<i>Aplicação da metodologia: Avaliação de impactos.....</i>	86
4.1.5	<i>Resultados .....</i>	88
4.1.6	<i>Discussão .....</i>	92
<b>4.2</b>	<b>Análise do grau e extensão de impactos ambientais do APM Manso....</b>	<b>95</b>
4.2.1	<i>APM Manso .....</i>	95
4.2.2	<i>Aplicação da metodologia: Caracterização da região.....</i>	98
4.2.3	<i>Resultados .....</i>	100
4.2.4	<i>Discussão .....</i>	101
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>103</b>
<b>6</b>	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>109</b>



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Constituintes do bem-estar e sua relação com serviços ambientais. Adaptado de MEA, 2005.....	5
Figura 2. Fatores reguladores da integridade biótica em trechos de rio. Adaptado de Karr & Chu, 2000. ....	8
Figura 3. Princípios que justificam a conservação do regime de vazões. Modificado de Bunn & Arthington, 2002. ....	11
Figura 4. Três de várias possíveis formas de relação entre alteração hidrológica e resposta de ecossistemas. Adaptado de Tharme & Kendy, 2009. ....	14
Figura 5. Relação entre conceitos ligados à gestão integrada de recursos hídricos. Adaptado de Naiman et al., 2007.....	21
Figura 6. Downstream Response to Imposed Flow Transformation (DRIFT). Adaptado de King et al., 2003.....	30
Figura 7. Ecological Limits of Hydrological Alteration (ELOHA). Adaptado de Poff et al., 2010.....	31
Figura 8. Comparação qualitativa dos impactos da ação antrópica. (a) Quantificação de alterações hidrológicas. (b) Qualificação de impactos sócio-ambientais da ação antrópica na seção em análise.....	42
Figura 9. Esquema do método. ....	43
Figura 10. Estrutura metodológica para escolha de vazões ambientais. ....	44
Figura 11. Reguladores da integridade biótica de rios. Setas indicam relações majoritárias de influência entre compartimentos. Adaptado de Poff et al., 1997; Karr & Chu, 2000; Thorp et al., 2006. ....	46
Figura 12. Localização e evolução do projeto do AHE Belo Monte. Adaptado de Leme, 2009b. ....	68
Figura 13. Perfil longitudinal do rio Xingu na área direta de influência do AHE Belo Monte. Fonte: Leme, 2009a. ....	69
Figura 14. Regime de vazões no posto Altamira (código 18850000): (a) hidrogramas a partir de todos os dados; (b) hidrogramas de anos hidrológicos selecionados. ....	74
Figura 15. Anomalia nos dados fluviométricos de 2003 no rio Xingú, posto Altamira. ....	74
Figura 16. Série de vazões médias mensais naturais. Fonte Cardinot et al., 2007. ....	75
Figura 17. Regime de vazões no posto Bacajá (código 18880000).....	76
Figura 18. Alocações anuais ao TVR por regra.....	81
Figura 19. Período de produção de energia típica da aplicação da regra 5. ....	83
Figura 20. Perda de Potência Média em relação à máxima produção possível, <i>i.e.</i> , produção à partir de toda vazão afluente, em relação à aplicação da norma DNAEE 02/1984 e à aplicação do “hidrograma mínimo” proposto nos Estudos de Viabilidade. ....	88

Figura 21. Diferença inter-anual de vazões afluentes à geração de energia em função da antecipação do pulso de cheia.....	89
Figura 22. Energia firme estimada de forma isolada ao SIN, mas para o seu período crítico. ....	90
Figura 23. Classificação de regras quanto a alterações no regime hidrológico do TVR.	91
Figura 24. Localização do reservatório APM Manso e estações fluviométricas do estudo.....	96
Figura 25. Vazões máximas, médias e mínimas anuais no posto Quebó.....	99
Figura 26. Gráfico polar de magnitude e dia de ocorrência da vazão máxima específica ( $l.s^{-1}.km^{-2}$ ) antes (press) e após (prebs) APM Manso no posto Fazenda Raizama contra as estações de referência Porto Estrela e Quebó (postss e postbs). Valores medianos foram preenchidos, os demais representam a informação de cada ano...	101
Figura 27. Diferença percentual de médias das médias mensais.....	127
Figura 28. Regimes hidrológicos no Trecho de Vazões Reduzidas e na turbina resultantes da aplicação da $Q_{90}$ e do “hidrograma ecológico de consenso” proposto no EIA.....	148

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Benefícios obtidos de serviços de ecossistemas de águas interiores. Adaptado de Postel & Richter, 2003.....	6
Quadro 2. Escala de relações de características biológicas, geomorfológicas e hidrológicas a processos e respostas biológicas. Adaptado de Walker et al., 1995.....	7
Quadro 3. Relações entre o regime hidrológico e processos ecológicos. Adaptado de Richter et al., 2006.....	8
Quadro 4. Ameaças aos serviços providenciados pelo ecossistema por atividades antrópicas. Modificado de Postel & Carpenter, 1997.....	13
Quadro 5. Evolução científica de vazões ambientais. ....	22
Quadro 6. Evolução na regulação de usos para implementação de vazões ambientais..	23
Quadro 7. Variáveis do IHA e justificativa ecológica associada. Adaptado de Richter et al., 1996.....	50
Quadro 8. Síntese das características sócio-econômicas. ....	78
Quadro 9. Síntese das regras de vazões ambientais aplicadas.....	82
Quadro 10. Síntese dos índices para avaliação de regras. ....	84
Quadro 11. Características físicas e distribuição temporal dos registros das estações de referência e em análise.....	98

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Índices hidrológicos dos regimes de vazões nos postos Altamira e Bacajá. ..	75
Tabela 2. Tempo de retorno de vazões máximas no posto Altamira via ajuste da distribuição de Gumbel. ....	83
Tabela 3. Efeitos hidrológicos médios do APM Manso em eventos extremos. ....	100
Tabela 4. Diferenças percentuais de médias das médias mensais por regra*. ....	126
Tabela 5. Diferenças percentuais de desvios das médias mensais por regra*. ....	128
Tabela 6. Diferenças percentuais de médias de mínimas anuais por regra*. ....	129
Tabela 7. Diferenças percentuais de desvios de mínimas anuais por regra*. ....	129
Tabela 8. Diferenças percentuais de médias das máximas anuais por regra*. ....	130
Tabela 9. Diferenças percentuais de desvios das máximas anuais por regra*. ....	131
Tabela 10. Diferenças relativas de previsibilidade (médias) do regime hidrológico por regra*. ....	132
Tabela 11. Diferenças relativas de variabilidade (desvios) do regime hidrológico por regra*. ....	133

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

- AHE – Aproveitamento Hidrelétrico
- APM – Aproveitamento Múltiplo
- ANA – Agência Nacional de Águas
- BAP - Bacia do Alto rio Paraguai
- BBM – *Building Block Methodology*
- CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- CTAP – Câmara Técnica de Análise de Projetos
- CTCQA - Câmara Técnica de Controle e Qualidade Ambiental
- CT-HIDRO - Fundo Setorial em Recursos Hídricos
- CTPOAR - Câmara Técnica de Procedimentos de Outorga e Ações Reguladoras
- DHRAM – *Dundee Hydrologic Regime Assessment Method*
- DNAEE – Departamento Nacional de Energia Elétrica
- DRIFT – *Downstream Response to Imposed Flow Transformation*
- DRM – *Desktop Reserve Method*
- EIA – Estudo de Impactos Ambientais
- ELOHA – *Ecological Limits Of Hydrological Alteration*
- FDC-*shifting* – *Flow-duration curve shifting*
- FEM – *Flow Events Method*
- GIRH – Gestão Integrada de Recursos Hídricos
- IHA – *Indicators of Hydrologic Alteration*
- MANHE – Manejo Adaptativo para Implementação de Vazões Ambientais
- MEA – *Millenium Ecosystem Assessment*
- MESA – Manejo Ecologicamente Sustentável de Águas
- ONS – Operador Nacional do Sistema Elétrico
- PNMA – Política Nacional do Meio Ambiente
- PNRH - Política Nacional de Recursos Hídricos
- RIMA – Relatório de Impactos Ambientais
- RVA – *Range of Variability Approach*
- SIN – Sistema Interligado Nacional
- SINGREH - Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
- SISNAMA - Sistema Nacional do Meio Ambiente

TI - Terra Indígena

TVR – Trecho de vazões reduzidas

UHE – Usina hidrelétrica

UNCED - Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento

## LISTA DE ANEXOS

<b>ANEXO A.</b>	<b>MANUAL TÉCNICO DO LOU – UMA FERRAMENTA PARA ANÁLISE DE SÉRIES HIDROLÓGICAS .....</b>	<b>122</b>
<b>ANEXO B.</b>	<b>DETALHAMENTO DOS RESULTADOS DE PROGNÓSTICOS DE ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS NA VOLTA GRANDE DO XINGU....</b>	<b>126</b>
<b>ANEXO C.</b>	<b>LEGENDA DE VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS ADOTADAS NO ESTUDO DE CASO DO AHE BELO MONTE.....</b>	<b>140</b>
<b>ANEXO D.</b>	<b>REGIMES HIDROLÓGICOS NO TRECHO DE VAZÕES REDUZIDAS E NA TURBINA PARA AS REGRAS DA Q<sub>90</sub> E DO EIA .....</b>	<b>141</b>

# 1 Introdução

## 1.1 ANTECEDENTES

Poluição e perda de espécies aquáticas figuram entre os impactos ambientais da instalação e desenvolvimento de atividades econômicas. Em áreas urbanas, o despejo de contaminantes e a alteração do escoamento pela impermeabilização da cobertura de solo põem em risco a saúde da população. Em algumas comunidades ribeirinhas à jusante de reservatórios, a alteração da variabilidade natural de vazões, aspecto-chave na formação dos ecossistemas aquáticos, modifica a disponibilidade de peixes e macro-invertebrados úteis à subsistência. Na sociedade, os impactos se traduzem em deslocamento de comunidades ribeirinhas e criminalização de seus indivíduos, como relatam pesquisadores de rios das regiões nordeste (Medeiros, 2009) e sudeste (Agostinho, 2009). Não obstante, áreas de conservação como o Pantanal e a Amazônia estão sob risco de intervenções para que seus recursos sejam aproveitados.

Como resposta à constatação destes impactos, surge crescente interesse por revisão de práticas de controle e de uso de recursos naturais. Especificamente a regulamentação que observa e protege ambientes aquáticos parece incipiente, como consequência do desconhecimento dos fatores que regulam a composição biótica de corpos d'água.

É neste escopo que se insere o conceito de “vazões ambientais”, com o objetivo de direcionar a gestão de recursos naturais para compatibilizar interesses por conservação ambiental e por desenvolvimento econômico.

O conceito de vazões ambientais ainda é pouco conhecido no país, sendo frequentemente confundido com a manutenção de vazões baixas à jusante de reservatórios, para controle de qualidade de águas visando a questões sanitárias ou para manutenção de habitats físicos de espécies de interesse comercial.

Avanços científicos (Poff et al., 1997; Bunn & Arthington, 2002), no entanto, apontam a importância da variabilidade natural de vazões para conservação de ecossistemas de rios. A conservação de ecossistemas tem sido advogada (MEA, 2005) como base para produção de atividades econômicas, o que elimina a perspectiva em que interesses ambientais e econômicos são antagônicos.

Por sua vez, desconhece-se procedimento que sirva à escolha de vazões ambientais diferentes de vazões baixas apenas, *i.e.*, de vazões ambientais que considerem a



variabilidade natural das vazões, bem como, desconhece-se procedimento que pondere os impactos de aplicação das vazões em atividades antrópicas e nos ecossistemas.

Nesta tese, propõe-se um método para escolha de vazões ambientais a partir de avaliações qualitativas de seus impactos por meio de análise de alteração do regime de vazões. Neste estudo, o método é aplicado a empreendimentos hidrelétricos na Amazônia e no Pantanal.

## **1.2 OBJETIVOS**

### **1.2.1 Objetivo Geral**

Desenvolver uma metodologia para subsidiar a escolha de vazões ambientais, especialmente em regiões com escassez de informações quanto à relação entre hidrologia, ecologia e sociedade.

### **1.2.2 Objetivos Específicos**

- Estimar impactos econômicos e sócio-ambientais de adoção de regras de vazões ambientais constantes e sazonais no AHE Belo Monte.
- Estimar impactos sócio-ambientais de atividades antrópicas presentes, especificamente na operação do reservatório APM Manso, a partir de dados hidrológicos apenas.

## **1.3 QUESTÕES CIENTÍFICAS**

- A escassez de informações sobre a relação entre hidrologia, ecologia e sociedade inviabiliza o desenvolvimento de estudos para a escolha de vazões ambientais?
- Vazões ambientais sazonais como as propostas no EIA do AHE Belo Monte, caracterizadas por um pulso de cheia por ano, produzem menores impactos ambientais que a adoção de vazão constante, como  $Q_{90}$  ou  $Q_{7,10}$ ?
- É possível estimar o grau e a extensão de impactos sócio-ambientais de atividades antrópicas a partir de dados hidrológicos apenas?

## **1.4 ESTRUTURA DA TESE**

A tese está estruturada em 5 capítulos.

O segundo capítulo apresenta o “estado-da-arte” em vazões ambientais. Inicialmente, descreve-se os princípios eco-hidrológicos que embasam cientificamente a esco-

lha de vazões ambientais. Dentre eles, considera-se (i) como o bem-estar humano depende de serviços ambientais, (ii) o conceito, princípios e relação qualitativa de eco-hidrologia com vazões ambientais, (iii) os fatores qualitativos que definem a composição biótica de corpos d'água, (iv) os impactos das diferentes atividades econômicas no regime de vazões, (v) os indicadores estatísticos para quantificação de impactos, e, (vi) as análises realizadas para reservatórios americanos. Neste ponto, o conceito de vazões ambientais é introduzido, bem como sua evolução, com ênfase nas tendências para aplicação do conceito. O capítulo apresenta ainda uma revisão de como o país tem evoluído institucionalmente na elaboração de políticas e estudos relativos ao tema, à luz de sua diversidade de regimes hidrológicos naturais.

O terceiro capítulo descreve o procedimento metodológico proposto para subsidiar a escolha de vazões ambientais pela avaliação de impactos de aplicação de diferentes regras. Inicialmente, apresenta-se a estrutura metodológica proposta com caracterização das etapas a serem aplicadas. Em seguida cada um de seus itens é descrito em detalhe.

O capítulo quatro descreve a aplicação do método dividida em dois estudos de caso. No primeiro estudo de caso, propõe-se diferentes regras de vazões ambientais e estima-se seus efeitos de aplicação no regime hidrológico do trecho de vazões reduzidas da AHE Belo Monte, uma usina a fio-d'água a ser instalada no rio Xingu. Já o segundo, identifica a extensão longitudinal de alteração de vazões extremas pela operação da APM Manso, um reservatório já existente que regulariza vazões afluentes ao Pantanal brasileiro para o qual não se realizou a escolha de vazões ambientais.

No quinto capítulo, sintetizam-se as conclusões obtidas da aplicação da proposta metodológica, buscando responder às questões científicas apresentadas no último item.

## 2 Vazões ambientais

Neste capítulo, apresenta-se o estado-da-arte de vazões ambientais de forma a embasar a definição e estruturação do método de escolha de vazões ambientais, objetivo da tese. Inicialmente, apresenta-se aspectos do estudo de relações funcionais entre ecologia e hidrologia como uma abordagem para obter manejo sustentável de águas, de acordo com o conceito de eco-hidrologia (Zalewski et al., 1997). O panorama de vazões ambientais no país segue a apresentação do estado-da-arte, quando se passa a recapitular pontos principais da revisão.

### 2.1 ASPECTOS ECO-HIDROLÓGICOS

Neste item, apresenta-se a relação entre a sensação de bem-estar pela sociedade e como atividades antrópicas podem afetá-la, utilizando como referência para análise os estudos em eco-hidrologia e a atividade de reservatórios. O enfoque consiste no impacto que atividades antrópicas (*e.g.*, reservatórios) podem apresentar nos fatores reguladores da composição biótica de águas interiores e como estes impactos podem afetar a produção de serviços ambientais. Em seguida, será apresentada uma revisão sobre cada um dos itens mencionados, na seguinte ordem: (a) serviços ambientais; (b) eco-hidrologia; (c) fatores reguladores da composição biótica de águas interiores; (d) impactos de atividades antrópicas; (e) quantificação de impactos ambientais, e; (f) análises de impactos.

#### 2.1.1 Serviços ambientais

A sensação de bem-estar da sociedade é constituída (MEA, 2005) de percepção de (i) segurança quanto a acesso a recursos e contra danos, (ii) acessibilidade a material básico à vida, (iii) saúde, (iv) boas relações sociais e (v) liberdade de escolha e ação.

Estas necessidades podem ser supridas por serviços ambientais e/ou por atividades antrópicas. Serviços ambientais desempenham (MEA, 2005) função de (i) suporte a atividades antrópicas, (ii) provisão de bens, (iii) regulação de processos e (iv) oportunizar atividades culturais. Atividades antrópicas buscam providenciar esses serviços, usualmente de forma concentrada, permitindo o controle e a negociação de usos.

O grupo de especialistas destacado para realizar a Avaliação de Ecossistemas do Milênio (MEA, 2005) ilustrou (Figura 1) a intensidade da influência dos serviços ambientais na sensação de bem-estar (largura de setas), bem como a capacidade de mediação por atividades antrópicas (cores).



**Figura 1. Constituintes do bem-estar e sua relação com serviços ambientais. Adaptado de MEA, 2005.**

Desta análise, observa-se que as necessidades da sociedade não podem ser supridas de forma plena por atividades sócio-econômicas, principalmente questões sanitárias e sociais.

Detalhando os benefícios obtidos de serviços realizados por ecossistemas de águas interiores (Quadro 1), nota-se a importância da conservação de tais ecossistemas para a satisfação de necessidades da sociedade.

Do exposto, mostra-se oportuno investigar os fatores que são responsáveis pela composição desses ecossistemas. Essa análise dos fatores responsáveis pela composição de ecossistemas de águas interiores é precedida pela apresentação da abordagem empregada.

### 2.1.2 Eco-hidrologia

Os princípios básicos de eco-hidrologia incluem (Falkenmark & Folke, 2002; Zalewski, 2002; Zalewski et al., 2003; Zalewski & Krauze, 2007):

- A consideração da bacia e sua composição biótica como um sistema integrado e auto-regulado. Com isto, permite-se o entendimento que o ciclo hidrológico na bacia é base para a quantificação de processos ecológicos (escala), que água e temperatura são funções de força para ecossistemas

(dinâmica) e que hidrologia domina a regulação de processos até que esta fique estável e previsível, quando a biota se manifesta (hierarquia).

**Quadro 1. Benefícios obtidos de serviços de ecossistemas de águas interiores. Adaptado de Postel & Richter, 2003.**

Serviço do Ecossistema	Benefícios
Provisão de água	Mais de 99% de suprimento de água para irrigação, indústria e domicílios no mundo provêm de sistemas naturais.
Provisão de alimento	Peixes, aves, mexilhões, mariscos e similares são importantes fontes de alimento para pessoas e animais.
Depuração de água / Degradação de resíduos	Terras úmidas filtram e quebram poluentes, melhorando a qualidade da água.
Proteção contra inundações	Bacias e várzeas absorvem água de chuva, amortecem escoamento, e ajudam na recarga subterrânea.
Proteção contra secas	Bacias, várzeas e terras úmidas absorvem água de chuva, amortecem escoamento, e ajudam na recarga subterrânea.
Provisão de habitat	Rios, córregos, várzeas e terras úmidas providenciam moradia e local de reprodução para peixes, aves, mamíferos, e numerosas outras espécies.
Manutenção da fertilidade do solo	Sistemas rio-várzea saudáveis constantemente renovam a fertilidade de solos.
Aporte de nutrientes	Rios aportam sedimentos ricos em nutrientes para deltas e estuários, ajudando a manter a produtividade destes.
Manutenção de zonas costeiras	Água doce mantém, em deltas e ambientes marinhos costeiros, os gradientes de salinidade essenciais para a riqueza biológica e produtividade.
Provisão de beleza e qualidade de vida	Rios naturais e paisagem fluvial são fontes de inspiração e valores culturais e espirituais; sua beleza melhora a qualidade de vida do homem.
Provisão de oportunidades para recreação	Natação, pesca, caça, navegação, observação da natureza, piqueniques, caminhadas ao longo do rio.
Conservação de biodiversidade	Diversos grupos de espécies realizam serviços ambientais, dos quais dependem as sociedades; conservar diversidade genética preserva opções para o futuro.

- O entendimento de que é necessário aumentar a capacidade do ecossistema de assimilar impacto antrópico, onde proteger ecossistemas não é suficiente. O caminho é a restauração de processos, com conseqüente aumento da biodiversidade e de resiliência, *i.e.*, capacidade de sofrer perturbações, absorvê-las e recuperar seu estado anterior.
- O uso do ecossistema como ferramenta de manejo ocorre através do solo e depende de suas propriedades, sendo a regulação dual entre ecologia e hidrologia ferramenta para controle de processos.

Apoiado nestes princípios, observa-se ainda que:

- Não existe regra ou método único aplicável em todos os casos, sendo aconselhável a adoção de manejo adaptativo à dinâmica de processos em cada objeto de estudo (empreendimento/bacia);
- A regulação providenciada por sistemas naturais e fito-tecnologias atende a objetivos múltiplos de maneira mais eficiente que estruturas artificiais;

- A conciliação de interesses conflitantes de uso de recursos naturais em favor de opção com menor impacto ambiental representa melhor opção (hidro-solidariedade; Falkenmark & Folke, 2002), em função de longevidade e eficiência de serviços ambientais naturais em relação a serviços artificiais antrópicos.

### 2.1.3 Fatores reguladores da composição biótica de águas interiores

A composição biótica de ecossistemas de rio é fruto da adaptação de espécies ao longo do tempo a processos em diferentes escalas temporais e espaciais (Quadro 2; Walker et al., 1995). Clima, geologia e tipo e cobertura do solo influenciam diretamente os fatores condicionantes à vida em corpos d'água (Hynes, 1975; Allan, 2004; Thorp et al., 2006).

**Quadro 2. Escala de relações de características biológicas, geomorfológicas e hidrológicas a processos e respostas biológicas. Adaptado de Walker et al., 1995.**

Geomorfologia	Característica		Processo	Resposta	Escala	
	Hidrologia	Biologia	Biológico	Biológica	Espaço (m <sup>2</sup> )	Tempo (anos)
Macroforma	Regime de vazões	Ecossistema	Fluxos de nutrientes e energia	Evolucionário: estratégias de história de vida	>100000	> 100
Mesoforma	Histórico de vazões	Comunidade, população	Competição, mortalidade, recrutamento	Ecológico: mudanças na estrutura da comunidade	1000-10 <sup>8</sup>	1-100
Microforma	Pulso de cheia	Organismo	Estratégias de história de vida	Fisiologia, comportamento: diapausa, migração, reprodução	< 10000	< 1

Nesta estrutura, a água desempenha papel de meio de transporte e de função de força de processos naturais, sendo que o regime de vazões influencia diretamente os demais componentes reguladores da integridade biótica de rio (Figura 2; Walker et al., 1995; Poff et al., 1997; Karr & Chu, 2000).

A saúde ambiental de rios está estreitamente, mas não exclusivamente, ligada à conservação do regime natural de vazões e sua variabilidade sazonal e inter-anual (Poff et al., 1997). Ecossistemas aquáticos (Bunn & Arthington, 2002), vegetação ripária (Nilsson & Svedmark, 2002) e ciclagem de nutrientes (Pinay et al., 2002) são dependentes da previsibilidade e variabilidade de eventos de cheia e de estiagem naturais (Quadro 3). Espécies respondem diferentemente a eventos hidrológicos. Uma cheia que pode beneficiar peixes que reproduzem neste período, pode reduzir populações de crustáceos e insetos aquáticos que são arrastados para jusante. Em anos sem estas cheias, populações de crustáceos e insetos aquáticos têm condição de se re-estabelecer. O regime hidrológico natural apresenta uma mistura de anos bons e ruins de maneira a sustentar as espécies que compõem o ecossistema (Postel & Richter, 2003). Além disso, inundações

e estiagens naturais controlam o estado de óxido-redução de solos ripários, por meio da flutuação do lençol freático, a ponto de maximizar a fertilidade de solos de várzeas.

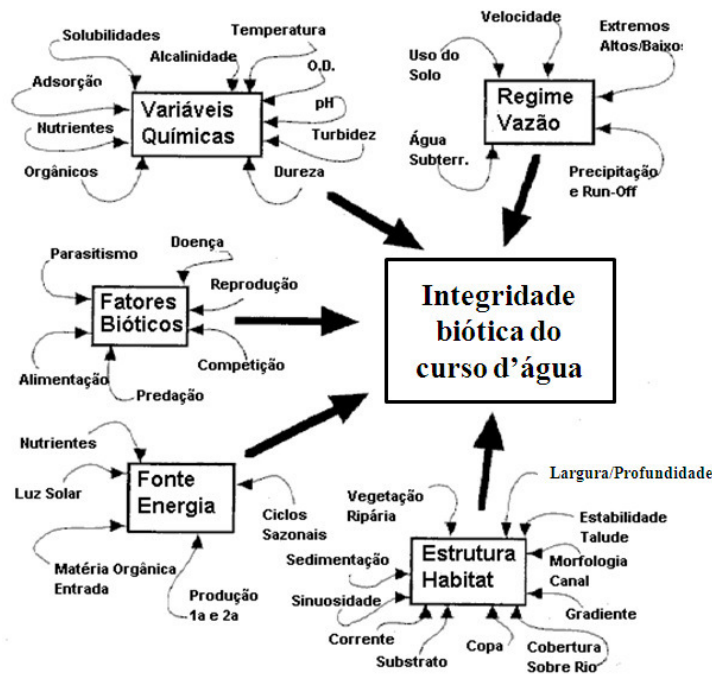


Figura 2. Fatores reguladores da integridade biótica em trechos de rio. Adaptado de Karr & Chu, 2000.

Quadro 3. Relações entre o regime hidrológico e processos ecológicos. Adaptado de Richter et al., 2006.

Estiagens	Cheias*	Inundações
<p>São suficientemente baixas para:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>concentrar presas, e assim, favorecer os predadores durante um período;</li> <li>eliminar, ou reduzir a densidade de espécies invasoras;</li> <li>expor bancos de areia e praias que são utilizados para reprodução de répteis e/ou aves;</li> <li>secar áreas de inundação temporária.</li> </ul> <p>São suficientemente altas para:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>manter o habitat de espécies nativas;</li> <li>manter a qualidade da água, especialmente a temperatura e a concentração de oxigênio dissolvido;</li> <li>manter o nível do lençol freático na planície.</li> </ul>	<p>Determinam o tipo de sedimentação do fundo do rio;</p> <p>Evitam a invasão do leito do rio por plantas terrestres;</p> <p>Renovam a água armazenada em lagos marginais, braços mortos do rio e em regiões de estuários.</p>	<p>Modificam a calha do rio, criando curvas, bancos de areia, ilhas, praias, áreas de maior ou menor velocidade de água, e diversidade de ambientes;</p> <p>Inundam as planícies, depositando sedimentos e nutrientes necessários para a vegetação terrestre;</p> <p>Inundam e criam lagoas marginais na planície, criando oportunidades de reprodução e alimentação para peixes e aves;</p> <p>Indicam o início do período de migração ou de reprodução para algumas espécies de peixes;</p> <p>Eliminam ou reduzem o número de espécies invasoras ou exóticas;</p> <p>Controlam a abundância de plantas nas margens e na planície;</p> <p>Espalham sementes de plantas pela planície.</p>

\* Cheias são aqui definidas como elevações de nível d'água até um pequeno transbordamento da calha do rio, i.e. algo com uma recorrência de no máximo 2 anos

Adaptações de espécies ao regime natural incluem três tipos (Lytle & Poff, 2004): sincronização de história de vida ao regime hidrológico, resposta comportamental e/ou morfológica a eventos hidrológicos.

- Adaptações de história de vida a eventos hidrológicos foram identificadas em peixes, insetos aquáticos e plantas ripárias. Embora previsão de eventos individuais seja difícil, organismos podem adaptar-se à média de lon-

go-prazo do período de ocorrência de eventos que ocorrem com frequência e previsibilidade suficiente. Espécies apresentam adaptações diferentes, sendo que uns evitam mortalidade ao escapar de cheias ou estiagens, enquanto outras se aproveitam para reprodução.

- Em casos onde o tempo de ocorrência de eventos apresenta grande variabilidade, estratégias de aposta podem ser desenvolvidas. Nestes casos, espécies produzem descendentes sob diversas condições para maximizar a chance de perpetuação da espécie. Embora esta estratégia não tenha sido comprovada ainda para organismos aquáticos, outras espécies apresentaram padrões de estratégia de aposta. Por exemplo, espécies de insetos produzem ovos que incubam em diferentes períodos, ovos de zooplâncton e sementes de plantas aquáticas sobrevivem em terras úmidas temporárias.
- Adaptações comportamentais permitem que animais respondam a eventos isolados de cheia ou estiagem, como reação a um evento ambiental correlato. Adaptações comportamentais incluem movimentação para áreas de refúgio, reprodução depois de cheias para evitar estiagens, e escavação de ninhos profundos para evitar que ovos sejam levados por vazões de arrasto. Algumas espécies de peixes em rios, onde o período de ocorrência de cheias é bastante variável, usam vazões altas que acontecem em meses mais quentes como gatilho para desova. Outras, podem reabsorver ovos, caso inundações não aconteçam.
- Adaptações morfológicas incluem modificações do organismo para reduzir arrasto durante inundações, aparatos mecânicos para desprender crescimento vegetativo, mudanças fisiológicas em resposta a inundações e alocação de biomassa a diferentes órgãos. Muitas modificações morfológicas de plantas envolvem escolha entre alocar biomassa para tecidos sensíveis a inundações ou estiagens ou para proteger raízes. Em conjunção com estas estratégias de alocação, algumas plantas têm galhos ou caule frágeis, que desprendem biomassa durante inundações extremas ou secas, para proteger o restante do organismo de perdas mais severas. Fragmentos de algumas espécies, quando transportados para jusante, brotam, servindo como função de dispersão.

Cinco aspectos do regime hidrológico são ecologicamente relevantes (Walker et al., 1995; Richter et al., 1996; Poff et al., 1997): magnitude, duração, período de ocor-



rência, frequência e forma (gradiente de aumento e diminuição de vazões). Estes componentes são tratados isoladamente para facilitar a ilustração, embora em realidade interajam de forma complexa na regulação de processos morfológicos e ecológicos.

- Magnitude se refere à quantidade de águas que passam em certa localidade por unidade de tempo. Magnitudes máximas e mínimas de vazões variam com o clima e o tamanho da bacia contribuinte.
- Frequência se refere à recorrência com que vazões alcançam determinada magnitude em um intervalo de tempo.
- Duração se refere ao tempo em que vazões superam determinado limite.
- Período de ocorrência de vazões de magnitude definida se refere à regularidade com que tais vazões ocorrem.
- Forma de eventos hidrológicos se refere à rapidez com que vazões alteram de magnitude.

A importância ecológica de cada um destes aspectos passa a ser apresentada (com base em Poff et al., 1997; Bunn & Arthington, 2002; Nilsson & Svedmark, 2002; Pinay et al., 2002).

- Variabilidade de vazões é o maior determinante de habitat em rios (Princípio 1, Figura 3; Bunn & Arthington, 2002), que por sua vez é o maior determinante da distribuição e abundância de organismos aquáticos. A energia das vazões e suas características físico-químicas são responsáveis pelo estabelecimento da forma do canal por meio de processos de transporte de massa, pela geração de espaços heterogêneos e sua conseqüente produção de manchas de ecossistemas.
- Pulsos de cheia movimentam sedimentos com força para exportar matéria orgânica, rejuvenescendo a comunidade biológica e permitindo que muitas espécies com ciclos de vida rápidos e boa capacidade de colonização se reestabeleçam. A remoção e transporte de sedimentos finos por cheias possibilitam espaços intersticiais que são aproveitados para desova. Inundações importam galhos e troncos ao canal que servem de habitat novo e de alta qualidade. Ao conectar o canal às várzeas (Princípio 3), inundações possibilitam alta produtividade e diversidade. Terras úmidas em várzeas providenciam berçário natural para peixes e trocam matéria orgânica e organismos com o canal. Além disso, trocas periódicas de águas do rio com as

planícies possibilitam processos químicos que levam concentrações a níveis toleráveis por espécies endêmicas. A varrição de solos de várzeas rejuvenesce habitat para espécies vegetais que só germinam em solos saturados ou que requerem uma lâmina de água livre de competição.

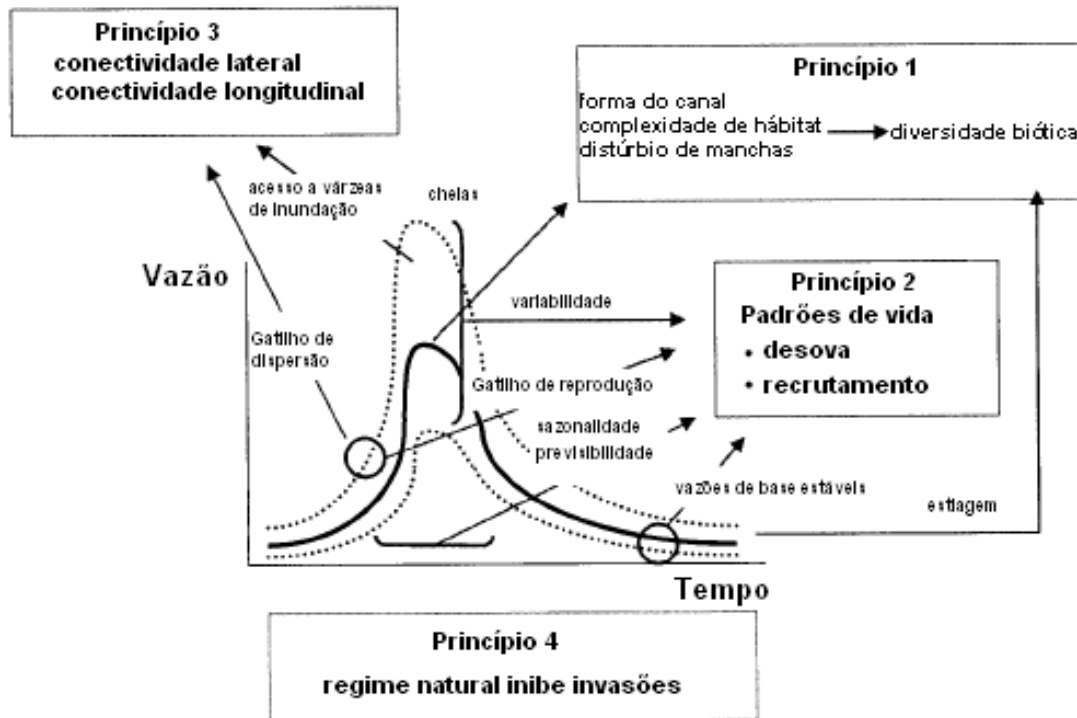


Figura 3. Princípios que justificam a conservação do regime de vazões. Modificado de Bunn & Arthington, 2002.

- Estiagens oportunizam recrutamento de plantas ripárias, onde várzeas encontram-se normalmente inundadas. Rios que secam temporariamente têm espécies aquáticas e ripárias com adaptações comportamentais ou fisiológicas que os permitem conviver com estas situações extremas.
- A duração de uma condição de vazão específica determina sua significância ecológica. Diferenças à tolerância de cheias prolongadas em plantas ripárias e de prolongadas estiagens em invertebrados aquáticos e peixes permitem que estas espécies persistam em locais onde, do contrário, poderiam ser removidos por espécies dominantes, mas menos tolerantes. Além disso, a duração de inundações influencia a eficiência da zona ripária em controlar fluxos de nutrientes (Hedin et al., 1998). Aumento de contato entre água e solo ou sedimento aumenta a retenção e processamento de nitrogênio.
- A sincronia de processos ecológicos com processos hidrológicos, *e.g.*, cheias e estiagens, é fator determinante na composição de ecossistemas

(Princípio 2). Por exemplo, o período natural de ocorrência de vazões altas ou baixas providencia gatilhos para a iniciação de transição de ciclo de vida de peixes, como a desova, incubação de ovos, alimentação, migração transversal e longitudinal. Da mesma forma, plantas ripárias têm ciclos de vida adaptados à sazonalidade por fenologias de emergência – seqüência sazonal de florescimento, dispersão de sementes, germinação e crescimento de brotos. Sazonalidade natural pode prevenir o estabelecimento de espécies exóticas (Princípio 4) com demandas específicas para desova e incubação de ovos. Acesso sazonal a terras úmidas em várzeas é essencial à sobrevivência de certos peixes, ligando a produtividade da várzea à da caíha do rio. Espécies de peixes estão adaptadas à exploração de habitats de várzea e declinam em abundância quando o uso destas é restrito.

- A rapidez com que condições hídricas se alteram pode influenciar a persistência e coexistência de espécies. Peixes exóticos usualmente não têm adaptação comportamental para evitar o arrasto para jusante. A velocidade de ascensão de vazões serve freqüentemente de gatilho para desova em algumas espécies de peixes. Taxas de mudança de vazões sazonais mais graduais têm regulam a persistência de espécies aquáticas e ripárias. Algumas espécies de plantas ripárias aproveitam rápidas janelas de oportunidade após inundações, quando substrato aluvial se encontra livre de competição e solos úmidos estão disponíveis para germinação. Uma certa taxa de recessão é crítica para germinação porque as raízes devem permanecer conectadas ao lençol freático que desce enquanto crescem.

Além dos fatores relativos ao aspecto temporal, processos que ocorrem em regiões fisicamente distantes podem influenciar a composição biótica local (Pringle, 1997). Por exemplo, animais migradores conectam habitats com sua carga genética e transporte de nutrientes e matéria orgânica.

#### **2.1.4 Impactos de atividades antrópicas no regime de vazões**

Entre os principais meios de alteração do regime de vazões encontram-se intervenções antrópicas nos rios para amortecimento de eventos hidrológicos extremos, produção de energia, abastecimento e transporte, bem como, nas bacias hidrográficas contribuintes para produção agro-pecuária, mineração e estabelecimento de centros urbanos. Associado a seus benefícios sócio-econômicos, estas atividades representam amea-

ça aos ecossistemas de rio e os serviços que estes oferecem (Quadro 4), ao terem potencial para inviabilizar processos ecológicos dependentes do regime natural.

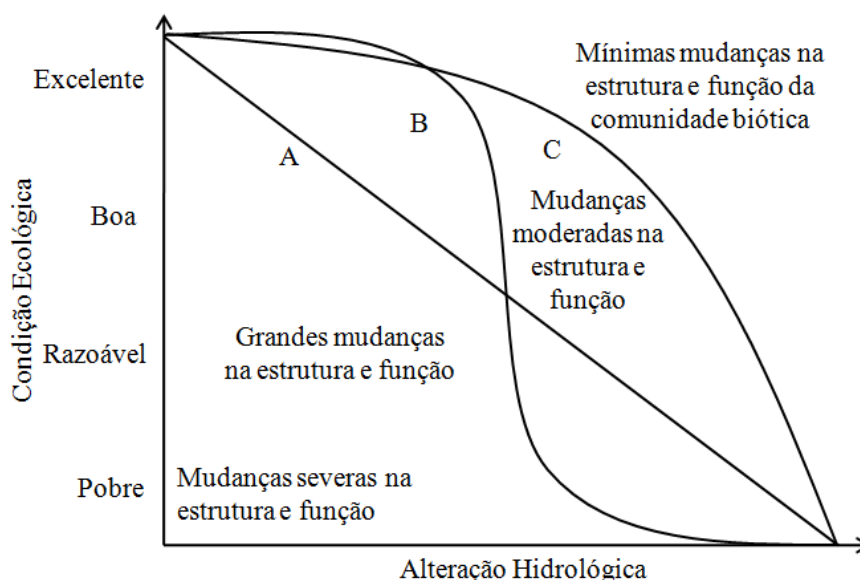
**Quadro 4. Ameaças aos serviços providenciados pelo ecossistema por atividades antrópicas. Modificado de Postel & Carpenter, 1997.**

Atividade	Impactos no ecossistema	Benefícios/Serviços em risco
Construção de barragens	Altera o regime hidrológico, temperatura da água, transporte de nutrientes e sedimentos, alimentação de deltas; bloqueia migração de peixes	Provisão de habitat de espécies nativas, recreação e pesca comercial, manutenção de deltas e suas comunidades, produtividade de pesca estuarina
Construção de diques e molhes	Destrói conexão hidrológica entre rio e várzea	Habitat, pesca esportiva e comercial, fertilidade natural de várzeas, controle natural de inundações
Desvio excessivo de rios	Depleciona fluxos para níveis perigosos	Habitat, pesca esportiva e comercial, recreação, diluição de poluição, hidreletricidade, transporte
Drenagem de terras úmidas	Elimina componente-chave do ambiente aquático	Controle natural de inundação, habitat para peixes e aves, recreação, purificação natural da água
Desmatamento / Mau uso do solo	Altera padrões de escoamento, inibe a recarga natural, enche o corpo receptor de silte	Suprimento quantitativo e qualitativo de água, habitat de peixes e animais selvagens, transporte, controle de inundações
Poluição	Diminuição da qualidade de água	Suprimento de água, habitat, pesca comercial, recreação
	Depleciona a população das espécies	Pesca esportiva e comercial, aves, outras populações bióticas
Introdução de espécies exóticas	Elimina espécies nativas, altera a produção e o ciclo de nutrientes	Pesca esportiva e comercial, aves, qualidade de água, habitat de peixes e animais selvagens, transporte
Liberação de metais e poluentes ácidos para o ar e água	Altera a química de rios e lagos	Habitat, pesca, recreação, saúde humana
Emissões de poluentes do ar alteradores de clima	Potencial para mudanças dramáticas nos padrões de escoamento de aumento de temperatura e mudança de chuvas	Suprimento de água, hidreletricidade, transporte, habitat de peixes e animais selvagens, recreação, diluição de poluição, pesca e controle de inundações
Crescimento da população e consumo	Aumento a pressão por barragens e desvios de água, por drenar mais banhados, etc.; aumenta poluição da água, chuvas ácidas, e potencial para alteração do clima	Coloca virtualmente todos os serviços aquáticos do ecossistema em risco

Por exemplo, (i) alteração de cobertura de solo para estabelecimento de centros urbanos ou agropecuários altera o fluxo de vazão basal em função da alteração de taxas infiltração, resultando em menores vazões nas estiagens e menor duração e maiores picos, volumes e taxa de variação de níveis nas cheias; (ii) abastecimento por captação superficial ou subterrânea ou transposição de bacias reduz níveis de águas, sendo que transposição pode facilitar a introdução de espécies, além de aumentar na bacia receptora; (iii) reservatórios amortecem e alteram o período de ocorrência de eventos extremos, desconectando rios em suas direções longitudinal e lateral na cheia e conectando além do usual na estiagem; (iv) usinas hidrelétricas operadas com reservatório agregam flutuação anormal de níveis aos impactos de reservatórios; (v) usinas hidrelétricas operadas a

fio-d'água “curto-circuitam” o rio para aproveitar o declive topográfico natural, desconectando o rio longitudinalmente e alterando o regime no trecho de vazões reduzidas; (vi) obras para controle de cheias, como diques e muros de proteção, desconectam rios de suas várzeas; (vii) eclusas estão associadas a barragens, as quais desconectam o rio longitudinalmente.

Respostas ecológicas dependem de quanto os componentes do regime hidrológico foram alterados em relação ao regime natural do rio (Figura 4). Estas respostas ecológicas a alterações hidrológicas podem ser de degradação aproximadamente linear ou brusca a partir de um limite específico de alteração, variando para cada local, espécie e comunidade. Algumas das respostas ecológicas a intervenções antrópicas passam a ser descritas (com base em Poff et al., 1997; Bunn & Arthington, 2002; Nilsson & Svedmark, 2002; Pinay et al., 2002; Lytle & Poff, 2004).



**Figura 4.** Três de várias possíveis formas de relação entre alteração hidrológica e resposta de ecossistemas. Adaptado de Tharme & Kendy, 2009.

- Variações diárias extremas à jusante de usinas hidrelétricas de ponta, *i.e.*, que operam para produzir energia adicional para suprir demandas por potência em alguns períodos, representam condição de extrema ameaça à diversidade e abundância de peixes e invertebrados. Muitas populações aquáticas nestes ambientes sofrem mortalidade por estresse fisiológico oriundo de arrasto pela força das cheias ou por aprisionamento em rápidas recessões. Especialmente em habitats rasos de margem, exposição atmosférica freqüente por períodos curtos pode resultar em mortalidade massiva de organismos bentônicos e subsequente redução severa na produtividade

biológica. Além disso, a alimentação e refúgio em margens rasas ou áreas de remanso, onde muitas espécies de peixes pequenos e alevinos de peixes grandes são encontrados, são severamente impactadas por flutuações de vazões. Nestes ambientes de variação artificial, espécies especialistas são substituídas por espécies generalistas que toleram variações amplas e frequentes. Com isto, ciclos de vida de espécies são interrompidos e o fluxo de energia no ecossistema é modificado.

- No outro extremo hidrológico, estabilização de vazões à jusante de reservatórios, como os operados para abastecimento de águas, resultam em ambientes artificialmente constantes sem extremos naturais. Embora a produção de algumas espécies possa aumentar, isto usualmente acontece à expensa de outras espécies endêmicas e da diversidade de espécies do sistema. Muitas espécies de peixes lacustres têm exitosamente invadido (ou intencionalmente se estabelecido em) ambiente de rios com vazões regularizadas. Frequentemente grandes predadores, estes peixes introduzidos podem devastar peixes endêmicos de rio e ameaçar estoques comercialmente importantes. Peixes endêmicos de regiões áridas utilizam elevação de vazões como gatilho para deslocamento a áreas de refúgio em margens. Da mesma forma, baratas-d'água usam torrentes como gatilho para abandonar rios antes de cheias repentinas. Se o gatilho não é seguido pelo evento, como resultado de alteração de regimes hidrológicos, organismos podem sofrer alarmes falsos, com possibilidade de comprometer sua manutenção por predação.
- Regularização de vazões reduz a magnitude e frequência de inundações de várzeas, afetando espécies e comunidades de plantas ripárias. Em trechos de vale encaixado ou de múltiplos canais rasos, perda de cheias aumenta a cobertura de espécies vegetais que de outra forma seriam arrastada pela força da cheia. Além disso, devido a outros efeitos da regularização, incluindo aumento da salinidade, espécies exóticas passam a dominar o ambiente. Em vales aluviais, a perda de inundações de várzeas pode modificar significativamente comunidades ripárias por causar dessecação de plantas, crescimento reduzido, exclusão por competição, dispersão ineficiente de sementes ou falha no estabelecimento de brotos.

- A eliminação de inundações pode afetar espécies animais que dependem de habitats terrestres. O estreitamento da calha, influenciada pela colonização vegetativa facilitada pela ausência de cheias, indisponibiliza habitat para nidificação de aves.
- Alterações na duração de condições hídricas também têm conseqüências biológicas significativas. Espécies de plantas ripárias respondem rapidamente à recessão de vazões na calha, que ocorrem como efeito de derivação de água superficial e subterrânea, usualmente em regiões áridas. Estas respostas ecológicas e biológicas variam de alterações na morfologia de folhas à perda da cobertura vegetal em várzeas. Alterações de duração de inundações, independente da manutenção do volume anual de escoamento, podem alterar a abundância de tipos de cobertura de plantas. Por exemplo, aumento de duração de inundações pode contribuir à conversão de áreas com gramíneas para florestas. Para espécies aquáticas, o efeito também pode ser prejudicial. Vazões artificialmente prolongadas no verão para irrigação, por exemplo, podem arrastar ovos para habitats desfavoráveis.
- Alteração do período de ocorrência de eventos pode afetar organismos aquáticos tanto diretamente como indiretamente. Por exemplo, regulação de rios pode eliminar picos de cheia que servem de gatilho para incubação de ovos por alguns peixes, reduzindo o tamanho de populações locais. Mais do que isso, cadeias alimentares podem ser afetadas por alteração de período de ocorrência de eventos. Por exemplo, a alteração de período de ocorrência de vazões sazonais de cheia indiretamente reduz a taxa de crescimento de juvenis pelo aumento de abundância relativa de invertebrados resistentes à predação, que desviam a energia da cadeia que alimentaria tais predadores. Em rios não regularizados, cheias no período adequado reduzem a abundância destes invertebrados e favorecem peixes mais palatáveis a estes predadores.
- Plantas ripárias são também fortemente afetadas pela alteração de período de ocorrência. A alteração de vazões de pico da primavera para o verão, por exemplo, como freqüentemente ocorre quando reservatórios são operados para abastecer a irrigação, tem evitado o re-estabelecimento de árvores, após seu período de germinação. Espécies exóticas com menores re-

querimentos quanto ao período de germinação podem se beneficiar destas alterações no período de ocorrência de vazões. Por exemplo, existem plantas exóticas com períodos maiores de dispersão de sementes, o que permite o estabelecimento depois de cheias, em qualquer tempo durante seu período de crescimento.

- A alteração da forma de eventos pode afetar negativamente tanto espécies aquáticas quanto ripárias. Como mencionado anteriormente, perda de rapidez natural de eventos ameaça espécies endêmicas de peixes, sendo taxas de variação amplificadas em trechos à jusante de usinas de ponta responsável por numerosos problemas ecológicos. Alteração de taxas de recessão de vazões pode devastar espécies ripárias que têm o êxito do crescimento de brotos dependentes da taxa de recessão de águas subterrâneas. Recessões rápidas durante a primavera, por exemplo, podem evitar o recrutamento de novas árvores.

A regulação destas intervenções com o propósito de minimizar impactos ambientais, no entanto, sofre do desconhecimento de relações quantitativas locais entre (a) estrutura e função de ecossistemas e (b) tipo e intensidade de modificações de corpos d'água, especialmente de seus regimes hidrológicos.

Pesquisadores australianos (Sheldon et al., 2000; Brizga et al., 2002) viram na existência de diferentes intervenções a oportunidade de aprendizado quanto a relações quantitativas entre aspectos do regime hidrológico e composição biótica, ao mensurar alterações do regime hidrológico e compará-las às observações provenientes do monitoramento biológico de corpos d'água de uma única bacia hidrográfica. Tratava-se, portanto, do entendimento que alterações de corpos d'água poderiam ser abordadas como experimentos em escala real (Souchon et al., 2008), fortalecendo o apelo para monitoramento e conservação de corpos d'água de maneira a possibilitar comparações entre trechos de rio e formular políticas ambientais mais robustas.

Essa abordagem empírica deve ser privilegiada em relação a uma abordagem analítica (Capra, 1982), em função da complexidade e não-linearidade de respostas do ecossistema a alterações hidrológicas (Figura 4).

Estudos analíticos demandam identificação e descrição dos fatores intervenientes no desenvolvimento de processos ecológicos, inclusive de fenômenos emergentes, *i.e.*, oriundos das interações entre os constituintes do ecossistema. Trata-se (*e.g.*, Arthington et al., 2003), portanto, de análises de condicionantes ambientais (fontes de energia, es-



trutura de habitat físico, interações bióticas e parâmetros físico-químicos) afetados por alterações hidrológicas (Figura 2; Poff et al., 1997) para os componentes do ecossistema ao longo de seus ciclos de vida nos compartimentos ambientais que utilizam (várzeas, regiões de montante e jusante).

Estudos empíricos demandam análise comparativa de alterações hidrológicas e do estado do ecossistema, sem detalhar os processos, mas os padrões em regiões de referência e em análise.

Ambas as técnicas dependem da experiência dos especialistas e da disponibilidade de informação, sendo que estudos empíricos tendem a apresentar menor incerteza pela possibilidade de não consideração ou desconhecimento de processos ecológicos no método analítico.

### **2.1.5 Quantificação de impactos ambientais por índices eco-hidrológicos**

O uso de índices na caracterização de eventos hidrológicos, tanto para estudos de dimensionamento de obras de engenharia, como para descrever comportamento de comunidades aquáticas, não é novidade. No entanto, o emprego de abordagens que considerem todo o regime hidrológico é mais recente, tendo o desenvolvimento do pacote estatístico *Indicators of Hydrologic Alteration* (IHA; Richter et al., 1996) papel importante no avanço de estudos de quantificação de alteração de regimes hidrológicos. A caracterização dos descritores como “eco-hidrológicos” provém da consideração de processos ecológicos na escolha dos índices hidrológicos.

