

Influência da cobertura/do uso do solo sobre a hidrodinâmica do reservatório da Usina Hidrelétrica de Barra Grande, SC

Land cover/use influence on the hydrodynamics of the Barra Grande Hydroelectric Power Plant reservoir, Santa Catarina

Damião Maciel Guedes^{1*} , David Motta Marques¹ , Lúcia Helena Ribeiro Rodrigues¹ , Juan Martín Bravo¹ , Carlos Ruberto Fragoso Júnior² , José Rafael Cavalcanti¹ 

RESUMO

A influência da cobertura/do uso do solo da bacia hidrográfica sobre o reservatório da Usina Hidrelétrica de Barra Grande (lago artificial alongado, profundo em ambiente de cânion) foi analisada por meio de modelagem matemática utilizando o modelo de grandes bacias (MGB-IPH) para estimativa de vazões, o HEC-RAS para qualidade da água e o IPH-ECO na simulação do reservatório. A modelagem da simulação da alteração da cobertura do solo mostrou que a substituição de florestas por outros usos causou aumento nas vazões e nas cargas de nitrogênio total e fósforo total, e a substituição de outros usos por florestas resultou em redução nas vazões e nas cargas de nitrogênio total e fósforo total. A magnitude da anomalia da carga de nutrientes está associada ao grau de alteração causado no processo de transformação da precipitação em escoamento superficial, à declividade do terreno, aos tipos de solo e às práticas de uso do solo. A bacia hidrográfica apresenta solos rasos em 86% de sua área, com declividades do terreno acentuadas nas cabeceiras, o que facilita o escoamento para o reservatório. Anomalias positivas foram estimadas quando agricultura substitui outros usos e anomalias negativas quando áreas de agricultura são substituídas. A carga de nutrientes que chega ao reservatório está relacionada ao grau de alteração no processo de transformação da precipitação em escoamento superficial, à declividade do terreno, aos tipos de solo e às práticas de uso do solo adotadas. Há estratificação térmica na porção mais profunda, com mistura no inverno, quando a operação da usina pode influenciar a mistura na coluna d'água, com efeito oposto entre a região próxima à barragem e as demais regiões mais distantes da barragem, dependendo das condições de temperatura, vazão e tempo de residência. Esse conhecimento é importante para a gestão do reservatório.

Palavras-chave: modelagem hidrológica; modelagem de qualidade da água; simulação de reservatório.

ABSTRACT

The influence of the soil cover of the watershed that contributes to a watershed on the Barra Grande Hydroelectric Power Plant reservoir (subtropical, elongated, and "canyon") was carried out through mathematical modeling (MGB-IPH for flows, HEC-RAS for water quality, and IPH-ECO for reservoir simulation). Simulation modeling of land cover change showed that replacing forests with other uses caused an increase in flows and loads of total nitrogen and total phosphorus and replacing other uses with forests resulted in a reduction in flows and loads of total nitrogen and total phosphorus. The magnitude of the nutrient load anomaly is associated with the degree of alteration caused in the process of transforming precipitation into surface runoff, terrain slope, soil types, and land use practices. The watershed has shallow soils in 86% of its area, with steep slopes at the headwaters, which facilitates the flow into the reservoir. Positive anomalies were estimated when agriculture replaces other uses and negative anomalies when agricultural areas are replaced. The nutrient load that reaches the reservoir is related to the degree of change in the process of transforming precipitation into surface runoff, the slope of the terrain, the types of soil, and land use practices adopted. There is thermal stratification in the deepest portion, with mixing in winter, where the operation of the plant can influence the mixing in the water column, with opposite effect between the region close to the dam and the other regions further away from the dam, depending on the conditions of temperature, flow, and residence time. Knowledge of structure and function is important to improve reservoir management.

Keywords: hydrological modeling; water quality modeling; reservoir simulation.

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Porto Alegre (RS), Brasil.

²Universidade Federal de Alagoas, Centro de Tecnologia de Maceió – Maceió (AL), Brasil.

*Autor correspondente: damião@meiobiotico.com.br, damião.guedes2@gmail.com

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: nenhum.

Recebido: 11/03/2022 – **Aceito:** 24/10/2022

INTRODUÇÃO

Os sistemas de água doce estão sujeitos a múltiplos estressores antropogênicos e perturbações naturais que atuam como agentes modificadores dos sistemas fluviais, com efeitos que resultam na vulnerabilidade das bacias hidrográficas (ARRIAGADA *et al.*, 2019). Cerca de 80% das pessoas no mundo vivem em áreas com percentual de risco hídrico acima de 75% (TIYASHA; TUNG; YASEEN, 2020). O crescimento populacional, a poluição, as demandas por alimentos e água e as flutuações do mercado são desafios na gestão dos recursos hídricos, e os efeitos das mudanças climáticas podem tornar esses problemas mais complexos (ALLAWI *et al.*, 2019; AZADI; ASHOFTEH; LOÁICIGA, 2019; MORAIS; MAIA, 2021).

Os processos que determinam a heterogeneidade ambiental em reservatórios estão intimamente ligados ao regime fluvial, relacionados a fatores como profundidade, velocidade da corrente, tipo de substrato e geometria do canal, temperatura da água e seu tempo de retenção (BARAKAT *et al.*, 2016; CHOUNLAMANY; TANCHULING; INOUE, 2017; DIAMANTINI *et al.*, 2018; WAN MOHTAR, 2019). As condições hidrodinâmicas nos reservatórios em cânion influenciam a distribuição espaciotemporal das propriedades físicas e químicas da água armazenada e a topografia irregular, e a energia do fluxo de água resulta em heterogeneidade espacial na deposição de sedimentos (QIN *et al.*, 2020), indicando a existência de uma zona de transição do rio para o reservatório (ZHANG *et al.*, 2017).

Com todas essas variações, a gestão e o monitoramento dependem de uma grande quantidade de dados necessários, o que dificulta a tomada de decisões, pois a coleta, a calibração, o teste e a manipulação de dados de amostras são um processo que consome muitos recursos (TIYASHA; TUNG; YASEEN, 2020; YOSHIOKA, 2020). Nesse sentido, um modelo hidrológico pode agregar muitas informações para antecipar e planejar eventos, possibilitando a realização de medidas preventivas para essas diferentes situações (TIYASHA; TUNG; YASEEN, 2020). A integração dos modelos permite a avaliação de condições ainda mais complexas em diferentes cenários de recursos hídricos (SINGH, 2018; BEVEN, 2019).

Uma vez calibrados e validados, os modelos propiciam obter respostas rápidas e com boa aproximação à realidade, o que os torna ferramentas essenciais para a gestão dos sistemas aquáticos, facilitando a tomada de decisões (SINGH, 2018; BEVEN, 2019). Alguns modelos de base física têm sido desenvolvidos e aplicados para simulação hidrológica em diversas bacias hidrográficas, como o modelo de grandes bacias (MGB-IPH) (COLLISCHONN *et al.*, 2007). Neste estudo se adotou a modelagem pelo MGB-IPH na estimativa das vazões geradas. A modelagem da qualidade da água foi utilizada para estimar a contribuição das cargas difusas de nutrientes (nitrogênio total e fósforo total) considerando coeficientes de exportação e a propagação/o decaimento de cargas ao longo da rede de drenagem por meio do componente de qualidade da água do modelo HEC-RAS. Para simulação do reservatório foram usados o modelo IPH-ECO (FRAGOSO JR. *et al.*, 2011), com o módulo hidrodinâmico, representando processos físicos, e outro módulo de qualidade, para representar a dinâmica de nutrientes e organismos aquáticos, que interagem simultaneamente entre si (MOTTA MARQUES *et al.*, 2017).

Nesse sentido, este trabalho teve como objetivo avaliar a influência da cobertura/do uso do solo sobre a hidrologia, a hidrodinâmica e a qualidade da água do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Barra Grande, SC (lago artificial alongado, profundo em ambiente de cânion) com uso de modelagem matemática, de forma a contribuir para a gestão dos recursos hídricos nesses tipos de ambientes.

METODOLOGIA

Estudo de caso

A bacia hidrográfica do Rio Pelotas é definida pela seção transversal imediatamente a montante da confluência desse rio com o Rio Canoas, próximo à localização da UHE Barra Grande, totalizando 13.582 km² (1). Os dados de relevo para a bacia do Rio Pelotas foram obtidos diretamente do modelo digital de elevação da Embedded Radar Topographic Mission/Shuttle Radar Topography

