






Explorando a gestão integrada das águas urbanas por meio da ferramenta de apoio à decisão *Urban Water Use* (UWU): um estudo de caso no Brasil

Exploring integrated urban water management through the Urban Water Use (UWU) decision support tool: a case study in Brazil

Michel Marques Monteiro¹ , Heloíse Angélica Giacobbo¹ , Nilton Lopes Junior¹ ,
Taiane Regina Hoepers^{1,2} , Daniel Costa dos Santos¹ 

¹Universidade Federal do Paraná – UFPR, Curitiba, PR, Brasil. E-mails: michel.m@ufpr.br, heloisegiacobbo@ufpr.br, niltonlopes934@gmail.com, dcsantos.dhs@ufpr.br

²Secretaria de Estado da Administração e da Previdência do Paraná – SEAP, Curitiba, PR, Brasil. E-mail: taihoepers@gmail.com

Como citar: Monteiro, M. M., Giacobbo, H. A., Lopes Junior, N., Hoepers, T.R., & Santos, D. C. (2025). Explorando a gestão integrada das águas urbanas por meio da ferramenta de apoio à decisão *Urban Water Use* (UWU): um estudo de caso no Brasil. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 22, e18. <https://doi.org/10.21168/rega.v22e18>

RESUMO: O acesso à água é essencial para a vida humana e para a sustentabilidade dos ecossistemas. No entanto, no Brasil, as disparidades socioeconômicas e regionais impactam significativamente o acesso aos serviços de saneamento básico, afetando o bem-estar e a qualidade de vida da população. Apesar das leis e metas para a universalização desses serviços, os níveis de atendimento ainda estão aquém do ideal. Nesse contexto, o planejamento estratégico aliado à gestão integrada das águas urbanas emerge como uma abordagem promissora. Este artigo explora a modelagem de sistemas de águas urbanas, integrando o planejamento estratégico e os princípios da gestão integrada das águas urbanas, utilizando a ferramenta *Urban Water Use* (UWU) em um estudo de caso em Nobres, MT, Brasil. O estudo analisa seis grupos de medidas de intervenção em quatro cenários hipotéticos, buscando alcançar uma visão pré-estabelecida pelas partes interessadas, almejando contribuir para a conservação das águas e a universalização dos serviços de saneamento. Os resultados destacam o desempenho dos grupos de medidas, especialmente aqueles que consideram a implementação de um sistema de esgotamento sanitário e estratégias para o uso racional da água, seja através da redução do consumo ou por meio do uso de fontes alternativas.

Palavras-chave: Gestão Integrada das Águas Urbanas; Planejamento Estratégico; Índice de Efetividade; Ciclo Urbano da Água; Universalização do Saneamento.

ABSTRACT: Access to water is essential for human life and ecosystem sustainability. In Brazil, however, socioeconomic and regional disparities strongly influence access to urban water services, affecting the well-being and quality of life of the population. Despite laws and targets to universalize these services, the coverage levels are still below the ideal. In this context, strategic planning combined with integrated urban water management emerges as a promising approach. This paper explores the modeling of urban water systems by integrating strategic planning with the principles of integrated urban water management, using the Urban Water Use (UWU) decision support tool in a case study in Nobres, MT, Brazil. The study analyzes six groups of intervention measures in four hypothetical scenarios, aiming to achieve a pre-established vision by stakeholders, with the goal of contributing to water conservation and ensuring access to urban water services for all. The results highlight the performance of the intervention measure groups, especially those that consider the implementation of wastewater systems and strategies for rational water use, either through consumption reduction or the use of alternative sources.

Keywords: Integrated Urban Water Management; Strategic Planning; Effectiveness Index; Urban Water Cycle; Access to Urban Water Services for All.

Recebido: Maio 13, 2025. Revisado: Agosto 01, 2025. Aceito: Agosto 26, 2025.



Este é um artigo publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Attribution (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>), que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem restrições desde que o trabalho original seja corretamente citado.

INTRODUÇÃO

A água, enquanto recurso vital para a vida humana, atua como suporte crítico para a biodiversidade, os ecossistemas e a resiliência das sociedades. Com isso, garantir o acesso à água de qualidade, a um sistema de esgotamento sanitário eficaz, e a uma coleta e destinação adequada de resíduos sólidos é de extrema importância para assegurar não apenas o desenvolvimento sustentável, mas também condições dignas de vida (Tourinho et al., 2023).

O acesso ao saneamento básico desempenha um papel crucial na promoção de bem-estar e qualidade de vida de uma população, sendo um direito humano fundamental, e isso se deve por várias razões: prevenção de doenças de veiculação hídrica, manutenção da qualidade dos recursos hídricos, promoção da inclusão social, entre outros (Neves-Silva & Heller, 2016).

No Brasil, o acesso ao saneamento básico de qualidade é garantido como um direito fundamental para toda a população. Estabelecido pela Constituição (Brasil, 1988) e pela Lei nº 11.445 de 2007, o saneamento compreende uma variedade de serviços e infraestruturas essenciais, como o abastecimento de água, o esgotamento sanitário, a drenagem das águas pluviais e a gestão de resíduos sólidos (Brasil, 2007).

No ano de 2020 ocorreu uma mudança significativa no contexto do saneamento básico no Brasil, com a promulgação da Lei nº 14.026, que ficou conhecida como o “Novo Marco Legal do Saneamento”. Segundo seus idealizadores, o novo marco tem como objetivo modernizar e impulsionar o setor do saneamento básico, por meio do incentivo da entrada da iniciativa privada no setor. Além disso, o novo marco estabelece metas para a universalização dos serviços, ou seja, até o ano de 2033 pretende-se alcançar o atendimento de 99% da população com acesso à água potável e 90% da população com coleta e tratamento de esgotos (Brasil, 2020; Paganini & Bocchiglieri, 2021).

