

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**EFEITOS DA FORMAÇÃO E OPERAÇÃO DE UM RESERVATÓRIO DE
PEQUENA REGULARIZAÇÃO NA ALTERAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA
E DO REGIME HIDROLÓGICO NA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO
PANTANAL**

IBRAIM FANTIN DA CRUZ

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental como pré-requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Olavo Pedrollo

Co-orientador: Prof. Dr. David da Motta Marques

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Pierre Girard	Instituto de Biociências-UFMT
Prof. Dr. Albano Schwarzbald	Ecologia-UFRGS
Prof. Dr. Juan Martín Bravo	IPH-UFRGS

Porto Alegre, RS

2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

Instituto de Pesquisas Hidráulicas

Av. Bento Gonçalves, 9500 – CEP: 91501-970

Caixa Postal 15029 – Porto Alegre, RS – Brasil

www.iph.ufrgs.br

Direitos Autorais Reservados

© Ibraim Fantin da Cruz, 2012

Dados Internacionais de Catalogação na Puplicação (CIP)

Cruz, Ibraim Fantin

Efeitos da formação e operação de um reservatório de pequena regularização da alteração da qualidade da água e do regime hidrológico na planície de inundação do Pantanal / Ibraim Fantin da Cruz. – 2012

85f.

Orientador: Olavo Correa Pedrollo

Tese (Doutorado)—Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, RS-BR, 2012

1. Estratificação e mistura vertical. 2. Retenção de Partículas e Nutrientes. 3. Indicadores de Alteração Hidrológica. 4. Ecohidrologia. I. Pedrollo, Olavo, orient. II. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração automática de Ficha Catalográfica da UFRGS com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Biblioteca Setorial do Instituto de Pesquisas Hidráulicas
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

www.ufrgs.br

Impresso no Brasil

2012

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho ao meu pai (in memoriam) e minha mãe, que foram e são os maiores incentivadores da minha vida profissional e os meus maiores exemplos de perseverança, fé e amor.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por todas a bênçãos concedidas a mim e minha família;

Ao meu orientador prof. Olavo, pela paciência e dedicação quando minhas redes neurais não funcionavam; pela disposição e alegria em responder minhas intermináveis dúvidas; pela motivação nos momentos de desânimos; e por ter me guiado com muita sabedoria durante o desenvolvimento deste trabalho;

Ao prof. Carlos Tucci por ter possibilitado meu ingresso ao IPH;

Ao CNPq pela concessão da bolsa;

A Tractebel Energia SA pela disponibilização dos dados históricos do plano de monitoramento ambiental do reservatório da UH Ponte de Pedra;

Ao analista ambiental Veríssimo Alves dos Santos Neto (Tractebel) pelo apoio no levantamento do banco de dados e esclarecimento sobre o funcionamento hidrodinâmico do reservatório;

Ao biólogo Claudiano Souza (Tractebel) pelo apoio durante as visitas de campo;

A Aquanálise no nome de suas gerentes Daniela M. Figueiredo e Rúbia Fantin da Cruz por ter intermediado a solicitação dos dados junto a Tractebel Energia SA;

A química Cristiane Santos pelo apoio na organização do banco de dados;

Aos Profs. Raoul Henry, Mariza Nagaie, Nadson Simões e Fulvia Maricato pelo apoio com o material bibliográfico;

Ao Anderson Ruhoff pelo apoio na localização dos dados meteorológicos;

Ao Fausto Canalles pelo apoio com a operação do Idrisi.

Aos Profs. Robin Clarke e André Padial pelos esclarecimentos nas análises estatísticas.

Aos Profs. Pierre Girard, Albano Schwarzbald e Juan Martín Bravo pelas sugestões para melhoria do projeto de qualificação;

Ao Prof. Juan Martín Bravo presteza e disposição em responder meus questionamentos sobre regras de operação de reservatórios;

Aos Profs. Cláudia Bonecker, Adriano Sanches e Stephen Hamilton pelas valiosas contribuições na revisão dos capítulos;

A Cristina Cuiabália pela motivação e revisão ortográfica e gramatical;

A Érica Takahashi pela tradução do resumo;

A todas as pessoas especiais que com carinho e dedicação contribuíram para melhoria da qualidade do trabalho;

Aos professores do IPH por terem contribuído com o embasamento teórico necessário para o desenvolvimento deste trabalho;

Aos amigos da sala de estudos em hidrologia Adriano Malison, Anderson Ruhoff, Christopher Souza, Débora Bayer, Francisco Forgiarini, Frederico Menezes e Renata Muranaca com quem tive oportunidade de dividir momentos de reflexões e descontração;

Aos meus amigos do café, almoço, futebol, congressos e de boas rizadas, em especial Davi Ferreira, Danieli Kist, Ester Loitzenbauer, Fábio Farias, Fabiano Goellner, Fabrício de Paoli, Fausto Canalles, Federico Monte, Leandro Pinto, Maria Cristina, Margarita Pessoa, Mino Sorribas, Rafael Souza, Rafael Zorttea, Renata Loureiro, Rosane Cavalcante, Taís Scaglioni, Thiago Pereira, Tirzah Melo, Vitor Viana;

Aos meus tios Valdemar e Lúcia Fantin, por ter me acolhido com todo o carinho ao chegar a Porto Alegre, pelo suporte por todo o tempo que morei nesta cidade;

Em especial a Karina Tondato, onde meu coração repousa com alegria, obrigado por ser meu alento nos dias de tribulações e por ter suportado minhas inúmeras ausências;

A minha mãe e irmã por serem a fortaleza de onde tiro forças para sempre seguir adiante, obrigado por todo amor e carinho e por dividirem comigo todos os momentos de alegrias e dificuldades durante esta caminhada;

A todos que de alguma forma colaboraram com a concretização deste trabalho.

Meu muito obrigado!

RESUMO

Sabe-se que a formação de reservatórios altera a qualidade e a quantidade da água de montante e jusante e que a direção e a magnitude das alterações dependem de suas características construtivas, operacionais, morfométricas, bem como do regime hidrológico e climático da região. Porém, a maior parte deste conhecimento foi fundamentada em pesquisas de reservatórios com grande capacidade de regularização, que fazem parte da realidade do Pantanal, uma região que vem sendo impactada por um número cada vez maior de reservatórios com pequena capacidade de regularização, levantando questionamentos sobre seus possíveis efeitos no funcionamento da planície de inundação. Sendo assim, este trabalho procurou (i) identificar qual o fator chave determinante no processo de estratificação e mistura vertical do reservatório e se este pode influenciar na qualidade da água; (ii) avaliar os efeitos da formação e operação do reservatório na alteração da qualidade da água de montante e jusante e (iii) avaliar os efeitos da operação do reservatório na alteração do regime hidrológico de jusante, além de propor os limites preventivos para a sustentabilidade. O estudo foi desenvolvido no reservatório de Ponte de Pedra, localizado no rio Correntes, divisa dos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (Centro Oeste do Brasil), na fronteira entre o Pantanal e o Planalto. O reservatório apresentou prolongado período de estratificação vertical (mistura no inverno) dos parâmetros físicos e químicos da água nas partes médias e profundas, mantendo-se homogêneo na parte superior, onde se encontra a captação, não alterando as características da água de jusante. Entre os fatores analisados, o vento foi o único fator que influenciou significativamente a estrutura vertical da qualidade da água sendo beneficiada pelas características morfométricas e construtivas do reservatório. Longitudinalmente, a formação do reservatório alterou significativamente quatro dos dez parâmetros analisados, com redução média de 38% da turbidez, 28% do fósforo total, 23% dos sólidos totais e 14% do nitrato. Destes, apenas a turbidez e o nitrato foram afetados pelo controle operacional do tempo de retenção hidráulica. Em relação à alteração dos parâmetros do regime hidrológico anual, dos 31 analisados, os parâmetros de vazões mínimas de curta duração (1, 3 e 7 dias), vazões máximas de 90 dias e o número de pulsos baixos e altos foram significativamente alterados pela operação do reservatório. Destes, a vazão máxima de 90 dias e o número de pulsos altos resumem os impactos, e podem ser utilizados como parâmetros alvos para restauração e conservação do regime hidrológico. As vazões sazonais também foram significativamente alteradas, com maior impacto na estação seca (inverno). Com base na variabilidade natural do rio, foram propostos os limites preventivos para a sustentabilidade, com alterações diárias permitidas de $\pm 18\%$ no inverno, $\pm 24\%$ na primavera e $\pm 22\%$ no verão e outono, aplicados sobre a vazão natural. De maneira geral, as alterações na qualidade da água e no regime hidrológico provocado pela formação e operação do reservatório foram consideradas baixas, tanto em número de parâmetros alterados quanto nas magnitudes das alterações, e estas foram atribuídas às baixas concentrações de partículas e nutrientes na bacia, ao sistema de captação superficial, o curto tempo de retenção hidráulica, pequena capacidade de regularização associadas à sazonalidade no regime de chuvas e ventos na região, que limitam manobras operacionais para a maximização da eficiência energética.

Palavras chave: estratificação e mistura vertical, tempo de retenção hidráulica, posição do vertedor, retenção de partículas e nutrientes, indicadores de alteração hidrológica, curva de permanência de vazões, abordagem da fronteira da sustentabilidade, ecoidrologia.

ABSTRACT

The formation of reservoirs changes the quality and quantity of water, both upstream and downstream, and the direction and magnitude of such changes depend on their characteristics of construction, operation, morphometry, as well as hydrological regime and climate of the region. However, much of this knowledge was based on large reservoirs, which is not the reality of the Pantanal, an area that is being impacted by a growing number of reservoirs with low capacity for regularization, raising questions about possible effects on the floodplain functioning. In this way, this study aimed (i) to identify the key factor in the process of stratification and vertical mixing of the reservoir, and whether this can influence the water quality, (ii) to evaluate the effects of the reservoir formation and operation on the quality of water upstream and downstream of the reservoir, and (iii) to examine the effects of the reservoir operation on the downstream hydrological regime, in addition to propose preventive limits for sustainability. The study was conducted at Ponte de Pedra Reservoir, located on the Correntes river, the motto between the states of Mato Grasso and Mato Grosso do Sul (Central West Brazil), on the border between the Plateau and the Pantanal. The reservoir had an extended period of vertical stratification (mixture in the winter) of physical and chemical water parameters in the medium and deep parts of the water column, being homogeneous in the upper part where the water is capitation, without changing the characteristics of the downstream water. Among the factors analyzed, the wind was the only factor that significantly influenced the vertical structure of the water quality, favored by morphometric and constructive characteristics of the reservoir. Along the longitudinal axis, the reservoir formation significantly altered the turbidity and concentrations of total phosphorus, total solids, and nitrate, with mean reduction of 38, 28, 23 and 14% of their values. Among these, only turbidity and nitrate were affected by the operational control of the hydraulic retention time. In relation to the change in parameters of the annual hydrological regime, parameters of short-term minimum flows (1, 3 and 7 days), maximum flows of 90 days and the number of low and high pulses were significantly modified by the reservoir operation. Of these, the maximum flow of 90 days and the number of high pulses have summarized the impacts, and can be used as target parameters for restoration and conservation of the hydrological regime. Seasonal flows were also significantly altered, with the greatest impact in the dry season (winter). Based on the natural variability of the river, it was proposed preventive limits for sustainability, with permitted daily changes of $\pm 18\%$ in winter, $\pm 24\%$ in spring and $\pm 22\%$ in summer and autumn applied on the natural flow. In general, changes in water quality and hydrological regime caused by the reservoir formation and operation were considered low, both in number of altered parameters as magnitudes of such changes, and these characteristics were ascribed to low concentrations of particles and nutrients in the basin, to the surface capitation system, short hydraulic retention time, low capacity of regularization associated with the seasonality of the regime of rainfall and wind in the region, limiting operational maneuvers for maximizing the energy efficiency.

Key words: stratification and mixing vertical, hydraulic retention time, position of the spillway, retention of particles and nutrients, indicators of hydrologic alteration, flow duration curve, sustainability boundary approach, ecohydrology.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1. Referências	5
2. CAPÍTULO 1: Fator chave no processo de estratificação e mistura da água em um reservatório a montante da planície de inundação do Pantanal	9
2.1. Resumo	9
2.2. Introdução	10
2.3. Área de estudo	11
2.4. Métodos	13
2.5. Resultados	15
2.5.1. <i>Padrões sazonais de estratificação vertical</i>	15
2.5.2. <i>Fatores físicos e mistura vertical</i>	18
2.6. Discussão	20
2.7. Conclusões	25
2.8. Referências	25
3. CAPÍTULO 2: Efeitos da formação e operação de um reservatório na alteração da qualidade da água na planície de inundação do Pantanal	30
3.1. Resumo	30
3.2. Introdução	31
3.3. Área de Estudo	33
3.4. Métodos	35
3.5. Resultados	37
3.5.1. <i>Caracterização da qualidade da água</i>	37
3.5.2. <i>Taxa de variação natural</i>	38
3.5.3. <i>Efeitos do reservatório</i>	39
3.6. Discussão	41
3.6.1. <i>Processos alterados pela formação do reservatório</i>	41
3.6.2. <i>Variabilidade longitudinal</i>	42
3.6.3. <i>Efeitos da operação do reservatório</i>	44
3.6.4. <i>Implicações ecológicas na planície de inundação</i>	47

3.7. Conclusões	48
3.8. Referências	49
4. CAPÍTULO 3: Efeitos da operação de um reservatório de pequena regularização na alteração do regime hidrológico da planície de inundação Pantanal	55
4.1. Resumo	55
4.2. Introdução	56
4.3. Área de estudo	58
4.4. Métodos	60
4.5. Resultados	63
<i>4.5.1. Características dos regimes</i>	63
<i>4.5.2. Indicadores alterados e não redundantes</i>	65
<i>4.5.3. Alterações sazonais das vazões</i>	66
<i>4.5.4. Limites preventivos para a sustentabilidade</i>	67
<i>4.5.5. Efeitos variabilidade anual das vazões naturais</i>	69
4.6. Discussão	69
<i>4.6.1. Vantagens da utilização de séries pareadas em análises hidrológicas</i>	69
<i>4.6.2. Padrões anuais de alteração hidrológica</i>	70
<i>4.6.3. Padrões sazonais da alteração hidrológica</i>	72
<i>4.6.4. Sugestões para o gerenciamento do reservatório</i>	73
<i>4.6.5. Efeito da disponibilidade hídrica nas taxas de alteração hidrológica</i>	75
<i>4.6.6. Implicações ecológicas na planície de inundação</i>	75
4.7. Conclusões	77
4.8. Referências	78
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	84

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Localização e configuração do reservatório de Ponte de Pedra e de sua bacia de drenagem. A estação de amostragem também é indicada. A e B são uma representação esquemática das seções transversais do vertedor e canal de adução, respectivamente.

Figura 2.2. a) Variação mensal média da precipitação na cidade de Coxim durante o período de 2005 a 2011 (posto nº31951; Fonte: Sinda/INPE); b) Variação mensal média da temperatura do ar durante o período de 2005 a 2011 (posto nº31951; Fonte: Sinda) e da vazão média anual do período de 1970 a 2011 (posto nº01654000; Fonte: Hidroweb/ANA).

Figura 2.3. Variação sazonal do perfil vertical dos parâmetros físicos e químicos do reservatório de Ponte de Pedra (período de 2005 a 2011).

Figura 2.4. Ciclo sazonal do processo de estratificação e mistura vertical: a) das amplitudes verticais dos parâmetros físicos e químicos entre os períodos sazonais; b) dos parâmetros físicos e químicos entre as profundidades de coleta. Os resultados da Análise de Similaridade são apresentados, onde os valores em negrito indicam $p < 0.05$.

Figura 2.5. Variação sazonal do a) tempo de retenção hidráulica e radiação solar acumulada; b) componentes velocidade e direção do vento no quadrante nordeste (maior comprimento máximo efetivo do reservatório) do reservatório de Ponte de Pedra (período de 2005 a 2011).

Figura 2.6. Contribuição relativa (% de explicação) do vento (V), tempo de retenção hidráulica (TRH) e radiação solar acumulada (RSA) para explicar amplitude vertical dos parâmetros físicos e químicos do reservatório de Ponte de Pedra. U= componente não explicado. Zero indica explicação menor que 0.5% e em negrito valor significativo ($p < 0.05$). Os componentes puros (V, TRH e RSA) são testáveis, e o valor em negrito indica valor significativo.

Figura 3.1. Localização e configuração do reservatório de Ponte de Pedra e de sua bacia de drenagem. Os pontos de amostragem também são indicados. A e B são uma

representação esquemática das seções transversais do canal de adução e do vertedor, respectivamente.

Figura 3.2. a) Variação mensal média da precipitação na cidade de Coxim durante o período de 2005 a 2011 (posto nº31951; Fonte: Sinda/INPE); b) Variação mensal média da temperatura do ar durante o período de 2005 a 2011 (posto nº31951; Fonte: Sinda) e da vazão média anual do período de 1970 a 2011 (posto nº01654000; Fonte: Hidroweb/ANA).

Figura 3.3. Taxa de variação dos parâmetros de qualidade de água no gradiente longitudinal do rio Correntes, antes e depois da formação do reservatório de Ponte de Pedra (média e \pm erro padrão). Também são apresentados os resultados da ANOVA em bloco.

Figura 3.4. Relação entre os parâmetros significativamente alterados pela formação do reservatório de Ponte de Pedra e o tempo de retenção hidráulica. Legenda: a faixa hachurada representa a variabilidade do parâmetro antes da formação do reservatório; TRH= tempo de retenção hidráulica; EMA= erro médio absoluto; TVR= taxa de variação em relação ao ponto de controle (Cor1).

Figura 3.5. Distribuição das probabilidades do tempo de retenção hidráulica diário para a operação do reservatório de Ponte de Pedra em situação real (a) e hipotética (b). Os intervalos marcados para a turbidez e o nitrato mostram a duração com que o reservatório operou dentro dos intervalos observados naturalmente.

Figura 4.1. Localização do reservatório da Usina Hidrelétrica de Ponte de Pedra (vista em planta e perfil) e de sua bacia de drenagem.

Figura 4.2. Variação média da precipitação na cidade de Coxim (aproximadamente 100 km da área de estudo) para o período entre 2005 e 2011 (posto nº31951; Fonte: Sinda/INPE) e das vazões médias do rio Correntes para período entre 1970 a 2005 (posto nº01654000; Fonte: Hidroweb/ANA).

Figura 4.3. Vazões diárias naturais (a) e regularizadas (b) do rio Correntes a jusante do reservatório de Ponte de Pedra do período de maio de 2005 a maio de 2012.

Figura 4.4. Variabilidade da taxa de alteração anual dos parâmetros dos indicadores de alteração hidrológica (IAH).

Figura 4.5. Curvas de permanência das vazões diárias natural e regularizada nos períodos sazonais. Também são apresentados o resultado do teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov (K-S).

Figura 4.6. Frequência da taxa de variação diária das vazões naturais. A linha tracejada marca o valor não excedido em 95% do tempo.

Figura 4.7. Frequência do número de dias com taxa de alteração diária acima do limite preventivo da sustentabilidade de $\pm 18\%$ para o inverno, $\pm 24\%$ para a primavera e $\pm 22\%$ para o verão e outono. A linha tracejada marca o limite da frequência preventiva.

Figura 4.8. Relação entre os parâmetros representativos da alteração hidrológica e o rendimento anual de água na bacia. Também são mostrados o resultado do teste de correlação de Spearman.

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Padrão sazonal da estratificação (E) e homogeneização (H) vertical dos parâmetros físicos e químicos do reservatório de Ponte de Pedra (período de 2005 a 2011).

Tabela 3.1. Parâmetros descritores da qualidade da água no rio Correntes, antes e depois da formação do reservatório de Ponte de Pedra (média \pm desvio padrão).

Tabela 4.1. Características hidrológica dos regimes natural e regularizado do rio Correntes, após a formação do reservatório de Pontes de Pedra.

Tabela 4.2. Carga dos dois primeiros componentes principais (CP) dos parâmetros dos Indicadores de Alteração Hidrológica (IAH) significativamente alterados pela operação do reservatório de Ponte de Pedra.

1. INTRODUÇÃO GERAL

Reservatórios são considerados corpos de água formados ou modificados por atividades humanas, para servir como um recurso confiável e controlável (Thornton et al. 1990; Straškraba e Tundisi, 1999). No Brasil, as principais bacias hidrográficas já foram alteradas pela construção de reservatórios para atender a crescente demanda energética no país. Eles também são comumente usados para o controle de vazões, recreação, navegação, abastecimento humano, etc. (ANEEL, 2012).

Embora os reservatórios desempenhem importante papel no desenvolvimento sócio-econômico do país, sua formação constitui um obstáculo no intercâmbio longitudinal ao longo de sistemas fluviais, resultando na fragmentação dos ecossistemas (Ward e Stanford, 1995). Esta perturbação no contínuo do rio, causam mudanças nos processos bióticos e abióticos tanto à montante quanto à jusante do reservatório, alterando não só o regime hidrológico, como também os regimes térmicos, de nutrientes, de sedimentos e a química da água (Poff et al. 1997; Olden e Naiman, 2010). Desta forma, os impactos causados por reservatórios sobre o ecossistema são reconhecidos e diferenciados em efeitos de montante e jusante (Nilsson et al. 2005).

Os efeitos de montantes estão relacionados às diferenças na circulação vertical e horizontal do sistema ao longo do gradiente espacial, decorrente da formação do reservatório (Tundisi, 1990). O estabelecimento desses gradientes depende do regime hidrológico, morfometria e operação do reservatório, já que estes fatores controlam o tempo de retenção hidráulica (Kennedy, 1999). Isso porque, as modificações ocorridas pelo represamento do rio, alteram as características hidráulicas transformando o ambiente lótico em lêntico.

Essa transformação, somada a outros fatores como a profundidade e a sazonalidade climática, favorece o desenvolvimento da estratificação térmica, que é definida como o processo eventual ou permanente de formação de camadas horizontais de diferentes temperaturas da superfície ao fundo do reservatório (Tundisi e Martsumura-Tundisi, 2010). A entrada de calor na forma de radiação solar é responsável pela criação da estratificação, visto que as camadas superiores do reservatório absorvem grande parte da energia luminosa, aquecendo-se mais rapidamente que as camadas abaixo. A quebra dessa estrutura pode ocorrer por movimentos de convecção (resfriamento da camada superficial no inverno), advecção (tempo de retenção hidráulica) e pela força cinética dos ventos, sendo que a magnitude

dos efeitos dos dois últimos fatores é influenciada pelas características morfométricas do reservatório (Ambrosetti et al. 2003; Soares et al. 2008).

As alterações impostas pela variação espacial no tempo de retenção provocam o aumento da heterogeneidade do ambiente aquático em direção ao eixo principal do reservatório, onde acontece uma gradativa alteração nas características limnológicas da água formando diferentes compartimentos. Assim, segundo Thornton (1990), pode-se distinguir três distintos compartimentos em um reservatório, i) compartimento localizado na parte alta do reservatório, com características semelhantes à do rio (fluvial), ii) compartimento próximo à barragem com características semelhantes à de um lago (lacustre) e iii) o último compartimento é a região de transição entre os dois ambientes descritos anteriormente. Segundo o mesmo autor, em virtude da elevada sedimentação observada nos trechos superiores de reservatórios, a compartimentalização espacial é geralmente caracterizada por uma redução nas concentrações de material em suspensão e de fósforo no sentido rio-barragem, ou seja, da zona fluvial para a lacustre. A formação destes compartimentos é espacial e temporalmente dinâmica, podendo se expandir ou contrair como resultados de efeitos combinados pela variabilidade natural do regime hidrológico, bem como, pela operação do reservatório (Kimmel et al. 1990).

Como visto, a compreensão dos processos e dos fatores responsáveis pela hidrodinâmica vertical e longitudinal em reservatório são importantes, visto que implica em uma compartimentalização química, física e biológica, gerando consequências na distribuição espacial de organismos e nos ciclos biogeoquímicos (Lee et al. 2010). Entre os fatores citados, o tempo de retenção hidráulica é considerado o mais importante na determinação do padrão vertical e longitudinal, onde o reservatório pode funcionar com características de ambiente fluvial, quando seu valor for baixo ou então ser convertida em uma zona lacustre, quando seu valor for alto, ou ainda variar anualmente entre as duas condições (Straškraba, 1999; Soares et al. 2008). Isso confere ao operador do reservatório, a possibilidade de manipulação do tempo de retenção hidráulica como uma ferramenta de manejo para o controle da qualidade da água no reservatório e a jusante (Jørgensen et al. 2005).

Em relação aos impactos causados a jusante de reservatórios, as alterações da qualidade da água (já mencionado) e do regime hidrológico são consideradas as mais importantes, já que interferem na maioria dos processos físicos, químicos e biológicos do rio e de sua planície de inundação (Nilsson e Renöfält, 2008).

A qualidade da água liberada é resultado das transformações ocorridas no reservatório, da ocorrência e duração da estratificação térmica e da posição vertical da tomada d'água (Naliato et al. 2009). Em reservatórios estratificados, a liberação de água superficial será oxigenada, quente e pobre em sedimentos e nutrientes, contrastando com liberações profundas que serão hipo ou anóxica, frias e ricas em nutrientes (Viana, 2002). Assim, de acordo com as características construtivas, os reservatórios podem funcionar como reguladores térmicos, sumidouros de nutrientes e reguladores sazonais e de curto prazo da qualidade da água.

A operação de reservatórios o distingue de outros sistemas aquáticos naturais, pela gestão em tempo real das vazões defluentes, de modo que os lançamentos atendam da melhor maneira o uso para que foram construídos, e que sua operação seja consistente com os volumes de entrada e estocagem (Malekmohammadi et al, 2009). Em reservatórios onde o uso predominante é a produção de energia elétrica, suas operações já são consideradas um dos maiores estressores existentes e futuros sobre os regimes hidrológicos naturais e sistemas aquáticos, devido à necessidade crescente de formas potencialmente limpas e mais sustentáveis quando comparadas a outras fontes (Caruso, 2011). As principais alterações provocadas por estes empreendimentos são a redução das vazões altas, variabilidade das vazões, taxas de ascensão, duração das vazões baixas enquanto aumentam o número de pulsos baixos, a variabilidade dos pulsos altos e o número de inversões (Magilligan e Nislow 2005; Poff et al. 2007; McManamaya et al. 2012). Assim, o gerenciamento tradicional de reservatórios, comumente leva a alterações significativas no regime de escoamento natural, que por sua vez tem imprevisíveis consequências para os ecossistemas aquáticos (Graf, 2006; Babel et al. 2012). Isso porque a manutenção do regime hidrológico natural de uma bacia é, reconhecidamente, a força motriz primária em ecossistemas aquáticos fluviais, essencial para a conservação dos ambientes aquáticos (Junk et al. 1989; Neiff, 1990; Poff et al. 1997; Bunn e Arthington, 2002).

Por estes motivos, a gestão efetiva dos ecossistemas fluviais e suas respectivas planícies de inundação requer que o gestor caracterize os atuais regimes hidrológicos usando parâmetros hidrológicos biologicamente relevantes e ainda quantifique a magnitude das interferências antrópicas em termos de desvio das condições naturais (Richter et al. 1996). Sem os conhecimentos adequados, medidas de proteção e restauração dos ambientes aquáticos serão ineficientes. Para isso, alguns componentes do regime hidrológico devem ser geridos de modo a proteger as condições hidrológicas

e hidráulicas necessárias para a manutenção dos ecossistemas naturais (Jowett e Biggs, 2009). E isso pode ser feito com a identificação e utilização de índices simples e representativos da alteração hidrológica, de modo a levar a redução da complexidade associadas com a formulação e o desenvolvimento de regras específicas para operação de reservatórios (Goa et al. 2009; Richter, 2010 e 2011; Gao et al. 2012).

Mesmo com todo o conhecimento adquirido sobre impactos causados por reservatório, a maior parte das pesquisas foram desenvolvidas em reservatórios de grande capacidade de regularização, localizados em países subtropicais e temperados (McCartney et al. 2001). Pesquisas sobre os impactos causados por reservatórios com pequena capacidade de regularização na alteração da qualidade da água e no regime hidrológico têm sido relativamente negligenciadas, principalmente em países tropicais (Mantel et al. 2010), onde as grandes variações nas características sazonais das vazões representam um desafio na avaliação e adoção de vazões ambientais (Babel et al. 2012).

E este é o contexto dos rios formadores da planície de inundação do Pantanal, onde as construções de reservatórios destinados à geração de energia elétrica em empreendimentos de pequeno e médio portes tiveram um aumento expressivo nos últimos anos, devido ao grande potencial energético a ser explorado, aliado a atual política de incentivos do governo junto a iniciativa privada (Figueiredo e Fantin-Cruz, 2012). E este tema vem atraindo muita atenção em função de seus impactos na alteração sazonal da qualidade e quantidade da água dos rios. Em análises recentes já foram detectadas alterações no ciclo sazonal das inundações do Pantanal (Zeilhofer e Moura, 2009; Calheiros et al. 2010; Fantin-Cruz et al. 2011). No entanto, estas análises basearam-se apenas em alterações hidrológicas de um grande reservatório. Dada a escassez de informações, pouco se sabe sobre a magnitude dos impactos causados pela formação e operação de reservatórios de pequena capacidade de regularização em rios afluentes ao Pantanal e seus potenciais efeitos no funcionamento ecológico da planície de inundação. Portanto, para cobrir essa lacuna, este estudo buscou analisar de maneira integrada (hidrologia/limnologia/ecologia) os principais impactos causados por um reservatório de pequena regularização, e identificar os fatores que influenciam na magnitude dessas alterações.