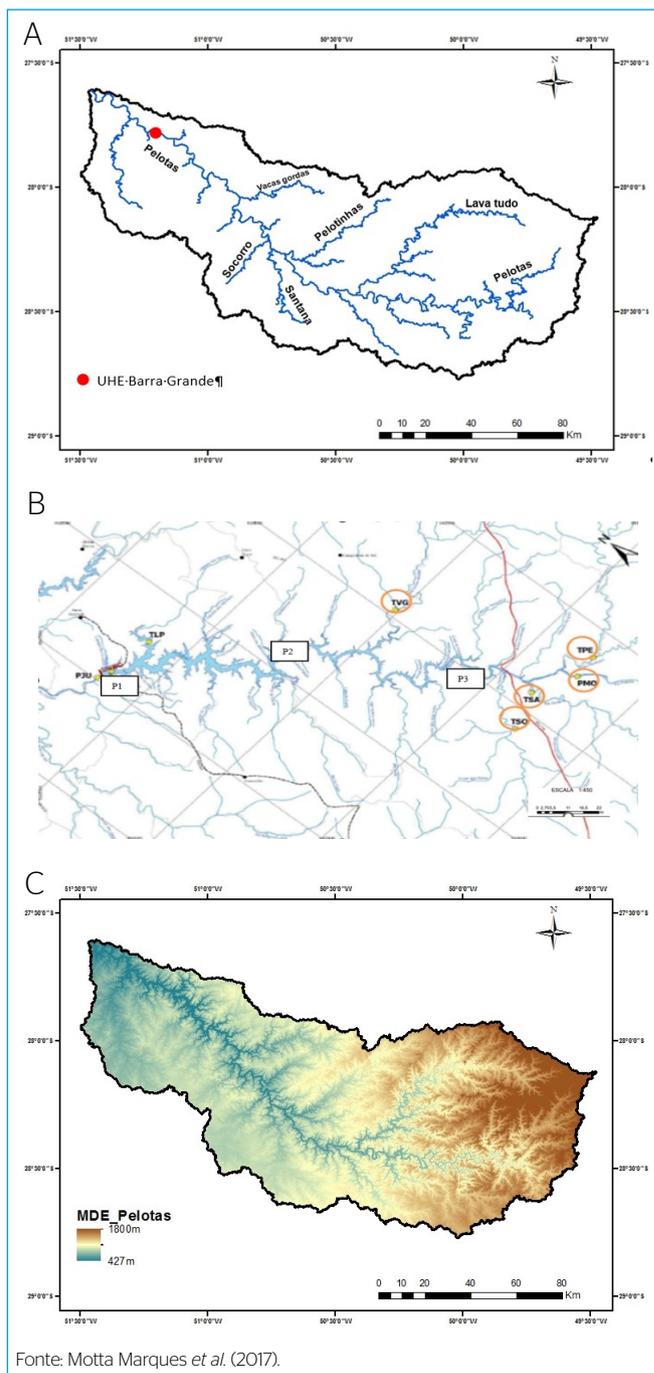


Figura 1 – (A) Principais rios afluentes ao reservatório da Usina Hidrelétrica Barra Grande. (B) Localização dos postos de monitoramento da qualidade da água nos tributários e no reservatório da Usina Hidrelétrica Barra Grande (indicados por círculos). (C) Modelo digital de elevação da Bacia Hidrográfica do Rio Pelotas.

Mission, por sensoriamento remoto, e estão disponíveis em escala global pelo Projeto Hidrosheds (MOTTA MARQUES *et al.*, 2017). Adotou-se o produto com resolução espacial de 90 m de resolução vertical e 1 m de projeção geográfica (latitude/longitude) referenciada ao datum WGS84. Assim, todas as informações geográficas utilizadas foram projetadas para esse sistema de referência. A altitude varia entre 1.800 m na região leste e 427 m próximo à saída da bacia.

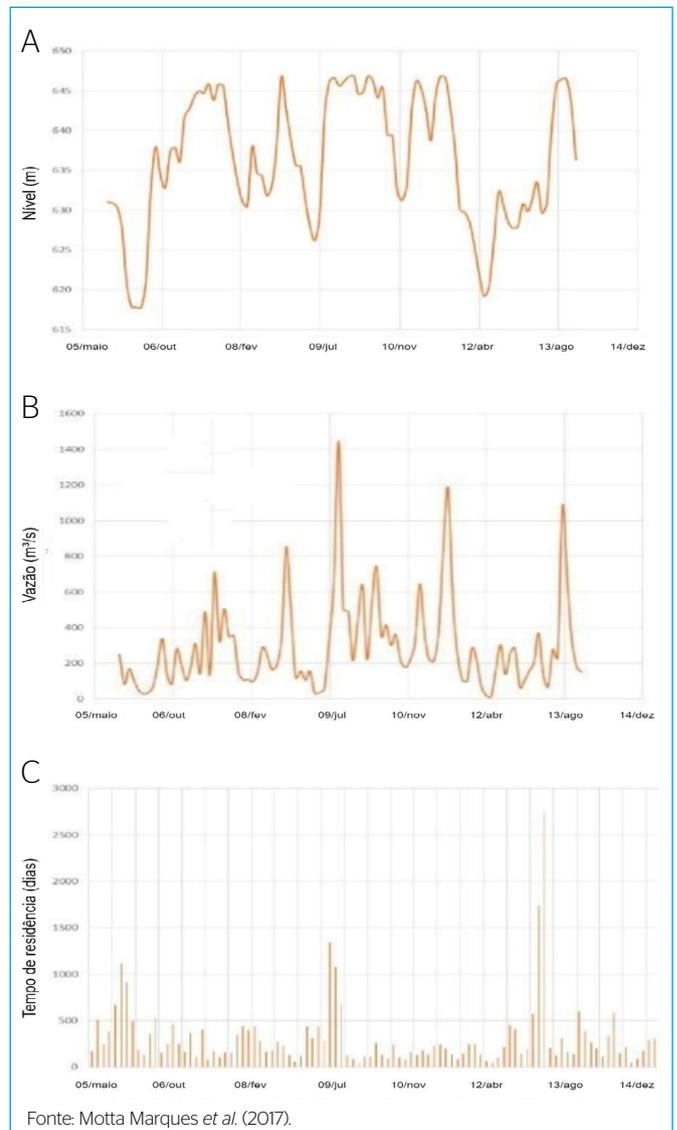
As informações hidrográficas foram obtidas nos sites da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), que disponibilizam arquivos vetoriais para os principais rios brasileiros. Os principais rios afluentes ao Rio Pelotas na bacia que contribuem com o reservatório da UHE Barra Grande são os rios Pelotinhas, Lava Tudo, Vacas Gordas, Socorro e Santana (Figura 1A). A Figura 1B apresenta o próprio reservatório da UHE Barra Grande e os principais pontos de monitoramento de qualidade da água.

Dados hidrológicos

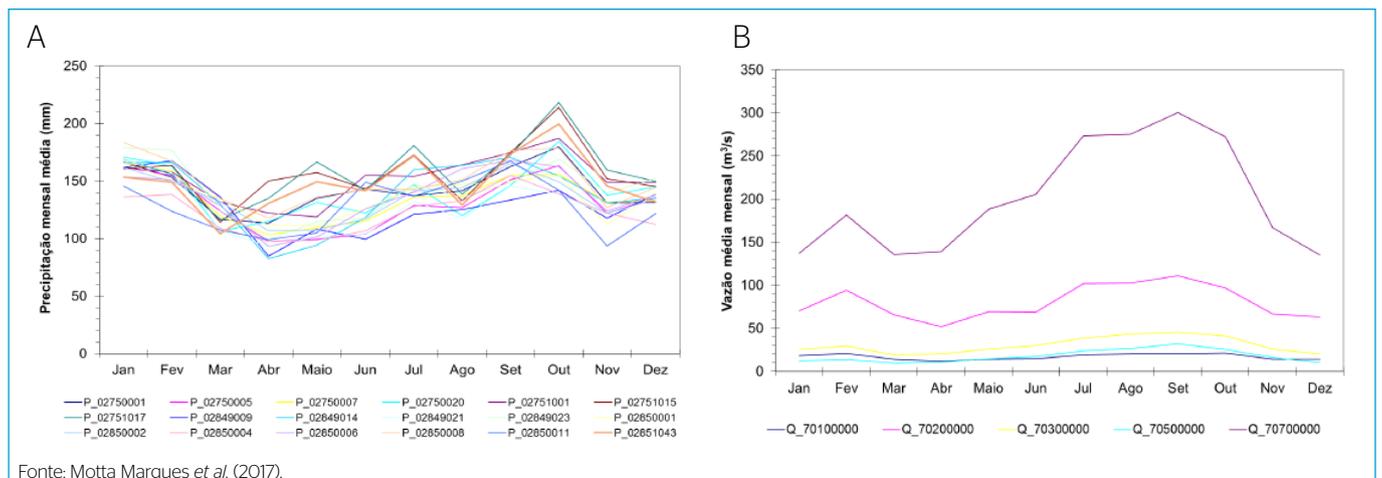
Foram utilizadas séries temporais diárias de precipitação e vazão e normais climatológicas de temperatura média, umidade relativa do ar, pressão atmosférica, intensidade do vento e insolação, obtidas da ANA (HidroWeb) e do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), além de 18 estações pluviométricas (operadas pela ANA, pela Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais – CPRM – e pelo INMET), cinco estações fluviométricas operadas pela ANA/CPRM e cinco estações climatológicas operadas pelo INMET. A operação da usina possui oito estações fluviométricas e pluviométricas operadas pela UHE Barra Grande, que são usadas como referência.

A maioria dos postos apresenta mais de 30 anos de dados, desde a década de 1970, mas existem nove postos (seis pluviométricos e três fluviométricos) com mais de 50 anos de dados. No sentido de caracterizar as séries temporais dos dados observados empregados, a Figura 2 traz os valores médios dos totais mensais registrados nos postos pluviométricos e fluviométricos. Um comportamento semelhante é observado entre precipitação e vazão. As vazões apresentam sazonalidade mais evidente, pois as maiores vazões vão de julho a outubro, mês com as maiores precipitações na maioria das estações pluviométricas (Figura 2).

Os dados hidrológicos do reservatório estão na Figura 3, reportando ao período entre novembro de 2005 e dezembro de 2013, que mostra que o nível



Fonte: Motta Marques *et al.* (2017).
Figura 3 - (A) Nível da água, (B) vazão afluente média mensal e (C) tempo de residência para o reservatório da Usina Hidrelétrica Barra Grande, período entre novembro de 2005 e dezembro de 2013.



Fonte: Motta Marques *et al.* (2017).
Figura 2 - (A) Precipitação média mensal nos diferentes postos pluviométricos e (B) vazão média mensal nos postos fluviométricos Passo do Honorato (70150000), Vacas Gordas (70600000), Pelotinhas (70610000), Santana (70710000) e Socorro (70720000).

médio a montante do reservatório se iniciou com o valor de 631,05 m em novembro de 2005, variando de 617,7 m em junho de 2006 a 646,8 m em maio de 2010 (Figura 3A). A vazão média mensal do reservatório variou de 12 m³/s em maio de 2012 a 1.447,1 m³/s em setembro de 2009 (Figura 3B). O tempo de residência do reservatório variou de 38,7 dias em setembro de 2009 a 2.739,6 dias em maio de 2012 (Figura 3C). É possível observar tendência a repetições nos valores de tempo de residência do reservatório, no entanto não está claro o ciclo de meses (ou anos) para que uma observação ocorra novamente. Essa pode ser uma característica associada à operação do fluxo da turbina em combinação com o padrão sazonal.