No entanto, os níveis de atendimento de água e esgoto no Brasil estão longe das metas de universalização. Apesar da maior parte dos municípios brasileiros apresentarem sistema de abastecimento de água, números bem menos significativos representam o atendimento por coleta e tratamento de esgoto sanitário. Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) de 2023, apresentando dados de 2022, 84,9% da população é atendida por abastecimento de água e 56,0% por redes de esgotamento sanitário, com índice de atendimento por tratamento de esgoto de apenas 52,2% do esgoto gerado (Brasil, 2023).

Além disso, a prestação de serviços de saneamento no Brasil é marcada por graves desigualdades sociais e regionais, deixando a população mais carente, especialmente nas periferias e áreas rurais, sem acesso a esses serviços. Em virtude disso, os habitantes dessas regiões sofrem com a elevada incidência de doenças vinculadas à água e à precária qualidade de vida (Leite et al., 2022; Silva et al., 2020).

Nesse contexto, a utilização do planejamento estratégico no saneamento básico pode ser entendida como uma forma de mudar o paradigma atual, em que a gestão dos serviços de saneamento tem se mostrado incapaz de resolver os problemas relacionados às águas urbanas (Santos & Benetti, 2014; Hoepers et al., 2024).

Aliado ao planejamento estratégico, a gestão integrada de águas urbanas (do inglês *Integrated Urban Water Management* – IUWM) pode ser considerada uma ferramenta auxiliadora para o gerenciamento de políticas públicas de saneamento (Bahri et al., 2016; Richter et al., 2020; Hoepers et al., 2021; Zhao et al., 2021; Hoepers et al., 2024). O IUWM é uma abordagem que considera o ciclo da água no ambiente urbano atuando de forma holística, fomentando a colaboração entre os diversos setores do planejamento urbano, buscando maior equidade social, sustentabilidade ambiental, eficiência econômica e incentivando a participação das partes interessadas no processo de tomada de decisão (Bahri, 2012; Fletcher et al., 2015).

A implementação da IUWM representa um enorme desafio devido à complexidade envolvida na integração dos sistemas de águas urbanas, o que pode ocasionar incertezas no processo de tomada de decisão (Fratini et al., 2012). Conforme destacado por Nieuwenhuis et al. (2021), os desafios relacionados às incertezas estão relacionados a três fatores: a integração de sistemas que antes eram desconectados, a complexidade de interesses das partes envolvidas e a dinâmica do ambiente ao qual a integração ocorreu. Além disso, diante da vasta extensão territorial brasileira e das disparidades socioeconômicas, é essencial que o planejamento leve em conta as necessidades de cada região (Lopes, 2022).

Diante da necessidade de uma transição para uma infraestrutura mais sustentável, surgem diversas ferramentas e modelos de apoio a decisão como auxiliares do planejamento das águas urbanas, como o *Aquacycle*, um modelo de balanço hídrico (Mitchell et al., 2001); o UWOT, uma ferramenta de gestão sustentável da água para seleção de tecnologias economizadoras de água (Makropoulos et al., 2008);

o *WaterMet*², um modelo baseado no balanço de massa que quantifica o metabolismo urbano relacionado aos sistemas de águas urbanas com foco na sustentabilidade (Behzadian & Kapelan, 2015a, 2015b); o *CityPlan-Water*, um modelo de design sistêmico para o planejamento urbano focado no enfrentamento das pressões hídricas atuais e futuras (Puchol-Salort et al., 2022). Embora essas ferramentas apresentem estruturas robustas e contribuam para o avanço da gestão integrada das águas urbanas, muitas delas demandam grande quantidade de dados, possuem escopo restrito a determinados componentes do sistema urbano ou requerem calibração detalhada, o que limita sua aplicação em contextos com baixa disponibilidade de informações, como o observado no município de Nobres, alvo do estudo de caso.

Nesse contexto, a ferramenta *Urban Water Use* (UWU) (Santos & van der Steen, 2011) foi selecionada por sua abordagem sistêmica e flexível, baseada no planejamento estratégico e nos princípios da IUWM. O UWU permite a análise integrada dos sistemas de abastecimento, esgotamento sanitário e drenagem urbana, considerando também a interação com edificações e o meio ambiente (Santos & Benetti, 2014), visando a promoção e a conservação da água urbana e a salubridade ambiental (Hoepers et al., 2024).

O UWU avalia a eficiência de medidas de intervenção, ou grupos de medidas, para diferentes indicadores de sustentabilidade, sob diferentes cenários, baseados em fatores externos, e com base numa visão pré-definida para o futuro, através de um índice de efetividade (Richter et al., 2020; Hoepers et al., 2024).

Diante desse contexto, este artigo tem como objetivo avaliar o desempenho de diferentes combinações de medidas de intervenção aplicadas aos sistemas de águas urbanas, evidenciando o potencial da modelagem conceitual como suporte à tomada de decisão orientada à sustentabilidade. A abordagem proposta integra o planejamento estratégico aos princípios da IUWM, utilizando a ferramenta de apoio à decisão UWU. Essa ferramenta, um modelo de simulação conceitual, foi concebido para avaliar de forma integrada, e guiada pela sustentabilidade, os principais componentes dos sistemas de águas urbanas, com intuito de contribuir com a conservação das águas, a salubridade ambiental e a universalização dos serviços de saneamento.