O pacote tem recebido aplicações diferentes, por exemplo, para caracterização de alteração dos regimes de vazões de uma bacia hidrográfica (Richter et al., 1998) e para recomendação de valores de vazões ambientais (Mathews & Richter, 2007), em sua última versão (TNC, 2007).

A base da técnica consiste em caracterizar, para cada ano, os aspectos do regime de vazões com conhecida relevância para ecossistemas de rios (Poff et al., 1997). A análise de potenciais alterações do regime de vazões se realiza por meio de comparação de estatísticas de tendência central (*e.g.* média, mediana) e dispersão (desvio padrão, distância interquartilica) de cada aspecto.

Em uma análise (Olden & Poff, 2003) de redundância e representatividade de 171 índices eco-hidrológicos, obtidos de 13 publicações de estudos em ecologia, o pacote IHA apresentou capacidade para explicar a variação dos regimes de 420 rios americanos para os diferentes aspectos do regime hidrológico. Embora o IHA tenha apresentado

bons resultados para representar a variabilidade de rios hidrologicamente heterogêneos como os americanos, estudos científicos posteriores continuam a identificar e selecionar o conjunto de índices eco-hidrológicos que melhor caracterizem os regimes hidrológicos locais, tendo explicação da variabilidade e número de índices como critérios (Olden & Poff, 2003; Monk et al., 2007; Pusey et al., 2009).

Atualmente, existem outros pacotes estatísticos disponíveis para uso, sendo o pacote HIP (Henriksen et al., 2006) produto do estudo de seleção de índices para diferentes classes de rios americanos (Olden & Poff, 2003) e o pacote RAP (Marsh, 2003) uma opção que permite ao usuário escolher as estatísticas que deseja para a análise de séries temporais de vazão.

### **2.1.6 Análises de impactos de reservatórios em regimes de vazões**

Em uma avaliação (Magilligan & Nislow, 2005) do efeito de 21 reservatórios, todos com 30 anos de informação antes e após a construção, estatísticas do IHA revelaram que reservatórios operados com objetivo único de controlar cheias apresentam menor número de alterações de vazões médias mensais que os operados para geração hidrelétrica ou com objetivos múltiplos. Outros aspectos não apresentam relação ao tipo de operação, ressaltando-se que:

- Vazões máximas de menor duração apresentaram maior diminuição de magnitude. Mais da metade dos empreendimentos não manifestaram diminuição significativa de magnitude para durações mensais e trimestrais.
- Vazões máximas foram atrasadas na maior parte dos casos, resultado esperado em função do armazenamento de águas.
- A frequência de eventos de cheia foi alterada de forma significativa para 16 empreendimentos, sendo que 9 deles para aumento, o que dificulta generalizações.
- A duração de eventos de cheia apresentou diminuição, na maior parte dos casos.
- Vazões mínimas tiveram aumento de magnitude, principalmente para maiores durações. Houve redução de magnitude de vazões mínimas para todas as durações para ao menos um reservatório. Um terço das alterações significativas das vazões mínimas indicou diminuição da magnitude, independentemente do tipo, tamanho e objetivo de operação do reservatório.

- Vazões mínimas foram antecipadas na maior parte dos casos, sendo a média das alterações superior à observada para vazões máximas. A alteração depende do objetivo de operação do reservatório.
- A alteração da frequência de eventos de estiagem foi significativa para 12 empreendimentos, sendo que houve aumento significativo para metade destes.
- A duração de eventos de estiagem apresentou diminuição, em quase todos os casos.
- Ascensão de vazões diminuiu significativamente para 20 dos 21 empreendimentos, assim como a recessão para a maioria dos 13 empreendimentos que apresentaram alteração significativa.
- Houve alteração significativa do número de reversões do hidrograma para 17 dos 21 empreendimentos, onde 13 manifestaram aumento.

Já em uma avaliação (Poff et al., 2007) da capacidade dos reservatórios em homogeneizar a variabilidade natural dos regimes hidrológicos, o cálculo de estatísticas presentes no IHA resultou em confirmação de homogeneidade de regimes à jusante de reservatórios operados com mesmo objetivo, mesmo em regiões hidrologicamente heterogêneas.

Nesse estudo, similaridade de regimes hidrológicos foi estimada com base em 186 postos à jusante de reservatórios e 317 postos de referência (controle) de 16 regiões hidrológicas por meio de avaliações de média e dispersão de magnitude, dia de ocorrência, duração e frequência de vazões máximas e mínimas. Como consequência, sugere-se também a possibilidade de homogeneização da fauna (Moyle & Mount, 2007) nos trechos de rio impactos.

Outra conclusão interessante do estudo é que magnitude e dia de ocorrência de eventos de cheia e estiagem apresentam maiores alterações que duração e frequência.

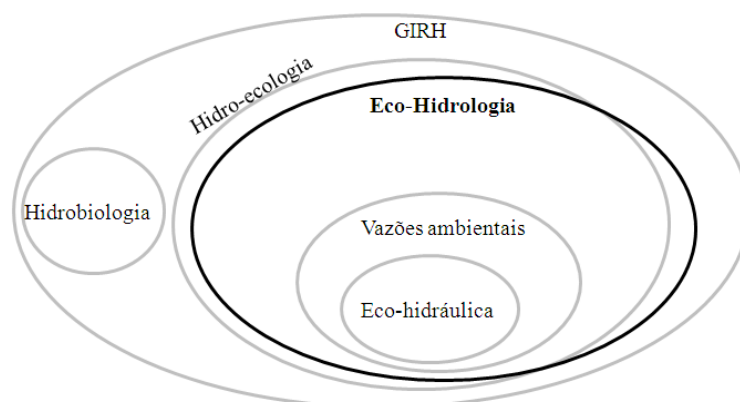
## **2.2 ESTADO-DA-ARTE**

Vazões ambientais (IREFC, 2007) descrevem a quantidade, sazonalidade, e qualidade de águas necessárias para manter ecossistemas de águas interiores e estuarinos, além de comunidades e bem-estar humano, os quais dependem destes ecossistemas. Não se trata, portanto, da identificação e manutenção de vazão que atenda todas as demandas de espécies ou ecossistemas aquáticos, como se entendia quando do uso do termo vazão ecológica, mas, da identificação e manutenção do regime quali-quantitativo de vazões

que conserve os ecossistemas geradores de serviços que sustentam a sociedade. No entanto, a seleção dos serviços que devem ser conservados e dos que devem ser preteridos em prol do desenvolvimento sócio-econômico de atividades fora do corpo d'água apresenta caráter subjetivo. Com isto, vazões ambientais resultam de processos técnico-científicos e sociais, *e.g.*, consulta popular.

Em outras palavras, para a escolha de vazões ambientais num trecho de rio, necessita-se de (i) investigar o comportamento hidrológico, (ii) sua relação com ecossistemas na bacia e (iii) destes com a produção de serviços ambientais para, então, (iv) escolher os aspectos do regime hidrológico a serem conservados por comparação entre o que seria produzido pela natureza e o que será produzido pelo homem. Conforme pesquisadores australianos atestam (Gordon et al., 2004, pg 233), “gestão de rios será sempre uma atividade de ponderação; onde ciência não consegue providenciar a resposta ‘certa’, mas contribuir brilhantemente ao refutar equívocos e providenciar modelos preditivos de como os componentes ambientais agem”.

A escolha das vazões ambientais baseia-se na caracterização eco-hidrológica para servir de instrumento essencial à gestão integrada de recursos hídricos<sup>1</sup> (Figura 5; Naiman et al., 2007). A gestão ambiental, no entanto, necessita trabalhar outros aspectos, como manejo de solo e de pesca, controle de introdução de espécies e de extração de areia, para obtenção dos seus objetivos, além de não prejudicar a obtenção dos objetivos definidos para as vazões ambientais.



**Figura 5. Relação entre conceitos ligados à gestão integrada de recursos hídricos. Adaptado de Naiman et al., 2007.**

<sup>1</sup> Gestão integrada de recursos hídricos (GWP, Global Water Partnership. 2000. *Integrated Water Resources Management*. Stockholm, Sweden. ) consiste de um processo de promoção de desenvolvimento e gestão coordenada de água, solo e recursos relacionados, para maximizar bem-estar econômico e social resultantes, de forma equitativa sem comprometer a sustentabilidade de ecossistemas vitais.

### 2.2.1 Histórico

Vazões ambientais evoluíram em conhecimento (Quadro 5) e aplicação (Quadro 6), apresentando cinco estágios de desenvolvimento: vazões de compensação, vazões sanitárias, vazões de arrasto, vazões holísticas e hidrograma ecológico.

**Quadro 5. Evolução científica de vazões ambientais.**

Termos aplicados	Objetivo de alocação	Estágio científico	Bibliografia
Vazões de compensação, vazões mínimas aceitáveis	Captação de jusante, navegação	Ecólogos relatam respostas de peixes migradores a condições de vazão	Hynes, 1970; Sheail, 1988
Vazões ecológicas, sanitárias, residuais, remanescentes	Manutenção de habitat físico para espécies de interesse, saneamento	Vazões resultam de “Chute Educado” de biólogos de pesca e/ou engenheiros	Clean Water Act 1972 <i>apud</i> Stalnaker, 1981; Fraser, 1972; Tennant, 1976; Stalnaker et al., 1995
Vazões ecológicas, vazões de arrasto	Processos geomorfológicos	Restauração de canais (capacidade de condutância hidráulica)	Tennant, 1976; Trush et al., 2000
Vazões ecológicas, ambientais, remanescentes	Processos ecológicos	Variabilidade de vazões naturais sustenta processos ecológicos; incerteza dirimida via manejo adaptativo	Connell, 1978; Richardson, 1986; Junk et al., 1989; Hill et al., 1991; Arthington et al., 1992; Petts, 1996; Poff et al., 1997; Bunn & Arthington, 2002
Vazões ecológicas, ambientais, hidrograma ecológico	Demandas hídricas de ecossistemas e da sociedade	Reconhecimento de papel social de manter ecossistemas na produção de bens e serviços	Petts, 1996; Arthington et al., 1998; Poff et al., 2003; Richter et al., 2003; Arthington et al., 2004; Arthington et al., 2006; Richter et al., 2006; Poff et al., 2010

#### *Vazões de compensação*

Os primeiros estudos publicados relacionando hidrologia à ecologia (Hynes, 1970; Fraser, 1972), especificamente como vazões influenciam o comportamento de peixes, datam do fim da primeira metade do século XX. Até este período (Quadro 5), considerava-se apenas a regulação de usos de água para possibilitar usos à jusante, em atividades de abastecimento humano, irrigação, navegação, recreação e geração hidrelétrica (Quadro 6). A regulação de usos implicava em baixo grau de disputas por água em nível local, onde usuários de montante providenciavam meios para que usuários de jusante desempenhassem suas atividades (Sheail, 1988).

#### *Vazões sanitárias*

Preocupações quanto ao impacto negativo em ecossistemas aquáticos de grandes extrações de água para fins agrícolas e da operação de barragens se iniciam como resultado da estruturação de nações após a II Guerra Mundial. À época, biólogos de pesca e engenheiros arriscavam (Fraser, 1972) valores de vazão para atender a demanda hídrica ambiental, freqüentemente vazões baixas relacionadas a questões sanitárias (Q<sub>7,10</sub>; Clean

Water Act 1972 *apud* Stalnaker, 1981). No entanto, ecólogos já conheciam a importância da variação espaço-temporal de vazões para processos ecológicos e geomorfológicos (Hynes, 1970; Fraser, 1972). Possivelmente, a escolha por vazões baixas resultava da falta de base científica para recomendação de outros regimes hídricos (*sensu* Tennant, 1976) e da forte pressão política sobre os biólogos de pesca para minimizar a quantidade de água indisponível para usos antrópicos fora dos corpos d'água.

**Quadro 6. Evolução na regulação de usos para implementação de vazões ambientais.**

Termos aplicados	Objetivo de alocação	Estratégia	Usos regulados*	Nível e grau de disputas	Bibliografia
Vazões de compensação, vazões mínimas aceitáveis	Captação de jusante, navegação	Usuários de montante providenciam meios	A	Local, Baixo	Sheail, 1988
Vazões ecológicas, sanitárias, residuais, remanescentes	Manutenção de habitat físico para espécies de interesse, saneamento	Suspensão de captações e liberação de vazão constante por barragens	A, I	Baixo	Clean Water Act 1972 <i>apud</i> Stalnaker, 1981; Fraser, 1972; Tennant, 1976; Stalnaker et al., 1995
Vazões ecológicas, de arrasto	Processos geomorfológicos	Liberação esporádica de cheias	A, I, E	Baixo	Tennant, 1976; Trush et al., 2000
Vazões ecológicas, ambientais, remanescentes	Processos ecológicos	Suspensão de captações e liberação de vazões variáveis por barragens	A, I, E	Sub-bacia, Moderado	Richardson, 1986; Petts, 1996; Poff et al., 1997; Bunn & Arthington, 2002
Vazões ecológicas, ambientais, hidrografia ecológica	Demandas hídricas de ecossistemas e da sociedade	Participação social na escolha de vazões ambientais	A, I, E, R	Bacia, Alto	Petts, 1996; Arthington et al., 1998; King et al., 2003; Poff et al., 2003; Richter et al., 2003; Arthington et al., 2004; Collichonn et al., 2005; Arthington et al., 2006; Richter et al., 2006; Poff et al., 2010

\*A = abastecimento humano, irrigação, navegação, recreação, hidrelétrica; I = lançamento de efluentes e pesca comercial; E = ecossistemas; R = comunidade ribeirinha

Ainda em 1971, a utilização de fórmulas matemáticas e recomendação de somente vazões baixas já eram criticadas (Fraser, 1972). Defendia-se, como alternativa, o uso do conhecimento de demandas de profundidade e velocidade de água por espécies endêmicas, ou mesmo, a utilização da opinião de biólogos. Regulações de uso de recurso hídrico passaram, para tanto, a considerar limitações ao lançamento de efluentes em corpos d'água e restrições à operação de barragens para que liberassem vazão suficiente para manutenção de habitats físicos específicos de espécies de interesse.

Um estudo de referência foi o desenvolvimento do método Montana (Tennant, 1976), onde foram propostas vazões visando o atendimento a demandas mínimas ambientais. Neste método, a saúde de recursos aquáticos foi relacionada à vazão média de

longo período, com base em observações entre 1964 e 1974 dos parâmetros profundidade, largura e velocidade para 38 vazões em 58 trechos de 11 rios dos estados americanos de Nebraska, Wyoming e Montana. A premissa básica era que o comportamento médio apresentado nos rios estudados era replicável, sendo suficiente à conservação a manutenção de 60% da vazão média de longo período e a liberação esporádica de cheia para arrasto (carreamento) de sedimentos. Biólogos, neste período, creditavam (Tennant, 1976; Stalnaker, 1981) a vazões baixas a restrição primária à saúde de ecossistemas aquáticos, em função das alterações na temperatura e na abundância de invertebrados.

Como seqüência natural, engenheiros e geomorfólogos, com base em dados de morfometria de rios e de séries de vazões, desenvolveram técnicas computacionais (*e.g.*, PHabSim, RHyHabSim e EVHA; Lamouroux & Jowett, 2005) para a identificação de vazões que providenciariam melhores condições físicas de hábitat a espécies de peixes comercialmente importantes. A base científica destes métodos era de mais fácil compreensão, sendo facilitadas as avaliações do retorno financeiro para cada vazão em estudo, *i.e.*, produção pesqueira, por volume d'água não utilizado para atividades antrópicas (Stalnaker et al., 1995; Postel & Richter, 2003, pg 48). Estudos deste tipo obtiveram aplicações em quase todos os continentes, melhor aproximando características locais de hidrologia e biologia.

#### *Vazões de arrasto*

O estágio seguinte de evolução de conhecimento quanto a demandas hídricas ambientais considerou processos geomorfológicos, como no método Montana (Tennant, 1976). Observava-se a necessidade de restaurar canais para que estes pudessem recuperar a condutância hidráulica, *i.e.*, sua capacidade de escoar. Para isto, cheias foram readmitidas no rol de especificações para regulação de recursos hídricos, sendo trabalhadas por meio da liberação esporádica por barragens. Até este momento, conflitos por uso de água apresentavam abrangência local, com baixo grau de disputas.

#### *Vazões holísticas*

Todas as abordagens anteriores, no entanto, receberam críticas contundentes, como resultado de avanços no conhecimento dos processos ecológicos e geomorfológicos, especificamente quanto a dois aspectos: (i) o direcionamento à satisfação de demandas hídricas de algumas poucas espécies, normalmente peixes de alto valor comercial, e (ii)

a suposição de que corpos d'água possuem mais água que a demanda de seus ecossistemas.

A escolha de vazões ambientais com enfoque em uma ou poucas espécies de interesse mostra-se equivocada por desconsiderar a manutenção de estrutura e funções ecológicas essenciais à sobrevivência desta(s) espécie(s). Além disto, a oportunidade de sustentar ecossistemas aquáticos em longo-prazo pode ser sacrificada por ganhos em curto-prazo (Arthington, 1998b). Assim, o manejo ambiental necessitava mudar o foco de espécies para processos ecológicos (e demais processos abióticos) que as sustentam (Falkenmark & Folke, 2002).

Contrariamente à idéia de que corpos d'água têm mais água do que demandam seus ecossistemas, e logo, que o período de vazões baixas exercia limitação à saúde de ecossistemas, pesquisadores (Richardson, 1986; O'Brien 1987 *apud* Petts & Maddock, 1994; Junk et al., 1989; Hill et al., 1991; Arthington et al., 1992) defenderam a necessidade de trabalhar uma variação maior de vazões (Quadro 3) em prol da conservação de espécies endêmicas do rio e áreas úmidas associadas, *i.e.*, estuários, lagos e terras úmidas.

Como consequência, o objetivo migrou do interesse pela conservação de processos contidos na calha do rio para processos do hidro-sistema fluvial (Amoros et al., 1987), *i.e.*, calha do rio, zona ripária, várzeas de inundação e aquífero aluvial (zona vadosa). Esta mudança de perspectiva é evidenciada pela alteração de termos aplicados à escolha de vazão para os ecossistemas: onde inicialmente adotava-se vazão ecológica (*in-stream flows*) passou-se a denominar vazões ambientais (*environmental flows*). Estes avanços científicos compeliram regulações de uso de recurso hídrico a considerar demandas do ecossistema para todo o ciclo de vida de espécies, por meio da liberação de vazões variáveis por barragens e suspensão de captações e lançamento de efluentes para condições críticas de alteração do regime natural de vazões. Estas restrições de uso de recurso hídrico elevam o grau de disputa entre usuários, com abrangência ampliada para o nível de sub-bacias.

Como resultado da constatação de que métodos existentes, notadamente o método IFIM, haviam sido desenvolvidos para peixes de alto valor comercial de rios estáveis, homogêneos, pesquisadores australianos e sul-africanos (Arthington et al., 1992) decidiram desenvolver alternativa. Isto porque ambos os países possuíam rios mais heterogêneos, inclusive rios intermitentes, assim como, poucos peixes de suas regiões se apresentavam economicamente importantes. Este novo método, denominado “holístico”,



considerava a funcionalidade do ecossistema original, incluindo nascente, calha do rio, zona ripária, várzea, aquífero aluvial, terras úmidas e estuário, bem como espécies raras ou ameaçadas, com base no regime hidrológico natural.

Recomendava-se (Arthington et al., 1992):

- (i) a utilização de painéis de especialistas para prescrever regimes hidrológicos parecidos com o natural, especialmente pela pequena quantidade de dados ecológicos detalhados quanto às demandas de espécies locais;
- (ii) a construção de regimes hidrológicos anuais pela agregação de pulsos hidrológicos mensais às demandas por vazão de base, *i.e.*, um prenúncio do *Building Block Methodology* (BBM; Arthington, 1998a; King & Louw, 1998; King et al., 2008), e;
- (iii) o refinamento do regime prescrito com base na resposta do ecossistema via monitoramento, o que caracteriza manejo adaptativo.

Modelos ecológicos aplicados à análise de resposta de espécies a diferentes condições de vazões baixas, como PHabSim dentre outros, continuam em aplicação como ferramentas de auxílio aos especialistas.

Com esta mesma base científica foram elaborados vários métodos (*e.g.*, *Holistic Approach*, Arthington, 1994; *Expert Panel*, Swales & Harris, 1995; e *Flow Restoration Methodology*; Arthington, 1998c), especialmente na Austrália, os quais são detalhados em artigos de revisão (Arthington, 1998b; Cottingham et al., 2001; Tharme, 2003; Arthington et al., 2004). De forma bastante similar, o rio Babingley no Reino Unido (Petts, 1996) teve regimes hidrológicos ecologicamente aceitáveis determinados, sendo considerada a variabilidade inter-anual considerada pela recomendação de vazões para anos seco, regular e úmido.

Outra abordagem para recomendação de vazões considerou a modificação de aspectos do regime hidrológico natural via análise de séries fluviométricas. Duas correntes de métodos são observadas: (a) uma que se baseia na teoria do pulso de cheias (Junk et al., 1989) e recomenda vazões por meio de análises no domínio de frequências, como os programas PULSO (Neiff & Neiff, 2003; Casco et al., 2005) e FFTSint (Cruz, 2005), e (b) outra, em análises no domínio do tempo, considerando a previsibilidade e a variabilidade de eventos hidrológicos de cheia e estiagem quanto à magnitude, frequência, duração, período de ocorrência e forma (*Range of Variability Approach*, RVA; Richter et al., 1997; *Desktop Reserve Method*, DRM; Hughes & Hannart, 2003; *Flow Events Method*, FEM; Stewardson & Cottingham, 2001; Stewardson & Gippel, 2003; *Flow-*

*Duration Curve shifting method*, FDC-shifting; Smakhtin & Eriyagama, 2008). Esta abordagem sofre, no entanto, de falta de validação ecológica (Schofield et al., 2003) mais robusta que a consideração da conservação de aspectos do regime como um representante (*proxy*; Petts, 2008) da conservação de ecossistemas.

Como resultado da aplicação destes métodos, observou-se que se recomendava regimes com valores de vazões médias 50% menores mesmo em rio (Logan) minimamente explorado (Arthington, 1998b). Insatisfações quanto a estas estimativas motivaram o desenvolvimento de alternativas que invertem a perspectiva quanto à recomendação de vazões ambientais. Onde se perguntava “Quanta água o rio necessita?” se passa a responder “Quanta alteração do regime natural seria demais?” A incerteza que resultava em não-recomendação de vazões para o ambiente, favorecendo usos, passou a favorecer o ambiente. Com isto, o ônus da prova para a recomendação de vazões passa a ser do ator de alterações, atendendo o princípio da precaução.

O *Benchmarking methodology* (Brizga et al., 2002) foi o primeiro método a considerar, na proposição de vazões ambientais, o risco ambiental de alteração de aspectos do regime de vazões a valores críticos observados em corpos d’água na mesma bacia. Assim, um painel de especialistas relaciona e compara o estado presente de corpos d’água às suas alterações hidrológicas para avaliar diferentes cenários de uso de recursos hídricos propostos pelo órgão governamental. Por este método, análises (Arthington & Pusey, 2003) passaram a sugerir valores entre 80 e 90% das condições naturais para que rios (Barron, Burnett e Fitzroy) em estado quase-natural apresentassem baixo risco de degradação ambiental e, 66% para que rio (Murray) sob significativa exploração por obras hidráulicas restaure alguns de seus valores naturais.

Atualmente, poucos são os métodos (*Best Practice Framework*, Arthington et al., 1998; *Ecologically Sustainable Water Management*, MESA; Richter et al., 2003; Collischonn et al., 2005; *Savannah process*; Richter et al., 2006; Ward & Meadows, 2009) que apresentam o manejo adaptativo de vazões em sua estrutura, embora se admita a necessidade de constante monitoramento e atualização. A apresentação da necessidade de revisar vazões propostas revela o grau de desconhecimento quanto às relações locais entre ecologia e hidrologia, demandando maiores esforços de monitoramento e pesquisa para reduzir erros na gestão de águas.

### *Hidrograma ecológico*

A constatação de que a manutenção de padrões do regime hidrológico natural é ideal para a preservação de ecossistemas (Hill et al., 1991; Arthington et al., 1992; Petts, 1996; Poff et al., 1997) compele à elaboração de alternativas que compatibilizem o uso de águas fora de corpos d'água com a conservação de ecossistemas nestes para o desenvolvimento de atividades antrópicas diretamente dependentes destes. Neste sentido, a escolha de vazões ambientais deixa de ser um exercício meramente científico, *i.e.*, não depende apenas do conhecimento de tolerâncias de espécies a alterações do regime hidrológico, para considerar a escolha do nível desejado de exploração/conservação de recursos naturais. Nestes casos, modelos econômicos passam a ser considerados para comparar produção de bens e serviços naturais e antrópicos para alternativas de regimes hidrológicos a serem mantidos nos corpos d'água.

A participação social passa a ser vista como elemento essencial ao processo de reconhecimento de relações hidrologia-ecologia-sociedade, escolha e implementação de vazões ambientais. Com isto, conflitos por uso de recursos hídricos são ampliados à bacia hidrográfica, atingindo o mais alto grau de disputa, ao reconhecer a perda de capital natural por comunidades ribeirinhas, e, logo, pela sociedade. O que se conclui, portanto, é que sempre existiu conflito por uso de água, mas que, no entanto, se apresentava silente por desconhecimento da sociedade quanto ao que se perde ao não conservar ecossistemas.

Alguns métodos mais recentes consideram a participação da sociedade no acompanhamento dos estudos e na coleta de informação de demandas hídricas, *i.e.*, ao informar como peixes ou mamíferos respondem a cheias, por exemplo, (*Ecologically Sustainable Water Management*, MESA; Richter et al., 2003; Collischonn et al., 2005) e na escolha do grau desejado de exploração de recursos (*Downstream Response to Imposed Flow Transformation*, DRIFT; King et al., 2003; *Ecological Limits of Hydrological Alteration*, ELOHA; Arthington et al., 2006; Poff et al., 2010; MANejo adaptativo para implementação do Hidrograma Ecológico, MANHE; Agra et al., 2007). Dos métodos citados, os métodos MESA e MANHE só existem em teoria. Os métodos aplicados DRIFT e ELOHA apresentam abordagens distintas: o primeiro, individualizada, *i.e.*, rio-a-rio, e o segundo, por região fisiográfica<sup>2</sup>.

---

<sup>2</sup> O termo região fisiográfica designa região com mesmo tipo de solo, clima, vegetação e topografia.

### 2.2.2 Métodos para recomendação de vazões ambientais

Métodos para recomendação de vazões a serem mantidas em corpos d'água totalizavam 207 em 2003 (Tharme, 2003), número que deve ter aumentado de forma considerável em função do aumento de interesse em aplicar vazões ambientais nas diferentes partes do mundo e da acessibilidade à informação nos últimos anos. Neste item, são apresentados apenas os métodos que apresentam base ecológica e possibilitam seleção social das vazões a serem aplicadas.

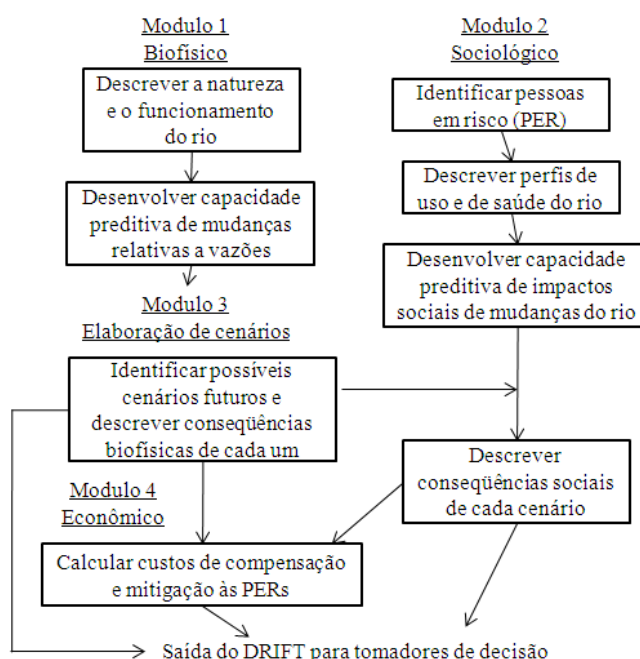
Os métodos podem ser classificados quanto à técnica aplicada, o que implica em crescente rigor científico e confiabilidade (Arthington et al., 1998; Arthington et al., 2003), em métodos hidrológicos, painéis de especialistas ou métodos preditivos. Salienta-se a possibilidade de ter métodos desenvolvidos para recomendação individualizada, *i.e.*, rio-a-rio, ou regionalizada.

Métodos hidrológicos partem do estudo de séries fluviométricas para identificar o regime hidrológico natural e recomendar novos regimes pela conservação da magnitude, frequência, duração, período de ocorrência e forma de eventos de cheia e estiagem. Estes métodos servem à estimativa preliminar de como podem ser as vazões ambientais, uma vez que não apresentam validação científica quanto à relação entre alteração do regime hidrológico proposta e resposta do ecossistema. Nesta classe, encontram-se os métodos RVA (Richter et al., 1997), DRM (Hughes & Hannart, 2003), FEM (Stewardson & Cottingham, 2001; Stewardson & Gippel, 2003), IHA (Mathews & Richter, 2007), FDC-*shifting* (Smakhtin & Eriyagama, 2008).

Painéis de especialistas são a alternativa mais aplicada para a recomendação de vazões ambientais, onde a técnica é dependente do conhecimento dos especialistas e disponibilidade de informação. Usualmente, painéis variam em função das características sociais e ambientais do corpo d'água em estudo (Brown & King, 2003). Em sua composição mínima são formados por hidrólogo, geomorfólogo, botânico e biólogo de pesca. A título de exemplificação, podem participar deste tipo de estudo agente comunitário, hidrogeólogo e/ou ecólogo de bentos, especialmente onde em corpos d'água alimentados por aquíferos. Em função do esforço necessário à construção de relações entre comportamento de comunidades biológicas e hidrologia, a recomendação de vazões pode demandar alguns anos e investimento que inclua expedições a campo para observação de processos ecológicos e aplicação de modelos matemáticos. Desta classe de métodos, destacam-se os métodos DRIFT (Arthington et al., 2003; King et al., 2003;

Brown et al., 2006), com aplicações na África do Sul e Lesoto, e ELOHA (Arthington, 2009; Kendy et al., 2009), nos Estados Unidos e Austrália.

O método DRIFT (Figura 6) consiste em análise multi-critério dos impactos de aplicação de diferentes regras de vazões ambientais para o rio em estudo. O método utiliza análises em quatro módulos, compreendendo o estudo de condicionantes ambientais (módulo 1, Arthington et al., 2003) e sociais locais (módulo 2) e suas relações com vazões, geração de cenários de exploração de águas (módulo 3) a serem comparados por análise econômica (módulo 4) dos custos de mitigação de impactos de alteração hidroambiental na sociedade.



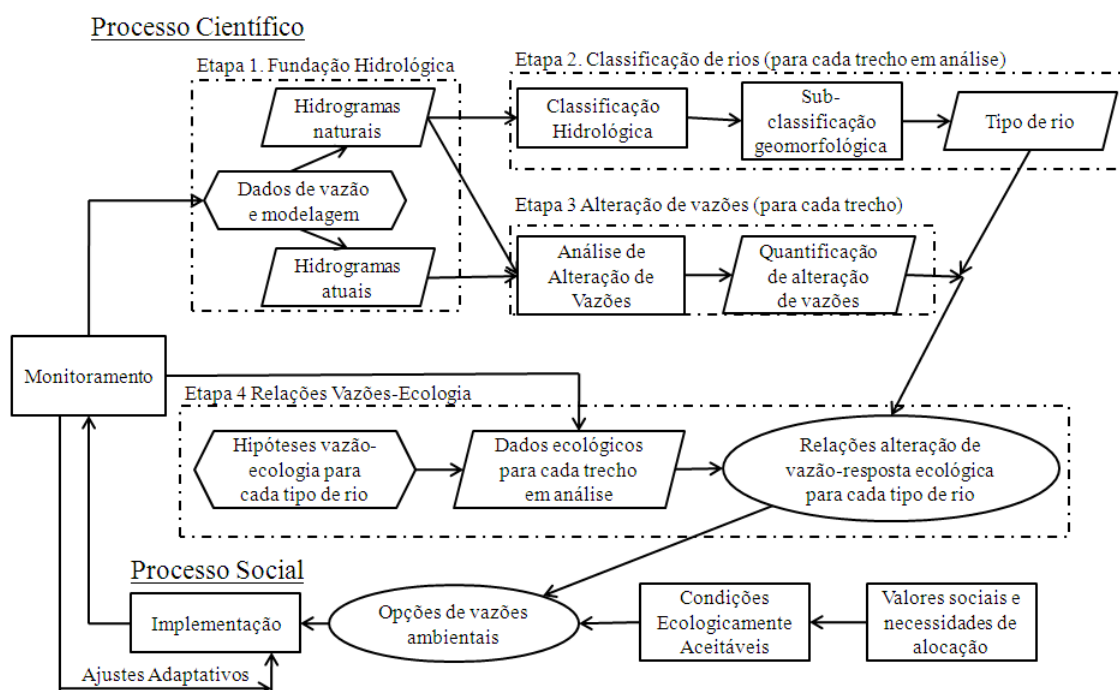
**Figura 6. Downstream Response to Imposed Flow Transformation (DRIFT). Adaptado de King et al., 2003.**

Como o método gera regras com base na alteração do regime natural (Brown & Joubert, 2003) e não na agregação de pulsos hidrológicos a vazões baixas, a incerteza associada à opinião de especialistas minimiza o risco de impactos ao meio ambiente por incapacidade técnica de predição (Postel & Richter, 2003, pg 58).

Além disso, com a elaboração e análise de cenários se reconhece a dificuldade, e mesmo a incapacidade, para controlar sistemas, bem como, o grau de incerteza na predição de impactos. Este aspecto favorece (Peterson et al., 2003) o planejamento de uso de recursos naturais em relação à análise de uma única regra e aplicação de manejo adaptativo.

Já o método ELOHA (Figura 7), baseia-se na análise comparativa de limites de alteração de aspectos hidrológicos de rios de uma mesma bacia, proposta no *Benchmark*

*king methodology* (Brizga et al., 2002). Por meio de análises estatísticas de variáveis (Arthington et al., 2006) criam-se relações entre alteração hidrológica e resposta de ecossistemas de rios com comportamento hidrológico homogêneo (Figura 4). A percepção de valores da sociedade quanto ao grau de conservação e de exploração de ambientes desejada e as relações entre estado do ambiente e hidrologia são aplicados na geração de regimes hidrológicos de rios de uma região hidrográfica. O método é bastante novo e promissor, onde aproximadamente 20 pesquisadores de 10 instituições assinam autoria da técnica (Poff et al., 2010).



**Figura 7. Ecological Limits of Hydrological Alteration (ELOHA). Adaptado de Poff et al., 2010.**

Modelos ecológicos relacionam de forma conceitual ou empírica respostas de ecossistemas à variabilidade de condicionantes ambientais. Esta é uma técnica pouco trabalhada na recomendação de vazões ambientais. A vantagem está na capacidade de prever o comportamento de ecossistemas de forma mais confiável que painéis de especialistas, por serem os modelos validados com base em monitoramento. A modelagem de ecossistemas engloba desde técnicas de ajuste de equações de regressão ao emprego de equações derivadas de conceitos em abordagens tri-dimensionais. Cabe menção, a título de exemplificação, os modelos para prever pesca estuarina (Loneragan & Bunn, 1999), IPH-TRIM3D-PCLake (Fragoso Júnior, 2009) para prever efeito de distúrbios no ecossistema de lagos, e o e-MOD (Marsh et al., 2009) para prever resposta de ecossistemas de rios a diferentes condições hidrológicas.

## 2.3 PANORAMA NACIONAL

Neste item, apresenta-se a evolução institucional e as políticas de gestão de recursos hídricos e meio ambiente que estabelecem os instrumentos relacionados às definições de vazões ambientais, bem como, apresenta-se uma síntese dos estudos em vazões ambientais.

### 2.3.1 Fatos históricos da gestão ambiental de águas fluviais

Visando facilitar o entendimento do panorama atual de gestão brasileira de águas quanto à consideração de seus ecossistemas, apresenta-se uma discussão quanto ao enfoque ecossistêmico nas Políticas de Recursos Hídricos e de Meio Ambiente, precedida de um breve histórico de fatos relevantes para a consideração de um enfoque ecossistêmico à gestão de águas.

- O Alvará de 1804 (Pompeu, 2008), a primeira regulação de usos de águas, estabelecida ainda no tempo do Brasil Colônia, consagrava a situação de fato existente, onde se podia adquirir o direito ao uso das águas pela pré-ocupação. Com o Alvará, grandes abusos tomaram parte, o que obrigou as autoridades administrativas a mandar demolir pesqueiros e açudes às margens de rios navegáveis, em prejuízo do serviço público.
- Em 1934, o Código de Águas foi decretado, assegurando o uso gratuito, se houver caminho que a torne acessível, de qualquer corrente ou nascente de águas para as primeiras necessidades da vida. Derivações de águas públicas, pelo Código de Águas, eram outorgadas por meio de autorizações administrativas, exceto usos para geração de energia hidrelétrica.
- Em 1976, a classificação de corpos d'água superficiais foi instituída pela portaria MINTER, GM 0013 (Mota & Aquino, 2001), estabelecendo padrões de qualidade e de emissão para efluentes, em 4 classes.
- A Lei 6938 (Brasil, 1981), sancionada em 1981, institui a Política (PNMA) e constitui o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA), com o objetivo de preservar, melhorar e recuperar a qualidade ambiental propícia à vida.
- A portaria 125 do extinto Departamento Nacional de Energia Elétrica (DNAEE) de 17 de agosto de 1984 aprova a norma 02, integrante do conjunto das “Normas para Apresentação de Estudos e de Projetos de Exploração de Recursos Hídricos para Geração de Energia Elétrica”, que estabelece que *“na concepção do Projeto Básico deverá ser considerado que a vazão remanescente no curso d'água, a ju-*

*sante do barramento, não poderá ser inferior à 80% (...) da vazão mínima média mensal, caracterizada com base na série histórica de vazões naturais com extensão de pelo menos 10 (...) anos”.*

- Em 1986, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) em sua resolução no. 20 substituiu a portaria MINTER de 1976, ao definir novo sistema para classificação de águas, tendo como objetivo preservar níveis de qualidade de corpos d'água para não afetar a saúde e o bem-estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, em consequência da deterioração da qualidade das águas. Nesta resolução, apresenta-se valor limite de parâmetros de qualidade de águas doces, salobras e salinas.
- A Constituição Federal de 1988 impôs incumbência ao Poder Público de preservar e restaurar processos ecológicos essenciais, bem como, de proteger fauna e flora, vedando práticas que coloquem em risco sua função ecológica, provoquem a extinção de espécies ou submetam os animais à crueldade. Faculta-se, no entanto, a interpretação de quais processos seriam essenciais e a quem. Além disso, a Constituição inovou ao trazer a primeira menção ao termo recurso hídrico, parecendo (Cardoso da Silva & Ferreira, 2005) objetivar finalidade antrópica ou econômica do uso da água pela sociedade. A mesma Constituição, em seu artigo 21, XIX, atribuiu competência à União para instituir o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos.
- Constituições estaduais do Ceará e de São Paulo, a partir de 1989, previram a instituição de sistema de gerenciamento dos recursos hídricos congregando órgãos governamentais e sociedade civil.
- Iniciativas estaduais foram assimiladas em âmbito nacional pela Lei 9433/1997 (Brasil, 1997), que instituiu a Política (PNRH) e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH).
- Resolução 394 da ANEEL de 04/12/1998 revoga a norma DNAEE 02, aprovada pela portaria DNAEE 125 de 17 de agosto de 1984.
- Em 2000, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), na resolução 12 (Brasil, 2000), estabelece procedimentos para o enquadramento de corpos d'água, amarrando-o aos planos de bacia, Estadual e Nacional de Recursos Hídricos. Revisões periódicas de práticas de gestão são definidas na resolução, com o objetivo de redirecionar o gerenciamento para atender o enquadramento.



- Em 2002, o CNRH, na resolução no. 22 (Brasil, 2002), estabelece diretrizes complementares para a elaboração de planos de recursos hídricos, os quais devem considerar os usos múltiplos de águas subterrâneas.
- Em 2005, o CONAMA em substituição à resolução 20/1986, dispõe na resolução no. 357 (Brasil, 2005) sobre a classificação de corpos d'água superficiais e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, onde valores máximos de parâmetros de qualidade de água devem ser obedecidos nas condições de vazão de referência, sendo que corpos d'água que apresentam regime de vazão com diferença sazonal significativa podem ter suas metas progressivas obrigatórias variando ao longo do ano.
- Em 2006, discussões quanto à escolha de vazões ambientais são iniciadas no CNRH como efeito da publicação e premiação do trabalho “Em busca do Hidrograma Ecológico” (Collischonn et al., 2005) no XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos e no WMO Research Award for Young Scientists. No mesmo ano, o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, por meio do Fundo Setorial em Recursos Hídricos (CT-HIDRO), lança edital para desenvolvimento de redes de pesquisa no tema vazões ambientais;
- Em 2007, inicia-se a discussão de uma proposta de resolução para estabelecer diretrizes gerais para a definição de “vazões mínimas”, no CNRH;
- Em 2008, o CNRH convidou o Eng. Sidnei Agra para apresentação de trabalho publicado no XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (Agra et al., 2008a), onde se propõe método para inserção de vazões ambientais no SINGREH. O trabalho foi ainda convidado à apresentação no CONAMA, no mesmo ano (Agra et al., 2008b).
- Em 2009, acontece a 1ª das oficinas para discussão sobre enfoque ecossistêmico na gestão de recursos hídricos, promovida pelo CNRH.

### **2.3.2 Política de Recursos Hídricos**

A Lei 9433/1997 estabeleceu os fundamentos, os objetivos, as diretrizes gerais de ação e os instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). Merece destaque com relação aos avanços em ciência e gestão de águas, no tocante às vazões ambientais:

- O fundamento de que a gestão deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, usuários e comunidades;

- As diretrizes gerais para implementação da PNRH, especificamente (i) a gestão sistemática dos recursos hídricos, (ii) a adequação da gestão de recursos hídricos às diversidades regionais, (iii) a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental, (iv) a articulação do planejamento de recursos hídricos com o dos setores usuários e com os planejamentos regional, estadual e nacional e, (v) a articulação da gestão de recursos hídricos com a gestão do solo.
- A relação entre os instrumentos: (i) o plano de recursos hídricos, onde a unidade mínima de gestão é a bacia hidrográfica e o intuito é obter plano diretor que conduza a realidade (diagnóstico) ao objetivo de gestão por meio de prognósticos dos efeitos de aplicação de diferentes cenários de usos de recursos hídricos, (ii) o enquadramento de corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes de água, onde se estabelece o objetivo de gestão de recursos hídricos, (iii) a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos, onde se regula captações de água e lançamento de efluentes.

### **2.3.3 Política de Meio Ambiente**

Da Lei Federal 6938/1981, que institui a Política Nacional de Meio Ambiente, merecem destaque para análise da consideração de vazões ambientais os seguintes itens:

- Princípios (i) o uso coletivo do meio ambiente, visto como patrimônio público, (ii) a racionalização do uso do solo, subsolo, água e ar, (iii) planejamento do uso dos recursos ambientais e, (iv) proteção dos ecossistemas, com a preservação de áreas representativas.
- Objetivos: (i) a compatibilização do desenvolvimento econômico-social com a preservação da qualidade do meio ambiente, (ii) a definição de áreas prioritárias quanto à qualidade e equilíbrio ecológico, (iii) estabelecimento de critérios e padrões de qualidade ambiental e de normas relativas ao uso e manejo de recursos ambientais, (iv) preservação e restauração de recursos ambientais com vistas à utilização racional e disponibilidade permanente.
- Instrumentos: (i) estabelecimento de padrões de qualidade ambiental, (ii) zoneamento ambiental, (iii) avaliação de impactos ambientais, (iv) licenciamento e revisão de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras.

O estabelecimento de critérios e padrões de qualidade ambiental, na prática, limita-se à classificação de corpos d'água via definição de parâmetros de qualidade das águas para uma vazão de referência. Esta tímida atuação revela desconhecimento de de-

mandas de processos ecológicos por variabilidade quali-quantitativa de vazões para os padrões naturais de comportamento hidrológico e a importância dos ecossistemas para a disponibilização de recursos ambientais à sociedade. Deveria, portanto, ser considerada a preservação de aspectos de quantidade e sazonalidade de águas em prol da proteção de ecossistemas.

Da mesma forma, o licenciamento de empreendimentos hidrelétricos tem baseado suas atividades em vazões baixas, de forma individualizada. O que acontece é que funcionários de órgãos ambientais não conhecem reais efeitos de atividades quando do licenciamento e temem pelo enquadramento nas leis de crimes ambientais e de improbidade administrativa (BM, 2008). Razões deste desconhecimento podem ser: (i) incapacidade técnica para prever impactos ambientais, (ii) desconhecimento de efeitos sinérgicos de atividades com potencial para a degradação ambiental, (iii) falta de indicadores<sup>3</sup> regionais e (iv) falta de estrutura física e de recursos humanos. Como efeito, replicam-se práticas utilizadas em outros órgãos sem embasamento ecológico-econômico que as justifique.

Além disso, a individualização de avaliação de atividades efetiva ou potencialmente causadoras de degradação ambiental e sua realização apenas quando da análise de viabilidade podem ser responsáveis (Kelman, 2009) pela morosidade na análise e emissão de licença prévia e de declaração de disponibilidade hídrica, proporcionando desgaste frente à opinião pública.

Com isto, setores usuários de recursos ambientais, como o de energia (Vainer, 2007), propalam a imagem do setor de meio ambiente como adversário do desenvolvimento, embora a PNMA tenha como objetivo a compatibilização do desenvolvimento econômico-social com a preservação da qualidade do meio ambiente. As principais insatisfações dizem respeito aos exageros da legislação, lentidão e burocracia de órgãos ambientais e ao excesso de zelo do Ministério Público, quando do licenciamento ambiental de obras.

Este desgaste e distanciamento entre os setores necessitam ser solucionado para escolha e adoção compartilhada de vazões ambientais.

---

<sup>3</sup> Indicadores apresentam significado diferente de índice nesta tese. Índices são estatísticas. Indicadores caracterizam o estado do sistema, por meio da comparação de um índice com valores limites a partir dos quais o sistema apresenta diferente estado, e.g., valor que caracteriza péssimo estado do ecossistema.

### 2.3.4 Regulação e estudos

#### *Regulação*

Uma análise da PNRH (Cardoso da Silva & Ferreira, 2005) observou ser esta eminentemente antropocêntrica, *i.e.*, voltada aos interesses econômicos da sociedade. A leitura da Lei (Brasil, 1997) permite constatar, ainda, que em nenhum momento há determinação ou referência específica à necessidade de se ter cuidados com o meio ambiente como, por exemplo, necessidade de manutenção de vazões ambientais. Isso significa que a Lei não apresenta qualquer tipo de prioridade explícita para a conservação de comunidades aquáticas, exceto quando prevê (em situações extremas) a possibilidade de suspensão de outorgas para “prevenir ou reverter grave degradação ambiental” (Art 15, Inciso IV).

Em termos práticos, o que acontece é a escolha indireta das vazões remanescentes em corpos d’água, como resultado do volume não-afectado para uso por captação superficial, subterrânea e diluição de efluentes. A exceção quanto à escolha direta da mínima vazão que deve permanecer nos rios está ligada à operação de barragens, onde se prescrevia magnitude mínima de 80% da vazão média mínima mensal de uma série diária com pelo menos 10 anos (DNAEE 1984 *apud* Benetti et al., 2004). Legislações estaduais, de mesma forma, prescrevem a liberação de vazões baixas como apresentaram setores responsáveis por sua implementação em reuniões do Conselho Nacional de Recursos Hídricos: método de Tennant em Minas Gerais (Fróes, 2006), onde a manutenção de 30% da vazão média de longo período garante a sobrevivência de peixes; 50% da  $Q_{7,10}$  no Paraná (Scroccaro, 2006); menor valor entre  $Q_{7,10}$  e vazão mínima em período de estiagem no Espírito Santo (Nascimento et al., 2006); 80% da  $Q_{90}$  na Bahia (Fernandes, 2006).

Além disso, alocações para os diversos usos não apresentam abordagem sistêmica e planejamento integrado de uso de recursos hídricos.

A ausência de abordagem sistêmica em alocações é sensível, ao desconsiderar interações de águas superficiais e subterrâneas (Silva, 2007), relações entre quantidade e qualidade de águas, dependência de sistemas estuarinos e zonas costeiras com relação à gestão de recursos hídricos na bacia. Atividades de regulação de usos apresentam abordagem setorializada, onde análises de pedidos de outorga para (a) captações de águas subterrâneas consideram apenas testes de bombeamento em poços (Lanna 2006 *apud* Silva, 2007), (b) captações de águas superficiais são prescritas de acordo com a priorização de

usos definida no plano de bacia até o limite estabelecido por uma vazão com alta garantia de atendimento, como  $Q_{7,10}$ ,  $Q_{90}$  ou  $Q_{95}$  e, (c) lançamento de efluentes considera (ANA, 2005b) apenas a demanda bioquímica de oxigênio, temperatura e, fósforo ou nitrogênio em locais sujeitos à eutrofização, para vazões remanescentes em corpos d'água.

Planejamento setorizado de uso de recursos hídricos é observado ao não considerar o uso de solo na bacia e a amarração do enquadramento dos corpos d'água aos objetivos dos planos regional, estadual e nacional e de setores usuários (Kelman, 2009). Usualmente, vazões ambientais são vistas como restrição aos usos, em vez do objetivo (enquadramento) das ações de regulação de usos, como mostra a adoção do método Montana no Plano de Recursos Hídricos do rio das Velhas e do rio Paracatu e no Plano Decenal do rio São Francisco (ANA, 2005a, p.60). Como efeito, a importância da variabilidade natural do regime quali-quantitativo de vazões para ecossistemas e para a parcela da sociedade destes dependentes é ignorada no gerenciamento de uso de recursos hídricos em prol do desenvolvimento de atividades econômicas.

Outro ponto que merece atenção é a desconsideração de bens e serviços ambientais na avaliação econômica de planos de recursos hídricos, como no caso da bacia do Rio São Francisco (Braga & Lotufo, 2008), muito embora este não seja um “privilegio” exclusivamente nacional (Daily et al., 2009). Além disso, embora participação social seja um preceito da legislação, na qual o comitê de bacias é estabelecido para ser o mais alto nível de escolha de usos (Porto et al., 1999), decisões fogem ao consenso (Germano, 2003).

### *Estudos*

No país, os estudos em vazões ambientais apresentam duas características notórias: a pequena quantidade e o atraso em relação à consideração dos fatores reguladores de integridade biótica e de atendimento de demandas da população.

Estudos de revisão do conhecimento em vazões ambientais se limitam a aplicações teóricas e práticas até o ano de 2003. Em sua maior parte, tais investigações (Sarmiento & Pelissari, 1999; Benetti et al., 2003; Gonçalves et al., 2003; Marques et al., 2003; Collischonn et al., 2005) conferem avaliações mais aprofundadas às técnicas que recomendam vazões baixas típicas da fase de vazões sanitárias.

Grande parte dos estudos aplicados utilizam técnicas com esta abordagem, especificamente pelo uso de informações de séries de dados de vazões (Farias Júnior et al.,

2005; Barbosa et al., 2007), levantamentos de informações relativas à hidráulica fluvial (Versiani et al., 2007) e disponibilidade de habitat para algumas espécies (Pelissari & Sarmiento, 2001; Reis et al., 2007).

Alguns poucos estudos buscaram considerar variações de vazões, por meio de abordagens hidrológicas. A maior crítica está na limitada avaliação de aspectos do regime natural de vazões, onde em uma das técnicas (FFTSint; Cruz, 2005; Cruz et al., 2007) observa-se a frequência de cheias e seu efeito na vegetação ripária e em outra (Garcia & Andreatza, 2004) realiza-se apenas um exercício matemático.