Neste sentido, este trabalho foi organizado em três capítulos independentes e complementares entre si, que tiveram por objetivos: (i) identificar qual o fator chave no processo de estratificação e mistura vertical do reservatório e se este fator pode influenciar a qualidade da água; (ii) avaliar os efeitos da formação e operação do

reservatório na alteração da qualidade da água de montante e jusante e ainda (iii) avaliar os efeitos da operação do reservatório na alteração do regime hidrológico de jusante e propor os limites preventivos para a sustentabilidade.

1.1. Referências

- Ambrosetti W, Barbanti L, Sala N. 2003. Residence time and physical processes in lakes. *Journal of Limnology* 62: 1-15.
- Babel MS, Dinha CN, Mullicka MRA, Nandurib UV. 2012. Operation of a hydropower system considering environmental flow requirements: A case study in La Nga river basin, Vietnam. *Journal of Hydro-environment Research* 6: 63-73. DOI:10.1016/j.jher.2011.05.006.
- Bunn SE, Arthington AH. 2002. Basic Principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management* 30: 492-507. DOI: 10.1007/s00267-002-2737-0.
- Calheiros DF, Arndt E, Ortega E, Silva MCA. 2009. Influências de Usinas Hidrelétricas no Funcionamento Hidro-Ecológico do Pantanal Mato-Grossense - Recomendações. *Documentos Embrapa Pantanal* 1: 01-19.
- Caruso BS. 2011. Hydrologic modification from hydroelectric power operations in a mountain basin. *River Research and Applications*. DOI: 10.1002/rra.1609.
- Fantin-Cruz I, Pedrollo O, Castro NMR, Girard P, Zeilhofer P, Hamilton SK. 2011. Historical reconstruction of floodplain inundation in the Pantanal (Brazil) using neural networks. *Journal of Hydrology* 399: 376-384. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.01.014.
- Figueiredo DM, Fantin-Cruz R. 2012. Diretrizes para realização de estudos limnológicos em hidrelétricas nas fases de diagnóstico-prognóstico, construção e operação. In: *VIII Simpósio sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas*. Porto Alegre, RS. Comitê Brasileiro de Barragens.
- Gao B, Yang D, Zhao T, Yang H. 2012. Changes in the eco-flow metrics of the Upper Yangtze River from 1961 to 2008. *Journal of Hydrology* 448-449: 30-38. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2012.03.045.
- Gao Y, Vogel RM, Kroll CN, Poff NL, Olden JD. 2009. Development of representative indicators of hydrologic alteration. *Journal of Hydrology* 374: 136-147. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.06.009.

- Graf WL. 2006. Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology* 79: 336–360. DOI: 10.1016/j.geomorph.2006.06.022.
- Jørgensen SE, Löffler H, Rast W, Straškraba M. 2005. *Lake and Reservoir Management*. Developments in Water Science 54. Elsevier, Amsterdam, Holland.
- Jowett IG, Biggs BJB. 2009. Application of the ‘natural flow paradigm’ in a New Zealand context. *River Research and Applications* 25: 1126-1135. DOI: 10.1002/rra.1208.
- Junk WJ, Bailey PB, Sparks RE. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110-127.
- Kennedy R. 1999. Reservoir design and operation: limnological implications and management opportunities. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. Tundisi JG, Straškraba M. (eds.). International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers, São Carlos, Brazil; 1–28.
- Kimmel et al, 1990.
- Lee YG, Kang JH, Ki SJ, Cha SM, Cho KH, Lee YS, Park Y, Lee SW, Kim JH. 2010. Factors dominating stratification cycle and seasonal water quality variation in a Korean estuarine reservoir. *Journal of Environmental Monitoring* 12: 1072-1081. DOI: 10.1039/b920235h.
- Magilligan FJ, Nislow KH. 2005. Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology* 71: 61-78. DOI: 10.1016/j.geomorph.2004.08.017.
- Malekmohammadi B, Kerachian R, Zahraie B. 2009 Developing monthly operation rules for a cascade system of reservoirs: Application of Bayesian Networks. *Environmental Modelling and Software*, 24: 1420-1432. DOI:10.1016/j.envsoft.2009.06.008.
- Mantel SK, Hughes DA, Muller NWJ. 2010. Ecological impacts of small dams on South African rivers Part 1: drivers of change - water quantity and quality. *Water SA* 36: 351-360.
- McCartney MP, Sullivan C, Acreman MC. 2001. *Ecosystem impacts of large dams*. Background Paper No. 2. Prepared for IUCN / UNEP / WCD. IUCN, Gland, Switzerland.
- Naliato DAO, Nogueira MG, Perbiche-Neves G. 2009. Discharge pulses of hydroelectric dams and their effects in the downstream limnological conditions: a case study in a large tropical river (SE Brazil). *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 14: 301–314. DOI: 10.1111/j.1440-1770.2009.00414.x.

- Nilsson C, Renöfält BM. 2008. Linking flow regime and water quality in rivers: a challenge to adaptive catchment management. *Ecology and Society* 13: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art18/>.
- Neiff JJ, 1990. Ideas for an ecological interpretation of the Paraná. *Interciencia* 156: 424-441.
- Nilsson, C.; Reidy, C.A.; Dynesius, M.; Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the World's large river systems. *Science* 308: 405-408. DOI: 10.1126/science.1107887.
- Olden JD, Naiman RJ. 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55: 86–107. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x.
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47: 769-784. DOI: 10.2307/1313099.
- Poff NL, Olden JD, Merritt DM, Pepin DM. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proc. National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 5732–5737.
- Richter BD, Baumgartner JV, Powell J, Braun DP. 1996. A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology* 10: 1163–1174. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.x.
- Richter BD. 2010. Re-thinking environmental flows: from allocations and reserves to sustainability boundaries. *River Research and Applications* 26: 1052-1063. DOI: 10.1002/rra.1320.
- Richter BD, Davis MM, Apse C, Konrad C. 2011. A presumptive standard for environmental flow protection. *River Research and Applications*. DOI:10.1002/rra.1511.
- Soares MC, Marinho MM, Huszar VLM, Branco CWC, Azevedo SMFO. 2008. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 13: 257-269. DOI: 10.1111/j.1440-1770.2008.00379.x.
- Straškraba M. 1999. Retention time as a key variable of reservoir limnology. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications* (Tundisi JG, Straškraba M, eds). International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers, Leiden. pp. 385-410.

- Straskraba, M.; Tundisi, J.G. (1999). Reservoir ecosystem functioning: theory and application. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications* (Tundisi JG, Straškraba M, eds). International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers, Leiden. pp. 565-597.
- Thornton KW. 1990. Sedimentary processes. In: *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. Thornton KW, Kimmel BL, Payne FE. (eds.). Wiley-Interscience, New York; 43-69.
- Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T. 2008. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Texto.
- Tundisi JG. 1990. Key factors of reservoir functioning and geographical aspects of reservoir limnology: chairman's overview. *Archiv für Hydrobiologie-Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 33: 645-646. 1990.
- Viana JP. 2002. Physical and chemical post-dam alterations in the Jamari River, a hydroelectric-developed river of the Brazilian Amazon. *Hydrobiologia* 472: 235-247. DOI: 10.1023/A:1016389919574.
- Ward JV, Stanford JA. 1995. The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 10: 159-168. DOI: 10.1002/rrr.3450100211.
- Zeilhofer P, Moura RMP. 2009. Hydrological changes in the northern Pantanal caused by the Manso dam: Impact analysis and suggestions for mitigation. *Ecological Engineering* 35: 105-117. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2008.09.011.

2. CAPÍTULO 1

Fator chave no processo de estratificação e mistura da água em um reservatório a montante da planície de inundação do Pantanal

2.1. Resumo

O estudo teve por objetivo entender as variações sazonais na estrutura vertical da coluna d'água e quantificar a importância das forças físicas (radiação solar, vento e tempo de retenção hidráulica) que condicionam o processo de estratificação e de mistura em um reservatório localizado a montante da planície de inundação do Pantanal (Brasil). As coletas foram realizadas trimestralmente (inverno, primavera, verão e outono) na região central do reservatório em quatro profundidades (1, 30, 60 e 95%), durante o período de 7 anos (2005-2011), sendo considerados nove parâmetros físicos e químicos de qualidade de água. A análise de similaridade (ANOSIM) evidenciou que o reservatório apresenta um prolongado período de estratificação com mistura completa no inverno, coincidindo com o ciclo da radiação solar e direção do vento no quadrante nordeste. Em relação à estrutura vertical, esta análise mostrou que durante o período de estratificação, a parte superior do reservatório se mantém homogeneizada e que a segmentação dos parâmetros físicos e químicos só ocorrem entre as partes profundas do mesmo. A análise de redundância parcial (RDA, parcial) mostrou que o vento é o único fator que influencia significativamente a estrutura vertical do reservatório, sendo este efeito potencializado pelo seu formato alongado que favorece a ação do vento no processo de mistura. Além disso, a posição da tomada d'água, localizada na parte superior do reservatório bem como a profundidade máxima (30 m), favorecem a estabilidade vertical da água.

Palavras chave: vento, tempo de retenção hidráulica, radiação solar, RDA parcial, reservatório tropical.

2.2. Introdução

Em lagos e reservatórios a estratificação térmica atua como uma barreira física que restringe a circulação e a mistura vertical da massa de água, promovendo o desenvolvimento de camadas verticais com diferentes características físicas e químicas (Lee et al. 2010), além de dirigir as trocas horizontais (Nogueira et al. 1999). Por isso, conhecer a estrutura física e química da coluna de água em sistemas aquáticos, e suas diferentes forças estruturadoras, é um desafio para controlar a produtividade desses ecossistemas (Serra et al. 2007).

Dentre as forças estruturadoras dos processos de estratificação e de mistura da coluna de água em reservatórios estão a entrada de calor na forma de radiação solar, que é responsável pela estratificação, e sua variabilidade sazonal determina o ciclo sazonal destes processos (Ambrosetti et al. 2003). Contudo, para que a estratificação se desenvolva, são necessárias baixas velocidades de escoamento, o que implica em um longo período de retenção hidráulica, associadas a uma morfologia propícia do reservatório (Imboden e Wüst, 1995). Em contrapartida, a energia cinética fornecida pelo aumento da velocidade do vento e diminuição do tempo de retenção são os fatores responsáveis pela ruptura da estratificação (Straškraba, 1999; Ambrosetti et al. 2003).

Em reservatórios tropicais e subtropicais, estudos mostram que a diminuição da radiação solar e da temperatura do ar, bem como o aumento da velocidade do vento, atuam na coluna de água como agentes de desestabilização, determinando a sua variabilidade temporal (Tundisi et al. 2004; Tundisi et al. 2006; Alcantara et al. 2010). Entretanto, Branco et al. (2009) consideraram que o elevado tempo de retenção hidráulica e a proteção do vento, exercida pela vegetação marginal, pode favorecer a estabilidade da coluna de água, e, por conseguinte, a ausência de mistura, mesmo que ocorra redução da radiação solar e temperatura, bem como o aumento da velocidade do vento. Com isso, estes autores sugerem que a morfologia e o grau de exposição do reservatório são relevantes nos processos de estratificação e mistura da coluna de água.

Outros estudos também demonstram que o tempo de retenção hidráulica é fator chave nos processos de mistura e circulação em reservatórios (Straškraba, 1999), com importantes implicações na criação e desenvolvimento de estratificações físicas e químicas (Henry, 1999; Soares et al. 2008). Porém, nos trabalhos acima citados, não são consideradas a atuação de mais de uma força sobre o processo de estratificação ao mesmo tempo, o que impossibilita a avaliação da importância relativa de cada uma delas. Apenas, recentemente, Yu e Wang (2011) avaliaram o efeito da radiação solar,

velocidade do vento e vazões de entrada, através de simulações numéricas, e constataram que o vento foi o fator mais importante para o estabelecimento da estratificação térmica dos afluentes do reservatório Três Gargantas (China). Assim, conforme apresentado, a importância relativa e a interação dos fatores que controlam a estratificação variam grandemente entre diferentes reservatórios. Portanto, quanto maior a variedade de sistemas investigados, mais informações disponíveis haverá para compreender a atuação destes fatores na dinâmica de reservatórios (Xu et al. 2010).

Deste modo, o amplo conhecimento da dinâmica física de reservatórios é, notadamente, de fundamental relevância para estudos hidrológicos e de qualidade de água, uma vez que esta dinâmica atua como controle físico da estrutura biótica nesses ambientes (Uhlmann, 1998). Sua importância aumenta quando se trata de reservatórios localizados a montante de planícies de inundação, devido sua vulnerabilidade ambiental (Kingsford, 2000). No caso do Pantanal, maior planície inundável do mundo e de grande importância ecológica (Junk e Cunha, 2005), são inexistentes estudos que avaliem a estrutura vertical em reservatórios e os fatores atuantes neste processo. Por isso, pretende-se com este trabalho: i) caracterizar o padrão sazonal de estratificação e mistura vertical da coluna de água considerando nove parâmetros de qualidade de água; ii) identificar e quantificar a importância das forças que condicionam o processo de estratificação e da mistura vertical, ii) contribuir no entendimento dos efeitos das características construtivas e morfológicas do reservatório na estratificação vertical. Espera-se que os padrões sazonais e temporais da estratificação e mistura vertical sejam determinados pelo tempo de retenção hidráulica, uma vez que reservatórios com baixos valores deste parâmetro físico assumem características hidráulicas e ecológicas que os aproximam de ambientes fluviais.

2.3. Área de estudo

O presente estudo foi realizado no reservatório da Usina Hidrelétrica de Ponte de Pedra, formado pelo represamento do rio Correntes. Esta hidrelétrica está localizada no extremo leste da bacia do Pantanal, na divisa dos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Encontra-se inserida em uma bacia de drenagem predominantemente agrícola que abrange uma área de 3.898 km², sendo que a área superficial do reservatório é de 14.5 km², além disso, possui volume total de 111x10⁶ m³, profundidade máxima de 30 m, profundidade média de 7.6 m e um comprimento máximo efetivo (fetch) de 7.5 km. Esta hidrelétrica aproveita o desnível de 243 m entre a planície de inundação e o

planalto (Figura 2.1). A capacidade de regularização das vazões exercida pelo reservatório é baixa, sendo de apenas 15% da média anual. A localização e a posição vertical do canal de adução e do vertedor são demonstradas na Figura 2.1.

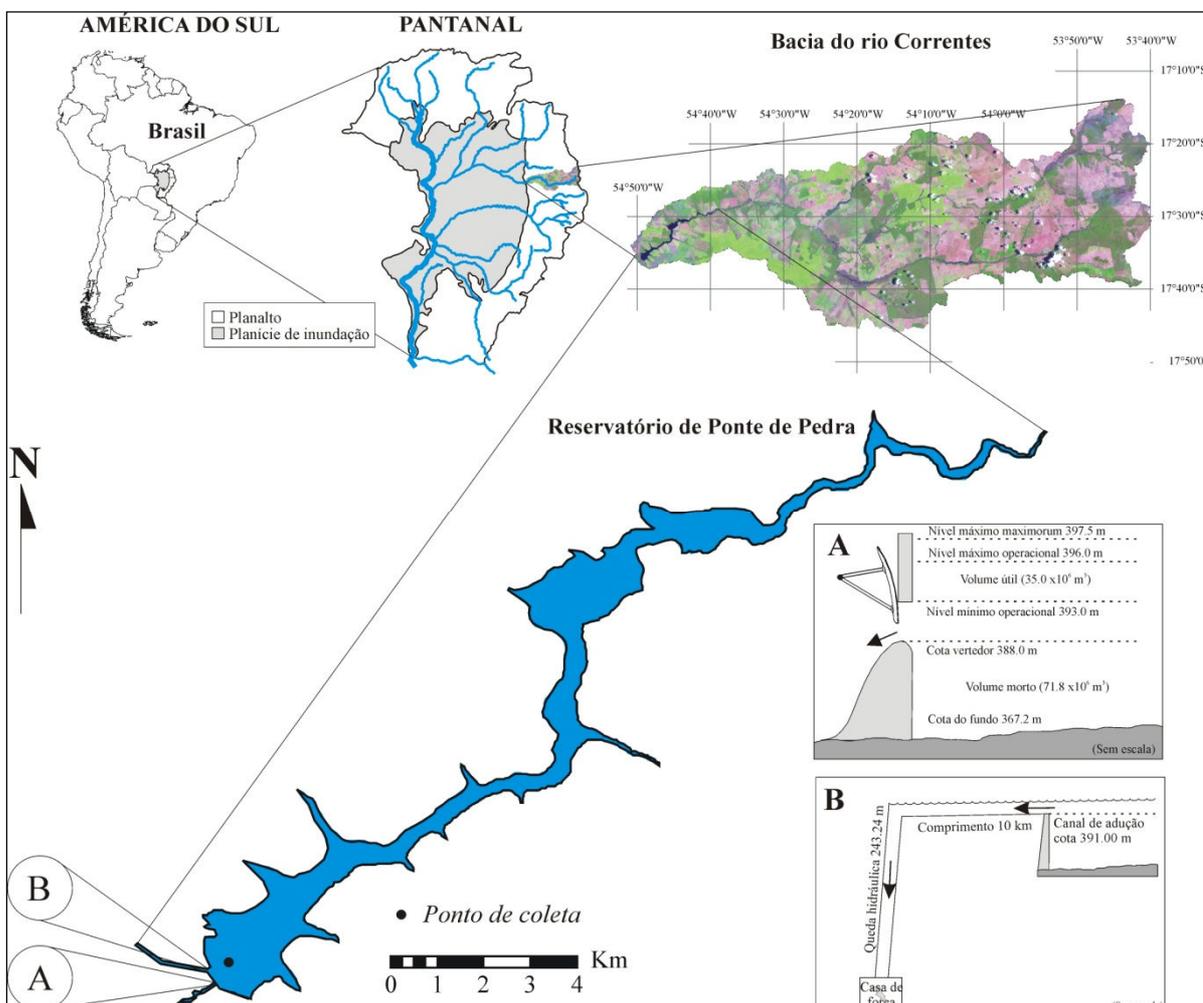


Figura 2.1. Localização e configuração do reservatório de Ponte de Pedra e de sua bacia de drenagem. A estação de amostragem também é indicada. A e B são uma representação esquemática das seções transversais do vertedor e canal de adução, respectivamente.

O clima regional é quente e úmido classificado como AW por Köppen. A temperatura média anual é de 25.0 °C, oscilando entre 22.3 (julho) e 27.1 °C (outubro), apesar da sazonalidade, a amplitude média mensal de 4.8 °C é pequena (Figura 2.2a). A vazão média anual do rio Correntes, a jusante da barragem, é de 73 m³ s⁻¹, o que corresponde a 3% da vazão média anual do Pantanal (Gonçalves et al. 2011). Sua variabilidade mensal se assemelha ao da precipitação (Figura 2.2b), com máximas em fevereiro e março (98.2 m³ s⁻¹) e mínimas em agosto (66.8 m³ s⁻¹). A precipitação acumulada anual é em média de 1419 mm ano⁻¹, sendo que, destes, 47% ocorrem no

verão (máximo em janeiro, 232 mm) e apenas 2% no inverno (mínimo em junho, 3 mm), o que demonstra uma marcante sazonalidade climática (Figura 2.2b).

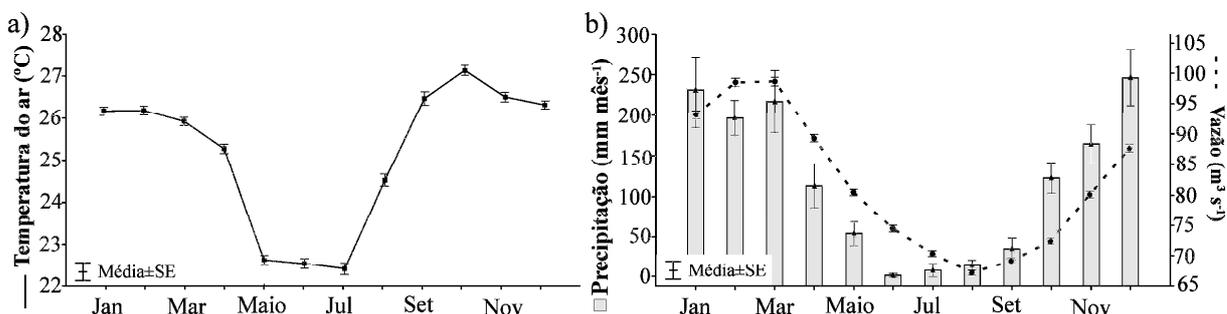


Figura 2.2. a) Variação mensal média da temperatura do ar durante o período de 2005 a 2011 (posto nº31951; Fonte: Sinda/INPE); b) Variação mensal média da precipitação na cidade de Coxim durante o período de 2005 a 2011 (posto nº31951; Fonte: Sinda/INPE) e da vazão média anual do período de 1970 a 2011 (posto nº01654000; Fonte: Hidroweb/ANA).

2.4. Métodos

As coletas foram realizadas na região central do reservatório, onde passava o antigo curso do rio Correntes (Figura 2.1), nos meses de janeiro (verão), abril (outono), julho (inverno) e outubro (primavera) durante o período de 2005 a 2011, totalizando 26 campanhas. As amostras de água para a análise dos parâmetros físicos e químicos foram coletadas em 1, 30, 60 e 95% da profundidade do ponto, com a utilização de garrafa de Van Dorn (5 L). Em campo foram medidas a temperatura da água e a concentração de oxigênio dissolvido. As medidas de condutividade elétrica, pH, turbidez, fósforo total (P), nitrato (NO_3^-), nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e sólidos totais foram tomadas em laboratório, seguindo todas as recomendações de preservação e análise descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). Para os parâmetros que apresentaram valores abaixo do limite de detecção do método, adotou-se o valor do limite como representativo.

Os parâmetros climatológicas (vento, radiação solar e precipitação) foram coletadas por uma plataforma de coleta de dados do posto nº31951, cidade de Coxim (estado do Mato Grosso do Sul), localizada, aproximadamente, a 100 km do reservatório de Ponte de Pedra. A plataforma registra os dados a cada 3 horas, e estes estão disponíveis no site do Sistema Nacional de Dados Ambientais do Brasil – SINDA (<http://sinda.crn2.inpe.br/PCD/>).

O volume do reservatório foi estimado pela curva cota x volume, onde as cotas são registradas a cada hora, do mesmo modo que a vazão de entrada de água no

reservatório. O tempo de retenção hidráulica (TRH) foi estimado pela relação entre a média do volume diário (V) do reservatório dividido pelo volume total afluente (Q) em

$$\text{um dia: } TRH_{(dia)} = \frac{V_{(m^3)}}{Q_{(m^3 \text{ dia}^{-1})}}$$

Os dados de direção e velocidade do vento, radiação solar e tempo de retenção hidráulica, apresentados e utilizados nas análises, são a média dos 15 dias que antecederam a coleta. Os dados de vento passaram por um filtro, onde foram selecionados apenas os ventos no quadrante nordeste (0 a 90°, a partir do norte verdadeiro), mesmo sentido do fetch do reservatório. Este filtro consiste em selecionar os dados presentes no quadrante nordeste, no total de 120 registros (8 por dia), a partir do qual são calculados a frequência e a velocidade média do vento neste quadrante. Este filtro foi utilizado por Moraes et al. (2010) para demonstrar a distribuição climatológica do vento médio e sua influência na limnologia de reservatórios do sudeste do Brasil.

Para verificar se existem diferenças significativas entre a amplitude de variação vertical (valor máximo - valor mínimo) dos parâmetros físicos e químicos entre as estações climáticas (inverno, primavera, verão e outono), foi utilizada uma análise de similaridade (ANOSIM) proposta por Clarke (1993). O mesmo procedimento foi adotado para verificar se existem diferenças significativas dos mesmos parâmetros entre as profundidades de amostragem (1, 30, 60 e 95%). Em ambas as análises, as comparações foram feitas par a par.

Foi utilizada uma técnica de partição da variância para avaliar a contribuição relativa do vento, radiação solar diária e TRH na estrutura vertical dos parâmetros físicos e químicos da água. Para isso, a porcentagem total de variação explicada por uma análise de redundância (RDA, Lambert et al. 1988) é dividida em contribuições partilhadas e únicas do conjunto de preditores (Borcard et al. 1992). Essa análise pode ser entendida como uma regressão múltipla, mas com múltiplas variáveis respostas. Como matriz resposta, utilizou-se os dados de amplitude vertical dos parâmetros temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez, nitrato, nitrogênio amoniacal, fósforo total e sólidos totais. As variáveis explanatórias foram a frequência e a velocidade do vento no quadrante nordeste, radiação solar diária e tempo de retenção hidráulica.

Ao utilizar três matrizes exploratórias, oito componentes foram gerados (Anderson e Gribble 1998): V= variação unicamente pelo vento; RSA= variação unicamente pela radiação solar; TRH= variação unicamente pelo tempo de retenção;

$V \cap RSA$ = variação conjunta explicada pelo vento e radiação solar; $V \cap TRH$ = variação conjunta explicada pelo vento e tempo de retenção; $TRH \cap RSA$ = variação conjunta explicada pelo tempo de retenção e radiação solar; $V \cap TRH \cap RSA$ = variação conjunta explicada pelo vento, retenção hidráulica e radiação solar; U = variação residual (total da variação não explicada por nenhuma das frações anteriores). As variações explicadas por cada componente descrito acima foram baseadas nas frações ajustadas. Frações ajustadas são os melhores estimadores, pois levam em consideração o número total de preditores e o tamanho da amostra (Peres-Neto et al. 2006). A significância de cada fração foi testada utilizando testes de permutação com 999 aleatorizações (Peres-Neto et al. 2006). Nesse caso, somente os componentes V , RSA e TRH são testáveis (Peres-Neto et al. 2006).

Antes das análises descritas acima, os dados foram escalonados entre 0 e 1, para evitar distorções causadas pelas dimensões de cada parâmetro. Tanto para ANOSIM quanto para RDA parcial foram executadas utilizando o pacote VEGAN, funções Anosim e Varpart do Software R versão 2.11.1 (R Development Core Team, 2011).

2.5. Resultados

2.5.1. Padrões sazonais de estratificação vertical

O padrão sazonal da estratificação térmica do reservatório Ponte de Pedra se desenvolve na primavera e persiste até o verão, com amplitude média superior a 4°C entre a superfície e o fundo em ambas as estações. No outono, a amplitude térmica diminui (1.8 °C) até a homogeneidade térmica no inverno (1°C) (Figura 2.3a). O pH é o único parâmetro que apresentou um padrão semelhante à temperatura, com estratificação na primavera e verão, quando a amplitude média é maior que 0.55, e homogeneização no outono e inverno, quando a amplitude média foi inferior a 0.30 (Figura 2.3b).

Diferente da temperatura e pH, a concentração de oxigênio apresenta um prolongado período de estratificação vertical (Figura 2.3c), tendo início na primavera com uma amplitude média de 4.2 mg L⁻¹, desenvolvendo-se no verão (média 5.2 mg L⁻¹), e reduzindo no outono (média 3.9 mg L⁻¹). Nestas estações, as concentrações de oxigênio do fundo chegaram à condição de hipoxia, com médias inferiores a 3 mg L⁻¹. No inverno, a baixa amplitude de variação (média 0.6 mg L⁻¹) mostrou uma homogeneização de suas concentrações na coluna de água. O prolongado período de estratificação vertical

observado também foi constatado para a turbidez e nitrato (Figuras 2.3d e e). A turbidez apresentou uma estratificação vertical, somente na região mais profunda (95% da profundidade), com valores homogêneos nas partes superior e média (Figura 2.3d). Este parâmetro apresentou maior amplitude média na primavera (9 NTU), seguida pelo verão (7 NTU) e outono (5 NTU). O padrão vertical do nitrato foi semelhante durante o mesmo período sazonal de estratificação, com amplitudes médias superiores a 0.050 mg L⁻¹ (Figura 2.3e).