Neste estudo, foram analisados diferentes grupos de medidas de intervenção para diferentes cenários hipotéticos, permitindo uma avaliação de longo prazo tanto para os sistemas existentes que possam requerer alguma intervenção, quanto para os sistemas que possam ser implementados ao longo do horizonte de projeto. O estudo de caso foi conduzido no município de Nobres, localizado no estado do Mato Grosso, Brasil. Nobres foi escolhida devido à convergência entre um regime climático sazonal, fragilidades nos serviços de saneamento, perdas significativas no abastecimento de água e uma recente expansão do turismo ecológico.

Na próxima seção, a ferramenta UWU será detalhada, juntamente com as particularidades do estudo de caso. Em seguida, os resultados obtidos na simulação serão apresentados e discutidos. Por fim, as conclusões do estudo serão expostas.

MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia deste estudo baseia-se na aplicação da ferramenta de apoio à decisão *Urban Water Use* (UWU), um modelo conceitual de planejamento estratégico voltado à IUWM. A ferramenta foi estruturada para apoiar a avaliação de medidas de intervenção em múltiplos sistemas do ciclo urbano da água, como o abastecimento, o esgotamento sanitário e a drenagem urbana, integrando aspectos técnicos, sociais e ambientais em contextos marcados por incertezas e múltiplas partes interessadas.

A ferramenta UWU foi operacionalizada por meio de uma planilha programada em Excel, conforme implementações anteriores na literatura (Santos & Benetti, 2014; Hoepers et al., 2024; Ferreira et al., 2024). O modelo aplica equações de balanço hídrico para simular, de forma integrada, as vazões e cargas poluentes nos diferentes sistemas urbanos de água. A abordagem conceitual permite explorar os efeitos das intervenções em múltiplos cenários, sem a necessidade de calibração de dados históricos, o que é útil para municípios com limitações de monitoramento.

O fluxo metodológico adotado segue as oito etapas propostas por Richter et al. (2020) e aprimorado por Hoepers et al. (2024), conforme ilustra a Figura 1: (i) diagnóstico dos dados atuais/dados de entrada, (ii) construção de cenários, (iii) definição da visão de futuro, (iv) desenvolvimento de estratégias de intervenção, (v) seleção de medidas de intervenção, (vi) simulações, (vii) avaliação dos resultados e (viii) avaliação integrada por meio do Índice de Efetividade (IE).

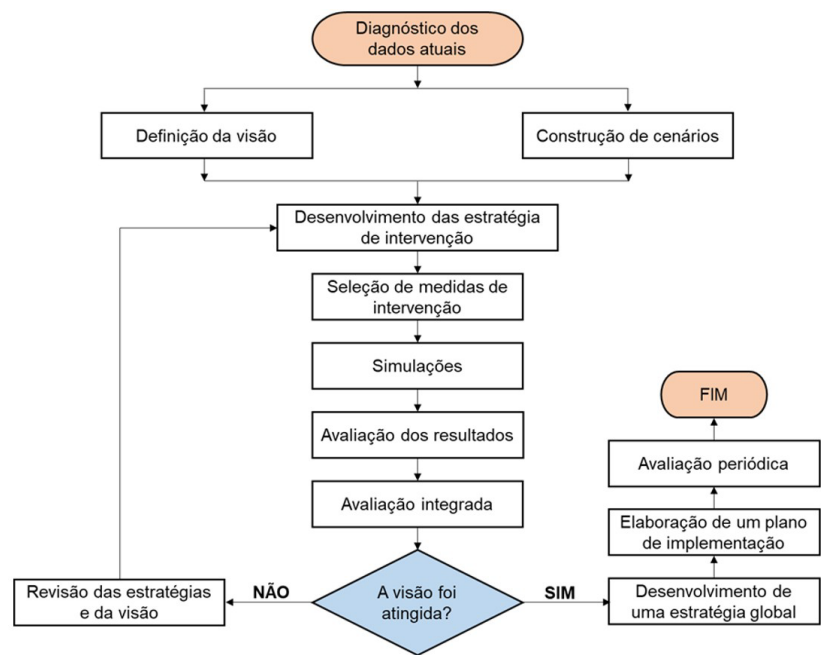


Figura 1. Estrutura geral do UWU. Fonte: adaptado de Richter et al. (2020).

A Figura 2 apresenta uma síntese gráfica da metodologia adotada neste estudo, inspirada nos trabalhos anteriores com a ferramenta UWU, como os de Ferreira et al. (2024) e Hoepers et al. (2024).