Modelagem hidrológica da bacia hidrográfica

O modelo MGB-IPH (COLLISCHONN, 2001) simula a transformação da chuva em vazão incluindo o balanço hídrico do solo, o balanço energético e a evapotranspiração, a interceptação, a geração e a propagação de escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo na bacia hidrográfica. A versão utilizada do MGB-IPH discretiza a bacia em minibacias, subdivididas em unidades de resposta hidrológica (URHs), que representam áreas de comportamento hidrológico semelhante, definidas por uma combinação de mapas de cobertura e tipo de solo.

O período de calibração foi de 1º de agosto de 2002 a 31 de dezembro de 2008, e o período de verificação, de 1º de janeiro de 2009 a 31 de outubro de 2014. O ajuste do modelo também foi verificado no período de 1978 a 2001, quando apenas os postos da rede fluviométrica da ANA apresentam dados. O intervalo de tempo utilizado nas simulações foi o diário. Os dados de vazão das estações fluviométricas foram usados em comparação com os resultados da simulação durante o ajuste do modelo. Mais detalhes sobre o modelo podem ser encontrados em Collischonn (2001), Larentis (2004) e Motta Marques *et al.* (2017).

As medidas de desempenho consideradas no processo de calibração do MGB foram o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe para as vazões (ENS), o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe dos logaritmos das vazões (ENSLog) e o erro relativo do volume total dos hidrogramas (ΔV). Os resultados das medidas de desempenho ENS, ENSLog e ΔV no período de verificação estão na Tabela 1, enquanto a Figura 4 apresenta a comparação entre os hidrogramas observados e os hidrogramas obtidos com o modelo hidrológico no mesmo local, no período de verificação, nos postos fluviométricos Passo do Honorato (70150000), Vacas Gordas (70600000), Pelotinhas (70610000), Santana (70710000) e Socorro (70720000).

Os resultados da calibração e verificação do modelo hidrológico foram considerados satisfatórios e bons, conforme classificação tipicamente utilizada em hidrologia, na qual:

Tabela 1 - Medidas de desempenho no período de verificação em diferentes estações fluviométricas com dados.

Estação fluviométrica	Código	ENS	ENSLog	ΔV (%)
Passo do Honorato	70150000	0,705	0,681	1,05
Vacas Gordas	70600000	0,762	0,757	-0,15
Pelotinhas	70610000	0,603	0,660	10,04
Santana	70710000	0,645	0,711	9,89
Socorro	70720000	0,504	0,648	9,04

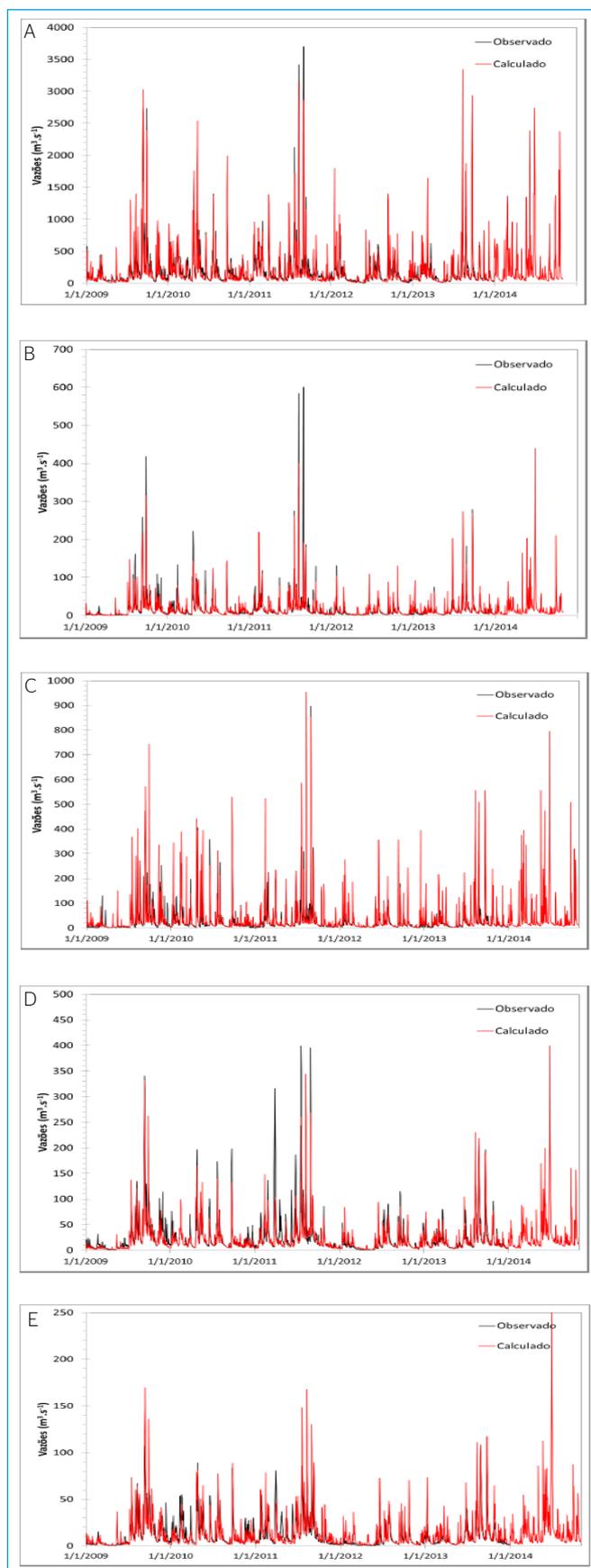


Figura 4 - Hidrogramas simulados e observados no período de verificação: (A) posto Passo do Honorato, (B) posto Vacas Gordas, (C) posto Pelotinhas, (D) posto Santana e (E) posto Socorro.

- ENS < 0,5 (insatisfatório);
- 0,5 < ENS < 0,65 (satisfatório);
- 0,65 < ENS < 0,75 (bom);
- 0,75 < ENS < 1,0 (muito bom) (MORIASI *et al.*, 2007; LIN; CHEN; YAO, 2017).

Constata-se boa concordância entre valores simulados e valores observados nos diferentes locais analisados (Figura 4). Em função da escassez de dados pluviométricos e climatológicos existentes na região, os valores das medidas de desempenho (Tabela 1) foram considerados aceitáveis, pois as séries de vazões simuladas conseguem representar as estiagens e os períodos de cheia existentes nos dados observados com boa precisão, embora os picos das vazões estejam um pouco subestimados em alguns postos, provavelmente em função da falta de representatividade da distribuição da precipitação naquele período, ao mesmo tempo que claramente conseguem representar a sazonalidade das séries, embora com algumas discrepâncias nos valores pontuais, sendo os erros de volume relativamente baixos, inferiores a 10%.

Modelagem da qualidade da água e cenários de alteração da cobertura/do uso do solo

A modelagem para estimativa do aporte de nutrientes (nitrogênio total e fósforo total) da bacia hidrográfica de contribuição ao reservatório da UHE Barra Grande foi desenvolvida em duas etapas. Na primeira etapa foi utilizado um modelo de estimativa de cargas difusas por minibacia, baseado em coeficientes de exportação e nas vazões geradas pelo MGB-IPH previamente ajustado, conforme metodologia apresentada por Larentis (2004). Na segunda etapa, empregou-se a componente de qualidade da água do modelo HEC-RAS versão 5.0.1 (BRUNNER, 2016), o qual recebeu como condições de contorno as séries de vazões e cargas geradas em cada minibacia na primeira etapa, efetuando a propagação/o decaimento das cargas ao longo da rede de drenagem, mediante um modelo hidrodinâmico unidimensional. Os nutrientes foram considerados como substâncias não conservativas, adotando-se o valor de um coeficiente de decaimento de primeira ordem.

O ajuste do modelo para a estimativa do aporte de nutrientes foi feito com base na definição dos valores de coeficientes de exportação associados a cada URH e do coeficiente de decaimento nos principais rios, com o objetivo de representar as concentrações de nitrogênio total e fósforo total nos locais de monitoramento (Figura 1B). Em função da disponibilidade de dados de qualidade da água, o período de calibração foi de agosto de 2002 a julho de 2006, e o período de verificação, de agosto de 2006 a dezembro de 2012.

Foi definido o total de sete URHs para a bacia hidrográfica do Rio Pelotas (Figura 5), tendo sido utilizado como base o mapa de URHs da América do Sul desenvolvido no Brasil por Fan *et al.* (2015) com base no mapa de tipos de solo, disponibilizado no portal de dados espaciais do Ministério do Meio Ambiente do Brasil, na escala 1:1.000.000, e no mapa de tipos de vegetação e classes de uso da terra obtido da Agência Espacial Europeia, que apresenta resolução espacial de 300 m e foi elaborado pelo Projeto GlobCover.

Na Tabela 2 é apresentada a percentagem da área de cada bacia hidrográfica, na qual ocorre cada uma das URHs, com os usos e tipos de solo existentes a montante dos pontos de monitoramento de qualidade da água.

Considerando os ajustes do modelo MGB-IPH e do modelo de qualidade da água na bacia do Rio Pelotas satisfatórios, na sequência foram realizadas simulações de situações hipotéticas de mudança da cobertura

e do uso do solo na bacia hidrográfica. Isto é, mantendo-se os valores dos parâmetros constantes, conforme definidos para o período atual, foram alteradas as parcelas dos diferentes usos do solo em cada minibacia e executados novamente os modelos para cada um dos cenários alternativos, exibidos da Tabela 3.