Mais recentemente, alguns estudos têm discutido conceitos estabelecidos à luz da realidade de regimes hidrológicos locais (Collischonn et al., 2005; Luz et al., 2007; Souza et al., 2007), o efeito de adoção de práticas vigentes no ecossistema e na sociedade (Agostinho, 2009; Medeiros, 2009) e especulado sobre um mecanismo para inserção de vazões ambientais no SINGREH (Agra et al., 2007), bem como, sobre as dificuldades e oportunidades para a adoção de vazões ambientais (Souza et al., 2008).

De forma aplicada, três estudos apresentam avanços nacionais em vazões ambientais e merecem destaque:

- Godinho e colaboradores (Godinho et al., 2007) identificaram que liberação de cheias, que mimetizem as naturais, pelo reservatório de Três Marias pode render maiores benefícios econômicos pela pesca em lagoas marginais que a atual produção energética.
- Com base em uma análise de demandas hídricas de capivaras, cisne-do-pescoço-preto e uma espécie de macrófita (*Zizianopsis buonarienses*), Tassi (Tassi, 2008) recomendou uma regra de gerenciamento de uso de águas do banhado do Taim (RS).
- O Estudo de Impactos Ambientais da AHE Belo Monte (Leme, 2009b) sugere a adoção de regime de vazões com variabilidade sazonal e inter-anual no trecho de vazões reduzidas. Um pulso de cheias será liberado para a alça todos os anos, sendo sua magnitude de  $4000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  por um mês caso tenha passado  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  por um mês no ano anterior. Caso contrário, o pulso será de  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  por um mês.

## 2.4 CONSIDERAÇÕES SOBRE A REVISÃO

A revisão do estado-da-arte em vazões ambientais revela que, no país, pouco se conhece e aplica o conceito e os métodos para escolha de vazões ambientais. Os corpos

d'água acabam por ter como “vazões ambientais” o efeito dos diferentes usos de recursos naturais na bacia contribuinte ou a liberação de vazões baixas por barragens.

A deficiência mais visível da gestão de usos de recursos naturais está na crença de que vazões baixas são o único limitador à manutenção de ecossistemas de rio. Esta posição se baseia na inexistência de instrumento de gestão que observe a manutenção da variabilidade natural do regime de vazões. Desta forma, o país aplica único padrão de gerenciamento a regimes hidrológicos naturais de grande diversidade.

Conforme estudos em ecologia, o regime hidrológico natural de cada corpo d'água é o mais adequado para a conservação de ecossistemas e serviços ambientais. Desta forma, a gestão de recursos naturais deve trabalhar vazões ambientais para minimizar alterações do regime natural.

Na impossibilidade de evitar alterações do regime natural, em função das necessidades humanas, o estudo de respostas do ecossistema a modificações do regime natural deve balizar a escolha de vazões ambientais.

Especificamente, devem ser consideradas a previsibilidade e a variabilidade de cheias e estiagens quanto à magnitude, duração, frequência, período de ocorrência e forma (velocidade de ascensão e recessão). Estes aspectos do regime hidrológico sustentam processos ecológicos de todo o ecossistema e do ciclo de vida das espécies que o compõe. Com isto, análises quantitativas de alterações do regime de vazões indicam qualitativamente a magnitude dos impactos ambientais subsequentes à aplicação de vazões ambientais. Esta é a base de métodos (DRIFT e ELOHA) com crescente aplicação para recomendação de vazões ambientais.

Uma forma empírica de descrever a dependência do ecossistema em relação ao regime hidrológico consiste em comparar o impacto no ecossistema de modificações de cada aspecto em bacias onde o regime hidrológico natural apresentava similaridade.

Mostra-se necessário, portanto, conhecer os efeitos econômicos e sócio-ambientais de aplicação das diferentes opções de regras de “vazões ambientais” para possibilitar sua adequada adoção e revisão.

Para isto, pode ser trabalhado um procedimento para subsidiar a escolha de vazões ambientais por meio de avaliação de efeitos de adoção de diferentes cenários de uso de recursos naturais.

## 3 Metodologia

### 3.1 BASE METODOLÓGICA

No capítulo anterior foram discutidas as bases conceituais e os métodos para a escolha de vazões ambientais identificados na literatura. Ao longo da revisão foi possível observar que a escolha da vazão ambiental está mais para um processo baseado num conjunto de avaliações do impacto de alterações hidrológicas no ecossistema e na sociedade do que para aplicação de um método matemático simples para estimativa de valores de vazão.

Neste capítulo é apresentada a metodologia proposta nesta pesquisa que consiste no processo de análise dos ambientes aquáticos com relevância ecológica que condicionam a escolha do regime de vazões, objetivando compatibilizar a conservação ambiental e o atendimento de demandas hídricas da sociedade dentro do conhecimento existente.

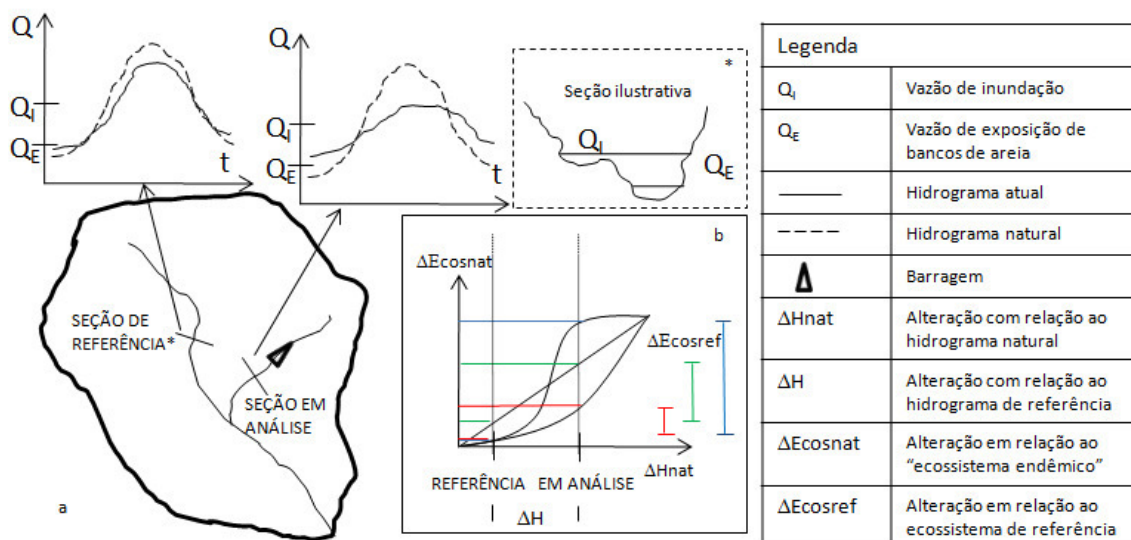
O método pretende subsidiar a escolha das vazões ambientais, ao caracterizar indiretamente o grau de impactos econômicos e sócio-ambientais, por meio de índices eco-hidrológicos da alteração de regimes de vazão por regras potenciais de vazões ambientais.

O fundamento da metodologia é a influência da dinâmica natural do regime hidrológico na manutenção dos ecossistemas, os quais produzem serviços ambientais que sustentam a sociedade. Como a influência da alteração hidrológica responde diferentemente para diferentes ecossistemas (veja três exemplos potenciais de relação hidrologia-ecologia na Figura 8), o comportamento hidrológico funciona apenas como representante qualitativo da conservação de ecossistemas e da produção de serviços ambientais. Assim, a quantificação de alterações hidrológicas atuais e potenciais são aplicadas como forma de qualificar impactos sócio-ambientais da aplicação de vazões ambientais.

A qualificação de impactos sócio-ambientais da ação antrópica num corpo d'água necessita (Figura 8) de informações hidrológicas de dois corpos d'água: um corpo d'água conservado para servir de referência e o estado atual ou potencial do corpo d'água em análise.

Designa-se como corpo d'água em análise aquele para o qual se pretende qualificar impactos sócio-ambientais de ação antrópica. Este corpo d'água pode ou não já estar sob efeitos de perturbação antrópica.





**Figura 8. Comparação qualitativa dos impactos da ação antrópica. (a) Quantificação de alterações hidrológicas. (b) Qualificação de impactos sócio-ambientais da ação antrópica na seção em análise.**

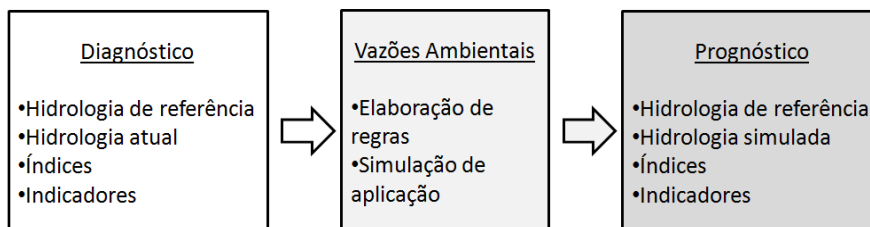
Designa-se como corpo d'água de referência o próprio corpo d'água em análise para o período sem perturbação antrópica ou, alternativamente, outro corpo d'água sem perturbação antrópica que esteja sujeito a condições fisiográficas similares às do corpo d'água em análise. Caso não se tenha acesso a informações de nenhuma destas duas opções, simulações numéricas podem ser aplicadas para tentar re-estabelecer as condições hidrológicas do regime em análise para comportamento anterior às intervenções antrópicas.

A consideração de índices eco-hidrológicos de alteração de regimes de vazão como forma de qualificar impactos sócio-ambientais é ponto-chave na diferenciação do método que se propõe nesta pesquisa do que se tem disponível na literatura. Os métodos ELOHA (Poff et al., 2010) e DRIFT (King et al., 2003), por exemplo, propõem análises intensivas em relação à quantidade e diversidade de dados ecológicos e antropológicos. Essa aproximação pressupõe, no entanto, que estudos específicos em ecologia e em sócio-economia devem complementar a aplicação do método proposto nesta tese com o intuito de diminuir incertezas acerca de impactos da aplicação de regras de vazões ambientais.

A avaliação de impactos, portanto, realiza-se por meio de quantificação de alterações da produção econômica por atividades antrópicas e de alterações do regime hidrológico.

Estas avaliações são realizadas em dois momentos no método que se propõe (Figura 9). Inicialmente, num diagnóstico de alterações hidrológicas da região, associado a informações sobre a relação destas alterações a aspectos econômicos e sócio-

ambientais. O diagnóstico subsidia a elaboração de potenciais regras de vazões ambientais. Finalmente, as avaliações de impactos são aplicadas aos resultados de simulação da implementação das regras de vazões ambientais propostas, como forma de prognosticar impactos.



**Figura 9. Esquema do método.**

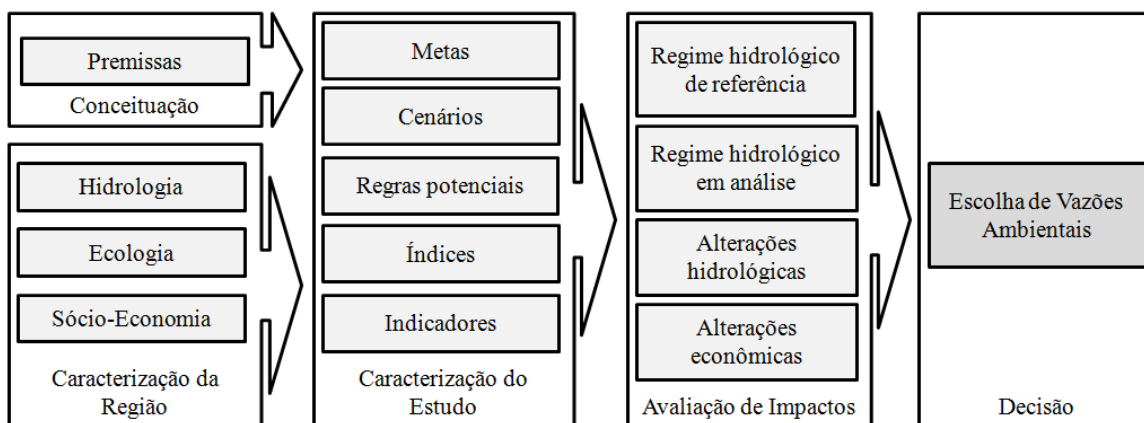
No item seguinte é apresentada a estrutura da metodologia onde se detalha como a base metodológica apresentada pode ser aplicada, seguida pela discussão de cada um de seus aspectos, os quais apóiam a escolha dos critérios para negociação e decisão sobre as vazões ambientais a serem implementadas na bacia em análise.

Deve-se considerar que não existe um índice, uma equação ou equações que permitam determinar em qualquer região estes critérios. Os mesmos devem ser construídos para cada região dentro dos objetivos a serem atendidos na gestão hídrica e ambiental. Por outro lado, são apresentados neste capítulo os procedimentos que melhor permitem apoiar as decisões sobre as vazões ambientais.

### 3.2 ESTRUTURA METODOLÓGICA

Neste capítulo, apresenta-se um método para subsidiar a escolha de vazões ambientais por meio da avaliação de potenciais regras de vazões ambientais. A estrutura metodológica é apresentada na Figura 10. Observe que, em sua estrutura, o método contempla os pontos apresentados como essência do método (Figura 9), especificamente:

- diagnóstico do corpo d'água, no item de caracterização da hidrologia da região;
- elaboração de regras de vazões ambientais, no item de caracterização de regras potenciais do estudo;
- simulação de aplicação das regras, no item regime hidrológico em análise no módulo de avaliação de impactos;
- prognóstico da aplicação de vazões ambientais, no item de análise de alterações hidrológicas no módulo de avaliação de impactos.



**Figura 10. Estrutura metodológica para escolha de vazões ambientais.**

Cinco módulos compõem o processo proposto para escolha de vazões ambientais: Conceituação, Caracterização da Região, Caracterização do Estudo, Avaliação de Impactos e Decisão.

No módulo de conceituação são definidas as premissas científicas e histórico-culturais para proposição e escolha de vazões ambientais.

Na caracterização da região são levantadas as informações necessárias ao desenvolvimento do estudo, por meio de análise do grau de alteração hidrológica, ecológica e sócio-econômica e de levantamento de atividades pretendidas na região. Os estudos consistem em:

- Hidrologia – identificação e caracterização do regime hidrológico de referência e do regime atual;
- Ecologia – identificação de alterações do ecossistema em rios com comportamento hidrológico natural similar e identificação de vazões que definem o início de processos ecológicos;
- Sócio-Economia – levantamento de atividades antrópicas presentes e pretendidas na bacia e de sua dependência hídrica direta ou por meio de serviços ambientais, bem como, caracterização da produção econômica atual.

Na caracterização do estudo são definidas as bases teóricas para a proposição de potenciais regras de vazões ambientais e conseqüente avaliação de impactos de sua aplicação. As atividades que servem à caracterização do estudo são:

- Identificação de objetivos e metas locais de vazões ambientais, compreendendo produção econômica e conservação ou restauração (em rios degradados) de processos ecológicos e bem-estar social.
- Proposição de cenários de uso de recursos hídricos para possibilitar investigação de potenciais impactos de adoção de alternativas de vazões ambi-

entais. Os cenários são formulados a partir da ponderação de atendimento de metas de vazões ambientais estabelecidas.

- Elaboração das potenciais regras de vazões ambientais com base nos cenários de usos de recursos naturais estabelecidos;
- Escolha de índices econômicos e eco-hidrológicos, *i.e.*, descritores hidrológicos com relevância ecológica, para qualitativamente caracterizar a produção econômica na bacia e o estado do corpo d'água;
- Escolha de indicadores quantitativos da produção econômica e de indicadores qualitativos de estado do corpo d'água em análise, *i.e.*, identificação de valores dos índices selecionados que sirvam de referência para classificar a produção econômica e o estado do corpo d'água. Os indicadores balizam a avaliação de atendimento dos objetivos e metas de vazões ambientais.

A avaliação de impactos da aplicação das potenciais regras de vazões ambientais considera análise eco-hidrológica do estado do corpo d'água e análise da produção econômica na bacia antes e após a simulação da implementação de vazões ambientais, consistindo em quatro atividades:

- Estimação de valores de índices eco-hidrológicos do regime hidrológico de referência, e;
- Estimação de valores de índices do(s) regime(s) hidrológico(s) em análise, resultante(s) da simulação numérica de aplicação de potenciais regras de vazões ambientais.
- Análise de alterações eco-hidrológicas, por meio de comparações dos índices eco-hidrológicos e econômicos com valores limites para indicação (indicadores) de estado do corpo d'água e da produção econômica.
- Avaliações de seus efeitos potenciais em atividades econômicas, de maneira a caracterizar as alterações obtidas pela aplicação das diferentes regras de vazões ambientais.

A estimação dos impactos sócio-ambientais e econômicos da aplicação de regras de vazões ambientais subsidia a decisão pelas entidades e comitês sobre qual opção aplicar.

### 3.3 CONCEITUAÇÃO

A primeira etapa metodológica é a definição de conceitos para guiar a recomendação de regras potenciais de vazões ambientais e conferir base teórica para sua escolha.

#### *Premissas*

As considerações que embasam a escolha de vazões ambientais são:

1. O regime hidrológico natural é o mais adequado ao ecossistema (Poff et al., 1997). Variabilidade sazonal e inter-anual de vazões moldou a diversidade e abundância de espécies que compõem o ecossistema. Isto é realizado pelo balanço natural entre estiagens e cheias, anos secos e úmidos que ora favorece umas espécies, ora favorece outras e, assim, possibilita a conservação do ecossistema. A Figura 11 apresenta um modelo conceitual dos fatores reguladores da composição biótica de corpos d'água. Na figura, ilustra-se que o regime de vazões reflete padrões observados na bacia, conduzindo processos nela gerados ao corpo d'água de forma a regular sua composição biótica, *e.g.*, em trechos de rio.

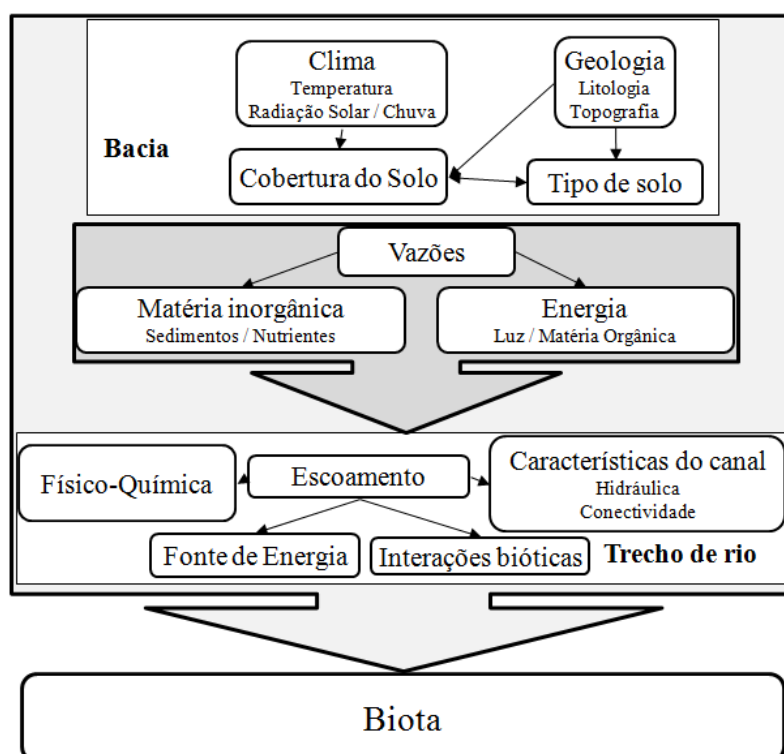


Figura 11. Reguladores da integridade biótica de rios. Setas indicam relações majoritárias de influência entre compartimentos. Adaptado de Poff et al., 1997; Karr & Chu, 2000; Thorp et al., 2006.

2. Serviços ambientais, os quais são produzidos por ecossistemas e sustentam (Postel & Richter, 2003) a sociedade e suas atividades antrópicas, são dependentes da conservação do regime hidrológico natural.
3. A escolha das vazões ambientais deve buscar minimizar alterações do regime natural (Arthington & Pusey, 2003), e, conseqüentemente, do ecossistema local.
4. Na impossibilidade de evitar alterações do regime natural, em função das necessidades humanas, conhecimentos da relação ecologia-hidrologia devem ser aplicados (King et al., 2003; Poff et al., 2010). Estes conhecimentos devem considerar processos que sustentam o ecossistema, observando necessariamente demandas de espécies em seus diferentes estágios de vida nos respectivos compartimentos (espaços) ambientais utilizados.
5. Processos ecológicos que sustentam ecossistemas dependem da previsibilidade e da variabilidade de eventos hidrológicos de cheia e estiagem (Richter et al., 1996; Poff et al., 1997), notadamente da magnitude, duração, frequência, período de ocorrência e forma (velocidade de ascensão e recessão) destes eventos. Processos hidrológicos podem não acontecer todos os anos, mas têm frequência suficiente para atender às demandas das espécies e dos processos que compõem o ecossistema (Postel & Richter, 2003).
6. A detecção de limites de alteração hidrológica deve, preferencialmente, realizar-se por método empírico, via comparação de respostas ecológicas a alterações hidrológicas de corpos d'água naturalmente similares (Sheldon et al., 2000).
7. Quando não for possível prever respostas do ecossistema à alteração de cada aspecto do regime hidrológico, é aconselhável atribuir igual importância a estes aspectos para a conservação ambiental em vez de utilizar informações escassas (Richter et al., 1998). Onde for possível prever respostas do ecossistema, deve-se privilegiar a manutenção daqueles aspectos cujas alterações apresentam maior propensão a levar o ecossistema a um estado crítico.
8. Quando não se dispõe de estudos de valoração de serviços ambientais, pode-se aplicar a magnitude de alterações hidrológicas de corpo d'água como um representante da magnitude da perda destes serviços. Desta forma, a-

tribui-se relação linear entre alteração hidrológica de regimes, degradação de ecossistemas e perda de produção de serviços ambientais. Índices econômicos devem ser trabalhados para quantificar impactos de aplicação de vazões ambientais a atividades antrópicas.

9. Quando em meio a grandes incertezas e alta incontabilidade do sistema, planejamento ambiental deve ser realizado com base em análise de cenários de uso de recursos naturais (Peterson et al., 2003).

### **3.4 CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO**

De acordo com as premissas científicas que norteiam a composição deste método, a escolha de vazões ambientais deve considerar condicionantes hidrológicos, ecológicos e sócio-econômicos da região em estudo. Nestas três áreas, o comportamento natural, atual e potencial são úteis à elaboração de cenários de uso de recursos naturais e, conseqüentemente, de potenciais regras de vazões ambientais, além de servir à identificação de indicadores econômicos e eco-hidrológicos.

Neste item, são especificados os aspectos hidrológicos, ecológicos e sócio-econômicos regionais de interesse para aplicação da metodologia.

#### **3.4.1 Levantamento de informações hidrológicas**

A caracterização do regime hidrológico dos corpos d'água da bacia em estudo é a atividade a ser realizada nesta etapa. Esta caracterização consiste na seleção e análise de séries de dados que reflitam o comportamento natural e o comportamento atual dos corpos d'água para os quais serão escolhidas as vazões ambientais. Esta tarefa permite direcionar a escolha de vazões ambientais para a elaboração de regimes de vazões que recuperem os aspectos do regime hidrológico mais alterados, além de possibilitar a detecção do grau atual de perturbação antrópica.

##### *Seleção de dados hidrológicos*

A seleção dos dados fluviométricos para a escolha de vazões ambientais depende do grau de desenvolvimento de atividades antrópicas e da representatividade espaço-temporal das informações hidrológicas existentes.

A escolha de vazões ambientais em corpos d'água bem conservados, *i.e.*, com perturbação antrópica do regime hidrológico natural insignificante, utiliza informações disponíveis (medidas) na caracterização do regime natural e simulação hidrológica no

prognóstico da aplicação de vazões ambientais. O caso de ter o regime de referência na mesma seção do regime em análise é um pouco diferente da apresentada na Figura 8.

A configuração apresentada na Figura 8 é recomendada para a escolha de vazões ambientais em rios com regime hidrológico impactado por atividades antrópicas. Nestes casos, utiliza-se de dados de vazões naturais reconstituídas ou de dados de corpo d'água que apresente regime hidrológico natural homogêneo ao corpo d'água em estudo (Hughes et al., 1986) e que ainda não sofra impactos significativos da ação humana, conforme o método BACI (*Before-After Control-Impact*, Stewart-Oaten et al., 1986). A reconstituição das séries de dados se realiza por simulações hidrológicas da condição fisiográfica anterior à ação humana, ou mesmo para extensão de séries de dados por modelos matemáticos conceituais ou empíricos, como modelos de transformação chuva-vazão, regressões ou regionalizações.

A representatividade dos dados hidrológicos é ponto-chave nesta etapa, ao considerar períodos de extremos hidrológicos e que apresentam relevância para atividades econômicas na bacia. Um exemplo, é a consideração do período de junho de 1949 a novembro de 1956, que segundo simulações numéricas seria crítico para a produção energética do país, caso voltasse a acontecer. Preferencialmente as informações hidrológicas disponíveis devem ser comparadas a informações históricas para descrever quão representativos são as conclusões obtidas das análises.

Como existe relato (Biggs et al., 2005) de que processos hidrológicos em micro-escala apresentam relevância para algumas espécies de ecossistemas de rios, recomenda-se a utilização de séries com o menor intervalo possível. A literatura apresenta a discretização em intervalo diário como a mais utilizada em estudos eco-hidrológicos de rios.

No país, a Agência Nacional de Águas (ANA, 2009) disponibiliza séries fluviométricas de cota e vazão em intervalo diário. Já o Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS, 2009) disponibiliza informações de vazões reconstituídas pela adição de captações, da evaporação em reservatórios e dos efeitos de operação de reservatórios a dados medidos em empreendimentos hidrelétricos no país.

#### *Análise de regimes hidrológicos*

Um grande conjunto de estatísticas descritivas do comportamento hidrológico de corpos d'água tem sido aplicado em estudos de engenharia e de ecologia. Nesta etapa, são empregadas estatísticas relacionadas ao comportamento de longo-período de séries



hidrológicas, bem como as estatísticas do programa IHA (*Indicators of Hydrologic Alteration*; Richter et al., 1996; TNC, 2007).

Estatísticas de longo-período de séries hidrológicas possibilitam a avaliação de alterações de condições regulares e extremas como estiagens e enchentes. Estas estatísticas incluem as utilizadas como vazões de referência na gestão de recursos hídricos, *e.g.*, vazões médias, vazões com diferentes tempos de permanência ( $Q_{25}$ ,  $Q_{75}$  e  $Q_{90}$ ) e com diferentes freqüências de recorrência ( $Q_{7,10}$  e de 2 e 10 anos para vazões máximas).

Estatísticas de tendência central (média ou mediana) e de dispersão (desvio padrão ou coeficiente de variação) das variáveis eco-hidrológicas disponíveis no aplicativo IHA (Quadro 7) são recomendadas, por caracterizarem aspectos ecologicamente relevantes do regime hidrológico e terem provado representar bem a variabilidade de regimes hidrológicos heterogêneos (Olden & Poff, 2003), além de o programa apresentar interface amigável e acesso gratuito.

**Quadro 7. Variáveis do IHA e justificativa ecológica associada. Adaptado de Richter et al., 1996.**

Aspecto	Justificativa ecológica	Variáveis
Magnitude	Mede a disponibilidade de habitat e define seus atributos, tais como área molhada, volume de habitat, além da posição do lençol freático em relação a áreas úmidas ou raízes da vegetação ripária associada ao rio	Vazões médias mensais Máximas e mínimas vazões médias anuais Máximas e mínimas vazões médias anuais de 3, 7, 30 e 90 dias Vazões de base, <i>i.e.</i> , mínimas médias anuais de 7 dias adimensionalizada pela média de longo período
Freqüência	A freqüência de ocorrência de eventos pode estar associada a eventos reprodutivos ou de mortalidade para várias espécies, influenciando a dinâmica populacional.	Número de eventos de estiagem por ano Número de eventos de cheia por ano
Duração	Determina se uma fase de vida em particular pode ser completada ou o grau para o qual situações de estresse como inundações ou secas podem ser acumuladas.	Durações de eventos de estiagem por ano Número de dias em que o rio seca por ano Durações de eventos de cheia por ano
Período de ocorrência	Determina se requisitos específicos de cada fase de vida são atendidos ou se podem conduzir ao estresse ou mortalidade associados a condições hídricas extremas.	Dias Julianos de vazão mínima anual Dias Julianos de vazão máxima anual
Gradiente de vazões	Determina a conexão entre rio e área ripária ou lagos marginais, ou a capacidade de raízes manterem contato com o lençol freático	Taxas de ascensão de vazões Taxas de recessão de vazões Número de reversões anuais

Uma opção para simplificar a análise de alterações hidrológicas é considerar apenas variáveis relacionadas à magnitude e ao dia de ocorrência de vazões extremas, as quais foram as mais sensíveis (Poff et al., 2007) à operação de reservatórios em rios americanos.

A avaliação de alterações hidrológicas por meio das estatísticas escolhidas pode ser realizada via estimativa de diferenças entre valores obtidos de séries atuais e de referência. Esta técnica permite detecção de magnitude e direção de alterações de cada estatística. É comum (Richter et al., 1996; Richter et al., 1998; Magilligan & Nislow, 2005; Poff et al., 2007) a estimação de diferenças relativas (equação 1) para facilitar comparação de variáveis de diferentes unidades e magnitudes.

$$Dam = \frac{(press - postss)}{press} \quad (1)$$

onde *Dam* é a magnitude do efeito de usos na bacia contribuinte e sua antropização, *press* e *postss* são, respectivamente, estatísticas de variáveis eco-hidrológicas para condições naturais e atuais na estação em estudo.

Em comparações entre séries de diferentes estações, pode ser aplicada a equação (2) para analisar a magnitude e direção de alterações.

$$Dam = (press - postss) - (prebs - postbs) \cdot \alpha \quad (2)$$

onde *prebs* e *postbs* são, respectivamente, estatísticas de antes e após para variáveis de estação de referência e  $\alpha$ , um fator de correção da magnitude de estatísticas, em função de representarem variáveis hidrológicas de estações diferentes. Na análise de alterações de estatísticas que necessitam de correção,  $\alpha$  assume o valor de  $press \times prebs^{-1}$ , assumindo, de outra forma, valor 1 (um) para outras estatísticas, como o dia de ocorrência de eventos extremos.

#### *Descrição de rotina de estimação de variáveis eco-hidrológicas*

Variáveis eco-hidrológicas constantes no pacote estatístico IHA compreendem os aspectos magnitude, duração, frequência, período de ocorrência e forma (gradiente de vazões) de eventos hidrológicos. Neste item são descritos os procedimentos para estimação de cada uma das variáveis eco-hidrológicas que caracterizam cada um dos aspectos do regime hidrológico.

Variáveis de magnitude são obtidas diretamente de dados de médias mensais e mínimas e máximas médias anuais ou do cálculo de médias-móveis a partir de séries de dados diários (máximas e mínimas vazões médias anuais de 3, 7, 30 e 90 dias e vazões de base, *i.e.*, mínimas médias anuais de 7 dias adimensionalizadas pela média de longo período). Salienta-se que referência a intervalos anuais dizem respeito a anos hidrológicos de cheia.

Variáveis de período de ocorrência de vazões máximas e mínimas anuais são obtidas da posição (1 a 366 correspondentes ao dia Juliano) em que se encontram tais vazões nas séries de dados. Por exemplo, para anos com vazão mínima em 1º de setembro atribui-se o valor 243.

O cálculo de estatísticas do dia Juliano de vazões máximas anuais necessita de cuidado especial. Como dias Julianos estão dispostos de 1 a 366, correspondendo a primeiro de janeiro e 31 de dezembro, respectivamente, há necessidade de usar um artifício para que a média de valores nos extremos do ano não resulte em valor do meio do ano. Por exemplo, fazer com que a média entre 1 e 364 resulte em 365,5 e não em 182,5. O artifício consiste em utilizar a posição dos dias Julianos no ano hidrológico. Assim, para ano hidrológico de cheia iniciando em primeiro de setembro e terminando em 31 de agosto, correspondendo respectivamente a 243 e 242 em dias Julianos, ter-se-ia 1 e 366 no ano hidrológico.

Variáveis de duração e frequência são dependentes dos valores selecionados como limites de magnitude a partir dos quais se caracterizam eventos de cheia e estiagem. Da comparação de magnitudes entre a série de vazões diárias e os limites que caracterizam eventos, obtêm-se as vazões de cheias e estiagens e os dias em que ocorreram pela posição na série de datas. Com base nos dias em que ocorreram eventos, analisa-se a quantidade de dias e o ano do primeiro valor de uma seqüência contínua de vazões de eventos. O número de eventos por ano é obtido do número de seqüências contínuas de vazões de eventos com primeira informação em cada ano. A duração dos eventos é obtida da quantidade de dados de seqüências contínuas de vazões de eventos.

Variáveis relacionadas ao gradiente de vazões são computadas com base na série de vazões diárias. Séries de taxas de ascensão e recessão de vazões são computadas para todas as informações da série. Séries com o número de reversões anuais de vazão são obtidas de análise de mudança de sinal do gradiente de vazões para cada ano.

### **3.4.2 Levantamento de informações ecológicas locais**

Informações ecológicas associadas a eventos hidrológicos são aplicadas na escolha de índices eco-hidrológicos, na proposição de regras potenciais de vazões ambientais e na avaliação de impactos de aplicação de regras potenciais, ao possibilitar a definição de indicadores, *i.e.*, valores de índices, a partir dos quais os impactos no corpo d'água são significativos. Duas atividades são propostas nesta etapa: (a) Identificação de

alterações do ecossistema em rios com comportamento hidrológico natural similar; (b) Identificação de vazões que definem o início de processos ecológicos.

Informações sobre a ecologia do corpo d'água em estudo podem ser obtidas de revisão de estudos biológicos, geomorfológicos e ecológicos, de consulta a especialistas e de levantamento de informações em campo.

A estratégia mais indicada é a aplicação de método empírico (Sheldon et al., 2000), o qual consiste na análise de alterações de ecossistema de corpos d'água sob influência de regiões fisiográficas naturalmente similares, ou seja, que sem a influência de perturbação antrópica apresentariam regime hidrológico natural similar. Com isto, considera-se o ecossistema e a complexidade dos processos ecológicos que mantêm suas espécies, em vez de análises de apenas algumas espécies ou estágio de vida, como usualmente se avalia por meio de técnicas determinísticas.

Para a escolha de índices eco-hidrológicos, mostra-se interessante identificar vazões a partir das quais se caracterizam cheias e estiagens em função de sua importância para processos ecológicos. A literatura apresenta (Quadro 3), por exemplo, que a exposição de bancos de areia em estiagem e inundação de planícies em cheias são algumas das vazões que iniciam processos ecológicos em alguns trechos de corpos d'água.

Da escolha de magnitude de vazões a partir das quais eventos de estiagem e cheias apresentam relevância para processos ecológicos depende a caracterização de frequência, duração e período de ocorrência dos eventos. A literatura relata a relevância que estes aspectos (para maior conhecimento consulte o item 2.1.3) apresentam aos processos ecológicos.

Alguns valores aplicados em outros países para caracterização de eventos ecologicamente relevantes, utilizando apenas séries de informações hidrológicas, incluem:

- para estiagem:  $Q_{75}$ , vazão média menos um desvio padrão (Richter et al., 1996), mínima com recorrência de 5 anos (Poff, 1996), média das mínimas médias-móveis de 7 dias por ano (Poff et al., 2007) e  $Q_{90}$  (TNC, 2007).
- para cheia:  $Q_{25}$ , vazão média mais um desvio padrão (Richter et al., 1996), máximas com recorrência de 1,67 (Poff, 1996), 2 (Poff & Ward, 1989) e 10 anos (Trush et al., 2000), média das máximas (Poff et al., 2007) e  $Q_{10}$  (TNC, 2007).

Quando inexisterem informações locais suficientes para a recomendação das vazões para caracterização de cheias e estiagens, a aplicação arbitrária de qualquer um dos valores sugeridos na literatura resultará, provavelmente, em alterações hidrológicas si-

milares à aplicação de qualquer outro par de valores. Isto porque os limites são aplicados tanto à caracterização do regime hidrológico de referência quanto à caracterização do regime hidrológico em análise.

A elaboração de regras potenciais de vazões ambientais e a escolha de indicadores eco-hidrológicos para avaliação de impactos da aplicação destas regras demandam estudos da sensibilidade do ecossistema à alteração de cada aspecto do regime hidrológico. Esta informação é especialmente necessária à escolha de regras potenciais de vazões ambientais para cenários intermediários de uso de recursos naturais, visando a minimizar a possibilidade de sugerir “vazões que não tenham base científica para serem caracterizadas como ambientais”.

A identificação de limites de alteração hidrológica para escolha de indicadores eco-hidrológicos de estado do corpo d’água se realiza através do estudo de correlação entre resposta do ecossistema, obtida de monitoramento biológico, e características de eventos hidrológicos. Por exemplo, busca-se explicar como e em que grau a duração dos eventos de cheia influencia o ecossistema. Este tipo de estudo tem sido realizado há algum tempo na área de ciências biológicas, sendo interessante revisar o que existe de conhecimento disponível para a região em estudo.

A conservação de espécies pode indicar, indiretamente (Pinay et al., 2002), se limites ecotoxicológicos foram atingidos, uma vez que respondem a condições de qualidade de águas. Análises de qualidade de águas para variações de quantidade de águas têm apresentado consideração limitada no estudo de vazões ambientais. Este aspecto foi preterido nesta abordagem.

### **3.4.3 Levantamento de informações sócio-econômicas locais**

Informações sócio-econômicas são úteis à elaboração de regras potenciais de vazões ambientais e à avaliação de impactos da aplicação de tais regras.

Informações sobre demandas hídricas de atividades antrópicas dependentes do corpo d’água em estudo podem ser obtidas de revisão de estudos econômicos, sociológicos e antropológicos, de consulta a especialistas e de levantamento de informações em campo. Assim como para informações ecológicas, o levantamento de demandas hídricas da sociedade deve considerar uma abordagem sistêmica, na qual são analisados os usos de recursos naturais pela sociedade atual e futura, bem como, a complexidade dos processos sócio-econômicos que mantêm suas comunidades, e não apenas análises de demandas hídricas para produção de alguns setores. Entende-se por processos sócio-

econômicos que mantêm suas comunidades tanto serviços ambientais como atividades antrópicas.

Uma vez que os serviços ambientais são desempenhados pelo ecossistema, e o regime hidrológico natural o regula, mostra-se necessário obter informações de como demandas hídricas de atividades antrópicas requerem alterações hidrológicas, com vistas à elaboração de regras potenciais de vazões ambientais. Por exemplo, produção agrícola pode demandar um aumento na quantidade de água num período onde naturalmente vazões estão baixas, que por sua vez servem à manutenção de funções e da estrutura do ecossistema.

A avaliação de impactos de aplicação de regras potenciais de vazões ambientais demanda caracterização da resposta do ecossistema a alterações do regime hidrológico, uma vez que a produção de atividades dependentes de serviços ambientais, *e.g.*, agricultura de vazante e/ou pesca, apóiam-se na conservação do regime hidrológico natural. No entanto, a caracterização da produção em função da conservação de serviços ambientais não tem definição clara e varia de local para local, sendo necessários estudos em sociologia, antropologia e economia ecológica para subsidiar a identificação de relações entre vazões e serviços ambientais.

Já atividades antrópicas dependentes da alteração de regimes hidrológicos usualmente apresentam relações bem estabelecidas, na literatura, quanto à dependência de informações hidrológicas. Por exemplo, potência de geração de energia em hidrelétricas é calculada com base na vazão afluente à turbina.

Em função das incertezas quanto à forma da relação hidrologia-serviços ambientais, embora esteja claro que maiores alterações hidrológicas implicam em diminuição da produção de serviços ambientais, sugere-se a utilização de estatísticas de alteração hidrológica como representante da produção de serviços ambientais, e de estatísticas de produção de atividades antrópicas para a avaliação de aspectos sócio-econômicos na bacia.

### **3.5 CARACTERIZAÇÃO DO ESTUDO**

A caracterização do estudo para escolha de vazões ambientais se realiza através do estabelecimento de base conceitual para desenvolvimento das avaliações de impactos de aplicação de potenciais regras, a partir das informações hidrológicas, ecológicas e sócio-econômicas atuais e pretendidas. Esta base conceitual consiste da definição de (a) objetivos e metas das vazões ambientais para a região, (b) cenários de usos de recursos

naturais, (c) regras de vazões ambientais coerentes com os cenários estabelecidos, (d) estatísticas econômicas e eco-hidrológicas e (e) parâmetros para avaliações de impactos de aplicação das regras de vazões ambientais.

### 3.5.1 Objetivos e metas de vazões ambientais

Os objetivos de vazões ambientais são estabelecidos no seu conceito, especificamente como resultado da avaliação sócio-econômica dos benefícios e impactos de alteração do regime hidrológico. Isto porque a produção de serviços ambientais, mediada por ecossistemas, depende da conservação do regime hidrológico natural e a produção por atividades antrópicas pode necessitar de alterações do regime natural.

Em linhas gerais, os objetivos da escolha e implementação de vazões ambientais podem ser definidos como o atendimento de interesses da sociedade por desenvolvimento de atividades antrópicas com mínimo prejuízo à produção de serviços ambientais, dos quais dependem a sociedade e o bem-estar humano.

Objetivos relacionados à produção sócio-econômica estão associados ao rendimento de atividades e seus impactos na sociedade. Assim, metas para produção sócio-econômica são definidas em função dos objetivos de uso dos recursos naturais. Por exemplo, no caso de instalação de hidrelétricas, pela produção de uma quantidade estabelecida de energia e de outras atividades que já existiam na bacia.

Objetivos relacionados à produção de serviços ambientais descrevem a manutenção de processos ecológicos, incluindo fluxos de nutrientes e energia, competição, mortalidade e recrutamento, bem como, estratégias de história de vida, *e.g.*, migração para desova ou refúgio.

Estes processos são dependentes de eventos hidrológicos, para os quais se definem metas de conservação (Poff et al., 1997) de:

- magnitude suficiente para conectar e desconectar habitats;
- duração suficiente para desenvolvimento de processos ecológicos;
- sincronização ao período em que outros condicionantes, como a temperatura, apresentam-se ideais para processos ecológicos;
- frequência suficiente para possibilitar renovação de ciclos de vida;
- alteração de magnitude em velocidade que possibilite partida para ou retorno do habitat onde se desenvolvem processos ecológicos.

A suficiência de atendimento destes aspectos deve ser identificada por estudos ecológicos de resposta de espécies-chave<sup>4</sup> (Davic, 2003) a alterações destes condicionantes, complementados pela quantificação dos benefícios econômicos à sociedade.

Uma vez que relações hidrologia-ecologia-economia apresentam grande incerteza e variam de região para região, optou-se pela escolha de metas de conservação de aspectos do regime hidrológico e de produção econômica de atividades antrópicas como representantes dos objetivos de escolha e implementação de vazões ambientais definidos no seu conceito.

### 3.5.2 Cenários de uso de recursos naturais

Como estabelecido na premissa 9, a investigação de cenários de uso de recursos naturais é o método mais adequado ao planejamento de exploração de sistemas caracterizados por grandes incertezas e alta incontornabilidade. Isto porque sistemas ambientais apresentam alta incontornabilidade e grandes incertezas de relações hidrologia-ecologia-sócio-economia.

Além disso, a elaboração de cenários de uso de recursos naturais permite investigar impactos potenciais de diferentes atendimentos de objetivos de vazões ambientais. Com isto, analisa-se opções para recomendação e escolha de regras de vazões ambientais.

Esta consideração apresenta maior relevância para bacias com prognóstico de variação de usos de solo e da água, como em bacias com vocação agrícola, com centros urbanos ou hidreletricidade.

Recomenda-se a consideração de três cenários para atendimento de objetivos de vazões ambientais: (i) pró-conservação, (ii) pró-exploração ou (iii) intermediários.

- Cenário pró-conservação busca atender o objetivo de manter processos ecológicos naturais, *i.e.*, com mínima alteração de processos hidrológicos, que pode se basear em taxas de uso de recursos naturais em locais com comportamento hidrológico natural similar e mínima degradação ambiental.
- Cenário pró-exploração busca atender o objetivo de suprir as demandas por recursos naturais das atividades antrópicas na bacia contribuinte, res-

---

<sup>4</sup> Espécies-chave são (Davic, 2003) espécies com forte influência no ecossistema, sendo seus efeitos na biodiversidade e na competição elevados em relação à dominância de biomassa de seu grupo funcional.



peitando limites estabelecidos na legislação e observando a máxima alteração observada dentre locais com comportamento hidrológico natural similar e manutenção do ecossistema.

- Cenários intermediários buscam atender parcialmente a ambos os objetivos descritos nos cenários anteriores, mas com ponderação que pode conferir favorecimento a algum dos objetivos. Neste cenário, busca-se controlar os usos de recursos naturais de maneira a conservar aspectos do regime hidrológico.

### **3.5.3 Potenciais regras de vazões ambientais**

Com base nos cenários estabelecidos, elabora-se potenciais regras de vazões ambientais, partindo do regime hidrológico natural.

Regras de vazões ambientais pró-conservação se baseiam no comportamento hidrológico natural do regime de vazões. O comportamento natural deve ser analisado quanto à sua sazonalidade e variabilidade inter-anual, à luz do conhecimento de processos ecológicos levantados anteriormente. A seleção de anos hidrológicos com diferentes recorrências de vazão máxima pode ser uma forma para a elaboração de regras potenciais pró-conservação.

Regras de vazões ambientais pró-exploração se baseiam nos regimes de vazões observados em rios de comportamento hidrológico natural similar com grande perturbação antrópica e manutenção do ecossistema. Estas regras usualmente são definidas com base no atendimento de demandas locais pelo uso de águas, sendo recomendada sua elaboração a partir do regime natural. Limites de exploração podem ser estabelecidos com base em levantamento do interesse de usos da região. Recomenda-se a identificação de corpo d'água com comportamento hidrológico natural similar para proposição de regras pró-exploração.

Regras de vazões ambientais intermediárias são elaboradas visando a compatibilizar os interesses de conservação de processos ecológicos e os interesses de exploração de recursos naturais, com ponderações diferenciadas por regra. Preferivelmente, a escolha de regras intermediárias segue a valores limites de alteração de eventos hidrológicos naturais para os quais ainda ocorram processos ecológicos, como a migração de espécies para desova. A ponderação de quanto cada evento hidrológico pode ser alterado deve ser realizada, onde possível, com base no conhecimento das relações de resposta ecológica a alterações de eventos hidrológicos. Cabe salientar que quanto maior o nú-

mero de regras potenciais para análise, maior o esforço para realização de estudos de avaliação de seus impactos.

### 3.5.4 Escolha de índices eco-hidrológicos e econômicos

Partindo do pressuposto que índices eco-hidrológicos da alteração do regime de vazões representam o estado do ecossistema e a produção de serviços ambientais associada, estes índices e os de produção econômica de atividades antrópicas descrevem aspectos sócio-ambientais e econômicos da aplicação das potenciais regras de vazões ambientais.

Dentre os índices econômicos, estatísticas da produção de quaisquer recursos úteis à sociedade podem ser sugeridos para aplicação no estudo, *e.g.*, a produção de energia, grãos ou tempo hábil para navegação. Cabe a consideração da representatividade de estimativas ao caracterizar a produção em períodos críticos para obtenção de insumos, como a simulação da produção de energia pelo sistema de integração nacional no período de junho de 1949 a novembro de 1956, também conhecida como energia firme.

Já índices eco-hidrológicos servem à caracterização de eventos e regimes hidrológicos quanto a aspectos relevantes à ecologia. Usualmente, índices eco-hidrológicos são obtidos de estimativas de estatísticas de previsibilidade (tendência central) e variabilidade (dispersão) de variáveis eco-hidrológicas, *e.g.*, a taxa de recessão de vazões para dias consecutivos.

Uma técnica para escolher os índices a serem aplicados é a avaliação do conjunto de índices já utilizados em outros estudos. Um universo de mais de 200 índices eco-hidrológicos já foi aplicado em estudos científicos pelo mundo<sup>5</sup>. Esta alternativa facilita a justificativa da escolha por existir trabalho anterior que já a tenha utilizado. A idéia é identificar o conjunto de índices que melhor represente a variabilidade de regimes hidrológicos em análise, por exemplo, pela aplicação do método de análise de componentes principais.

A seleção dos índices deve estar associada aos processos ecológicos sob análise e à sua capacidade de explicação da variabilidade hidrológica observada. Um exemplo de como a escolha de índices deve se moldar a cada estudo é a inclusão ou não de estatísticas descritivas da distribuição do número de dias por ano com vazão nula. Estudos em rios que drenam regiões mais áridas devem necessariamente incluir índices do tipo, as quais não agregam informação em estudos de rios perenes, em outras regiões.

---

<sup>5</sup> Para maior detalhamento dos índices, consulte o estudo de Monk et al., 2007.

A estimativa de índices estatísticos de dispersão e tendência central de variáveis eco-hidrológicas existentes em pacotes estatísticos disponíveis é prática corrente na literatura. Nestes casos, recomenda-se precaução quanto a conclusões obtidas de seus resultados, por não necessariamente se fazer uso do conjunto de estatísticas que represente de forma mais eficiente a variabilidade do regime hidrológico em análise.

O pacote estatístico IHA (Quadro 7; TNC, 2007), previamente (item 3.4.1) recomendado para avaliação de alterações hidrológicas, provou representar bem a variabilidade de regimes de rios americanos (Olden & Poff, 2003) que apresentam heterogeneidade de comportamento hidrológico classificada em 16 tipos (Poff et al., 2007). Este fato, associado à possibilidade de comparar estudos em diferentes regiões por meio de um único conjunto de índices, embasa a decisão por sua adoção na avaliação de regras potenciais de vazões ambientais nesta pesquisa.

Em compensação, a quantidade de índices calculados para caracterizar previsibilidade e variabilidade das 33 variáveis são um ponto negativo, sendo recomendada a sintetização destas informações em poucos índices.

### **3.5.5 Indicadores de impactos eco-hidrológicos e econômicos**

Indicadores eco-hidrológicos e econômicos, *i.e.*, valores de referência dos índices selecionados, são recomendados à avaliação qualitativa do estado em que se encontrariam a produção econômica e sócio-ambiental, nos prognósticos de impactos das regras de vazões ambientais. Esta recomendação se justifica, uma vez que os indicadores desempenham o papel de baliza, em relação aos índices, na classificação de impactos. A escolha dos indicadores regionais deve servir à explicação de variações locais de estado, sendo para isto recomendada a opinião de especialistas.

#### *Indicadores eco-hidrológicos de estado de corpos d'água*

Indicadores eco-hidrológicos resultam da escolha dos limites de alteração dos índices que servem à classificação de estado do ecossistema. Enfatiza-se que indicadores eco-hidrológicos representam indiretamente limites de alteração de serviços ambientais.

A escolha de limites de alterações de aspectos do regime hidrológico demanda estudos de características eco-hidrológicas locais. Na maior parte das vezes, esta escolha é subjetiva, em função da inexistência ou limitação desses estudos a algumas espécies. Nesses casos, recomenda-se (*sensu* Richter et al., 1998) a adoção de limites qualitativos em vez de informações para poucas espécies.

Uma opção (Richter et al., 1998) é a caracterização em três classes de alteração para cada aspecto do regime. Nessa alternativa, alterações de mínimo impacto apresentam valores absolutos de diferenças relativas de cada índice eco-hidrológico de no máximo 33%, alterações de impacto moderado, entre 34 e 67% e, alterações de impacto severo, valores superiores a 68%. Alternativamente, critérios para escolha de limite máximo de alteração podem ser estabelecidos com base em valores observados em corpos d'água naturalmente similares e atualmente com maior degradação (Black et al., 2005).

A qualidade da classificação de alterações depende de como é composto o indicador final a partir dos índices eco-hidrológicos considerados. A escolha de ponderadores depende do conhecimento de como os diferentes aspectos do regime hidrológico representados nos índices influenciam ecossistemas. Em função da subjetividade inerente à experiência e formação dos especialistas designados para avaliar a relevância de cada índice na conservação de ecossistemas, duas opções podem ser testadas onde não existe informação ecológica que possibilite aos especialistas a identificação de limites de alteração da estrutura e função do ecossistema: (i) a ponderação dos índices com base no grau de explicação da variabilidade natural das vazões e (ii) a aplicação de peso uniforme em todos os índices.