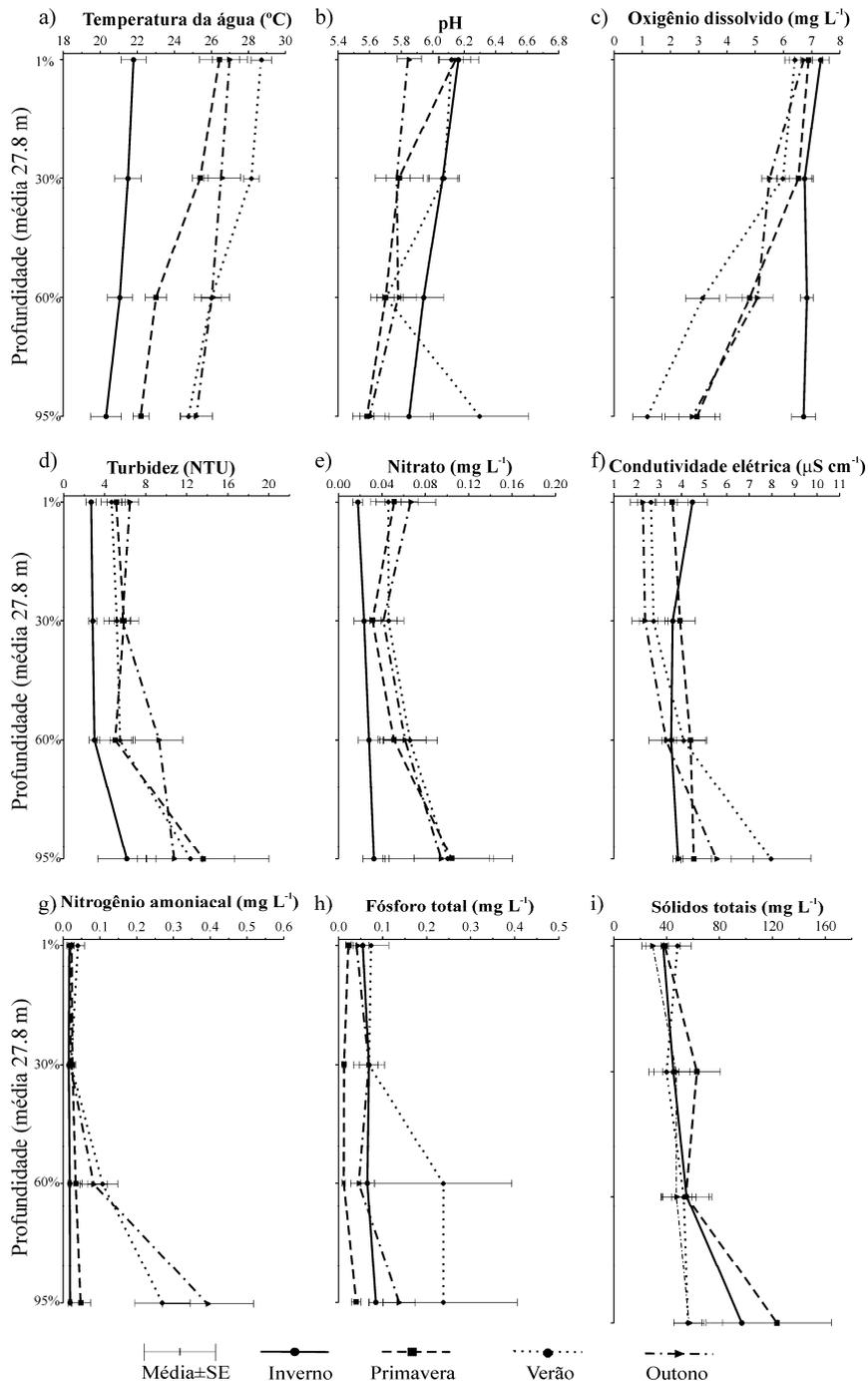


Figura 2.3. Variação sazonal do perfil vertical dos parâmetros físicos e químicos do reservatório de Ponte de Pedra (período de 2005 a 2011).

Um terceiro padrão sazonal é observado na condutividade elétrica, com estratificação no verão e outono (amplitude média de 5.3 e 3.3 $\mu\text{S cm}^{-1}$) e homogeneidade no inverno e primavera (amplitude média inferior a 2.0 $\mu\text{S cm}^{-1}$) (Figura 2.3f). Do mesmo modo, nitrogênio amoniacal e o fósforo total também apresentaram um padrão de estratificação nestas estações, com amplitudes médias maiores que 0.25 mg L^{-1} para o nitrogênio amoniacal (Figura 2.3g) e 0.095 mg L^{-1} para o fósforo total (Figura 2.3h). Em ambos os parâmetros, a estratificação ocorreu apenas na parte inferior do reservatório, na superior suas concentrações se mantiveram homogêneas em todo o ciclo sazonal (Figuras 2.3q e h).

Os sólidos totais apresentaram um padrão atípico, com estratificação no inverno e primavera (amplitudes médias maiores que 60 mg L^{-1}) e homogeneização no verão e outono (amplitudes médias menores que 25 mg L^{-1}). Esta estratificação também se desenvolveu apenas na parte inferior do reservatório (Figura 2.3i).

Deste modo, observa-se que o reservatório não apresentou um padrão similar de estratificação entre os parâmetros físicos e químicos ao longo do período sazonal. Seguindo a amplitude de variação de cada parâmetro foi possível identificar três grupos principais (Tabela 2.1). O primeiro formado pela temperatura e pH com estratificação na primavera e verão, o segundo formado pelo oxigênio dissolvido, turbidez e nitrato com estratificação na primavera, verão e outono e o terceiro formado pela condutividade elétrica, nitrogênio amoniacal e fósforo total com estratificação no verão e outono. O padrão comum para estes grupos foi a estratificação no verão e a homogeneização no inverno (exceto para os sólidos totais) e as peculiaridades consistiram na variabilidade do processo de estratificação e homogeneização presentes na primavera e outono, nos quais as parâmetros apresentaram distintos comportamentos.

Tabela 2.1. Padrão sazonal da estratificação (E) e homogeneização (H) vertical dos parâmetros físicos e químicos do reservatório de Ponte de Pedra (período de 2005 a 2011).

Parâmetros	Inverno	Primavera	Verão	Outono	Grupo
Temperatura da água	H	E	E	H	1
pH	H	E	E	H	
Oxigênio dissolvido	H	E	E	E	2
Turbidez	H	E	E	E	
Nitrato	H	E	E	E	
Condutividade elétrica	H	H	E	E	3
Nitrogênio amoniacal	H	H	E	E	
Fósforo total	H	H	E	E	
Sólidos totais	E	E	H	H	-

A análise de similaridade (ANOSIM) mostrou que o padrão sazonal de estratificação vertical é estatisticamente semelhante entre os períodos da primavera e o verão e verão e outono (Figura 2.4a). Por outro lado, o padrão de estratificação apresenta diferenças estatísticas significativas entre os períodos do outono e inverno e entre inverno e primavera (Figura 2.4a). Com isso, comprova-se que o reservatório apresenta um prolongado período de estratificação vertical de seus parâmetros físicos e químicos. A partir desta informação, verifica-se que durante o período de estratificação, a camada superior do reservatório (5 e 30% da profundidade) se mantém estatisticamente homogênea (Figura 2.4b). A alteração vertical nos parâmetros físicos e químicos é encontrada na parte inferior do reservatório entre as profundidades 30 e 60% e 60 e 95% (Figura 2.4b).

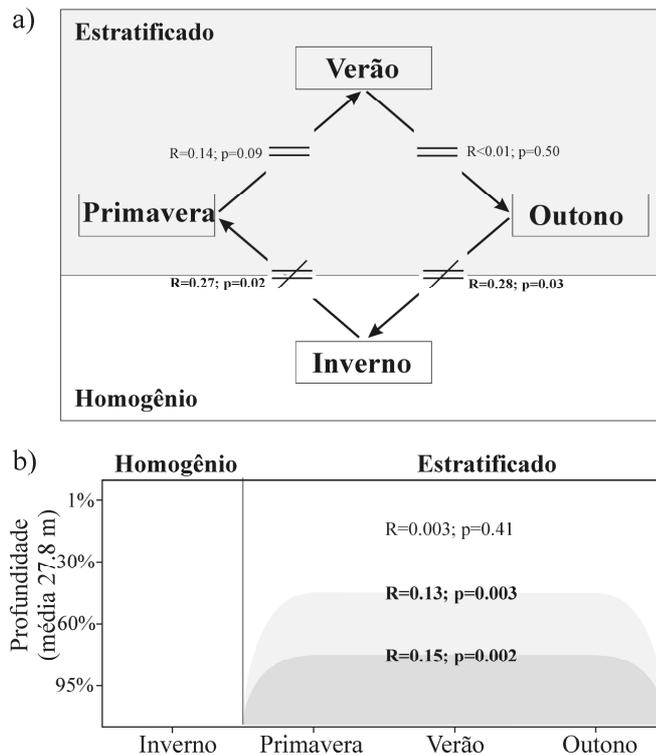


Figura 2.4. Ciclo sazonal do processo de estratificação e mistura vertical: a) das amplitudes verticais dos parâmetros físicos e químicos entre os períodos sazonais; b) dos parâmetros físicos e químicos entre as profundidades de coleta. Os resultados da Análise de Similaridade também são apresentados, onde os valores em negrito indicam $p<0.05$.

2.5.2. Fatores físicos e mistura vertical

Entre os fatores físicos considerados como forças direcionadoras do processo de estratificação e mistura no reservatório de Ponte de Pedra medidos nos 15 dias

anteriores à amostragem, o tempo de retenção hidráulica e a frequência da direção do vento são os que apresentaram marcante variabilidade sazonal. Apesar disso, o tempo de retenção hidráulica apresenta uma pequena variabilidade entre as estações, com maiores valores no outono e no inverno, e amplitude variando de 12,5 dias no verão a 16,3 dias no inverno (Figura 2.5a). As médias da radiação solar acumulada apresentaram pouca diferença na primavera, verão e outono, com valores superiores a $19.0 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; diferente do inverno quando se registrou em média $15.9 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Figura 2.5a). Dos componentes do vento, a velocidade medida no quadrante nordeste apresenta similaridade nas médias (máximo de 4.6 m s^{-1} na primavera e mínimo de 4.3 m s^{-1} no verão), com médias ligeiramente maiores no inverno e na primavera, porém com grande sobreposição dos intervalos de confiança entre os períodos sazonais (Figura 2.5b). No entanto, a componente frequência no quadrante nordeste apresentou um padrão de variação sazonal, pois, em média, 33% dos ventos registrados no inverno e no outono foram no sentido nordeste (coincidindo com o comprimento máximo efetivo do reservatório), enquanto que, no verão, esta proporção reduz-se para 17% (Figura 2.5b).

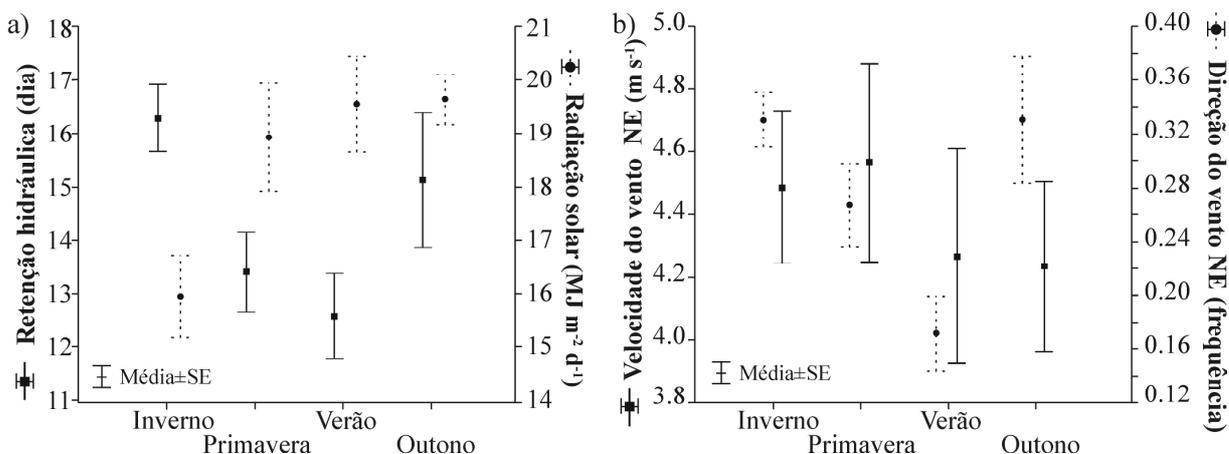


Figura 2.5. Variação sazonal do a) tempo de retenção hidráulica e radiação solar acumulada; b) componentes velocidade e direção do vento no quadrante nordeste (maior comprimento máximo efetivo do reservatório) do reservatório de Ponte de Pedra (período de 2005 a 2011).

Considerando a variabilidade temporal, o efeito conjunto dos fatores físicos é capaz de explicar 26% da amplitude vertical dos parâmetros físicos e químicos, sendo que, entre os fatores, o vento é o mais importante na explicação da variabilidade vertical (Figura 2.6). O tempo de retenção hidráulica e a radiação solar não apresentam influência significativa, portanto, um baixo poder de explicação (Figura 2.6). Os componentes compartilhados pelo vento, com o tempo de retenção hidráulica e com a

radiação solar, apresentam uma explicação considerável para a variabilidade vertical das características físicas e químicas da água.

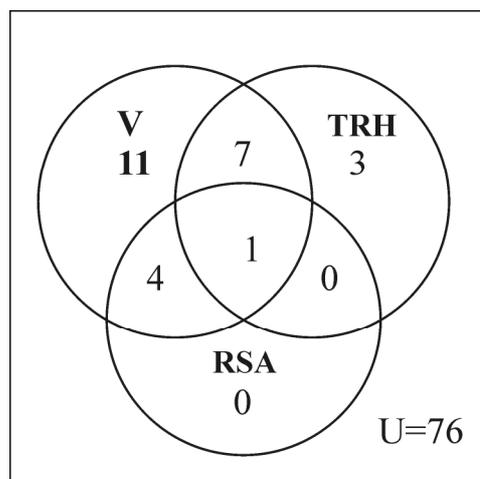


Figura 2.6. Contribuição relativa (% de explicação) do vento (V), tempo de retenção hidráulica (TRH) e radiação solar acumulada (RSA) para explicar amplitude vertical dos parâmetros físicos e químicos do reservatório de Ponte de Pedra. U= componente não explicado. Zero indica explicação menor que 0.5% e em negrito valor significativo ($p < 0.05$). Os componentes puros (V, TRH e RSA) são testáveis, e o valor em negrito indica valor significativo.

2.6. Discussão

A estratificação térmica é uma das questões ambientais mais importantes em águas profundas, devido ao seu forte efeito sobre as propriedades físicas e químicas e sobre os processos biológicos (Yu e Wang, 2011). Estudos demonstram que esta barreira física faz com que as características químicas da água fiquem presas dentro da estrutura térmica do reservatório (Eckert et al. 2002a e 2002b). Este padrão ficou evidente no verão, quando a estratificação térmica foi seguida pela estratificação dos demais parâmetros (Figura 2.3). O mesmo não pode ser dito para a primavera e o outono, quando se observa um padrão contraditório. Na primavera a estrutura térmica bem desenvolvida (amplitude de 4°C) não foi capaz de se refletir na estratificação de todos os parâmetros, pois a condutividade elétrica, fósforo total e a nitrogênio amoniacal apresentam distribuição vertical homogênea. Diferentemente do outono, quando a estrutura vertical da temperatura esteve próxima a homeotermia (amplitude 1.8 °C) e as concentrações dos demais parâmetros indicaram a existência de estratificação física e química na coluna d'água, com exceção do pH e dos sólidos totais.

A aparente incoerência observada na primavera pode ser atribuída à característica oligotrófica do reservatório associada ao processo de mistura ocorrida no

inverno. Nessas condições, as baixas concentrações de insumos para as reações biogeoquímicas não ocorrem com velocidade suficiente para que se desenvolva uma evidente estrutura vertical, principalmente, das concentrações de nutrientes em regiões profundas onde a temperatura é relativamente menor (Wetzel, 2001). O padrão inverso, registrado no outono, mostra que pequenas diferenças de temperatura levam à separação térmica das massas de água e, conseqüentemente, à estratificação de outros parâmetros, corroborando com o trabalho de Henry et al. (1997), no qual a diferença de 0,3°C foi suficiente para o desenvolvimento da estratificação. Esteves e Furtado (2011) também relataram que a estratificação química pode ocorrer em condições de homeotermia, quando a formação do reservatório sob florestas tropicais há uma decomposição de matéria orgânica do fundo, que consome o oxigênio dissolvido mantendo a estratificação vertical. Para o reservatório de Ponte de Pedra, este efeito pode ser descartado porque o mesmo foi construído em uma área de campo e uma pequena quantidade de vegetação arbórea existente foi extraída antes de seu enchimento. Apesar do prolongado período de estratificação vertical no período em que, na parte inferior no reservatório, se registrou hipoxia e maiores concentrações de nutrientes, não se detectou perda da qualidade da água durante o período de mistura, atribuindo-se este comportamento ao caráter oligotrófico do reservatório.

Diferenças na estrutura vertical da temperatura e de outros parâmetros de qualidade de água também foram encontradas por Thomaz et al. (1997) no reservatório Segredo (região sul do Brasil) e por Branco et al. (2009) no reservatório Lajes (região sudeste do Brasil), onde, apesar da coluna de água estar termicamente estratificada no inverno, a homogeneidade nas concentrações de oxigênio dissolvido indicavam a existência de circulação completa nestes reservatórios. Por isso, Branco et al. (2009) sugeriram que a concentração de oxigênio dissolvido pode ser considerada como um bom indicador de mistura vertical. Esta afirmativa pode ser ampliada, pois os resultados mostram que as concentrações de oxigênio também podem ser um bom indicador de estratificação vertical, mesmo em condições próximas à homeotermia (Figura 2.3c).

Com base na sazonalidade dos parâmetros físicos e químicos, a homogeneidade vertical registrada no inverno indica uma evidente mistura completa, assim, o reservatório de Ponte de Pedra pode ser classificado como monomítico quente. Neste período, também foram encontradas as menores temperaturas do ar (Figura 2.2a), menores incidências de radiação solar (Figura 2.5a) e maiores frequências de ventos no quadrante nordeste (Figura 2.5b). Estudos demonstram que a combinação sazonal

desses fatores, com maior ocorrência no inverno, são os responsáveis pelos processos de misturas em reservatórios brasileiros (Tundisi et al. 2004; Tundisi et al. 2006; Alcantara et al. 2010). A análise de similaridade (Figura 2.4) comprovou que o padrão sazonal de estratificação foi semelhante entre os períodos da primavera, verão e outono, indicando um prolongado período de estratificação, típico de reservatórios tropicais profundos (Henry, 1999; Esteves e Furtado, 2011), coincidindo com a maior incidência de radiação solar na região (Figura 2.5a). Este é considerado o principal fator para a criação, desenvolvimento e a estabilidade térmica em reservatórios tropicais (Henry e Barbosa, 1989; Henry, 1993; Henry, 1999). Apesar do tempo de retenção hidráulica também apresentar uma marcante sazonalidade (Figura 2.5a), não foi consistente com o padrão da estratificação vertical, uma vez que se espera que ambientes com características lóxicas (menor tempo de retenção da água) a estratificação não se desenvolva (Straškraba, 1999). Portanto, os resultados indicam semelhanças entre o padrão sazonal de estratificação e mistura e o da radiação solar, direção e frequência do vento.

Considerando a variabilidade temporal da estrutura vertical dos parâmetros físicos e químicos do reservatório, o vento foi o único fator significativo responsável pelas alterações verticais (Figura 2.6). Deste modo, a baixa variabilidade temporal da velocidade do vento observada evidencia que a direção e frequência do vento foram determinantes no processo de circulação do reservatório. A importância da direção está relacionada com o comprimento da pista que o vento pode soprar sem encontrar obstáculos, que no caso do reservatório de Ponte de Pedra é de aproximadamente 7.5 km, posicionado no sentido nordeste. Portanto, a movimentação da água pode ser atribuída a este fator, sugerindo que a direção do vento determina o tamanho da pista a ser percorrida, onde, quanto maior a pista, maior será a superfície livre para atrito, provocando maiores turbulências na coluna de água e facilitando a mistura. Deste modo, o efeito do vento sobre a estrutura vertical depende das características morfométricas do reservatório. Estes resultados estão de acordo com os estudos com modelos empíricos (Hanna, 1990; Pompilio et al. 1996), para a avaliação da importância de parâmetros morfométricos na determinação da profundidade da camada de mistura, os quais concluíram que o comprimento máximo efetivo do reservatório é o principal fator. Adicionalmente, fatores como a profundidade máxima e a forma do lago também influenciam no estabelecimento da estratificação (Imboden e Wüst, 1995; Fantin-Cruz et al. 2008).

Além disso, sugere-se que a influência do vento seja sentida em toda a coluna de água, pois na realização da análise (RDA parcial) utilizamos a amplitude de variação vertical (diferença entre o máximo e o mínimo) que normalmente são encontradas entre a superfície e o fundo. Deste modo, observou-se que o estresse do vento tem um importante papel na dinâmica e no comportamento do reservatório analisado, o que está de acordo com diversos estudos que também comprovaram seu efeito na alteração da estrutura térmica e na qualidade de água (Tundisi et al. 2006; Elçi, 2008; Alcantara et al. 2010), bem como na distribuição dos organismos planctônicos (Tundisi et al. 2004; Serra et al., 2007; Moreno-Ostos et al. 2009).

Diferentemente do que se esperava, o tempo de retenção hidráulica, apesar de ser o segundo fator mais importante, não alterou de maneira significativa a estrutura vertical dos parâmetros físicos e químicos. Embora tenha apresentado um reduzido tempo de retenção (em média menor que 17 dias), e próximo ao limite de 10 dias para que seja considerado ambiente lótico (Straškraba et al. 1993), isso não foi suficiente para que o fluxo gerasse a turbulência necessária para a quebra de estabilidade vertical. A influência do tempo de retenção hidráulica sobre a estabilidade vertical de reservatórios foi anteriormente demonstrada por Straškraba et al. (1999), que também sugeriram sua utilização para previsão a priori da estratificação. No entanto, não há um consenso na literatura de qual seria o limite, com base no tempo de retenção, para o estabelecimento da estratificação. Jørgensen et al. (2005) consideraram um tempo de retenção menor que 14 dias para que a estratificação não ocorra, enquanto que Ford e John (1986) consideram para este limite um tempo médio de 20 dias, associado a uma profundidade média menor que 10m. Hejzlar e Straskraba (1989) prevêm que estratificação térmica estável ocorra apenas com um tempo de retenção hidráulica maior que 100 dias. Uma revisão feita por Henry (1999), em diversos reservatórios brasileiros, mostrou que apenas aqueles com tempo de retenção maior que 40 dias desenvolvem um longo período de estratificação térmica. Assim, mesmo que fosse adotado o mais restritivo destes estudos ainda não seria possível prever, com base unicamente neste parâmetro, a estratificação vertical do reservatório de Ponte de Pedra. Por isso, alterações no tempo de retenção promovidas pela operação da barragem tendem a não afetar de maneira significativa a estrutura vertical do reservatório.

A partir destas considerações, tendo-se em conta a variação sazonal observada do perfil vertical, acredita-se que dois tipos de mecanismos podem ter limitado o efeito do tempo de retenção hidráulica: (a) a profundidade da intrusão da água do rio; (b) a

posição da tomada d'água no reservatório. Durante o período em que o reservatório encontra-se verticalmente estratificado, a água mais fria e oxigenada oriunda do rio ao entrar no reservatório, sofre um gradual aumento em sua temperatura, em virtude da maior exposição à radiação solar e das baixas profundidades na sua parte inicial. Portanto, a água menos densa passa a se propagar horizontalmente pela parte superior do reservatório e a estratificação atua como um amortecedor da mistura vertical. Como evidenciado pela RDA parcial (Figura 2.6), a ação de ondas internas ou de cisalhamento induzido por um aumento do fluxo não foram fortes o suficiente para causar alterações em toda a coluna vertical, e ocasionar, por conseguinte, uma possível mistura, mesmo durante o verão quando são observados os menores tempos de retenção hidráulica. Esta evidência é reforçada pelas condições de hipoxia encontradas no fundo, uma vez que intrusões da água do rio nas camadas inferiores do reservatório teriam reflexos nas concentrações de oxigênio. Simulações numéricas realizadas por Marti et al. (2011), em reservatório estratificado da Austrália, comprovaram que a profundidade da entrada das intrusões do rio para o reservatório é determinada pela densidade individual de cada entrada e sua propagação ocorre de maneira ordeira com o mínimo de mistura entre as intrusões.

O segundo mecanismo é representado pelas posições das tomadas de água em relação ao fundo, as quais, no caso de Ponte de Pedra, são em dois locais (Figura 2.1). O canal de adução faz captação superficial, e o vertedor faz a captação a uma profundidade de 7,0 m (um metro acima do ponto de 30% da profundidade). Assim, é possível sugerir que o fluxo gerado pela descarga destes locais influencia apenas a estabilidade vertical das camadas superiores do reservatório, fato pode ser comprovado pela homogeneidade dos parâmetros físicos e químicos na parte superior do reservatório (Figura 2.4b). Este efeito já foi demonstrado por Barbiero et al. (1997) e Moreno-Ostos et al. (2008), que observaram que descarregadores localizados na parte superior do reservatório reforçam a estabilidade térmica da coluna de água nas partes mais profundas. Além disso, indicam que a posição da tomada de água no reservatório é determinante na estrutura térmica, e um importante mecanismo da gestão hidráulica para o controle dos possíveis efeitos na qualidade de água causados pela estratificação. Desta forma, a construção de reservatórios com captação superficial em áreas sujeitas a eutrofização pode levar a deterioração da qualidade da água, principalmente durante o inverno quando ocorre a mistura vertical e a disponibilização para a coluna de água de maiores

concentrações de nutrientes, anteriormente retidas no fundo, tendo como consequência um aumento no desenvolvimento algal.

Teoricamente a radiação solar é determinante para o desenvolvimento da estratificação vertical (Ambrosetti et al. 2003), porém na modelagem empírica seu efeito foi nulo. Supõe-se que sua atuação ocorreu na manutenção da estratificação, porém, devido à baixa variabilidade temporal comum em regiões tropicais, esta não afetou o processo de circulação vertical do reservatório (exceto no inverno, quando ocorre a inversão térmica), anulando sua importância individual.

2.7. Conclusões

A partir dos resultados apresentados, pode-se concluir que o reservatório de Ponte de Pedra é um sistema monomítico quente com prolongado período de estratificação e mistura completa no inverno. Os parâmetros físicos e químicos utilizadas não apresentam o mesmo padrão sazonal de variação no que se refere aos períodos da primavera e outono, porém observa-se que o oxigênio dissolvido é o parâmetro mais sensível para a indicação de estratificação vertical. O ciclo sazonal de estratificação coincidiu com o ciclo da radiação solar e com a direção do vento no quadrante nordeste. O vento é o único fator que influencia significativamente a estrutura vertical do reservatório e seu efeito é potencializado pelo seu formato alongado, favorecendo a ação do vento no processo de circulação e mistura. Além disso, a posição da tomada de água, localizada na parte superior do reservatório, favorece a estabilidade vertical.

2.8. Referências

- Alcântara EH, Bonnet MP, Assireu AT, Stech JL, Novo EMLM, Lorenzetti JA. 2010. On the water thermal response to the passage of cold fronts: initial results for Itumbiara reservoir (Brazil). *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 7: 9437-9465. DOI: 10.5194/hessd-7-9437-2010.
- Ambrosetti W, Barbanti L, Sala N. 2003. Residence time and physical processes in lakes. *Journal of Limnology* 62: 1-15.
- Anderson MJ, Gribble NA. 1998. Partitioning the variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data set. *Australian Journal of Ecology* 23: 158-167. DOI: 10.1111/j.1442-9993.1998.tb00713.x.

- APHA (American Public Health Association), 2005. *Standard methods for the examination of Water and Wastewater*, American Public Health Association, Washington, DC.
- Barbiero RP, James WF, Barko JW. 1997. The effects of a change in withdrawal operations on phytoplankton and nutrients dynamics in Eau Galle Reservoir. Wisconsin (USA). *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 82: 531-543. DOI: 10.1002/iroh.19970820410.
- Borcard D, Legendre P, Drapeau P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73:1045-1055. DOI: 10.2307/1940179.
- Branco CW, Kozłowsky-Suzuki B, Sousa-Filho IF, Guarino AW, Rocha RJ. 2009. Impact of climate on the vertical water column structure of Lajes Reservoir (Brazil): A tropical reservoir case. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 14: 175-191. DOI: 10.1111/j.1440-1770.2009.00403.x.
- Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143. DOI: 10.1111/j.1440-1770.2009.00403.x.
- Eckert W, Imberger J, Saggio A. 2002a. Biogeochemical response to physical forcing in the water column of a warm monomictic lake. *Biogeochemistry* 61: 291-307.
- Eckert W, Hambright KD, Yacobi YZ, Ostrovsky I, Sukenik A. 2002b. Internal wave-induced changes in the chemical stratification in relation to the thermal structure in Lake Kinneret. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 28: 962-966.
- Elçi Ş, 2008. Effects of thermal stratification and mixing on reservoir water quality. *Limnology* 9: 135-142. DOI: 10.1007/s10201-008-0240-x.
- Esteves FA, Furtado ALS. 2011. Oxigênio dissolvido. In: *Fundamentos de Limnologia*, 3th edn (Esteves, F. A. Eds). Interciência, Rio de Janeiro, pp. 167-191.
- Fantin-Cruz I, Loverde-Oliveira SM, Girard P. 2008. Caracterização morfométrica e suas implicações na limnologia de lagoas do Pantanal Norte. *Acta Scientiarum: Biological Sciences* 30: 133-140. DOI: 10.4025/actascibiolsci.v30i2.3628.
- Ford DE, Johnson MC. 1983. *An Assessment of Reservoir Mixing Processes*. Technical Report E-86-7, U.S. Army Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Gonçalves HC, Mercante MA, Santos ET. 2011. Hydrological cycle. *Brazilian Journal of Biology* 71: 241-253. DOI: 10.1590/S1519-69842011000200003.
- Hanna, M., 1990: Evaluation of models predicting mixing depth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 940-947. DOI: 10.1139/f90-108.