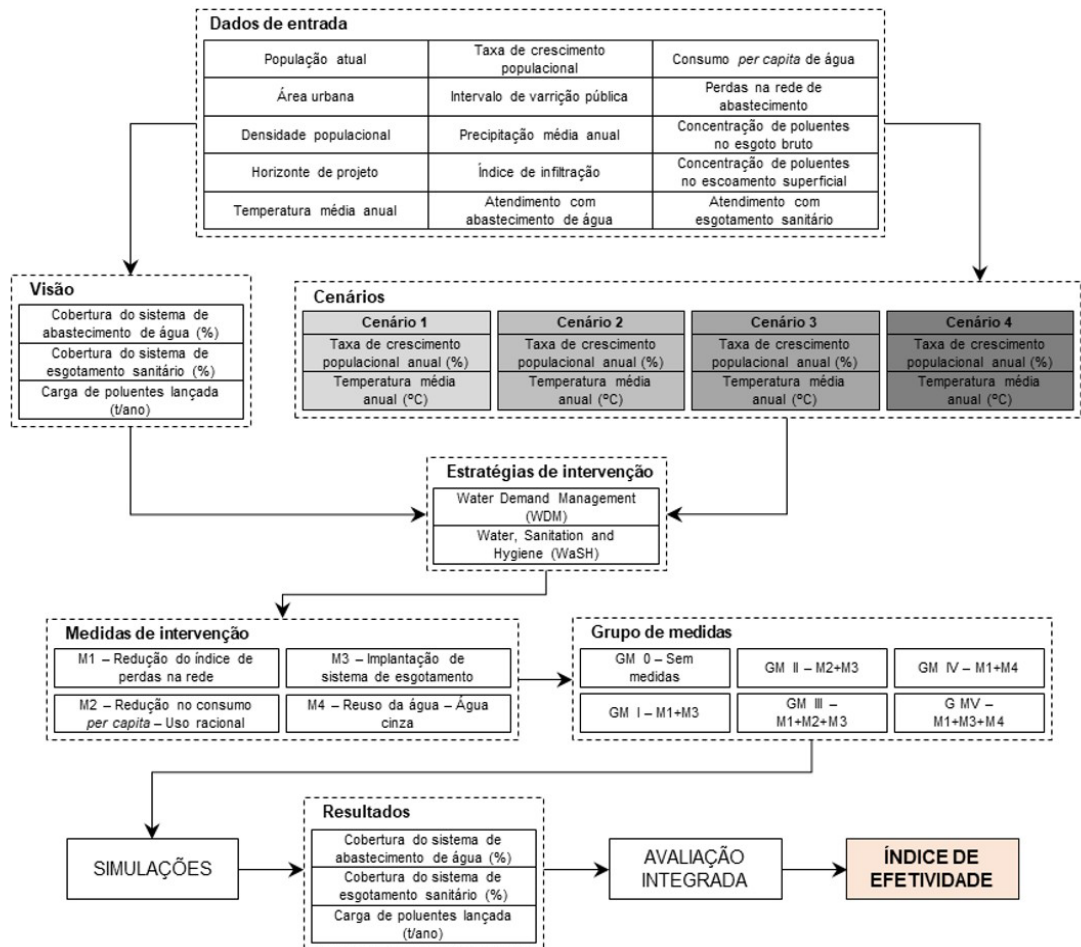


Figura 2. Visão geral da aplicação da ferramenta de apoio à decisão UWU no estudo de caso de Nobres-MT.

A metodologia adotada permite não apenas quantificar os impactos de diferentes combinações de medidas sobre os sistemas urbanos de água, mas também refletir sobre a robustez das intervenções diante de incertezas futuras. Ao empregar o UWU de forma estruturada e participativa, este estudo contribui para a tomada de decisão estratégica no saneamento básico, especialmente em municípios de pequeno e médio porte que enfrentam desafios de planejamento, capacidade técnica e limitação de dados.

A seguir, são descritas de forma mais abrangente as etapas que integram o fluxo metodológico da ferramenta UWU, com o objetivo de esclarecer seu funcionamento. Também são apresentados os motivos que levaram à escolha da área de estudo.

Diagnóstico dos dados atuais

Na fase de diagnóstico dos dados atuais, são necessários dados sobre população, uso do solo, precipitação, serviços de água urbana e rios urbanos. Esses dados podem ser obtidos pelo Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB), pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) ou diretamente com as prefeituras ou empresas responsáveis pelos serviços. Para o presente estudo, os dados foram obtidos por meio do PMSB de Nobres (2017) e pelo SNIS (Brasil, 2023).

De forma geral, os dados de entrada para o funcionamento do UWU foram: população urbana atual; densidade populacional urbana (residencial e comercial); área urbana; temperatura média anual; precipitação média anual; horizonte de projeto; taxa de crescimento populacional atual; índice de infiltração; vazão de água potável produzida; consumo per capita de água; cobertura atual do sistema de abastecimento de água; índice de perda de água na rede de abastecimento; dados de qualidade das águas do Ribeirão Nobres; intervalo de varrição pública; cobertura atual do sistema de esgotamento sanitário; concentrações de poluentes nos efluentes brutos e tratados; e concentração de poluentes no escoamento superficial.

Construção de cenários

A construção de cenários é uma etapa fundamental na aplicação da ferramenta UWU. Pois permite analisar o desempenho dos serviços de águas urbanas frente a diferentes contextos de incertezas. Esses cenários são elaborados para captar as possíveis variações nas dinâmicas climáticas, econômicas e sociais. Em muitos casos, esses aspectos estão além do controle humano, resultando em um ciclo sujeito a imprevisibilidade (Richter et al., 2020; Nieuwenhuis et al., 2021).

Nessa etapa, é fundamental a participação das partes interessadas para a definição dos fatores externos que serão considerados na construção dos cenários (Hoepers et al., 2024; Ferreira et al., 2024). Neste estudo, a seleção dos stakeholders seguiu uma abordagem direcionada, priorizando profissionais com perfil técnico, especialmente engenheiros atuantes na área de saneamento. Essa escolha deve-se ao fato de se tratar de uma aplicação inicial da ferramenta UWU, cujo objetivo principal foi avaliar o comportamento do modelo diante de diferentes combinações de cenários e medidas de intervenção. A concentração em stakeholders técnicos possibilitou maior precisão na definição dos parâmetros técnicos e operacionais, garantindo consistência nos dados de entrada e nas metas estabelecidas para a visão de futuro. Em fases posteriores de desenvolvimento e aplicação da ferramenta, está prevista a ampliação da participação para incluir uma gama mais diversa de partes interessadas, como gestores, representantes da sociedade civil, tomadores de decisão e organizações comunitárias, com o objetivo de enriquecer o processo de construção da visão e aumentar a legitimidade das decisões.