A ponderação com base no grau de explicação da variabilidade natural de vazões diminui a redundância de informação, conferindo relevância maior ao regime como um todo.

A aplicação de peso uniforme em todos os índices acaba por conferir maior consideração a aspectos representados em mais de um índice. Ainda assim, alguns autores (Richter et al., 1998; Black et al., 2005; Poff et al., 2007) utilizam esta opção em detrimento à seleção de índices que consideram alguns aspectos do regime ou espécies. Esta opção é adotada nesta pesquisa.

#### *Indicadores econômicos da produção de atividades antrópicas*

Indicadores econômicos resultam da escolha dos níveis de produção de atividades antrópicas que servem à classificação de impactos econômicos. A classificação de impactos econômicos pode ter abordagem individualizada, *i.e.*, empreendimento-a-empreendimento, setorial, municipal ou de bacia. Sugere-se a adoção de quatro níveis de produção: (a) máxima possível, para o caso de permissão de uso de recursos sem limitação; (b) pela aplicação da lei vigente, para balizar o impacto de adoção das vazões ambientais; (c) mínima para viabilizar atividades; (d) nula.

### **3.6 AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS**

Neste item, realiza-se avaliações de impactos eco-hidrológicos e de impactos na produção econômica de atividades antrópicas provenientes da simulação da aplicação de regras potenciais de vazões ambientais. Tais impactos são estimados pelo cálculo dos índices escolhidos para dados do regime hidrológico de referência e para dados dos regimes hidrológicos em análise, seguido da comparação destes índices a indicadores de estado do corpo d'água e da produção de atividades antrópicas. Neste item, análises hidrológicas para realização de prognósticos de aplicação de regras de vazões ambientais são similares às adotadas nos estudos de caracterização do estado atual de corpos d'água impactados no item de caracterização da região.

#### **3.6.1 Regime hidrológico de referência**

Nesta etapa, o regime hidrológico de referência é caracterizado quanto aos aspectos eco-hidrológicos e à produção econômica de atividades antrópicas. Para tanto, realiza-se a estimativa de índices propostos no módulo de caracterização do estudo de escolha de vazões ambientais. A caracterização do regime hidrológico de referência é resumida quando estes índices coincidem com os selecionados no módulo de caracterização da região, os quais já foram estimados.

O cálculo de índices eco-hidrológicos pode ser realizado por pacotes estatísticos comerciais, como o IHA (TNC, 2007) e o RAP (Marsh, 2003), ou pelo pacote desenvolvido no âmbito dos estudos desta tese, denominado LOU (Souza, em prep.). Um roteiro para caracterização de regimes hidrológicos é apresentado mais adiante neste capítulo.

Na análise da produção de energia por hidrelétricas para o regime hidrológico de referência, estima-se a energia firme. Onde não for possível realizar a análise da produção interligada do sistema energético, estima-se a produção de energia de maneira isolada para o período crítico ao sistema interligado nacional.

#### **3.6.2 Regimes hidrológicos em análise**

Nesta etapa, caracteriza-se os regimes hidrológicos em análise, compreendendo a simulação de usos de recursos hídricos e a estimativa de índices aos resultados.

A obtenção de séries diárias de dados para realização de prognósticos de impactos de aplicação de vazões ambientais em rios naturais e impactados depende de simulações hidrológicas em bacias hidrográficas, existindo literatura especializada no assunto. Na

simulação, aplicam-se as regras potenciais de vazões ambientais como restrição operativa de atividades de uso de recursos hídricos. Num reservatório, por exemplo, a operação teria como restrição o atendimento da regra de vazão ambiental à jusante. Nos usos que dependem de captação de águas, as regras propostas serviriam de limite à outorga de usos.

Assim como para a caracterização de atuais alterações hidrológicas (item 3.4.1), os dados hidrológicos devem representar a variabilidade natural do regime de vazões.

Além disso, emprega-se os mesmos índices aplicados ao regime de referência, visando a análises eco-hidrológicas e econômicas dos impactos de adoção das diferentes regras de vazões ambientais.

### **3.6.3 Roteiro para caracterização eco-hidrológica de regimes de vazões**

A caracterização de regimes hidrológicos é realizada em três etapas: Seleção, preparo dos dados e cálculo de índices eco-hidrológicos. Estas etapas passam a ser descritas neste item, sendo realizadas pelo programa LOU (Souza, em prep.; descrito nos anexos), uma ferramenta computacional desenvolvida em ambiente MATLAB.

#### *Seleção de postos*

Sub-séries de dados de séries em análise e de referência podem ser preparadas para que análises de alterações hidrológicas apresentem menores erros, por exemplo, por representarem um mesmo período climático.

Seleção de postos e períodos para análises se baseia no tamanho, quantidade de falhas e representação de séries.

A escolha destas séries depende da extensão das mesmas para caracterizar o comportamento antes e após a perturbação. Onde possível, recomenda-se a utilização de séries com cobertura de pelo menos 15 anos hidrológicos sem falhas (Kennard et al., 2009), tanto para o período prévio quanto ao posterior a intervenções, com concorrência de 50% da informação dentre os postos de referência e em análise. O emprego de dados com período comum de informação evita influência de outros fatores, como diferenças de clima.

#### *Preparo dos dados*

Séries hidrológicas para análise e para referência são preparadas para minimizar erros na estimativa de variáveis hidrológicas com relevância à ecologia.

O preparo dos dados consiste da seleção de informações em anos hidrológicos de cheia, para períodos comuns entre postos com um mínimo de falhas. O ano hidrológico de cheia é definido como o período contínuo de doze meses com início no mês com maior probabilidade de ocorrerem vazões mais baixas.

A recomendação (Gordon et al., 2004) por separação de dados em anos hidrológicos de cheia, em vez do ano civil, justifica-se por serem valores de vazões na estiagem muito próximos em magnitude, o que resulta em menores erros na estimativa de variáveis eco-hidrológicas. Assim, caso não se possa utilizar algum ano pelo número de falhas em sua série, não se utiliza na análise partes de eventos diferentes de cheia, mas de estiagens.

#### *Cálculo de índices eco-hidrológicos*

O cálculo de índices eco-hidrológicos é efetuado por meio de estimativa de estatísticas de variáveis eco-hidrológicas selecionadas em função das características do regime hidrológico da região em estudo. Os procedimentos para estimativa de variáveis eco-hidrológicas são similares aos utilizados na caracterização de atuais alterações hidrológicas (item 3.4.1; Levantamento de informações hidrológicas).

As técnicas aplicadas para a estimativa de variáveis e índices hidrológicos nesta pesquisa fazem parte do programa LOU, que apresenta a vantagem de possibilitar o uso de séries fluviométricas não-contínuas e/ou com falhas.

#### **3.6.4 Análise de alterações eco-hidrológicas do regime de vazões**

A comparação de índices hidrológicos se realiza por meio de testes de hipóteses ou de estimativa de diferenças de valores de índices eco-hidrológicos entre séries em análise e de referência. A escolha da técnica depende do objetivo e das características do estudo.

A técnica de estimativa de diferenças de valores de índices eco-hidrológicos obtidos de séries em análise e de séries de referência permite a identificação da magnitude e do sentido de alteração dos índices. Esta técnica foi apresentada ainda no item de caracterização de atuais alterações hidrológicas (item 3.4.1), cabendo aqui a consideração das equações 1 ou 2, estabelecidas para análises de alterações hidrológicas com base em dados de uma ou duas estações, respectivamente.

Já a técnica de aplicação de teste de hipóteses apresenta robustez científica para evidenciar ou refutar a hipótese de alteração de variáveis e regimes hidrológicos da série em análise com relação à série de referência. Nestes casos, sugere-se a análise de valo-

res de tendência central e de dispersão. Dentre as análises de valores de tendência central, o teste de médias pode ser aplicado (*sensu* Richter et al., 1996; Magilligan & Nislow, 2005), admitindo que as amostras de cada variável eco-hidrológica seguem a distribuição t de Student. Uma alternativa é a utilização de testes de medianas, como o teste U de Mann-Whitney, aplicável a amostras com qualquer distribuição. Já para valores de dispersão, o teste de Qui-quadrado é recomendado para a análise de igualdade de variância de séries.

Este tipo de análise não foi testada para estudos de dados de mais de uma estação, fato que limita sua aplicação para os casos em que se tem informação de um único posto fluviométrico.

O reduzido tamanho de séries é fator limitante à aplicação de testes de hipóteses<sup>6</sup>, por amplificar o poder do teste para tomar decisão errada (Erros do tipo II, *i.e.*, aceitar uma hipótese quando ela deveria ser rejeitada).

Em estudos onde a dimensão espacial está envolvida, o mapeamento de alterações é recomendado para ilustração dos impactos de aplicação de cada potencial regra de vazões ambientais. A caracterização dos impactos se realiza via comparação dos valores de índices obtidos aos indicadores selecionados. Assim, cada classe de alteração recebe uma cor, a ser aplicada ao trecho sob avaliação até a confluência com outro trecho à montante e/ou à jusante.

### 3.6.5 Análise de alterações econômicas

Em conformidade com a definição de índices para análises de produção econômica ainda nos estudos de caracterização sócio-econômica local (item 3.4.3), recomenda-se a consideração de produção econômica em função de serviços ambientais, representada pela conservação do regime hidrológico.

Onde possível, sugere-se a incorporação de estudos em economia ecológica de maneira a traduzir informações sobre a produção de serviços ambientais em termos monetários. Este fato possibilita ponderações a partir de informações com unidade de medida única.

De outra forma, caracteriza-se os impactos econômicos de adoção das potenciais regras de vazões ambientais por meio de análises similares às desenvolvidas para o estudo de alterações eco-hidrológicas do corpo d'água, via comparação de índices econômicos a indicadores de produção de atividades antrópicas.

---

<sup>6</sup> Para maiores detalhes sobre testes de hipóteses, consulte livros de estatística básica.



### 3.7 DECISÃO

A escolha das vazões ambientais a serem aplicadas resulta da negociação entre os setores usuários de recursos hídricos da bacia, de modo a considerar usos presentes e potenciais de recursos naturais.

A apresentação dos impactos de cada regra potencial pode iniciar a discussão sobre que opção melhor representa os anseios da sociedade. Para isto, o comitê de bacias hidrográficas se apresenta como foro ideal, como preconiza a legislação de recursos hídricos (Brasil, 1997).

Recomenda-se, ainda, a consideração de revisão periódica de atendimento de objetivos estabelecidos quando da escolha de vazões ambientais, vislumbrando maior eficiência da regulação por meio do ajuste de usos de recursos naturais. Esta revisão se inicia pela comparação da alteração eco-hidrológica do regime de vazões e da produção econômica aos prognósticos de efeitos de implantação da regra de vazões ambientais. Diferenças oriundas desta análise impulsionam a revisão do manejo aplicado, incluindo, possivelmente, a revisão de regras de vazões ambientais adotadas, bem como a revisão de relações hidrologia-ecologia-sociedade.

## 4 Estudos de Casos

O método proposto para escolha de vazões ambientais apresenta em sua essência um estudo de diagnóstico do grau de impactos econômico e sócio-ambientais provenientes de atividades antrópicas na bacia, a elaboração de um conjunto de regras de vazões ambientais e o prognóstico do grau de impactos da aplicação de regras de vazões ambientais por meio de simulação numérica.

Neste capítulo, são apresentados dois estudos de casos.

No primeiro, qualifica-se os impactos de aplicação de regras de vazões ambientais na produção econômica e de serviços sócio-ambientais na volta grande do rio Xingu, na bacia do rio Amazonas. Para esta localidade existe o projeto de instalação da usina de Aproveitamento Hidrelétrico (AHE) Belo Monte, projetada para operar à fio-d'água. Como se considerou mínimos os impactos de atividades antrópicas atuais, o diagnóstico de impactos de atividades antrópicas não demandou análises de alterações de estado em relação a condições de referência.

Esta decisão suscitou a realização do segundo estudo de caso, onde é analisado o grau e a extensão de impactos da instalação e operação do reservatório de aproveitamentos múltiplos (APM) Manso, desde 1999, no Pantanal brasileiro. Este estudo complementa a aplicação do método proposto ao avaliar impactos de atividades antrópicas e utilizar dados de diferentes estações fluviométricas. Por esta razão, a aplicação do método se limita ao módulo de caracterização da região. Noutra perspectiva, pode-se considerar que este segundo estudo fornece indícios sobre o estado de corpos d'água brasileiros com exploração similar, tendo em vista que na gestão de meio ambiente e de recursos hídricos inexistem estudos para escolha e implementação de vazões ambientais.

Na apresentação dos dois estudos de caso, o módulo de conceituação foi suprimido por terem sido aplicadas as premissas científicas descritas ainda na descrição da metodologia.

## 4.1 PROGNÓSTICO DA ADOÇÃO DE REGRAS DE VAZÕES AMBIENTAIS NO AHE BELO MONTE

### 4.1.1 AHE Belo Monte

#### Localização

O Aproveitamento Hidrelétrico (AHE) Belo Monte foi projetado para instalação na área denominada de Volta Grande do rio Xingu, afluente pela margem direita do rio Amazonas, no estado do Pará situado na região Norte do Brasil, entre os paralelos 3°00' e 3°40'S e os meridianos 51°30' e 52°30'W. Considerando-se o conjunto barragem, reservatório, tomada d'água e casa de força, o empreendimento ocupará terras dos municípios de Vitória do Xingu, Altamira e Brasil Novo.

O eixo da Barragem Principal situa-se no rio Xingu, cerca de 40 km à jusante da cidade de Altamira (Figura 12), seguindo-se o encaminhamento pelo rio. O Canal de Fuga da Casa de Força Principal localiza-se a cerca de 9,5 km à jusante da vila de Belo Monte, que pertence ao município de Vitória do Xingu.

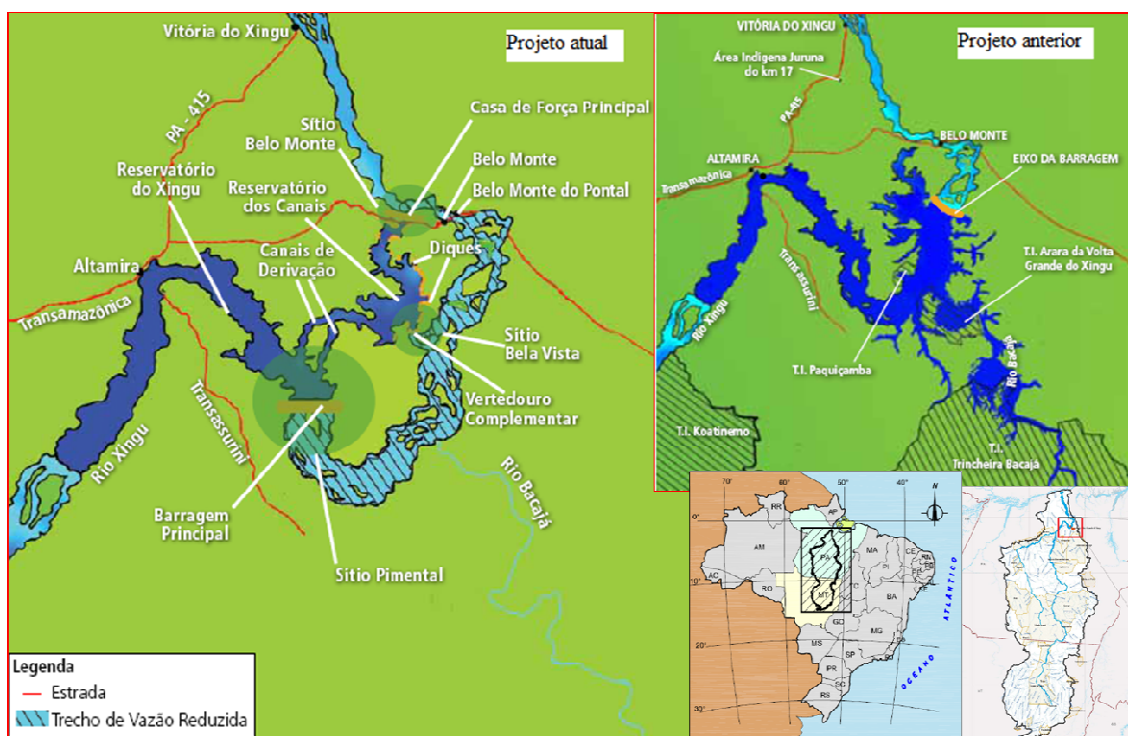


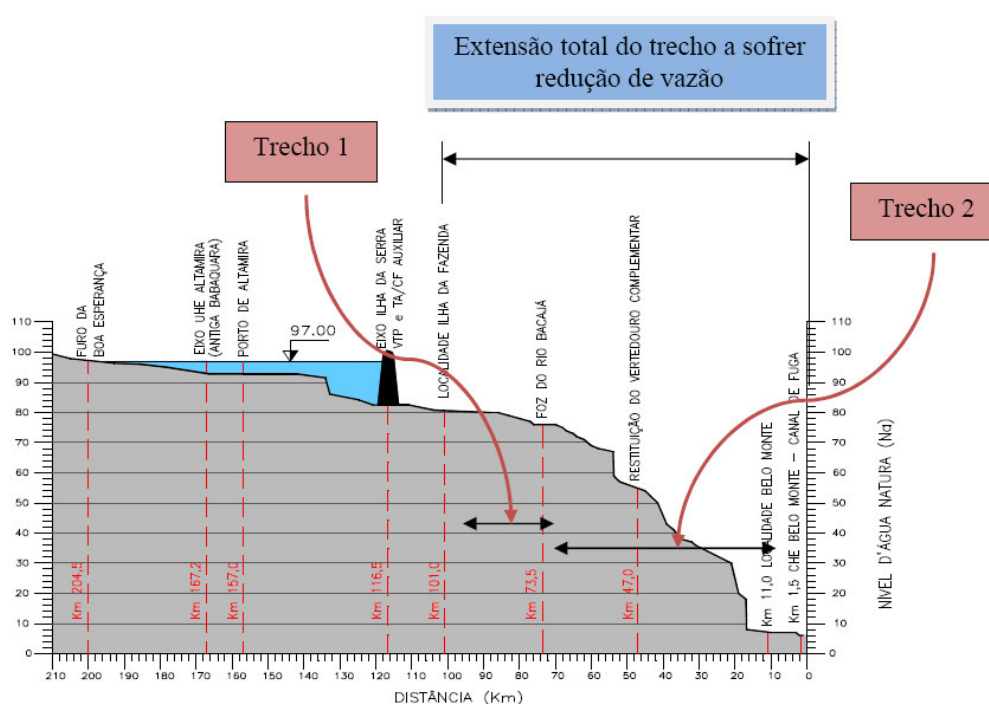
Figura 12. Localização e evolução do projeto do AHE Belo Monte. Adaptado de Leme, 2009b.

A extensão do trecho de vazões reduzidas (TVR), para geração de energia na casa de força principal, tem aproximadamente 130 km (Leme, 2009c, pg 228), via medição ao longo do canal preferencial de escoamento no período de estiagem, ou 100 km via medição pela linha média da seção transversal. No TVR, o trecho entre a barragem

principal até 16 km à jusante da foz do rio Bacajá (Figura 13) apresenta declividade média de  $0,248 \text{ m}\cdot\text{km}^{-1}$ , a partir de onde se inicia a região de cachoeiras, rápidos e corredeiras, com declividade média de  $1,276 \text{ m}\cdot\text{km}^{-1}$ .

Esta divisão do trecho de vazões reduzidas no EIA fica assim caracterizada (Figura 13):

- Trecho 1: compreende o setor São Pedro, logo à jusante pela margem esquerda do rio; o setor Paquiçamba, também mais à jusante pela margem esquerda, e; o setor Ilha da Fazenda Ressaca;
- Trecho 2: compreende todo o setor à jusante do rio Bacajá até o trecho de restituição das vazões.



**Figura 13. Perfil longitudinal do rio Xingu na área direta de influência do AHE Belo Monte. Fonte: Leme, 2009a.**

### Projeto

Estudos de inventário de potenciais locais para instalação de empreendimentos para geração de energia na bacia do rio Xingu datam do fim dos anos 70. Nestes estudos, o aproveitamento do declive natural apresentado na Volta Grande foi visto como grande oportunidade de geração de energia (Leme, 2009a, pg 28).

Os primeiros estudos de viabilidade do AHE Belo Monte consideravam a instalação da barragem no sítio Bela Vista (Figura 12), que desviaria as águas para um canal de adução natural, com a execução de alguns diques laterais, até atingir novamente o rio Xingu, no local da usina.

A finalidade do projeto é a de produzir um grande bloco de energia elétrica no período em que o sistema de geração de energia que interliga os sistemas norte-nordeste e sul-sudeste apresenta produção diminuída por condicionantes climáticos.

Prognósticos dos impactos sociais e ambientais do projeto proposto inicialmente foram de tal monta que resultaram em condenação da inundação de ecossistema tropical e terras indígenas (Carvalho, 2006). A mobilização extensiva de comunidades locais e ONGs nacionais e internacionais sensibilizou governos europeus e norte-americano, além do Banco Mundial, principal fonte de financiamento. Além da falta de suporte financeiro e da opinião pública, analistas identificavam que existiam alternativas mais baratas e produtivas que a construção de Belo Monte (Carvalho, 2006).

Uma revisão do projeto em 1998 resultou na proposição de duas barragens menores (Figura 12): a principal no sítio Pimental, que desvia águas para a segunda, no sítio Belo Monte, onde se geraria a maior parte da energia. Esta versão do projeto reduz a área de inundação da versão anterior de 1.225 km<sup>2</sup> para 516 km<sup>2</sup>, onde 134 km<sup>2</sup> destes estão localizados na parte chamada de Reservatório dos Canais, e 382 km<sup>2</sup> na parte localizada no rio Xingu, chamada de Reservatório do Xingu, sendo 228 destes do próprio rio Xingu (Leme, 2009b, pg 16).

Segundo resultados dos Estudos de Viabilidade concluídos pela ELETROBRÁS e ELETRONORTE em 2002 (*apud* Leme, 2009a, pg 19), a capacidade instalada do empreendimento corresponderá a 11.181,3 MW, com uma estimativa de energia firme equivalente a 4.719 MW médios anuais na Casa de Força Principal e 77 MW médios na Casa de Força Complementar.

As principais conclusões dos estudos dos Estudos de Viabilidade (ELETROBRÁS/ELETRONORTE *apud* Leme, 2009a, pg 23) quanto às vantagens do empreendimento são:

- A alta competitividade econômica do AHE Belo Monte no contexto do mercado de energia nacional do sistema interligado, devido ao baixo custo de geração, incluindo o sistema de transmissão;
- A defasagem temporal entre os regimes hidrológicos da bacia do rio Xingu e rios de outras regiões do país, permitindo o armazenamento de água nos reservatórios das usinas das regiões Sul e Sudeste no período em que grandes blocos de energia estarão sendo gerados pelo empreendimento em questão; e

- Independência de outros aproveitamentos na bacia do rio Xingu para sua viabilidade econômica, sem qualquer necessidade de regularização à montante e ainda gerando energia a fio-d'água.

Segundo críticos (Pinto, 2003; Carvalho, 2006; Sousa Júnior et al., 2006), três problemas persistem no projeto atual.

Primeiro, a usina operaria sem um reservatório de regularização, o que significa que na estação de estiagens a usina paralisaria, reduzindo sua capacidade de geração firme para abaixo do limite de 50% que delimita a viabilidade para projetos similares.

Segundo, o projeto propõe uma extensiva linha de transmissão que teria grandes custos e diminuiria sua eficiência.

Terceiro, o principal problema ambiental não seria parte do projeto *per se*, mas estaria associado, o qual seria a construção de outras barragens para regularização de vazões à montante.

Análises econômico-ambientais (Sousa Júnior et al., 2006) vão mais além e revelam ser o projeto inviável de forma isolada.

Em maio de 2009, o Estudo de Impactos Ambientais (EIA, Leme, 2009a) do empreendimento foi entregue, no qual consta a proposição de manutenção de um regime hidrológico no trecho de vazões reduzidas, denominado “hidrograma ecológico de consenso” no Relatório de Impactos Ambientais (RIMA, Leme, 2009b). Este regime, segundo o estudo (Leme, 2009d), foi elaborado considerando demandas da sociedade por geração de energia e navegação, além de conservação de processos ecológicos.

*Análise do regime proposto nos Estudos de Viabilidade e proposição de Hidrograma Ecológico no Estudo de Impactos Ambientais (Leme, 2009d, b)*

Nos Estudos de Viabilidade do projeto AHE Belo Monte (ELETROBRÁS/ELETRONORTE 2002 *apud* Leme, 2009a, pg 207), apresenta-se uma proposta de hidrograma mínimo a ser mantida no TVR, calculado com base na sazonalidade das mínimas vazões médias mensais.

O Estudo de Impactos Ambientais (EIA) apresenta críticas a este hidrograma mínimo, bem como, agrega novos elementos para a escolha de um regime de vazões a ser mantido no trecho de vazão reduzida. Estes elementos são:

1. Vazões de  $700 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  permitem a manutenção da navegabilidade no TVR. Além disso, vazões inferiores, embora tenham acontecido em 10% do tempo, geram impactos isolados de curta duração, reduzindo

significativamente as áreas molhadas e deixando canais secos ou com baixas profundidades;

2. Coletas de ictioplâncton identificaram uma grande quantidade de peixes desovando ao longo da área de estudo, no mês de fevereiro de 2008, na enchente, quando o rio tinha uma vazão de aproximadamente  $8.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  e as formas larvais encontradas dentro das lagoas indicavam que a desova vinha ocorrendo desde alguns dias, nesses ambientes;
3. Informações de campo indicaram que para vazões de  $7.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  há inundação de poucas áreas de planícies nas ilhas e submersão completa de pedrais. Para condições de vazão de  $3.500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , observam-se áreas secas em ilhas, sem conexão com o rio, bem como, emergência de parte dos pedrais.

A análise de impactos potenciais da adoção do hidrograma proposto nos Estudos de Viabilidade conduziu à conclusão (Leme, 2009d) que a consequência imediata seria

- A interrupção, no período de estiagem, de toda a navegação que hoje é a principal, senão a única forma de deslocamento dessa comunidade. Além deste isolamento pela interrupção de acessos fluviais, a vazão liberada na cheia provocaria interferências graves nas formas de sobrevivência dessas comunidades que dependem das atividades pesqueiras;
- A proposição de medidas para mitigação de impactos decorrentes de uma eventual adoção desse hidrograma passaria pela re-locação compulsória de aproximadamente 2.000 pessoas que ocupam as áreas ribeirinhas, incluindo as populações das TIs Paquiçamba e Arara da Volta Grande. Soma-se ainda, a necessidade de reestruturação de vários acessos viários para a população rural da região que também utiliza o deslocamento fluvial, principalmente para escoamento da produção;

Desta forma, concluiu-se no Estudo de Impactos Ambientais pela inviabilidade do hidrograma proposto nos Estudos de Viabilidade (ELETROBRÁS/ELETRONORTE 2002 *apud* Leme, 2009d) em função das altas magnitudes dos impactos gerados.

Ressalta-se ainda que, a continuidade dos estudos de diagnóstico e de análises ambientais integradas no EIA conduziram à proposição de novos valores de vazões que viabilizem a manutenção dos ecossistemas da Volta Grande do Xingu. Estes valores incluem (Leme, 2009b, pg 133):

- a manutenção de  $700 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  na estiagem (de setembro a novembro) para manutenção da navegação, quando o rio Xingu tiver ao menos esta vazão, e;
- liberação de  $4000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  no período que normalmente ocorre o pulso anual. Esta condição será obedecida se no ano anterior tiver acontecido no TVR uma vazão média mensal de  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , fruto do excedente de vazões ao máximo turbinável ( $14000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ). Se não, a cheia a ser operada passa a ser de  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ .

Este novo regime proposto foi denominado “hidrograma ecológico de consenso” no Relatório de Impactos Ambientais (Leme, 2009b, pg 135).

Neste mesmo relatório, apresenta-se a necessidade de desenvolvimento (i) de atividades de acompanhamento e avaliação de resultados da liberação do regime hidrológico sobre o meio ambiente e o modo de vida da população, (ii) do Programa de Monitoramento das Condições de Navegabilidade e das Condições de Vida, (iii) do Projeto de Monitoramento da Atividade Garimpeira e (iv) do Projeto de Monitoramento da Largura, Profundidade e Velocidades em Seções do Trecho de Vazão Reduzida.

#### **4.1.2 Aplicação da metodologia: Caracterização da região**

Considerou-se, neste estudo de caso, haver mínima alteração de ecossistemas na região da Volta Grande do Xingu, sendo informações sobre o estado atual da região observadas como descritoras de estado de referência.

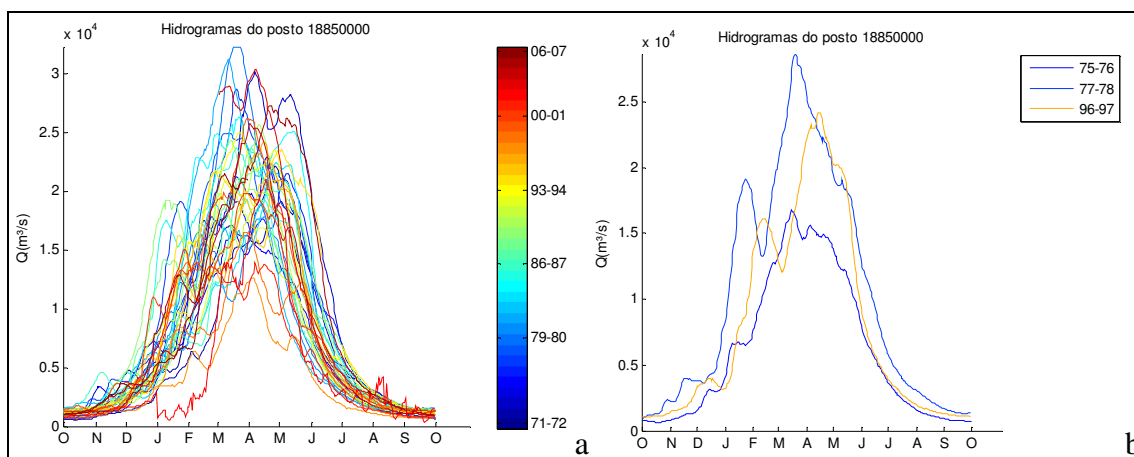
##### *Hidrologia*

Os processos hidrológicos a serem alterados na Volta Grande do rio Xingu limitam-se, praticamente, ao regime de vazões do rio Xingu, em função do desvio para geração de energia elétrica no reservatório localizado à montante, especificamente no Sítio Pimental.

Os registros fluviométricos para a área em estudo estão disponibilizados no Sistema de Informações Hidrológicas (Hidroweb) da Agência Nacional de Águas (ANA, 2009), especificamente no posto em Altamira, à montante e em um afluente à Volta Grande, o Rio Bacajá em cidade homônima. O detalhamento do regime hidrológico do posto Bacajá nesta tese se realiza apenas para informação, devendo ser os impactos no ecossistema em sua confluência estudados ao longo da etapa de planejamento de usos de recursos naturais na bacia.

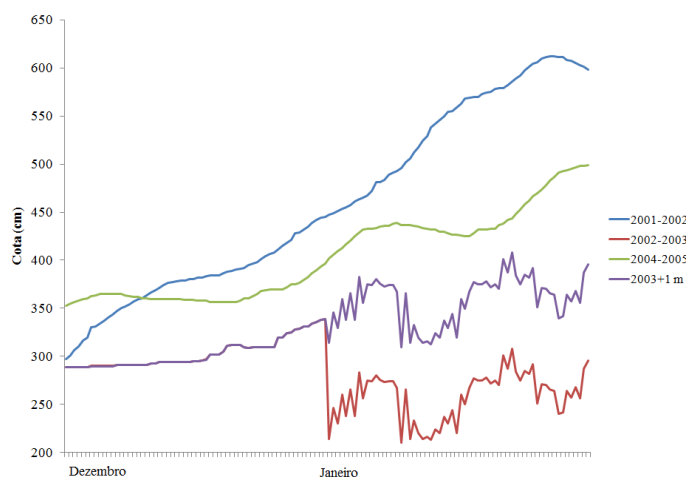


O registro diário no posto Altamira cobre o período de janeiro de 1971 a março de 2007. As falhas da série compreendem 19 dias em junho de 1995 e o período de outubro de 2003 a fevereiro de 2004. O regime hidrológico no posto apresenta, praticamente, um pulso de cheia regular (Figura 14), caracterizando o ano hidrológico de cheia de outubro a setembro, com ascensão entre dezembro e março, pico entre março e junho e recessão entre maio e julho.



**Figura 14. Regime de vazões no posto Altamira (código 18850000): (a) hidrogramas a partir de todos os dados; (b) hidrogramas de anos hidrológicos selecionados.**

Observa-se, no entanto, comportamento anômalo no início de 2003 (linha em vermelho na Figura 14a), que apresentam mudança brusca de níveis e comportamento atípico, embora os dados sejam descritos como consistidos pela ANA. Parece, inclusive, haver erro de medição em 1 metro, além de variação rápida de níveis (Figura 15).



**Figura 15. Anomalia nos dados fluviométricos de 2003 no rio Xingú, posto Altamira.**

Para o restante da série, o regime de vazões varia de 520 a 32.330  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$  (Tabela 1) em 12/10/1971 e 17/03/1980, respectivamente, com média de 7.962  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ .

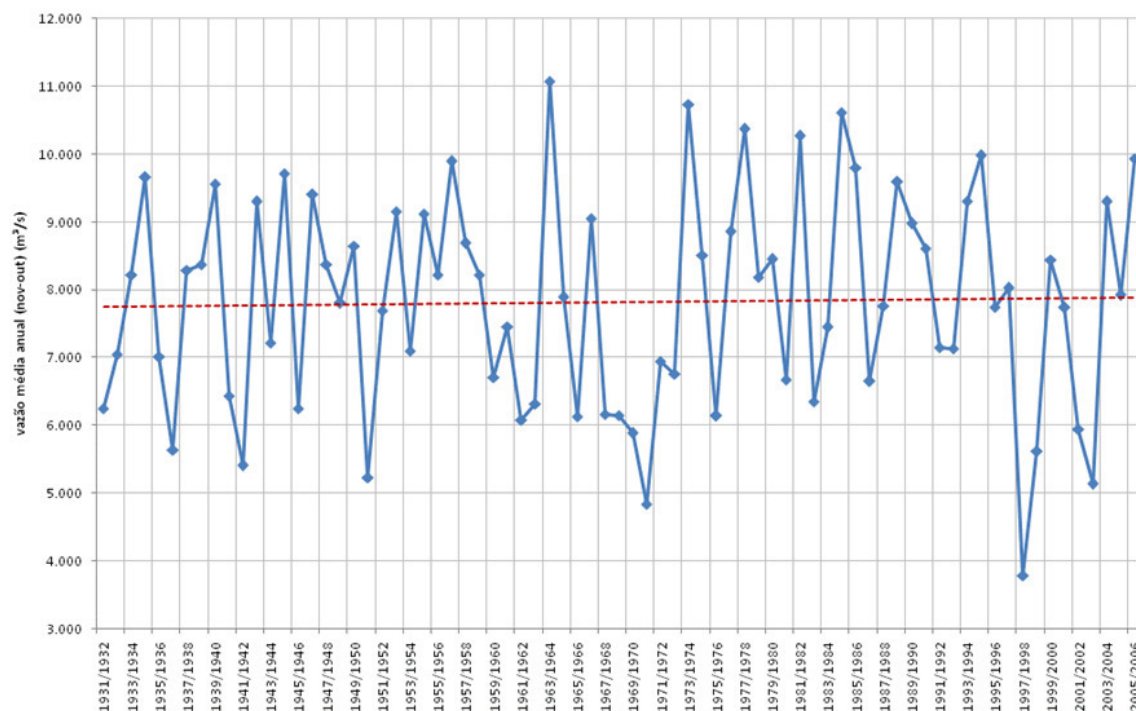
**Tabela 1. Índices hidrológicos dos regimes de vazões nos postos Altamira e Bacajá.**

Índice	Unidade	Altamira	Bacajá
média	$\text{m}^3.\text{s}^{-1}$	7962,01	315,34
cv	-	93%	130%
min	$\text{m}^3.\text{s}^{-1}$	520,00	0,23
max	$\text{m}^3.\text{s}^{-1}$	32330,00	1447,40
Q7,10	$\text{m}^3.\text{s}^{-1}$	736,75	0,23
Q95	$\text{m}^3.\text{s}^{-1}$	1032,00	1,59
Q90	$\text{m}^3.\text{s}^{-1}$	1193,00	5,09
basal	-	26%	5%
tr10	$\text{m}^3.\text{s}^{-1}$	28787,67	1438,53

A contribuição basal, calculada como razão entre a vazão com permanência de 90% e a mediana, é de 26%, conferindo vazões baixas, com cerca de  $736,75 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ , para a vazão média mínima semanal com 10 anos de recorrência ( $Q_{7,10}$ ).

A variabilidade inter-anual de vazões descreve anos que apresentam um grande evento por ano (Figura 14), com picos de cheia entre  $12.627,00 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  no ano hidrológico que se inicia em 1997 e de  $32.330,00 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  no ano hidrológico de 1979.

Com base na extensão de séries de vazões médias mensais para o período 1932 a 1971 para análises energéticas (Figura 16), observa-se que a série de dados diários disponível é representativa quanto à variabilidade natural, por representar incluir eventos hidrológicos extremos.

**Figura 16. Série de vazões médias mensais naturais. Fonte Cardinot et al., 2007.**

Já os registros do rio Bacajá contêm informação do período de novembro de 1977 a março de 2007, não apresentando falhas apenas os anos hidrológicos de cheia, também definidos de outubro a setembro, de 1978 a 1987, exceto o mês de dezembro de 1982. Dos anos hidrológicos de cheia sem falhas, observa-se que o regime de vazões varia (Tabela 1) de 0,23 a 1447,40 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> em 06/12/1983 e 09/04/1986, respectivamente. A sazonalidade do regime mostra-se também bem definida, embora os eventos sejam mais rápidos, provavelmente em função da menor área de contribuição (24.575 contra 446.203 km<sup>2</sup> do posto em Altamira). A ocorrência de eventos de cheia limita-se (Figura 17) ao período dezembro a julho, onde a caracterização da ascensão, pico e recessão é dificultada pela reduzida quantidade de informação hidrológica e variação temporal de ocorrência de cheias rápidas (Figura 17). A contribuição da vazão basal corresponde a apenas 5%, resultando em vazões baixas de 0,23 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>, enquanto a vazão média é de 315 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>.

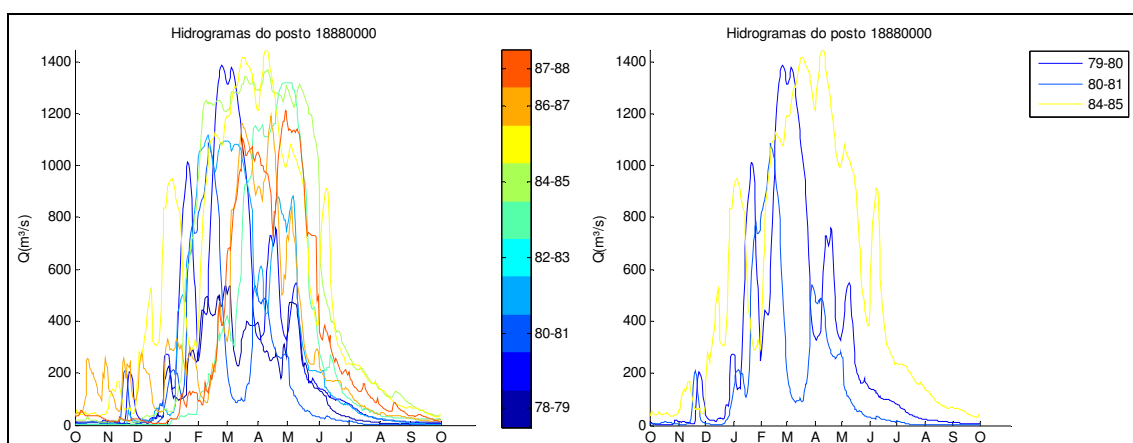


Figura 17. Regime de vazões no posto Bacajá (código 18880000).

### *Ecologia*

A caracterização dos ecossistemas da região se baseou em informações da literatura, associando valores de vazão à apresentação de processos ecológicos onde possível.

Pulsos de inundação do rio e os biótopos a este associados, como matas de igapó e lagoas marginais, estão vinculados ao aporte de matéria orgânica alóctone que sustenta as comunidades aquáticas (Engevix et al., 2007, pg 4-73). As principais cargas de nutrientes ocorrem no início do período chuvoso, com a lavagem das margens dos rios e a entrada de grande quantidade de matéria orgânica, nas imediações de 8000 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> em alguns trechos (Leme, 2009a). Possivelmente, concentrações de Fósforo sejam fatores limitantes de produção primária.

Algumas espécies da ictiofauna completam todo o ciclo de vida no canal principal do rio, outras em lagoas marginais ou áreas alagadas e também algumas que exploram áreas alagadas durante a enchente e dependem do canal principal para migrações reprodutivas ou alimentares (Santos & Ferreira 1999 *apud* Engevix et al., 2007, pg 4-78).

Migrações para a reprodução acontecem no início do período de cheias tanto em direção longitudinal, inclusive até as cabeceiras, como transversal, onde se observa juvenis em lagos, matas alagadas e margens de remansos (Engevix et al., 2007, pg 4-84).

Dentre as espécies, encontram-se bagres como a piramutaba (*Brachyplatystoma vailantii*), a dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii*), o filhote ou piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum*), o surubim (*Pseudoplatystoma fasciatum*), além do tambaqui (*Colossoma macropomum*), jaraquis (*semaprochilodus spp*), matrinhãs (*Brycon spp*) e outros.

Foram identificados na Volta Grande três categorias de peixes que dependem dos ambientes existentes:

- Peixes bentônicos e demersais associados aos pedrais;
- Peixes que dependem da floresta alagada para reprodução e alimentação;
- Peixes predadores que não dependem da floresta, mas que utilizam a floresta para alimentação e predação.

O Rio Xingu limita a distribuição de táxons animais entre suas margens, especialmente aves e primatas, embora não tão marcadamente quanto os rios Tapajós, Madeira, Amazonas, Negro e Branco (Engevix et al., 2007, pg 4-96). É possível que haja diminuição desta limitação com a manutenção de vazões mais baixas na volta grande do Xingu.

A IUCN (*apud* Engevix et al., 2007, pg 4-97 e 4-98) lista 68 vertebrados terrestres, dentre as quais 25 aves, 41 mamíferos e 2 quelônios, como ameaçados de extinção.

A tartaruga-da-amazônia (*Podocnemis expansa*) é encontrada (Engevix et al., 2007, pg 4-86) nas praias à jusante de Belo Monte, reproduzindo em grupos em praias de desova, onde os adultos permanecem por cerca de dois meses antes de iniciar a migração até lagos e áreas de alimentação. Já o tracajá (*Podocnemis unifilis*) é encontrado na área da Volta Grande à montante das cachoeiras, alimentando-se de folhagens e frutos caídos na água e pondo cerca de 20 ovos por postura, os quais ficam enterrados em bancos de areia e são chocados durante 75 a 90 dias, pelo calor do sol. Esta espécie encontra-se ameaçada, conforme a IUCN (*apud* Engevix et al., 2007, pg 4-98).

### *Sócio economia no Trecho de Vazões Reduzidas*

A caracterização das atividades sócio-econômicas da região se baseou em informações da literatura, onde foram identificados (Quadro 8) transporte fluvial, pesca, agricultura e áreas de praia natural de rio e de interesse cultural para povos indígenas, principalmente no primeiro trecho do TVR (Figura 13).

**Quadro 8. Síntese das características sócio-econômicas.**

Trecho	Características sócio – econômicas
São Pedro; Paquiçamba; Ilha da Fazenda / Resaca	Presença de moradores, escolas e postos de saúde com um total de 917 pessoas; Terras indígenas; Abastecimento por poços rasos que secam na estiagem; Todos os grupos domésticos nesse trecho utilizam o rio como a principal, se não a única alternativa para seus deslocamentos. O rio é utilizado para todas as atividades: pesca comercial e de subsistência, lazer, banho, lavação de roupa. As populações indígenas estruturam suas vidas baseadas nas atividades de pesca, caça e a agricultura;
Jusante de Bacajá	Dificuldade de delimitação do espaço devido à falta de caracterização de seções transversais do rio 50 imóveis rurais com 150 moradores Ocupação humana ainda bastante reduzida, com o predomínio de áreas florestadas que não sofreram nenhum processo de exploração expressivo, embora seja uma área considerada pelo INCRA para a implantação de assentamentos.

Os potenciais impactos da construção da AHE Belo Monte à população indígena consistem em (Engevix et al., 2007, pg 4-150):

- alagamento de terras com alto valor cultural, inclusive locais sagrados, locais com material arqueológico, territórios de perambulação, antigos cemitérios, nascentes de igarapés, entre outros;
- diminuição da pesca numa região onde a caça já se encontra prejudicada devido ao desmatamento;
- atração de brancos, pelos quais os povos indígenas já se sentem encurrallados;
- inviabilização do acesso a determinadas áreas, tanto na Terra Indígena (TI) Paquiçamba como na TI Arara da Grande Volta

Já os potenciais impactos à comunidade ribeirinha incluem (Engevix et al., 2007, pg 4-149):

- alagamento de praias naturais do rio e áreas utilizadas hoje na agricultura por ribeirinhos à montante da barragem e,
- diminuição do volume das águas no trecho da Volta Grande comprometendo a navegação, principal meio de locomoção, fica inviabilizada em grande parte do trecho à jusante;
- incidência de vetores de doenças, principalmente a malária;

- diminuição da pesca e possibilidade de consumo de água potável.

A produção pesqueira é de aproximadamente  $15 \text{ t mês}^{-1}$ , *i.e.*,  $180 \text{ t.ano}^{-1}$ , de acordo com informações de dezembro de 2005 da Colônia de Pescadores de São Félix do Xingu (fundada em 2002 com 140 pescadores filiados em 2005). Pirarucu, pacu-mateiga, caranha, tambaqui e dourada são capturados abaixo da Volta Grande (Engevix et al., 2007, pg 4-85).

Estima-se em 3000 o número de pescadores entre o rio Iriri (tributário do rio Xingu à montante de Altamira) e Belo Monte, onde 1000 são pescadores de peixes ornamentais (Engevix et al., 2007, pg 4-85). A produção pesqueira de subsistência é responsável por  $75 \text{ t.ano}^{-1}$ , enquanto a pesca para consumo resulta em valores entre 1000 e  $2500 \text{ t.ano}^{-1}$  (Engevix et al., 2007, pg 4-85). A pesca de peixes ornamentais é atividade intensa, relacionada à riqueza e diversidade de espécies apreciadas por aquaristas (aproximadamente 105 espécies). A maior parte é capturada na região de corredeiras.

#### 4.1.3 Aplicação da metodologia: Caracterização do estudo

##### *Objetivos do estudo de caso*

Neste estudo, investigou-se a capacidade do método em prognosticar impacto de adoção de regras de vazões ambientais na produção energética (MW) do AHE Belo Monte e na mudança do regime de vazões no trecho de vazões reduzidas. Especificamente, era de interesse avaliar se:

- Vazões ambientais que consideram pulso de cheia, como as propostas no EIA, resultam em menores alterações hidrológicas que a continuação de adoção de vazões ambientais fixas. Vazões ambientais sugeridas no EIA (Leme, 2009d), e denominado no Relatório de Impactos Ambientais (RI-MA; Leme, 2009b, pg 133) por “Hidrograma Ecológico de Consenso”, apresentam um patamar de  $700 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , sobre a qual se alternam anos com pulso mensal de 4000 e  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , dependendo das condições hídricas do ano anterior ao ano em operação.
- Vazões ambientais propostas no EIA apresentam menores alterações hidrológicas que vazões ambientais propostas no Estudo de Viabilidades, especificamente o hidrograma mínimo. O hidrograma mínimo se baseia na sazonalidade de mínimas vazões médias mensais.

- Antecipação do pulso de cheia proposto no EIA acarreta em alterações similares. A antecipação do pulso de cheia visa a privilegiar geração de energia no período de maior demanda do Sistema Interligado Nacional.
- Variar vazões ambientais a cada ano resultam em menores alterações hidrológicas que aplicar as mesmas regras todos os anos.
- A perda de produção de energia é significativa para adoção de vazões ambientais que mais se aproximem ao comportamento hidrológico natural. Considera-se mais próximo do comportamento hidrológico natural aquelas que apresentam variação sazonal e inter-anual de vazões mais próximo do comportamento hidrológico do rio sem efeito de barragem.

#### *Objetivos e metas da adoção de vazões ambientais*

Para este estudo de caso, adotou-se como objetivo das vazões ambientais compatibilizar interesses por (a) conservação dos ecossistemas da volta grande do Xingu e (b) maximização da produção energética pelo AHE Belo Monte. Não foram estabelecidas metas específicas das vazões ambientais, pois o estudo teve o propósito de comparar efeitos de implantação de diferentes opções de regras de vazões ambientais, inclusive aquelas aventadas em estudos anteriores.

#### *Cenários*

Três cenários de exploração de recursos naturais foram considerados:

- Cenário pró-conservação, onde é mínima a alteração de processos hidrológicos por atividades antrópicas;
- Cenário pró-exploração, onde se sugere a continuidade de políticas de uso de recursos naturais;
- Cenário de conciliação, onde se trabalha a conservação de alguns processos ecológicos pela manutenção de aspectos do regime hidrológico de referência.

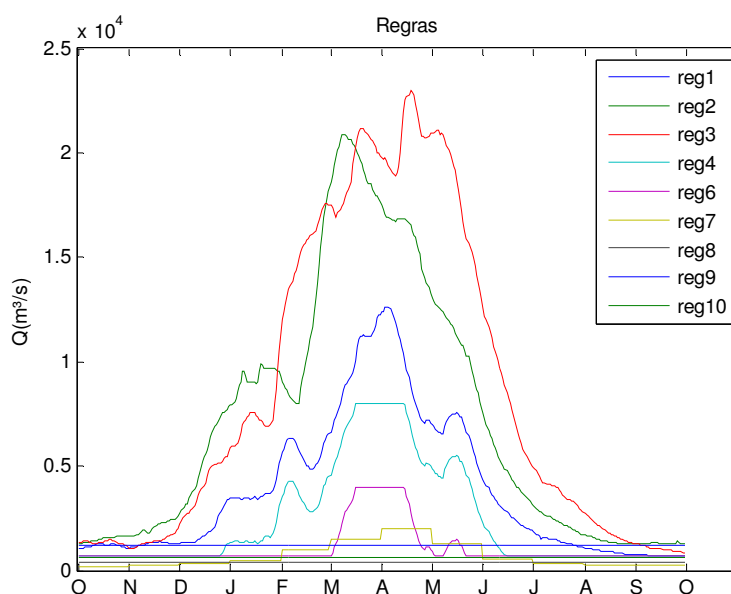
#### *Regras potenciais*

Regras potenciais de vazões ambientais foram criadas a partir dos cenários de exploração de recursos naturais de maneira a possibilitar a negociação na escolha das vazões ambientais em função do prognóstico de aplicação de cada regra. Desta forma, compara-se os efeitos de adoção dos cenários quanto à conservação dos ecossistemas

dependentes do trecho de vazões reduzidas (TVR) e quanto aos interesses de geração energética.

A variabilidade sazonal e inter-anual natural de regimes hidrológicos de referência já foi demonstrada ter relevância na configuração de ecossistemas. Por esta razão, decidiu-se por considerar como regras potenciais de vazões ambientais regimes a serem aplicados em todos os anos e regimes que variam com os anos.