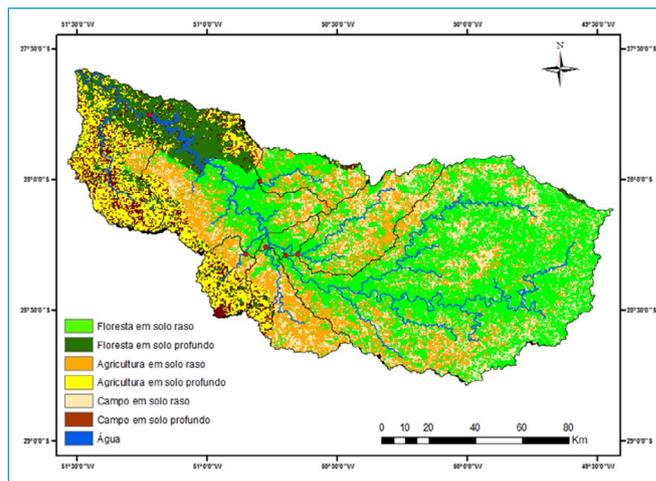


Figura 5 - Unidades de resposta hidrológica e bacias hidrográficas de contribuição aos postos de monitoramento (pontos na cor vermelha).

Tabela 2 - Distribuição das unidades de resposta hidrológica nas bacias de contribuição dos pontos de monitoramento da qualidade da água.

Unidade de resposta hidrológica	Porcentagem da bacia para cada unidade de resposta hidrológica				
	TSO	TSA	TVG	TPE	PMO
Floresta em solo raso	3,02	10,61	48,91	37,60	63,44
Floresta em solo profundo	7,58	1,77	1,90	0	0,19
Agricultura em solo raso	17,44	50,12	32,60	36,9	16,77
Agricultura em solo profundo	46,07	10,62	0,88	0	0
Campo em solo raso	7,08	22,32	14,61	26,10	19,57
Campo em solo profundo	18,69	4,56	1,10	0	0,03
Água	0,12	0	0	0	0,01

TSO: código do posto de monitoramento de qualidade da água no rio tributário Socorro; TSA: código do posto de monitoramento de qualidade da água no rio tributário Santana; TVG: código do posto de monitoramento de qualidade da água no rio tributário Vacas Gordas; TPE: código do posto de monitoramento de qualidade da água no rio tributário Pelotinhas; PMO: código do posto de monitoramento de qualidade da água no rio Pelotas a montante do reservatório.

Tabela 3 - Cenários futuros alternativos de uso da terra.

Cenários futuros	Designação
1	100% floresta
2	100% campo
3	100% agricultura
4	Substituição de agricultura por floresta
5	Substituição de agricultura por campo
6	Substituição de campo por agricultura
7	Substituição de campo por floresta

Os cenários escolhidos não são necessariamente realistas, dado que consideraram situações extremas, no entanto foram escolhidos com a visão de determinar uma faixa das possíveis alterações das principais variáveis de interesse, como as vazões afluentes e as cargas de nitrogênio total e fósforo total de aporte ao reservatório da UHE Barra Grande. Esses cenários fornecem ainda valores de referência na estimativa de impactos na região analisada.

A análise dos resultados foi feita levando-se em conta três regiões (Figura 6):

- a) a bacia hidrográfica de contribuição ao reservatório da UHE Barra Grande, totalizando 11.961,49 km²;
- b) a bacia hidrográfica dos rios principais afluentes ao reservatório da UHE Barra Grande, totalizando 9.598,43 km² (80,24% da área da bacia considerada no item a);
- c) a bacia hidrográfica incremental do reservatório da UHE Barra Grande, totalizando 2.363,06 km² (19,76% da área da bacia considerada no item a).

Simulação do reservatório da Usina Hidrelétrica Barra Grande

Essa simulação foi feita com o IPH-ECO (FRAGOSO JR. *et al.*, 2011), desenvolvido no Instituto de Pesquisas Hidráulicas, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH/UFRGS), que recebe como condições de contorno as séries de vazões e cargas geradas em cada minibacia e propaga as vazões e cargas ao longo da rede de drenagem. O IPH-ECO foi utilizado no módulo hidrodinâmico (vazões de água) e no módulo de qualidade (cargas de nutrientes), como demonstrado por Brito Júnior (2015) e Motta Marques *et al.* (2017). A temperatura da água é simulada com base em forçantes meteorológicas considerando-se o algoritmo de balanço térmico na interface ar-água (MOTTA MARQUES *et al.*, 2017).

O IPH-ECO requer vários conjuntos de dados de entrada de diferentes bancos de dados. Os valores de profundidade em cada elemento da grade foram convertidos em um único mosaico no formato .dxf, por meio do levantamento planialtimétrico antes do enchimento do reservatório. A batimetria foi gerada considerando-se a altura de crista do vertedouro (Figura 7). As afluências dos rios, simuladas com o MGB-IPH, foram utilizadas como condições de contorno a montante. Três anos de simulações de temperatura da água foram realizadas no reservatório (janeiro de 2008 a dezembro de 2010), por causa da disponibilidade e confiabilidade dos dados disponíveis. Além da simulação do cenário real com as condições reais de operação do reservatório, também foi simulado um possível cenário futuro em que não haveria turbina d'água, para identificar o efeito da operação no sistema. Para fins de calibração, os cenários futuros foram simulados sem viscosidade vertical, de modo que todo o processo de mistura é controlado pelos processos advectivos no reservatório.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Simulação de cenários futuros de mudança na cobertura/no uso do solo

Os resultados obtidos considerando os aportes de toda a bacia hidrográfica, de apenas os rios principais e de apenas a bacia incremental do reservatório da UHE Barra Grande, são apresentados na Figura 8 (anomalias anuais) e na Figura 9 (anomalias mensais). Essas figuras trazem os resultados em termos de anomalias de vazão, carga de nitrogênio total e carga de fósforo total.

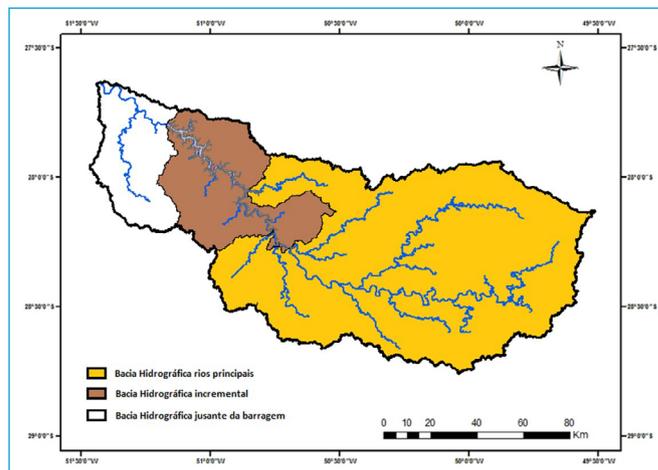


Figura 6 – Bacia hidrográfica do Rio Pelotas dividida em regiões: bacia hidrográfica dos principais afluentes ao reservatório da Usina Hidrelétrica Barra Grande (na cor laranja); bacia hidrográfica incremental do reservatório da Usina Hidrelétrica Barra Grande (na cor marrom) e bacia hidrográfica a jusante da barragem da Usina Hidrelétrica Barra Grande (na cor branca).

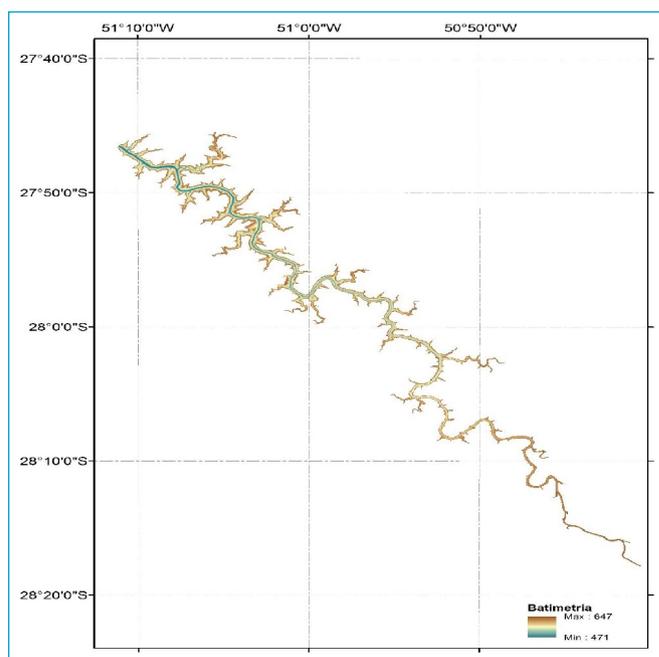


Figura 7 - Valores de batimetria do reservatório da Usina Hidrelétrica Barra Grande com resolução de 50 x 50 m em cada célula computacional.

Observa-se nelas também que, conforme o cenário analisado, resultados diferentes foram encontrados, sendo as maiores alterações verificadas no cenário 1, no cenário 2 e no cenário 3, que levam em conta a existência de apenas um tipo de uso de solo em toda a bacia hidrográfica, floresta, pastagem/campos ou agricultura, respectivamente.