Foram utilizados como fatores externos a taxa de crescimento populacional (p_{gr}) e a temperatura média anual (T), permitindo avaliar os impactos das dinâmicas sociais e ambientais. Esses fatores externos foram distribuídos em quatro cenários distintos. No primeiro cenário foram considerados os valores atuais para os dois fatores externos, visando avaliar o que pode ocorrer se os valores não foram alterados ($p_{gr(1)} = 0,27\%$ ao ano; $T_{(1)} = 25,2^{\circ}\text{C}$). No segundo cenário, a temperatura média anual foi mantida, enquanto a taxa de crescimento populacional foi aumentada ($p_{gr(2)} = 0,75\%$ ao ano; $T_{(2)} = 25,2^{\circ}\text{C}$). No terceiro cenário, a temperatura foi aumentada, mantendo-se a taxa de crescimento populacional ($p_{gr(3)} = 0,27\%$ ao ano; $T_{(3)} = 26,2^{\circ}\text{C}$). No quarto cenário, ambos os fatores externos foram ajustados para seus valores máximos ($p_{gr(4)} = 0,75\%$ ao ano; $T_{(4)} = 26,2^{\circ}\text{C}$).

Definição da visão

A definição da visão é fundamentada nas percepções e aspirações das partes interessadas para o futuro da localidade em análise, sendo expressa por meio de indicadores de sustentabilidade e seus respectivos pesos de importância. As partes interessadas envolvidas incluem a comunidade beneficiada, profissionais de organizações administrativas, ambientais e sociais, representantes políticos e organizações não governamentais, entre outros (Hoepers et al., 2024; Ferreira et al., 2024). Neste estudo, como citado anteriormente, participaram partes interessadas de perfil técnico. Recomenda-se, portanto, que estudos futuros promovam uma participação mais ampla e representativa da sociedade.

Segundo Hoepers et al. (2024), os indicadores utilizados na construção da visão, são denominados de indicadores de sustentabilidade, pois podem refletir em todas as dimensões da sustentabilidade. Destaca-se a importância de considerar os aspectos sociais e ambientais nas avaliações de sistemas de saneamento básico, mesmo que não gerem benefícios financeiros diretos (Santos & Benetti, 2014; Herman & Thai, 2020; Dutra & Lange, 2021).

No presente estudo, a dimensão técnica foi explorada por meio da seleção de medidas que avaliam tecnicamente a melhor opção para cada localidade. A dimensão social foi avaliada considerando a população beneficiada pelas medidas implementadas e aquela que permanece sem acesso aos serviços de água urbana. Por sua vez, a dimensão ambiental foi avaliada pelos impactos dos serviços de água urbana no meio ambiente.

Os indicadores de sustentabilidade selecionados pelas partes interessadas foram: (i) índice de cobertura do sistema de abastecimento de água, com um peso de importância de 30%; (ii) índice de cobertura do sistema de esgotamento sanitário, com um peso de importância de 30%; e (iii) carga de poluentes gerada pelo esgotamento sanitário e drenagem urbana, avaliada em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Nitrogênio Total (NT) e Fósforo Total (PT), com um peso de 40%, distribuído igualmente entre os poluentes.

Para os indicadores de cobertura, adotou-se como metas as mesmas estabelecidas pelo Novo Marco Legal do Saneamento, ou seja, 100% para o abastecimento de água e 90% para o esgotamento sanitário (Brasil, 2020). Quanto ao indicador de carga de poluentes, baseou-se na manutenção do enquadramento do corpo receptor dos sistemas de esgotamento sanitário e de drenagem urbana, para que continue classificado como 'Classe 2', conforme as definições da Resolução nº 357 de 2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) (Brasil, 2005). Ou seja, espera-se que, para o futuro, as cargas de lançamento não ultrapassem 59,79 t/ano para DBO, 448,44 t/ano para SST, 163,59 t/ano para NT e 0,27 t/ano para PT.

Estratégias de intervenção

A literatura apresenta diferentes estratégias de intervenção aplicáveis à gestão integrada das águas urbanas. Dentre elas, destacam-se: *Water Sensitive Urban Design* (WSUD), cujo principal objetivo é alcançar a salubridade ambiental por meio da promoção do equilíbrio hídrico (Fletcher et al., 2015; Kherbache, 2020; Rashetnia et al., 2022); *Water Demand Management* (WDM), que se concentra principalmente na otimização da eficiência do consumo de água (Cominola et al., 2015); *Blue Green Infrastructure* (BGI), que tem foco em medidas que conduzam a água da chuva por meio de estruturas que imitam a natureza (Ruangpan et al., 2020; Suleiman, 2021); *Nature-Based Solutions* (NbS), que busca o estreitamento do ambiente urbano com a natureza, por meio de ações inspiradas, apoiadas ou copiadas da natureza (Ruangpan et al., 2020); e *Water, Sanitation and Hygiene* (WaSH), que tem foco na promoção da saúde e bem-estar humano, por meio do acesso universal aos serviços de saneamento e higiene (Organização Mundial de Saúde, 2019; Dery et al., 2020).

No presente estudo, foram adotadas as estratégias de intervenção WDM e WaSH, concentrando-se na otimização do consumo de água e na promoção da saúde e bem-estar humano através do acesso universal aos serviços de saneamento.

Seleção de medidas de intervenção e grupos de medidas

As medidas de intervenção são selecionadas com base nas estratégias adotadas. Para este estudo foram selecionadas quatro diferentes medidas: M1 – Redução do índice de perdas na rede de abastecimento (I_{rda}) de 48,2% para 40%, aproximando-se da média brasileira; M2 – Redução de 10% no consumo de água por meio do uso racional e educação ambiental; M3 – Implementação do sistema de esgotamento sanitário em Nobres, com capacidade de tratamento de 24,50 L/s, composto por

tratamento anaeróbio seguido por tratamento físico-químico (Reator anaeróbio de fluxo ascendente e Flotação); e M4 – Reuso de água nas edificações, com o aproveitamento de água provida do lavatório, chuveiro, máquina de lavar e tanque, e a utilização na bacia sanitária e na irrigação de jardins, aplicado em 50% das residências.