Um conjunto de quatorze regras foi proposto (Quadro 9), sendo 10 destas fixas em todos os anos e 4 variáveis a cada ano. Das regras de vazões ambientais fixas (Figura 18), as três primeiras estão associadas ao cenário pró-conservação, as regras de número 4 a 6 se baseiam no “hidrograma ecológico de consenso”, *i.e.*, pulsos de  $4000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ,  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  antecipado e  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , a regra 7 é o hidrograma mínimo proposto nos estudos de viabilidade e as regras de 8 a 10 são regras de vazão baixa constante. Dentre as regras variáveis, a definição das vazões para cada ano nas regras 11 e 12 dependem do volume de escoamento na volta grande do Xingu no ano anterior, enquanto nas regras 13 e 14 se supõe haver capacidade de prever preliminarmente o volume hídrico do próximo ano.



**Figura 18. Alocações anuais ao TVR por regra.**

Na proposição de regras potenciais de vazões ambientais que representem o cenário pró-conservação, regimes hidrológicos de referência foram considerados, sendo escolhidos como regras três anos hidrológicos em função da recorrência de sua vazão máxima. Supõe-se que estas regras apresentem vazões próximas às obtidas por métodos de



vazões ambientais atuais, que utilizam modelos ecológicos e/ou informações de especialistas quanto às relações de condicionantes ambientais e hidrológicos (Figura 11).

**Quadro 9. Síntese das regras de vazões ambientais aplicadas.**

	Descrição das regras	Justificativa
1	Regime hidrológico anual observado cuja vazão máxima diária apresenta TR de 1 ano (1997-98)	Este regime observado que apresenta pico de rara probabilidade de ocorrência representou situação crítica à sobrevivência de algumas espécies, mas sua permanência indica ser o regime suportável
2	Regime hidrológico anual observado cuja vazão máxima diária apresenta TR de 1,61 anos (1992-93)	Este regime apresenta propensão a ser favorável ao ecossistema por manter a variabilidade observada, onde vazão de pico tem probabilidade de ocorrência de 25%
3	Regime hidrológico anual observado cuja vazão máxima diária apresenta TR de 2,41 anos (1974-75)	Este regime apresenta propensão a ser favorável ao ecossistema por manter a variabilidade observada, onde vazão de pico tem probabilidade de ocorrência de 50%, onde provavelmente acontece conexão transversal
4	Estiagem de $700 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à qual se soma um pulso de cheia de $8000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ durante 1 mês, cuja ascensão e recessão ocorrem à mesma velocidade do regime proposto na regra 1	Atendimento de demanda por navegabilidade e conexão transversal em alguns pontos, como proposto para alguns anos no EIA
5	Vazão de $700 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ que é alterada à medida que as vazões aumentem até a vazão de $8000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , a qual é mantida por 1 mês, quando se aplica recessão à mesma velocidade do regime observado na regra 1 até voltar a alcançar os $700 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$	Antecipa cheia na alça para possibilitar maior produção de energia quando o sul e sudeste do país apresentam diminuição de produção
6	Estiagem de $700 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à qual se soma um pulso de cheia de $4000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ durante 1 mês, cuja ascensão e recessão ocorrem à mesma velocidade do regime proposto na regra 1	Atendimento de demanda por navegabilidade e exposição de pedrais em alguns pontos, como proposto para alguns anos no EIA
7	Hidrograma mínimo (proposto nos estudos de viabilidades) – vazões mensais com variação de magnitude proporcional à sazonalidade de mínimas vazões médias mensais.	
8	Vazão mínima recomendada em DNAEE 02/1984, cuja magnitude é de 80% da mínima vazão média mensal com base em série histórica de pelo menos 10 anos	
9	$Q_{90}$ – Vazão que permanece 90% do tempo no corpo d'água, a partir de dados diários	
10	$Q_{7,10}$ – Vazão com TR de 10 anos, a partir da série de mínimas médias móveis anuais de 7 dias	
11	“Hidrograma ecológico de consenso” proposto no EIA – Aplica-se a regra 6 todos os anos subsequentes a anos com vazões acima de $8000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ por 1 mês no TVR. Do contrário, aplica-se a regra 4	
12	Aplica a regra 1 se ano anterior teve volume hídrico menor que o volume médio ou regra 2 se for volume do ano anterior for superior ao médio. No primeiro ano é aplicada a regra 1.	Permitir condições hídricas diferentes após anos com regime crítico para espécies mais afetadas por menores vazões de pico
13	Aplica regra 1 em anos com volume hídrico maior que o primeiro quartil, regra 6 para volume inferior ao terceiro quartil e regra 4, caso o volume esteja no intervalo interquartis.	Permitir que regimes hidrológicos estejam em acordo com outros condicionantes ambientais relacionados ao clima, <i>e.g.</i> , regimes de temperatura e sedimentos
14	Aplica regra 3 em anos com volume hídrico maior que o primeiro quartil, regra 1 para volume abaixo do terceiro quartil e regra 2, caso o volume esteja no intervalo interquartis.	

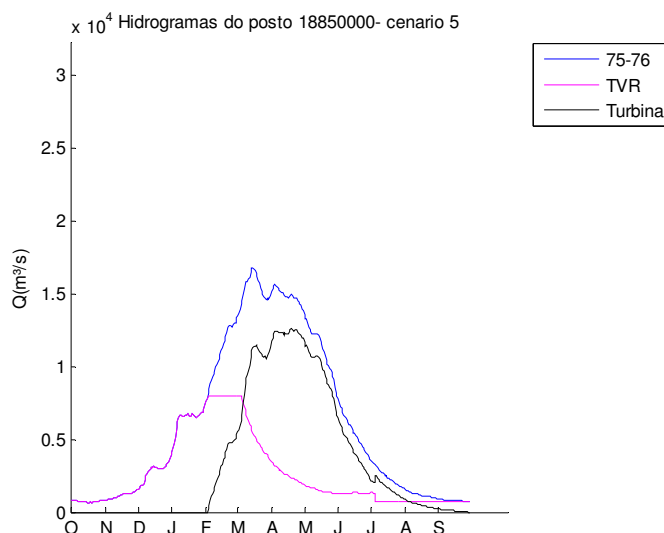
Dentre as potenciais regras fixas pró-conservação, foram empregados anos hidrológicos com recorrências respectivamente próximas a 1, 1,5 e 2,5 anos (Tabela 2), por supostamente atender demandas ora de espécies afeitas a anos mais secos além de possibilitar maior geração de energia, *i.e.*, o ano de 1997-1998, ora de espécies que melhor se aproveitam de anos úmidos, *i.e.*, o ano de 1974-1975.

**Tabela 2. Tempo de retorno de vazões máximas no posto Altamira via ajuste da distribuição de Gumbel.**

TR(anos)	Q(m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Ano	TR(anos)	Q(m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Ano	TR(anos)	Q(m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Ano	TR(anos)	Q(m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Ano
26,03	32330,00	1979	4,45	25634,00	1990	2,16	22421,50	1983	1,38	19837,20	2000
19,18	31210,00	1981	3,81	24994,00	1978	2,03	22121,00	1972	1,26	19116,00	1971
14,43	30160,00	1973	3,81	24994,00	1993	1,94	21880,60	1987	1,25	19055,90	1982
9,66	28655,00	1977	3,28	24354,00	1989	1,81	21520,00	1976	1,12	17793,80	1980
6,77	27298,00	2005	3,14	24162,00	1996	1,65	20979,00	1995	1,05	16773,00	1975
5,31	26338,00	1984	3,00	23970,00	1988	1,61	20846,80	1992	1,04	16533,00	1998
5,22	26274,00	1999	2,84	23718,00	1985	1,46	20197,80	1986	1,01	15038,60	2001
4,60	25762,00	2004	2,41	22969,20	1974	1,41	19957,40	1991	1,00	12627,00	1997

Na proposição de regras intermediárias fixas, regimes hidrológicos anuais que compõem o “hidrograma ecológico de consenso” foram selecionados com o intuito de permitir comparações com a aplicação de regime variável ano-a-ano, sendo o regime com pulso de 8000 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> a regra 4 e o regime com pulso de 4000 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> a regra 6.

A regra 5 foi proposta visando a possibilitar maior produção de energia (Figura 19) no melhor período para atendimento de demandas pelo Sistema Interligado Nacional (SIN), posto que neste período as usinas da região Sul e Sudeste se encontram com suas produções diminuindo em resposta às características climáticas destas regiões. Nesta regra, a cheia de 8000 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> proposta acompanha a cheia natural por 30 dias, quando entra em recessão similar à observada para o ano hidrológico de 1974-75.



**Figura 19. Período de produção de energia típica da aplicação da regra 5.**

Na proposição de regras fixas pró-explotação de recursos naturais, foram selecionados o “hidrograma mínimo” (regra 7) e vazões constantes usualmente prescritas para jusante de reservatórios brasileiros (DNAEE 02/1984 = 416 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, Q<sub>90</sub> = 1193 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> e Q<sub>7,10</sub> = 651,95 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, respectivamente, regras 8 a 10).

O “hidrograma ecológico de consenso” proposto no EIA é a regra 11.

A regra pró-conservação variável em função do comportamento hidrológico do ano anterior (regra 12) tem aplicação similar ao “hidrograma ecológico de consenso”, sendo que a diferença está na aplicação de vazões observadas, especificamente as regras 1 e 2, em detrimento às regras 4 e 6. Outra diferença está no critério de escolha do regime a ser adotado, onde em vez da observação de existência de pulso com  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  por 1 mês avalia-se se o volume hídrico é superior à média. Desta forma, se o ano anterior apresentou volume hídrico superior à média, emprega-se regra mais restritiva à sobrevivência de algumas espécies (regra 1), caso contrário, aplica-se uma regra de alívio de condicionantes ambientais (regra 2).

Nas regras 11 e 12, considera-se que o ecossistema suporta condição de estresse em anos isolados, enquanto possibilita maior geração em anos seguintes a maiores atendimentos de demanda ambiental.

As regras 13 e 14 se baseiam no volume hídrico do ano em operação, como se a previsão meteorológica fosse capaz de acertar se o ano é seco, regular ou úmido, como proposto em artigos científicos (Petts, 1996; Richter et al., 2006). Nestas regras, pressupõe-se que a previsão climática é capaz de acertar em que quartil se insere o volume hídrico do próximo ano. Assim, na regra 13, emprega-se a regra 6 quando da previsão de ano seco, 4 para regular e 1 para úmido. Já na regra 14, emprega-se 1 para previsão de ano seco, 2 para regular e 3 para úmido.

Prognósticos de impactos da regra 14, por esta considerar a variabilidade sazonal e inter-anual natural, podem servir para avaliar se há diminuição significativa de alterações hidrológicas. Além disso, resultados da aplicação desta regra podem servir de parâmetro em função de incertezas quanto à relação entre hidrologia, ecossistemas e sociedade.

### *Índices*

Índices econômicos e eco-hidrológicos foram selecionados visando prognosticar impactos econômicos e ambientais de adoção das 14 potenciais regras de vazões ambientais. O Quadro 10 sintetiza o escopo dos índices para avaliação de regras.

**Quadro 10. Síntese dos índices para avaliação de regras.**

Interesse	Indicadores
Geração de energia	Energia firme calculada de forma isolada para o período crítico para o SIN; Potência média de geração no período simulado.
Conservação ambiental	Quantidade de anos consecutivos com pulso inferior a $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ por um período de 30 dias; Estatísticas de tendência central e dispersão do IHA (Quadro 7).

Os cálculos de energia firme e potência média seguem à equação (3):

$$\text{Pot(MW)} = Q_1 \cdot n \cdot g \cdot h_1 / 1000 + Q_2 \cdot n \cdot g \cdot h_2 / 1000 \quad (3)$$

onde Pot = potência média para o período simulado ou energia firme para o período crítico do SIN,  $Q_1$ =vazão média afluyente à casa de força principal,  $Q_2$ =vazão média afluyente à casa de força secundária,  $h_1$ =altura de queda na casa de força principal,  $h_2$ =altura de queda na casa de força secundária,  $n$  = rendimento e  $g$  = aceleração da gravidade.

Estes cálculos foram realizados de forma simplificada, considerando (*sensu* Cardinot et al., 2007) uma eficiência de 92% na conversão da energia hidráulica em elétrica, altura de queda fixa de 87,5 m na casa de força principal e de 11,4 m na secundária e vazão média para os períodos em análise. Além destas simplificações, a estimativa de energia firme foi realizada de forma isolada, *i.e.*, não considerando a geração conjunta com o Sistema Interligado Nacional. O período de dados adotado para estimativa de potência média foi o mesmo utilizado quando da caracterização da região, exceto os anos hidrológicos usados com regras de vazões ambientais ou com falhas. Já para estimativa de energia firme, adota-se dados do período de junho de 1949 a novembro de 1956, que seria um período crítico para geração de energia quanto às vazões do país.

Um dos índices ambientais adotados foi a avaliação da quantidade de vezes que ocorre quebra do critério estabelecido no EIA, *i.e.*, de que não pode ocorrer consecutivamente anos com pulsos de cheia inferiores a  $8000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Isto porque o estudo defende que ecossistemas dependentes do regime de vazões no TVR suportam a ausência de cheias anuais com magnitudes superiores a  $4000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  e duração de 1 mês, caso estejam precedidas de anos com cheias de magnitudes superiores a  $8000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  e duração de 1 mês. Este critério acaba servindo apenas a avaliações das regras de vazões de 6 a 10.

Os indicadores do IHA também foram aplicados, para avaliação de alterações hidrológicas. As vazões limites para cálculo de variáveis de frequência e duração de eventos de cheias e estiagem foram, respectivamente, a vazão média somada ao desvio padrão e a vazão média subtraída ao desvio padrão (*sensu* Richter et al., 1997). As estatísticas aplicadas para avaliação de previsibilidade e variabilidade de aspectos do regime hidrológico foram a média e o desvio padrão. Foi considerada relevância ecológica uniforme entre as variáveis hidrológicas por falta de estudos do ecossistema que justifique outra ponderação.

### *Indicadores*

Os indicadores adotados para avaliar a produção de energia e o grau de alteração hidrológica do regime de vazões no TVR partiram de critérios subjetivos.

A avaliação de perda de energia firme teve como parâmetro a produção obtida da adoção do “hidrograma mínimo”, *i.e.*, regra 7.

A avaliação da produção de potência média considerou como indicadores a produção máxima possível, *i.e.*, produção de energia utilizando toda afluência de vazões (sem manter uma vazão à jusante), e a produção obtida da adoção do “hidrograma mínimo”.

O não-atendimento do critério proposto no EIA em 1 vez era suficiente como indicador de impacto ambiental.

O grau de alteração de índices do IHA foi classificado como severo, se a magnitude de diferenças relativas superasse 66% em valor absoluto, moderado, para valores até 33% em módulo e, pequeno, para valores inferiores (arbitração *sensu* Richter et al., 1998).

#### **4.1.4 Aplicação da metodologia: Avaliação de impactos**

##### *Regime de referência*

A caracterização do regime de referência foi realizada pela estimativa dos índices econômicos e eco-hidrológicos selecionados para este estudo de caso.

Na caracterização econômica e eco-hidrológica foram aplicados os dados do posto fluviométrico Altamira, compreendendo os anos hidrológicos de outubro de 1971 a setembro de 2005, excetuados os anos de 1974-75, 1992-93, 1997-98 por serem regras potenciais de vazões ambientais e os anos 1994-95, 2002-03 e 2003-04 por apresentarem falhas. Considera-se, para análise, estacionariedade da série de vazões.

Somente na estimativa de energia firme foram aplicadas outras informações, representantes de condições climáticas críticas à operação do sistema elétrico nacional, especificamente vazões médias mensais para o período de junho de 1949 a novembro de 1956.

##### *Regime em análise*

Configura-se como regimes hidrológicos para análise aqueles resultantes da simulação numérica da operação do reservatório sujeito à necessidade de derivação de pelo menos as vazões ambientais à volta grande do Xingu.

A simulação consistiu na aplicação da equação (2), tendo como restrição ao direcionamento de vazões aos canais de derivação para geração de energia elétrica o limite de turbinagem ( $14.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) e cada uma das regras potenciais, que funcionam como delimitadores da demanda hídrica ambiental associada ao trecho de vazão reduzida.

$$\begin{aligned} Q_{\text{TVR}} &= Q \text{ e } Q_{\text{turb}} = 0, \text{ p/ } Q_{\text{amb}} > Q \\ Q_{\text{TVR}} &= Q_{\text{amb}} \text{ e } Q_{\text{turb}} = (Q - Q_{\text{amb}}), \text{ p/ } 0 < (Q - Q_{\text{amb}}) < Q_{\text{mxt}} \\ Q_{\text{TVR}} &= Q - Q_{\text{mxt}} \text{ e } Q_{\text{turb}} = Q_{\text{mxt}}, \text{ p/ } (Q - Q_{\text{amb}}) > Q_{\text{mxt}} \end{aligned} \quad (2)$$

sendo  $Q_{\text{TVR}}$  = vazão que segue para o trecho de vazões reduzidas,  $Q$  = vazão afluente ao reservatório,  $Q_{\text{turb}}$  = vazão que segue para os canais de derivação,  $Q_{\text{amb}}$  = regra de vazões ambientais em aplicação,  $Q_{\text{mxt}}$  = vazão máxima turbinável.

A caracterização econômica e eco-hidrológica resultou da aplicação dos índices utilizados na caracterização de regimes de referência aos dados dos regimes em análise.

#### *Análise de alterações hidrológicas*

Para análise de alterações hidrológicas, foram aplicadas tanto estimativas de diferenças relativas de estatísticas de previsibilidade e de variabilidade de variáveis do IHA, quanto testes de hipóteses de Student para avaliar a igualdade de médias e de Qui-quadrado para avaliar a igualdade de variâncias de variáveis.

A estimativa de diferenças relativas foi realizada apenas entre estatísticas oriundas de regimes de referência e de regime em análise para uma única estação fluviométrica.

Já os testes de hipóteses foram aplicados para avaliar se havia alteração significativa de variáveis com relação ao regime de referência, bem como dentre regras de vazões ambientais, especificamente:

- as regras fixas pró-conservação (1, 2 e 3) com relação à regra (14) com variabilidade sazonal e inter-anual natural;
- a regra (5) que antecipa o pico de cheia com relação à regra (4) com pico semelhante mas em seu período natural;
- as regras 7, 8, 9 e 10 (“hidrograma mínimo” e vazões baixas constantes) com relação ao “hidrograma ecológico de consenso” (regra 11).

#### *Análise de alterações econômicas*

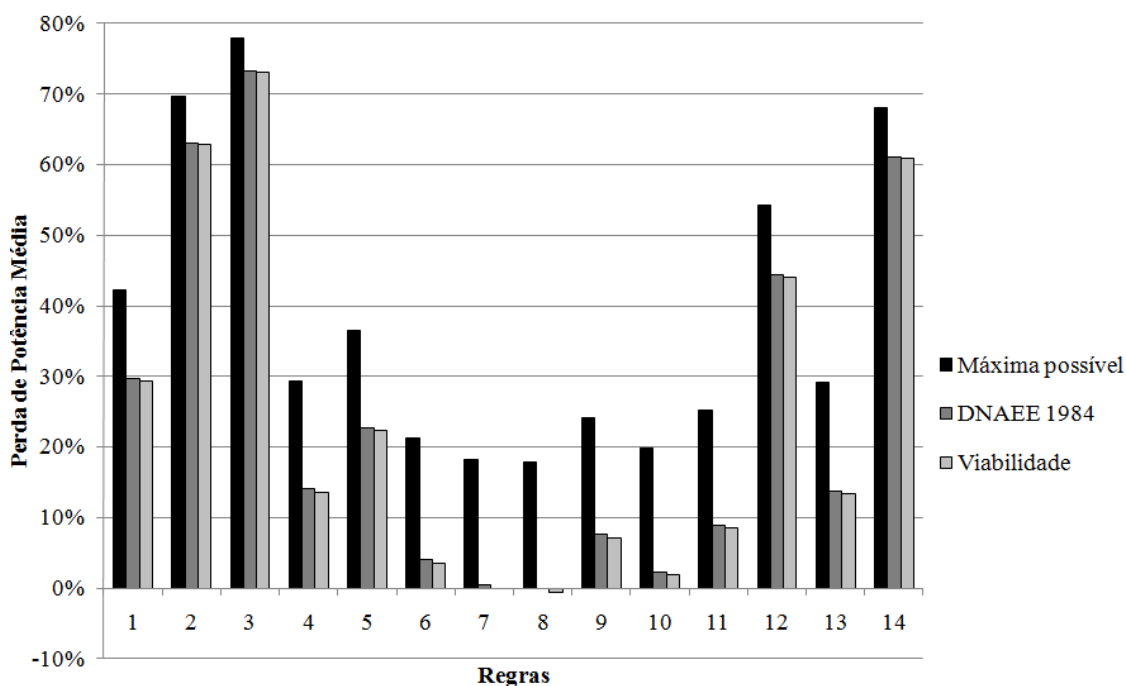
Para a análise de alterações econômicas, diferenças relativas foram aplicadas na avaliação de potência gerada e energia firme, relacionando os índices econômicos de

cada regime em análise com relação aos índices obtidos de regras escolhidas como indicadores.

#### 4.1.5 Resultados

##### *Perda de Potência*

Estimativas da perda de potência média (Figura 20) em relação à potência gerada quando da adoção da norma DNAEE 02/1984 (regra 8) e quando da adoção do hidrograma mínimo proposto nos estudos de viabilidade do projeto (regra 7) resultaram em valores bem similares.



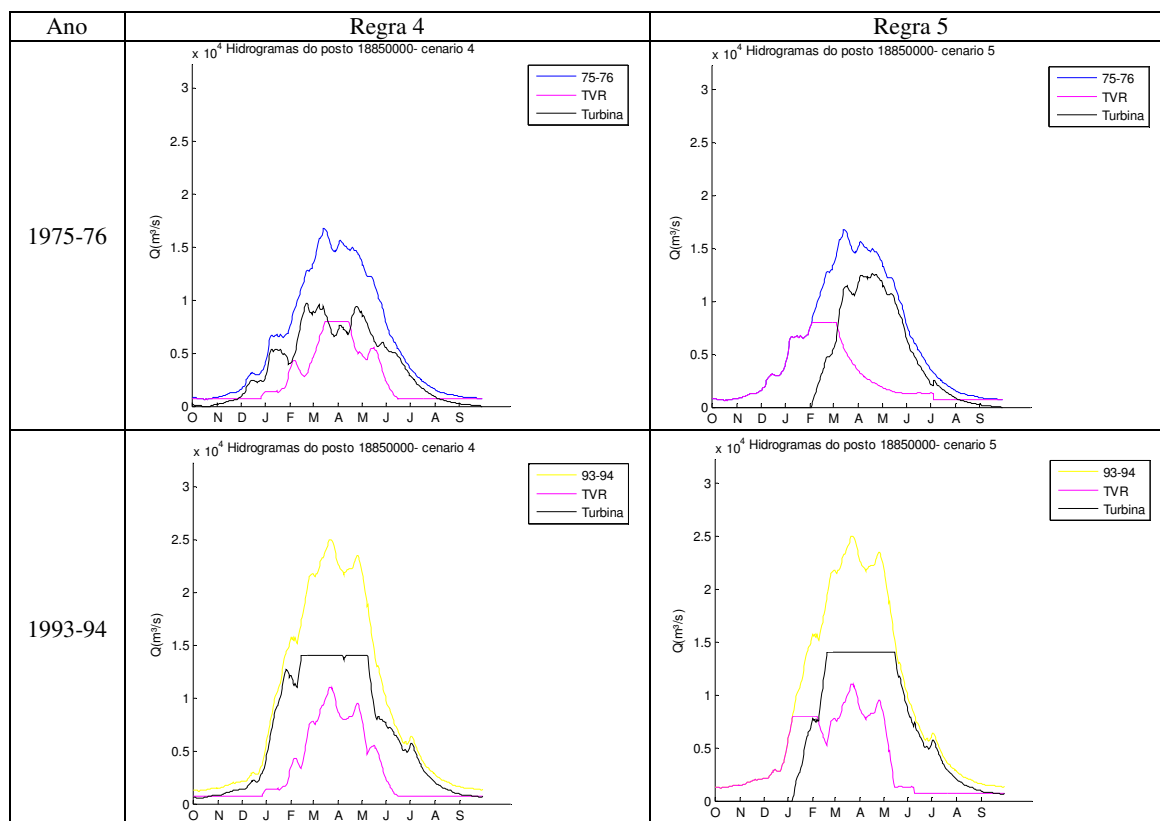
**Figura 20.** Perda de Potência Média em relação à máxima produção possível, *i.e.*, produção à partir de toda vazão afluente, em relação à aplicação da norma DNAEE 02/1984 e à aplicação do “hidrograma mínimo” proposto nos Estudos de Viabilidade.

As regras de aplicação de vazões naturais (1-3, 12 e 14) apresentaram maiores perdas com relação às demais regras.

A regra com variação inter-anual natural apresentou maior produção que a adoção fixa dos regimes hidrológicos naturais com 1,6 e 2,4 anos de recorrência (respectivamente, regras 2 e 3).

A perda de produção com a aplicação das vazões propostas no EIA (regra 11) foi pouco superior à adoção da  $Q_{90}$  (regra 9). Em relação ao hidrograma mínimo, por exemplo, a perda de potência é de 9% para o “hidrograma ecológico de consenso”, enquanto que para a  $Q_{90}$  (regra 9) a perda é de 7%. As demais regras de vazões fixas resultam em perdas próximas às obtidas para a adoção do hidrograma mínimo (regra 7).

A antecipação do pico (regra 5) só se justifica pelo momento em que acontece sua máxima produção, uma vez que a regra 4 apresentou perdas bastantes menores. Isto porque, o excedente de vazões no período natural de cheias (regra 4) não é aproveitado pela limitação da vazão de turbinagem em anos com grandes cheias, além de a produção ser pequena no período de ascensão da cheia na regra 5, quando vazões são direcionadas ao TVR (Figura 21).



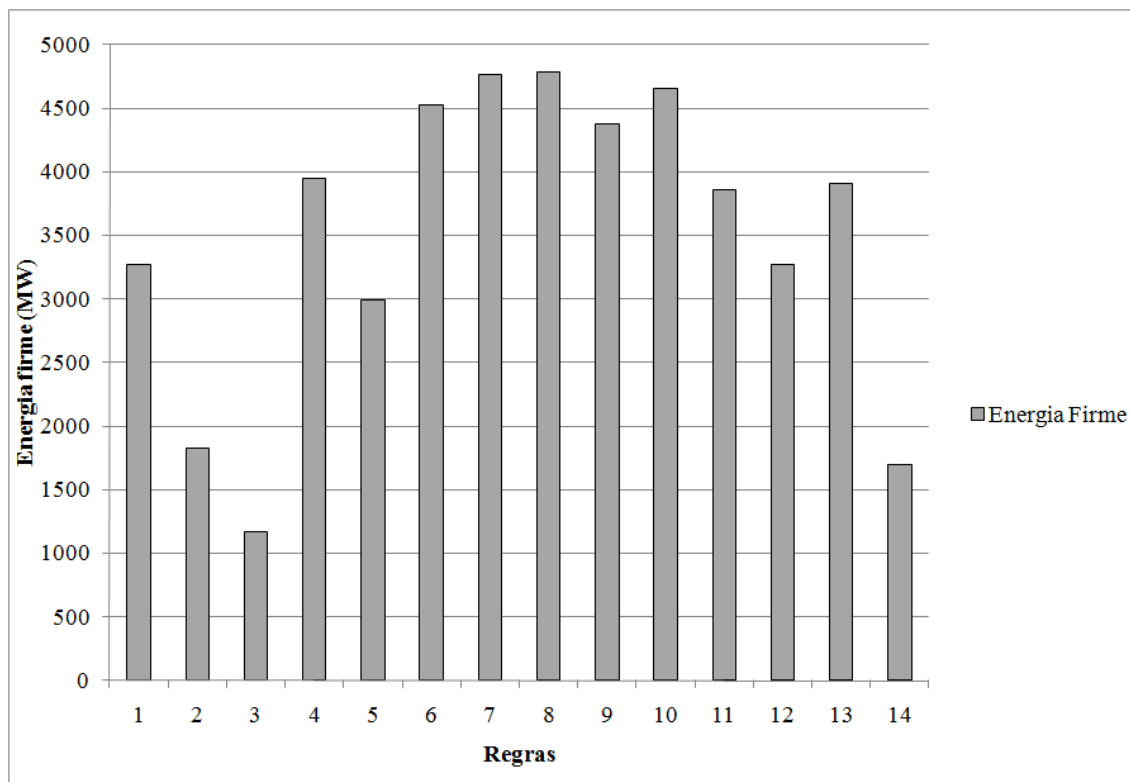
**Figura 21. Diferença inter-anual de vazões afluentes à geração de energia em função da antecipação do pulso de cheia.**

#### *Perda de energia firme*

Quanto à produção de energia firme de cada regra (Figura 22), a regra de maior proteção ambiental (regra 14), de acordo com as análises anteriores, apresenta perda de aproximadamente 3000 MW em relação ao hidrograma mínimo proposto nos Estudos de Viabilidade e de 2000 MW em relação ao “hidrograma ecológico de consenso” recomendado no EIA.

Esta regra (14) apresentou menor energia firme que todas as demais regras que empregam regimes hidrológicos naturais (regras 1, 2 e 12), exceto a regra com vazão máxima de 2,4 anos de recorrência (regra 3).





**Figura 22. Energia firme estimada de forma isolada ao SIN, mas para o seu período crítico.**

A aplicação da proposta do EIA (regra 11) resultou em perda de energia firme em relação à regra proposta nos estudos de viabilidades (regra 7) e em relação às regras de vazões fixas (regras 8-10). A regra de adoção da  $Q_{90}$  (regra 9), que mostrou resultar em menores alterações de índices eco-hidrológicos, apresentou ganho de produção de energia firme de aproximadamente 500 MW em relação à aplicação da regra do EIA (regra 11).

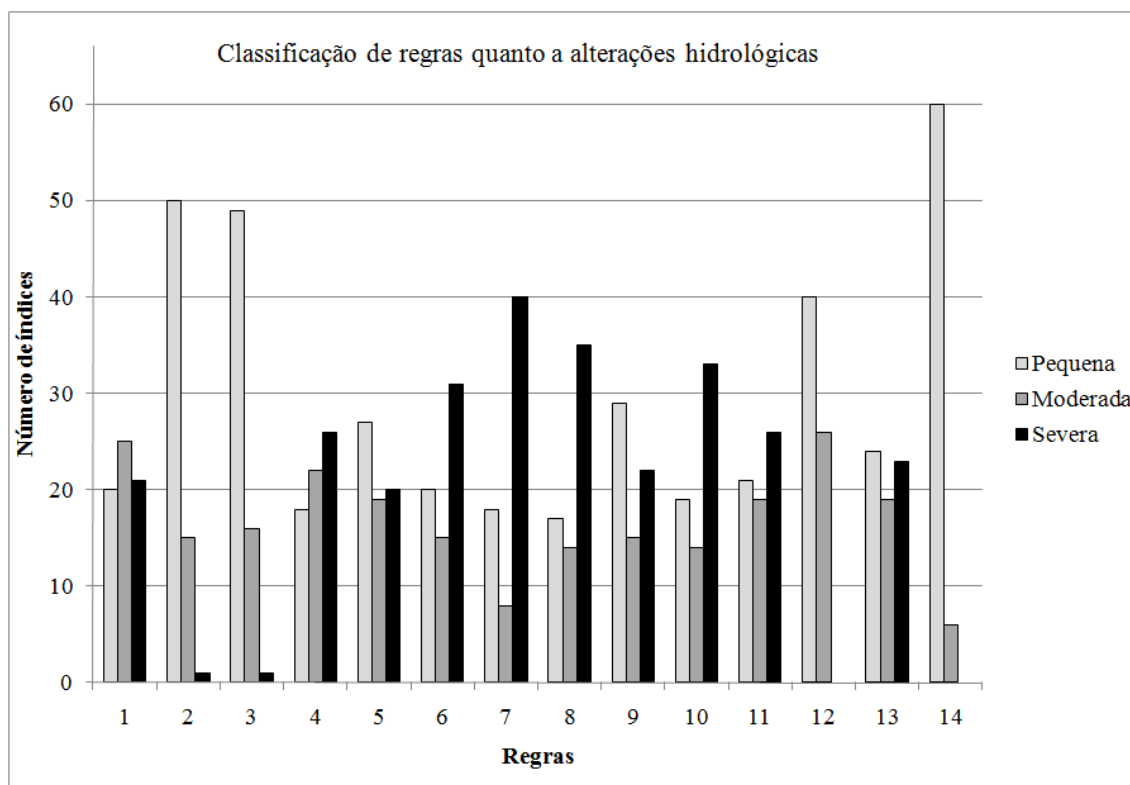
A antecipação do pico de cheia proposta na regra 5 resultou em diminuição de produção de energia firme em quase 1000 MW.

#### *Critério ambiental definido no EIA*

Dentre as regras analisadas, apenas o hidrograma mínimo sugerido nos estudos de viabilidade e as vazões constantes, quebraram, ainda que em uma única vez, o critério ambiental sugerido no EIA. O critério prevê danos ao ecossistema caso não haja no TVR ao menos uma cheia anual com magnitude igual ou superior a  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  e duração de 1 mês em dois anos consecutivos.

### Índices eco-hidrológicos

A análise de indicadores ambientais revelou<sup>7</sup> (Figura 23), como esperado, menor alteração do regime hidrológico para a aplicação da regra 14, o qual apresenta variação sazonal e inter-anual natural. O hidrograma mínimo proposto nos Estudos de Viabilidade (regra 7) apresentou o maior número de alterações severas, *i.e.*, com magnitudes superiores a 66% em relação ao regime de referência.



**Figura 23. Classificação de regras quanto a alterações no regime hidrológico do TVR.**

Em relação às regras (7-10), *i.e.*, “hidrograma mínimo” e regras de vazão baixa constante, a regra proposta no EIA<sup>8</sup> (regra 11) apresenta maior número de índices severamente modificados que a aplicação da  $Q_{90}$  (regra 9). A regra de aplicação da  $Q_{90}$  (regra 9), aliás, apresenta grau de modificação de índices comparável ao encontrado na regra de regime fixo com sazonalidade natural e vazão máxima de 1 ano de recorrência (regra 1) e à regra com pulso antecipado de cheia (regra 5). A  $Q_{90}$  apresentou menores alterações que o “hidrograma ecológico de consenso” nos 6 meses de menores vazões médias e nas vazões mínimas, embora tenha resultado em maiores alterações da variabilidade do gradiente de vazões.

<sup>7</sup> Para maior detalhamento dos resultados, consulte o anexo B.

<sup>8</sup> Para inspecionar regimes resultantes da aplicação do “hidrograma mínimo” e da  $Q_{90}$  consulte o anexo D.

A regra com pulso antecipado de cheia (regra 5) teve menor número de índices severamente modificados em relação à regra com pulso de  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  do EIA (regra 4), uma vez que as vazões nos meses de ascensão do hidrograma seguem o comportamento natural na volta grande do Xingu.

#### 4.1.6 Discussão

Os resultados sugerem bom desempenho do método proposto por terem os índices apresentado menores alterações hidrológicas quando do prognóstico de impactos de aplicação de vazões ambientais que prescrevem a manutenção da variabilidade sazonal e inter-anual natural (regra 14) em relação à adoção de regras de vazões baixas constantes (regras 8-10). Observe que neste estudo, adotou-se uniformidade de pesos aos índices sugeridos no IHA, em função da não-utilização de informações ecológicas.

Neste estudo, a escolha por adoção de regras de vazões já aplicadas ou sugeridas agilizou o procedimento de elaboração de regras de vazões ambientais. Sugere-se para aplicações que busquem menor incerteza quanto ao atendimento de objetivos de vazões ambientais que a elaboração de regras de vazões ambientais deve ponderar a manutenção de aspectos de regimes hidrológicos com maior relevância para ecossistemas em função da comparação de impactos de alteração em bacias fisiograficamente similares. Este tipo de análise pressupõe estudos intensivos de coleta de informações e de conhecimento de processos ecológicos, antropológicos e econômicos que demandam tempo e dedicação de profissionais à região. Por esta perspectiva e com base no conhecimento de respostas da sociedade e de ecossistemas a condições hidrológicas já ocorridas, sugere-se a adoção de regimes hidrológicos ocorridos como potenciais regras de vazões ambientais em estudos futuros.

Quanto aos resultados, a adoção de variação inter-anual natural de regimes hidrológicos acarreta em impactos praticamente similares à adoção do regime com sazonalidade natural de 1,6 anos de recorrência de vazão máxima. O regime fixo anual com sazonalidade observada e vazão máxima com 1 ano de recorrência apresentou maiores alterações do regime hidrológico em relação às regras com consideração de variação de vazões observadas. Inclusive, observa-se que alterações obtidas da aplicação da regra 1 são comparáveis às obtidas quando da aplicação das vazões ambientais propostas no EIA, assim como da  $Q_{90}$ .

A consideração de variação inter-anual de vazões também resultou desempenho equivalente à adoção de regime fixo de vazões com sazonalidade natural e recorrência de vazão máxima de 1,6 anos quanto às perdas de potência média e de energia firme.

Não adotar variação inter-anual resulta em menor esforço para operação e regulação de usos de recursos naturais e, dentre as regras com variação de regimes hidrológicos, pressupõe-se que tenham operação e regulação mais fácil as que dependem do volume hídrico do ano anterior em relação a regras com variação a partir da previsão de volume hídrico.

A antecipação do pulso de cheias propostas no EIA não apresentou grandes alterações em relação à sua ocorrência em período usual quanto à alteração do hidrograma. No entanto, obteve-se menor potência média e energia firme, em função da limitação da vazão de turbinagem, o que leva o excedente de vazões ao TVR.

Maior alteração dos índices da aplicação do “hidrograma ecológico de consenso” proposto no EIA do que da aplicação da  $Q_{90}$  sugere que o pulso de cheia considerado não resulte em diminuição significativa de impactos em relação à adoção de uma regra de vazão constante, também em função das características de operação do reservatório que adiciona às vazões ambientais prescritas ao TVR o excedente de vazão não-turbinada. Potencial explicação para este resultado é o pequeno número de elementos do regime hidrológico com relevância para o ecossistema na definição do “hidrograma ecológico de consenso” em relação ao número de elementos levantados no estudo de hídricas demandas de peixes pelo método DRIFT no Lesoto (Arthington et al., 2003). A possibilidade de o método de análise ser a razão para tais resultados acaba por ser anulada por ser o regime bastante similar no TVR quando da aplicação da  $Q_{90}$  e do “hidrograma ecológico de consenso”, como se observa no ANEXO D, e nos resultados de índices detalhados no ANEXO B e sintetizados na Figura 23. A  $Q_{90}$  apresenta melhores resultados quanto à magnitude de vazões médias dos 6 meses com vazões mais baixas e das mínimas anuais, além de piores resultados para a representação da variabilidade do gradiente de vazões. Além disso, a  $Q_{90}$  apresentou maior produção energética e de energia firme. No entanto, a  $Q_{90}$  quebra o critério ambiental proposto no EIA em 1 ano, o qual prescreve liberação de pulso de cheia de  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  por um mês, caso no ano anterior este critério não tenha sido atendido. Isto porque a limitação da vazão de turbinagem leva a operação do reservatório a verter o excedente ao TVR, havendo quase sempre vazões resultantes da adoção da  $Q_{90}$  equivalentes ao pulso prescrito no EIA.

Há, no entanto, que se observar a quantidade de informação considerada para recomendação do regime proposto no EIA. Observe que o levantamento de demandas hídricas ambientais parece “fotográfica”, ao constatar, em um único momento (fevereiro de 2008), a existência de ovas e larvas de peixes para vazão de  $8000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , em vez de considerar todo o “filme” ocorrido ou a ocorrer, *i.e.*, a seqüência de condições ambientais, para que as larvas pudessem existir no momento do levantamento de informações em campo ou possam progredir.

Com isto, a recomendação do “hidrograma ecológico de consenso” pressupõe a capacidade do ecossistema se manter (a) sem eventos de cheia com magnitude natural (a menor cheia registrada é de  $12627 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ), possivelmente, (b) sem que a cheia inunde a planície em todos os anos, *c.*  $8000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  em alguns pontos segundo o EIA ou evento de 1,5-2 anos de recorrência segundo estudos de morfologia fluvial (Trush et al., 2000), além de (c) desconsiderar outros aspectos do regime (Poff et al., 1997), *e.g.*, período (inter-anual) de ocorrência, freqüência e forma de eventos hidrológicos (velocidade de ascensão e recessão de eventos).

O limitado número de aspectos a serem observados para conservação ambiental lembra a limitação das recomendações de painéis de especialistas, nas quais a recomendação de vazões parte da agregação de eventos hidrológicos para a elaboração de regimes de vazões ambientais. Como relatado anteriormente, esta técnica tem propensão a recomendar vazões ao ambiente de forma limitada pela incerteza quanto às relações entre ecologia e hidrologia (Postel & Richter, 2003, pg 58).

Estes resultados suscitam maiores investigações (a) quanto ao efeito que cada aspecto do regime representado nos índices exerce nos ecossistemas locais, o que neste estudo considerou terem pesos similares, (b) quanto à relevância social da escolha de vazões próximas a valores naturais e (c) quanto às premissas e objetivos de atribuição das diferentes vazões no regime proposto.

Um ponto interessante a considerar é que, se a adoção do hidrograma mínimo proposto nos estudos de viabilidade já resultava em duvidosa viabilidade econômica do empreendimento, mostra-se necessário rever o projeto, mesmo com a adoção da regra proposta no EIA.

## 4.2 ANÁLISE DO GRAU E EXTENSÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS DO APM MANSO

O estudo de caso do AHE Belo Monte apresentou a aplicação das técnicas de elaboração de regras de vazões ambientais, sua simulação e avaliação de impactos, as quais fazem parte do método proposto nesta tese. Por não existir impactos significativos da atuação antrópica no regime hidrológico para o rio Xingu, não se mostrou necessário diagnosticar as alterações hidrológicas de cada aspecto do regime de vazões. Além disso, no prognóstico de impactos pela adoção de cada regra foi adotado o regime de vazões naturais na única seção em estudo, como referência para avaliar alterações de regime hidrológico.

O presente estudo de caso objetivou complementar a aplicação da metodologia proposta ao caracterizar a extensão e o grau de impactos de atividades antrópicas presentes, especificamente resultantes da operação do reservatório APM Manso. No estudo, as informações de mais de uma estação fluviométrica foram utilizadas no diagnóstico de impactos, bem como, mais de uma estação fluviométrica no percurso do rio teve informações de vazões analisadas para diagnosticar impactos. O conjunto de índices hidrológicos aplicados na análise foi reduzido para considerar apenas a magnitude e o período de ocorrência de eventos extremos anuais, os quais apresentaram maiores modificações em estudos em rios americanos (Poff et al., 2007). Em específico, buscou-se identificar se a operação do APM Manso afeta a hidrologia da região de planície do Pantanal.

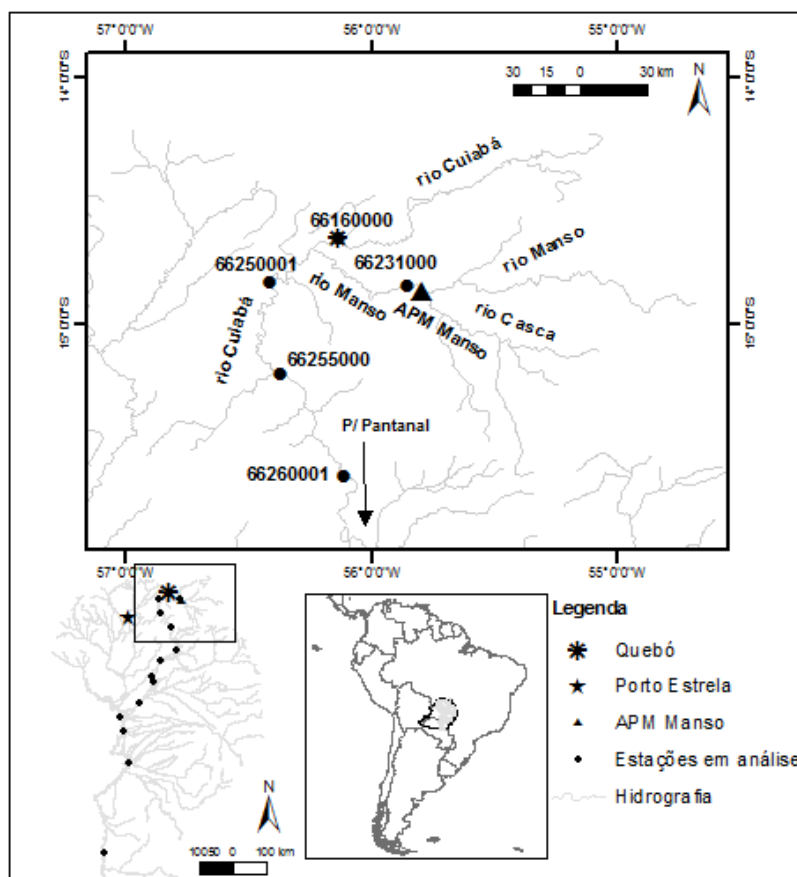
### 4.2.1 APM Manso

#### *Localização*

O Aproveitamento Múltiplo (APM) Manso foi instalado em rio homônimo (Figura 24), um tributário do rio Cuiabá, que drena à região de planície do Pantanal brasileiro. O reservatório situa-se no município de Chapada dos Guimarães, à nordeste de Cuiabá, a capital do estado do Mato Grosso, região Centro-Oeste do Brasil, entre os paralelos 14°40' e 15°20' S e os meridianos 55°20' e 60°00' W, barrando vazões originais de uma bacia de 9265 km<sup>2</sup>.

O Pantanal brasileiro é uma das mais extensas e ainda relativamente preservadas terras úmidas do planeta (Da Silva, 2000; Junk & Cunha, 2005), abrangendo *c.* 150.000 km<sup>2</sup> de área de planície do Alto Paraguai que drena o Cerrado. Condições climatológi-

cas propiciam um pulso monomodal (Junk & Cunha, 2005), função de força do Pantanal (Junk, 2000; Junk & Cunha, 2005), criando grande diversidade de habitat e, conseqüentemente, grande biodiversidade, incluindo a mais rica avifauna de terra úmida do mundo e várias espécies ameaçadas (Da Silva, 2000). Além do valor ecológico, a diversidade de paisagem confere ao Pantanal alto valor estético como um parque paisagístico, além de providenciar água, controlar cheia (Swarts, 2000) e ser propício ao transporte fluvial (Harris et al., 2005).



**Figura 24. Localização do reservatório APM Manso e estações fluviométricas do estudo.**

Embora o Pantanal tenha sido declarado Patrimônio Nacional (Brasil, 1988), proclamado em 1993 pela UNESCO como sítio Ramsar e em 2000 como uma Reserva Mundial da Biosfera (Junk et al., 2006), somente 2,5% da Bacia do Alto rio Paraguai (BAP) está formalmente protegida (Harris et al., 2005), e múltiplos usos de recursos naturais estão planejados para o restante da bacia. Planos inter-governamentais (Bolívia, Brasil e Paraguai) para desenvolver a região têm intensificado a exploração de recursos naturais, acelerados pela construção de ruas e linhas de transmissão de energia elétrica objetivando integrar a região ao programa nacional de desenvolvimento (Junk & Cunha, 2005).

Estas mudanças estimularam o desenvolvimento agrícola da região (Swarts, 2000), principalmente na área de planalto (região de Cerrado) onde existem grandes fazendas, principalmente de criação de gado. Além disso, mineração de ouro começou a ser explorada na planície perto da cidade de Poconé nos anos 80 (Junk & Cunha, 2005). Existem planos para construir a hidrovía Paraná-Paraguai para conectar esta área interiorana com o Oceano Atlântico, que facilitaria a navegação comercial e transporte de grãos.

### *Projeto*

Um evento de cheia em 1974, com 9,9 m de elevação com relação à condição de estiagem, impactou seriamente a cidade de Cuiabá. Este evento extremo, associado à tradição e interesse brasileiro em geração hidrelétrica (Gomes et al., 2002; Rosa, 2007) resultaram na proposição do aproveitamento múltiplo (APM; Figueiredo, 2007).

Hidroeletricidade, controle de cheia, abastecimento de água à agricultura, turismo, pesca e recreação foram definidos como objetivos (Umetsu, 2004) para a instalação e operação do reservatório APM Manso.

O projeto do APM Manso apresenta um muro de 72 m de altura, inundando 427 km<sup>2</sup> com  $73 \cdot 10^8$  m<sup>3</sup>, que produz um tempo de residência de 429 dias. Deste volume,  $29 \cdot 10^8$  m<sup>3</sup> são usados na produção de eletricidade em turbinas com 210 MW de capacidade de geração de energia (4 x 53 MW; Furnas, 2003).

Em um estudo conduzido antes da instalação da barragem, Valeiro (*apud* Hylander et al., 2006) estimou que o projeto proposto mal controlaria cheias, *i.e.*, somente 20% das cheias que chegam a Cuiabá provém da bacia das vazões do rio Manso.

Além disso, o estudo de impacto ambiental do APM Manso foi, talvez, o primeiro do tipo no Brasil. A falta de conhecimento quanto a potenciais efeitos de barragens no ambiente e o seu alto custo estiveram dentre os fatores principais para o longo período entre sua proposição (fim dos anos 70) e licenciamento à construção (1987), instalação (1996) e operação (novembro de 1999).

Um novo evento de cheia em 1996 causou impactos e serviu como argumento para o licenciamento da barragem, embora ainda este esteja sob controvérsia. A geração hidrelétrica iniciou no fim do ano 2000 (Furnas, 2003), com sua última turbina começando a operar somente em 2002.



A liberação de uma cheia fora do seu período comum de ocorrência em outubro 2002, no entanto, foi responsável por perda de cabeças de gado e impacto na comunidade local (Germano, 2003), re-abastecendo a polêmica quanto à necessidade da obra.

#### 4.2.2 Aplicação da metodologia: Caracterização da região

##### *Hidrologia*

Como não se dispunha de informações de vazões naturais para as estações à jusante da APM Manso, foram selecionadas treze estações fluviométricas com dados medidos (Quadro 11) que tivessem registros nos períodos antes e após enchimento e início da operação do reservatório, *i.e.*, 1999 e 2000, além de duas estações para servir de referência (Porto Estrela e Quebó), as quais se situam à montante de confluência de seus rios com rios que recebem afluência de Manso.

**Quadro 11. Características físicas e distribuição temporal dos registros das estações de referência e em análise.**

Nome	Rio	Código	Área <sup>a</sup> (km <sup>2</sup> )	Distância (km)	Intervalo de dados (anos) <sup>c</sup>	
					Antes	Após
Porto Estrela	Paraguai	66015000	12,319 <sup>b</sup>	-	-	-
Quebó	Cuiabá	66160000	4,129 <sup>b</sup>	-	-	-
Faz. Raizama	Manso	66231000	9,571 <sup>b</sup>	15	82-86,82-90	02-05
Rosário Oeste	Cuiabá	66250001	15,908 <sup>b</sup>	122	74-86,79-89	01-05,01-07
Acorizal	Cuiabá	66255000	19,458 <sup>b</sup>	197	72-86,79-93	01-05,01-07
Cuiabá	Cuiabá	66260001	23,226 <sup>b</sup>	266	72-86,79-93	01-05,01-07
Barão do Melgaço	Cuiabá	66280000	27,050 <sup>b</sup>	402	72-84,79-84	01-05
Porto Cercado	Cuiabá	66340000	35,309 <sup>c</sup>	490	72-86,79-88	01-02
São João	Cuiabá	66360000	38,920 <sup>d</sup>	597	72-86,79-86	01-04
Ilha Camargo	Cuiabá	66370000	39,576 <sup>c</sup>	613	94-97,95-97	01-04
Porto do Alegre	Cuiabá	66750000	102,750 <sup>b</sup>	730	72-86,79-88	01-05
Amolar	Paraguai	66800000	233,900 <sup>c</sup>	815	72-86,79-87	01-05,01-06
São Francisco	Paraguai	66810000	243,000 <sup>b</sup>	865	72-86,79-88	03-04
Porto da Manga	Paraguai	66895000	316,000 <sup>b</sup>	1067	72-85,79-85	01-04
Porto Murtinho	Paraguai	67100000	474,500 <sup>b</sup>	1509	72-86,79-93	01-02

<sup>a</sup>para algumas estações há incertezas quanto à área de drenagem devido à topografia local; Fontes de dados: <sup>b</sup>ANA, 2009; <sup>c</sup>ANA, 2007; <sup>d</sup>ANA et al., 2005; <sup>e</sup>Primeiro intervalo foi incluído em avaliações com Porto Estrela como posto de referência, e o segundo, com Quebó. Onde só existe uma informação, o mesmo período foi aplicado para ambos os postos.