- Hejzlar J, Straškraba M. 1989. On the horizontal distribution of limnological variables in Rimov and others stratified Czechoslovak Reservoirs. *Archiv für Hydrobiologie: Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 33: 41-55.
- Henry R. 1999. Heat budgets, thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications* (Tundisi JG, Straškraba M, eds). International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers, Leiden. pp. 125–51.
- Henry R, Barbosa FA. 1989. Thermal structure, heat content and stability of two lakes in the National Park of rio Doce Valley (Minas Gerais, Brazil). *Hydrobiologia* 171: 189-199. DOI: 10.1007/BF00008142.
- Henry R, Tundisi JG, Calijuri MC, Ibáñez MSR. 1997. A comparative study of thermal structure, heat content and stability of stratification in three lakes. In: *Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil* (Tundisi JG, Saijo T, eds). Brazilian Academy of Sciences, UFSCar, São Carlos. pp. 69-77.
- Henry R. 1993. Thermal regime and stability of Jurumirim reservoir (Paranapanema river, Sao Paulo, Brazil). *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 78: 501-511. DOI: 10.1002/iroh.19930780407.
- Imboden DM, Wüst A. 1995. Mixing Mechanisms in Lakes. In: *Physical and Chemistry of Lakes* (Lerman A, Imboden DM, Gat J, eds). Springer Verlag, Berlin, pp. 83-135.
- Jørgensen SE, Löffler H, Rast W, Straškraba M. 2005. *Lake and Reservoir Management*. Developments in Water Science 54. Elsevier, Amsterdam, Holland.
- Junk WJ, Cunha NC. 2005. Pantanal: a large South American wetland at a crossroads. *Ecological Engineering* 24: DOI:10.1016/j.ecoleng.2004.11.012.
- Kingsford RT. 2000. Ecological impacts of dams, water diversions and river management of floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology* 25: 109-127. DOI: 10.1046/j.1442-9993.2000.01036.x.
- Lambert ZV, Wildt AR, Durand RM. 1988. Redundancy analysis: An alternative to canonical correlation and multivariate multiple-regression in exploring interest associations. *Psychological Bulletin* 104: 282-289. DOI: 10.1037/0033-2909.104.2.282.
- Lee YG, Kang JH, Ki SJ, Cha SM, Cho KH, Lee YS, Park Y, Lee SW, Kim JH. 2010. Factors dominating stratification cycle and seasonal water quality variation in a Korean estuarine reservoir. *Journal of Environmental Monitoring* 12: 1072-1081. DOI: 10.1039/b920235h.

- Marti CL, Mills R, Imberger J. 2011. Pathways of multiple inflows into a stratified reservoir: Thomson Reservoir, Australia. *Advances in Water Resources* 34: 551-561. DOI: 10.1016/j.advwatres.2011.01.003.
- Morais MA, Castro WAC, Tundisi JG. 2010: Climatologia de frentes frias sobre a região metropolitana de São Paulo (RMSP), e sua influência na limnologia dos reservatórios de abastecimento de água. *Revista Brasileira de Meteorologia* 25: 213- 225. DOI:10.1590/S0102-77862010000200005.
- Moreno-Ostos E, Marcé R, Ordóñez J, Dolz J, Armengol J. 2008. Hydraulic Management Drives Heat Budgets and Temperature Trends in a Mediterranean Reservoir. *International Review of Hydrobiology* 93: 131-147. DOI: 10.1002/iroh.200710965.
- Moreno-Ostos E, Cruz-Pizarro L, Basanta-Alvés A, George DG. 2009. The influence of wind-induced mixing on the vertical distribution of buoyant and sinking phytoplankton species. *Aquatic Ecology* 43: 271-284. DOI: 10.1007/s10452-008-9167-x.
- Nogueira MG, Henry R, Maricatto FE. 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 4: 107-120.
- Olden JD, Naiman RJ. 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55: 86-107. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x.
- Peres-Neto PR, Legendre P, Dray S, Borcard D. 2006. Variation partitioning of species data matrices: Estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87: DOI: 10.1890/0012-9658(2006)87[2614:VPOSDM]2.0.CO;2.
- Pompilio L, Ambrosetti W, Barbanti L. 1996. Morphometry and thermal stratification in Italian lakes. 1. Predictive models. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* 54: 1-29.
- R Development Core Team, 2011: R: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Serra T, Vidal J, Casamitjana X, Soler M, Colomer J. 2007. The role of surface vertical mixing in phytoplankton distribution in a stratified reservoir. *Limnology and Oceanography* 52: 620-634.
- Soares MC, Marinho MM, Huszar VLM, Branco CWC, Azevedo SMFO. 2008. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical

- reservoirs in Brazil. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 13: 257-269. DOI: 10.1111/j.1440-1770.2008.00379.x.
- Straškraba M. 1999. Retention time as a key variable of reservoir limnology. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications* (Tundisi JG, Straškraba M, eds). International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers, Leiden. pp. 385-410.
- Straškraba M, Tundisi JG, Duncan A. 1993. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In: *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management* (Straškraba M, Tundisi JG, Duncan A, eds). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. pp. 213-288.
- Thomaz SM, Bini LM, Alberti SM. 1997. Limnologia do Reservatório de Segredo: padrões de variação espacial e temporal. In: *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo* (Agostinho AA, Gomes LC, eds) Ed. Universidade Estadual de Maringá, Maringá. pp. 19-37.
- Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T, Arantes Junior JD, Tundisi JEM, Manzini NF, Ducrot R. 2004. The response of Carlos Botelho (Lobo, Broa) reservoir to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical, and biological variables. *Brazilian Journal of Biology* 64: 177-186. DOI: 10.1590/S1519-69842004000100020.
- Tundisi JG, Sebastien NY, Matsumura-Tundisi T, Tundisi JEM, Manzini NF. 2006. The response of reservoirs of southeastern Brazil to the passage of cold fronts as reflected by physical, chemical and biological variables. *Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie* 29: 2124-2128.
- Uhlmann D, 1998. Reservoirs as ecosystems. *International Review of Hydrobiology* 83: 13-20.
- Wetzel RG, 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Third Edition. Elsevier Academic press, USA.
- Xu Y, Cai Q, Han X, Shao M, Liu R. 2010: Factors regulating trophic status in a large subtropical reservoir, China. *Environmental Monitoring and Assessment* 169: 237-248. DOI: 10.1007/s10661-009-1165-5.
- Yu ZZ, Wang LL. 2011. Factors influencing thermal structure in a tributary bay of Three Gorges Reservoir. *Journal of Hydrodynamics* 23: 407-415. DOI:10.1016/S1001-6058(10)60130-8.

3. CAPÍTULO 2

Efeitos da formação e operação de um reservatório na alteração da qualidade da água na planície de inundação do Pantanal

3.1. Resumo

Este estudo teve por objetivo avaliar os efeitos da formação e operação de um reservatório na alteração da qualidade da água em um dos rios formadores da planície de inundação do Pantanal (Brasil). Foram considerados dez parâmetros da qualidade da água na análise de amostras coletadas em oito pontos do rio Correntes, no período anterior e posterior à formação do reservatório. Em cada ponto de coleta, os parâmetros foram expressos em forma de taxa de variação em relação ao ponto de controle (trecho não afetado pela formação do reservatório). A ANOVA em bloco mostrou que houve alteração significativa da turbidez, sólidos totais, nitrato e fósforo total após a formação do reservatório. Estas alterações foram atribuídas a modificações dos processos de sedimentação e desnitrificação. A ANOVA de um fator mostrou que não houve alteração longitudinal dos parâmetros alterados, sugerindo que as modificações na qualidade da água ocorrem na parte inicial do reservatório (exceto turbidez) e que a captação superficial não altera a qualidade da água de jusante. Temporalmente, o reservatório reduziu, em média, 38% da turbidez, 28% fósforo total, 23% dos sólidos totais e 14% do nitrato. Destes, apenas a turbidez e o nitrato foram afetados pelo tempo de retenção hidráulica controlado pelo operador do reservatório. Baseado nestas relações, foi estimado que, durante seis anos de funcionamento, o reservatório operou fora dos limites naturais em 63% dos dias para a turbidez e em 43% para o nitrato. As alterações na qualidade da água foram pouco expressivas e a principal implicação ambiental está na retenção de fósforo, que, em longo prazo, poderá reduzir a produtividade biológica da planície de inundação.

Palavras chave: turbidez, sólidos totais, nutrientes, tempo de retenção hidráulica, posição vertedor, operação de reservatório, hidrelétrica.

3.2. Introdução

A formação de um reservatório constitui um obstáculo para a conectividade longitudinal de um rio, modificando o regime hidrológico e induzindo alterações físicas, químicas e biológicas na água armazenada, que são transmitidas para jusante do reservatório (Ward e Stanford, 1995; Poff et al. 2007). Estas alterações na qualidade da água são reflexos das modificações dos processos de sedimentação de partículas e nutrientes, trocas de calor, transformações biogeoquímicas e estratificação térmica e química ocorridas no reservatório (Friedl e Wüst, 2002).

Em relação às partículas e nutrientes, sabe-se que ocorre uma redução em seu transporte devido ao processo de sedimentação pelo reservatório, causando uma série de impactos à jusante, como elevação da transparência da água, redução das concentrações de nutrientes e alteração no tipo de substrato do leito (Graf, 2006; Kunz et al. 2011). A retenção de nutrientes por sedimentação normalmente está associada ao fósforo (Kennedy e Walker, 1990; Fonseca et al. 2011). Enquanto, para o nitrogênio, a retenção tem sido atribuída à desnitrificação, uma vez que, a formação do reservatório tende a fornecer condições especiais (hipoxia e disponibilidade de nitrato) para a ocorrência deste processo pela ação de bactérias (Abe et al. 2003), melhorando o processamento deste nutriente (Wetzel, 2001).

Contudo, entre os impactos na qualidade da água atribuídos aos reservatórios, o principal é a alteração do regime térmico natural do rio (Olden e Naiman, 2010), devido à sua influência nos processos que controlam as concentrações de outros parâmetros (Caissie, 2006; Webb et al. 2008). Porém, a direção do impacto sobre este e outros parâmetros da qualidade da água, depende da ocorrência e duração da estratificação térmica e da posição vertical da tomada d'água. Já a magnitude dos impactos é influenciada pelo tempo de retenção hidráulica (TRH), devido à sua influência na duração da estratificação e na taxa de retenção de partículas. Logo, reservatórios com menores TRH, geralmente apresentam fraca estratificação (Henry, 1999; Soares et al. 2008), o que favorece a homogeneização vertical, e retém menos sedimentos e nutrientes (Straskraba 1999; Straskraba et al. 1995; Seitzinger et al. 2002). Adicionalmente, efeitos similares também são observados devido à variabilidade anual do TRH, o que pode ser controlado pelo operador do reservatório (Soares et al. 2008; Soares et al. 2012). Deste modo, o regime de operação pode causar um aumento da flutuação diária, bem como, um amortecimento da variabilidade sazonal, o que provoca

impactos significativos na qualidade da água de jusante (Ahearn et al. 2005; Naliato et al. 2009).

Neste sentido, estudos vêm destacando a importância de medidas de controle operacional de reservatórios, com o intuito de integrar a gestão da quantidade e qualidade da água, para minimizar os impactos de jusante (Nilson e Renöfält, 2008; Olden e Naiman, 2010; Renöfält et al. 2010). No entanto, a maioria do conhecimento adquirido sobre impactos de reservatórios na alteração da qualidade da água, foi obtido em trabalhos realizados em reservatórios com grande capacidade de regularização das vazões (McCartney et al. 2001), sendo necessários estudos sobre a aplicabilidade e generalização em reservatórios com pequena regularização ou a fio d'água, uma vez que, há carências de informações nestes ambientes (Príncipe, 2010). O pouco que se sabe é que mesmo os reservatórios a fio d'água, podem trazer alterações significativas na qualidade da água de jusante, com efeitos significativos na biota aquática (Lessard e Hayes, 2003; Mantel et al. 2010).

Os impactos causados por reservatórios podem ser amplificados quando estes são construídos a montante de planícies de inundação (Kingsford, 2000), pois podem trazer consequências diretas e indiretas ao funcionamento ecológico deste sistema. Uma vez que as alterações na qualidade da água na planície facilitam a colonização e o desenvolvimento de espécies que dependem da radiação subaquática (e.g. plantas submersas e predadores visuais), além de reduzir a produtividade biológica do sistema (Roberto et al. 2009). Para o Pantanal, maior planície inundável do mundo (Junk e Cunha, 2005), a construção de reservatórios e desvios para produção de energia elétrica, está se tornando uma grande preocupação ambiental, isso porque, além das 37 hidroelétricas em funcionamento, estão previstas a construção de mais 62 nos rios afluentes. Apesar disso, os poucos estudos desenvolvidos na região tratam apenas das alterações hidrológicas na planície de inundação, causado pelo enchimento e operação de um único reservatório (Zeilhofer e Moura, 2009; Fantin-Cruz, et al. 2011), sendo inexistentes informações sobre seus efeitos na alteração da qualidade da água. Portanto, a avaliação dos impactos causados por estes empreendimentos, tornou-se essencial para quantificar a magnitude das alterações, bem como suas implicações no funcionamento ecológico deste sistema.

Neste contexto, o presente estudo tem por objetivos: i) identificar quais parâmetros de qualidade de água são afetados pela formação do reservatório e compreender os processos alterados associados a estas modificações; ii) analisar a

variabilidade longitudinal dos parâmetros afetados, avaliando como o tipo de captação vertical influencia a qualidade da água de jusante; iii) quantificar a magnitude das alterações, analisando se esta é influenciada pelo tempo de retenção hidráulica, controlado pelo operador do reservatório; iv) avaliar como a alteração do regime operacional do reservatório poderia melhorar a qualidade da água de jusante. Espera-se que a formação do reservatório altere a qualidade da água, onde a magnitude da alteração é determinada pelo tempo de retenção hidráulica controlado pelo operador do reservatório.

3.3. Área de estudo

O presente estudo foi realizado no reservatório da Usina Hidrelétrica de Ponte de Pedra, formado pelo represamento do rio Correntes (Figura 3.1). Esta hidrelétrica está localizada no extremo leste da bacia do Pantanal, na divisa dos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, Brasil. Encontra-se inserida em uma bacia de drenagem predominantemente agrícola que abrange uma área de 3.898 km², sendo que a área superficial do reservatório é de 14.5 km². Além disso, possui volume total de 111x10⁶ m³, profundidade máxima de 30 m, profundidade média de 7.6 m e um comprimento máximo efetivo (fetch) de 7.5 km. A capacidade de regularização das vazões exercida pelo reservatório é baixa, sendo de apenas 15% da média anual. Esta hidrelétrica aproveita o desnível de 243 m entre a planície de inundação e o planalto (Figura 3.1). A localização e a posição vertical do canal de adução e do vertedor são demonstradas na Figura 3.1.

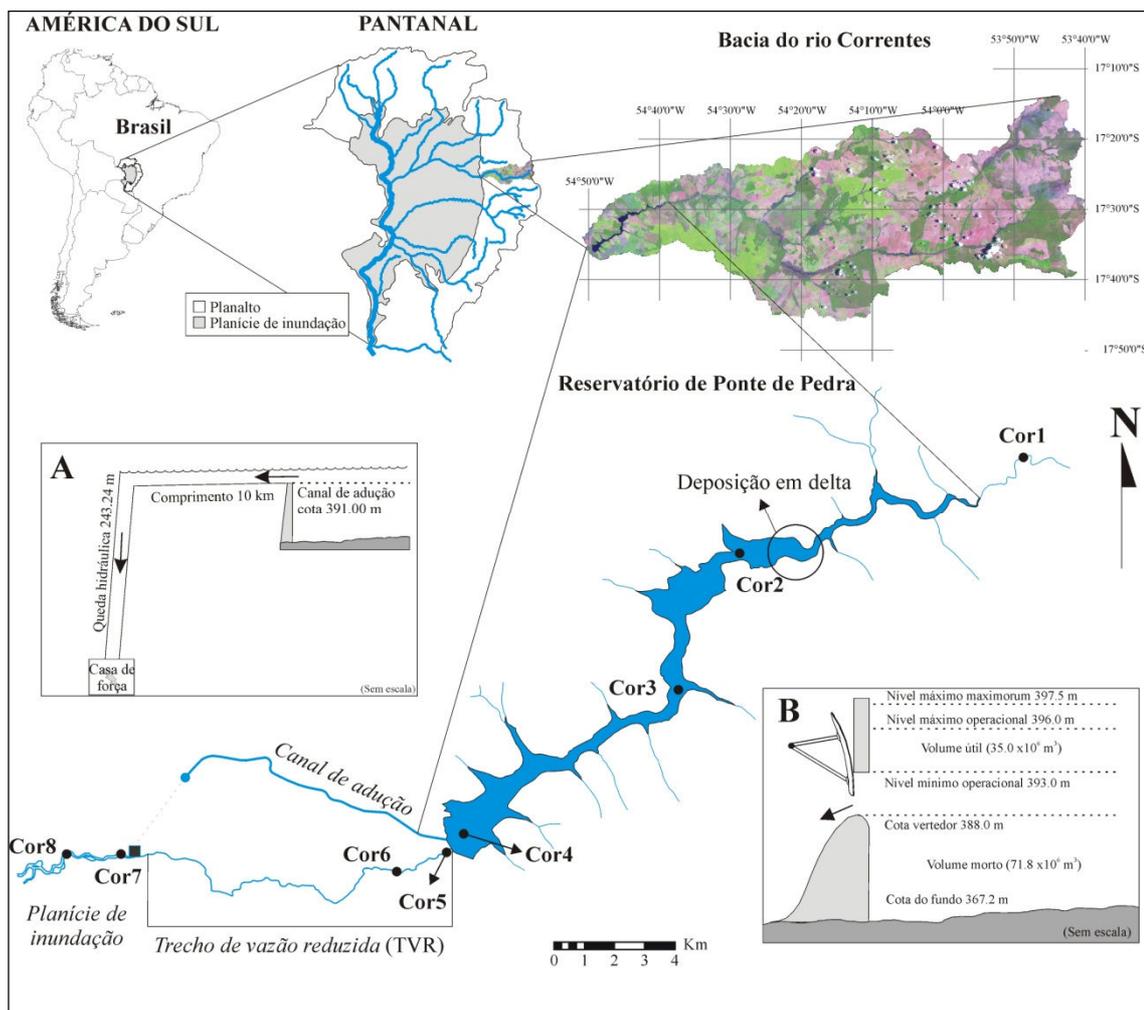


Figura 3.1. Localização e configuração do reservatório de Ponte de Pedra e de sua bacia de drenagem. Os pontos de amostragem também são indicados. A e B são uma representação esquemática das seções transversais do canal de adução e do vertedor, respectivamente.

O clima regional é quente e úmido classificado como AW por Köppen, com temperatura média anual de 25,0 °C, oscilando entre 22,3 (julho) e 27,1 °C (outubro), apesar da sazonalidade, a amplitude média mensal de 4,8 °C é pequena (Figura 3.2a). A vazão média anual do rio Correntes é de 73 m³ s⁻¹, o que corresponde a 3% da vazão média anual do Pantanal (Gonçalves et al., 2011). Sua variabilidade mensal se assemelha ao da precipitação (Figura 3.2b), com máximas em fevereiro e março (98,2 m³ s⁻¹) e mínimas em agosto (66,8 m³ s⁻¹). A precipitação acumulada anual é em média de 1419 mm ano⁻¹, sendo que, destes, 47% ocorrem no verão (máximo em janeiro, 232 mm) e apenas 2% no inverno (mínimo em junho, 3 mm), o que demonstra uma marcante sazonalidade climática (Figura 3.2b).

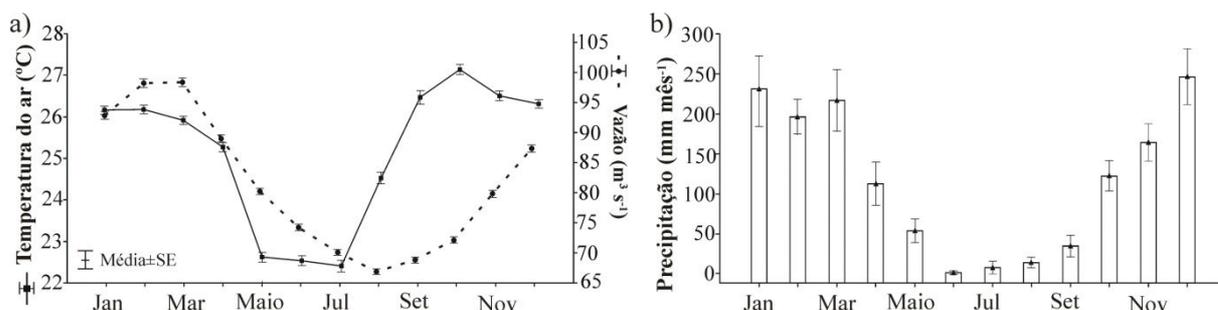


Figura 3.2. a) Variação mensal média da precipitação na cidade de Coxim durante o período de 2005 a 2011 (posto nº31951; Fonte: Sinda/INPE); b) Variação mensal média da temperatura do ar durante o período de 2005 a 2011 (posto nº31951; Fonte: Sinda) e da vazão média anual do período de 1970 a 2011 (posto nº01654000; Fonte: Hidroweb/ANA).

3.4. Métodos

As amostras foram coletadas em 08 pontos do gradiente longitudinal do rio Correntes, mantidos após a formação do reservatório. Considerando a morfologia do relevo, os 06 primeiros pontos estão localizados na parte alta da bacia (planalto), e os 02 últimos na parte baixa (planície de inundação) (Figura 3.1). Considerando a compartimentalização exercida pelo reservatório, o ponto Cor1 está localizado no rio Correntes fora da área de remanso do reservatório; os pontos Cor2, Cor3 e Cor4 no reservatório; Cor5 e Cor6 no trecho de vazão reduzida (TVR) onde é mantida uma vazão mínima de $10 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ pelo vertedor e os pontos Cor7 e Cor8 no rio Correntes após a mistura da água vertida e turbinada (*detalhes apresentados na* Figura 3.1). As amostragens, na medida do possível, ocorreram trimestralmente entre os anos de 2002 a 2011, sendo dividido em pré-reservatório com 15 amostragens (maio de 2002 a maio de 2005) e pós-reservatório com 26 amostragens (dezembro de 2005 a abril de 2011).

Os parâmetros de qualidade da água considerados foram: i) temperatura da água e concentração de oxigênio dissolvido, obtidos em campo e ii) condutividade elétrica, pH, turbidez, fósforo total (PT), ortofosfato (PO_4^{3-}), nitrato (NO_3^-), nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e sólidos totais, tomadas em laboratório, seguindo todas as recomendações de preservação e análise descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Para os parâmetros que apresentaram valores abaixo do limite de detecção do método, adotou-se o valor do limite como representativo.

O tempo de retenção hidráulica (TRH) diário foi estimado pela relação entre a média do volume diário do reservatório dividido pelo volume total defluente em um dia

$$\text{através da equação: } TRH_{(dia)} = \frac{V_{(m^3)}}{Q_{(m^3 \text{ dia}^{-1})}}.$$

A curva real de probabilidades de não excedência foi construída com os valores diários do tempo de retenção hidráulica registrados entre julho de 2005 e abril de 2011. Esta representa a porcentagem do tempo total em que um determinado valor de interesse foi igualado ou superado durante o período de observação. Uma curva hipotética também foi construída, simulando um regime de operação em sistema fio d'água, ou seja, sem regularização das vazões. Para isso, foi mantido o nível mínimo operacional do reservatório (393,0 m), e toda a vazão diária de entrada seria vertida ou turbinada. Nestas condições, o novo tempo de retenção hidráulica foi calculado.

Anteriormente à realização das análises dos dados, cada parâmetro foi padronizado em relação ao valor medido no ponto Cor1 (controle). Este ponto mantém as características naturais do rio Correntes, por não sofrer os efeitos do remanso do reservatório. A padronização ocorreu da seguinte forma:

- Para $Cor_{(1)} < Cor_{(i)}$

$$P_{Cor(i)} \% = + \left(1 - \left(\frac{Cor_{(1)}}{Cor_{(i)}} \right) \right) \times 100$$

- Para $Cor_{(1)} > Cor_{(i)}$

$$P_{Cor(i)} \% = - \left(1 - \left(\frac{Cor_{(i)}}{Cor_{(1)}} \right) \right) \times 100$$

Onde: $P_{Cor(i)}$ é a taxa de variação em relação a condição de controle de um ponto qualquer, expresso em porcentagem; $Cor_{(1)}$ é o valor do parâmetro medido em um ponto qualquer; e $Cor_{(i)}$ o valor do parâmetro medido no ponto de controle. A taxa de variação poderá ser positiva ou negativa, de acordo com um aumento ou diminuição no valor do parâmetro em relação ao controle. Esta padronização faz com que os limites máximos de variação fiquem entre +100% e -100%.

Este procedimento permite uma melhor quantificação do efeito isolado da formação do reservatório sobre a qualidade da água, uma vez que as comparações são feitas entre pontos de uma mesma amostragem, e não em relação a uma média histórica. Com isso, são removidas eventuais mudanças que possam ter ocorrido entre amostragens e que não ocorreram devido ao represamento, como por exemplo, variações sazonais, aumento ou diminuição do aporte de carga de nutrientes ou sedimentos devido a alterações do uso da bacia, períodos de extremos climáticos, entre outros.

Para avaliar o efeito da formação do reservatório de Ponte de Pedra, na alteração de cada parâmetro de qualidade da água no rio Correntes, foi utilizada uma Análise de Variância em blocos, considerando os períodos de pré e pós-reservatório como tratamento e cada ponto amostral como um bloco. Esta análise foi escolhida a fim de controlar possíveis variações ambientais relacionadas ao gradiente longitudinal do rio.

Depois de identificados os parâmetros significativamente alterados pela formação do reservatório, esses foram analisados caso apresentassem diferenças longitudinais (entre os pontos) após a formação do reservatório. Para isso foi utilizada uma ANOVA de um fator, onde os tratamentos foram os pontos amostrais (Cor2 a Cor8). Ocorrendo diferenças significativas, um teste *a posteriori* de Tukey foi aplicado (apenas resultados significativos foram apresentados).

Além disso, foi verificada a influência do TRH na magnitude da taxa de variação dos parâmetros alterados, por meio de regressões lineares simples. Para esta análise foi utilizada a média dos pontos como representativa de cada amostragem. O tempo de resposta entre a modificação do TRH e a alteração dos parâmetros foram analisados por meio de defasagem da série (TRH_{t-1} ; TRH_{t-2} ; TRH_{t-3} ...), até a obtenção do melhor ajuste.

Para os parâmetros significativamente afetados pelo TRH, a equação da reta resultante foi utilizada para definir os valores do TRH em que o reservatório funcionou dentro dos limites da variabilidade natural. Para definição destes limites, foram utilizados os valores dos decis inferior e superior (10 e 90º percentil) do box plot, da série pré-reservatório, onde também foi feita a média entre os pontos. Todas as análises foram executadas utilizando o Software R, versão 2.11.1 (R Development Core Team, 2011).

3.5. Resultados

3.5.1. Caracterização da qualidade da água

A qualidade da água no rio Correntes antes da formação do reservatório de Ponte de Pedra, foi caracterizada apresentando uma temperatura média de 25,6 °C, com boa oxigenação (7,6 mg L⁻¹), levemente ácida (pH, 6,14) e baixas condutividade elétrica (3,8 µS cm⁻¹), turbidez (11 NTU) e sólidos totais (60 mg L⁻¹). Em relação às concentrações de nutrientes, apresentou, em média, valores moderados para fósforo total (0,156 mg L⁻¹), porém valores baixos para os nutrientes prontamente assimiláveis pelos organismos autotróficos, como é o caso do ortofosfato (0,015 mg L⁻¹), nitrato (0,050 mg L⁻¹) e

nitrogênio amoniacal (0,017 mg L⁻¹). Com a formação do reservatório, maior parte dos parâmetros praticamente não sofreu alteração (Tabela 3.1), com exceção da redução da turbidez (6 NTU), sólidos totais (46 mg L⁻¹) e fósforo total (0.055 mg L⁻¹) e elevação da concentração média do nitrogênio amoniacal (0.022 mg L⁻¹).

Tabela 3.1. Parâmetros descritores da qualidade da água no rio Correntes, antes e depois da formação do reservatório de Ponte de Pedra (média ± desvio padrão).

Parâmetros	Antes do reservatório	Depois do reservatório
Temperatura da água (°C)	25.6 (±0.7)	25.9 (±0.7)
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	7.6 (±0.4)	7.0 (±0.6)
Condutividade elétrica (µS cm ⁻¹)	3.8 (±0.7)	3.2 (±0.7)
pH	6.14 (±0.21)	6.13 (±0.12)
Turbidez (NTU)	11 (±7)	6 (±2)
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	60 (±36)	46 (±13)
Nitrato (mg L ⁻¹)	0.050 (±0.027)	0.042 (±0.011)
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	0.017 (±0.011)	0.022 (±0.007)
Fósforo totais (mg L ⁻¹)	0.156 (±0.096)	0.055 (±0.030)
Ortofosfato (mg L ⁻¹)	0.015 (±0.003)	0.018 (±0.010)

3.5.2. Taxa de variação natural

A variabilidade natural da qualidade da água no gradiente longitudinal do rio Correntes apresentou diferenças na amplitude média da taxa de variação dos parâmetros analisados, onde foram classificados quatro faixas de variação: 1) faixa formada pela temperatura da água e o pH com variações entre -2 e +2% (Figuras 3.3a e b); 2) faixa formada pela condutividade elétrica (Figura 3.3c) e sólidos totais (Figura 3.3f) que apresentaram baixas variações na parte alta do rio (-8 à +4,0%), com elevação em suas taxas na parte baixa (+11 a +32%); 3) faixa formada pela turbidez e fósforo total com variações entre -4 à -25% (Figuras 3.3e e i); e 4) faixa formada pelo oxigênio, nitrato, nitrogênio amoniacal e ortofosfato com variações entre -13 à 10% (Figuras 3.3d, g, h e j).