No caso de Nobres, a utilização da água da chuva como fonte alternativa não se apresenta como uma alternativa tecnicamente viável, devido à irregularidade na distribuição das precipitações ao longo do ano. A escolha da tecnologia de tratamento foi guiada pela possibilidade da remoção de fósforo no tratamento físico-químico, aliado às elevadas eficiências de remoção de DBO e SST. Já a vazão de projeto da estação de tratamento foi definida com base na concepção clássica de projeto, considerando a população futura prevista com base no crescimento populacional atual, sem levar em conta outras dinâmicas sociais, ambientais e econômicas.

Para efeito das simulações, essas medidas foram agrupadas em cinco diferentes grupos, sendo: GMI o grupo composto pela aplicação das medidas M1 e M3; GMII o grupo composto pelas medidas M2 e M3; GMIII o grupo composto pelas medidas M1, M2 e M3; GMIV o grupo composto pelas medidas M1 e M4; e GMV o grupo composto pelas medidas M1, M3 e M4. Adicionalmente, foi simulado um grupo de controle, GM0, sem nenhuma medida aplicada. Esses grupos permitem avaliar os efeitos das diferentes combinações de medidas de intervenção no sistema de águas urbanas de Nobres durante as simulações.

Simulações

As simulações foram realizadas em uma planilha programada em Excel para abranger a atuação integrada dos sistemas de águas urbanas, no contexto da IUWM, considerando três equações fundamentais para o cálculo das vazões de cada um dos sistemas. A Equação 1 foi utilizada para estimar a vazão de água demandada, a Equação 2 foi utilizada para estimar a vazão de esgoto gerada e a Equação 3 foi utilizada para estimar a vazão do escoamento superficial.

$$Q_{SAA(x,n)} = \frac{P_{f(x)}}{86400} * \left(\frac{q_{e(x,n)}}{1 - I_{RDA(n)}} \right) * \left(\frac{k_1}{1 - I_{ETA}} \right) \quad (1)$$

Onde

$Q_{SAA(x,n)}$ = Vazão de água demandada no cenário 'x' no grupo de medidas 'n' (L/s);

$P_{f(x)}$ = População para o fim de plano no cenário 'x' (habitantes);

$p_{gr(x)}$ = Taxa de crescimento populacional no cenário 'x' (% ao ano);

Δt = Horizonte de projeto (anos);

$q_{e(x,n)}$ = Consumo per capita no cenário 'x' no grupo de medida 'n' (L/hab.dia);

$I_{RDA(n)}$ = Índice de perdas na rede no grupo de medidas 'n' (%);

k_1 = Coeficiente de máxima vazão diária;

I_{ETA} = Perdas na estação de tratamento de água (%).

$$Q_{SES(x,n)} = \frac{P_{f(x)} * q_{e(x,n)} * C_{r(n)} * k_1}{86400} \quad (2)$$

Onde

$Q_{SES(x,n)}$ = Vazão de esgoto gerada no cenário 'x' no grupo de medidas 'n' (L/s);

$P_{f(x)}$ = População para o fim de plano no cenário 'x' (habitantes);

$p_{gr(x)}$ = Taxa de crescimento populacional no cenário 'x' (% ao ano);

Δt = Horizonte de projeto (anos);

$q_{e(x,n)}$ = Consumo per capita no cenário 'x' no grupo de medida 'n' (L/hab.dia);

$C_{r(n)}$ = Coeficiente de retorno no grupo de medidas 'n' (%);

k_1 = Coeficiente de máxima vazão diária.

$$Q_{SDU} = \frac{P_r * A_U * (1 - C_{inf})}{86400 * 365 * 10^3} \quad (3)$$

Onde

Q_{SDU} = Vazão média de escoamento superficial (m³/s);

P_r = Precipitação média anual (mm/ano);

A_U = Área urbana (m²);

C_{inf} = Coeficiente de infiltração (%).

O cálculo da população futura foi realizado por meio do crescimento geométrico. Para calcular a variação do consumo de água com o aumento da temperatura, foram adotados os valores propostos por Ferreira et al. (2024). As cargas de poluentes no sistema de esgotamento sanitário foram calculadas com base nos valores propostos por von Sperling (2017). Já para estimar a carga de poluentes no escoamento superficial, foi utilizada a metodologia proposta por Akan & Houghtalen (2003).

A partir das equações fundamentais, foi possível calcular os indicadores de sustentabilidade. A Equação 4 expressa o índice de cobertura do sistema de abastecimento de água, enquanto a Equação 5 quantifica o índice de cobertura do sistema de esgotamento sanitário. Por fim, a Equação 6 determina a carga de poluentes gerada.

$$C_{SAA(x,n)} = \frac{Q_{p(n)}}{Q_{SAA(x,n)}} \quad (4)$$

Onde

$C_{SAA(x,n)}$ = Índice de cobertura do sistema de abastecimento de água para o cenário 'x' no grupo de medidas 'n' (%);

$Q_{p(n)}$ = Vazão de água produzida no grupo de medidas 'n' (L/s);

$Q_{SAA(x,n)}$ = Vazão de água demandada no cenário 'x' no grupo de medidas 'n' (L/s).