Considera-se que os postos de referência (Figura 24) possuem fisiografia similar, o que reduz efeito de diferença climática ao adotar períodos pré e pós instalação e enchimento. A estação Quebó situa-se no rio Cuiabá, a cerca de 15 km à montante da confluência com o rio Manso, enquanto a estação Porto Estrela situa-se no rio Paraguai.

Sub-séries de registros hidrológicos de estações de referência foram geradas (Quadro 11) com o mesmo período e tamanho de série de dados de estações em análise para antes e após a instalação do reservatório, também com o intuito de diminuir efeitos climáticos. Observe que foram incluídas estações com registros inferiores a 20 anos

(recomendação de Richter et al., 1997) pois este critério limitaria a análise, uma vez que a barragem tem apenas 10 anos de construída.

Com base nas vazões mínimas, médias e máximas anuais para o posto Quebó (Figura 25), observa-se que o período climático pós-instalação do APM Manso é de generosidade hídrica regular. Isto implica que análises estão limitadas a condições de generosidade hídrica regular, o que pode não ter resultados similares em anos com maior ou menor generosidade hídrica.

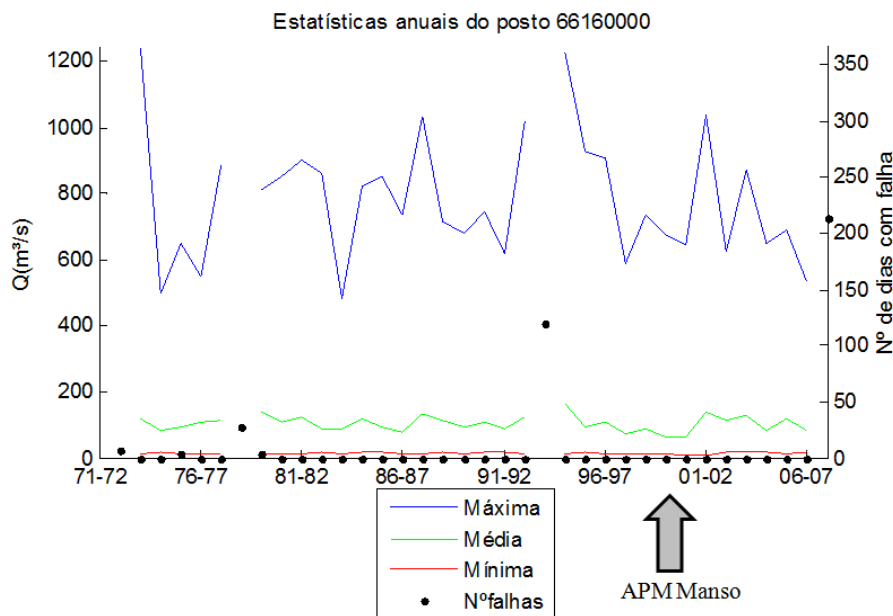


Figura 25. Vazões máximas, médias e mínimas anuais no posto Quebó.

Para o estudo, optou-se por utilizar índices hidrológicos do IHA (Richter et al., 1996) que representam a magnitude e o dia de ocorrência de eventos de cheia e estiagem (seguindo observações de Poff et al., 2007). Por este motivo, foram selecionados intervalos contínuos, que incluíssem anos Julianos completos, *i.e.*, dias 1 a 365, com no máximo 5 dias de falha por mês, o que reduziu a extensão de dados já escassos em prol da diminuição da tendenciosidade na detecção de eventos extremos anuais. Além disso, transformou-se a informação para vazões específicas pela divisão da vazão pela área da bacia contribuinte com o intuito de diminuir o efeito da magnitude das vazões nas análises.

A avaliação de impactos da barragem foi realizada por meio da expressão:

$$Dam = (press - postss) - (prebs - postbs) \cdot \alpha \quad (1)$$

onde Dam significa potencial efeito do reservatório, *press* e *postss* são índices de antes e após reservatório para estações em estudo, *prebs* e *postbs* são índices de antes e

após reservatório para estações de referência e  $\alpha = press \cdot prebs^{-1}$  para análise de magnitude e  $\alpha = 1$  para análise de dia de ocorrência de eventos extremos.

Efeitos do reservatório foram considerados até que, em uma análise de montante para jusante, seu valor mudasse de sentido ou fosse amplificado. Alteração de sentido significa que o efeito do reservatório é detectado até algum ponto entre as estações em estudo. Amplificações significam que algum outro fator pode estar influenciando a análise. Análises de significância de alterações não foram realizadas pelo pequeno tamanho das amostras.

Uma vez que não existe recomendação ecológica para definir indicadores de estado dos corpos d'água, foi arbitrado (*sensu* Richter et al., 1998) que 1 e 2 semanas de diferenças de data de ocorrência de eventos serviriam para caracterizar mudanças pequenas, moderadas e severas, e que 10 e 25  $l \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$  para vazão máxima e 1 e 3  $l \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$  para vazão mínima.

#### 4.2.3 Resultados

A Tabela 3 resume os resultados de análises hidrológicas de alteração de magnitude e dia de ocorrência de vazão máxima e mínima específica em cada posto em análise.

**Tabela 3. Efeitos hidrológicos médios do APM Manso em eventos extremos.**

Posto (código)	qmax( $l \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$ )		dmax(days)		qmin( $l \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$ )		dmin(days)	
	bs1	bs2	bs1	bs2	bs1	bs2	bs1	bs2
66231000	-97(H)	-53(H)	21(H)	-11(M)	7(H)	5(H)	-139(H)	-144(H)
66250001	-14(M)	3	-6	-42	5(H)	3(M)	18	-6(M)
66255000	-28	0	-6	-34	4(H)	2(M)	18	-12
66260001	-7	7	8	-35	2(M)	0	-6	-7
66280000	8	10	0	-61	3	1	7	-16
66340000	-3	-2	-14	-72	1	1	-33	-39
66360000	1	3	18	-20	1	1	9	-4
66370000	0	3	23	5	1	0	-21	21
66750000	-2	1	-5	-50	0	-1	14	-17
66800000	-1	1	14	-22	0	-1	9	-21
66810000	-3	-2	20	-8	0	-1	152	152
66895000	-2	-2	47	15	0	-2	-29	-47
67100000	-3	-5	-32	-91	-1	-1	27	15

onde bs1 e bs2 representam, respectivamente, as estações de referência Porto Estrela e Quebó, qmax e qmin, vazão média máxima e mínima, e dmax e dmin, dias julianos de vazão máxima e mínima. Valores negativos denotam diminuição de magnitude ou antecipação. Letras em parênteses classificam efeitos em alto (H) ou moderado (M)

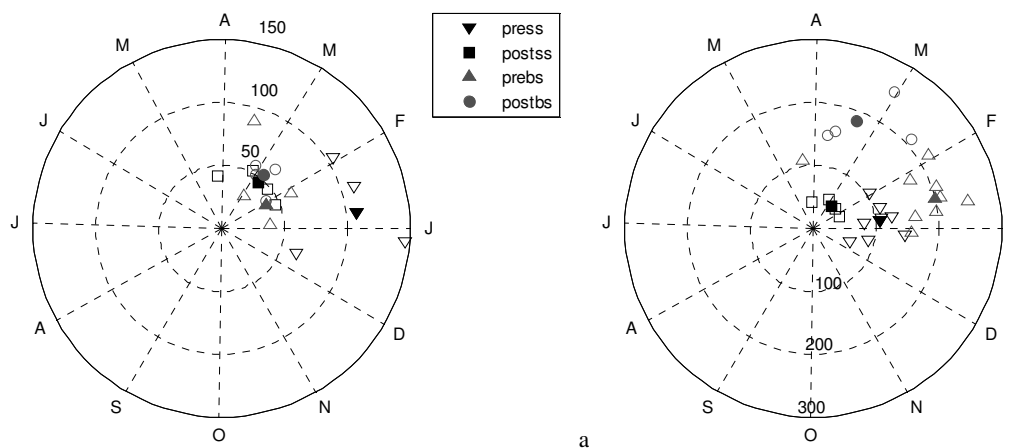
Observa-se que a operação do APM Manso pode estar diminuindo vazões máximas até a cidade de Rosário Oeste, *c.* 122 km à jusante, ou mesmo um pouco mais à jusante, como revelou a análise contra a estação de Porto Estrela. Os efeitos nas vazões mínimas podem ter sido de aumento até a cidade de Cuiabá, *c.* 266 km à jusante.

Quanto às mudanças de dia de ocorrência de eventos, os resultados quanto às vazões máximas não foram claros, uma vez que comparação contra Porto Estrela e Quebó

mostra resultados opostos. Inspeccionando gráficos polares (Figura 26) que têm a magnitude e dia de ocorrência de vazões máximas representadas, respectivamente, no eixo radial e angular, e observando os intervalos de dados incluídos em cada análise (Quadro 11), sugere-se considerar os resultados obtidos do uso da estação Quebó como referência, uma vez que abrange maior quantidade de informações. Para este posto de referência, observa-se alguma antecipação das vazões máximas pelo menos até a confluência do rio Manso com o rio Cuiabá.

Alguma antecipação é também observada para vazões mínimas até ao menos a confluência do rio Manso com o rio Cuiabá, *c.* 15 km à jusante do APM Manso.

Estes resultados sugerem que não há alteração clara propagada até a planície pantaneira.



**Figura 26.** Gráfico polar de magnitude e dia de ocorrência da vazão máxima específica ( $l.s^{-1}.km^{-2}$ ) antes (press) e após (prebs) APM Manso no posto Fazenda Raizama contra as estações de referência Porto Estrela e Quebó (postss e postbs). Valores medianos foram preenchidos, os demais representam a informação de cada ano.

#### 4.2.4 Discussão

O estudo mostrou que a capacidade do método em caracterizar a hidrologia regional depende da disponibilidade de informações. No entanto, a flexibilidade observada ao realizar análises por meio de comparação a informações de outras seções fluviométricas confere maior poder de aplicação do método.

Os resultados da avaliação de alteração hidrológica com base em dados escassos, *e.g.*, as informações do posto Fazenda Raizama, não devem ser interpretados como conclusivos, mesmo porque as informações disponíveis não são representativos da variabilidade hidrológica natural.

A ausência de análise de similaridade de regimes naturais entre o posto com série em análise em relação aos postos de referência é a principal vulnerabilidade do estudo, associado à quantidade exígua de informações pós-instalação do reservatório.

Os resultados apontaram para alterações hidrológicas coerentes com a operação do reservatório, *i.e.*, elevação de vazões mínimas e diminuição de vazões máximas, como em estudos nos Estados Unidos (Poff et al., 2007), com potencial relevância de alteração do regime apenas para o rio Manso. Isto significa dizer que tanto impactos positivos como negativos do controle de vazões máximas restringem-se, possivelmente, à confluência com o rio Cuiabá, enquanto que para vazões mínimas, à cidade de Cuiabá.

Logo, impactos do reservatório APM Manso quanto à magnitude e o dia de ocorrência de vazões extremas anuais podem não estar chegando à planície do Pantanal. Estas não excluem a possibilidade de que pode não estar sendo atendido o principal argumento pró-construção do empreendimento, no caso o controle cheias na cidade de Cuiabá.

## 5 Conclusões

A revisão da literatura apontou ser a conservação do regime hidrológico natural o fator mais influente na conservação de ecossistemas e de serviços ambientais associados. Por outro lado, alterações ao regime hidrológico podem ser inevitáveis, em virtude de atividades humanas. Da necessidade de dirimir conflitos de interesses surgiu o instrumento vazões ambientais, como meio de direcionar usos de recursos hídricos em bacias para a manutenção em corpos d'água de regimes hidrológicos que possibilitem maximizar a produção de atividades antrópicas e de serviços ambientais.

Como a implementação de diferentes regras de vazões ambientais resulta em diferentes alterações de regimes hidrológicos, e por conseqüência, em diferentes graus de conservação de ecossistemas e de produção de serviços ambientais, buscou-se nesta tese, propor método para escolha de vazões ambientais.

O método proposto subsidia a seleção dentre regras de vazões ambientais ao direcionar a proposição de regras de vazões ambientais e qualificar os impactos de adoção de cada regra, mesmo em regiões com escassez de informações sobre a relação entre hidrologia, ecossistemas e sociedade. Com isso, o estudo auxilia à gestão de meio ambiente e de recursos hídricos ao encaminhar a definição de quais vazões e em que períodos devem ser mantidas no corpo d'água, e logo, quais e quando não podem ser exploradas por usos antrópicos.

O método é composto por cinco módulos nos quais (a) se conceitua as premissas do estudo, (b) caracteriza-se a região e (c) o estudo, incluindo objetivos e metas das vazões ambientais, regras em discussão e as técnicas para (d) avaliar os impactos de adoção de cada regra e, finalmente, (e) escolher a regra a ser aplicada.

O método apresenta grande aplicabilidade por sua flexibilidade quanto (a) aos dados necessários, por permitir a utilização de dados de estações de outros corpos d'água cujos regimes hidrológicos também servem de referência; (b) ao grau de alteração dos corpos d'água sob estudo, por ser aplicável em locais conservados ou não, e; (c) à natureza de intervenções nos corpos d'água sob estudo, não se limitando ao estudo de hidrelétricas, uma vez que o método requer apenas os regimes hidrológicos resultantes da adoção de regras de vazões ambientais às intervenções, independente do método e modelo de simulação numérica adotados.

Diferentemente dos métodos tendenciais para escolha de vazões ambientais (DRIFT e ELOHA), o método proposto nesta tese apresenta procedimento menos crite-

rioso, e por conseguinte, menos metuculoso, na proposição de vazões ambientais em função de não avaliar relações entre hidrologia, ecologia e economia. Ao não avaliar a função que rege a relação entre hidrologia, ecologia e economia localmente, o que se faz indiretamente é assumir a existência de uma relação linear, *i.e.*, quanto maior a alteração hidrológica, maior a degradação de ecossistemas e maior a perda de produção de serviços ambientais, uma possibilidade sustentada na base do método ELOHA. Em compensação, esta simplificação resulta em perda de confiabilidade da informação gerada em função das incertezas inerentes à definição de que a relação entre hidrologia, ecologia e economia é linear. Com isso, responde-se a questão sobre a viabilidade de escolher vazões ambientais em regiões com escassez de informações ecológicas, onde o estudo se mostra viável, embora com perda de confiabilidade nas conclusões obtidas.

O método é marcado pela transparência de critérios para apontar quais regras de vazões ambientais resultam em maiores impactos, uma vez que no item de conceituação se define as premissas que norteiam o estudo, assim como, define-se preliminarmente os objetivos e metas das vazões ambientais e utiliza-se índices para avaliar impactos. Dessa forma, pode-se avaliar, por exemplo, se a adoção de regras de vazões ambientais constantes resultam em impactos mais significativos que a adoção de regras de vazões sazonais. Os estudos para o AHE Belo Monte, apontaram, por exemplo, que não apenas a sazonalidade, como proposto no EIA, deve ser considerada, mas também outros aspectos do regime como a magnitude dos eventos hidrológicos.

O método apresenta ainda a possibilidade de aplicar uma abordagem participativa e colaborativa na definição de objetivos e metas de vazões ambientais, aspecto advogado pelos proponentes do método MESA como mais propenso à aceitação pela comunidade.

Observou-se como resultado da aplicação do método a possibilidade de estimar impactos de regras de vazões ambientais na produção de energia e, preliminarmente, na conservação de ecossistemas e na produção de serviços ambientais. Deve-se considerar, no entanto, que sua aplicabilidade depende da representatividade das informações hidrológicas e que incertezas quanto à forma da relação entre hidrologia, ecologia e economia inviabilizam estimativas mais confiáveis do grau de conservação de ecossistemas e de produção de serviços ambientais.

De forma geral, o método pode ser classificado como um método hidrológico para escolha de vazões ambientais, cuja confiabilidade depende da representatividade de dados hidrológicos e da aproximação de relações hidrologia, ecologia e economia de

uma função linear, onde maiores alterações hidrológicas, resultam em degradação de ecossistemas e perda de produção de serviços ambientais.

#### *Aplicação do método ao AHE Belo Monte*

O estudo de aplicação do método ao AHE Belo Monte contou com a proposição de um conjunto de regras de vazões ambientais a saber:

- Regras já aplicadas, *e.g.*, vazões baixas constantes ( $Q_{90}$ ,  $Q_{7,10}$  e a aplicação da norma 02 do DNAEE de 1984);
- Regras de vazões sugeridas nos estudos de viabilidade (“hidrograma mínimo”) e no estudo de impactos ambientais (“hidrograma ecológico de consenso”);
- Regras elaboradas a partir de modificação desta última, *e.g.*, a manutenção de regra fixa em vez da variação inter-anual sugerida ou mesmo antecipação do pulso de cheia para produção energética em período de maior demanda por produção do sistema interligado nacional;
- Regras que replicavam o comportamento de alguns anos hidrológicos, selecionados em função do tempo de recorrência de suas vazões máximas;
- Regras que consideravam a variabilidade inter-anual de vazões.

No estudo, perda de energia firme, alterações do regime hidrológico no trecho de vazões reduzidas e de potência média no empreendimento para o período 1971-2005 foram aplicados para qualificar o grau de conservação ambiental e de produção de serviços ambientais e antrópicos.

A consideração de variações inter-anuais de vazões similares às naturalmente observadas resultaram em alterações hidrológicas equivalentes à adoção de regime fixo com sazonalidade natural e vazão máxima de 1,6 anos de tempo de retorno e em alterações hidrológicas menores que adoção de regime fixo com sazonalidade natural e vazão máxima de 1 e 2,4 anos de tempo de retorno. A perda de potência energética e de produção de energia firme também foram equivalentes. Conclui-se, portanto, que a incorporação da variação inter-anual natural na escolha de vazões apresenta resultado similar à adoção de regime fixo com sazonalidade natural e vazão máxima com tempo de retorno de 1,6 anos e superior à adoção de regimes com 1 ou 2,4 anos.

A adoção do “hidrograma ecológico de consenso” proposto no Estudo de Impactos Ambientais resultou em alterações hidrológicas comparáveis à adoção da  $Q_{90}$  e menores alterações que o hidrograma mínimo proposto nos estudos de viabilidade e que a



adoção da  $Q_{7,10}$  e da norma DNAEE 02/1984. A  $Q_{90}$  apresentou menores alterações para os 6 meses de menores vazões médias e para as vazões mínimas, embora apresente maiores alterações da variabilidade da forma (gradiente de vazões) dos eventos hidrológicos. Além disso, regimes oriundos da aplicação da  $Q_{90}$  quebram, por uma vez, o critério ambiental proposto no EIA, que consiste na manutenção de pulso de  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  por um mês pelo menos uma vez a cada dois anos. Observou-se ainda produção de maior potência média energética e energia firme com a aplicação da  $Q_{90}$ , sem perda da navegabilidade no trecho, garantida no EIA se as vazões permanecerem acima de  $700 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Conclui-se, portanto, que a regra proposta no EIA pode não apresentar maiores benefícios ambientais que a adoção da  $Q_{90}$ , caso a quebra do critério ambiental não resulte em dano significativo do ecossistema.

Esta conclusão se explica pelo volume de vazões redirecionadas ao trecho de vazões reduzidas por excederem a capacidade das turbinas. Assim, alterações das cheias no trecho de vazões reduzidas pela adoção da  $Q_{90}$  se aproximaram às obtidas da adoção do “hidrograma ecológico de consenso”. Este resultado ressalta a diferença entre o regime prescrito na regra de vazões ambientais e o regime observado no corpo d’água em função da operação do reservatório.

Além disso, recomenda-se maior detalhamento dos estudos de dependência do ecossistema em relação ao regime hidrológico, como se adota nos estudos realizados no método DRIFT (Arthington et al., 2003) e mesmo em métodos anteriores (BBM, Holistic Approach, Expert Panel, Flow Restoration Methodology), inclusive comparando efeitos de diminuição de inundação da várzea com o pulso de cheia proposto no EIA em relação ao que ocorre anualmente e ao que aconteceria com a adoção da  $Q_{90}$ . Observe que no EIA não foi considerado o impacto de alterações de eventos de estiagens no ecossistema.

A antecipação do pulso de cheias propostas no EIA não apresentou grandes impactos em relação à sua ocorrência em período natural quanto à alteração de regimes hidrológicos. No entanto, obteve-se menor produção de potência média e energia firme, em função da limitação da vazão de turbinagem, a menos que se considere apenas os meses de maior demanda do sistema interligado nacional. Conclui-se, portanto, que a antecipação do pulso de cheia resulta em maior perda de produção anual de energia e que só deve ser aplicada mediante avaliação conjunta do sistema interligado nacional.

### *Aplicação do método ao APM Manso*

O estudo de caracterização hidrológica dos impactos de operação do APM Manso foi realizado para complementar a aplicação do método, pois se considerou haver atualmente alterações hidrológicas insignificantes na região da AHE Belo Monte.

O estudo consistiu em analisar o grau e a extensão de influência do reservatório na alteração do regime hidrológico à jusante, por meio de comparações a estações de referência situadas em regiões consideradas fisiograficamente similares.

Resultados do estudo de extensão longitudinal de impactos da operação do reservatório de Manso possibilitam concluir de modo preliminar que alterações de vazões máximas anuais ficam restritas ao rio Manso, enquanto que de vazões mínimas anuais se estendem até a cidade de Cuiabá. Não se pode tomar os resultados como conclusivos em função da quantidade e representatividade de dados para análises.

Salienta-se que foram considerados na análise apenas o dia de ocorrência e magnitude de vazões extremas, classificação arbitrária de alterações e informação restrita aos poucos anos após a construção do reservatório, representativos de clima regular, *i.e.*, nem secos nem úmidos.

Conclui-se, de maneira preliminar portanto, por não existir controle de cheias e estiagens à planície do Pantanal. Inclusive, a alteração de eventos de cheia pode não estar alcançando à cidade de Cuiabá, onde o controle de suas inundações era o maior argumento favorável à sua construção. Pode ser que para anos mais úmidos os resultados sejam diferentes.

### *Recomendações de estudos futuros*

O estudo desenvolvido ao longo desta tese aponta a necessidade de desenvolvimento de estudos para complementar e aperfeiçoar o método proposto. Alguns dos estudos passam a ser descritos.

Estudos em eco-hidrologia passam por análises estatísticas de variáveis derivadas de aspectos do regime hidrológico que têm relevância para ecossistemas. Estes estudos carecem de critérios para seleção de séries de informações hidrológicas, sendo interessante o desenvolvimento de pesquisa que avalie a distribuição temporal de dados de vazões necessária à diminuição de incertezas na caracterização eco-hidrológica de corpos d'água.

Com base na revisão bibliográfica para o desenvolvimento do método proposto, foi identificada a necessidade de estabelecimento de uma condição de referência a partir

da qual análises de alterações por atividades antrópicas são realizadas. Uma forma de estabelecer informações sobre condições de referência é a reconstituição de séries de vazões naturais, que para estudos em eco-hidrologia devem apresentar discretização diária, pelo menos.

Outro ponto a considerar é a quantidade de índices aplicados em estudos em eco-hidrologia, sendo de interesse identificar aqueles que sintetizem informação e melhor representem os aspectos do regime hidrológico com relevância para ecossistemas.

O método necessita de maiores estudos para estabelecer uma técnica de elaboração de regras de vazões ambientais, pois apenas sugere-se que se deveria seguir a resposta de ecossistemas às alterações do regime ecológico na definição de graus de modificação de cada aspecto do regime.

Um último estudo e que carece de maior esforço é o de quantificação de relações entre hidrologia, ecossistemas e sociedade, onde o monitoramento e a comparação de alterações hidrológicas, estado do ecossistema e de serviços ambientais em regiões de fisiografia similar podem ser o ponto de partida.

## 6 Referências

- Agostinho, Angelo Antonio. 2009. Impactos da regulação de vazão sobre a biota aquática. *Enfoque Ecológico Aplicado à Gestão de Recursos Hídricos*. Brasília, Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano do Ministério do Meio Ambiente.
- Agra, Sidnei Gusmão, Christopher Freire Souza, Luciano Meneses Cardoso da Silva, Gustavo Silva de Carvalho e Walter Collischonn. 2007. Inserindo o Hidrograma Ecológico no SINGREH. *XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. São Paulo, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- \_\_\_\_\_. 2008a. Inserindo o Hidrograma Ecológico no SINGREH. *62ª Reunião da Câmara Técnica de Procedimentos, Ações de Outorga e Ações Reguladoras*. Brasil. Brasília-DF, Conselho Nacional de Recursos Hídricos.
- \_\_\_\_\_. 2008b. Inserindo o Hidrograma Ecológico no SINGREH. *30ª Reunião da Câmara Técnica de Controle e Qualidade Ambiental*. Brasil. Brasília-DF, Conselho Nacional do Meio Ambiente.
- Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* **35**: 257-284.
- Amoros, C., A. L. Roux, J. L. Reygrobellet, J. P. Bravard e G. Pautou. 1987. A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers: Research & Management* **1**(1): 17-36.
- ANA, Agência Nacional de Águas. 2005a. *Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (2004-2013): síntese executiva com apreciação das deliberações do CBHSF aprovadas na III Reunião Plenária de 28 a 31 de julho de 2004*. 152.
- \_\_\_\_\_. 2005b. Diretrizes para análise e emissão de outorga de direito de uso de recursos hídricos para fins de lançamento de efluentes. Brasília-DF, ANA, Agência Nacional de Águas. **219**.
- ANA, Agência Nacional de Águas, Fundo Mundial para o Meio Ambiente GEF, Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente PNUMA e Organização dos Estados Americanos OEA. 2005. *Modelo de simulação hidrológica na bacia do Alto Paraguai*. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Porto Alegre-RS. 333.
- ANA, Agência Nacional de Águas. 2007. *Manual de Construção da Base Hidrográfica Ottocodificada: fase 1 – construção da base topológica de hidrografia e ottobacias conforme a codificação de bacias hidrográficas de Otto Pfafstetter: versão 2.0 de 1/11/2007*. Agência Nacional de Águas. Brasília-DF. 144.
- \_\_\_\_\_. 2009. Hidroweb: Sistema de Informações Hidrológicas.
- Arthington, A. H., S. O. Brizga e Mark J. Kennard. 1998. *Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques : best practice framework*. Canberra, Land and Water Resources Research and Development Corporation.
- Arthington, A. H. e B. J. Pusey. 2003. Flow restoration and protection in Australian rivers. *River Research and Applications* **19**(5-6): 377-395.
- Arthington, A. H., J. L. Rall, M. J. Kennard e B. J. Pusey. 2003. Environmental flow requirements of fish in Lesotho rivers using the DRIFT methodology. *River Research and Applications* **19**(5-6): 641-666.

- Arthington, A. H., S. E. Bunn, N. L. Poff e R. J. Naiman. 2006. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications* **16**(4): 1311-1318.
- Arthington, A.H., J.M. King, J. O’Keeffe, S.E. Bunn, J.A. Day, B.J. Pusey, D.R. Bluhdorn e R. Tharme. 1992. *Development of an holistic approach for assessing environmental flow requirements of riverine ecosystems*. Water allocation for the environment, Armidale, Australia, Centre for Water Policy Research, University of New England.
- Arthington, A.H., R.S. Tharme, S.O. Brizga, B.J. Pusey e M.J. Kennard. 2004. *Environmental flow assessment with emphasis on holistic methodologies*. Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries, Bangkok, Thailand, FAO Regional Office for Asia and the Pacific.
- Arthington, Angela Helen. 1994. A holistic approach to water allocation to maintain the environmental values of Australian streams and rivers: a case history. *Mitteilungen Internationale Vereinigung Limnologie* **24**: 165-177.
- \_\_\_\_\_. 1998a. *Logan river trial of the Building Block Methodology (BBM)*. Water for the environment: recent approaches to assessing and providing environmental flows, Brisbane, Australia, AWWA.
- \_\_\_\_\_. 1998b. *Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques : review of holistic methodologies*. Canberra, Land & Water Resources Research and Development Corporation.
- \_\_\_\_\_. 1998c. *Brisbane river trial of a flow restoration methodology (FLOWRESM)*. Water for the environment: recent approaches to assessing and providing environmental flows, Brisbane, Australia, AWWA.
- \_\_\_\_\_. 2009. ELOHA down under: ecological limits of hydrological alteration dy dams in South-Eastern Queensland, Australia. *International Conference on Implementing Environmental Water Allocations*. Water Research Commission. Port Elizabeth, South Africa, Water Research Commission.
- Barbosa, Dayse Luna, Rosires Catão Curi, W. F. Curi e Valterlin da Silva Santos. 2007. Influência da vazão ecológica no atendimento à demanda de abastecimento humano. *XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. São Paulo, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Benetti, A. D., A. E. Lanna e M. S. Cobalchini. 2004. Current practices for establishing environmental flows in Brazil. *River Research and Applications* **20**(4): 427-444.
- Benetti, Antônio Domingues, Antônio Eduardo Leão Lanna e Maria Salete Cobalchini. 2003. Metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios. *RBRH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos* **8**(2): 149-160.
- Biggs, B. J. F., V. I. Nikora e T. H. Snelder. 2005. Linking scales of flow variability to lotic ecosystem structure and function. *River Research and Applications* **21**(2-3): 283-298.
- Black, A. R., J. S. Rowan, R. W. Duck, O. M. Bragg e B. E. Clelland. 2005. DHRAM: a method for classifying river flow regime alterations for the EC Water Framework Directive. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* **15**(5): 427-446.
- BM, Banco Mundial. 2008. *Licenciamento Ambiental de Empreendimentos Hidrelétricos no Brasil: Uma Contribuição para o Debate*. Banco Mundial. 35.
- Braga, B. P. F. e J. G. Lotufo. 2008. Integrated River Basin Plan in Practice: The São Francisco River Basin. *International Journal of Water Resources Development* **24**(1): 37 - 60.

- Brasil. 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Presidência da República Federativa do Brasil. Diário Oficial da União. **6938**.
- \_\_\_\_\_. 1988. Constituição: República Federativa do Brasil. Senado Federal. Brasil: 47.
- \_\_\_\_\_. 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e 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. Presidência da República Federativa do Brasil. Diário Oficial da União. **9433**.
- \_\_\_\_\_. 2000. Estabelece procedimentos para o enquadramento de corpos d'água em classes segundo os usos preponderantes. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **12**.
- \_\_\_\_\_. 2002. Estabelece diretrizes complementares para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos- PNRH, aplicação de seus instrumentos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **22**.
- \_\_\_\_\_. 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **357**.
- Brizga, Sandra O., Angela H. Arthington, Satish C. Choy, Mark J. Kennard, Stephen J. Makay, Brad J. Pusey e Garry L. Werren. 2002. *Benchmarking, a 'top-down' methodology for assessing environmental flows in Australian rivers*. International Conference on Environmental Flows for Rivers, Cape Town.
- Brown, C., C. Pemberton, A. Birkhead, A. Bok, C. Boucher, E. Dollar, W. Harding, W. Kamish, J. King, B. Paxton e S. Ractliffe. 2006. In support of water-resource planning - highlighting key management issues using DRIFT: A case study. *Water Sa* **32**(2): 181-191.
- Brown, C. A. e A. Joubert. 2003. Using multicriteria analysis to develop environmental flow scenarios for rivers targeted for water resource management. *Water Sa* **29**(4): 365-374.
- Brown, Cate e Jack King. 2003. *Environmental Flows: Concepts and Methods*. World Bank. Washington, D.C., U.S.A. 28.
- Bunn, S. E. e A. H. Arthington. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* **30**(4): 492-507.
- Capra, Fritjof. 1982. *O ponto de mutação: a ciência, a sociedade e a cultura emergente*. São Paulo, Cultrix.
- Cardinot, Flavio Corga, Lilian Laubenbacher Sampaio, Paulo Fernando Vieira Souto Rezende e Paulo Cesar Magalhães Domingues. 2007. *A geração do aproveitamento hidrelétrico Belo Monte*. XXVII Seminário Nacional de Grandes Barragens, Belém-PA, Comitê Brasileiro de Grandes Barragens.
- Cardoso da Silva, Luciano Meneses e R.S.A. Ferreira. 2005. Qual a responsabilidade ambiental da Política Nacional de Recursos Hídricos? *XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. João Pessoa, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Carvalho, Georgia O. 2006. Environmental Resistance and the Politics of Energy Development in the Brazilian Amazon. *The Journal of Environment Development* **15**(3): 245-268.
- Casco, S.L., M. Neiff e J.J. Neiff. 2005. Biodiversidad en ríos del litoral fluvial. Utilidad del software PULSO. *Temas de la biodiversidad del Litoral fluvial Argenti-*

- no II. F.G. Aceñolaza. Tucumán, Argentina, INSUGEO, Misceláneas. **14**: 419-434.
- Collischonn, Walter, Sidnei Gusmão Agra, Rutinéia Tassi, Glauco Kimura de Freitas, Gabriela Rocha Priante e Christopher Freire Souza. 2005. Em busca do Hidrograma Ecológico. *XVI Simpósio de Recursos Hídricos*. João Pessoa, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs - high diversity of trees and corals is maintained only in a non-equilibrium state. *Science* **199**(4335): 1302-1310.
- Cottingham, P., M. C. Thoms e G. P. Quinn. 2001. Scientific Panels and Their Use in Environmental Flow Assessment in Australia. *Australian Journal of Water Resources* **5**(1): 103-111.
- Cruz, R. C., M. L. Porto, Geraldo Lopes da Silveira e Jussara Cabral Cruz. 2007. O papel do regime de pulsos hidrológicos na definição da vazão de proteção ambiental: proposta metodológica e estudo de caso (Bacia do Rio Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil). *XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. São Paulo, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Cruz, Rafael Cabral. 2005. Prescrição de vazão ecológica: aspectos conceituais e técnicos para bacias com carência de dados. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biociências. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Rio Grande do Sul. 176.
- Da Silva, Carolina Joana. 2000. Ecological basis for the management of the Pantanal - Upper Paraguay River Basin. *New Approaches to River Management*. A.J.M. Smits, P.H. Nienhuis and R.S.E.W. Leuven. Leiden, Netherlands, Blackhuys Publishers: 97-117.
- Daily, Gretchen C., Stephen Polasky, Joshua Goldstein, Peter M. Kareiva, Harold A. Mooney, Liba Pejchar, Taylor H. Ricketts, James Salzman e Robert Shallenberger. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* **7**(1): 21-28.
- Davic, R. D. 2003. Linking keystone species and functional groups: A new operational definition of the keystone species concept - Response. *Conservation Ecology* **7**(1).
- Engevix, Themag Engenharia, Intertechne e Arcadis Tetraplan. 2007. *Atualização do inventário hidrelétrico da bacia do rio Xingu: Consolidação dos estudos realizados*. 271.
- Falkenmark, M. e C. Folke. 2002. The ethics of socio-ecohydrological catchment management: towards hydrosolidarity. *Hydrology and Earth System Sciences* **6**(1): 1-9.
- Farias Júnior, José Edson Falcão de, Gustavo Silva de Carvalho, José Paulo S. Azevedo e P. C. Magalhães. 2005. Determinação da demanda ecológica em pequenas bacias: caso da bacia hidrográfica do rio Coruripe. *XVI Simpósio de Recursos Hídricos*. João Pessoa, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Fernandes, F. 2006. Critérios para a Definição do Conceito de Vazão Ecológica, Remanescente ou Mínima. *53ª Reunião da Câmara Técnica de Análise de Projeto*. Brasil. Brasília-DF, Conselho Nacional de Recursos Hídricos.
- Figueiredo, Daniela Maimoni de. 2007. Padrões limnológicos e do fitoplâncton nas fases de enchimento e estabilização dos reservatórios do APM Manso e AHE Jauru (Estado de Mato Grosso). Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, São Paulo. 270.

- Fragoso Júnior, Carlos Ruberto. 2009. Modelagem tridimensional da estrutura trófica em ecossistemas aquáticos continentais rasos. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Rio Grande do Sul. 309.
- Fraser, J.C. 1972. *Regulated discharge and the stream environment*. River ecology and man. Proceedings of an International Symposium on River Ecology and the Impact of Man, Amherst, Massachusetts, U.S.A., Academic Press.
- Fróes, C. 2006. Vazão mínima residual adotada em Minas Gerais. *52ª Reunião da Câmara Técnica de Análise de Projeto*. Brasil. Brasília-DF, Conselho Nacional de Recursos Hídricos.
- Furnas, Furnas Centrais Elétricas SA. 2003. *Relatório Anual 2003*. Furnas. Rio de Janeiro. 50.
- Garcia, Luís Antonio Villaça de e Aída Maria Pereira Andrezza. 2004. Estabelecimento de Vazões Ambientais Efluentes de Barragens: Sugestão Metodológica. *RB-RH: Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 9(2): 5-18.
- Germano, Andrea. 2003. As implicações de decisões não consensuadas na gestão dos recursos hídricos: o caso do APM Manso. *XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Curitiba.
- Godinho, A. L., B. Kynard e C. B. Martinez. 2007. Supplemental water releases for fisheries restoration in a Brazilian floodplain river: A conceptual model. *River Research and Applications* 23(9): 947-962.
- Gomes, Antônio Claret S., Carlos David G. Abarca, Elíada Antonieta S. T. Faria e Heloísa Helena de O. Fernandes. 2002. O Setor Elétrico. *BNDES 50 anos: Histórias Setoriais*. Alexandre Dórea Ribeiro. Rio de Janeiro, BNDES: 21.
- Gonçalves, Marco Vinícius Castro, Sérgio Koide e Oscar de Moraes Cordeiro Netto. 2003. Revisão e aplicação de alguns métodos para determinação da vazão mínima garantida em cursos d'água. *XV Simpósio de Recursos Hídricos*. Curitiba, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Gordon, Nancy D., Thomas A. McMahon, Brian L. Finlayson, Christopher J. Gippel e Rory J. Nathan. 2004. *Stream hydrology : an introduction for ecologists*. Chichester, West Sussex, England ; Hoboken, N.J., Wiley.
- GWP, Global Water Partnership. 2000. *Integrated Water Resources Management*. Stockholm, Sweden.
- Harris, Mônica B, Walfrido Tomas, Guilherme Mourão, Carolina J. Da Silva, Erika Guimarães, Fátima Sonoda e Eliani Fachim. 2005. Safeguarding the Pantanal Wetlands: Threats and Conservation Initiatives. *Conservation Biology* 19(3): 714-720.
- Hedin, Lars O., Joseph C. von Fischer, Nathaniel E. Ostrom, Brian P. Kennedy, Michael G. Brown e G. Philip Robertson. 1998. Thermodynamic constraints on nitrogen transformations and other biogeochemical processes at soil-stream interfaces. *Ecology* 79(2): 684-703.
- Henriksen, James A., John Heasley, Jonathan G. Kennen e Steven Nieswand. 2006. *Users' Manual for the Hydroecological Integrity Assessment Process Software (including the New Jersey Assessment Tools)*. U.S. Geological Survey. Reston, Virginia, U.S.A. 71.
- Hill, M. T., S. W. Platts e R. L. Beschta. 1991. Ecological and geomorphological concepts for instream and out-of channel flow requirements. *Rivers* 2: 198-210.



- Hughes, Denis A. e Pauline Hannart. 2003. A desktop model used to provide an initial estimate of the ecological instream flow requirements of rivers in South Africa. *Journal of Hydrology* **270**(3-4): 167-181.
- Hughes, Robert M., David P. Larsen e James M. Omernik. 1986. Regional reference sites: a method for assessing stream potentials. *Environmental Management* **10**(5): 629-635.
- Hylander, Lars D., Janina Gröhn, Magdalena Tropp, Anna Vikström, Henriette Wolpher, Edinaldo de Castro e Silva, Markus Meili e Lázaro J. Oliveira. 2006. Fish mercury increase in Lago Manso, a new hydroelectric reservoir in tropical Brazil. *Journal of Environmental Management* **81**(2): 155-166.
- Hynes, H. B. N. 1975. The stream and its valley. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie Verhandlungen* **19**: 1-15.
- Hynes, H.B.N. 1970. *The Ecology of running waters*, Liverpool University Press.
- IREFC, 10th International Riversymposium & Environmental Flows Conference. 2007. The Brisbane Declaration on Environmental Flows.
- Junk, W. J., C. N. da Cunha, K. M. Wantzen, P. Petermann, C. Strussmann, M. I. Marques e J. Adis. 2006. Biodiversity and its conservation in the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquatic Sciences* **68**(3): 278-309.
- Junk, W.J., P.B. Bayley e R.E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* **106**: 110-127.
- Junk, W.J. 2000. The Amazon and the Pantanal: a critical comparison and lessons for the future. *The Pantanal: Understanding and Preserving the World's largest Wetland*. F.A. Swarts. St. Paul, Minnesota, United States Paragon House: 211-224.
- Junk, Wolfgang J. e Catia Nunes de Cunha. 2005. Pantanal: a large South American wetland at a crossroads. *Ecological Engineering* **24**(4): 391-401.
- Karr, J. R. e E. W. Chu. 2000. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia* **422**: 1-14.
- Kelman, Jerson. 2009. Concessões de bacias hidrográficas. *Valor Econômico*. São Paulo.
- Kendy, E., J. S. Sanderson, J. D. Olden, C. D. Apse, M. M. Dephilip, J. A. Haney, R. R. Knight e J. K. H. Zimmerman. 2009. Applications of the Ecological Limits Of Hydrological Alteration (ELOHA) in the United States. *International Conference on Implementing Environmental Water Allocations*. Water Research Commission. Port Elizabeth, South Africa, Water Research Commission.
- Kennard, Mark J., Stephen J. Mackay, Bradley J. Pusey, Julian D. Olden e Nick Marsh. 2009. Quantifying uncertainty in estimation of hydrologic metrics for ecohydrological studies. *River Research and Applications* **9999**(9999): n/a.
- King, J. e D. Louw. 1998. Instream flow assessments for regulated rivers in South Africa using the Building Block Methodology. *Aquatic Ecosystem Health & Management* **1**(2): 109 - 124.
- King, J., C. Brown e H. Sabet. 2003. A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers. *River Research and Applications* **19**(5-6): 619-639.
- King, J., R. E. Tharme e M. S. de Villiers. 2008. *Environmental flow assessments for rivers: manual for the Building Block Methodology*. Water Research Commission. Cape Town. 364.
- Lamouroux, N. e I. G. Jowett. 2005. Generalized instream habitat models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**(1): 7-14.

- Leme, Leme Engenharia Ltda. 2009a. *Apresentação, Objetivos, Justificativas, Caracterização do Empreendedor, do Empreendimento e da Equipe Técnica Responsável pelo EIA, in Aproveitamento Hidrelétrico (AHE) Belo Monte - Estudo de Impacto Ambiental (EIA)*. Belo Horizonte-MG. 426.
- \_\_\_\_\_. 2009b. *Aproveitamento Hidrelétrico (AHE) Belo Monte - Relatório de Impacto Ambiental*. Belo Horizonte-MG. 100.
- \_\_\_\_\_. 2009c. *Análise Ambiental Integrada, in Aproveitamento Hidrelétrico (AHE) Belo Monte - Estudo de Impacto Ambiental (EIA)*. Belo Horizonte-MG. 265.
- \_\_\_\_\_. 2009d. *Avaliação de Impactos Ambientais - parte 3, in Aproveitamento Hidrelétrico (AHE) Belo Monte - Estudo de Impacto Ambiental (EIA)*. Belo Horizonte-MG. 300.
- Loneragan, N. R. e S. E. Bunn. 1999. River flows and estuarine ecosystems: Implications for coastal fisheries from a review and a case study of the Logan River, southeast Queensland. *Australian Journal of Ecology* **24**(4): 431-440.
- Luz, Lafayette Dantas da, Raquel Bezerra Amorin, Flávia Bezerra Amorin e Yvonilde Dantas Pinto de Medeiros. 2007. Adaptando o conceito de vazões ecológicas às condições do semiárido brasileiro as ocorrências hídricas ecológicas. *XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. São Paulo, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Lytle, D. A. e N. L. Poff. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution* **19**(2): 94-100.
- Magilligan, Francis J. e Keith H. Nislow. 2005. Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology* **71**(1-2): 61-78.
- Marques, Marcelo Giulian, Carlos Barreira Martinez, Alba Valeria Brandão Canellas, André Raymundo Pante e Eder Daniel Teixeira. 2003. Influência dos Métodos de Determinação da Vazão Ecológica no Custo de Geração de Energia em Aproveitamentos Hidrelétricos - Estudo de Caso. *XV Simpósio de Recursos Hídricos*. Curitiba, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Marsh, N., S. Arene e S. M. Cuddy. 2009. An ecological modelling approach for environmental water allocation. *International Conference on Implementing Environmental Water Allocations*. Water Research Commission. Port Elizabeth, South Africa, Water Research Commission.
- Marsh, Nicholas. 2003. *River Analysis Package: Version 1.0.1 User Guide*. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology. Brisbane, QLD, Australia. 51.
- Mathews, R. e B. D. Richter. 2007. Application of the indicators of hydrologic alteration software in environmental flow setting. *Journal of the American Water Resources Association* **43**(6): 1400-1413.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, D.C., USA, Island Press.
- Medeiros, Yvonilde. 2009. Participação Social no Processo de Definição da Vazão Ambiental no Baixo Curso do Rio São Francisco. *Enfoque Ecosistêmico Aplicado à Gestão de Recursos Hídricos*. Brasília, Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano do Ministério do Meio Ambiente.
- Monk, W. A., P. J. Wood, D. M. Hannah e D. A. Wilson. 2007. Selection of river flow indices for the assessment of hydroecological change. *River Research and Applications* **23**(1): 113-122.
- Mota, S. e M.D. Aquino. 2001. Gestão Ambiental. *Gestão de águas: Princípios e Práticas*. N. Campos and T. Studart. Porto Alegre, Associação Brasileira de Recursos Hídricos: 111-127.

- Moyle, P. B. e J. F. Mount. 2007. Homogenous rivers, homogenous faunas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104**(14): 5711-5712.
- Naiman, Robert J., Stuart E. Bunn, Lisa Hiwasaki, Michael E. McClain, Charles J. Vörösmarty e Maciej Zalewski. 2007. The Science of Flow-Ecology Relationships: Clarifying Key Terms and Concepts. *Earth System Science Partnership Open Science Conference*. Beijing, China.
- Nascimento, L.C., G.A.B. Rosa e E.C. Trentini. 2006. Vazão ecológica no ES. *54ª Reunião da Câmara Técnica de Análise de Projeto*. Brasil. Vila Velha, Espírito Santo, Conselho Nacional de Recursos Hídricos.
- Neiff, Juan Jose e Matias Neiff. 2003. Pulso: Software para Analizar Fenómenos Recurrentes. Corrientes, Argentina, Centro de Ecología Aplicada del Litoral.
- Nilsson, C. e M. Svedmark. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. *Environmental Management* **30**(4): 468-480.
- Olden, J. D. e N. L. Poff. 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications* **19**(2): 101-121.
- ONS, Operador Nacional do Sistema Elétrico. 2009. Séries de vazões restituídas médias diárias.
- Pelissari, Vinícius Braga e Robson Sarmiento. 2001. Determinação da demanda ecológica para o rio Santa Maria da Vitória, Estado do Espírito Santo. *XIV Simpósio de Recursos Hídricos*. Aracajú, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Peterson, Garry D., Graeme S. Cumming e Stephen R. Carpenter. 2003. Scenario Planning: a Tool for Conservation in an Uncertain World. *The Journal of the Society for Conservation Biology* **17**(2): 358-366.
- Petts, G. E. e I. Maddock. 1994. Flow allocation for in-river needs. *The Rivers Handbook*. P. Calow and G.E. Petts, Blackwell Scientific. **2**: 289-307.
- Petts, G. E. 1996. Water allocation to protect river ecosystems. *Regulated Rivers-Research & Management* **12**(4-5): 353-365.
- Petts, Geoffrey E. 2008. Instream-flow science for sustainable river management. *FLOW 2008*. San Antonio, Texas, U.S.A.
- Pinay, G., J. C. Clement e R. J. Naiman. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. *Environmental Management* **30**(4): 481-491.
- Pinto, Lucio Flavio. 2003. Corrigida, começa a terceira versão da usina de Belo Monte *Jornal Pessoal*,
- Poff, N. L. e J. V. Ward. 1989. Implications of Streamflow Variability and Predictability for Lotic Community Structure - a Regional-Analysis of Streamflow Patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **46**(10): 1805-1818.
- Poff, N. L. 1996. A hydrogeography of unregulated streams in the United States and an examination of scale-dependence in some hydrological descriptors. *Freshwater Biology* **36**(1): 71-91.
- Poff, N. L., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks e J. C. Stromberg. 1997. The natural flow regime. *Bioscience* **47**(11): 769-784.
- Poff, N. L., J. D. Allan, M. A. Palmer, D. D. Hart, B. D. Richter, A. H. Arthington, K. H. Rogers, J. L. Meyers e J. A. Stanford. 2003. River flows and water wars: emerging science for environmental decision making. *Frontiers in Ecology and the Environment* **1**(6): 298-306.

- Poff, N. L., J. D. Olden, D. M. Merritt e D. M. Pepin. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104**(14): 5732-5737.
- Poff, N. Leroy, Brian D Richter, Angela H Arthington, Stuart E Bunn, Robert J Naiman, Eloise Kendy, Mike Acreman, Colin Apse, Brian P Bledsoe, Mary C Freeman, James Henriksen, Robert B Jacobson, Jonathan G Kennen, David M Merritt, Jay H O'Keefe, Julian D Olden, Kevin Rogers, Rebecca E Tharme e Andrew Warner. 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* **55**(1): 147-170.
- Pompeu, C.T. 2008. O direito de águas no Brasil. *I Congresso Brasileiro de Direito de Águas*. Fortaleza.
- Porto, Monica, Rubem Laina Porto e Luiz Gabriel T. Azevedo. 1999. A participatory approach to watershed management: the Brazilian system. *Journal of the American Water Resources Association* **35**(3): 675-683.
- Postel, Sandra e Stephen Carpenter. 1997. Freshwater Ecosystem Services. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Gretchen C. Daily. Washington, D.C., U.S.A., Island Press: 195-214.
- Postel, Sandra e Brian Richter. 2003. *Rivers for life: managing water for people and nature*. Washington, D.C., USA, Island Press.
- Pringle, C. M. 1997. Exploring how disturbance is transmitted upstream: Going against the flow. *Journal of the North American Benthological Society* **16**(2): 425-438.
- Pusey, Brad, Mark Kennard, Mike Hutchinson, Fran Sheldon, Janet Stein, Julian Olden e Steve McKay. 2009. *Ecohydrological regionalisation of Australia: A tool for management and science*. Land & Water Australia. Canberra. 253.
- Reis, Alberto Assis dos, Mauro da Cunha Naghettini e M. Deus. 2007. Estudo comparativo, aplicação e definição de metodologias apropriadas para a determinação da vazão ecológica na bacia do rio Pará, em Minas Gerais. *XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. São Paulo, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Richardson, Barbara A. 1986. Evaluation of instream flow methodologies for freshwater fish in New South Wales. *Stream protection: the management of rivers for in-stream uses*. Ian C. Campbell. Melbourne, Australia, Water Studies Centre, Chisholm Institute of Technology: 143-167.
- Richter, B. D., J. V. Baumgartner, J. Powell e D. P. Braun. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. *Conservation Biology* **10**(4): 1163-1174.
- Richter, B. D., J. V. Baumgartner, R. Wigington e D. P. Braun. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* **37**(1): 231-249.
- Richter, B. D., J. V. Baumgartner, D. P. Braun e J. Powell. 1998. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated Rivers-Research & Management* **14**(4): 329-340.
- Richter, B. D., R. Mathews e R. Wigington. 2003. Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity. *Ecological Applications* **13**(1): 206-224.
- Richter, B. D., A. T. Warner, J. L. Meyer e K. Lutz. 2006. A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations. *River Research and Applications* **22**(3): 297-318.