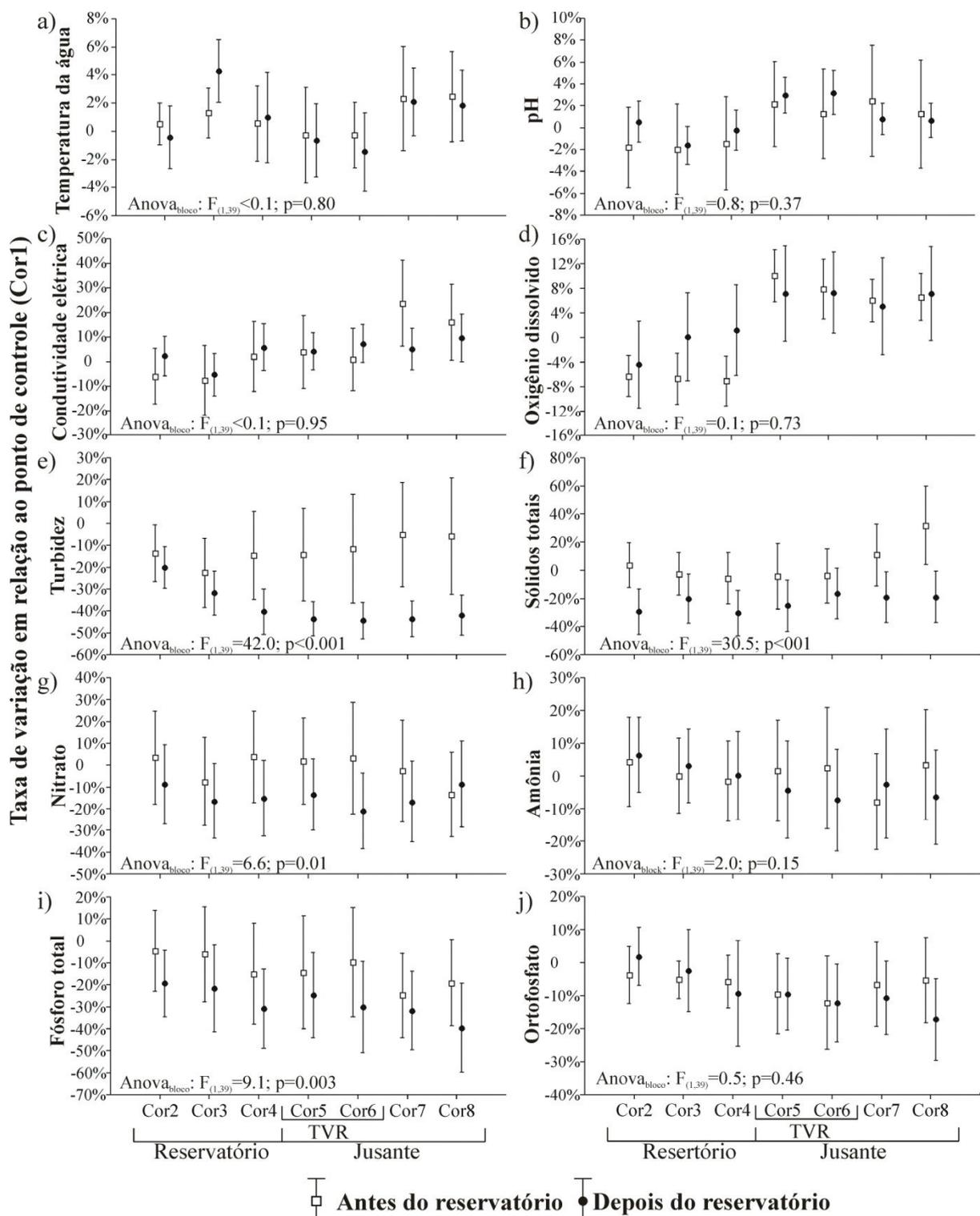


Figura 3.3. Taxa de variação dos parâmetros de qualidade de água no gradiente longitudinal do rio Correntes, antes e depois da formação do reservatório de Ponte de Pedra (média e \pm erro padrão). Também são apresentados os resultados da ANOVA em bloco.

3.5.3. Efeitos do reservatório

Com a formação do reservatório de Ponte de Pedra no rio Correntes, quatro parâmetros da qualidade da água foram significativamente afetados: a turbidez ($F=42,0$,

$p < 0.001$), os sólidos totais ($F=30.5$; $p < 0,001$), o nitrato ($F=6.6$; $p=0.01$) e o fósforo total ($F=9.1$; $p=0.003$).

Nesta nova condição, a variabilidade longitudinal da turbidez passou a apresentar taxas de variação média entre -20 e -44% (Figura 3.3e), os sólidos totais entre -19 e -30% (Figura 3.3f), o nitrato entre -9 e -21% (Figura 3.3g) e o fósforo total -19 e -39% (Figura 3.3i). Dentre esses parâmetros, apenas a turbidez apresentou diferenças significativas entre os pontos amostrados após a formação do reservatório ($F_{6,175}=4.1$; $p=0,001$; relações não significativas não foram apresentadas). Salientando que, o ponto Cor2, foi o único a apresentar taxa de variação significativamente menor que os demais pontos (Tukey, $p < 0,05$). Deste modo, as alterações nos parâmetros de turbidez, sólidos totais, nitrato e fósforo total, causados pela formação do reservatório foram mantidas a jusante do reservatório, inclusive no trecho de vazão reduzida.

Temporalmente, a magnitude média das alterações foi de -38% para turbidez, -28% para o fósforo total, -23% para os sólidos totais e -14% para o nitrato. O tempo de resposta entre a alteração do tempo de retenção hidráulica (TRH) e dos quatro parâmetros ocorre com uma defasagem de 16 dias. Porém, apesar do tempo de resposta ser igual entre os parâmetros, apenas a turbidez e o nitrato sofreram influência significativa do TRH exercido pelo operador da barragem (Figuras 3.4a e c). Além disso, foi observado que a taxa de variação nem sempre é negativa, pois os sólidos totais e o nitrato apresentaram taxas de variação positiva em seis amostragens (23%), o fósforo total em duas amostragens, e a turbidez em apenas uma campanha (Figura 3.4). Assim, na maior parte do tempo, o reservatório atuou na redução das concentrações destes parâmetros em relação à condição de controle.

Com base no modelo gerado pela relação entre a turbidez e o nitrato com o TRH (Figuras 3.4a e c), foi estimada a faixa do TRH necessária para que o reservatório opere em condições semelhantes às naturais. Sabendo-se que, em condições naturais, a turbidez varie entre -31 e -6% e o nitrato entre -19 e 16% (10% e 90% percentil), estes valores foram considerados como limite para variabilidade natural. Desta forma, para que o reservatório opere em condições próximas às observadas naturalmente, a faixa do TRH deve ser < 13.0 dias para turbidez e estar entre 10.2 e 14.6 dias para o nitrato. Assim, a curva de distribuição das probabilidades do TRH mostrou que, em 06 anos de funcionamento o reservatório operou fora do limite natural em 63% do tempo para a turbidez e 43% para o nitrato (Figura 3.5a). Considerando a situação hipotética, onde o reservatório tivesse funcionado em regime de fio d'água, o tempo de operação fora dos

limites naturais seria diminuído, passando a 3% para a turbidez e 40% para o nitrato (Figura 3.5b).

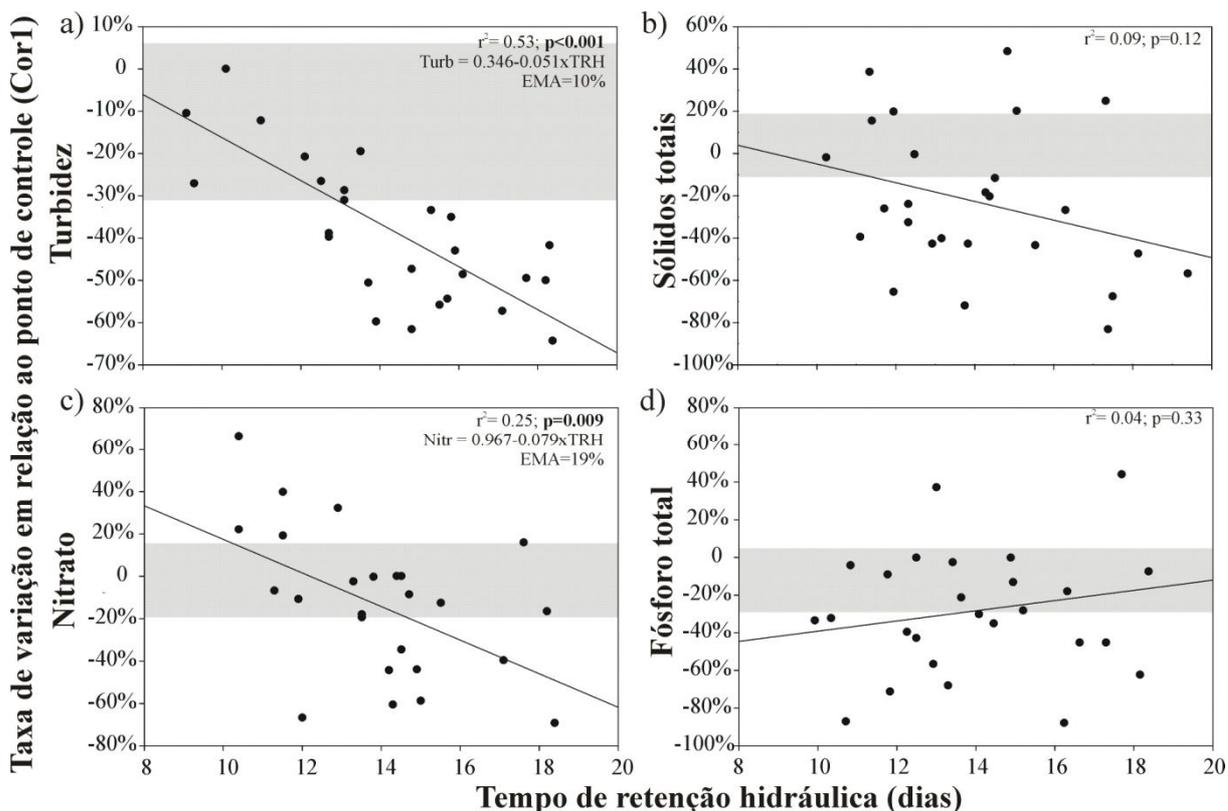


Figura 3.4. Relação entre os parâmetros significativamente alterados pela formação do reservatório de Ponte de Pedra e o tempo de retenção hidráulica. Legenda: a faixa hachurada representa a variabilidade do parâmetro antes da formação do reservatório; TRH= tempo de retenção hidráulica; EMA= erro médio absoluto; TVR= taxa de variação em relação ao ponto de controle (Cor1).

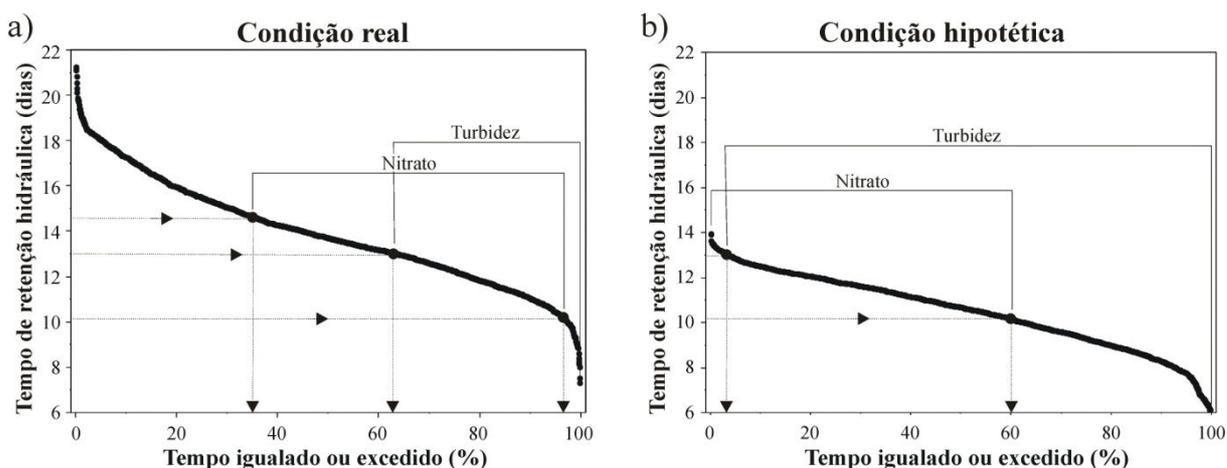


Figura 3.5. Distribuição das probabilidades do tempo de retenção hidráulica diário para a operação do reservatório de Ponte de Pedra em situação real (a) e hipotética a fio d'água (b). Os intervalos marcados para a turbidez e o nitrato mostram a duração com que o reservatório operou dentro dos intervalos observados naturalmente.

3.6. Discussão

3.6.1. Processos alterados pela formação do reservatório

Os resultados obtidos mostraram que a formação do reservatório Ponte de Pedra alterou quatro dos dez parâmetros da qualidade da água analisados. Dos alterados, dois são relacionados às características físicas da água (turbidez e sólidos totais) e os outros dois a características químicas (nitrato e fósforo total), corroborando com diversos estudos que comprovam a atuação de reservatórios como eficientes sumidouros de sedimentos e nutrientes (Friedl e Wüest, 2002; Harison et al. 2009; Ahearn et al. 2005, Ismail e Najib, 2011, Kunz et al. 2011).

Para o reservatório em questão, é sugerido que as alterações observadas na qualidade da água estão relacionadas, principalmente, com a modificação de dois processos: a desnitrificação e a sedimentação de partículas. Este resultado é evidenciado no Capítulo 1, que demonstrou que o reservatório de Ponte de Pedra, reúne condições favoráveis para a desnitrificação, pois apresenta um prolongado período de estratificação vertical, com um hipolimnio hipóxico e com disponibilidade de nitrato. Nestas condições, o nitrato pode ser convertido por bactérias a uma forma gasosa de nitrogênio (N_2) e ser eliminado para a atmosfera. Este processo também pode ter sido favorecido pelo aumento do perímetro molhado após a formação do reservatório, pois, a modificação da forma do canal está associada à taxa de retenção do nitrato, que reflete o grau de contato água-sedimento disponível para a desnitrificação (Stanley e Doyle, 2002). É necessário evidenciar que este processo tem sido considerado o principal responsável pela retenção de nitrogênio em reservatório (Abe et al. 2003, David et al. 2006, Kunz et al. 2011).

No caso do fósforo total, sua retenção, assim como para os sólidos e a turbidez, ocorreu por sedimentação de sua fração particulada, uma vez que ortofosfato (fração dissolvida) não sofreu alteração significativa. Grande proporção da carga de fósforo total que entra em reservatórios é transportada na forma de partículas, em associação com sedimentos de fundo ou em suspensão (Fonseca et al. 2011), e por isso sua retenção ocorre por sedimentação (Kennedy e Walker, 1990). Dessa forma, enquanto a retenção de nitrato é influenciada pelo grau de interação entre água rica em nitrato e o sedimento pobre em oxigênio (contato água-sedimentos), o fósforo total, juntamente com outras partículas, é retido por sedimentação.

3.6.2. Variabilidade longitudinal

A ausência de diferenças longitudinais entre os pontos do reservatório, para os parâmetros alterados (exceto a turbidez no ponto Cor2), indica que este trecho se trata da zona lacustre. Deste modo, a zona intermediária fica localizada no trecho a montante do ponto Cor2, onde ocorre o alargamento da seção transversal e forte redução da velocidade do escoamento. Esta suposição pode ser comprovada *in loco* pela formação do delta de assoreamento do reservatório (Figura 3.1). É nesta região que incidem os principais processos de alteração da qualidade da água, uma vez que ocorre a sedimentação das partículas maiores (fósforo total e sólidos totais), decomposição da matéria orgânica, consumo de oxigênio no sedimento, propiciando a desnitrificação (Gruca-Rokosz et al. 2009). No caso de partículas menores, como é o caso daquelas que formam a turbidez, a sedimentação é mais lenta, e por isso são menos alteradas no trecho inicial do reservatório. Com isso, o reservatório de Ponte de Pedra, apesar de apresentar um curto tempo de retenção hidráulica (14 dias) próximos aos 10 dias indicado por Straskraba e Tundisi (1999) como limite para caracterizar um ambiente lótico, se enquadra na tipologia clássica proposta por Thornton (1990), com a formação de um gradiente longitudinal com diminuição da turbidez, sólidos em suspensão e nutrientes.

Os parâmetros alterados pela formação do reservatório de Ponte de Pedra mantiveram suas características a jusante, mostrando que a posição vertical da tomada d'água não altera a qualidade da água em relação à registrada superficialmente no reservatório. A posição deste mecanismo determina a camada de água a ser exportada (Kennedy, 1999), e, por consequência, a sua qualidade. Neste reservatório, são dois os locais de captação (Figura 3.1): (a) o canal de adução com captação superficial que conduz água às turbinas e o (b) vertedor com captação sub-superficial (profundidade de 7,0 m) que conduz água para o trecho de vazão reduzida (TVR). A manutenção da qualidade da água no TRV pode ser explicada pelo fato da água do reservatório ser superficialmente homogênea até uma profundidade de 8 m (portanto, abaixo do vertedor), mesmo durante o período de estratificação (Capítulo 1).

Considerando os dados apresentados no Capítulo 1, foi avaliado quais seriam as alterações provocadas a jusante, comparadas a condição natural, caso o reservatório de Ponte de Pedra tivesse captação profunda. Nestas circunstâncias, os parâmetros significativamente alterados seriam a temperatura da água (média -10%), pH (-4%), condutividade elétrica (+35%), oxigênio dissolvido (-50%) e o nitrogênio amoniacal

(+44%), e manteria as características da turbidez, sólidos totais, nitrato e fósforo total, semelhantes às registradas em condições naturais (ortofosfato não foi analisado). A partir destas constatações, pode-se estabelecer que reservatórios com captação superficial tendem a liberar águas mais quentes, mais pobres em nutrientes e sedimentos e mais oxigenadas em relação à captação profunda.

Neste sentido, o Conceito da Descontinuidade Serial (Ward e Stanford, 1983; Stanford e Ward, 2001), formulado com base em reservatórios com liberação profunda, já havia enfatizado entre outros fatores, a alteração da qualidade da água a jusante de reservatórios, principalmente em relação à concentração de oxigênio, temperatura e nutriente. No entanto, como demonstrado, estes achados não podem ser transferidos para reservatórios com liberação de superfície, uma vez que, os padrões podem ser contraditórios aos previstos por essa teoria. Além disso, em termos de número de parâmetros alterados, reservatórios com captação de superfície tendem a causar menores alterações na qualidade da água, em relação às condições registradas naturalmente no rio. Outros estudos comparativos também demonstraram que a liberação superficial causa menor deteriorização da qualidade da água de jusante (Viana, 2002; Lessard e Hayes, 2003; Naliato et al. 2009).

Um dos principais impactos esperados pela formação do reservatório, foi a alteração do regime térmico natural do rio Correntes, pois a formação de um lago, mesmo que pequeno, aumenta a exposição à radiação solar ocasionando um aquecimento superficial, que será transmitido para jusante em reservatórios com liberação superficial (Lessard e Hayes, 2003). No entanto este aquecimento a jusante não foi constatado para o reservatório de Ponte de Pedra (Figura 3.3a), podendo ter favorecido a diminuição dos impactos causados pelo reservatório (maior parte relacionados à sedimentação), uma vez que, segundo Caissie (2006) e Webb et al. (2008) a temperatura influencia outros processos determinantes na qualidade da água, como a solubilidade dos gases, ciclagem de nutrientes e produtividade biológica. Por isso, é considerado um fator chave na avaliação e gestão de impactos causados por reservatórios (Olden e Naiman, 2010).

3.6.3. Efeitos da operação do reservatório

Entre os parâmetros alteradas pela formação do reservatório, apenas o nitrato e a turbidez possuem suas magnitudes afetadas pelo controle operacional do tempo de retenção hidráulica (TRH). A turbidez foi o fator que apresentou maior sensibilidade à

operação do reservatório e maior alteração (-38%), indicando que os fluxos gerados pelo aumento do TRH controlam a velocidade de sedimentação das partículas formadoras, fazendo com que permaneçam mais tempo em suspensão (Thorton, 1990), até mesmo longitudinalmente neste reservatório. Ao contrário, os sólidos totais e fósforo total, não tiveram sua variabilidade afetada pela alteração do TRH, comprovando que estes parâmetros são formados por partículas maiores e, por isso, foram mais facilmente retidos por sedimentação. Além disso, vale ressaltar a semelhança entre as magnitudes médias dos sólidos totais (-23%) e fósforo total (-28%), o que sugere uma associação entre os dois parâmetros na sedimentação. Desta forma, as partículas de sedimentos, bem como quaisquer compostos associados à ela, tendem a sedimentar com a diminuição da velocidade da água, alterando potencialmente a carga de jusante da barragem (Baldwin et al. 2010).

Por outro lado, o controle do TRH sobre a magnitude da alteração do nitrato, pode ser atribuído ao tempo de contato água-sedimento disponível para a desnitrificação. Uma vez que, diferente do fósforo que apresenta baixa mobilidade, o nitrato é altamente solúvel e assim se desloca facilmente nos sistemas fluviais (Stanley e Doyle, 2002), respondendo as alterações dos fluxos. A menor magnitude da alteração do nitrato (-14%), em relação aos outros parâmetros, pode ser atribuída à velocidade da desnitrificação, menor em comparação com a sedimentação (Burford et al. 2012), e por exigir condições especiais para sua realização (hipoxia e disponibilidade de nitrato). Do mesmo modo, David et al. (2006) também constatou uma forte correlação entre a taxa de remoção de nitrato e o TRH, mostrando que o aumento do TRH associado à disponibilidade de nitrato conduz a maiores taxas de desnitrificação. Assim, sugere-se que a eficácia da desnitrificação como um dissipador de nitrato no reservatório de Ponte de Pedra foi dirigida pelo TRH.

Estudos com ampla distribuição geográfica comprovaram que lagos e reservatórios funcionam como sumidouros de nitrogênio e fósforo e que sua taxa de retenção é positivamente relacionada com o tempo de retenção hidráulica (Straskraba et al. 1995; Seitzinger et al. 2002; Straskraba et al. 2005; Harrison et al. 2009; Kõiv et al. 2011). Aplicando modelos empíricos globais, que utilizam o TRH e a profundidade média para estimar a taxa de retenção do fósforo total (Straskraba et al. 1995) e de nitrato (Seitzinger et al. 2002), foi observado que estes são capazes de estimar a taxa média de retenção com precisão. Por exemplo, sabendo que o reservatório de Ponte de Pedra apresenta um TRH médio de 14 dias e uma profundidade média de 6,65 m, os

modelos prevêem uma taxa de retenção de 25% para o fósforo e de 13% para o nitrato, valores muito próximos aos registrados no reservatório, que foram de 28% para o fósforo e 14% para o nitrato. Porém, nenhum dos modelos possibilitou prever com confiança a variabilidade temporal destes parâmetros, o que era esperado, já que foram desenvolvidos para estimar a média. Logo, a baixa variabilidade temporal do TRH no reservatório de Ponte de Pedra pode ter limitado o controle da magnitude dos sólidos totais e fósforo total, onde esta variabilidade não foi suficiente para alterar a velocidade de sedimentação das partículas associada a estes dois parâmetros.

Na maior parte do tempo, o reservatório de Ponte de Pedra atuou como sumidouro de fósforo e redutor da turbidez. Porém, houve momentos em que o reservatório atuou como exportador de nitrato e sólidos totais, ou seja, as concentrações de entrada foram menores que as de saída. A produção do nitrato tende a ocorrer em baixos TRH, sugerindo uma modificação na ciclagem de nutrientes. É provável que o aumento da velocidade do escoamento do reservatório promova maior oxigenação da coluna de água, principalmente nas partes rasas, fazendo com que as condições ambientais fiquem favoráveis para a nitrificação, devido à disponibilidade de nitrogênio amoniacal (Capítulo 1).

Deste modo, os processos de nitrificação e desnitrificação são acoplados e dependentes do TRH, mas, em condições mais lânticas, o aumento do tempo de contato água-sedimento associada a condições hipóxicas a desnitrificação é favorecida, como consequência da redução da concentração do nitrato. O fenômeno oposto é observado quando, em condições mais lóxicas, a mistura vertical oxigena a coluna, favorecendo o processo de nitrificação. Já a exportação de sólidos, pode estar relacionada à mobilização de sedimentos pela atuação dos ventos, uma vez que, este fator tem efeito significativo no processo de mistura do reservatório de Ponte de Pedra (Capítulo 1). Essa dicotomia entre a retenção ou exportação de sólidos e nutrientes também foram registrados em outros reservatórios, sendo atribuídos a diversos fatores como grandes cheias ou secas (Garnier et al. 1999; Ahearn et al. 2005), carga de entrada (Harrison et al. 2009) ou ressuspensão induzida pelo vento (Ismail e Najib, 2011). Além disso, estes estudos também registraram que um mesmo sistema pode atuar na retenção de um parâmetro, bem como na exportação de outro.

Assim, o controle do TRH pelo operador do reservatório, determina a magnitude das alterações da turbidez e nitrato. No entanto, isto não implica em quanto menor o TRH menor o impacto, pois o reservatório deixa de reter nutrientes e sedimento

passando a exportá-los. Esta evidência pode ser claramente observada para o nitrato (Figura 3.4c), que demonstra uma faixa ótima de TRH, para que este parâmetro varie dentro das condições semelhantes às naturais. Com isso, foi demonstrado que da maneira que foi operado, o principal impacto foi refletido na turbidez (sólidos totais e o fósforo total não são afetados pelo TRH), visto que, em apenas 37% do tempo o TRH produziria efeitos semelhantes aos naturais. Lembrando que, uma das medidas mais simples para remediar a integridade ecológica dos rios regulados, é fazer ajustes nos regimes de vazões defluentes, fazendo com que se aproximem da natural (Nilsson, 1996). Assim, a adoção hipotética dessa medida, traria uma melhora substancial na duração do impacto sobre a turbidez, que passaria a ficar dentro dos limites naturais em 97% do tempo. Porém, esta medida não traria nenhum benefício para o nitrato. Vale ressaltar, que existem erros associados às estimativas destes limites, mas apesar disso, os modelos forneceram um panorama da magnitude e duração dos impactos causados pelo reservatório, principalmente devido sua localização a montante da planície de inundação do Pantanal.

3.6.4. Implicações ecológicas na planície de inundação

De acordo com este estudo, a quantidade de partículas sólidas, nitrato e fósforo total transportada pelo rio Correntes para o Pantanal foram significativamente alterados, após a construção da barragem de Ponte de Pedra. A retenção de sólidos e nutrientes é uma característica comum aos reservatórios, porém seus efeitos estão sendo associados ao empobrecimento da planície de inundação, com consequências na alteração da produtividade primária e na cadeia trófica existentes antes da formação do reservatório.

O parâmetro mais alterado pela formação do reservatório é a turbidez, que, juntamente com os sólidos totais, afeta diretamente a penetração de luz e com isso a transparência da água (Wetzel, 2001). O incremento da transparência pode promover modificações relevantes na biota, visto a alternância entre águas claras e túrbidas que determina o surgimento de vegetação submersa e controla a composição e dinâmica das comunidades planctônicas no Pantanal (Loverde-Oliveira, 2009; Fantin-Cruz et al. 2010). Além disso, pode favorecer predadores visualmente orientados (Rodriguez e Lewis, 2007). Deste modo, a manutenção de um estado permanentemente claro, pode afetar o equilíbrio ecológico da planície de inundação.

Contudo, para o rio Correntes, deve-se considerar que sua bacia apresenta naturalmente baixas turbidez e concentrações de sólidos e de alguns nutrientes (Tabela

I), assim, mesmo que comprovada a alteração na turbidez e nos sólidos, parece pouco provável que uma alteração média de 10 para 6 NTU e 60 para 46 mg L⁻¹ possam trazer alterações ecológicas significativas. Apesar disso, a construção de reservatórios em sub-bacias do Pantanal, com maior aporte de partículas, pode causar um aumento significativo na transparência a jusante da barragem, como foi registrado por Roberto et al., (2009) na planície de inundação do Alto rio Paraná.

Em relação aos nutrientes, a principal preocupação é a oligotrofização da planície de inundação. Em curto prazo, a retenção do fósforo total exercido pelo reservatório, tende a não afetar a produtividade da planície de inundação, uma vez que, não se registrou alteração significativa no ortofosfato, nutriente prontamente assimilado pelos organismos autotróficos. Mas em longo prazo, o efeito da retenção poderá reduzir a fertilidade da planície, pois, durante a cheia, o rio Correntes atua como fonte de fósforo particulado para a planície. Este impacto já foi registrado para planície de inundação do Alto Paraná (sul do Brasil), onde o reservatório Porto Primavera reteve, em média, 70% do fósforo total do rio Paraná (Roberto et al., 2009). Para o nitrato, elemento limitante para a produtividade de algas no Pantanal (Loverde-Oliveira e Huszar, 2007), pode-se esperar um impacto menor ao sugerido ao fósforo total. As reduções do nitrato exercidas pelo reservatório, podem ser compensadas nos momentos de exportação deste elemento, que ocorre quando há maior liberação de água (menor TRH), enriquecendo, portanto, a planície de inundação. Como as maiores alterações ocorrem em TRH mais longos, os impactos são menores, pois não atingem a planície de inundação.

3.7. Conclusões

As observações feitas no reservatório de Ponte de Pedra ilustraram o potencial deste reservatório de curto tempo de retenção hidráulica (TRH) na alteração da qualidade da água de um dos rios formadores da planície de inundação do Pantanal. O reservatório atuou na redução significativa da turbidez, sólidos totais, nitrato e fósforo total. Estes efeitos foram atribuídos às modificações dos processos de sedimentação e a criação de condições propícias para a desnitrificação. Longitudinalmente, os parâmetros alterados não sofreram variação significativa, mostrando que as principais alterações na qualidade da água ocorrem na parte inicial do reservatório, com manutenção de suas características nos pontos seguintes, exceto a turbidez, que apresentou uma gradativa

redução em direção à barragem. Além disso, mostrou que a captação superficial não alterou a qualidade da água registrada na superfície do reservatório.