$$C_{SES(x,n)} = \frac{Q_{t(n)}}{Q_{SES(x,n)}} \quad (5)$$

Onde

$C_{SES(x,n)}$ = Índice de cobertura do sistema de esgotamento sanitário para o cenário 'x' no grupo de medidas 'n' (%);

$Q_{t(n)}$ = Vazão de esgoto coletado e tratado no grupo de medidas 'n' (L/s);

$Q_{SES(x,n)}$ = Vazão de esgoto gerada no cenário 'x' no grupo de medidas 'n' (L/s).

$$CP_{t(x,n)} = (c_{EB} * Q_{nt(x,n)}) + (c_{ET} * Q_{t(n)}) + (c_{ES(x)} * Q_{SDU}) * 31,536 \quad (6)$$

Onde

$CP_{t(x,n)}$ = Carga total de poluentes gerada no cenário 'x' no grupo de medidas 'n' (t/ano);

c_{EB} = concentração de poluentes no esgoto bruto (mg/L);

$Q_{nt(x,n)}$ = Vazão de esgoto não tratado no cenário 'x' no grupo de medidas 'n' (L/s);

c_{ET} = concentração de poluentes no esgoto tratado (mg/L);

$Q_{t(n)}$ = Vazão de esgoto coletado e tratado no grupo de medidas 'n' (L/s);

$c_{ES(x)}$ = concentração de poluentes no escoamento superficial no cenário 'x' (mg/L);

Q_{SDU} = Vazão média de escoamento superficial (L/s).

Avaliação dos resultados

Nesta etapa, foi possível avaliar todos os resultados dos grupos de medidas de intervenção em relação aos indicadores de sustentabilidade analisados, não se limitando apenas aos indicadores nos quais a visão foi atingida. Devido à condução das simulações de maneira integrada, é possível discernir como uma medida aplicada em um sistema pode ocasionar impactos nos outros sistemas.

Avaliação integrada

Na fase de avaliação integrada, o Índice de Efetividade (IE) é uma métrica composta que sintetiza o desempenho de cada grupo de medidas em atingir as metas definidas na visão de futuro, ponderadas conforme os pesos atribuídos pelos stakeholders. Esse índice é especialmente relevante para análises multicritério em contextos de planejamento estratégico sob incerteza, sendo validado em estudos anteriores (Richter et al., 2020; Hoepers et al., 2024; Ferreira et al., 2024).

O IE é calculado com base em quantos cenários a visão foi atingida com a aplicação de cada grupo de medidas. Um IE mais alto indica que um grupo de medidas alcançou a visão em um maior número de cenários. Essa abordagem permite uma avaliação do impacto das medidas, levando em consideração as incertezas do planejamento de longo prazo, uma vez que os cenários incorporam variáveis que estão além do controle humano. O IE para cada um dos grupos de medida é calculado por meio da Equação 7.

$$IE_{(n)} = \sum N_{(i,n)} * W_{(i,n)} \quad (7)$$

Onde

$IE_{(n)}$ = Índice de efetividade do grupo de medidas 'n';

$N_{(i,n)}$ = número de cenários onde o indicador de sustentabilidade 'i' alcançou a visão para o grupo de medidas 'n';

$W_{(i,n)}$ = peso de importância dado ao indicador de sustentabilidade 'i' para o grupo de medidas 'n'.

Um IE de 0,00 a 0,79 é classificado como uma eficiência ruim, de 0,80 a 1,59 como insuficiente, de 1,60 a 2,39 como razoável, de 2,40 a 3,19 como bom e de 3,20 a 4,00 como excelente. Essa classificação permite uma avaliação objetiva do desempenho dos grupos de medidas em relação à visão estabelecida.

Área de estudo

A área do estudo de caso está localizada no município de Nobres, na região Centro-Oeste do Brasil, no estado do Mato Grosso, situando-se a aproximadamente 151 km da capital do estado, Cuiabá. Situado no bioma cerrado, o município apresenta um regime climático com inverno seco e verão chuvoso, tornando-a mais suscetível a eventos como enchentes e estiagens. Apesar de seu potencial como destino de ecoturismo em expansão, Nobres ainda apresenta baixos índices de cobertura de esgotamento sanitário e altas perdas no sistema de abastecimento de água, o que reforça sua relevância para a aplicação da abordagem proposta neste estudo. A Figura 3 apresenta a localização do município de Nobres.