- Rosa, Luiz Pinguelli. 2007. Geração hidrelétrica, térmica e nuclear. *Estudos Avançados* **21**(59): 39-58.
- Sarmento, Robson e Vinícius Braga Pelissari. 1999. Determinação da vazão residual dos rios: estado-da-arte. *XIII Simpósio de Recursos Hídricos*. Belo Horizonte, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Schofield, Nick, Alana Burt e Daniel Connell. 2003. *Environmental water allocation: principles, policies and practices*. Land & Water Australia. Canberra, Australia. 38.
- Scroccaro, J.L. 2006. Critérios para a definição do conceito de vazão ecológica, remanescente ou mínima e suas implicações. *54ª Reunião da Câmara Técnica de Análise de Projeto*. Brasil. Vila Velha, Espírito Santo, Conselho Nacional de Recursos Hídricos.
- Sheail, John. 1988. River regulation in the United Kingdom: An historical perspective. *Regulated Rivers: Research & Management* **2**(3): 221-232.
- Sheldon, F., M. C. Thoms, O. Berry e J. Puckridge. 2000. Using disaster to prevent catastrophe: Referencing the impacts of flow changes in large dryland rivers. *Regulated Rivers-Research & Management* **16**(5): 403-420.
- Silva, Ferdnando Cavalcanti. 2007. Análise integrada de usos de água superficial e subterrânea em macro-escala numa bacia hidrográfica: o caso do alto rio Paranaíba. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Rio Grande do Sul. 188.
- Smakhtin, V. U. e N. Eriyagama. 2008. Developing a software package for global desktop assessment of environmental flows. *Environmental Modelling & Software* **23**(12): 1396-1406.
- Souchon, Y., C. Sabaton, R. Deibel, D. Reiser, J. Kershner, M. Gard, C. Katopodis, P. Leonard, N. L. Poff, W. J. Miller e B. L. Lamb. 2008. Detecting biological responses to flow management: Missed opportunities; Future directions. *River Research and Applications* **24**(5): 506-518.
- Sousa Júnior, Wilson Cabral de, John Reid e Neidja Cristine Silvestre Leitão. 2006. *Custos e benefícios do complexo hidrelétrico Belo Monte: Uma abordagem econômico-ambiental*. Brasília-DF, Instituto Internacional de Educação do Brasil / Conservation Strategy Fund.
- Souza, Christopher Freire, Sidnei Gusmão Agra, Rutinéia Tassi, Walter Collischonn e Carlos Eduardo Morelli Tucci. 2007. *Environmental Flows in the Brazilian Water Management*. 10th International Riversymposium & Environmental Flows Conference, Brisbane.
- Souza, Christopher Freire, Sidnei Gusmão Agra, Rutinéia Tassi, Walter Collischonn e Glauco Kimura de Freitas. 2008. Desafios e oportunidades para a implementação do Hidrograma Ecológico. *REGA: Revista de Gestão de Águas da América Latina* **5**(1): 25-38.
- Souza, Christopher Freire. em prep. LOU: Ferramenta para análise de séries hidrológicas. Manual Técnico.
- Stalnaker, C.B. 1981. Low flow as a limiting factor in warmwater streams. *Warmwater Streams Symposium*. L. Krumholz. Bethesda, Maryland, U.S.A., American Fisheries Society: 192-199.
- Stalnaker, C.B., B.L. Lamb, J. Henriksen, K. Bovee e J. Bartholow. 1995. *The Instream Flow Incremental Methodology: A Primer for IFIM*. 49.

- Stewardson, M. J. e P. Cottingham. 2001. A Demonstration of the Flow Events Method: Environmental Flow Requirements of the Broken River. *Australian Journal of Water Resources* **5**(1): 33-47.
- Stewardson, M. J. e C. J. Gippel. 2003. Incorporating flow variability into environmental flow regimes using the flow events method. *River Research and Applications* **19**(5-6): 459-472.
- Stewart-Oaten, Allan, William W. Murdoch e Keith R. Parker. 1986. Environmental Impact Assessment: "Pseudoreplication" in Time? *Ecology* **67**(4): 929-940.
- Swales, Stephen e John H. Harris. 1995. The Expert Panel Assessment Method (EPAM): a new tool for determining environmental flows in regulated rivers. *The ecological basis for river management*. David M. Harper and Alastair J.D. Ferguson. Chichester, West Sussex, England, John Wiley & Sons Ltd: 125-134.
- Swarts, F.A. 2000. The Pantanal in the 21st Century: For the Planet's Largest Wetland, an Uncertain Future. *The Pantanal of Brazil, Bolivia and Paraguay: Selected Discourses on the World's Largest Remaining Wetland System*. F.A. Swarts, Hudson MacArthur: 287.
- Tassi, Rutinéia. 2008. Gerenciamento hidro-ambiental de terras úmidas. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Rio Grande do Sul. 257.
- Tennant, D.L. 1976. Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. *Fisheries* **1**(4): 6-10.
- Tharme, R. e E. Kendy. 2009. Ecological Limits Of Hydrological Alteration (ELOHA): integrating environmental flows into regional water resources planning and management. *International Conference on Implementing Environmental Water Allocations*. Water Research Commission. Port Elizabeth, South Africa, Water Research Commission.
- Tharme, R. E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications* **19**(5-6): 397-441.
- Thorp, J. H., M. C. Thoms e M. D. Delong. 2006. The riverine ecosystem synthesis: Biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications* **22**(2): 123-147.
- TNC, The Nature Conservancy. 2007. *Indicators of Hydrologic Alteration: Version 7 User's Manual*. 75.
- Trush, W. J., S. M. McBain e L. B. Leopold. 2000. Attributes of an alluvial river and their relation to water policy and management. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **97**(22): 11858-11863.
- Umetsu, Ricardo Keichi. 2004. Efeito da barragem de Manso sobre a inundação em matas ripárias na bacia do Rio Cuiabá. Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Instituto de Biociências. Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, Mato Grosso. 66.
- Vainer, Carlos B. 2007. Recursos hidráulicos: questões sociais e ambientais. *Estudos Avançados* **21**(59): 119-137.
- Versiani, B.R., R.G.F. Paulo e P. S. Pompeu. 2007. Determinação da vazão ecológica em um trecho de rio utilizando o método do perímetro molhado. *XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. São Paulo, Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Walker, K. F., F. Sheldon e J. T. Puckridge. 1995. A Perspective on Dryland River Ecosystems. *Regulated Rivers-Research & Management* **11**(1): 85-104.

- Ward, J. M. e A. W. Meadows. 2009. Adaptive management of environmental flow restoration in the Savannah river. *International Conference on Implementing Environmental Water Allocations*. Water Research Commission. Port Elizabeth, South Africa, Water Research Commission.
- Zalewski, M., G.A. Janauer e G. Jolankaj. 1997. Ecohydrology: a new paradigm for the sustainable use of aquatic resources. *Conceptual Background, Working Hypothesis, Rationale and Scientific Guidelines for the Implementation of the IHP-V Projects 2.3:2.4*. M. Zalewski, G.A. Janauer and G. Jolankaj. Paris, UNESCO. 7.

## **ANEXOS**



## **ANEXO A. Manual técnico do LOU – uma ferramenta para análise de séries hidrológicas**

A ferramenta LOU foi construída no intuito de facilitar o desenvolvimento de estudos em hidrologia ao fornecer informações hidrológicas em formato acessível aos usuários, especificamente tabelas e gráficos, além de tratar informações obtidas do Sistema de Informações Hidrológicas (Hidroweb) da Agência Nacional de Águas para apresentação em formato de dado de entrada de modelos hidrológicos como o MGB-IPH, e de pacotes estatísticos para estudo em eco-hidrologia como o IHA e o RAP, ou ainda para análise de abrangência temporal de dados de vários postos.

Embora esteja planejado para trabalhar dados fluviométricos e pluviométricos, o LOU não comporta ainda análises de dados pluviométricos.

O programa é composto por quatro módulos: (i) caracterização de séries hidrológicas, (ii) organização de dados, (iii) cálculo de estatísticas básicas em hidrologia, (iv) cálculo de variáveis e índices hidrológicos para análise de regimes de vazões.

O diferencial em relação aos demais pacotes estatísticos está na possibilidade de analisar séries descontínuas de vazões sem preenchimento de falhas, na quantidade de estatísticas e gráficos em hidrologia disponíveis e no acesso aos vetores de variáveis eco-hidrológicas.

### **Módulo 1 - Caracterização de séries diárias de vazões**

Partindo das funções embutidas no MATLAB, descompacta-se e lê-se arquivos de texto oriundos do Sistema de Informações Hidrológicas da Agência Nacional de Águas (ANA, 2009) ou mesmo arquivos (em '.txt' ou '.xls') com dados em colunas. Das informações de todos os postos em consideração, o programa computa e gera dois arquivos de texto, sendo um com o número de falhas em cada mês e outro em cada ano civil, *i.e.*, de primeiro de janeiro a trinta e um de dezembro. As informações se apresentam dispostas em forma de tabela, onde cada posto tem seus dados em colunas e os meses ou anos em linhas.

### **Módulo 2 - Organização de dados em anos hidrológicos**

O módulo de organização de dados do programa (Souza, em prep.), além de gerar séries de vazões médias mensais e anuais, organiza os dados em 12 conjuntos de dados, designando sub-séries anuais com início em cada mês do calendário. Assim, têm-se dados organizados, por exemplo, do início de fevereiro ao fim de março para todos os pos-

tos e todas as informações. Com isto, o usuário pode acessar dados organizados para o período de 12 meses que interessar (\*.mat').

Além disso, neste módulo também se sugere o mês de início de anos hidrológicos pela análise do mês que apresenta a menor média anual por mais vezes. Assim, têm-se dados organizados em anos hidrológicos de cheia.

### **Módulo 3 - Cálculo de estatísticas básicas em hidrologia**

O módulo de estatísticas básicas do programa LOU contém a estimação de estatísticas de tendência central, dispersão e assimetria para os diferentes intervalos de tempo, *i.e.*, toda a série, anos hidrológicos e meses, além de médias-móveis, valores da curva de permanência e vazões para diferentes tempos de recorrência. Séries de dados de datas para as quais existe informação hidrológica são preparadas para apontar início, valor extremo e fim de eventos hidrológicos. A estimativa destas estatísticas é efetuada por funções embutidas no MATLAB, o que minimiza erros de programação de rotinas.

No programa, falhas em séries são desconsideradas, o que significa que somente as informações existentes são passíveis de cálculos. Assim, caso haja interesse no preenchimento destas informações, o usuário deve efetuar o procedimento e rodar novamente o programa LOU para a nova série de dados.

De outra forma, selecionam-se anos, não-necessariamente consecutivos, para análise ou considera-se precaução quanto a conclusões de dados com falhas.

Os resultados obtidos neste módulo e no módulo de organização de dados são as informações utilizadas no módulo de estimativa de variáveis e índices hidrológicos do programa LOU.

### **Módulo 4 - Estimativa de variáveis e índices eco-hidrológicos**

Atualmente o módulo de variáveis eco-hidrológicas apresenta, com validação, as variáveis computadas no IHA (Quadro 7).

A rotina de geração de variáveis hidrológicas requer que o usuário indique (a) se deseja transformar os dados, (b) as variáveis que deseja ter séries elaboradas e (c) os limites para consideração de eventos de cheia e estiagem, além de já ter preparado séries hidrológicas por meio da aplicação nos módulos de organização de dados em intervalos de tempo e de cálculo de estatísticas básicas em hidrologia.

A transformação de dados de vazão facilita a comparação de resultados dentre séries de dados provenientes de diferentes estações. Como opções, encontram-se transformação de dados de vazão em (1)  $\text{mm}\cdot\text{dia}^{-1}$ , via divisão pela área de contribuição e multiplicação por 86,4, (2) vazão adimensionalizada, via divisão pela vazão média, ou

(3) logaritmo das vazões, via adição de  $1 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  e aplicação do logaritmo natural. Estas técnicas são usualmente aplicados em estudos que utilizam índices eco-hidrológicos.

O usuário pode escolher, dentre as opções disponíveis, as variáveis que deseja ter séries elaboradas, não necessariamente utilizando todo o conjunto existente. Por exemplo, pode ser elaboradas apenas as séries de variáveis com maior sensibilidade à operação de reservatórios (Poff et al., 2007), no caso, as vazões máximas e mínimas anuais e os dias Julianos em que ocorreram.

Variáveis de magnitude são obtidas diretamente do módulo de organização de dados por intervalo de tempo (médias mensais e mínimas e máximas médias anuais) ou do cálculo de médias-móveis a partir de séries de dados diários (máximas e mínimas vazões médias anuais de 3, 7, 30 e 90 dias e vazões de base, *i.e.*, mínimas médias anuais de 7 dias adimensionalizadas pela média de longo período). Salienta-se que referência a intervalos anuais dizem respeito a anos hidrológicos de cheia.

Variáveis de período de ocorrência de vazões máximas e mínimas anuais são obtidas da posição em que se encontram tais vazões nas séries de dados organizados em anos hidrológicos de cheia.

A existência de falhas nas variáveis de magnitude e período de ocorrência de vazões máximas e mínimas anuais não leva a variável hidrológica para o ano em análise a ser caracterizada como falha, mas para o valor que tiver informação. Cabe ao usuário identificar previamente se deve ou não considerar o ano em questão pela quantidade e distribuição de falhas que possui.

Variáveis de duração e frequência são dependentes dos valores selecionados como limites de magnitude a partir dos quais se caracterizam eventos de cheia e estiagem. Da comparação de magnitudes entre a série de vazões diárias e os limites que caracterizam eventos, obtêm-se as vazões de cheias e estiagens e os dias em que ocorreram pela posição no vetor de datas. Com os dias em que ocorreram eventos, analisa-se a quantidade de dias e o ano do primeiro valor de uma seqüência contínua de vazões de eventos. O número de eventos por ano é obtido do número de seqüências contínuas de vazões de eventos com primeira informação em cada ano. A duração dos eventos é obtida da quantidade de dados de seqüências contínuas de vazões de eventos.

A existência de falhas nos dados é tratada para variáveis de duração e frequência pela análise dos dados antes e após a falha. Se ambos os valores satisfazem o critério de cheia ou estiagem e se o número de falhas for inferior a 363 dias, conta-se o período de falhas como pertencentes a um único evento.

Variáveis de duração e frequência de eventos de estiagem e cheia podem apresentar incerteza nos resultados de variáveis no primeiro ano hidrológico de uma série de informações contínuas. Isto se deve à identificação de ano hidrológico do início do evento, o que não passa a ser verdadeiro se o evento se inicia antes do ano da informação em análise.

Variáveis relacionadas ao gradiente de vazões são computadas com base na série de vazões diárias. Séries de taxas de ascensão e recessão de vazões são computadas para todas as informações da série. Séries com o número de reversões anuais de vazão são obtidas de análise de mudança de sinal do gradiente de vazões para cada ano.

A existência de falhas nas variáveis relacionadas ao gradiente de vazões são tratadas da mesma forma que nas variáveis de magnitude e período de ocorrência de vazões máximas e mínimas anuais.

A rotina de geração de variáveis hidrológicas salva os dados como vetores em arquivo em formato binário (‘.mat’).

A rotina de cálculo de índices eco-hidrológicos requer a indicação das estatísticas de estimativa de previsibilidade (tendência central) e variabilidade (dispersão) a ser aplicadas. Dentre as opções, podem ser selecionadas as funções de cálculo de média, mediana, desvio padrão ou intervalo inter-quartis do MATLAB.

Dentre as variáveis eco-hidrológicas validadas no programa LOU, apenas o cálculo de estatísticas do dia Juliano de vazões máximas anuais necessita de cuidado especial. Como dias Julianos estão dispostos de 1 a 366, correspondendo a primeiro de janeiro e 31 de dezembro, respectivamente, há necessidade de usar um artifício para que a média de valores nos extremos não resulte em valor intermediário. Por exemplo, fazer com que a média entre 1 e 364 resulte em 365,5 e não em 182,5. O artifício consiste em utilizar a posição dos dias julianos no ano hidrológico de cheia. Assim, para ano hidrológico de cheia iniciando em primeiro de setembro e terminando em 31 de agosto, correspondendo respectivamente a 293 e 292 em dias julianos, teria-se 1 e 366 no ano hidrológico de cheia.

A rotina de cálculo de índices eco-hidrológicos salva os dados como uma matriz em arquivo em formato binário (‘.mat’). Na matriz, cada coluna representa uma estatística (*e.g.*, média) e cada linha uma variável (*e.g.*, médias de janeiro).

## ANEXO B. Detalhamento dos resultados de prognósticos de alterações hidrológicas na volta grande do Xingu

Neste anexo são apresentados os resultados de aplicações de diferenças relativas e testes de hipóteses a variáveis do IHA, em função do aspecto do regime hidrológico que descrevem.

### *Vazões médias mensais*

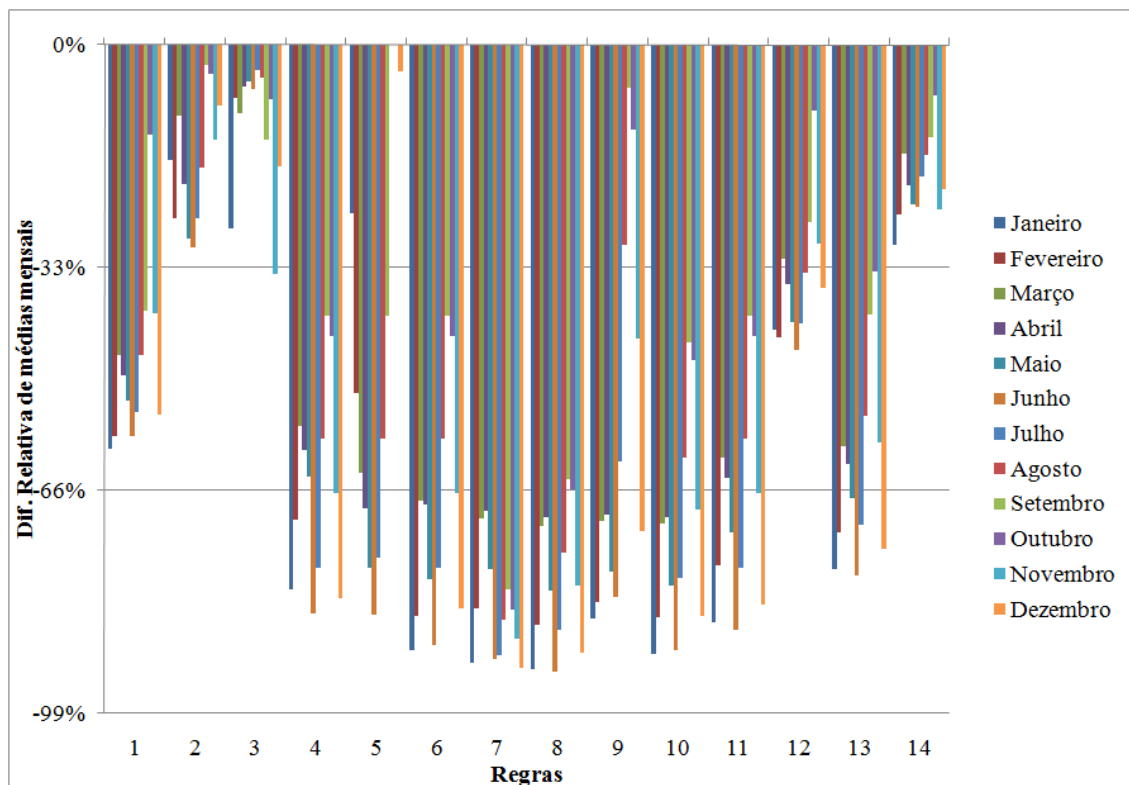
Vazões médias mensais (Tabela 4) apresentaram diminuição significativa em relação ao regime de referência para todas as regras e meses, exceto para a regra de pulso de cheia antecipado nos meses de outubro, novembro e dezembro. O acerto se deve à regra ter liberação de toda a vazão ao TVR até que se alcance vazões de  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  por um mês.

**Tabela 4. Diferenças percentuais de médias das médias mensais por regra\*.**

Variável	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Jan	-60 <sup>ab</sup>	-17 <sup>ab</sup>	-27 <sup>ab</sup>	-81 <sup>a</sup>	-25 <sup>ab</sup>	-90 <sup>a</sup>	-92 <sup>ab</sup>	-92 <sup>ab</sup>	-85 <sup>a</sup>	-90 <sup>ab</sup>	-85 <sup>a</sup>	-42 <sup>a</sup>	-78 <sup>a</sup>	-30 <sup>a</sup>
Fev	-58 <sup>ab</sup>	-26 <sup>a</sup>	-8 <sup>ab</sup>	-70 <sup>a</sup>	-52 <sup>ab</sup>	-85 <sup>a</sup>	-83 <sup>ab</sup>	-86 <sup>ab</sup>	-83 <sup>ab</sup>	-85 <sup>ab</sup>	-77 <sup>a</sup>	-43 <sup>a</sup>	-72 <sup>a</sup>	-25 <sup>a</sup>
Mar	-46 <sup>ab</sup>	-11 <sup>ab</sup>	-10 <sup>ab</sup>	-56 <sup>a</sup>	-63 <sup>ab</sup>	-68 <sup>a</sup>	-70 <sup>ab</sup>	-71 <sup>ab</sup>	-70 <sup>ab</sup>	-71 <sup>ab</sup>	-61 <sup>a</sup>	-32 <sup>a</sup>	-59 <sup>a</sup>	-16 <sup>a</sup>
Abr	-49 <sup>ab</sup>	-21 <sup>a</sup>	-6 <sup>ab</sup>	-60 <sup>a</sup>	-69 <sup>ab</sup>	-68 <sup>a</sup>	-69 <sup>ab</sup>	-70 <sup>ab</sup>	-70 <sup>ab</sup>	-70 <sup>ab</sup>	-64 <sup>a</sup>	-35 <sup>a</sup>	-62 <sup>a</sup>	-21 <sup>a</sup>
Mai	-53 <sup>ab</sup>	-29 <sup>ab</sup>	-5 <sup>ab</sup>	-64 <sup>a</sup>	-77 <sup>ab</sup>	-79 <sup>a</sup>	-78 <sup>ab</sup>	-81 <sup>ab</sup>	-78 <sup>ab</sup>	-80 <sup>ab</sup>	-72 <sup>a</sup>	-41 <sup>a</sup>	-67 <sup>a</sup>	-24 <sup>a</sup>
Jun	-58 <sup>ab</sup>	-30 <sup>ab</sup>	-7 <sup>ab</sup>	-84 <sup>a</sup>	-84 <sup>a</sup>	-89 <sup>a</sup>	-91 <sup>ab</sup>	-93 <sup>ab</sup>	-82 <sup>ab</sup>	-90 <sup>ab</sup>	-87 <sup>a</sup>	-45 <sup>a</sup>	-78 <sup>a</sup>	-24 <sup>a</sup>
Jul	-54 <sup>ab</sup>	-26 <sup>ab</sup>	-4 <sup>ab</sup>	-77 <sup>a</sup>	-76 <sup>ab</sup>	-77 <sup>a</sup>	-90 <sup>ab</sup>	-87 <sup>ab</sup>	-62 <sup>ab</sup>	-79 <sup>ab</sup>	-77 <sup>a</sup>	-41 <sup>a</sup>	-71 <sup>a</sup>	-20 <sup>a</sup>
Ago	-46 <sup>ab</sup>	-18 <sup>ab</sup>	-5 <sup>ab</sup>	-58 <sup>a</sup>	-58 <sup>a</sup>	-58 <sup>a</sup>	-85 <sup>ab</sup>	-75 <sup>ab</sup>	-30 <sup>ab</sup>	-61 <sup>ab</sup>	-58 <sup>a</sup>	-34 <sup>a</sup>	-55 <sup>a</sup>	-16 <sup>a</sup>
Set	-39 <sup>ab</sup>	-3 <sup>ab</sup>	-14 <sup>a</sup>	-40 <sup>a</sup>	-40 <sup>a</sup>	-40 <sup>a</sup>	-81 <sup>ab</sup>	-64 <sup>ab</sup>	-6 <sup>ab</sup>	-44 <sup>ab</sup>	-40 <sup>a</sup>	-26 <sup>a</sup>	-40 <sup>a</sup>	-14 <sup>a</sup>
Out	-13 <sup>ab</sup>	-4 <sup>ab</sup>	-8 <sup>a</sup>	-43 <sup>a</sup>	0 <sup>b</sup>	-43 <sup>a</sup>	-84 <sup>ab</sup>	-66 <sup>ab</sup>	-13 <sup>ab</sup>	-47 <sup>ab</sup>	-43 <sup>a</sup>	-10 <sup>a</sup>	-34 <sup>a</sup>	-7 <sup>a</sup>
Nov	-40 <sup>ab</sup>	-14 <sup>ab</sup>	-34 <sup>ab</sup>	-66 <sup>a</sup>	0 <sup>b</sup>	-66 <sup>a</sup>	-88 <sup>ab</sup>	-80 <sup>ab</sup>	-43 <sup>ab</sup>	-69 <sup>ab</sup>	-66 <sup>a</sup>	-29 <sup>a</sup>	-59 <sup>a</sup>	-24 <sup>a</sup>
Dez	-55 <sup>ab</sup>	-9 <sup>ab</sup>	-18 <sup>ab</sup>	-82 <sup>a</sup>	-4 <sup>b</sup>	-83 <sup>a</sup>	-92 <sup>ab</sup>	-90 <sup>ab</sup>	-72 <sup>ab</sup>	-85 <sup>ab</sup>	-83 <sup>a</sup>	-36 <sup>a</sup>	-75 <sup>a</sup>	-21 <sup>a</sup>

\*Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação ao regime de referência, a variável é marcada com <sup>a</sup>. Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação a outra regra, a variável é marcada com <sup>b</sup>. As regras 1-3 foram comparadas à regra 14. As regras 7-10 foram comparadas à regra 11. A regra 5 foi comparada à regra 4. Descrição de variáveis no anexo C.

Já a consideração de regras fixas de vazões ambientais naturais por ano (regras 1, 2 e 3) resultou em alterações significativas para vazões médias de todos os meses em relação à consideração de variação inter-anual natural. Exceção para dois meses na adoção dos regimes com vazão de pico de 1,6 (fevereiro e abril) e 2,4 anos (setembro e outubro). Inclusive, as regras 2 e 3 apresentaram (Figura 27) menores alterações em alguns meses em relação à alteração resultante da regra (14) com variação inter-anual de vazões.



**Figura 27. Diferença percentual de médias das médias mensais.**

A aplicação da regra (11) proposta no EIA apresentou diferenças significativas de médias para todos os meses em relação às regras propostas nos estudos de viabilidade (regra 7) e à aplicação de vazões fixas, *i.e.*, DNAEE 02/1984 (regra 8),  $Q_{90}$  (regra 9) e  $Q_{7,10}$  (regra 10). Exceção para a média das diferenças relativas de vazões médias de janeiro resultantes da aplicação da  $Q_{90}$ . Observe ainda que, a adoção da  $Q_{90}$  resultou em menores alterações hidrológicas para meses de vazões mais baixas (junho a dezembro).

A antecipação do pico de cheia (regra 5) proposta no EIA (regra 4) diminuiu a alteração das médias de 5 meses (outubro a fevereiro).

Somente as regras com variação inter-anual natural de regimes (regra 14) e o de antecipação do pico de cheia (regra 5) apresentaram (Tabela 5) manutenção da variabilidade das vazões médias mensais de forma significativa em relação ao regime de referência. O primeiro, nos meses de abril e setembro, enquanto o último nos meses de outubro e novembro.

As regras que empregam vazões naturais fixas por ano (regras 1-3, 14) apresentam diferenças significativas com relação à variação inter-anual natural, exceto para alguns meses nas regras com 1,6 (regra 2) e 2,4 (regra 3) anos de recorrência da vazão máxima. Na regra 2, os meses são novembro e dezembro, enquanto que na regra 3, maio, junho e outubro.

**Tabela 5. Diferenças percentuais de desvios das médias mensais por regra\*.**

Variável	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Jan	-86 <sup>ab</sup>	-53 <sup>ab</sup>	-63 <sup>ab</sup>	-79 <sup>a</sup>	-67 <sup>ab</sup>	-77 <sup>a</sup>	-76 <sup>a</sup>	-75 <sup>a</sup>	-80 <sup>ab</sup>	-77 <sup>a</sup>	-75 <sup>a</sup>	-46 <sup>a</sup>	-67 <sup>a</sup>	-44 <sup>a</sup>
Fev	-73 <sup>ab</sup>	-32 <sup>ab</sup>	-32 <sup>ab</sup>	-61 <sup>a</sup>	-60 <sup>a</sup>	-41 <sup>a</sup>	-43 <sup>a</sup>	-38 <sup>ab</sup>	-45 <sup>a</sup>	-40 <sup>ab</sup>	-45 <sup>a</sup>	-35 <sup>a</sup>	-45 <sup>a</sup>	-8 <sup>a</sup>
Mar	-55 <sup>ab</sup>	-47 <sup>ab</sup>	-43 <sup>ab</sup>	-46 <sup>a</sup>	-29 <sup>ab</sup>	-21 <sup>a</sup>	-13 <sup>ab</sup>	-9 <sup>ab</sup>	-12 <sup>ab</sup>	-9 <sup>ab</sup>	-31 <sup>a</sup>	-32 <sup>a</sup>	-27 <sup>a</sup>	-18 <sup>a</sup>
Abr	-44 <sup>ab</sup>	-61 <sup>ab</sup>	-31 <sup>ab</sup>	-47 <sup>a</sup>	-15 <sup>ab</sup>	-18 <sup>a</sup>	-14 <sup>ab</sup>	-7 <sup>ab</sup>	-10 <sup>ab</sup>	-8 <sup>ab</sup>	-27 <sup>a</sup>	-17 <sup>a</sup>	-17 <sup>a</sup>	7
Mai	-69 <sup>ab</sup>	-64 <sup>ab</sup>	-19 <sup>a</sup>	-58 <sup>a</sup>	-41 <sup>ab</sup>	-38 <sup>a</sup>	-41 <sup>a</sup>	-35 <sup>ab</sup>	-40 <sup>a</sup>	-36 <sup>ab</sup>	-42 <sup>a</sup>	-53 <sup>a</sup>	-44 <sup>a</sup>	-22 <sup>a</sup>
Jun	-75 <sup>ab</sup>	-58 <sup>ab</sup>	-24 <sup>a</sup>	-79 <sup>a</sup>	-83 <sup>ab</sup>	-85 <sup>a</sup>	-84 <sup>ab</sup>	-83 <sup>ab</sup>	-87 <sup>ab</sup>	-84 <sup>ab</sup>	-81 <sup>a</sup>	-54 <sup>a</sup>	-65 <sup>a</sup>	-21 <sup>a</sup>
Jul	-81 <sup>ab</sup>	-61 <sup>ab</sup>	-21 <sup>ab</sup>	-100 <sup>a</sup>	-85 <sup>ab</sup>	-100 <sup>a</sup>	-100 <sup>a</sup>	-100 <sup>a</sup>	-100 <sup>a</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-100 <sup>a</sup>	-50 <sup>a</sup>	-69 <sup>a</sup>	-12 <sup>a</sup>
Ago	-78 <sup>ab</sup>	-63 <sup>ab</sup>	-13 <sup>ab</sup>	-100 <sup>a</sup>	-100 <sup>a</sup>	-100 <sup>a</sup>	-100 <sup>a</sup>	-100 <sup>a</sup>	-90 <sup>ab</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-100 <sup>a</sup>	-43 <sup>a</sup>	-76 <sup>a</sup>	-6 <sup>a</sup>
Set	-85 <sup>ab</sup>	-20 <sup>ab</sup>	-36 <sup>ab</sup>	-99 <sup>a</sup>	-99 <sup>a</sup>	-99 <sup>a</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-36 <sup>ab</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-99 <sup>a</sup>	-8 <sup>a</sup>	-92 <sup>a</sup>	-3
Out	-54 <sup>ab</sup>	-30 <sup>ab</sup>	-41 <sup>a</sup>	-95 <sup>a</sup>	0 <sup>b</sup>	-95 <sup>a</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-53 <sup>ab</sup>	-97 <sup>ab</sup>	-95 <sup>a</sup>	-41 <sup>a</sup>	-50 <sup>a</sup>	-38 <sup>a</sup>
Nov	-86 <sup>ab</sup>	-48 <sup>a</sup>	-69 <sup>ab</sup>	-100 <sup>a</sup>	0 <sup>b</sup>	-100 <sup>a</sup>	-100 <sup>a</sup>	-100 <sup>a</sup>	-93 <sup>ab</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-100 <sup>a</sup>	-53 <sup>a</sup>	-68 <sup>a</sup>	-49 <sup>a</sup>
Dez	-68 <sup>ab</sup>	-32 <sup>a</sup>	-51 <sup>ab</sup>	-90 <sup>a</sup>	-25 <sup>ab</sup>	-95 <sup>a</sup>	-94 <sup>ab</sup>	-94 <sup>ab</sup>	-96 <sup>ab</sup>	-95 <sup>ab</sup>	-92 <sup>a</sup>	-40 <sup>a</sup>	-69 <sup>a</sup>	-36 <sup>a</sup>

\*Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação ao regime de referência, a variável é marcada com <sup>a</sup>. Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação a outra regra, a variável é marcada com <sup>b</sup>. As regras 1-3 foram comparadas à regra 14. As regras 7-10 foram comparadas à regra 11. A regra 5 foi comparada à regra 4. Descrição de variáveis no anexo C.

Diferenças relativas na variabilidade das vazões médias mensais entre as regras (8-10) de vazão fixa e a regra proposta nos estudos de viabilidade em relação à regra proposta no EIA (regra 11) são significativas em grande parte dos meses, sendo que a aplicação da regra de  $Q_{90}$  (regra 9) resulta em menores alterações em 6 meses.

A regra (5) que prescreve antecipação do pulso de cheia resultou em menores alterações da variabilidade de vazões médias mensais em 8 meses (de outubro a maio) em relação à regra (4) com pulso em seu período natural.

#### *Magnitude de vazões mínimas anuais*

Diferenças relativas de previsibilidade de vazões mínimas anuais se apresentaram (Tabela 6) maiores para maiores durações em todas as regras, exceto na regra (3) de vazões sazonais naturais fixas com vazão máxima de recorrência de 2,4 anos. Observou-se manutenção da previsibilidade para a mesma regra (3) para vazões mínimas trimestrais, e para vazões mínimas diárias, de três dias, semanal e mensal para as regras de variação sazonal natural fixa com vazão máxima de 1,6 anos de recorrência (regra 2), variação inter-anual natural (regra 14) e regra da  $Q_{90}$  (regra 9).

A aplicação de variação inter-anual natural de vazões (regra 14) não apresentou diferença significativa em relação às regras de vazões com sazonalidade natural fixa e vazões máximas de 1,6 (regra 2) e 2,4 (regra 3) anos de recorrência. Apenas a regra de vazões com sazonalidade natural fixa e vazão máxima de 1 ano de recorrência (regra 1) apresentou alterações significativamente maiores em relação à aplicação da regra com variabilidade inter-anual natural (regra 14).

**Tabela 6. Diferenças percentuais de médias de mínimas anuais por regra\*.**

Variável	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Min-1dia	-29 <sup>ab</sup>	0	-16 <sup>a</sup>	-27 <sup>a</sup>	-27 <sup>a</sup>	-27 <sup>a</sup>	-79 <sup>ab</sup>	-56 <sup>ab</sup>	0 <sup>b</sup>	-32 <sup>ab</sup>	-27 <sup>a</sup>	-19 <sup>a</sup>	-28 <sup>a</sup>	-9
Min-3dias	-30 <sup>ab</sup>	0	-15 <sup>a</sup>	-28 <sup>a</sup>	-28 <sup>a</sup>	-28 <sup>a</sup>	-79 <sup>ab</sup>	-56 <sup>ab</sup>	0 <sup>b</sup>	-32 <sup>ab</sup>	-28 <sup>a</sup>	-19 <sup>a</sup>	-28 <sup>a</sup>	-9
Min-7dias	-31 <sup>ab</sup>	0	-14 <sup>a</sup>	-29 <sup>a</sup>	-29 <sup>a</sup>	-29 <sup>a</sup>	-79 <sup>ab</sup>	-57 <sup>ab</sup>	0 <sup>b</sup>	-33 <sup>ab</sup>	-29 <sup>a</sup>	-20 <sup>a</sup>	-29 <sup>a</sup>	-9
Min-30dias	-35 <sup>ab</sup>	-1	-10 <sup>a</sup>	-35 <sup>a</sup>	-35 <sup>a</sup>	-35 <sup>a</sup>	-81 <sup>ab</sup>	-61 <sup>ab</sup>	-4 <sup>b</sup>	-40 <sup>ab</sup>	-35 <sup>a</sup>	-23 <sup>a</sup>	-35 <sup>a</sup>	-9
Min-90dias	-46 <sup>ab</sup>	-16 <sup>a</sup>	-6	-62 <sup>a</sup>	-62 <sup>a</sup>	-62 <sup>a</sup>	-86 <sup>ab</sup>	-78 <sup>ab</sup>	-39 <sup>ab</sup>	-65 <sup>ab</sup>	-62 <sup>a</sup>	-34 <sup>a</sup>	-58 <sup>a</sup>	-15 <sup>a</sup>

\*Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação ao regime de referência, a variável é marcada com <sup>a</sup>. Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação a outra regra, a variável é marcada com <sup>b</sup>. As regras 1-3 foram comparadas à regra 14. As regras 7-10 foram comparados à regra 11. A regra 5 foi comparada à regra 4. Descrição de variáveis no anexo C.

As vazões ambientais propostas no EIA (regra 11) apresentaram menores alterações de vazões mínimas de forma significativa em relação à adoção do hidrograma mínimo (regra 7), da norma DNAEE 02/1984 (regra 8) e da  $Q_{7,10}$  (regra 10). No entanto, as vazões propostas no EIA apresentaram maiores alterações que a adoção da  $Q_{90}$  (regra 9) de forma significativa.

A regra (5) que prescreve antecipação do pulso de cheia manteve de forma significativa a previsibilidade de vazões mínimas anuais obtidas da aplicação do pulso em período natural (regra 4).

A variabilidade de vazões mínimas anuais de 1, 3, 7 e 30 dias foi significativamente mantida (Tabela 7) para 4 de 14 regras: regra (2) com vazões fixas com sazonalidade natural de vazão máxima de 1,6 anos de recorrência, regra da  $Q_{90}$  (9), regra (12) de regimes anuais naturais com variação inter-anual definida pelo volume hídrico do ano anterior e regra (14) com variação inter-anual natural. Destes somente a regra (14) de variação inter-anual natural manteve a variabilidade de vazões mínimas trimestrais.

**Tabela 7. Diferenças percentuais de desvios de mínimas anuais por regra\*.**

Variável	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Min-1dia	-83 <sup>ab</sup>	0	-54 <sup>ab</sup>	-79 <sup>a</sup>	-79 <sup>a</sup>	-79 <sup>a</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-1 <sup>b</sup>	-87 <sup>ab</sup>	-79 <sup>a</sup>	-16	-80 <sup>a</sup>	-5
Min-3dias	-84 <sup>ab</sup>	0	-50 <sup>ab</sup>	-81 <sup>a</sup>	-81 <sup>a</sup>	-81 <sup>a</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-2 <sup>b</sup>	-88 <sup>ab</sup>	-81 <sup>a</sup>	-15	-81 <sup>a</sup>	-4
Min-7dias	-86 <sup>ab</sup>	0	-48 <sup>ab</sup>	-83 <sup>a</sup>	-83 <sup>a</sup>	-83 <sup>a</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-3 <sup>b</sup>	-90 <sup>ab</sup>	-83 <sup>a</sup>	-13	-83 <sup>a</sup>	-4
Min-30dias	-93 <sup>ab</sup>	-9	-41 <sup>ab</sup>	-92 <sup>a</sup>	-94 <sup>a</sup>	-92 <sup>a</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-21 <sup>b</sup>	-97 <sup>ab</sup>	-92 <sup>a</sup>	-13	-92 <sup>a</sup>	-10
Min-90dias	-100 <sup>ab</sup>	-67 <sup>ab</sup>	-33 <sup>a</sup>	-99 <sup>a</sup>	-91 <sup>ab</sup>	-99 <sup>a</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-84 <sup>ab</sup>	-99 <sup>ab</sup>	-99 <sup>a</sup>	-35 <sup>a</sup>	-67 <sup>a</sup>	-6

\*Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação ao regime de referência, a variável é marcada com <sup>a</sup>. Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação a outra regra, a variável é marcada com <sup>b</sup>. As regras 1-3 foram comparadas à regra 14. As regras 7-10 foram comparados à regra 11. A regra 5 foi comparada à regra 4. Descrição de variáveis no anexo C.

A adoção de variação inter-anual natural de vazões na regra 14 reduziu de forma significativa a alteração de vazões mínimas anuais com relação à regra (1) de vazões com sazonalidade natural e recorrência de máxima de 1 ano. Em compensação, não houve diminuição de alterações para mínimas de 1, 3, 7 e 30 dias em relação à regra (2) de vazões com sazonalidade natural e recorrência de máxima de 1,6 anos e para míni-



mas trimestrais em relação à regra (2) de vazões com sazonalidade natural e recorrência de vazão máxima de 2,4 anos.

De forma geral, as vazões ambientais propostas no EIA reduziram de forma significativa as alterações na variabilidade de vazões mínimas em relação ao hidrograma mínimo (regra 7) e às regras fixas (8 e 10), exceto para as vazões mínimas anuais de 1, 3, 7 e 30 dias obtidas da adoção da Q<sub>90</sub>.

A antecipação do pulso de cheia (regra 5) proposta no EIA (regra 4) não resultou em alteração significativa da variabilidade de vazões mínimas anuais.

#### *Magnitude de vazões máximas anuais*

A previsibilidade das vazões máximas anuais foi alterada de forma significativa (Tabela 8) em todas as regras para todas as durações analisadas, onde se observou diminuição de magnitudes.

**Tabela 8. Diferenças percentuais de médias das máximas anuais por regra\*.**

Variável	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Max-1dia	-43 <sup>ab</sup>	-18 <sup>a</sup>	-10 <sup>ab</sup>	-55 <sup>a</sup>	-55 <sup>a</sup>	-59 <sup>a</sup>	-60 <sup>a</sup>	-60 <sup>a</sup>	-60 <sup>a</sup>	-60 <sup>a</sup>	-58 <sup>a</sup>	-32 <sup>a</sup>	-57 <sup>a</sup>	-20 <sup>a</sup>
Max-3dias	-43 <sup>ab</sup>	-18 <sup>a</sup>	-11 <sup>ab</sup>	-55 <sup>a</sup>	-55 <sup>a</sup>	-60 <sup>a</sup>	-60 <sup>a</sup>	-60 <sup>a</sup>	-60 <sup>a</sup>	-60 <sup>a</sup>	-58 <sup>a</sup>	-32 <sup>a</sup>	-57 <sup>a</sup>	-20 <sup>a</sup>
Max-7dias	-43 <sup>ab</sup>	-18 <sup>a</sup>	-11 <sup>ab</sup>	-55 <sup>a</sup>	-55 <sup>a</sup>	-60 <sup>a</sup>	-61 <sup>a</sup>	-61 <sup>a</sup>	-61 <sup>a</sup>	-61 <sup>a</sup>	-58 <sup>a</sup>	-33 <sup>a</sup>	-57 <sup>a</sup>	-20 <sup>a</sup>
Max-30dias	-45 <sup>ab</sup>	-18 <sup>a</sup>	-11 <sup>ab</sup>	-56 <sup>a</sup>	-56 <sup>a</sup>	-62 <sup>a</sup>	-64 <sup>a</sup>	-64 <sup>a</sup>	-64 <sup>a</sup>	-64 <sup>a</sup>	-59 <sup>a</sup>	-34 <sup>a</sup>	-58 <sup>a</sup>	-21 <sup>a</sup>
Max-90dias	-50 <sup>ab</sup>	-19 <sup>a</sup>	-8 <sup>ab</sup>	-60 <sup>a</sup>	-60 <sup>a</sup>	-70 <sup>a</sup>	-71 <sup>a</sup>	-73 <sup>ab</sup>	-72 <sup>a</sup>	-72 <sup>a</sup>	-65 <sup>a</sup>	-36 <sup>a</sup>	-63 <sup>a</sup>	-21 <sup>a</sup>

\*Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação ao regime de referência, a variável é marcada com <sup>a</sup>.

Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação a outra regra, a variável é marcada com <sup>b</sup>. As regras 1-3 foram comparadas à regra 14. As regras 7-10 foram comparados à regra 11. A regra 5 foi comparada à regra 4.

Descrição de variáveis no anexo C.

A aplicação de vazões fixas com sazonalidade natural (regras 1-3) resultaram em diferentes alterações das vazões máximas em relação à regra (14) que considera variabilidade inter-anual. A regra com vazão máxima de 1 ano de recorrência apresentou significativamente maiores alterações. A regra com vazão máxima de 1,6 anos de recorrência não apresentou significativamente diferença de alterações. A regra com vazão máxima de 2,4 anos de recorrência apresentou significativamente menores alterações. Estes resultados sugerem que cheias com maior tempo de recorrência têm apresentado maior influência nas análises de alterações de vazões máximas. Além disso, observa-se que adotar variabilidade inter-anual não apresenta vantagens quanto à previsibilidade de vazões máximas anuais em relação à adoção em todos os anos de regime hidrológico natural com vazão máxima de 1,6 anos de recorrência.

A alteração da previsibilidade de vazões máximas pela adoção das vazões ambientais propostas no EIA são significativamente equivalentes às obtidas da adoção do hi-

drograma mínimo (regra 7) ou de regras de vazões fixas (regras 8-10), exceto para vazão máxima trimestral resultante da aplicação da norma DNAEE 02/1984 (regra 8). Isto significa que a limitação de  $14000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  de vazão de turbinagem proporciona resultados similares para previsibilidade de vazões máximas com liberação ou não de pulso com  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  por 30 dias.

A antecipação do pulso de cheia (regra 4) proposta no EIA (regra 5) não resulta diferença de alteração de previsibilidade de vazões máximas anuais.

A variabilidade de vazões máximas anuais resultantes de regras que prescreviam pulsos de cheia (regras 1-5 e 12) foi reduzida de forma significativa (Tabela 9), exceto para aplicação das vazões ambientais propostas no EIA (regra 11) e de aplicação de vazões ambientais com variabilidade inter-anual natural (regras 13 e 14). Maiores diminuições da variabilidade são observadas para vazões máximas de maiores durações.

**Tabela 9. Diferenças percentuais de desvios das máximas anuais por regra\*.**

Variável	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Max-1dia	-66 <sup>ab</sup>	-59 <sup>ab</sup>	-49 <sup>ab</sup>	-31	-31	-7	-1	0	0	0	-16	-36 <sup>a</sup>	-9	-14
Max-3dias	-66 <sup>ab</sup>	-59 <sup>ab</sup>	-49 <sup>ab</sup>	-31	-31	-7	-1	0	0	0	-16	-37 <sup>a</sup>	-10	-15
Max-7dias	-67 <sup>ab</sup>	-59 <sup>ab</sup>	-50 <sup>ab</sup>	-32 <sup>a</sup>	-32 <sup>a</sup>	-8	-2	0	-1	0	-17	-38 <sup>a</sup>	-10	-15
Max-30dias	-73 <sup>ab</sup>	-61 <sup>ab</sup>	-51 <sup>ab</sup>	-45 <sup>a</sup>	-44 <sup>a</sup>	-15	-6	-3	-4	-3	-25	-39 <sup>a</sup>	-18	-14
Max-90dias	-73 <sup>ab</sup>	-63 <sup>ab</sup>	-42 <sup>ab</sup>	-56 <sup>a</sup>	-53 <sup>a</sup>	-23	-17	-11	-15	-12	-33 <sup>a</sup>	-24	-16	14

\*Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação ao regime de referência, a variável é marcada com <sup>a</sup>. Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação a outra regra, a variável é marcada com <sup>b</sup>. As regras 1-3 foram comparadas à regra 14. As regras 7-10 foram comparados à regra 11. A regra 5 foi comparada à regra 4. Descrição de variáveis no anexo C.

A variabilidade inter-anual natural (regra 14) mostrou ser significativamente melhor para a conservação da variabilidade de máximas anuais no TVR ao não alterar estas variáveis em relação ao regime de referência, com relação à adoção de regimes fixos com sazonalidade natural de diferentes recorrências de vazão máxima (regras 1-3).

A adoção das vazões ambientais propostas no EIA não apresentaram melhoria significativa na variabilidade de vazões máximas anuais em relação à adoção das vazões propostas nos estudos de viabilidades (regra 7) e à adoção de vazões fixas (regras 8-10). Pelo contrário, apresentaram alteração significativa para a variabilidade de vazões máximas trimestrais em relação ao regime de referência.

A antecipação do pulso de cheias (regra 5) proposto no EIA (regra 4) não apresentou diferença significativa quanto à variabilidade de vazões máximas no TVR.

### Vazão anual de base

Aumento significativo da vazão de base em relação ao regime de referência foi observado em todas as regras (Tabela 10), exceto nas vazões propostas nos estudos de viabilidades (regra 7) e na adoção de regime fixo com sazonalidade natural e vazão máximas de 2,4 anos de recorrência (regra 3). Em compensação, a regra 7 apresentou alteração significativa da variabilidade de vazões basais (Tabela 11) em relação ao regime de referência. As regras (12 e 14) de regimes naturais com variabilidade inter-anual e as regras de regime fixo com sazonalidade natural e vazão máxima de 1,6 (regra 2) e 2,4 (regra 3) anos de recorrência não apresentaram alteração significativa das vazões basais, assim como a adoção em todos os anos do regime com pulso de  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  proposto no EIA (regra 4).

**Tabela 10. Diferenças relativas de previsibilidade (médias) do regime hidrológico por regra\*.**

Variável	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Qbase	42 <sup>ab</sup>	23 <sup>a</sup>	-4 <sup>b</sup>	111 <sup>a</sup>	72 <sup>ab</sup>	224 <sup>a</sup>	19 <sup>b</sup>	179 <sup>a</sup>	285 <sup>ab</sup>	257 <sup>ab</sup>	165 <sup>a</sup>	29 <sup>a</sup>	153 <sup>a</sup>	20 <sup>a</sup>
DiaMin	-4 <sup>ab</sup>	0	0	1	-32 <sup>ab</sup>	1	0 <sup>b</sup>	0 <sup>b</sup>	1	1	1	-3 <sup>a</sup>	-1	-1
DiaMax	-2	-12 <sup>ab</sup>	11 <sup>ab</sup>	-1	-34	2	3	0	-4	0	0	-7	-3	-4
No.pulsec	-5	-5	-8	71 <sup>a</sup>	50 <sup>a</sup>	8	8 <sup>b</sup>	8 <sup>b</sup>	8 <sup>b</sup>	8 <sup>b</sup>	37 <sup>a</sup>	-3	29 <sup>a</sup>	-8
Dur.pulsec	44 <sup>ab</sup>	14	12	-10	-6	66 <sup>a</sup>	66 <sup>a</sup>	66 <sup>a</sup>	66 <sup>a</sup>	66 <sup>a</sup>	22	27 <sup>a</sup>	25	21 <sup>a</sup>
No.pulcheia	-5	-16	-3 <sup>b</sup>	-70 <sup>a</sup>	-70 <sup>a</sup>	-70 <sup>a</sup>	-70 <sup>a</sup>	-70 <sup>a</sup>	-70 <sup>a</sup>	-70 <sup>a</sup>	-70 <sup>a</sup>	0	-54 <sup>a</sup>	-19 <sup>a</sup>
Dur.pulcheia	-83 <sup>ab</sup>	-16	-7	-82 <sup>a</sup>	-82 <sup>a</sup>	-82 <sup>a</sup>	-82 <sup>a</sup>	-82 <sup>a</sup>	-82 <sup>a</sup>	-82 <sup>a</sup>	-82 <sup>a</sup>	-58 <sup>a</sup>	-83 <sup>a</sup>	-17
Tx.subida	-30 <sup>ab</sup>	-6 <sup>ab</sup>	-10 <sup>a</sup>	4	-23 <sup>ab</sup>	38 <sup>a</sup>	48 <sup>ab</sup>	50 <sup>ab</sup>	20 <sup>a</sup>	48 <sup>ab</sup>	19 <sup>a</sup>	-19 <sup>a</sup>	-11 <sup>a</sup>	-13 <sup>a</sup>
Tx.queda	-31 <sup>ab</sup>	-23 <sup>a</sup>	-14 <sup>ab</sup>	16 <sup>a</sup>	7 <sup>ab</sup>	70 <sup>a</sup>	77 <sup>ab</sup>	81 <sup>ab</sup>	37 <sup>a</sup>	78 <sup>ab</sup>	38 <sup>a</sup>	-27 <sup>a</sup>	-5 <sup>a</sup>	-22 <sup>a</sup>
No.reversao	19 <sup>ab</sup>	-4	-7	-35 <sup>a</sup>	-17 <sup>ab</sup>	-65 <sup>a</sup>	-66 <sup>ab</sup>	-67 <sup>ab</sup>	-58 <sup>a</sup>	-67 <sup>ab</sup>	-51 <sup>a</sup>	11	-26 <sup>a</sup>	-4

\*Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação ao regime de referência, a variável é marcada com <sup>a</sup>. Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação a outra regra, a variável é marcada com <sup>b</sup>. As regras 1-3 foram comparadas à regra 14. As regras 7-10 foram comparadas à regra 11. A regra 5 foi comparada à regra 4. Descrição de variáveis no anexo C.