Temporalmente, o parâmetro, em média, mais impactado pela formação do reservatório foi a turbidez (-38%), seguida pelo fósforo total (-28%), sólidos totais (-23%) e nitrato (-14%), que são compatíveis. Porém, somente a turbidez e o nitrato foram afetados pelo TRH controlado pelo operador do reservatório. E, tendo como base os modelos extraídos dessas relações, estimou-se que o reservatório operou fora dos limites naturais em 63% dos dias para a turbidez e em 43% para o nitrato. Em uma condição hipotética de operação a fio d'água, haveria uma melhoria apenas para turbidez, que estaria fora dos limites naturais em 3% dos dias de operação, os outros parâmetros não seriam alterados para esta nova condição. Deste modo, uma modificação do regime de operação do reservatório não traria benefícios na qualidade da água suficientes que pudessem justificar sua alteração. Porém, as alterações na qualidade da água devido a formação do reservatório, são pouco expressivas e sua principal implicação está na retenção de fósforo total, que poderá, a longo prazo, reduzir a produtividade biológica da planície de inundação e com isso trazer implicações no funcionamento ecológico deste sistema.

3.8. Referências

- Abe DS, Matsumura-Tundisi T, Rocha O, Tundisi JG. 2003. Denitrification and bacterial community structure in the cascade of six reservoirs on a tropical river in Brazil. *Hydrobiologia* 504: 67-76. DOI: 10.1023/B:HYDR.0000008509.47900.fc.
- Ahearn DS, Sheibley RW, Dahlgren R.A. 2005. Effects of river regulation on water quality in the lower Mokelumne River, California. *River Research and Applications* 21: 651-670. DOI: 10.1002/rra.853.
- APHA (American Public Health Association), 2005: Standard methods for the examination of Water and Wastewater, American Public Health Association, Washington, DC.
- Baldwin DS, Wilson J, Gigney H, Boulding A. 2010. Influence of extreme drawdown on water quality downstream of a large water storage reservoir. *River Research and Applications* 26: 194-206. DOI: 10.1002/rra.1255.
- Burford M, Green S, Cook A, Johnson S, Kerr J, O'Brien K. 2012. Sources and fate of nutrients in a subtropical reservoir. *Aquatic Sciences* 74: 179-190. DOI:10.1007/s00027-011-0209-4.

- Caissie D. 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology* 51: 1389–1406. doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x.
- David MB, Wall LG, Royer TV, Tank JL. 2006. Denitrification and the nitrogen budget of a reservoir in an agricultural landscape. *Ecological Applications* 16: 2177–2190.
- Fantin-Cruz I, Pedrollo O, Bonecker CC, Motta-Marques D, Loverde-Oliveira S. 2010. Zooplankton density prediction in a flood lake (Pantanal–Brazil) using artificial neural networks. *International Review of Hydrobiology* 95: 330–342. DOI: 10.1002/iroh.201011205.
- Fantin-Cruz I, Pedrollo O, Castro NMR, Girard P, Zeilhofer P, Hamilton SK. 2011. Historical reconstruction of floodplain inundation in the Pantanal (Brazil) using neural networks. *Journal of Hydrology* 399: 376–384. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.01.014.
- Fonseca R, Canário T, Morais M, Barriga FJAS. 2011. Phosphorus sequestration in Fe-rich sediments from two Brazilian tropical reservoirs. *Applied Geochemistry* 26: 1607–1622. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2011.04.017.
- Friedl G, Wüest A. 2002. Disrupting biochemochemical cycles – Consequences of damming. *Aquatic Sciences* 64: 55–65. DOI: 10.1007/s00027-002-8054-0.
- Garnier J, Leporcq B, Sanchez N, Philippon X. 1999. Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine Basin (France). *Biogeochemistry* 47: 119–146. DOI: 10.1007/BF00994919.
- Gonçalves HC, Mercante MA, Santos ET. 2011. Hydrological cycle. *Brazilian Journal of Biology* 71: 241–253. DOI: 10.1590/S1519-69842011000200003.
- Graf WL. 2006. Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on American rivers. *Geomorphology* 79: 336–360. DOI: 10.1016/j.geomorph.2006.06.022.
- Gruca-Rokosz R, Tomaszek JA, Koszelnik P. Denitrification in the sediment of a eutrophic reservoir measured with the isotope pairing technique. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 38: 75–81. DOI: 10.2478/v10009-009-0005-9.
- Harrison, JA, Maranger RJ, Alexander RB, Giblin AE, Jacinthe PA, Mayorga E, Seitzinger SP, Sobota DJ, Wollheim WM. 2008 . The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry* 93:143–157. DOI: 10.1007/s10533-008-9272-x.
- Henry R. 1999. Heat budgets, thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. Tundisi JG,

- Straškraba M. (eds.). International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers, São Carlos, Brazil; 125–51.
- Ismail WR, Najib SAM. 2011. Sediment and nutrient balance of Bukit Merah Reservoir, Perak (Malaysia). *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 16: 179–184. DOI: 10.1111/j.1440-1770.2011.00453.x.
- Junk WJ, Nunes da Cunha, C. 2005. Pantanal: A large South American Wetland at a Crossroads. *Ecological Engineering* 24: 391–401. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2004.11.012.
- Kennedy R. 1999. Reservoir design and operation: limnological implications and management opportunities. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. Tundisi JG, Straškraba M. (eds.). International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers, São Carlos, Brazil; 1–28.
- Kennedy RH, Walker WW. 1990. Reservoir nutrient dynamics. In: *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. Thornton KW, Kimmel BL, Payne FE. (eds.). Wiley-Interscience, New York; 109–132.
- Kingsford RT. 2000. Review: ecological impacts of dams, water diversions and river management of floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology* 25: 109–127. DOI: 10.1046/j.1442-9993.2000.01036.x.
- Kõiv T, Nõges T, Laas A. 2011. Phosphorus retention as a function of external loading, hydraulic turnover time, area and relative depth in 54 lakes and reservoirs. *Hydrobiologia* 660: 105–115. DOI: 10.1007/s10750-101-0411-8.
- Kunz, MJ, Wüest A, Wehrli B, Landert J, Senn DB. 2011. Impact of a large tropical reservoir on riverine transport of sediment, carbon, and nutrients to downstream wetlands. *Water Resources Research* 47: W12531. DOI: 10.1029/2011WR010996.
- Lessard JL, Hayes DB. 2003. Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River Research and Applications* 19: 721–732. DOI: 10.1002/rra.713.
- Loverde-Oliveira SM, Huszar VLM, Mazzeo N, Scheffer M. 2009. Hydrology-driven regime shifts in a shallow tropical lake. *Ecosystems* 12: 807–819. DOI: 10.1007/s10021-009-9258-0.
- Loverde-Oliveira SM, Huszar VLM. 2007. Phytoplankton ecological responses to the flood in a Pantanal lake, Central Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 2: 117–130.
- Mantel SK, Hughes DA, Muller NWJ. 2010. Ecological impacts of small dams on South African rivers Part 1: drivers of change - water quantity and quality. *Water SA* 36: 351-360.

- McCartney MP, Sullivan C, Acreman MC. 2001. *Ecosystem impacts of large dams*. Background Paper No. 2. Prepared for IUCN / UNEP / WCD. IUCN, Gland, Switzerland.
- Naliato DAO, Nogueira MG, Perbiche-Neves G. 2009. Discharge pulses of hydroelectric dams and their effects in the downstream limnological conditions: a case study in a large tropical river (SE Brazil). *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 14: 301–314. DOI: 10.1111/j.1440-1770.2009.00414.x.
- Nilsson C, Renöfält BM. 2008. Linking flow regime and water quality in rivers: a challenge to adaptive catchment management. *Ecology and Society* 13: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art18/>.
- Nilsson, C. 1996. Remediating river margin vegetation along fragmented and regulated rivers in the north: What is possible? *Regulated Rivers: Research and Management* 12: 415–431. DOI: 10.1002/(SICI)1099-1646(199607)12:4/5<415::AID-RRR412>3.0.CO;2-B.
- Olden JD, Naiman RJ. 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55: 86–107. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x.
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47: 769-784. DOI: 10.2307/1313099.
- Principe RE. 2010. Ecological effects of small dams on benthic macroinvertebrate communities of mountain streams (Córdoba, Argentina). *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 46: 77–91. DOI: 10.1051/limn/2010010.
- R Development Core Team, 2011: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Renöfält BM, Jansson R, Nilsson C. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology* 55: 49–67. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02241.x.
- Roberto MC, Santana NF, Thomaz SM. 2009. Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biology* 69: 717-725. DOI: 10.1590/S1519-69842009000300025.
- Rodriguez MA, Lewis WMJr. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs* 67: 109–128. DOI: 10.1890/0012-9615(1997)067[0109:SOFAAE]2.0.CO;2

- Seitzinger SP, Styles RV, Boyer EW, Alexander RB, Billen G, Howarth RW, Mayer B, Breemen N. 2002. Nitrogen retention in rivers: model development and application to watershed in the northeastern USA. *Biogeochemistry* 57/58:199–237. DOI: 10.1023/A:1015745629794.
- Soares MCS, Marinho MM, Azevedo SMOF, Branco CWC, Huszar VLM. 2012. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. *Limnologica* xx: xx–xx. DOI: 10.1016/j.limno.2011.11.002.
- Soares MCS, Marinho MM, Huszar VLM, Branco CWC, Azevedo SMFO. 2008. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 13: 257–269. DOI: 10.1111/j.1440-1770.2008.00379.x.
- Stanford JA, Ward JV. 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 303–310. DOI: 10.1002/rrr.659.
- Stanley EH, Doyle MW. 2002. A Geomorphic Perspective on Nutrient Retention Following Dam Removal. *BioScience* 52: 693–701. DOI: 10.1641/0006-3568(2002)052[0693:AGPONR]2.0.CO;2.
- Straškraba M, Dostálková I, Hejzlar J, Vyhnálek V. 1995. The effect of reservoirs on phosphorus concentration. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 80: 403–413. DOI: 10.1002/iroh.19950800304.
- Straškraba M, Tundisi JG. 1999. Reservoir ecosystem functioning: theory and application. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. Tundisi JG, Straškraba M. (eds.). International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers, São Carlos, Brazil; 565–597.
- Straškraba M. 1999. Retention time as a key variable of reservoir limnology. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. Tundisi JG, Straškraba M. (eds.). International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers, São Carlos, Brazil; 385–410.
- Thornton KW. 1990. Sedimentary processes. In: *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. Thornton KW, Kimmel BL, Payne FE. (eds.). Wiley-Interscience, New York; 43–69.
- Viana JP. 2002. Physical and chemical post-dam alterations in the Jamari River, a hydroelectric-developed river of the Brazilian Amazon. *Hydrobiologia* 472: 235–247. DOI: 10.1023/A:1016389919574.

- Ward JV, Stanford JA. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: Dynamics of lotic ecosystems. Fontaine TD, Bartell, SM. (eds.). Ann Arbor Science Publishers, Michigan; 29–42.
- Ward JV, Stanford JA. 1995. The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 10: 159–168. DOI: 10.1002/rrr.3450100211.
- Webb BW, Hannah DM, Moore RD, Brown LE, Nobilis F. 2008. Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes* 22: 902–918. DOI: 10.1002/hyp.6994.
- Wetzel RG. 2001. Limnology. Lake and River Ecosystems. Third Edition. Elsevier Academic press, USA.
- Zeilhofer P, Moura RMP. 2009. Hydrological changes in the northern Pantanal caused by the Manso dam: Impact analysis and suggestions for mitigation. *Ecological Engineering* 35: 105–117. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2008.09.011.

4. CAPÍTULO 3

Efeitos da operação de um reservatório de pequena regularização na alteração do regime hidrológico da planície de inundação Pantanal

4.4. Resumo

Este estudo teve por objetivo avaliar os efeitos da operação de um reservatório de pequena regularização na alteração do regime hidrológico e propor os limites preventivos para a sustentabilidade da alteração em um dos rios formadores da planície de inundação do Pantanal (Brasil). Para isso, as características dos regimes natural (reconstruído) e regularizado (observado) foram obtidas, utilizando-se 31 parâmetros dos Indicadores de Alteração Hidrológica (IAH) e Curvas de Permanência de Vazões (CPV), calculados para os períodos pré e pós formação do reservatório. O teste de Wilcoxon mostrou que sete parâmetros dos IAH foram significativamente alterados pelo reservatório (vazões mínimas de 1, 3 e 7 dias, vazão máxima de 90 dias e o número de pulsos altos e baixos). Destes, a Análise de Componentes Principais identificou que a vazão máxima de 90 dias e o número de pulsos altos sintetizam as alterações, tendo como principal implicação ecológica a redução da conectividade entre o rio e a planície de inundação e processos associados. As CPV mostraram que o reservatório também alterou o regime sazonal das vazões, com maiores alterações no inverno. Os limites preventivos para a sustentabilidade, definidos com base na variabilidade natural, indicaram que alterações de até $\pm 18\%$ no inverno, $\pm 24\%$ na primavera e $\pm 22\%$ no verão e outono, incidentes sobre a vazão natural, seriam capazes de manter o regime sazonal da inundação, necessário para o funcionamento ecológico da planície de inundação, bem como atender os requisitos para produção energética. A adoção destes limites seria de fácil implantação, já que as alterações hidrológicas atribuídas ao reservatório foram consideradas de baixas magnitudes. Estas características foram atribuídas à pequena capacidade de regularização do reservatório e à marcante sazonalidade do regime de chuvas, que limitam as manobras operacionais por parte do operador do reservatório.

Palavras chave: vazões ambientais, Indicadores de Alteração Hidrológica, Curva de Permanência de Vazões, Abordagem da Fronteira da Sustentabilidade, ecohidrologia.

4.2. Introdução

O regime hidrológico em rios com planícies de inundação atua como macrofator determinante da estrutura e do funcionamento destes ecossistemas, através das alterações sazonais das propriedades físicas, químicas e biológicas (Junk et al. 1989 e Neiff, 1990). Os aspectos relacionados ao seu regime natural, como a magnitude, duração, frequência, periodicidade e taxas de variação das vazões, fazem com que a biota evolua de modo a se adaptar a um padrão de regime específico (Poff et al. 1997). Um dos maiores responsáveis pela alteração dos padrões hidrológicos são a formação e a operação de reservatórios (Richter et al. 1998; Magilligan e Nislow, 2005; Poff et al., 2010). E estas alterações podem trazer graves consequências ecológicas, como a perda e a fragmentação de habitats, a dessincronização dos ciclos de vida, a perda da conectividade, a invasão de espécies exóticas, a limitação da dispersão, entre outros, e o resultado final é a perda da biodiversidade e seus serviços ambientais (Bunn e Arthington, 2002; Renöfält et al. 2010).

Tendo em vista que as mudanças ecológicas são associadas à alteração hidrológica (Poff e Zimmerman, 2010), a melhor medida para a gestão de reservatórios, ou para a restauração de ecossistemas impactados por eles, é imitar as condições naturais. Mas, para que esta medida seja bem sucedida, é necessário compreender as características e as razões das alterações, bem como identificar e quantificar os parâmetros do regime hidrológico que foram alterados (Gao et al. 2012). Um dos métodos mais utilizados para estes fins são os Indicadores de Alteração Hidrológica (IAH) e sua Abordagem da Amplitude de Variação (AAV), que compara 32 parâmetros de séries de vazões, obtidas antes e depois da alteração (Richter et al. 1996; Richter et al. 1997). Mas, a grande quantidade de parâmetros, muitas vezes carregando informações redundantes entre si (Olden e Poff, 2003), faz com que o conjunto dos IAH seja uma ferramenta complexa e de difícil implementação, para os gestores dos recursos hídricos (Richter, 2010). Por isso, uma das preocupações atuais é determinar um pequeno conjunto de indicadores representativos, que reflitam as alterações dos regimes de vazões ambientais (Gao et al. 2009; Gao et al. 2012) e como estas são afetadas pela disponibilidade hídrica na bacia (Suen, 2011).

No entanto, umas das principais limitações quanto à utilização dos métodos dos IAH e da AAV é a necessidade de se ter disponível séries com pelo menos 15 anos de registros de vazões para pré e pós alteração (Kennard et al. 2010). Parte dessas dificuldades pode ser superada com a reconstrução do regime natural, após a formação

do reservatório (Van Kirk e Burnett, 2004). Porém, o tamanho da série ainda pode ser um problema, e a demora na avaliação dos impactos e no estabelecimento de metas para a gestão sustentável podem trazer impactos irreversíveis ao funcionamento ecológico do sistema.

Deste modo, uma abordagem promissora é a combinação dos IAH e métricas baseadas em curvas de permanência de vazões (CPV), que tem se mostrado poderosas ferramentas para medir o grau de alteração hidrológica, já que as análises das CPV podem ser feitas em escalas temporais mais refinadas (Gao et al. 2009; Caruso 2011, Gao et al. 2012). Nessa condição de limitação de dados, mesmo que os impactos tenham sido eficientemente quantificados, o estabelecimento de metas para a gestão das vazões ambientais com métodos de base estatística seria ineficaz, por não representar a variabilidade climática natural (Richter, 2011). Neste caso, um padrão preventivo baseado na abordagem do por cento da vazão (PCV) seria a mais adequada (Richter, 2011), cabendo apenas a determinação dos limites da sustentabilidade (Richter, 2010).

A construção de reservatórios atraiu grande atenção devido às alterações sobre os regimes hidrológicos e os ecossistemas nas mais diversas partes do mundo, o que resultou no desenvolvimento de medidas para quantificar seus impactos e implementar medidas de gestão e restauração de ambientes alterados. Porém, no Pantanal, maior planície inundável do mundo (Junk e Cunha, 2005), apenas recentemente questões relacionadas aos efeitos da operação de reservatórios passaram a ter uma atenção especial, devido à publicação do trabalho pioneiro de Zeilhofer e Moura (2009). Estes autores, estudando um dos principais afluentes ao Pantanal (rio Cuiabá), constataram que a regularização para a produção de energia elétrica resultou em alterações substanciais no regime hidrológico, com impactos diretos na inundação da planície. E, em um sentido mais amplo, este efeito se torna mais preocupante quando se sabe que, atualmente, há 37 hidrelétricas em funcionamento, e estão previstas a construção de mais 62, a maior parte com pequena capacidade de regularização. As crescentes preocupações sobre os impactos ecológicos das mudanças do regime hidrológico dos rios do Pantanal levou o tema a ser foco de discussão no VIII INTECOL (Conferencia Internacional de Áreas Úmidas, 2008), no qual a comunidade científica e a sociedade civil organizada debateram o assunto. Deste encontro, saiu uma carta de recomendações alertando sobre os possíveis impactos e propondo medidas mitigadoras (Calheiros et al. 2009). No entanto, com exceção do estudo realizado por Zeilhofer e Moura (2009), pouco se sabe sobre os efeitos destes empreendimentos nas alterações da qualidade e da

quantidade das águas que chegam ao Pantanal, principalmente aquelas provocadas por reservatórios de pequena regularização, já que os impactos causados por este tipo de empreendimento têm sido negligenciados em comparação com os impactos de grandes reservatórios (Mantel et al. 2010).

Para satisfazer os requisitos ambientais necessários para a manutenção do Pantanal, os planejadores e operadores de reservatórios devem atuar no sentido de minimizar as alterações do regime natural ao longo do rio regularizado. Sendo assim, este estudo teve por objetivos: i) caracterizar o regime hidrológico natural e regularizado após a formação do reservatório; ii) quantificar as alterações hidrológicas anuais e sazonais provocadas pela operação do reservatório; iii) determinar o menor conjunto de indicadores que melhor oferece uma medida geral da alteração hidrológica e avaliar o efeito da disponibilidade hídrica na magnitude da alteração; iv) propor os limites preventivos para a alteração hidrológica através da gestão do armazenamento do reservatório, suficientes para manter os processos ecológicos essenciais do rio e planície de inundação, além de atender às necessidades de desenvolvimento humano.

4.3. Área de estudo

O presente estudo foi realizado no reservatório da Usina Hidrelétrica de Ponte de Pedra, formado pelo represamento do rio Correntes (Figura 4.1). Esta hidrelétrica está localizada no extremo leste da bacia do Pantanal, na divisa dos estados do Mato Grosso e do Mato Grosso do Sul, Brasil. Encontra-se inserida em uma bacia de drenagem predominantemente agrícola, que abrange uma área de 3.898 km², sendo que a área superficial do reservatório é de 14,5 km². Além disso, possui volume total de 111x10⁶ m³, profundidade máxima de 30 m, profundidade média de 7,6 m e um comprimento máximo efetivo (fetch) de 7,5 km (Figura 4.1). A capacidade de regularização das vazões é baixa, sendo de apenas 15% da média anual.

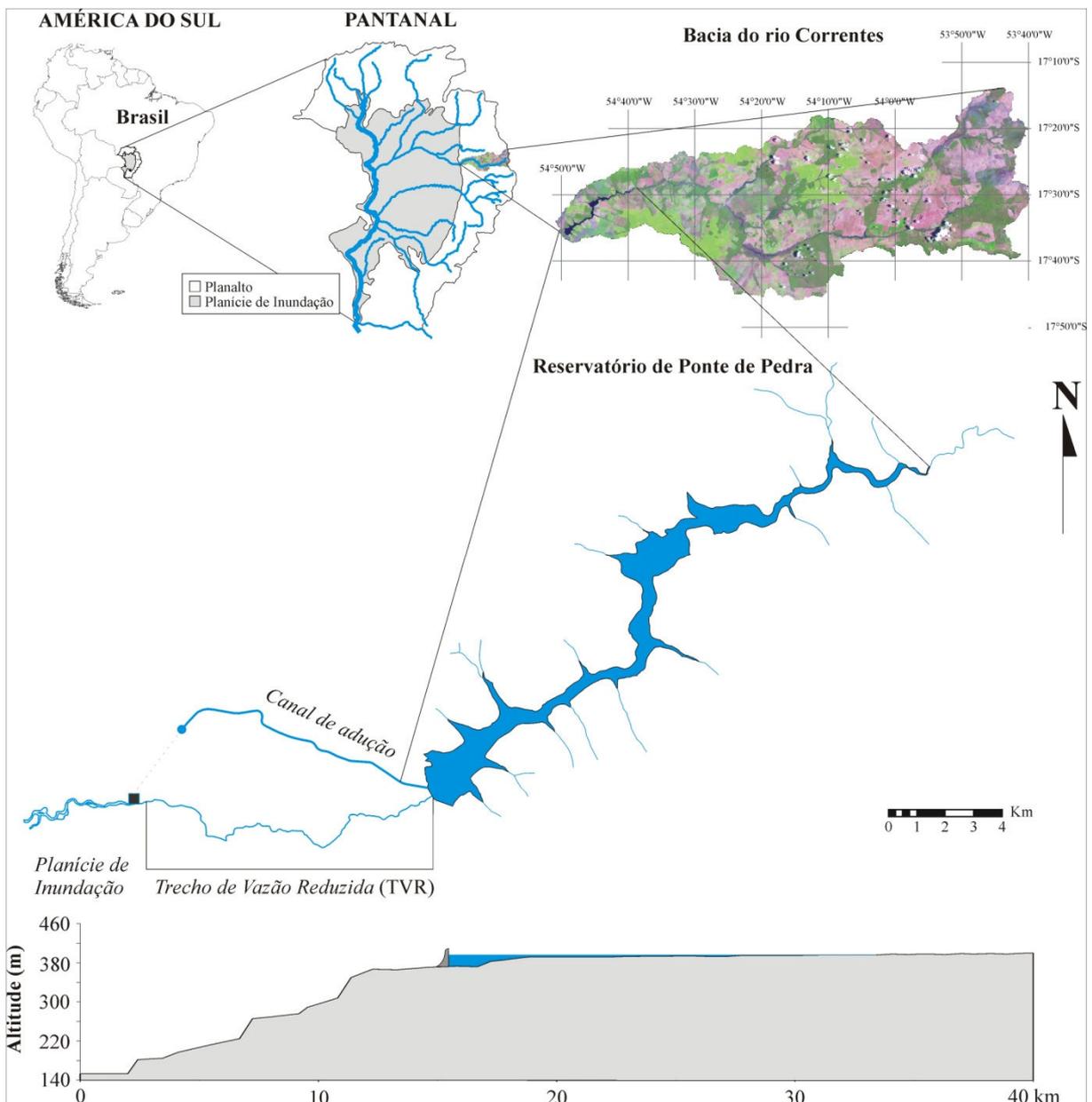


Figura 4.1. Localização do reservatório da Usina Hidrelétrica de Ponte de Pedra (vista em planta e perfil) e de sua bacia de drenagem.

O clima regional é quente e úmido, classificado como AW por Köppen, com temperatura média anual de 25,0 °C, oscilando entre 22,3 (julho) e 27,1 °C (outubro). A vazão média anual do rio Correntes é de 73 m³ s⁻¹, o que corresponde a 3% da vazão média anual do Pantanal (Gonçalves et al. 2011). Sua variabilidade mensal se assemelha ao da precipitação, com máximas em fevereiro e março (98,2 m³ s⁻¹, verão) e mínimas em agosto (66,8 m³ s⁻¹, inverno) (Figura 4.2). A precipitação acumulada anual é, em média, de 1419 mm ano⁻¹, sendo que, destes, 47% ocorrem no verão (máximo em

janeiro, de 232 mm) e apenas 2% no inverno (mínimo em junho, de 3 mm), o que demonstra uma marcante sazonalidade climática (Figura 4.2).

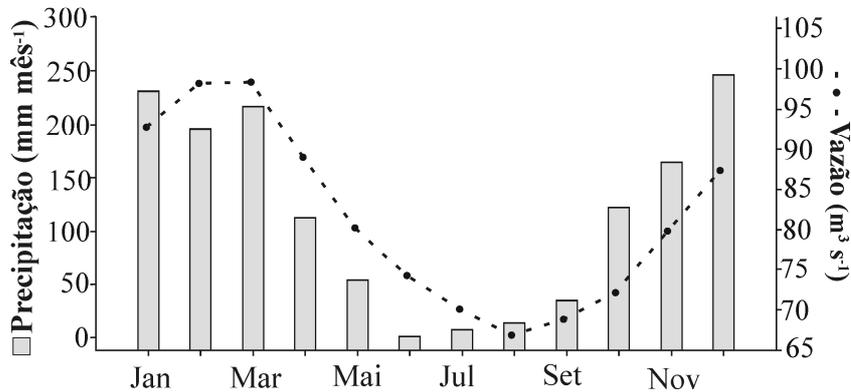


Figura 4.2. Variação média da precipitação na cidade de Coxim (aproximadamente 100 km da área de estudo) para o período entre 2005 e 2011 (posto nº31951; Fonte: Sinda/INPE) e das vazões médias do rio Correntes, para o período entre 1970 a 2005 (posto nº01654000; Fonte: Hidroweb/ANA).

4.4. Métodos

Para a reconstituição dos regimes hidrológicos regularizado (atual) e natural (não regularizado) do rio Correntes a partir do início das operações da usina hidrelétrica de Ponte de Pedra, foram utilizadas as equações abaixo:

$$Q_{regul} = Q_{turb} + Q_{vert} \quad (1)$$

$$Q_{nat} = Q_{regul} + \Delta S_{armaz} + Q_{evap} \quad (2)$$

$$Q_{evap} = \frac{E_{liq} \cdot A \cdot 1000}{ns} \quad (3)$$

Q_{nat} = vazão natural (m³ s⁻¹);

Q_{regul} = vazão regularizada (m³ s⁻¹);

Q_{turb} = vazão turbinada (m³ s⁻¹);

Q_{vert} = vazão vertida (m³ s⁻¹);

ΔS_{armaz} = variação do armazenamento do reservatório (m³ s⁻¹);

Q_{evap} = vazão evaporado (m³ s⁻¹);

E_{liq} = evaporação líquida (mm mês⁻¹)

A = área do reservatório (km²)

ns = número de segundos no mês (s)

As reconstituições correspondem ao período entre maio de 2005 a maio de 2012, considerando como ano hidrológico o período de 1 de maio a 30 de abril, de modo a

fechar sete anos completos. Os dados de vazão turbinada e vertida, de variação do armazenamento e da área do reservatório, correspondem à média diária de medições horárias. Estes dados foram cedidos pelo operador do reservatório. A evaporação líquida foi obtida em ONS (2004).

A partir das vazões diárias reconstituídas, foram calculados 31 parâmetros hidrológicos anuais, para a caracterização de cada regime. Estes são considerados indicadores ecologicamente relevantes e representativos dos cinco principais componentes do regime hidrológico: (1) magnitude das vazões mensais; (2) magnitude e duração das vazões extremas; (3) periodicidade das vazões extremas; (4) frequência e duração dos pulsos altos e baixos; (5) taxa e frequência de mudança das vazões (Richter et al. 1996). Os parâmetros foram calculados pelo programa Indicadores de Alteração Hidrológica (IAH), desenvolvido pela The Nature Conservancy (versão 7.1, 2011). Estatísticas não paramétricas foram utilizadas por serem mais robustas e fornecerem melhores estimativas para dados distorcidos, atributo comum em dados hidrológicos (Richter et al. 1996). Por não possuir a opção para análises de séries pareadas, o regime natural foi considerado pré-alteração e o regularizado pós-alteração, como se fossem uma série temporal contínua.

A avaliação da alteração hidrológica foi realizada pela diferença relativa entre os valores dos parâmetros obtidos pela série regularizada e a natural, de maneira pareada, ou seja, os valores dos parâmetros são referentes ao mesmo ano hidrológico. Esta técnica permite a quantificação da magnitude e da direção da alteração hidrológica anual (Ah_t), imposta pela operação do reservatório, sobre cada parâmetro. Para isso, foi utilizada a seguinte equação:

$$Ah_t(\%) = \left(\frac{PA_t - PN_t}{PN_t} \right) \cdot 100 \quad (4)$$

onde: PA_t é o valor do parâmetro calculado a partir do regime regularizado em um determinado ano e PN_t é o valor do mesmo parâmetro, no mesmo ano, porém calculado a partir do regime natural. A alteração poderá ser positiva ou negativa, de acordo com o aumento ou a diminuição no valor do parâmetro em relação ao regime natural.