Os padrões estimados com base nos valores médios anuais de vazões, carga de nitrogênio total e carga de fósforo total dos afluentes ao reservatório da UHE Barra Grande se repetem quando analisados os valores médios mensais dessas mesmas variáveis, com anomalias em praticamente todos os

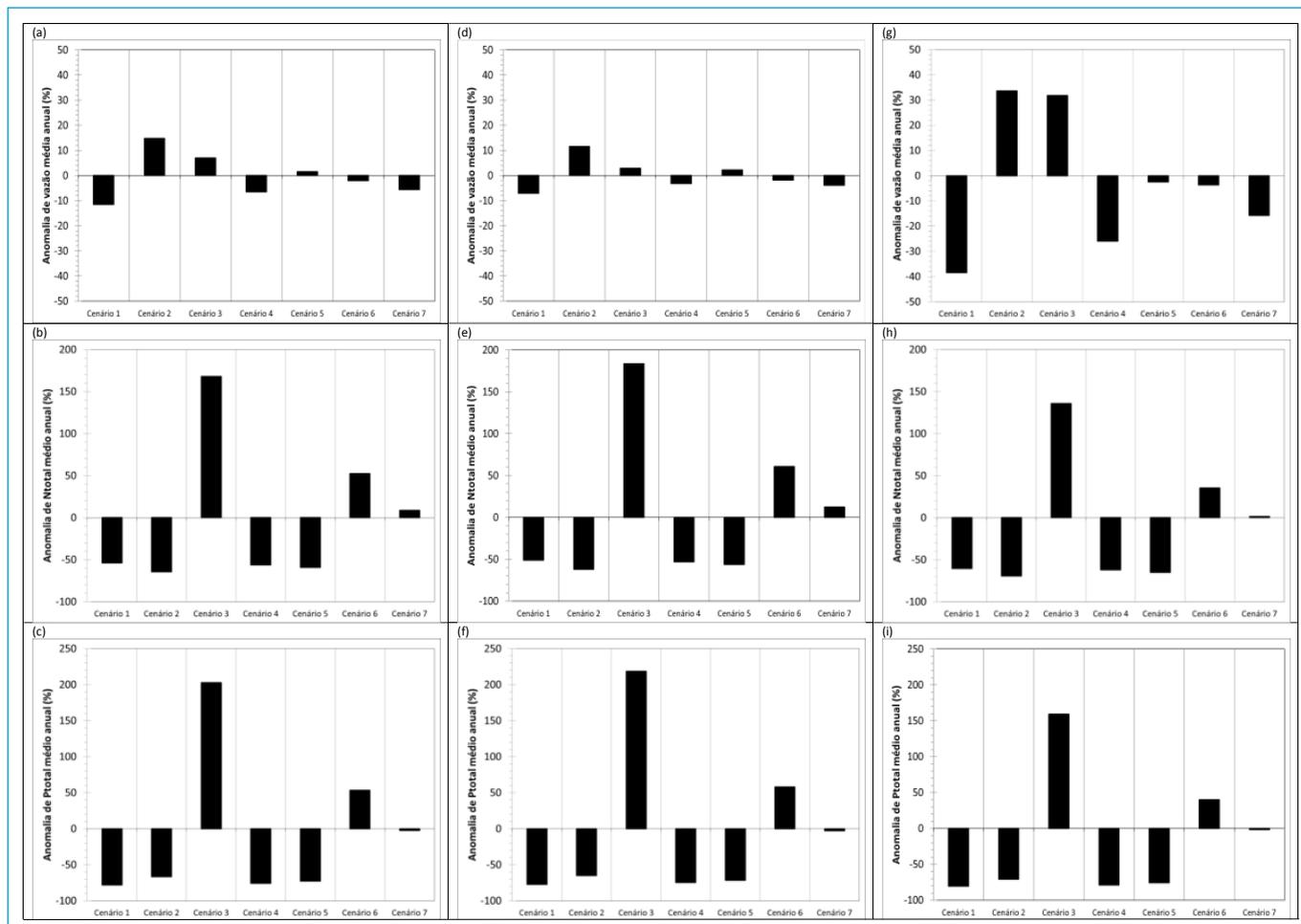


Figura 8 – Anomalia média anual (%) de vazão (A, D, G), carga de Nitrogênio total (B, E, H) e carga de fósforo total (C, F, I), em cada cenário de alteração do uso do solo considerando o aporte de toda a bacia hidrográfica (A, B, C), de apenas os rios principais (D, E, F) e de apenas a bacia incremental (G, H, I) do reservatório da Usina Hidrelétrica Barra Grande.

cenários e em todos os meses, indicando o mesmo sinal das anomalias estimadas na escala anual.

A substituição de florestas por outros usos provocou o aumento das vazões, conforme estimado no cenário 2 e no cenário 3. Por sua vez, a substituição de outros usos por florestas provocou a diminuição das vazões, ratificando o cenário 1, o cenário 4 e o cenário 7. Esses resultados estão de acordo com os padrões observados em outros trabalhos, e.g., Bultot, Dupriez e Gellens (1990), Bayer (2014) e Molina-Navarro *et al.* (2014). Os estudos citados também mostraram que o valor da anomalia, no entanto, é dependente de outros fatores, como o clima do local, o relevo e os tipos de solo, sendo difícil de serem previstos.

Os resultados em termos de vazões obtidas na bacia incremental do reservatório em escalas anual e mensal seguem o mesmo padrão estimado considerando a bacia hidrográfica total de contribuição ao reservatório e apenas os rios principais, mas com valores claramente aumentados, superando mais do que o dobro em termos percentuais, conforme pode ser constatado na comparação de resultados na Figura 8 e na Figura 9. É importante ressaltar que, na situação atual, as vazões geradas pela bacia incremental do reservatório representam 14,5% do total afluente. Assim, embora em termos relativos as anomalias apresentem maiores valores, em termos absolutos são menores que nas outras regiões analisadas. A bacia incremental do reservatório da UHE Barra Grande

apresenta duas características que a diferenciam da bacia hidrográfica total de contribuição e da bacia hidrográfica associada aos principais rios:

- maiores percentuais de solos profundos (45% aproximadamente);
- maiores percentuais de áreas com agricultura (32%).

Haja vista a bacia hidrográfica de contribuição ao reservatório da UHE Barra Grande, o cenário 1 significou o reflorestamento de 47% da área, pois 52% já representa floresta e o restante é água. Dessa forma, foi estimada a diminuição de 11,6% das vazões médias anuais. No cenário 2, florestas e agricultura foram substituídas por campos/pastagens, sendo estimado o aumento das vazões médias anuais de 14,7%. No cenário 3, florestas e campos/pastagens foram substituídos por agricultura, para o qual foi estimado aumento das vazões médias anuais de 7%. Nos restantes cenários em que apenas um dos usos do solo foi substituído por outro, foram encontrados resultados intermediários, com anomalias de vazão média entre -6,5% e +1,5% aproximadamente (Figura 8A).

Quanto aos aportes de nutrientes nas três regiões analisadas se observa na Figura 8 e na Figura 9 que, conforme o cenário analisado, resultados diferentes foram encontrados, sendo estimadas anomalias positivas quando a agricultura substituiu outros usos e anomalias negativas quando da redução das áreas de agricultura.

A substituição de agricultura por outros usos provocou a diminuição das cargas de nitrogênio total e fósforo total, conforme estimado no cenário 1, no

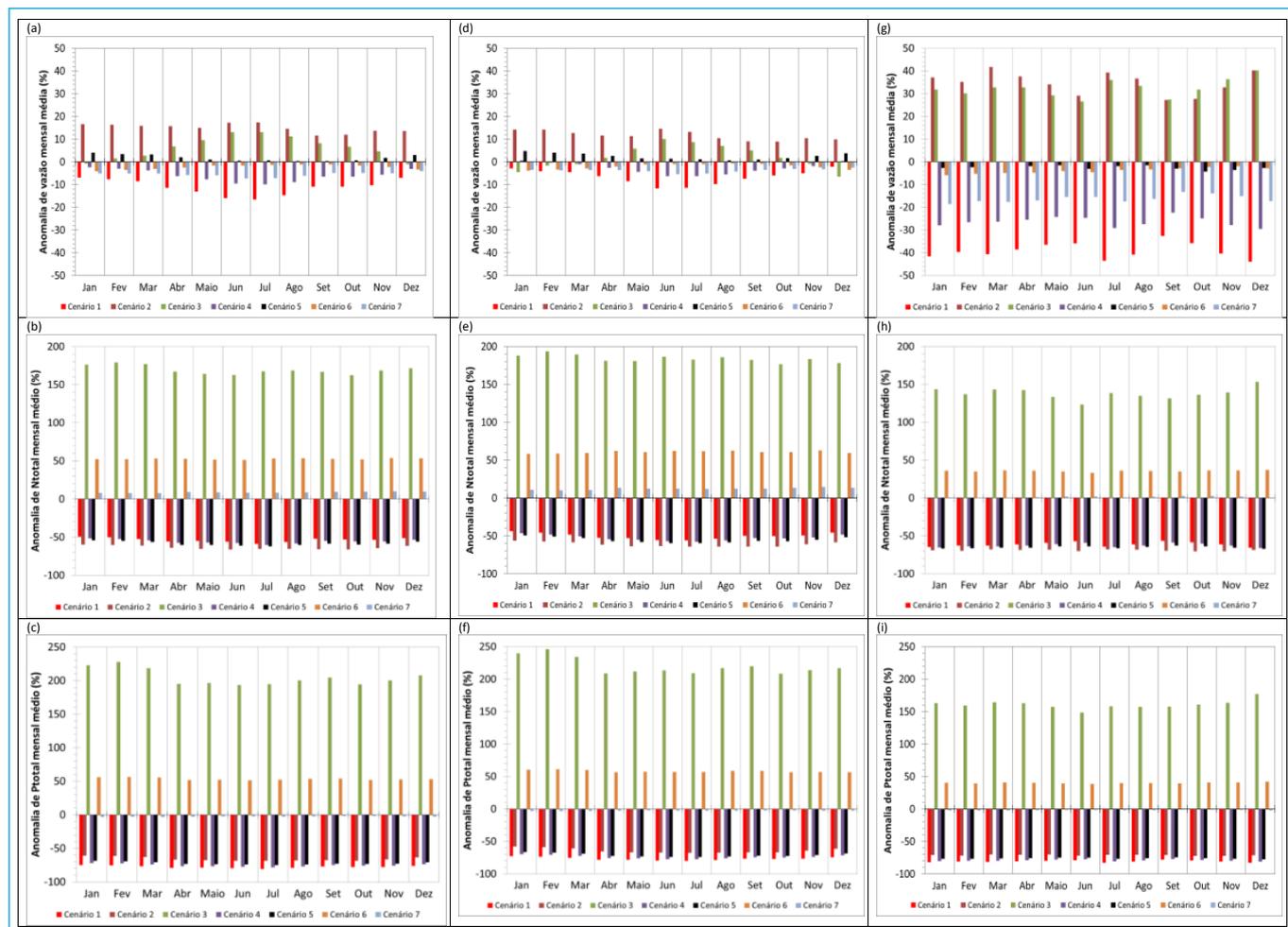


Figura 9 - Anomalia média mensal (%) de vazão (A, D, G), carga de Nitrogênio total (B, E, H) e carga de fósforo total (C, F, I), em cada cenário de alteração do uso do solo considerando o aporte de toda a bacia hidrográfica (A, B, C), de apenas os rios principais (D, E, F) e de apenas a bacia incremental (G, H, I) do reservatório da Usina Hidrelétrica Barra Grande.

cenário 2, no cenário 4 e no cenário 5. Por sua vez, a substituição de outros usos por agricultura provocou o aumento das cargas de nitrogênio total e fósforo total, conforme o cenário 3 e o cenário 6. Esses resultados estão de acordo com os padrões observados em outros trabalhos, *e.g.*, Lai *et al.* (2011), Zhu *et al.* (2011), Trevisan *et al.* (2012), Wu *et al.* (2012), Ouyang *et al.* (2013), Molina-Navarro *et al.* (2014) e Liu, Shen e Chen (2018). Tais estudos verificaram que as áreas ocupadas com agricultura foram as que produziram os maiores índices de cargas difusas, e, por outro lado, regiões caracterizadas por florestas e pastagens produziram os menores índices de cargas difusas. Dessa forma, a substituição de diferentes usos do solo por agricultura leva ao aumento das cargas de fósforo total e nitrogênio total. A magnitude da anomalia na carga de nutrientes pode estar associada ao grau de alteração, à alteração provocada no processo de transformação da precipitação em escoamento, às declividades do terreno, aos tipos de solo e às práticas agrícolas.