A adoção de variabilidade inter-anual natural de vazões ambientais (regra 14) apresentou resultados diferentes em relação à adoção de regra fixa de vazões com sazonalidade natural (regras 1-3). Vazões ambientais com sazonalidade natural e recorrência de vazão máxima de 1 ano (regra 1) apresentou significativamente maiores vazões basais. Vazões ambientais com sazonalidade natural e recorrência de vazão máxima de 1,6 anos (regra 2) resultou em diferenças similares de vazões basais em relação ao regime de referência. Vazões ambientais com sazonalidade natural e recorrência de vazão máxima de 2,4 anos (regra 3) apresentou significativamente menores vazões basais. A variabilidade da vazão basal quando da aplicação das regras 1 e 3 foi também significativamente diferente.

**Tabela 11. Diferenças relativas de variabilidade (desvios) do regime hidrológico por regra\*.**

Variável	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Qbase	-51 <sup>ab</sup>	10	-31 <sup>b</sup>	44	63 <sup>a</sup>	485 <sup>a</sup>	201 <sup>ab</sup>	872 <sup>ab</sup>	492 <sup>a</sup>	868 <sup>ab</sup>	418 <sup>a</sup>	2	600 <sup>a</sup>	43
DiaMin	3	0	-51 <sup>ab</sup>	-59 <sup>a</sup>	372 <sup>ab</sup>	-59 <sup>a</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-100 <sup>ab</sup>	-36 <sup>ab</sup>	-76 <sup>ab</sup>	-59 <sup>a</sup>	4	-4	4
DiaMax	-3 <sup>ab</sup>	-3 <sup>a</sup>	-2 <sup>a</sup>	-2 <sup>a</sup>	6 <sup>ab</sup>	-1	-1	0	5 <sup>ab</sup>	0	-1	-3 <sup>a</sup>	-2	-2 <sup>a</sup>
No.pulseca	-28	-28	-32 <sup>a</sup>	-4	43 <sup>b</sup>	21	21	21	21	21	12	-25	34	-32 <sup>a</sup>
Dur.pulseca	16	-10	-20	92 <sup>a</sup>	81 <sup>a</sup>	189 <sup>a</sup>	189 <sup>a</sup>	189 <sup>a</sup>	189 <sup>a</sup>	189 <sup>a</sup>	150 <sup>a</sup>	21	171 <sup>a</sup>	-10
No.pulcheia	6 <sup>b</sup>	-51 <sup>a</sup>	-3 <sup>b</sup>	28	28	28	28	28	28	28	28	12	72 <sup>a</sup>	-65 <sup>a</sup>
Dur.pulcheia	-84 <sup>ab</sup>	-54 <sup>ab</sup>	-3	-73 <sup>a</sup>	-73 <sup>a</sup>	-73 <sup>a</sup>	-73 <sup>a</sup>	-73 <sup>a</sup>	-73 <sup>a</sup>	-73 <sup>a</sup>	-73 <sup>a</sup>	-29 <sup>a</sup>	-77 <sup>a</sup>	-4
Tx.subida	-32 <sup>ab</sup>	2 <sup>b</sup>	1 <sup>b</sup>	-19 <sup>a</sup>	-14 <sup>ab</sup>	7 <sup>a</sup>	13 <sup>ab</sup>	12 <sup>ab</sup>	14 <sup>ab</sup>	12 <sup>ab</sup>	-5 <sup>a</sup>	-15 <sup>a</sup>	-22 <sup>a</sup>	-4 <sup>a</sup>
Tx.queda	-29 <sup>a</sup>	-32 <sup>ab</sup>	-12 <sup>ab</sup>	-16 <sup>a</sup>	3 <sup>b</sup>	13 <sup>a</sup>	25 <sup>ab</sup>	15 <sup>ab</sup>	21 <sup>ab</sup>	16 <sup>ab</sup>	2	-26 <sup>a</sup>	-16 <sup>a</sup>	-28 <sup>a</sup>
No.reversao	-62 <sup>ab</sup>	-25	-27	-73 <sup>a</sup>	-19 <sup>b</sup>	-56 <sup>a</sup>	-45 <sup>a</sup>	-46 <sup>a</sup>	-41 <sup>a</sup>	-46 <sup>a</sup>	-45 <sup>a</sup>	-16	27	-30

\*Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação ao regime de referência, a variável é marcada com <sup>a</sup>. Se existe diferença significativa ao nível de 5% em relação a outra regra, a variável é marcada com <sup>b</sup>. As regras 1-3 foram comparadas à regra 14. As regras 7-10 foram comparados à regra 11. A regra 5 foi comparada à regra 4. Descrição de variáveis no anexo C.

Vazões ambientais propostas no EIA (regra 11) apresentaram aumento de vazões basais significativamente menores que a adoção da Q<sub>90</sub> (regra 9) e da Q<sub>7,10</sub> (regra 10). Em compensação, o aumento foi similar ao obtido da adoção da norma DNAEE 02/1984 (regra 8) e significativamente superior ao obtido da adoção do hidrograma mínimo (regra 7). Regra 7 que também apresentou menor alteração da variabilidade da vazão basal, enquanto que as regras 8 e 10 resultaram em alterações ainda maiores.

A antecipação do pulso de cheia (regra 5) proposto no EIA (regra 4) resultou em diminuição do aumento da vazão de base. Já a variabilidade de vazões basais foi similar para as duas regras.

#### *Período de ocorrência de mínimas anuais*

A alteração da previsibilidade do dia de vazão mínima foi observado para a adoção das regras de regime fixo de sazonalidade natural e vazão máxima de 1 ano de recorrência (regra 1), de antecipação do pico de cheia do EIA (regra 5) e de variação inter-anual de regimes naturais em função do volume hídrico no TVR no ano anterior. Por sinal, todas as modificações foram para antecipação do dia de vazão mínima anual. Em compensação, a variabilidade do dia de ocorrência de vazões mínimas foi alterada em todas as regras relacionadas à proposta do EIA (regras 4-6 e 11), regra de hidrograma mínimo (regra 7), regras de vazões fixas (regras 8-10) e regra de regime fixo com sazonalidade natural e vazão máxima de 2,4 anos de recorrência (regra 3).

A incorporação de variação inter-anual de regimes naturais (regra 14) resultou em não-alteração de previsibilidade do dia de ocorrência de vazões mínimas anuais em relação ao regime fixo de sazonalidade natural e vazão máxima de 1 ano de recorrência

(regra 1). Além disso, a regra 14 não apresenta a alteração de variabilidade do dia de ocorrência de vazões mínimas anuais observada da adoção do regime fixo de sazonalidade natural e vazão máxima de 2,4 anos de recorrência (regra 3).

As vazões ambientais propostas no EIA (regra 11) apresentam diferenças de dia de ocorrência de vazões mínimas anuais em relação ao hidrograma mínimo (regra 7) e à adoção de vazões fixas (regras 8-10) apenas quanto à variabilidade. A adoção da  $Q_{90}$  (regra 9) é a única das regras que apresenta menor diferença de variabilidade em relação ao regime de referência, enquanto as demais regras apresentam maior diferença.

A antecipação do pulso de cheia (regra 5) proposto no EIA (regra 4) resulta em antecipação significativa do dia de ocorrência de mínimas e em maior diferença de variabilidade.

#### *Período de ocorrência de máximas anuais*

Quanto à alteração da previsibilidade do dia de ocorrência de máximas anuais, somente duas regras apresentaram alteração significativa. A adoção do regime fixo de sazonalidade natural e vazão máxima de 1,6 anos de recorrência (regra 2) apresentou antecipação, enquanto o de 2,4 anos de recorrência (regra 3), atraso. Já para a variabilidade, 8 de 14 regras apresentaram alteração significativa.

A variação inter-anual (regra 14) não diminuiu o nível de alteração em relação à adoção de regimes fixos com sazonalidade natural (regras 1-3), embora tenha apresentado menor variabilidade que o regime com vazão máxima de 1 ano de recorrência (regra 1).

As vazões ambientais propostas no EIA (regra 11) apresentaram variabilidade similar ao regime de referência e à adoção de vazões fixas (regras 8 e 10), exceto a aplicação da  $Q_{90}$  que resultou em alteração significativa em relação ao regime de referência.

A antecipação do pulso de cheia (regra 5) proposto no EIA (regra 4) resultou em maior variabilidade do dia de ocorrência de máximas anuais.

#### *Número de pulsos e duração de estiagens*

Regras baseadas nas vazões ambientais propostas no EIA (regras 4, 5, 11 e 13) apresentaram aumento significativo do número de pulsos de estiagem. No entanto, a variabilidade do número de pulsos de estiagem por ano destas regras foi similar à do regime de referência. Já a adoção do regime com variação inter-anual de regimes naturais e do regime fixo de vazão com sazonalidade natural e recorrência de vazões máximas de

2,4 anos apresentou variabilidade do número de pulsos de estiagem similar entre si e superior ao regime de referência.

As vazões ambientais propostas no EIA (regra 11) resultaram em aumento significativo do pulso de estiagem em relação à adoção do hidrograma mínimo (regra 7) e de vazões fixas (regras 8-10).

A antecipação do pulso de cheia (regra 5) proposto no EIA (regra 4) resultou em maior variabilidade do número de pulsos de estiagem por ano.

A análise da alteração da previsibilidade da duração de pulsos de estiagem resultou na identificação de que 8 regras de 14 tiveram aumento significativo da duração. Dentre eles, constam as regras de regimes naturais com variação inter-anual (regras 12 e 14) e de regime fixo com sazonalidade natural e vazão máxima de recorrência de 1 ano (regra 1), hidrograma mínimo (regra 7), regras (8-10) de vazões fixas e regra com pulso de  $4000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  por um mês. Já a variabilidade da duração de pulsos de estiagem foi amplificada em todas as regras que se basearam nas vazões ambientais do EIA (regras 4-6, 11 e 13), no hidrograma mínimo (regra 7) e nas regras de vazões fixas (regra 8-10).

A incorporação de variação inter-anual natural (14) diminui a alteração de previsibilidade da duração de pulsos de estiagem com relação à regra de regime fixo com sazonalidade natural e recorrência de vazão máxima de 1 ano (regra 1). Não há melhoria sensível quanto às demais regras de vazões com sazonalidade natural (2 e 3) quanto à previsibilidade e variabilidade da duração de pulsos de estiagem.

As vazões ambientais propostas no EIA (regra 11) não apresentaram diferença significativa à aplicação do hidrograma mínimo (regra 7), nem à aplicação de vazões fixas (regras 8-10) quanto à previsibilidade e variabilidade da duração de pulsos de estiagem.

A antecipação do pulso de cheia (regra 5) proposto no EIA (regra 4) não apresentou diferença significativa quanto à previsibilidade e variabilidade da duração de pulsos de estiagem.

#### *Número de pulsos e duração de cheias*

Vazões ambientais que consideram a sazonalidade natural (regras 1-3 e 12) não exibiram redução significativa do número de pulsos de cheia por ano, exceto quando da consideração de variação inter-anual (regra 14). Todas as demais regras diminuíram significativamente o número de pulsos de cheia por ano. Por outro lado, apenas 2 regras apresentaram alteração significativa da variabilidade do número de pulsos de cheia por

ano. A regra de vazões com sazonalidade natural e vazão máxima de recorrência de 1,6 anos (regra 2) apresentou menor variabilidade, enquanto a regra de variação inter-anual natural de regimes propostos no EIA (regra 13), maior variabilidade.

A incorporação de variação inter-anual natural (regra 14) diminui significativamente a previsibilidade do número de pulsos de cheia com relação à regra de regime fixo com sazonalidade natural e recorrência de vazão máxima de 2,4 anos (regra 3). Não há melhoria sensível quanto às demais regras de vazões com sazonalidade natural (1 e 2) quanto à previsibilidade e há diminuição da variabilidade do número de pulsos de cheia por ano em relação às regras 1 e 3.

As vazões ambientais propostas no EIA (regra 11) não apresentaram diferença significativa à aplicação do hidrograma mínimo (regra 7), nem à aplicação de vazões fixas (regras 8-10) quanto à previsibilidade e variabilidade do número de pulsos de cheia por ano.

A antecipação do pulso de cheia (regra 5) proposto no EIA (regra 4) não apresentou diferença significativa quanto à previsibilidade e variabilidade do número de pulsos de cheia por ano.

Vazões ambientais que consideram a sazonalidade natural (regras 2, 3 e 14) não exibiram redução significativa da duração de pulsos de cheia, exceto o regime fixo com vazão máxima de 1 ano de recorrência (regra 1) e a regra que considera a variação inter-anual com base no volume hídrico no TVR no ano anterior (regra 12). Todas as demais regras diminuíram significativamente a duração de pulsos de cheia. No entanto, apenas as regras 3 e 14 não apresentaram redução significativa da variabilidade da duração de pulsos de cheia.

A incorporação de variação inter-anual natural (regra 14) aumenta significativamente a duração de pulsos de cheia com relação à regra de regime fixo com sazonalidade natural e recorrência de vazão máxima de 1 ano (regra 1), a ponto de não apresentar alteração em relação ao regime de referência. Da mesma forma acontece quanto à variabilidade da duração de pulsos de cheia em relação às regras de vazões com sazonalidade natural e 1 e (regra 1) 1,6 (regra 2) anos de recorrência de vazões máximas.

As vazões ambientais propostas no EIA (regra 11) não apresentaram diferença significativa à aplicação do hidrograma mínimo (regra 7), nem à aplicação de vazões fixas (regras 8-10) quanto à previsibilidade e variabilidade da duração de pulsos de cheia.

A antecipação do pulso de cheia (regra 5) proposto no EIA (regra 4) não apresentou diferença significativa quanto à previsibilidade e variabilidade da duração de pulsos de cheia.

#### *Gradiente de vazões*

Todas as regras apresentaram alteração significativa na previsibilidade da taxa de ascensão de vazões, exceto a regra (4) que propõe regime com pulso de  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  por um mês, proposto no EIA. Das alterações, as regras que se baseiam em regimes com sazonalidade natural (regras 1-3, 12 e 14), as regras de antecipação de pico de cheia proposta no EIA (regra 5) e a regra de variação inter-anual natural de regimes anuais propostos no EIA (regra 13) apresentaram diminuição das taxas de ascensão ou ascensão mais lenta de hidrogramas. As demais regras apresentaram ascensão mais rápida. Quanto à variabilidade, apenas os regimes fixos com sazonalidade natural de 1,6 (regra 2) e 2,4 (regra 3) anos de recorrência da vazão máxima não sofreram alteração significativa. As regras com aplicação de vazão fixa (regras 8-10), o hidrograma mínimo (regra 7) e a regra (6) que propõe regime com pulso de  $4000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  por um mês, proposto no EIA, apresentam aumento de variabilidade de ascensão de vazões. As demais regras têm diminuição da variabilidade de ascensão de vazões.

A incorporação de variação inter-anual natural (regra 14) apresentou resultados diferentes de alteração da previsibilidade de ascensão de vazões em relação aos regimes fixos com sazonalidade natural (regra 1-3). O regime fixo com vazão máxima de 1 ano de recorrência (regra 1) apresentou diminuição da previsibilidade de ascensão. O regime fixo com vazão máxima de 2,4 anos de recorrência (regra 3) apresentou resultado similar. O regime fixo com vazão máxima de 1,6 anos de recorrência (regra 2) apresentou aumento da previsibilidade de ascensão. A consideração de variação inter-anual natural (regra 14) apresentou diminuição significativa da variabilidade de ascensão de vazões em relação aos regimes fixos com sazonalidade natural e vazão máxima de 1,6 (regra 2) e 2,4 (regra 3) anos de recorrência e ao regime de referência, e aumento em relação ao de 1 ano (regra 1).

As vazões ambientais propostas no EIA (regra 11) resultaram em alterações similares da previsibilidade de ascensão de vazões à adoção da  $Q_{90}$  (regra 9) e menores que a adoção de outras vazões fixas (regras 8 e 10) e do hidrograma mínimo (regra 7). Além disso, obteve-se menores alterações da variabilidade da ascensão de vazões em relação a todos os regimes de vazão fixa e ao hidrograma mínimo.



A antecipação do pulso da cheia (regra 5) proposta no EIA (regra 4) resultou em menor previsibilidade e maior variabilidade de ascensão de vazões.

Todas as regras apresentaram alteração significativa da previsibilidade da recessão de vazões. As regras (1-3, 12 e 14) com sazonalidade natural e a regra com variação inter-anual natural de regimes propostos no EIA (regra 13) apresentam diminuição da previsibilidade da recessão. As demais regras, aumento da previsibilidade da recessão. Quanto à variabilidade da recessão, as regras de antecipação do pulso de cheia proposta no EIA (regra 5) e a proposta do EIA (regra 11) não apresentaram alteração significativa. As regras (1-3, 12 e 14) com sazonalidade natural, a regra com pulso de cheia de  $8000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (regra 4) e a regra com variação inter-anual natural de regimes propostos no EIA (regra 13) apresentam diminuição da variabilidade da recessão. As demais regras, aumento da variabilidade da recessão de vazões.

A incorporação da variação inter-anual natural de vazões apresentou resultados diferentes quanto à adoção de regimes fixos de vazões com sazonalidade natural. O regime fixo com vazão máxima de 1 ano de recorrência (regra 1) apresentou diminuição da previsibilidade de recessão. O regime fixo com vazão máxima de 1,6 anos de recorrência (regra 2) apresentou resultado similar. O regime fixo com vazão máxima de 2,4 anos de recorrência (regra 3) apresentou aumento da previsibilidade de recessão. Quanto à variabilidade da recessão, a regra 2 apresentou maior diminuição da variabilidade de recessão de vazões, a regra 1, resultado similar e a regra 3, maior aproximação da variabilidade de recessões ao regime de referência.

As vazões ambientais propostas no EIA (regra 11) resultaram em alterações similares da previsibilidade de recessão de vazões à adoção da  $Q_{90}$  (regra 9) e menores que a adoção de outras vazões fixas (regras 8 e 10) e do hidrograma mínimo (regra 7). Além disso, obteve-se menores alterações da variabilidade da recessão de vazões em relação a todos os regimes de vazão fixa e ao hidrograma mínimo.

A antecipação do pulso da cheia (regra 5) proposta no EIA (regra 4) resultou em menor alteração da previsibilidade e da variabilidade de recessão de vazões.

Regras (2, 3, 12 e 14) com sazonalidade natural de regime hidrológico apresentaram menor alteração da previsibilidade do número de reversões de vazões por ano, exceto o regime fixo com 1 ano de recorrência de vazão máxima (regra 1). Esta foi, por sinal, a única regra a apresentar maior previsibilidade no número de reversões por ano. As demais regras apresentaram menor previsibilidade no número de reversões por ano. Quanto à variabilidade no número de reversões por ano, a regra (5) de antecipação do

pulso de cheia proposto no EIA, a regra (13) com variação inter-anual natural de regimes propostos no EIA e as regras (2, 3, 12 e 14) com sazonalidade natural, exceto a regra 1, não apresentaram alteração significativa. Todas as demais apresentaram diminuição da variabilidade do número de reversões de vazões por ano.

O regime fixo com sazonalidade natural e vazão máxima de 1 ano de recorrência (regra 1) foi a única das regras com sazonalidade natural a apresentar alterações significativas da previsibilidade e variabilidade do número de reversões por ano. Observou-se aumento do número de reversões por ano e diminuição da variabilidade.

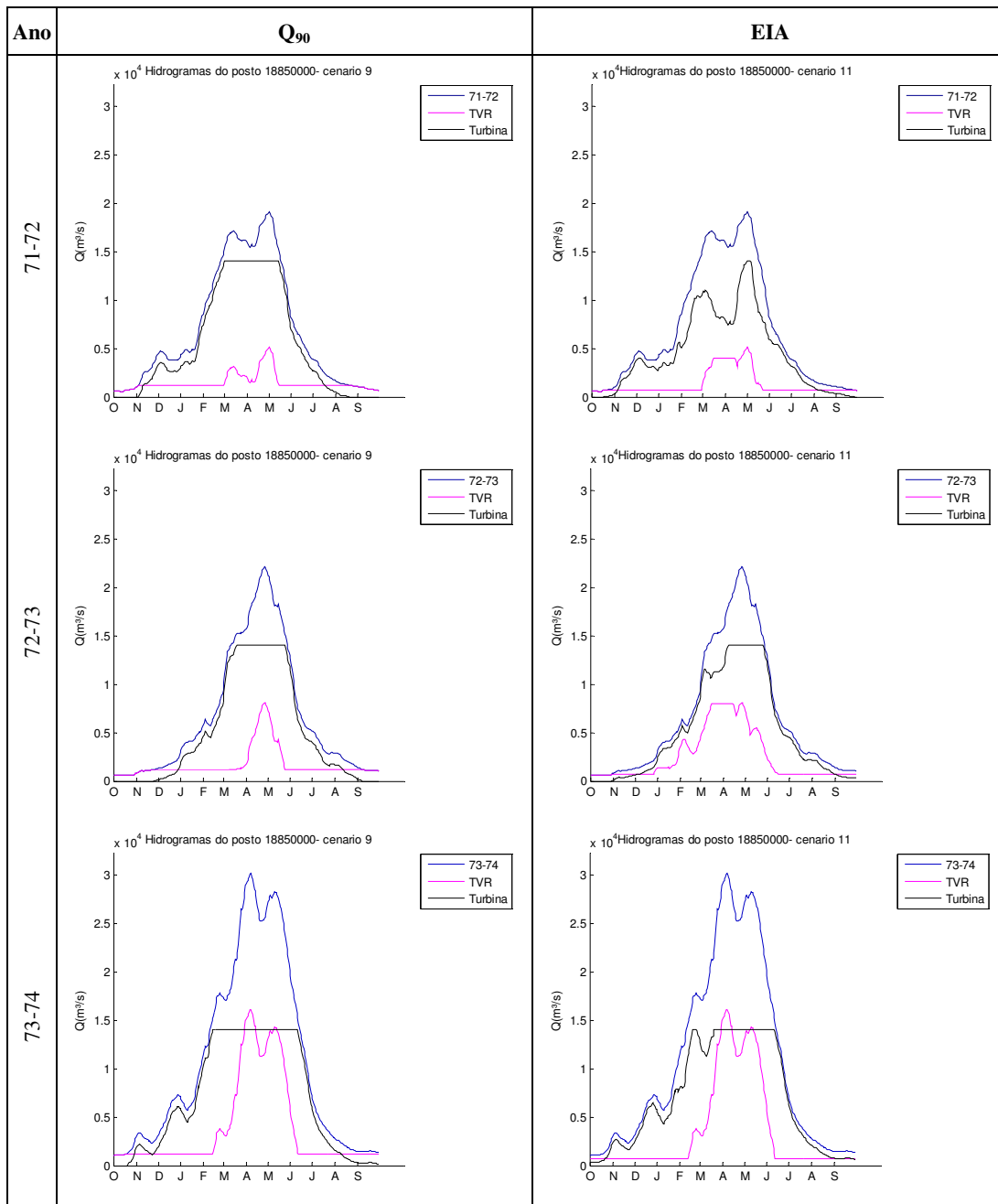
As vazões ambientais propostas no EIA (regra 11) resultaram em alterações similares da previsibilidade do número de reversões de vazões por ano à adoção da  $Q_{90}$  (regra 9) e menores que a adoção de outras vazões fixas (regras 8 e 10) e do hidrograma mínimo (regra 7). Além disso, obteve-se alterações similares da variabilidade do número de reversões de vazões por ano em relação a todos os regimes de vazão fixa e ao hidrograma mínimo.

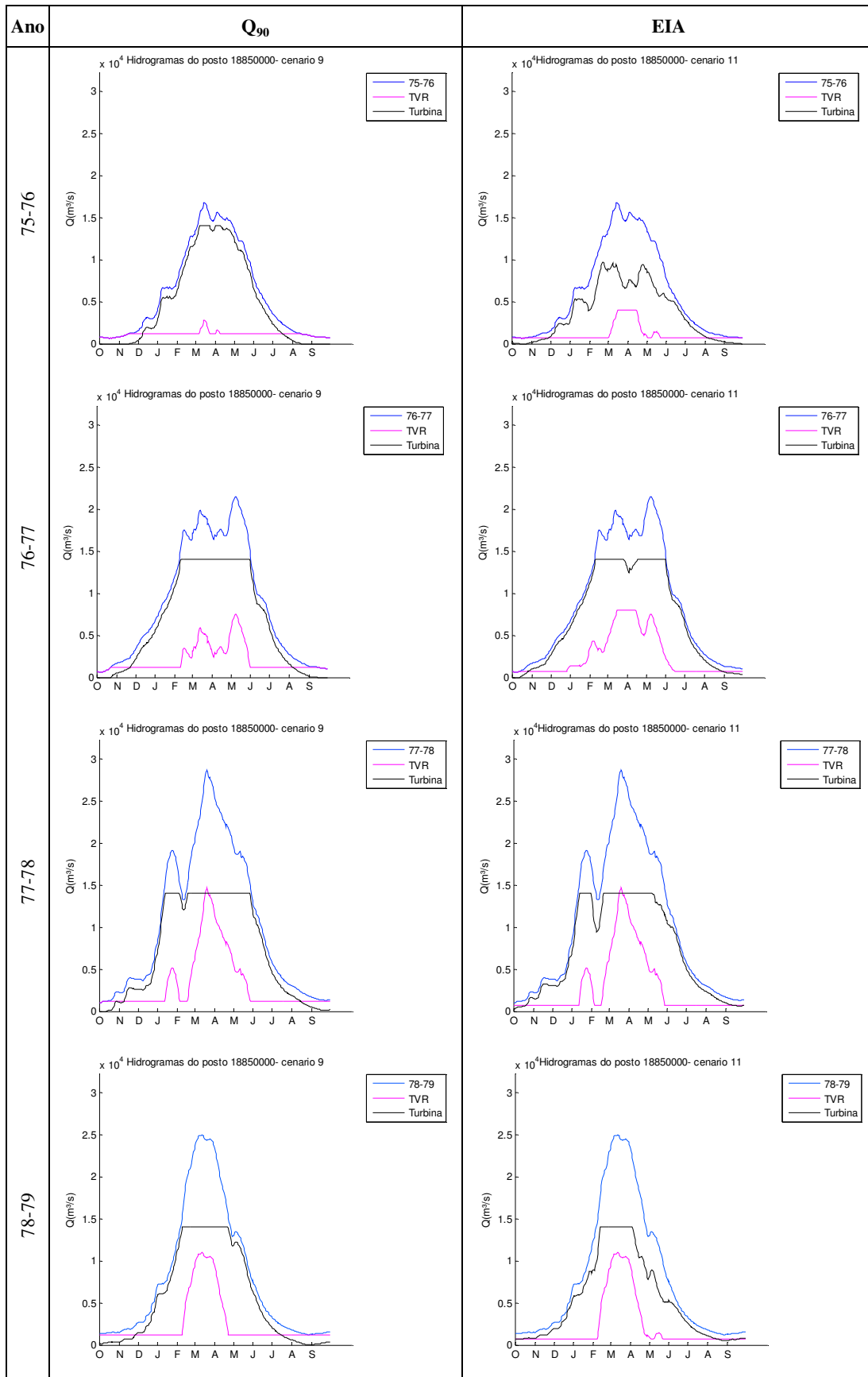
A antecipação do pulso da cheia (regra 5) proposta no EIA (regra 4) resultou em menor alteração da previsibilidade e da variabilidade de recessão de vazões, inclusive fazendo com que a diferença de variabilidade em relação ao regime de referência não seja significativa.

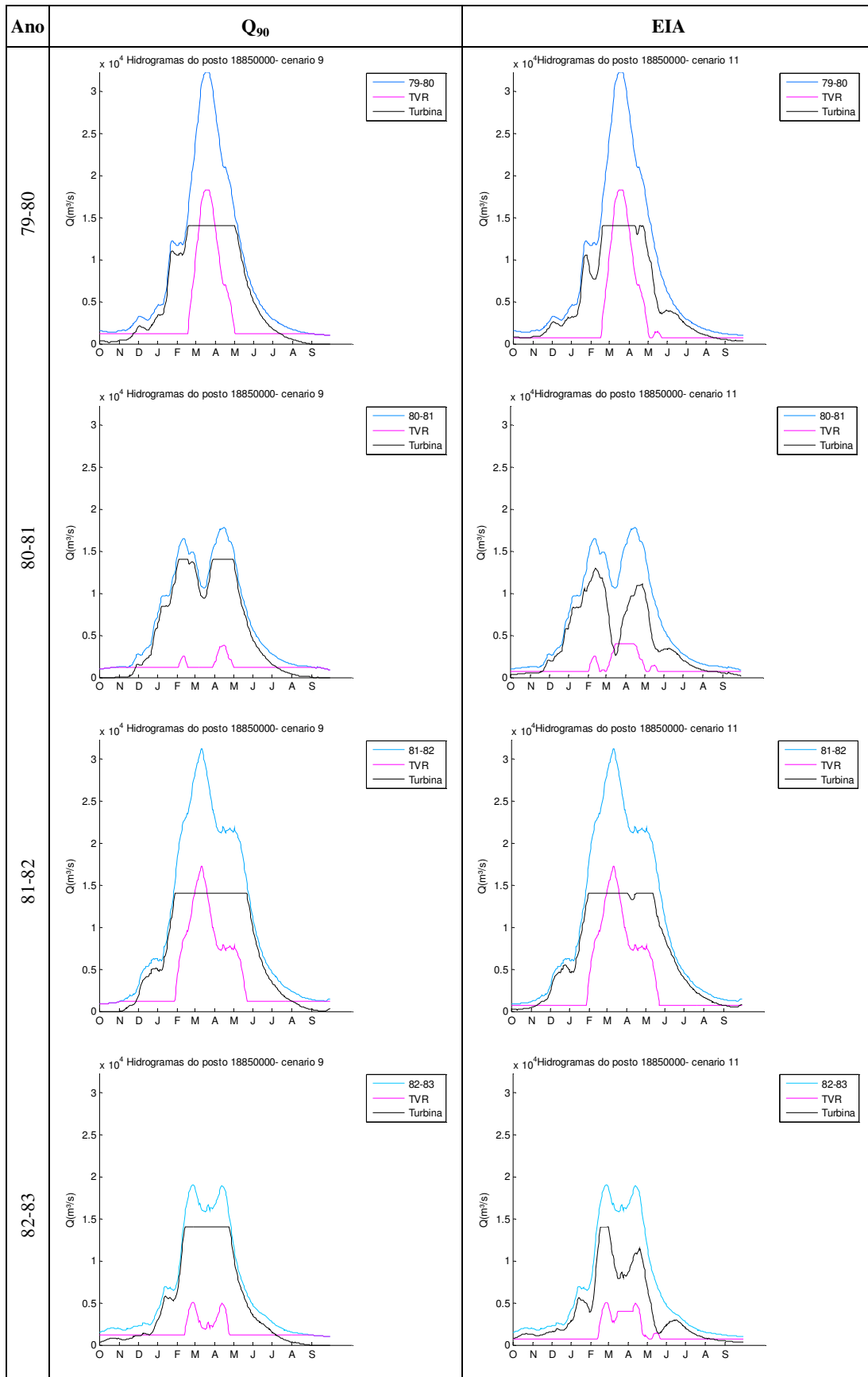
## ANEXO C. Legenda de variáveis hidrológicas adotadas no estudo de caso do AHE Belo Monte

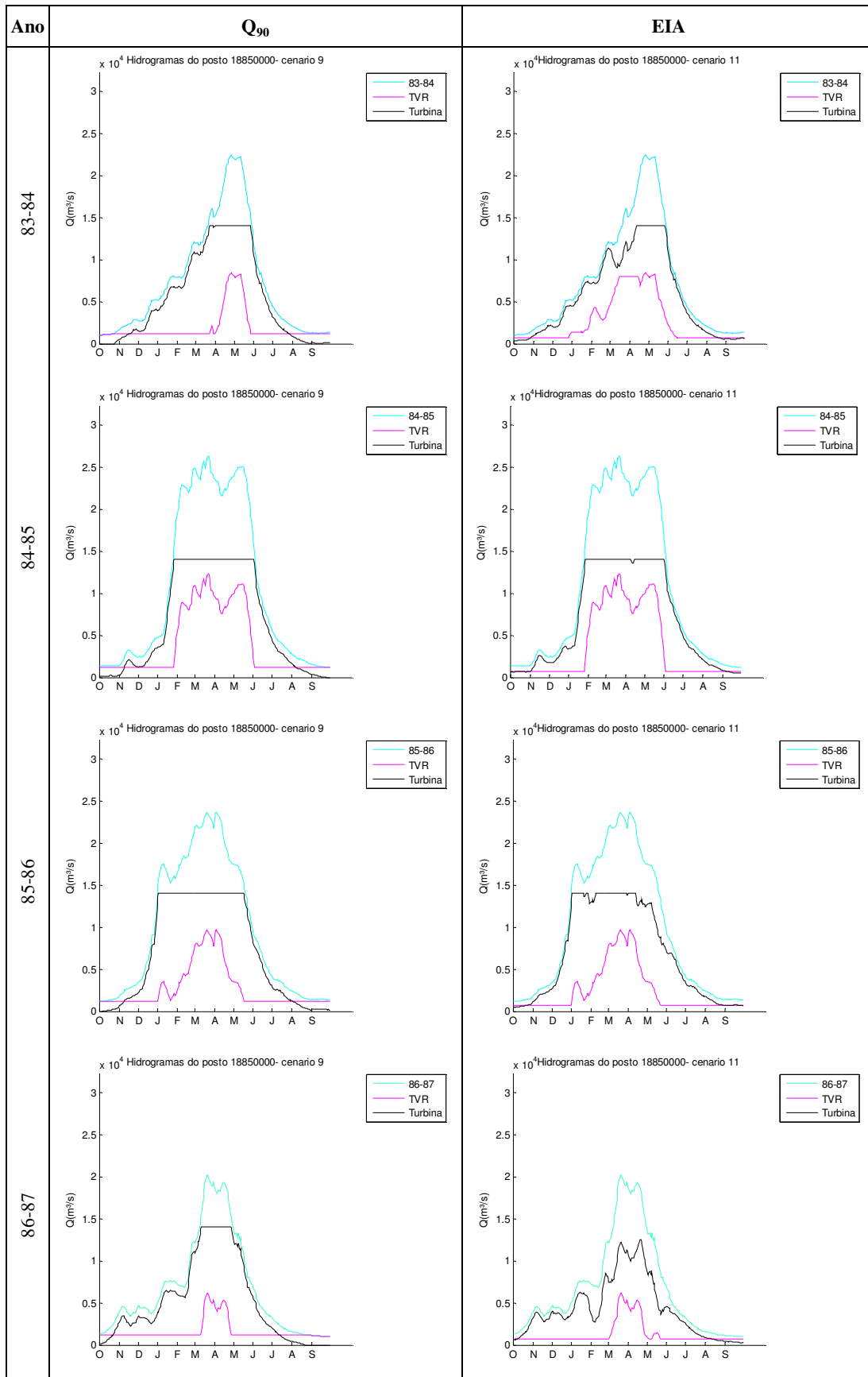
Variável	Descrição
Jan	Vazão média de Janeiro
Fev	Vazão média de Fevereiro
Mar	Vazão média de Março
Abr	Vazão média de Abril
Mai	Vazão média de Maio
Jun	Vazão média de Junho
Jul	Vazão média de Julho
Ago	Vazão média de Agosto
Set	Vazão média de Setembro
Out	Vazão média de Outubro
Nov	Vazão média de Novembro
Dez	Vazão média de Dezembro
Min-1dia	Mínima vazão média anual
Min-3dias	Mínima vazão média anual de 3 dias
Min-7dias	Mínima vazão média anual de 7 dias
Min-30dias	Mínima vazão média anual de 30 dias
Min-90dias	Mínima vazão média anual de 90 dias
Max-1dia	Máxima vazão média anual
Max-3dias	Máxima vazão média anual de 3 dias
Max-7dias	Máxima vazão média anual de 7 dias
Max-30dias	Máxima vazão média anual de 30 dias
Max-90dias	Máxima vazão média anual de 90 dias
No.diaseca	Número de dias em que o rio seca por ano
Qbase	Vazão de base, <i>i.e.</i> , mínima média anual de 7 dias adimensionalizada pela média de longo período
DiaMin	Dia Juliano de vazão mínima anual
DiaMax	Dia Juliano de vazão máxima anual
No.pulseca	Número de eventos de estiagem ( $q < Q_{\mu-\sigma}$ ) por ano
Dur.pulseca	Duração de eventos de estiagem ( $q < Q_{\mu-\sigma}$ ) por ano
No.pulcheia	Número de eventos de cheia ( $q > Q_{\mu+\sigma}$ ) por ano
Dur.pulcheia	Duração de eventos de cheia ( $q > Q_{\mu+\sigma}$ ) por ano
Tx.subida	Taxa de subida de vazões anuais
Tx.queda	Taxa de recessão de vazões anuais
No.reversao	Número de reversões anuais

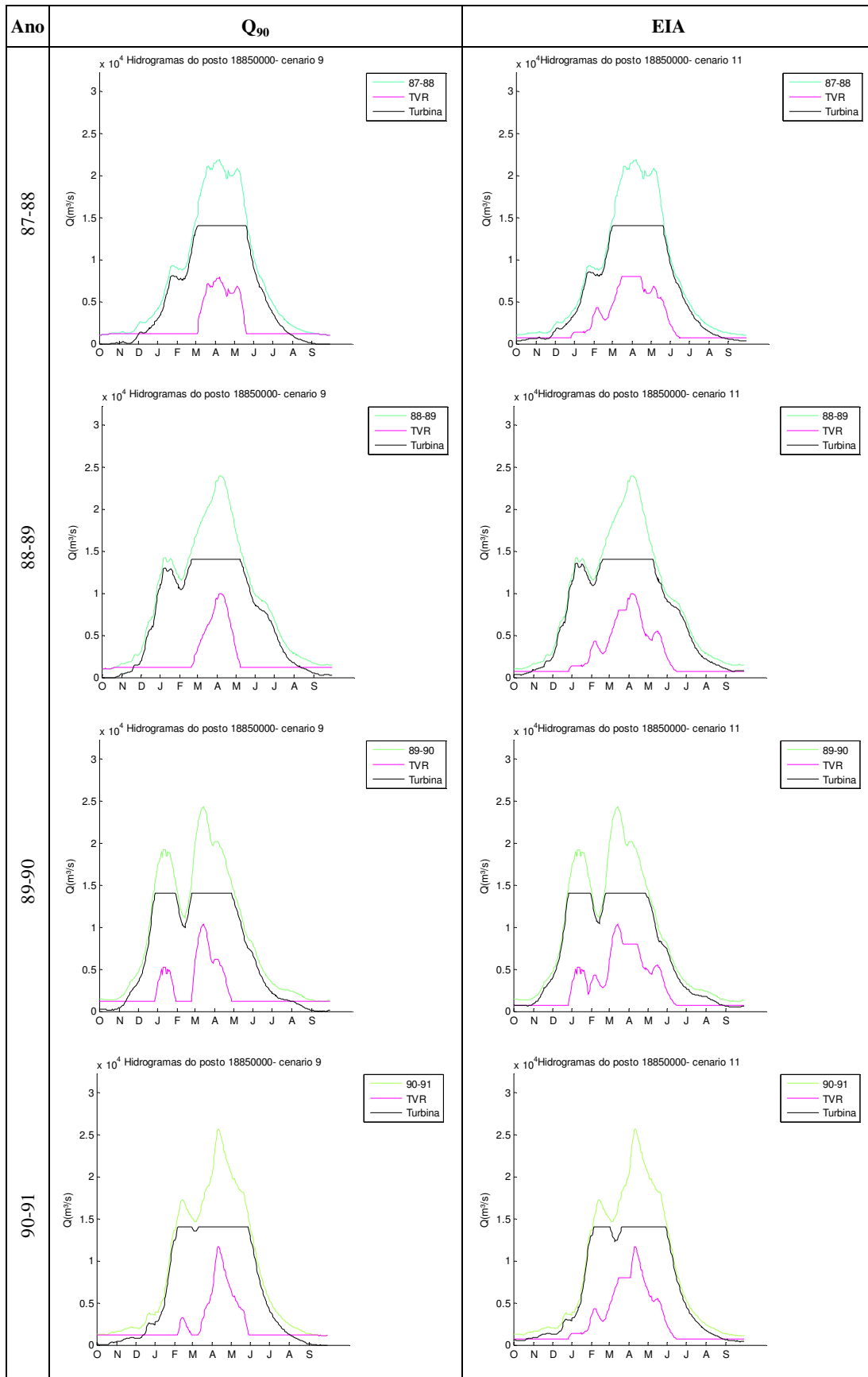
## ANEXO D. Regimes hidrológicos no Trecho de Vazões Reduzidas e na turbina para as regras da $Q_{90}$ e do EIA



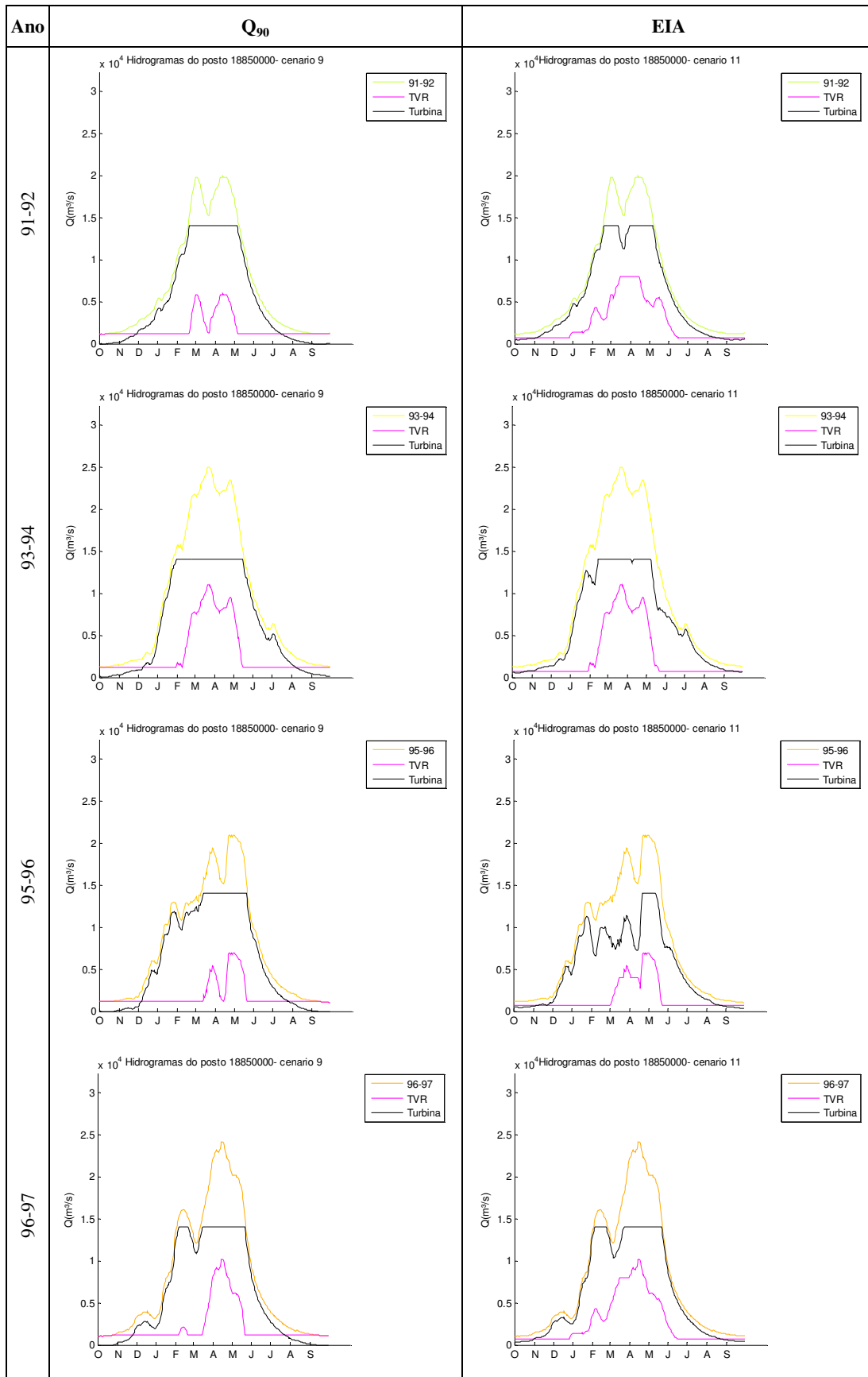


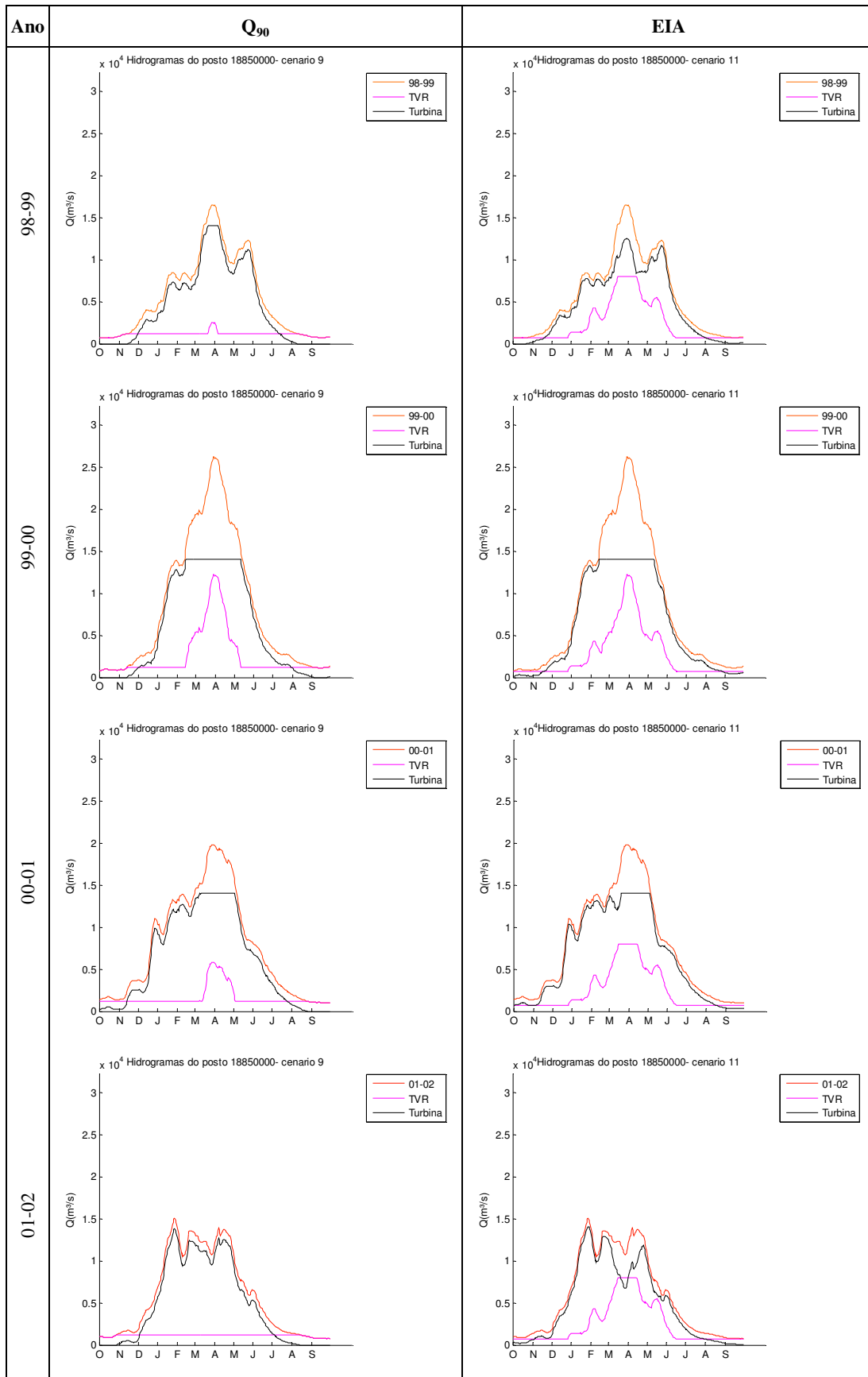












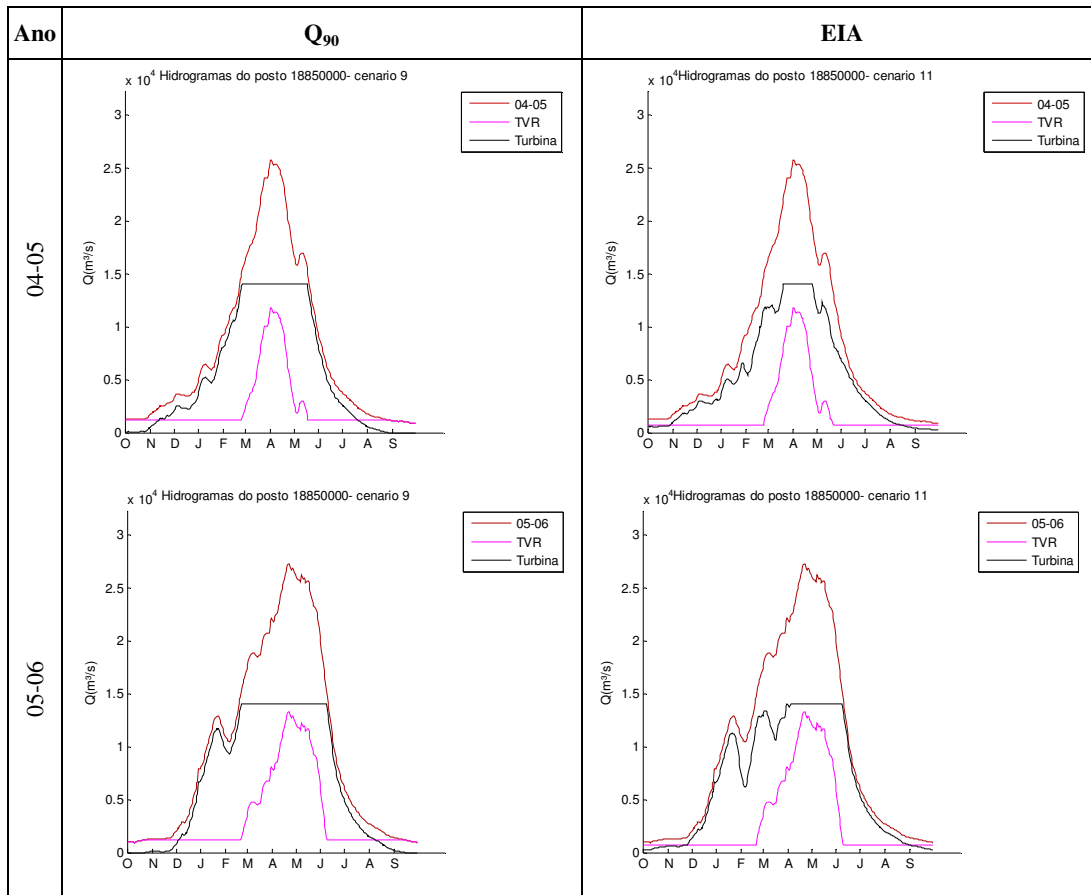


Figura 28. Regimes hidrológicos no Trecho de Vazões Reduzidas e na turbina resultantes da aplicação da  $Q_{90}$  e do “hidrograma ecológico de consenso” proposto no EIA.