Diferentemente da metodologia Abordagem da Amplitude de Variação (AAV), proposta por Richter et al. (1997), que compara a frequência do valor observado com a frequência esperada, utilizando séries independentes (pré e pós alteração), o indicador utilizado neste trabalho mede a diferença percentual entre o regime regularizado e o

natural, de maneira pareada. A vantagem é que são removidos os ruídos causados pela variabilidade climática interanual, que poderiam ser atribuídos ao represamento. Por isso, para avaliar o efeito da regularização do reservatório sobre o regime hidrológico, foi aplicado o teste de Wilcoxon pareado, nos 31 parâmetros do IAH. Este teste compara se as medidas de posição entre duas amostras (regime regularizado e natural) são iguais, a um nível de significância de 5%.

Para identificar o conjunto de parâmetros independentes e representativos da alteração hidrológica, os parâmetros significativamente alterados (teste de Wilcoxon) foram escalonados (entre 0 e 1) e utilizados como entrada para a Análise de Componentes Principais (ACP). Este método reduz a dimensionalidade da matriz de entrada, de modo a capturar a maior variação global interna. Para a sua realização, os coeficientes dos eixos foram calculados pelos autovetores da matriz de correlação e o número de componentes foi determinado pelo critério de Kaiser-Guttman, que retém aqueles com autovalores maiores que 1.0 (Janckson, 1993). Deste modo, os componentes são ortogonais e podem ser interpretados como vetores independentes. O parâmetro representativo em cada componente é aquele com maior carga em valor absoluto (Gao et al. 2009).

Para o estabelecimento de metas com base na abordagem do por cento da vazão (PCV), proposto por Richter et al. (2011), primeiramente os regimes natural e regularizado foram discretizados em quatro partes, seguindo as estações climáticas sazonais. Posteriormente, foram construídas as curvas de permanência de vazões (CPV), que é simplesmente o valor de cada Q_i (vazão em um dia qualquer) em função de sua probabilidade de excedência, correspondente a $p_i = i/(n+1)$, onde n é o número de dias, e i é o número de ordem da classificação decrescente. Para avaliar se a CPV regularizada difere da natural foi aplicado o teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov. Este teste verifica o grau de concordância entre as curvas, identificando se apresentam a mesma distribuição.

Constatadas diferenças significativas entre as curvas, o passo seguinte foi identificar os limites da taxa absoluta de variação diária natural em cada estação climática. Para isso, foi utilizada a equação 4, substituindo PA_t por Q_t (vazão no dia atual) e o PN_t por Q_{t-1} (vazão no dia anterior). Com isso, também foi construída uma curva de frequências acumuladas, onde cada parcela das taxas absolutas obtidas é uma função de sua frequência de não excedência correspondente a $1 - (i/(n+1))$. Os limites

preventivos para a sustentabilidade foram definidos pelas taxas absolutas de variabilidade diária natural não excedida em 95% dos dias, para cada estação.

Em seguida, foram calculadas as taxas absolutas diárias de alteração exercida pelo reservatório, que também utilizou a equação 4, porém, desta vez substituindo PA_t por $Q_{regul(t)}$ (vazão regularizada) e o PN_t por $Q_{nat(t)}$ (vazão natural). E, com base nos limites preventivos para a sustentabilidade, foi calculado com que frequência o reservatório operou acima dos limites, para cada estação e anos de alteração.

Por fim, foi utilizado o coeficiente de correlação de Spearman para avaliar a relação entre os parâmetros IAH significativamente alterados e os parâmetros não redundantes, com rendimento anual de água na bacia (vazão mediana anual). Todas as análises foram executadas utilizando o Software R, versão 2.11.1 (R Development Core Team, 2011).

4.5. Resultados

4.5.1. Características dos regimes

A construção da série de vazões naturais no rio Correntes permitiu observar alterações no regime hidrológico decorrentes da regularização exercida pelo reservatório de Ponte de Pedra (Figura 4.3). Porém, comparando a variabilidade das duas séries, praticamente não houve diferença na mediana e nos percentis 25 e 75% para as vazões naturais (74.4, 66.7 e 84.9 m^3s^{-1}) e para as vazões regularizadas (75.7, 67.4 e 88.6 m^3s^{-1}).

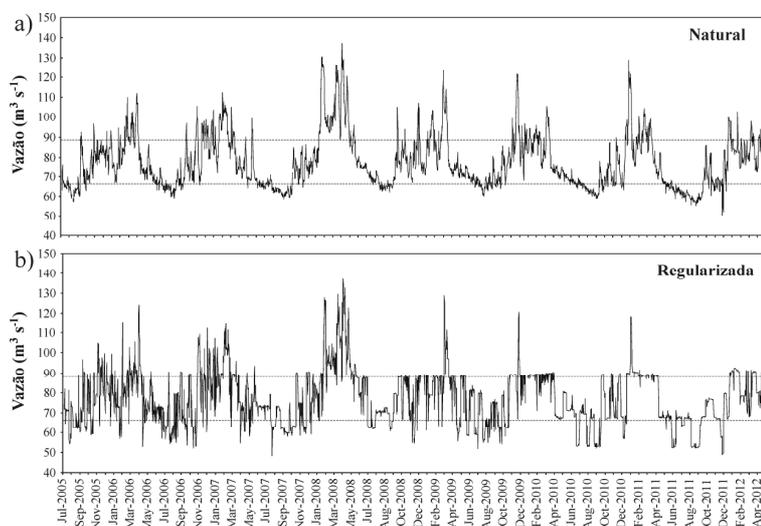


Figura 4.3. Vazões diárias naturais (a) e regularizadas (b) do rio Correntes a jusante do reservatório de Ponte de Pedra do período de maio de 2005 a maio de 2012.

As características de cada hidrograma, resumidas pelos Indicadores de Alteração Hidrológica (IAH), são apresentadas na Tabela 4.1. As taxas de alteração dos parâmetros IAH, expressos em termos de desvio da condição natural, mostrou diferenças na variabilidade da magnitude, em cada um dos seus cinco componentes:

- O grupo 1, formado pela magnitude das vazões mensais apresentou alterações, com medianas variando entre -6.2% em novembro a +6.4% em agosto, em relação à condição natural. Porém, a dispersão dos valores dentro dos meses mostrou que não houve um padrão de variabilidade anual, sendo registradas alterações positivas e negativas em todos os meses (Figura 4.4).
- O grupo 2, formado pela magnitude e duração das vazões em condições extremas apresentou alterações, com medianas variando entre -12.0% nas mínimas de 1 dia aumentando até +1.5% nas mínimas de 90 dias. Padrão inverso foi registrado para máximas, com alterações variando de +0.1% nas máximas de 1 dia diminuindo até -2.4% nas máximas de 90 dias.
- O grupo 3, formado pela periodicidade das vazões em condições extremas, praticamente não apresentou alterações (mediana <1%), mantendo os picos mínimos em setembro e os máximos em fevereiro. No entanto, a variabilidade da alteração foi três vezes maior nas mínimas em relação às máximas (Figura 4.4).
- O grupo 4, formado pela frequência e duração das pulsos altos e baixos, apresentou alterações entre +25 e +22% no número de pulsos baixos e altos, respectivamente. A duração dos pulsos sofreu maior alteração nos altos (+33%), em relação aos baixos (+15).
- O grupo 5, formado pela taxa e frequência de mudança das vazões, apresentou alterações de -60, -41 e -7% nas taxas de ascensão, recessão e número de inversões, respectivamente. Vale destacar a alta variabilidade nos valores das taxas de alteração deste grupo, bem como as do grupo 4, quando comparadas à condição natural.

Tabela 4.1. Características hidrológicas dos regimes natural e regularizado do rio Correntes, após a formação do reservatório de Pontes de Pedra.

Parâmetros IAH	Natural				Regularizado			
	Mediana	Coef. Disp.	Mínimo	Máximo	Mediana	Coef. Disp.	Mínimo	Máximo
Grupo 1- Magnitude das vazões mensais								
Maio ($m^3 s^{-1}$)	72.3	0.10	67.5	85.6	73.4	0.12	67.6	88.5
Junho ($m^3 s^{-1}$)	68.7	0.10	64.2	75.7	73.1	0.06	56.8	87.1
Julho ($m^3 s^{-1}$)	66.5	0.07	62.1	70.4	68.3	0.13	62.4	78.2
Agosto ($m^3 s^{-1}$)*	63.8	0.03	59.4	66.0	67.1	0.09	62.0	70.5
Setembro ($m^3 s^{-1}$)	63.8	0.09	58.3	67.8	65.9	0.20	52.9	69.6
Outubro ($m^3 s^{-1}$)	71.0	0.08	69.5	75.6	67.0	0.18	63.5	79.6
Novembro ($m^3 s^{-1}$)	77.4	0.13	65.9	81.7	79.2	0.25	67.7	88.7
Dezembro ($m^3 s^{-1}$)	79.8	0.20	73.6	90.9	83.1	0.20	67.7	88.7
Janeiro ($m^3 s^{-1}$)	86.4	0.18	76.1	95.5	88.8	0.06	77.3	91.1
Fevereiro ($m^3 s^{-1}$)	88.3	0.18	81.3	101.9	89.0	0.21	77.7	99.8
Março ($m^3 s^{-1}$)	87.2	0.08	85.3	105.2	88.8	0.02	81.6	103.0
Abril ($m^3 s^{-1}$)	80.4	0.14	74.7	111.7	88.5	0.11	73.1	110.6
Grupo 2- Magnitude e duração das vazões extremas								
Mínima de 1 dia ($m^3 s^{-1}$)*	58.9	0.08	50.3	62.0	52.0	0.07	48.1	54.3
Mínima de 3 dias ($m^3 s^{-1}$)*	59.4	0.05	56.1	63.1	54.4	0.05	49.2	57.7
Mínima de 7 dias ($m^3 s^{-1}$)*	60.0	0.03	56.7	64.1	56.2	0.11	52.5	62.0
Mínima de 30 dias ($m^3 s^{-1}$)	62.1	0.05	57.9	64.7	61.4	0.11	52.8	64.2
Mínima de 90 dias ($m^3 s^{-1}$)	65.7	0.06	60.0	66.9	65.7	0.09	61.3	67.4
Máxima de 1 dia ($m^3 s^{-1}$)	121.9	0.14	103.0	137.4	120.7	0.12	92.6	137.4
Máxima de 3 dias ($m^3 s^{-1}$)	119.6	0.14	99.2	133.0	118.3	0.10	92.4	134.3
Máxima de 7 dias ($m^3 s^{-1}$)	112.4	0.13	97.3	129.9	107.5	0.03	92.3	129.6
Máxima de 30 dias ($m^3 s^{-1}$)	99.1	0.05	89.0	117.1	94.9	0.09	90.7	116.4
Máxima de 90 dias ($m^3 s^{-1}$)*	89.8	0.05	85.3	108.7	88.4	0.06	84.5	106.0
Grupo 3- Periodicidade das vazões extremas								
Data juliana mínima	257	0.09	197	344	262	0.37	117	348
Data juliana máxima	40	0.23	12	350	45	0.21	20	353
Grupo 4- Frequência e duração dos pulsos altos e baixos								
Número de pulsos baixos*	16	0.38	10	21	17	0.24	11	36
Duração dos pulsos baixos (dias)	2	1.00	1	3	2	0.50	1	10
Número de pulsos altos*	14	0.57	8	21	18	0.78	7	29
Duração de pulsos altos (dias)	3	1.33	1	8.5	3	0.50	3	8
Grupo 5- Taxa e frequência de mudança das vazões								
Taxa de ascensão ($m^3 s^{-1} dia^{-1}$)	1.7	0.39	1.6	2.5	0.7	4.35	0.2	4.74
Taxa de recessão ($m^3 s^{-1} dia^{-1}$)	-1.8	-0.32	-2.8	-1.6	-1.2	-2.22	-3.9	-0.16
Número de inversões	202	0.09	180	207	191	0.10	163	208

*Diferença significativa entre os regimes (teste de Wilcoxon $p < 0.05$)

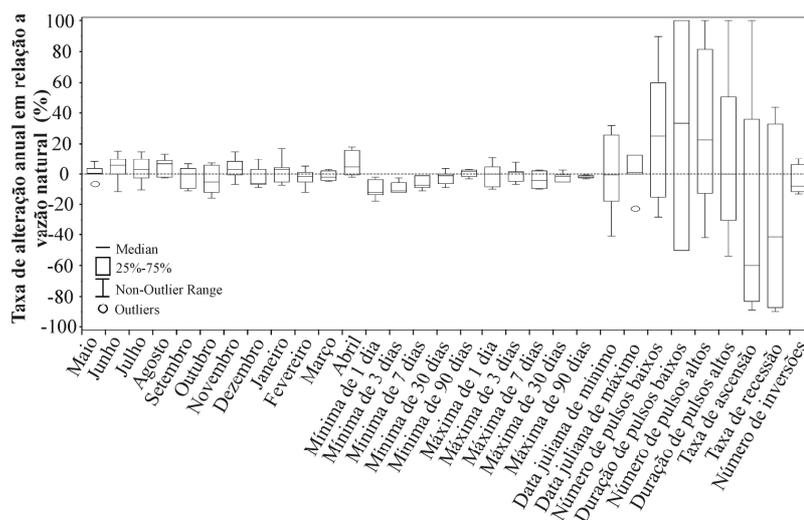


Figura 4.4. Variabilidade da taxa de alteração anual dos parâmetros dos indicadores de alteração hidrológica (IHA).

4.5.2. Indicadores alterados e não redundantes

O teste de ordenamento de Wilcoxon mostrou que a regularização exercida pelo reservatório de Ponte de Pedra no rio Correntes alterou significativamente sete dos 31 indicadores, ou seja, a vazão média de agosto, as vazões mínimas de 1, 3 e 7 dias, a vazão máxima de 90 dias, e o número de pulsos baixos e altos (Tabela 4.1). Estas alterações podem ser claramente observadas por uma comparação visual entre os regimes natural e o regularizado, com exceção da vazão mediana de agosto, sendo mais evidentes a partir do ano hidrológico 2008/2009 (Figura 4.3).

A redução de praticamente todas as vazões altas (acima do percentil 75%), mantendo apenas um pulso de curta duração por ano, resultou na alteração nas vazões altas de longa duração (90 dias). Do mesmo modo que abruptas reduções nas vazões mínimas de curta duração (1, 3 e 7 dias) com posterior aumento (acima do percentil 25%), fizeram com que as medianas mensal e sazonal (30 e 90 dias) praticamente não se alterassem. A oscilação entre os limites contribuiu para que houvesse acréscimos nos números de pulsos altos e baixos.

Considerando os indicadores alterados, a PCA reduziu-os em dois componentes ortogonais que explicaram 97,4% da variabilidade dos dados. O primeiro componente (PC1) explicou 70,6% da variação total, onde a vazão máxima de 90 dias foi o indicador que contém a maior carga de informação. No segundo componente (PC2) o número de pulsos altos foi o indicador representativo (Tabela 4.2). Deste modo, estes dois parâmetros dos IAH são considerados os indicadores que representam as modificações causadas pelo reservatório.

Tabela 4.2: Carga dos dois primeiros componentes principais (CP) dos parâmetros dos Indicadores de Alteração Hidrológica (IAH) significativamente alterados pela operação do reservatório de Ponte de Pedra.

Parâmetros IAH	CP1	CP2
Agosto	0.88	-0.07
Mínima de 1 dia	0.86	-0.05
Mínima de 3 dias	0.87	0.01
Mínima de 7 dias	0.90	0.07
Máxima de 90 dias	0.99	0.08
Número de pulsos baixos	-0.22	0.91
Número de pulsos altos	0.18	0.97
Varição explicada (%)	70.6	26.8

4.5.3. Alterações sazonais das vazões

O teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov mostrou que existem diferenças significativas entre as curvas de permanência de vazões diárias regularizadas e as naturais em todas as estações climáticas (Figura 4.5). De modo geral, o rio Correntes

sofreu redução nas vazões de inverno e elevação nas de verão, quando comparadas às vazões naturais, permanecendo nestas condições em 58 e 72% do tempo, respectivamente. Nestas estações, as maiores modificações nas curvas foram em tempos de excedências menores que 30% (Figuras 4.5a e c), diferentemente das da primavera e do outono, que apresentaram melhor aderência nestes intervalos (Figuras 4.5b e d). No outro extremo, o aumento das vazões com excedência de 80% em todos os períodos já era esperada, uma vez que o reservatório de Ponte de Pedra tem a capacidade de regularizar 15% da vazão média anual. Em termos de diferenças entre as curvas, a maior diferença foi registrada no inverno, seguido pelo outono, verão e primavera (Figura 4.5).

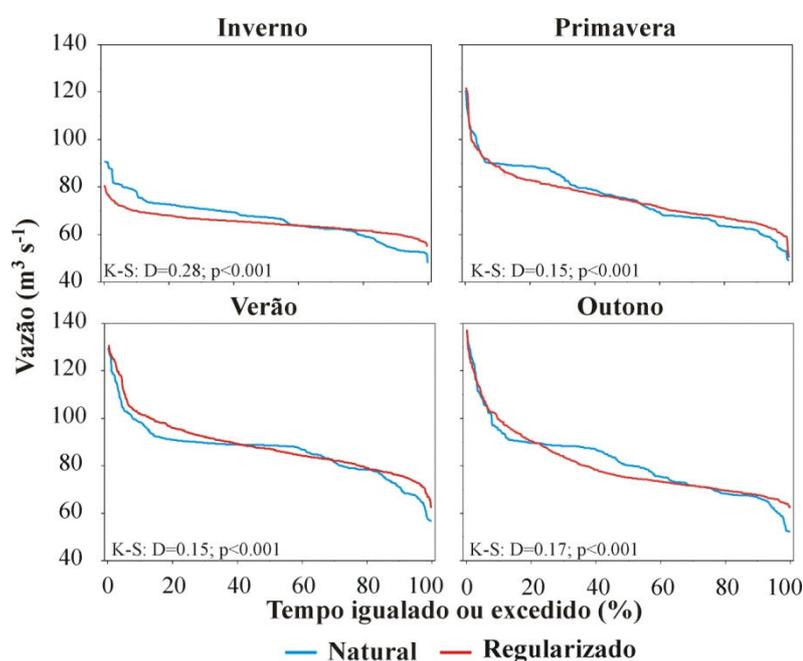


Figura 4.5. Curvas de permanência das vazões diárias natural e regularizada nos períodos sazonais. Também são apresentados os resultados do teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov (K-S).

4.5.3. Limites preventivos para a sustentabilidade

A variabilidade das vazões em dois dias consecutivos em cada estação climática mostrou que, em 95% do tempo, as taxas de variação diária natural foram menores ou iguais a $\pm 18\%$ no inverno, $\pm 24\%$ na primavera e $\pm 22\%$ no verão e no outono. Conseqüentemente, estes valores foram excedidos em 5% do tempo, tendo como alteração máxima de 24% para o inverno, 32% para o outono e 45% para a primavera e o verão (Figura 4.6). Portanto, estes valores são recomendáveis como os limites preventivos para a sustentabilidade incidentes sobre as vazões naturais, capazes de

manter o padrão do regime hidrológico natural, atendendo as necessidades do ecossistema e o desenvolvimento das atividades humanas.

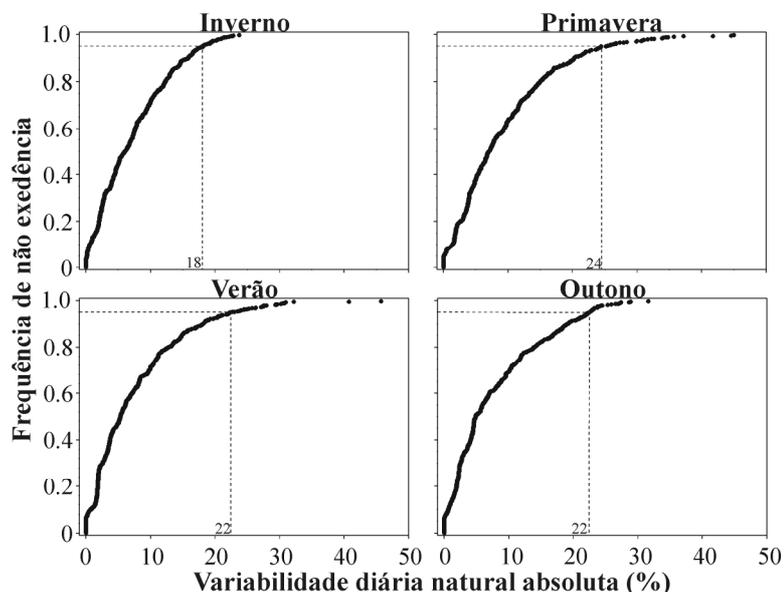


Figura 4.6. Frequência da taxa de variação diária das vazões naturais. A linha tracejada marca o valor não excedido em 95% do tempo.

Determinados os limites diários de alteração, pode-se avaliar com qual frequência esses limites foram excedidos em cada estação climática. O inverno, a primavera e o verão apresentaram medianas acima do limite recomendado de 5% de não excedência, porém abaixo dos 10%. Apenas no outono a frequência de dias acima do limite esteve dentro do intervalo recomendado. Vale ressaltar que foi na primavera que ocorreram as maiores frequências de dias fora do limite, porém, a maior variabilidade das alterações ocorre no inverno (Figura 4.7). Além disso, a taxa máxima de alteração diária registrada naturalmente não foi superada em nenhuma das estações (dados não apresentados).

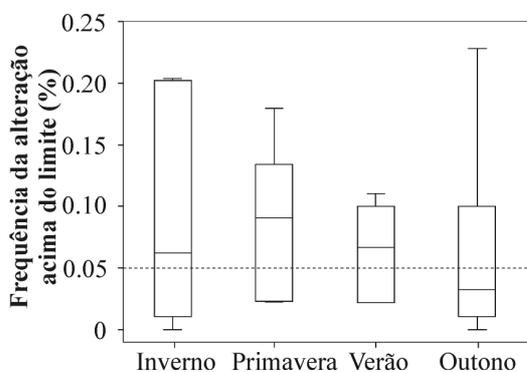


Figura 4.7. Frequência do número de dias com taxa de alteração diária acima do limite preventivo da sustentabilidade de $\pm 18\%$ para o inverno, $\pm 24\%$ para a primavera e $\pm 22\%$ para o verão e o outono. A linha tracejada marca o limite da frequência preventiva.

4.5.4. Efeitos da variabilidade anual das vazões naturais

Entre os parâmetros considerados e não redundantes, apenas a taxa de alteração da máxima de 90 dias apresentou relação significativa negativa com o rendimento anual de água na bacia, mostrando que, em anos com maior disponibilidade hídrica, esta tende a apresentar maiores alteração para este parâmetro (Figura 4.8a). Apesar da taxa de alteração do número de pulsos não apresentar correlação significativa, foi observada uma tendência de aumento deste parâmetro em anos com maior vazão anual (Figura 4.8b). Estas relações sugerem que a disponibilidade hídrica pode potencializar ou suavizar os impactos causados pelas regras operacionais do reservatório.

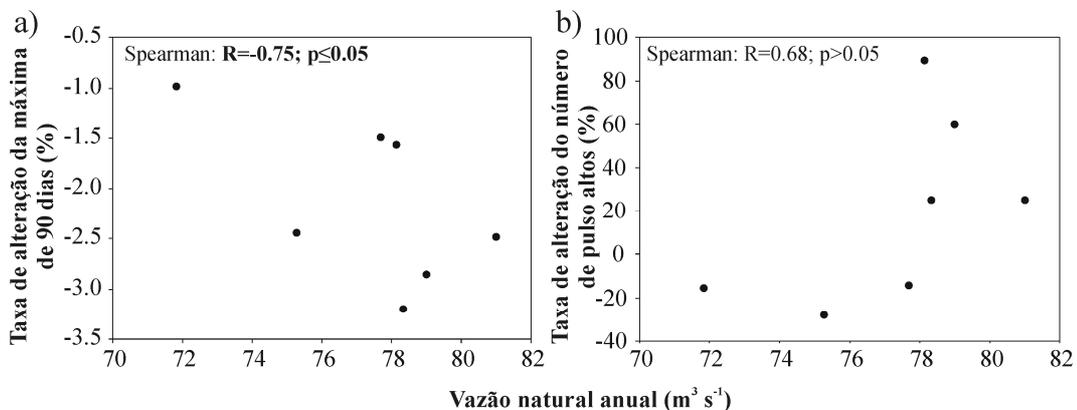


Figura 4.8. Relação entre os parâmetros representativos da alteração hidrológica e o rendimento anual de água na bacia. Também são mostrados os resultados do teste de correlação de Spearman.

4.6. Discussão

4.6.1. Vantagens da utilização de séries pareadas em análises hidrológicas

Comparações entre regimes de vazões natural e regularizada fornecem importantes estimativas que permitem quantificar o grau de afastamento das condições naturais que tenham sido causados pelas intervenções humanas ocorridas em trechos de rios. Esta informação é a base para subsidiar qualquer atividade de proteção e restaurações do regime natural, bem como para identificar e orientar ações prioritárias para a gestão de recursos hídricos (Mathews e Richter, 2007).

Normalmente, as comparações são feitas entre séries pré e pós regularização para trechos individuais de rios. Este método é considerado um dos mais robustos para determinação de alterações provocadas por reservatórios (Richter et al. 1996;

Magilligan e Nillow, 2005; Gao et al. 2009; MacManamaya et al. 2012), quando se tem uma série suficientemente longa (Kennard et al. 2010), desde que não tenham ocorrido mudanças no regime climático (Genz e Luz, 2012). Além disso, é comprovado que outros fatores também podem causar distúrbios hidrológicos, como, por exemplo, a alteração do uso e da ocupação do solo, que podem exercer influência igualmente forte, agravando ou amenizando os efeitos de reservatórios (McManamaya et al. 2012). Estas restrições fizeram com que a aplicação direta deste método, neste estudo, fosse inviabilizada, uma vez que a série disponível era de sete anos, e associada a uma não estacionaridade climática (Collischonn et al. 2001) e à constante modificação do uso do solo na região (Abdon et al. 2007).

A reconstrução do regime natural, por balanço hídrico do reservatório, e sua comparação de maneira pareada com o regime regularizado, permitiu a eliminação de possíveis ruídos ocasionados pela variabilidade temporal dos processos que influenciam a geração de escoamento na bacia. Deste modo, a fonte da perturbação isolada permite uma melhor generalização sobre as alterações hidrológicas. Assim, este método mostrou ser uma opção simples e eficiente para a quantificação das alterações provocadas por reservatórios, mesmo com limitação de dados.

4.6.2. Padrões anuais de alteração hidrológica

A ausência de padrão de variabilidade nas taxas de alteração das vazões dentro dos meses (exceto agosto) está diretamente relacionada com a capacidade de armazenamento do reservatório e a variabilidade anual das vazões afluentes (Vogel et al. 2007). Porém, este efeito não foi observado para o reservatório de Manso, localizado na mesma região, que apresenta a capacidade de regularização de 32% da vazão média anual. Segundo Zeilhofer e Moura (2009), este reservatório alterou a direção e a magnitude das vazões médias mensais principalmente na estação seca, com aumentos entre 29 e 79%, sugerindo que o armazenamento tende a ter um efeito maior nas alterações das vazões de jusante que a sazonalidade das vazões.

A alteração registrada unicamente no mês de agosto, com o significativo aumento da vazão, ocorreu em virtude do esvaziamento do reservatório para liberação de volume, feita como estratégia preparativa para o início do período chuvoso. A tendência esperada era um maior número de meses alterados, já que, segundo Magilligan e Nislow (2005), essa é uma característica comum de reservatórios localizados em regiões com marcante sazonalidade climática e com geração hidrelétrica como função dominante,

como é o caso de Ponte de Pedra. No entanto, apesar de não mencionarem em seu artigo, é possível acreditar que o referido padrão foi originado de reservatórios de grandes volumes, o que não se aplica a este estudo.

Entre todos os parâmetros dos Indicadores de Alteração Hidrológica (IAH), as vazões mínimas e máximas são as mais comumente alteradas pela operação de reservatórios. De modo que seu efeito, normalmente, aumenta as vazões mínimas e reduz as máximas, com maiores alterações nas vazões de curta duração (1 a 7 dias), com tendência de redução com o aumento das durações (Magilligan e Nislow, 2005; Costigan e Daniels, 2012). Neste estudo, as magnitudes das vazões mínimas de curta duração seguiram o padrão esperado, porém com direção contrária, sugerindo um possível efeito associado à adução de água para irrigação, que é feita apenas nos períodos de estiagem e em número de horas do dia e dias do mês determinados, afetando, assim, principalmente períodos curtos (ANA, Resolução nº717 de 2008). Além disso, como as amostras são pareadas, seria pouco coerente por parte do operador armazenar água quando a demanda energética do país é maior. Apesar de se atribuir à captação de água, o tipo de alteração observada não está relacionado à função, tamanho e localização do reservatório (Magilligan e Nislow, 2005) e a comprovação efetiva deste efeito não foi possível, dada a falta de informações disponível sobre os volumes aduzidos.

Diferentemente das mínimas, as vazões máximas seguiram a direção da alteração esperada, porém com variação da magnitude contrária, ou seja, as magnitudes tenderam a aumentar nas maiores durações com alteração significativa da vazão de 90 dias. Este efeito pode ser atribuído ao pequeno volume de espera do reservatório, não sendo capaz de amortizar grandes ondas de cheia, fazendo necessária a liberação de água excedente pelo vertedor e assim mantendo a magnitude das vazões de curta duração.