Considerando a bacia hidrográfica de contribuição ao reservatório da UHE Barra Grande, no cenário 1, o reflorestamento de 47% da área significou a substituição de áreas de agricultura (27% da área da bacia hidrográfica) e de campos/pastagens (20% da área da bacia hidrográfica) por florestas. Assim, foi estimada diminuição nas cargas anuais de nitrogênio total e fósforo total de 54 e 78%, respectivamente. No cenário 2, florestas (52% da área da bacia hidrográfica) e agricultura foram substituídas por campos/pastagens, sendo estimada

diminuição das cargas anuais de nitrogênio total e fósforo total em 64,5 e 66,7%. No cenário 3, florestas e campos/pastagens foram substituídos por agricultura, para o qual foi estimado aumento das cargas anuais de nitrogênio total e fósforo total de 168 e 202,5%, respectivamente. Nos restantes cenários em que apenas um dos usos do solo foi substituído por outro, foram encontrados resultados intermediários, com anomalias de cargas anuais de nitrogênio total entre -59 e +52,6% e de fósforo total entre -75,8 e +53% (Figuras 8B e 8C).

É observado em outros estudos que, em reservatórios do tipo cânion, há aumento do gradiente de fósforo, nitrito, condutividade e material em suspensão na direção rio–barragem, que promove heterogeneidade espacial do sistema (ZANATA; ESPÍNDOLA, 2002). No reservatório da UHE Barra Grande, vê-se que a sua grande extensão e a presença de solos rasos nas margens, com vazões muito variáveis, formam uma situação específica da dinâmica hídrica, com variações que podem ser bruscas e rápidas na vazão, com grande variação no tempo de residência da água no reservatório (GUEDES *et al.*, 2022). Rankinen *et al.* (2019), por modelagem em vários cenários futuros, mostrou aumento na concentração anual de nitrato em 16–63%, sedimentos suspensos em 45–146% e fósforo em 38–100%, com aumento da temperatura média anual e da precipitação por causa das mudanças climáticas.

Conforme demonstrado em outros estudos, a preservação ou recuperação da vegetação tem grande influência na qualidade da água, podendo reduzir a

carga de sólidos em até 30%, dependendo das condições locais (MARTIN *et al.*, 2017; MAINALI; CHANG, 2018; RODRIGUES *et al.*, 2018; YOUSEFI; ZAHEDI; NIKSOKHAN, 2018; GU *et al.*, 2019; MWAIJENGOAB *et al.*, 2020). O efeito de redução da vazão mostra a capacidade da cobertura vegetal em reter água, liberando menos água em razão da evapotranspiração, mas de melhor qualidade, sendo esse efeito apontado como uma das soluções baseadas na natureza para atender aos objetivos de desenvolvimento sustentável para a retomada sustentável após a pandemia (FIRJAN, 2021).

Simulação de reservatório

No cenário futuro com operação, para a área mais profunda do reservatório, próximo à barragem (ponto PAC), há estratificação vertical bem marcada (Figura 10A). Podem ser observados períodos de mistura rápida quando a temperatura da superfície se aproxima da temperatura das camadas mais profundas. No cenário futuro sem operação, também é possível verificar rápida estratificação vertical (Figura 10B). Na zona intermediária do reservatório (ponto PCE), com profundidade menor, os valores de temperatura são mais próximos, por causa da transferência de calor mais rápida (Figura 11A). No cenário futuro sem operação do reservatório, há condição de mistura constante (Figura 11B). No ponto de monitoramento inicial (ponto PCA) na entrada do reservatório, as camadas são homogêneas entre si (Figura 12A). No cenário sem operação, a estratificação térmica vertical é observada e mantida por

longos períodos (Figura 12B), no entanto as temperaturas são muito próximas em diferentes profundidades, formando camadas pouco definidas, exceto nos meses mais quentes de primavera e verão, que variam de ano para ano, mas no geral no intervalo de novembro a janeiro.

A temperatura na coluna d'água depende da vazão, do nível e do tempo de residência da água. Nossos resultados evidenciam que há simultaneamente duas linhas de tendência da temperatura da água (uma com valores menores e outra com valores maiores). Por vezes, a diferença é superior a 10°. O ponto próximo à barragem apresenta essa diferença com a operação da usina, e os demais, na porção intermediária e na cabeceira do reservatório, exibem essa diferença sem operação da usina. A operação influencia mais na temperatura da coluna d'água próxima à barragem, já que é aí que é feita a tomada d'água para a usina. Como depende das condições ambientais, sempre quando há variação da temperatura do ar, da vazão e do tempo de residência, pode-se ter mistura maior ou menor na coluna. A temperatura do ar muito baixa acaba por ajudar na mistura da coluna d'água, e a temperatura do ar mais alta pode reduzir essa mistura.

Observa-se que a ausência ou baixa variação de temperatura no corpo d'água facilita a mistura de toda a coluna d'água (OLDEN; NAIMAN, 2010; DAI; DAI; JIANG, 2012). Nossos resultados mostram estratificação na maior parte do ano, com o hipolimnion anóxico. Situação comum em grandes reservatórios de cânions e na estação mais seca ou mais fria, há quebra na estratificação por causa do fluxo de água (LINDIM; PINHO; VIEIRA, 2011; WANG *et al.*, 2011).

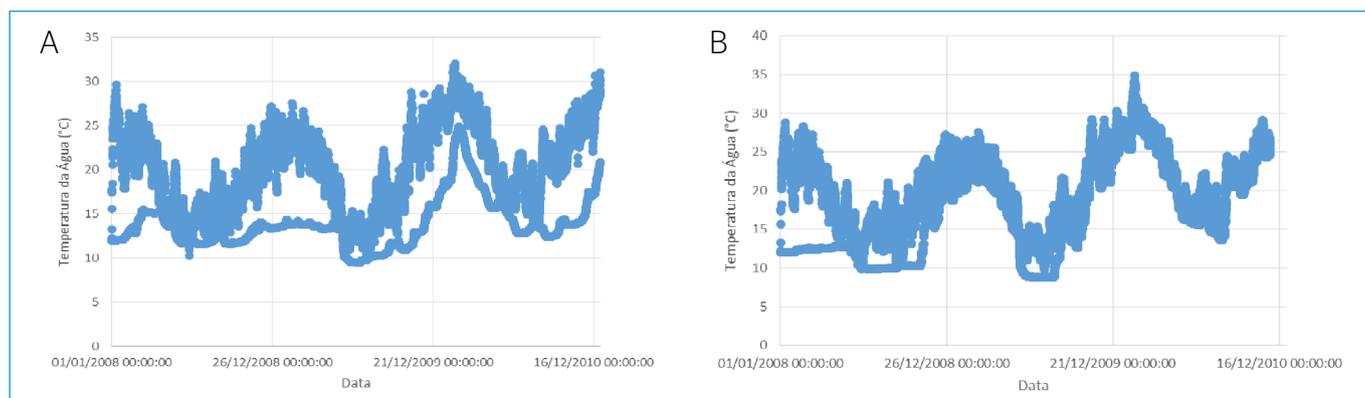


Figura 10 - Perfil de temperatura ao longo do tempo de simulação (janeiro de 2008 a dezembro de 2010) da Usina Hidrelétrica Barra Grande (SC-RS), no ponto PAC. (A) Cenário futuro com operação; (B) cenário sem operação.

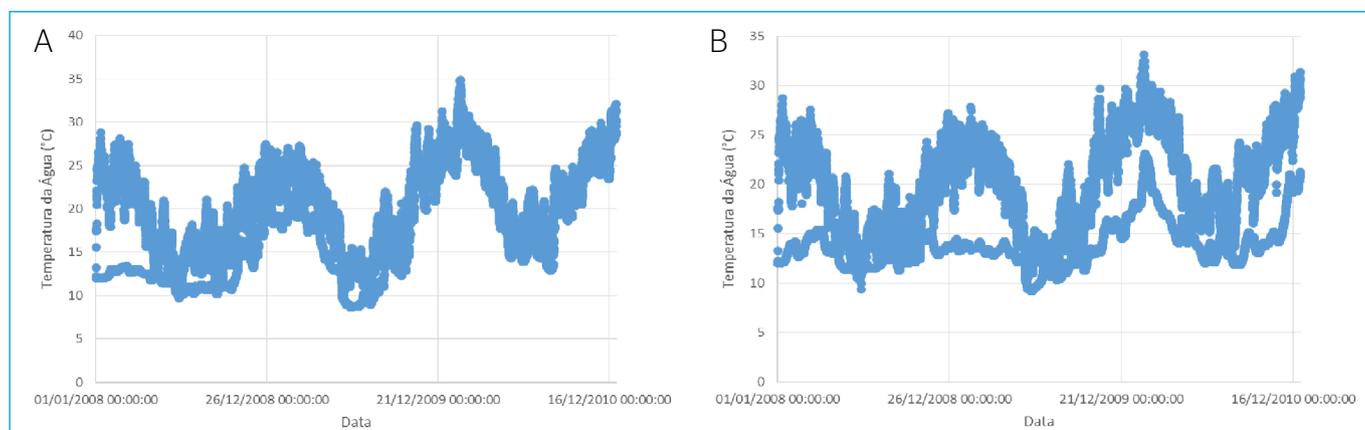


Figura 11 - Perfil de temperatura ao longo do tempo de simulação (janeiro de 2008 a dezembro de 2010) da Usina Hidrelétrica Barra Grande (SC-RS), célula de monitoramento PCE. (A) Cenário turbina; (B) cenário sem operação.

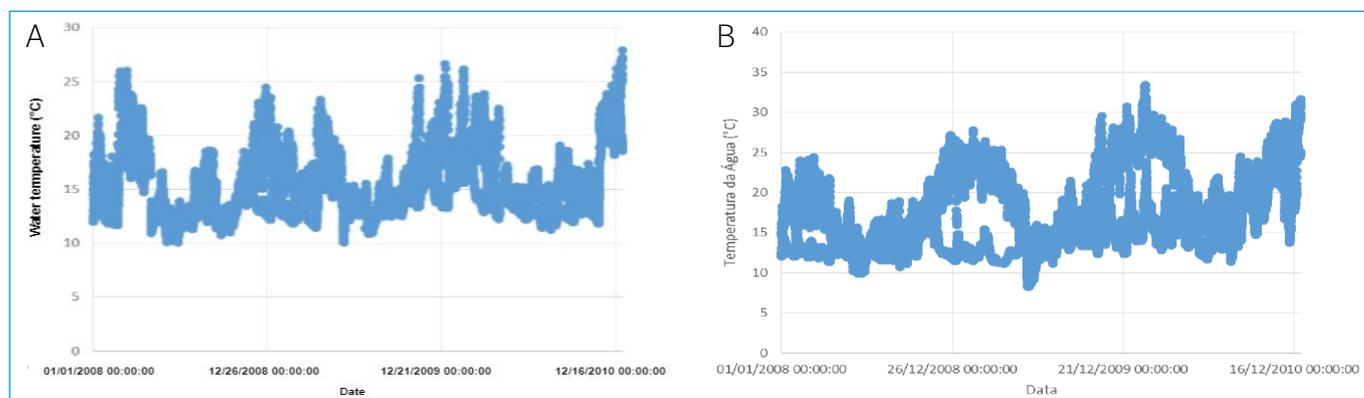


Figura 12 - Perfil de temperatura ao longo do tempo de simulação (janeiro de 2008 a dezembro de 2010) da Usina Hidrelétrica Barra Grande (SC-RS), célula de monitoramento do PCA. (A) Cenário com turbinas; (B) cenário sem operação.

A vazão da água no reservatório, fluindo nas camadas inferior (*underflow*), intermediária (*interflow*) ou superior (*overflow*), influencia muito no grau de mistura entre as águas do rio e do reservatório (ARMENGOL *et al.*, 1999; AHN; JUNG; SHIN, 2017; JAIPRADTHAM, 2017; SHARDIN; WUNDERLICH, 2017; YOSHIOKA; YOSHIOKA 2019; JING *et al.*, 2020; RAMASWAMY; SALEH, 2020; YOSHIOKA, 2020). O reservatório passa a ter comportamento de rio quando o tempo de residência é inferior a 10 dias. Nesse caso, o *underflow* faz a mistura na camada de água, afetando os mecanismos de decantação e ressuspensão de nutrientes e materiais (WANG *et al.*, 2011).

CONCLUSÕES

Os resultados e conclusões obtidos por modelagem para o caso de estudo do reservatório da UHE Barra Grande, que é longo, profundo e em cânion, indicaram que o aumento da área de agricultura na bacia de contribuição ao reservatório pode ter efeito sobre o carreamento de nutrientes para o reservatório. Só que, com o aumento de vazão, se pode ter efeito de diluição. No entanto, como o reservatório concentra partículas e nutrientes, há efeitos futuros de eutrofização, mesmo sendo um reservatório profundo. Também são possíveis variações bruscas na vazão e nas condições de qualidade da água, que pode ser agravado com as mudanças climáticas. Em contrapartida, o aumento de áreas florestadas permite redução do carreamento de materiais ao reservatório, com

redução da vazão, mas com menores flutuações abruptas na vazão e condições de qualidade da água, o que permite maior previsibilidade diante das variações e mudanças climáticas.

A operação ajuda a manter a estratificação próxima à barragem, que é mais profunda, mas tem-se mistura quando há redução da temperatura superficial. Nas porções intermediárias ocorrem estratificação com menor amplitude com operação e mistura sem influência da operação. Na cabeceira, que é menos profunda e com homogeneidade na coluna d'água, há estratificação por longos períodos sem operação, que se mantém nos meses mais quentes.

CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Guedes, D.M.: Conceituação, Obtenção de financiamento, Investigação, Administração do projeto, Escrita — Primeira Redação, Escrita — Revisão e Edição. Motta Marques, D.M.L.: Conceituação, Curadoria de Dados, Investigação, Metodologia, Administração do Projeto, Supervisão. Bravo, J.M.: Conceituação, Análise Formal, Metodologia, Software, Validação, Visualização, Escrita — Revisão e Edição. Frago Junior, C.R.: Curadoria de Dados, Análise Formal, Metodologia, Software, Validação, Escrita — Revisão e Edição. Rodrigues, L.R.: Conceituação, Análise Formal, Investigação, Recursos, Escrita — Primeira Redação, Escrita — Revisão e Edição. Cavalcanti, J.R.: Curadoria de Dados, Metodologia, Software, Validação.

REFERÊNCIAS

AHN, J.M.; JUNG, K.Y.; SHIN, D. Effects of coordinated operation of weirs and reservoirs on the water quality of the Geum River. *Water*, v. 9, n. 6, p. 423. 2017. <https://doi.org/10.3390/w9060423>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). *Portal. Brasil: ANA*. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br>. Acesso em: 10 mar. 2022.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). *Portal. Brasil: ANEEL*. Disponível em: <https://www.gov.br/aneel/pt-br>. Acesso em 20 fev. 2023.

ALLAWI, M.F.; JAAFAR, O.; MOHAMAD HAMZAH, F.; KOTING, S.B.; MOHD, N.S.B.; EL-SHAFIE, A. Forecasting hydrological parameters for reservoir

system utilizing artificial intelligent models and exploring their influence on operation performance. *Knowledge-Based Systems*, v. 163, p. 907-926, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.knosys.2018.10.013>

ARMENGOL, J.; GARCIA, J.C.; COMERMA, M.; ROMERO, M.; DOLZ, J.; ROURA, M.; HAN, B.H.; VIDAL, A.; ŠIMEK, K. Longitudinal processes in Canyon type reservoirs: The case of Sau (N. E. Spain). In: TUNDISI, J.G.; STRÁŠKRABA, M. (org.). *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences, 1999. 585 p. p. 59-88.

ARRIAGADA, L.; ROJAS, O.; ARUMÍ, J.; MUNIZAGA, J.; ROJAS, C.; FARIAS, L.; VEGA, C. A new method to evaluate the vulnerability of watersheds facing