Outro importante efeito de reservatórios hidroelétricos é seu potencial de aumentar a frequência dos pulsos altos e baixos, com redução de suas durações (Chen et al. 2010), o que foi em parte corroborado neste estudo, isso porque as alterações nas durações não foram significativas. O aumento da frequência dos pulsos está relacionado às manobras operacionais para atendimento das variações dia-a-dia da demanda energética. Outros parâmetros, como as taxas e frequências de mudanças do hidrograma, embora tenham mostrado o mesmo sentido de alteração registrado por Magilligan e Nislow (2005), não foram significativos.

Vale ressaltar que as alterações, comprovadas pelo teste de Wilcoxon, demonstraram que o efeito da operação do reservatório na alteração do regime natural

foi aleatória para a maior parte dos parâmetros IAH, ou seja, a probabilidade do reservatório causar um efeito positivo ou negativo foi semelhante. Deste modo, pode-se sugerir que esta aleatoriedade é devida à pequena capacidade de regularização associada a uma bacia pequena, onde o curto tempo de concentração do escoamento faz com que as regras de operação sejam sensíveis à aleatoriedade temporal das chuvas. Este efeito foi evidente na variabilidade da frequência e duração dos pulsos altos e baixos e na taxa e frequência das vazões. Em grandes reservatórios, o efeito homogeneizador das vazões (Poff et al. 2007), tende a direcionar o sentido da alteração, reduzindo a aleatoriedade.

Entre os parâmetros significativamente alterados, a vazão máxima de 90 dias e o número dos pulsos altos representaram as principais alterações promovidas pela operação do reservatório de Ponte de Pedra. O número de parâmetros hidrológicamente relevantes pode ser considerado baixo quando comparado ao que foi obtido nos estudos de Olden e Poff (2003) e Yang et al. (2008), que identificaram seis parâmetros (data de mínima, taxa de ascensão, número de reversões, máxima de 3 dias, mínimo de 7 dias e vazão de maio) e o de Gao et al. (2009), que identificaram oito (vazões de novembro, fevereiro, março e junho, 30 dias de mínima, 7 dias de máxima, duração do pulso de alta e taxa de ascensão). O maior número de parâmetros encontrados nestes trabalhos pode estar relacionado à grande quantidade de dados com ampla distribuição geográfica de diferentes tipos, utilizados na análise. Neste estudo, porém, além da utilização de apenas um trecho de rio, que tende a apresentar maior correlação entre os parâmetros (Olden e Poff, 2003), foi feita uma filtragem prévia dos dados, onde só foram incluídos na Análise de Componentes Principais aqueles parâmetros significativamente alterados. Esta filtragem preliminar evita a adição desnecessária de ruídos que poderiam levar a uma identificação incorreta de parâmetros que não representariam a alteração hidrológica. Esse tipo de abordagem contribui para a caracterização geral das alterações, minimiza as redundâncias estatísticas, reduz a complexidade e facilita o equilíbrio entre o desenvolvimento humano e a proteção ambiental (Gao et al. 2009). Além de servir como parâmetro alvo para medidas de restauração ambiental.

4.6.3. Padrões sazonais da alteração hidrológica

As análises das Curvas de Permanência de Vazões (CPV) mostraram que o reservatório de Ponte de Pedra alterou significativamente o regime hidrológico de jusante. Porém, deve-se considerar que, com exceção do inverno, as alterações podem

ser consideradas baixas. Esta afirmação se baseia nas semelhanças das formas, inclinações, magnitudes e durações das vazões altas (excedidas em 20% do tempo) entre as curvas naturais e as regularizadas. Assim, de modo geral a sazonalidade hidrológica foi mantida, embora com uma maior amplitude de variação, uma vez que no inverno as vazões foram fortemente reduzidas. A aparente não sinalização das alterações das vazões máximas de 90 dias (IAH) nas CPV, pode estar relacionada à técnica aplicada em cada análise. Sendo que, para os parâmetros IAH, as comparações foram feitas fixando-se os pares (natural e regularizado) para cada ano hidrológico, diferentemente das CPV, cujas comparações são pareadas, mas a ordem de cada vazão não é necessariamente a mesma entre as curvas. Com isso, comprova-se que o efeito isolado do reservatório altera o regime natural de jusante. Porém, em longo prazo, estes efeitos são minimizados, principalmente os das vazões altas, cujas magnitude e duração foram mantidas, ou seja, a frequência de ocorrência das vazões naturais e regularizadas nesta faixa foram praticamente as mesmas.

A redução da inclinação da CPV regularizada em relação à natural no inverno mostrou que o reservatório atuou na homogeneização das vazões, conforme postulado por Poff et al.(2007). Deste modo, ficou comprovado que este efeito também pode ser observado em reservatórios com pequena regularização, porém ficando restrito a um determinado período. Estas observações não seriam possíveis apenas com a caracterização dos parâmetros IAH, o que demonstra a importância da utilização de outros métodos, que complementem e auxiliem a interpretação das alterações hidrológicas. Além de análises em escala sazonal, como a aplicada nesta pesquisa, as CPV possibilitam a avaliação de qualquer escala temporal de interesse (quinzenal, mensal, semestral), permitindo uma análise mais refinada para a detecção e compreensão dos impactos hidrológicos causados por reservatórios, quando comparadas com análises de escala anual (Gao et al. 2012).

4.6.4. Sugestões para o gerenciamento do reservatório

O principal desafio para o gerenciamento dos recursos hídricos é a determinação do grau de alteração que o sistema pode tolerar sem comprometer a saúde ecológica e os serviços ambientais. Com este objetivo, Richter et al. (1997) propôs o método Abordagem da Amplitude de Variação (AAV), que estabelece metas para cada parâmetro dos Indicadores de Alteração Hidrológica (IAH), tendo como base a variabilidade natural do rio, fazendo com que as metas sejam atingidas com a mesma frequência com que

ocorria naturalmente. Este é um dos métodos recomendados pelo quadro LAAH (Limites Ambientais das Alterações Hidrológicas) (Poff et al. 2010), sendo um dos mais utilizados atualmente. Porém, como dito anteriormente, sua correta utilização para o estabelecimento de metas para a gestão depende do tamanho da série disponível para a análise (Yang et al. 2008). Além disso, Mathews e Richter (2007) apontam outros obstáculos para sua implementação como, por exemplo: o cumprimento das metas AAV são retroativas e não em tempo real; dificuldade de operar o reservatório de modo a atingir diversas metas simultaneamente; e por não considerar alterações do regime natural decorrentes de mudanças climáticas.

Por estes motivos, optou-se por adotar o padrão preventivo (Richter et al. 2011), que é derivado da abordagem da fronteira da sustentabilidade, descrita anteriormente em Richter (2010), que prevê apenas a determinação da porcentagem de alteração estabelecida em torno das vazões naturais, que atendam o desenvolvimento humano e que sustentem a biodiversidade. Porém, em rios com extensas planícies de inundação, a adoção destes limites deve ser mais restritiva, de modo a conservar este frágil ambiente (Renöfält et al. 2010).

Partindo deste pressuposto, com a adoção de limites baseados na taxa de variação natural das vazões, espera-se que os impactos da operação do reservatório sobre a biota sejam reduzidos, já que esta estaria adaptada a tais variações, e assim mostrando-se uma medida conservadora. Além disso, um diferencial sugerido neste estudo é que o padrão preventivo da sustentabilidade varie entre as estações climáticas, onde os limites diários de alteração da vazão natural fiquem na faixa de $\pm 18\%$ no inverno, $\pm 24\%$ na primavera e $\pm 22\%$ no verão e outono, respeitando a sazonalidade das variações diárias. Os limites encontrados estão próximos os $\pm 20\%$ da vazão diária, conforme recomendado por Richter et al. (2011), com base na compilação de diversos estudos. Para estes autores, a abordagem do por cento da vazão reconhece explicitamente a importância da variabilidade natural das vazões e estabelece normas de proteção, usando alterações permitidas a partir das condições naturais, expressas em porcentagens. Os autores enfatizam a simplicidade conceitual, o grau elevado de proteção da variabilidade do regime natural resultante, a resistência a mudanças climáticas e a simplicidade de implementação, pois cabe ao operador do reservatório liberar ou reduzir a porcentagem prescrita da vazão de entrada.

A avaliação das alterações diárias provocadas pelo reservatório, com base nos limites preventivos propostos, mostrou que as alterações hidrológicas, em termos de

magnitude e frequência ocorridas acima dos limites preventivos, podem ser consideradas de baixo impacto, deste modo, pequenos ajustes nas regras de operação fariam com que o reservatório de Ponte de Pedra se enquadrasse perfeitamente nos limites da sustentabilidade.

4.6.5. Efeito da disponibilidade hídrica nas taxas de alteração hidrológica

Outros estudos mostraram que os parâmetros de vazões altas são altamente correlacionados com o rendimento anual de água na bacia, especialmente a vazão máxima de 90 dias (Suen, 2011), corroborando com o registro feito nesta pesquisa. Contudo, houve divergência na direção da alteração, já que este autor registrou uma relação positiva. Como já discutido anteriormente, a peculiaridade deste reservatório está na pequena capacidade de regularização associada à marcante sazonalidade no regime de chuvas, uma vez que, em anos mais chuvosos, o operador do reservatório tende a armazenar mais água, fazendo com que o balanço entre a entrada e a saída seja negativo. Diferentemente de anos mais secos, onde a relação mostra um efeito menor, já que, praticamente toda água é utilizada para a geração de energia elétrica. Estas alterações ocorrem principalmente no verão, quando se concentra a maior parte das chuvas, e são influenciadas pela regularidade temporal das chuvas e pelo volume disponível para armazenamento no reservatório. Eventos de enxurrada teriam pouco efeito na alteração do referido parâmetro, pois o volume excedente seria todo vertido, como foi demonstrado pelas vazões máximas de curta duração. Esta relação também mostra que em anos com restrição hídrica o operador tenha menor flexibilidade nas operações, o que acarreta em menores alterações. Além disso, pode-se inferir que as alterações no número de pulsos altos e na frequência de dias acima do limite preventivo foram decorrentes das regras operacionais do reservatório. Vale ressaltar que a limitação na quantidade de dados não permite estabelecer conclusões consistentes, mas sugerem que fatores climáticos podem potencializar as alterações hidrológicas promovidas por reservatórios.

4.6.5. Implicações ecológicas na planície de inundação

De acordo com este estudo, a magnitude das vazões máximas de 90 dias, as mínimas de curta duração (1, 3 e 7 dias) e o número de pulsos baixos e altos do rio Correntes e, conseqüentemente, de sua planície de inundação, foram significativamente alterados após o início das operações do reservatório de Ponte de Pedra. No entanto,

medidas protecionistas sobre a magnitude das vazões de 90 dias e o número de pulsos altos seriam suficientes para a restauração dos atributos hidrológicos do rio, já que estas sintetizam as alterações provocadas pelo reservatório.

Os parâmetros descritores das vazões altas podem ser considerados os fatores chaves para a interação rio planície de inundação, uma vez que, durante as vazões baixas, estes sistemas ficam desconectados (Junk et al. 1989; Neiff, 1990). Em planícies onde a inundação é monomodal, como é o caso do Pantanal (Girard et al. 2010), a redução das magnitudes das vazões de longa duração e o aumento do número de pulsos altos podem trazer implicações diretas no estabelecimento da conectividade lateral, diminuindo a função ecológica da planície de inundação. Isso porque a conectividade direciona os processos de transferência de matéria, energia e/ou organismos entre ambientes (Pringle, 2003).

Estudos realizados no Pantanal já demonstraram a importância da conectividade para o funcionamento ecológico da planície, onde a sazonalidade da inundação gera uma cíclica sucessão de espécies que se alternam, terrestres e aquáticas (Junk e Cunha, 2005). A redução das vazões altas pode favorecer a expansão de plantas terrestres, (Rebellato e Cunha, 2005) e, conseqüentemente, reduzir a riqueza e a distribuição das plantas aquáticas, inviabilizando a futura germinação através de seus bancos de sementes no solo (Pagotto et al. 2011). A conectividade rio com as lagoas pode ser comprometida, interrompendo-se a alternância entre as fases de águas claras e escuras (Loverde-Oliveira et al. 2009), com resposta direta na estrutura das comunidades planctônicas (Fantin-Cruz et al. 2010 e 2011). Além disso, a redução das vazões altas pode limitar a colonização de muitas espécies de peixes, que utilizam as lagoas como locais de alimentação e reprodução (Tondato et al. 2011; Ximenes et al. 2011), e também dificultar a dispersão a colonização de ambientes temporários da planície de inundação que são importantes fontes de recursos para as aves no período de seca (Tondato et al. 2012). Outra consequência é a possível oligotrofização da planície, decorrente da retenção de partículas no reservatório e da limitação do fluxo de nutrientes entre o rio e a planície de inundação (Capítulo 2). Como visto, a alteração da magnitude das vazões e a frequência de pulsos altos no Pantanal podem afetar a produtividade do sistema, com diferentes reflexos em cada grupo de organismos. A perda ou a diminuição da conectividade entre o rio e seus ambientes é prejudicial para a biodiversidade como um todo, quando se consideram escalas de tempo de médio e longo prazo devido à redução nas trocas entre os habitats.

Estas possíveis consequências da alteração hidrológica, mesmo oriundas de um único ponto, refletem as condições de uma ampla área do rio, principalmente as dimensões laterais e longitudinais (Richter et al. 1998). Deste modo, as avaliações feitas neste estudo podem ser expandidas por um trecho de aproximadamente 100 km de comprimento e 02 km de largura, até a confluência do rio Correntes com o rio Itiquira, que também sofreu intervenções por empreendimentos hidrelétricos.

Estes efeitos poderiam ser minimizados com a adoção dos limites preventivos para a sustentabilidade sugeridos, que, como discutido, não demandariam grandes alterações no regime atual de operação do reservatório. A partir de agora, cabe aos gestores do reservatório avaliar as possibilidades de implementação e utilização, dentro dos limites da sustentabilidade. No entanto, a efetiva implantação desta medida também depende da anuência do órgão federal regulador da geração energética no país (ONS), uma vez que o reservatório faz parte do sistema interligado nacional, que intervém na operação de modo a atender a demanda nacional, e isso demandaria um grande esforço dos órgãos públicos e da sociedade civil organizada.

Vale ressaltar ainda que, apesar do reservatório de Ponte de Pedra ter alterado significativamente alguns parâmetros do regime hidrológico natural, as magnitudes das alterações foram baixas. Por isso, para a avaliação do seu real impacto, seriam necessários estudos complementares diretamente na planície de inundação, para verificar se estas alterações são capazes de comprometer a conectividade lateral, assim como realizado por Zeilhofer e Moura (2009) e Fantin-Cruz et al. (2011) que, entre outras coisas, avaliaram o efeito de um reservatório na alteração do regime hidrológico na planície de inundação determinando a vazão mínima necessária para a plena conectividade entre ambientes. Assim, os baixos impactos hidrológicos, comprovados neste estudo, estão de acordo com os estudos de Vogel et al. (2007), que demonstraram que reservatórios com pequenas taxas de armazenamentos tendem a causar menores alterações no regime de jusante.

4.7. Conclusões

As observações feitas no reservatório de Ponte de Pedra ilustraram o potencial deste reservatório de pequena capacidade de regularização na alteração do regime hidrológico de um dos rios formadores da planície de inundação do Pantanal.

Entre os parâmetros dos Indicadores de Alteração Hidrológica, o reservatório atuou na redução significativa das vazões mínimas de curta duração (1, 3 e 7 dias), nas vazões

máximas de 90 dias e no aumento do número de pulsos baixas e altos. Entre estes parâmetros, as vazões máximas de 90 dias e o número de pulsos altos sintetizam as alterações provocadas pelo reservatório, e por isso podem ser utilizados como alvo para proteção e restauração dos atributos hidrológicos. Porém, para isso, deve-se considerar o efeito do reservatório sobre a máxima de 90 dias, a qual é potencializada em anos com maior disponibilidade hídrica. As análises sazonais, baseadas em Curvas de Permanência de Vazões, também comprovaram a alteração significativa do regime hidrológico, com maiores alterações registradas no inverno, no entanto, a magnitude e a duração das vazões altas foram mantidas.

A adoção dos limites preventivos, elaborados com base na variabilidade natural do próprio rio, pode ser considerada uma medida eficiente para a restauração dos parâmetros alterados e a manutenção do regime sazonal da inundação, bem como para o atendimento da demanda energética, já que pequenas adaptações nas regras operacionais seriam suficientes para que o reservatório funcionasse dentro dos limites preventivos para a sustentabilidade.

De maneira geral, as alterações hidrológicas provocadas pela operação do reservatório foram consideradas baixas, tanto em número de parâmetros alterados quanto nas magnitudes das alterações, e estas características foram atribuídas à pequena capacidade de regularização associada à sazonalidade existente no regime de chuvas, que limitam manobras operacionais para a maximização da eficiência energética.

4.8. Referências

- Abdon MM, Silva JSV, Souza IM, Romon VT, Rampazzo J, Ferrari DL. 2007. Desmatamento do bioma Pantanal até o ano 2002: Relações com a fitofisionomia e limites municipais. *Revista Brasileira de Cartografia* 59: 17-24.
- ANA, 2008. Agência Nacional das Águas. Resolução nº 717 de 24 de outubro de 2008. Brasília, Brasil. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2008/717-2008.pdf>.
- Bunn SE, Arthington AH. 2002. Basic Principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management* 30: 492-507. DOI: 10.1007/s00267-002-2737-0.

- Calheiros DF, Arndt E, Ortega E, Silva MCA. 2009. Influências de Usinas Hidrelétricas no Funcionamento Hidro-Ecológico do Pantanal Mato-Grossense - Recomendações. *Documentos Embrapa Pantanal* 1: 01-19.
- Caruso BS. 2011. Hydrologic modification from hydroelectric power operations in a mountain basin. *River Research and Applications*. DOI: 10.1002/rra.1609.
- Chen Y, Yang T, Xu C-Y, Zhang Q, Chen X, Hao Z. 2010. Hydrologic alteration along the Middle and Upper East River (Dongjiang) basin, South China: a visually enhanced mining on the results of RVA method. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 24: 9-18. DOI: 10.1007/s00477-008-0294-7.
- Collischonn W, Clarke RT, Tucci CEM. 2001. Further evidence of changes in the hydrological regime of the River Paraguay: part of a wider phenomenon of climate change? *Journal of Hydrology* 245: 218-238. DOI: 10.1016/S0022-1694(01)00348-1.
- Costigan KH, Daniels MD. 2012. Damming the prairie: Human alteration of Great Plains river regimes. *Journal of Hydrology* 444-445: 90-99. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2012.04.008.
- Fantin-Cruz I, Pedrollo O, Bonecker CC, Motta-Marques D, Loverde-Oliveira S. 2010. Zooplankton density prediction in a flood lake (Pantanal-Brazil) using artificial neural networks. *International Review of Hydrobiology* 95: 330-342. DOI: 10.1002/iroh.201011205.
- Fantin-Cruz I, Pedrollo O, Castro NMR, Girard P, Zeilhofer P, Hamilton SK. 2011. Historical reconstruction of floodplain inundation in the Pantanal (Brazil) using neural networks. *Journal of Hydrology* 399: 376-384. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.01.014.
- Gao B, Yang D, Zhao T, Yang H. 2012. Changes in the eco-flow metrics of the Upper Yangtze River from 1961 to 2008. *Journal of Hydrology* 448-449: 30-38. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2012.03.045.
- Gao Y, Vogel RM, Kroll CN, Poff NL, Olden JD. 2009. Development of representative indicators of hydrologic alteration. *Journal of Hydrology* 374: 136-147. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.06.009.
- Genz F, Luz LD. 2012. Distinguishing the effects of climate on discharge in a tropical river highly impacted by large dams, *Hydrological Sciences Journal* 57: 1020-1034. DOI: 10.1080/02626667.2012.690880.

- Girard P, Fantin-Cruz I, Oliveira SML, Hamilton SK, 2010. Small-scale spatial variation of inundation dynamics in a floodplain of the Pantanal (Brazil). *Hydrobiologia* 638: 223-233. DOI: 10.1007/s10750-009-0046-9.
- Gonçalves HC, Mercante MA, Santos ET. 2011. Hydrological cycle. Brazilian Journal of Biology 71: 241–253. DOI: 10.1590/S1519-69842011000200003.
- Jackson DA. 1993. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74: 2204-2214. <http://dx.doi.org/10.2307/1939574>.
- Junk WJ, Nunes da Cunha, C. 2005. Pantanal: A large South American Wetland at a Crossroads. *Ecological Engineering* 24: 391–401. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2004.11.012.
- Junk WJ, Bailey PB, Sparks RE. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110-127.
- Kennard MJ, Mackay SJ, Pusey BJ, Olden JD, Marsh N. 2010. Quantifying uncertainty in estimation of hydrologic metrics for ecohydrological studies. *River Research and Applications* 26: 137–156. DOI: 10.1002/rra.1249.
- Loverde-Oliveira SM, Huszar VLM, Mazzeo N, Scheffer M. 2009. Hydrology-driven regime shifts in a shallow tropical lake. *Ecosystems* 12: 807–819. DOI: 10.1007/s10021-009-9258-0.
- Magilligan FJ, Nislow KH. 2005. Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology* 71: 61-78. DOI: 10.1016/j.geomorph.2004.08.017.
- Mantel SK, Hughes DA, Muller NWJ. 2010. Ecological impacts of small dams on South African rivers Part 1: drivers of change - water quantity and quality. *Water SA* 36: 351-360.
- Mathews R, Richter BD. 2007. Application of the Indicators of Hydrologic Alteration Software in Environmental Flow Setting. *Journal of the American Water Resources Association* 43: 1400–1413. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2007.00099.x.
- McManamaya RA, Ortho DJ, Dolloff CA. Revisiting the homogenization of dammed rivers in the southeastern US. *Journal of Hydrology* 424–425: 217-237. DOI:10.1016/j.jhydrol.2012.01.003.
- Neiff JJ, 1990. Ideas for an ecological interpretation of the Paraná. *Interciencia* 156: 424-441.
- Olden JD, Poff NL, 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. *River Research and Applications* 19: 101–121. DOI: 10.1002/rra.700.

- ONS, Operador Nacional do Sistema Elétrico. 2004. Evaporações Líquidas nas Usinas Hidrelétricas. Disponível em: http://www.ons.org.br/download/operacao/hidrologia/rel_evapora%C3%A7%C3%A3o_08_02_2006.pdf.
- Pagotto MA, Silveira RML, Cunha CN, Fantin-Cruz I. 2011. Distribution of herbaceous species in the soil seed bank of a flood seasonality area, northern Pantanal, Brazil. *International Review of Hydrobiology* 96: 149–163. DOI: 10.1002/iroh.201111315
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47: 769-784.
- Poff NL, Zimmerman JKH. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, 55: 194–205. DOI:10.1111/j.1365-2427.2009.02272.x.
- Poff NL, Olden JD, Merritt DM, Pepin DM. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proc. National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 5732–5737.
- Poff NL, Richter BD, Arthington AH, Bunn SE, Naiman RJ, Kendy E, Acreman M, Apse C, Bledsoe BP, Freeman MC, Henriksen J, Jacobson RB, Kennen J, Merritt D, O'Keeffe JH, Olden JD, Rodgers K, Tharme RE, Warner A. 2010. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): A new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* 55: 147-170. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x.
- Pringle C. 2003. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrological Processes* 17: 2685–2689. DOI: 10.1002/hyp.5145.
- R Development Core Team, 2011: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rebellato L, Cunha CN. 2005. Efeito do "fluxo sazonal mínimo da inundação" sobre a composição e estrutura de um campo inundável no Pantanal de Poconé, MT, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 19: 789-799. DOI: 10.1590/S0102-33062005000400015.
- Renöfält BM, Jansson R, Nilsson C. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology* 55: 49–67. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02241.x.
- Richter BD. 2010. Re-thinking environmental flows: from allocations and reserves to sustainability boundaries. *River Research and Applications* 26: 1052-1063. DOI: 10.1002/rra.1320.

- Richter BD, Baumgartner JV, Braun DP, Powell J. 1998. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. *Regulated Rivers: Research and Management* 14: 329-340. doi: 10.1002/(SICI)1099-1646(199807/08)14:4<329::AID-RRR505>3.0.CO;2-E.
- Richter BD, Baumgartner JV, Powell J, Braun DP. 1996. A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology* 10: 1163–1174. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.x.
- Richter BD, Davis MM, Apse C, Konrad C. 2011. A presumptive standard for environmental flow protection. *River Research and Applications*. DOI:10.1002/rra.1511.
- Suen JP. 2011. Determining the ecological flow regime for existing reservoir operation. *Water Resources Research* 25: 817-835. DOI: 10.1007/s11269-010-9728-3.
- Tondato KK, Fantin-Cruz I, Pedrollo O, Suarez YR. 2012. Spatial distribution of the fish species in temporary ponds in the Northern Pantanal, Brazil. *Journal of Limnology*, in press.
- Tondato KK, Mateus LAF, Ziober S. 2010. Spatial and temporal distribution of fish larvae in marginal lagoons of Pantanal, Mato Grosso State, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 8: 123-133. DOI:10.1590/S1679-62252010005000002.
- Van Kirk R; Burnett B. 2004. Hydrologic Alteration and its Ecological Effects in the Henry's Fork Watershed upstream of St. Anthony. Project completion report for Henry's Fork Watershed Council and others. Department of Mathematics, Idaho State University, Pocatello, ID.
- Vogel RM, Sieber J, Archfield SA, Smith MP, Apse CD, Huber-Lee A. 2007. Relations among storage, yield, and instream flow. *Water Resources Research* 4: W05403, DOI:10.1029/2006WR005226.
- Ximenes LQL, Mateus LAF, Penha JMF. 2011. Variação temporal e espacial na composição de guildas alimentares da ictiofauna em lagoas marginais do Rio Cuiabá, Pantanal Norte. *Biota Neotropica*, 11: 205-215. DOI: 10.1590/S1676-06032011000100022.
- Yang T, Zhang Q, Chen YD, Tao X, Xu Cy, Chen X. 2008. A spatial assessment of hydrologic alteration caused by dam construction in the middle and lower Yellow River, China. *Hydrological Processes* 22: 3829-3843. DOI: 10.1002/hyp.6993.

Zeilhofer P, Moura RMP. 2009. Hydrological changes in the northern Pantanal caused by the Manso dam: Impact analysis and suggestions for mitigation. *Ecological Engineering* 35: 105–117. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2008.09.011.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

- ✓ O reservatório de Ponte de Pedra é um sistema monomítico quente com prolongado período de estratificação e mistura completa no inverno. O vento é o único fator que influencia significativamente a estrutura vertical do reservatório e seu efeito é potencializado pelo seu formato alongado, favorecendo a ação do vento no processo de circulação e mistura. Além disso, a posição da tomada de água, localizada na parte superior do reservatório, favorece a estabilidade vertical.
- ✓ A formação do reservatório alterou significativamente quatro de dez parâmetros de qualidade de água, sendo estes: a turbidez e as concentrações de fósforo total, sólidos totais e nitrato, com redução de respectivamente 38, 28, 23 e 14% de seus valores. Mostrando que reservatórios com curto tempo de retenção hidráulica podem promover alterações significativas na qualidade da água de jusante.
- ✓ O controle operacional do tempo de retenção hidráulica exercido pelo operador do reservatório regulou a magnitude das alterações apenas da turbidez e o nitrato, pois do modo que foi operado, estes parâmetros permaneceram 63 e 43% do tempo fora dos limites registrados naturalmente.
- ✓ Em uma condição hipotética de operação a fio d'água, haveria uma melhoria apenas para turbidez, que permaneceria fora dos limites naturais em 3% tempo de operação.
- ✓ Mudanças nas regras de operação com o objetivo de reduzir as alterações na qualidade da água, não trariam benefícios suficientes que pudessem justificar sua alteração.
- ✓ A operação do reservatório alterou sete dos 31 parâmetros dos Indicadores de Alteração Hidrológica, sendo que as vazões máximas de 90 dias e o número de pulsos altos sintetizaram estas alterações.

- ✓ O regime de vazões sazonal também foi alterado, com maior desvio em relação ao natural no inverno, no entanto, a magnitude e a duração das vazões altas foram mantidas.
- ✓ A adoção dos limites preventivos de alteração hidrológica pode ser considerada uma medida eficiente para a restauração dos parâmetros alterados e manutenção do regime sazonal da inundação.
- ✓ As alterações na qualidade da água e no regime hidrológico provocadas pela formação e operação do reservatório foram consideradas baixas, tanto em número de parâmetros alterados, quanto nas magnitudes das alterações, e estas características foram atribuídas às baixas concentrações de partículas e nutrientes na bacia, ao sistema de captação superficial, o curto tempo de retenção hidráulica, pequena capacidade de regularização.
- ✓ Apesar dos baixos impactos, a construção em série deste tipo de reservatório, assim como o planejado para diversos afluentes do Pantanal, deve ser olhada com reserva, já que estes reservatórios irão potencializar os efeitos hidrológicos aqui registrados, além de interromper a conectividade longitudinal, podem alterar a qualidade da água de jusante e atuar como sumidouro de sedimentos e nutrientes. Assim vale deixar um sinal de alerta aos gestores públicos que autorizam a construção destes empreendimentos à montante de planícies de inundação.
- ✓ Por fim, este estudo proporcionou uma análise dos padrões gerais e das peculiaridades das alterações hidrológicas do rio Correntes, que pode ser uma importante base para o entendimento dos impactos causados por reservatórios de pequena regularização e um passo inicial para gestão e preservação dos rios do Pantanal.