- several stressors: a case study in Mediterranean Chile. *Science of the Total Environment*, v. 651, parte 1, p. 1517-1533, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.237>
- AZADI, F.; ASHOFTEH, P.; LOÁICIGA, H. Reservoir water-quality projections under climate-change conditions. *Water Resources Management*, v. 33, n. 1, p. 401-421, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-2109-z>
- BARAKAT, A.; EL BAGHDADI, M.; RAIS, J.; AGHEZZAF, B.; SLASSI, M. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia river (Morocco) using multivariate statistical techniques. *International Soil and Water Conservation Research*, v. 4, n. 4, p. 284-292, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2016.11.002>
- BAYER, D.M. *Efeitos das mudanças de uso da terra no regime hidrológico de bacias de grande escala*. 156f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.
- BEVEN, K. How to make advances in hydrological modeling. *Hydrology Research*, v. 50, n. 6, p. 1481-1494, 2019. <https://doi.org/10.2166/nh.2019.134>
- BRITO JÚNIOR, A.N. *Modelagem dos fluxos de ressuspensão de sedimentos de um lago raso subtropical*. 123f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2015.
- BRUNNER, G.W. *HEC-RAS River Analysis system*. User's manual. USACE, 2016. 960 p.
- BULTOT, F.; DUPRIEZ, G.L.; GELLENS, D. Simulation of land use changes and impacts on the water balance: a case study for Belgium. *Journal of Hydrology*, v. 114, n. 3-4, 327-348, 1990.
- CHOUNLAMANY, V.; TANCHULING, M.; INOUE, T. Spatial and temporal variation of water quality of a segment of Marikina River using multivariate statistical methods. *Water Science and Technology*, v. 76, n. 5-6, p. 1510-1522, 2017. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.279>
- COLLISCHONN, W. *Simulação hidrológica de grandes bacias*. 194f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.
- COLLISCHONN, W.; ALLASIA, D.G.; SILVA, B.C.; TUCCI, E.M. The MGB-IPH model for large-scale rainfall-runoff modeling. *Hydrological Science Journal*, v. 52, n. 5, p. 878-895, 2007. <https://doi.org/10.1623/hysj.52.5.878>
- DAI, L.; DAI, H.; JIANG, D. Temporal and spatial variation of thermal structure in three gorges reservoir: a simulation approach. *Journal of Food, Agriculture & Environment*, v. 10, n. 2, p. 1174-1178, 2012.
- DIAMANTINI, E.; LUTZ, S.R.; MALLUCCI, S.; MAJONE, B.; MERZ, R.; BELLIN, A. Driver detection of water quality trends in three large European river basins. *Science of the Total Environment*, v. 612, p. 49-62, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.172>
- FAN, F.M.; BUARQUE, D.C.; PONTES, P.R.M.; COLLISCHONN, W. Um mapa de unidades de resposta hidrológica de toda América do Sul. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 21., 2015. *Anais [...]*. ABRH, 2015.
- FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO (FIRJAN). *Portal*. Firjan, 2021. Disponível em: <https://www.firjan.com.br/eventos/transmissao-online-serie-de-webinars-ods-e-a-retomada-sustentavel-das-atividades-produtivas.htm>. Acesso em: 24 dez. 2021.
- FRAGOSO JR., C.R.; MOTTA MARQUES, D.M.L.; FERREIRA, T.F.; JANSE, J.H.; VAN NES, E.H. Potential effects of climate change and eutrophication on a large subtropical shallow lake. *Environmental Modelling & Software*, v. 26, n. 11, p. 1337-1348, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.05.004>
- GU, Q.; HU, H.; MA, L.; SHENG, L.; YANG, S.; ZHANG, X.; ZHANG, M.; ZHENG, K.; CHEN, L. Characterizing the spatial variations of the relationship between land use and surface water quality using self-organizing map approach. *Ecological Indicators*, v. 102, p. 633-643, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.017>
- GUEDES, D.M.; MOTTA MARQUES, D.M.L.; RODRIGUES, L.R.; FRAGOSO JR., C.R.; CAVALCANTI, J.R.; BRAVO, J.M.; NASCIMENTO, G. Definition of water quality variability parameters and dynamics to improve management in a deep canyon type subtropical hydroelectric reservoir. *Brazilian Journal of Water Resources*, v. 27, e13, 2022. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.272220210126>
- JAIPRADTHAM, C. Investment cost analysis for electricity generation with renewable energy and measurement of water pressure from weir to water conservation of small hydropower project. *International Journal of Smart Grid and Clean Energy*, v. 6, n. 1, p. 767-775, 2017. <https://doi.org/10.12720/sgce.6.1.67-75>
- JING, Z.; AN, W.; ZHANG, S.; XIA, Z. Flood control ability of river-type reservoirs using stochastic flood simulation and dynamic capacity flood regulation. *Journal of Cleaner Production*, v. 257, 120809, 2020.
- LAI, Y.C.; YANG, C.P.; HSIEH, C.Y.; WU, C.Y.; KAO, C.M. Evaluation of non-point source pollution and river water quality using a multimedia two-model system. *Journal of Hydrology*, 409, n. 3-4, p. 583-595, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.08.040>
- LARENTIS, D.G. *Modelagem matemática da qualidade da água em grandes Bacias: Sistema Taquari - Antas*. 132f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.
- LINDIM, C.; PINHO, J.L.; VIEIRA, J.M.P. Analysis of spatial and temporal patterns in a large reservoir using water quality and hydrodynamic modeling. *Ecological Modelling*, v. 222, n. 14, p. 2485-2494, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.07.019>
- LIN, F.; CHEN, X.; YAO, H. Evaluating the use of NashSutcliffe efficiency coefficient in goodness-of-fit measures for daily runoff simulation with SWAT. *Journal of Hydrologic Engineering*, v. 22, n. 11, 05017023, 2017. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001580](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001580)
- LIU, J.; SHEN, Z.; CHEN, L. Assessing how spatial variations of land use pattern affect water quality across a typical urbanized watershed in Beijing, China. *Landscape and Urban Planning*, v. 176, p. 51-63, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.04.006>
- MAINALI, J.; CHANG, H. Landscape and anthropogenic factors affecting spatial patterns of water quality trends in a large river basin, South Korea. *Journal of Hydrology*, v. 564, p. 26-40, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.06.074>
- MARTIN, S.; HAYES, D.; KENDALL, A.; HYNDMAN, D. The land-use legacy effect: Towards a mechanistic understanding of time-lagged water quality

- responses to land use/cover. *Science of the Total Environment*, v. 579, p. 1794-1803, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.158>
- MOLINA-NAVARRO, E.; TROLLE, D.; MARTÍNEZ-PÉREZ, S.; SASTRE-MERLÍN, A.; JEPPESEN, E. Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios. *Journal of Hydrology*, v. 509, p. 354-366, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.11.053>
- MORAIS, A.A.C.; MAIA, A.G. Development of reservoir operation rules using seasonal climate forecasts. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 26, e19, 2021. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.262120210012>
- MORIASI, D.N.; ARNOLD, J.G.; VAN LIEW, M.W.; BINGER, R.L.; HARMEL, R.D.; VEITH, T.L. Model evaluation guidelines for system atic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
- MOTTA MARQUES, D.M.; FRAGOSO JR., C.R.; RODRIGUES, L.H.R.; BRAVO, J.M.; CAVALCANTI, J.R. Projeto P&D ANEEL/BAESA/ENERCAN: Dinâmica da Estrutura Trófica Associados ao Uso da Bacia Hidrográfica e Operação do Reservatório. Termo de Cooperação Técnica P&D 3936-1312/2012. 2017.
- MWAIJENGOAB, G.N.; MSIGWABD, A.; NJAUB, K.N.; BRENDONCKAE, L.; VANSCHOENWINKE, B. Where does land use matter most? Contrasting land use effects on river quality at different spatial scales. *Science of the Total Environment*, v. 715, 134825, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134825>
- OLDEN, J.D.; NAIMAN, R.J. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, v. 55, n. 1, p. 86-107, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x>
- OUYANG, W.; HUANG, H.; HAO, F.; GUO, B. Synergistic impacts of land-use change and soil property variation on non-point source nitrogen pollution in a freeze-thaw area. *Journal of Hydrology*, v. 495, p. 126-134, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.04.037>
- QIN, Y.; HAO, F.; ZHANG, D.; LANG, Y.; WANG, F. Accumulation of organic carbon in a large canyon reservoir in Karstic area, Southwest China. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, n. 20, p. 25163-25172, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08724-1>
- RAMASWAMY, V.; SALEH, F. Ensemble based forecasting and optimization framework to optimize releases from water supply reservoirs for flood control. *Water Resources Management*, v. 34, n. 3, p. 989-1004, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02481-8>
- RANKINEN, K.; CANO BERNAL, J.E.; HOLMBERG, M.; VUORIO, K.; GRANLUND, K. Identifying multiple stressors that influence eutrophication in a Finnish agricultural river. *Science of the Total Environment*, v. 658, p. 1278-1292, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.294>
- RODRIGUES, V.; ESTRANY, J.; RANZINI, M.; DE CICCO, V.; MARTÍN-BENITO, J.; HEDO, J.; LUCAS-BORJA, M. Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: The headwater of Córrego Água Limpa, São Paulo (Brazil). *Science of the Total Environment*, v. 622-623, p. 1553-1561, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.028>
- SHARDIN, A.A.; WUNDERLICH, R. Partially observable stochastic optimal control problems for an energy storage. *Stochastics*, v. 89, n. 1, p. 280-310, 2017. <https://doi.org/10.1080/17442508.2016.1166506>
- SINGH, V.P. Hydrologic modeling: progress and future directions. *Geoscience Letters*, v. 5, p. 15, 2018. <https://doi.org/10.1186/s40562-018-0113-z>
- TIYASHA; TUNG, T.M.T.; YASEEN, Z.M. A survey on river water quality modelling using artificial intelligence models: 2000-2020. *Journal of Hydrology*, v. 585, 124670, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124670>
- TREVISAN, D.; QUÉTIN, P.; BARBET, D.; DORIOZ, J.M. POPEYE: A river-load oriented model to evaluate the efficiency of environmental policy measures for reducing phosphorus losses. *Journal of Hydrology*, v. 450-451, p. 254-266, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.001>
- WAN MOHTAR, W.H.M.; ABDUL MAULUD, K.N.; MUHAMMAD, N.S.; SHARIL, S.; YASEEN, Z.M. Spatial and temporal risk quotient based river assessment for water resources management. *Environmental Pollution*, v. 248, p. 133-144, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.011>
- WANG, S.; QIAN, X.; HAN, B.-P.; WANG, Q.-H.; DING, Z.-F. Physical limnology of a typical subtropical reservoir in south China. *Lake and Reservoir Management*, v. 27, n. 2, p. 149-161, 2011. <https://doi.org/10.1080/O7438141.2011.573613>
- WU, L.; LONG, T.; LIU, X.; GUO, J. Impacts of climate and land-use changes on the migration of non-point source nitrogen and phosphorus during rainfall-runoff in the Jialing River Watershed, China. *Journal of Hydrology*, v. 475, p. 26-41, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.08.022>
- YOSHIOKA, H. Mathematical modeling and computation of a dam-reservoir system balancing environmental management and hydropower generation. *Energy Reports*, v. 6, suppl. 9, p. 51-54, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2020.10.036>
- YOSHIOKA, H.; YOSHIOKA, Y. Modeling stochastic operation of reservoir under ambiguity with an emphasis on river management. *Optim Control Appl Methods*, v. 40, n. 4, p. 764-790, 2019. <https://doi.org/10.1002/oca.2510>
- YOUSEFI, H.; ZAHEDI, S.; NIKSOKHAN, M. Modifying the analysis made by water quality index using multi-criteria decision-making methods. *Journal of African Earth Sciences*, v. 138, p. 309-318, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2017.11.019>
- ZANATA, L.H.; ESPÍNDOLA, L.G. Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, n. 2, p. 347-361, 2002. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842002000200019>
- ZHANG, H.; WANG, B.; HAN, Q.; SHI, J.; QIU, X.; WANG, T. Hydrodynamic characteristics of Wujiangdu Reservoir during the dry season—a case study of a canyon reservoir. *Acta Geochimica*, v. 36, n. 3, p. 506-510, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11631-017-0220-0>
- ZHU, Q.; SCHMIDT, J.P.; BUDA, A.R.; BRYANT, R.B.; FOLMAR, G.J. Nitrogen loss from a mixed land use watershed as influenced by hydrology and seasons. *Journal of Hydrology*, 405, n. 3-4, p. 307-315, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.028>