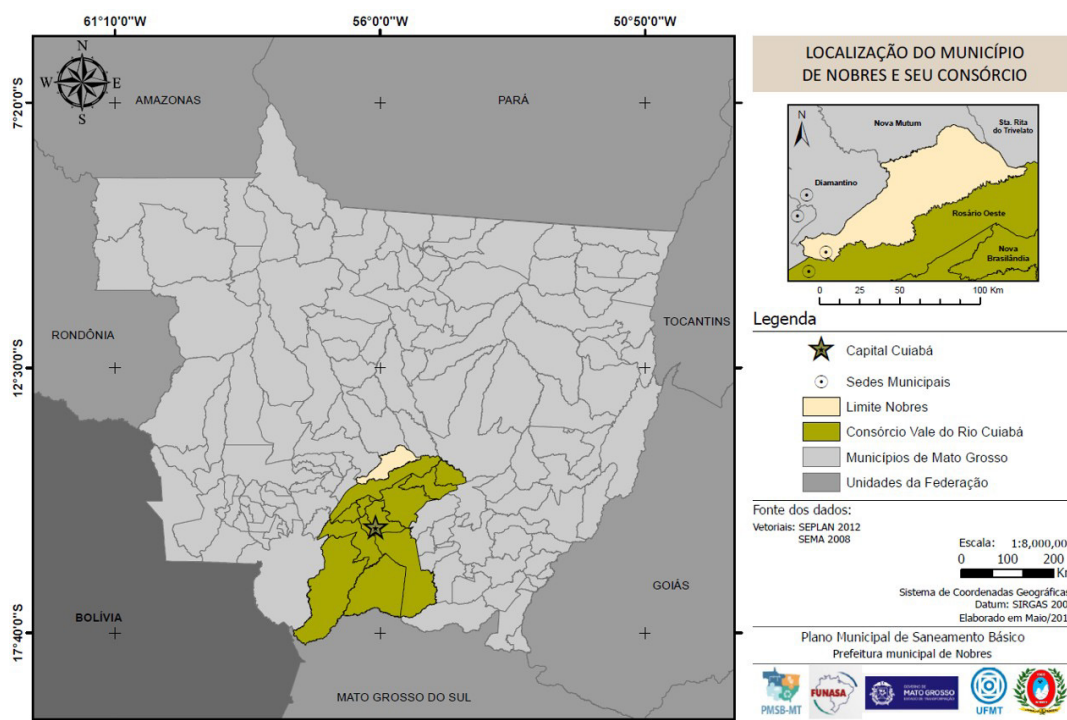


Figura 3. Localização do município de Nobres-MT. Fonte: Nobres (2017).

De acordo com dados do censo de 2022, a população do município é de 15.492 habitantes, com densidade demográfica de 3,96 hab/km² (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2022). O Índice de desenvolvimento humano (IDH) de Nobres em 2010 foi de 0,699, classificado como médio. Além disso, 83% da sua população reside na área urbana (Nobres, 2017).

Com temperatura média anual de 25,2°C e precipitação média anual de 1.472 mm, com picos durante o verão e mínimos durante o inverno. Mais de 70% do total de chuvas ocorre entre os meses de novembro e março, enquanto o inverno é excessivamente seco (Nobres, 2017), comportamento típico do bioma cerrado.

Quanto ao sistema de abastecimento de água, o município possui cobertura de 100%, com captação superficial no Ribeirão Nobres. O tratamento é realizado em duas estações convencionais, funcionando em paralelo, com a água direcionada para quatro reservatórios e distribuída através de 99.744 m de rede.

No entanto, o índice de perdas na rede é de 48,2%, superando a média nacional e estadual, que são respectivamente 37,8% e 45,4% (Nobres, 2017; Brasil, 2023). Quanto aos demais sistemas, o município não possui sistema de esgotamento sanitário, e o sistema de drenagem urbano não possui cadastro técnico, mas estima-se que haja 22 km de galerias, com 14 pontos de deságue (Nobres, 2017).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos nas simulações são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Performance dos Grupos de Medidas nos diferentes cenários.

| GM | Indicador | Und. | Cenário 1 | Cenário 2 | Cenário 3 | Cenário 4 | Visão | N | IE |
|---------------------|------------------|-------|-----------|-----------|-----------|-----------|--------|---|-----|
| GM 0 | Cobertura do SAA | % | 92% | 80% | 90% | 78% | 100% | 0 | 0,4 |
| | Cobertura do SES | % | 0% | 0% | 0% | 0% | 90% | 0 | |
| | Carga de DBO | t/ano | 277,09 | 318,19 | 282,62 | 324,58 | 59,79 | 0 | |
| | Carga de SST | t/ano | 716,09 | 790,87 | 722,54 | 798,32 | 448,44 | 0 | |
| | Carga de NT | t/ano | 41,85 | 48,03 | 42,68 | 48,99 | 163,59 | 4 | |
| | Carga de PT | t/ano | 6,85 | 7,83 | 6,98 | 7,98 | 0,27 | 0 | |
| GMI (M1+M3) | Cobertura do SAA | % | 107% | 93% | 105% | 91% | 100% | 2 | 1,3 |
| | Cobertura do SES | % | 90% | 78% | 88% | 77% | 90% | 1 | |
| | Carga de DBO | t/ano | 73,12 | 114,22 | 78,65 | 120,60 | 59,79 | 0 | |
| | Carga de SST | t/ano | 463,25 | 538,03 | 469,70 | 545,48 | 448,44 | 0 | |
| | Carga de NT | t/ano | 34,90 | 41,08 | 35,72 | 42,04 | 163,59 | 4 | |
| | Carga de PT | t/ano | 2,44 | 3,43 | 2,57 | 3,57 | 0,27 | 0 | |
| GMII (M2+M3) | Cobertura do SAA | % | 103% | 89% | 100% | 87% | 100% | 2 | 2,0 |
| | Cobertura do SES | % | 100% | 87% | 98% | 85% | 90% | 2 | |
| | Carga de DBO | t/ano | 48,14 | 84,58 | 52,43 | 90,33 | 59,79 | 2 | |
| | Carga de SST | t/ano | 434,16 | 503,45 | 439,11 | 510,16 | 448,44 | 2 | |
| | Carga de NT | t/ano | 31,07 | 36,63 | 31,79 | 37,50 | 163,59 | 4 | |
| | Carga de PT | t/ano | 1,86 | 2,73 | 1,96 | 2,87 | 0,27 | 0 | |
| GMIII (M1+M2+M3) | Cobertura do SAA | % | 119% | 103% | 116% | 101% | 100% | 4 | 2,6 |
| | Cobertura do SES | % | 100% | 87% | 98% | 85% | 90% | 2 | |
| | Carga de DBO | t/ano | 48,14 | 84,58 | 52,43 | 90,33 | 59,79 | 2 | |
| | Carga de SST | t/ano | 434,16 | 503,45 | 439,11 | 510,16 | 448,44 | 2 | |
| | Carga de NT | t/ano | 31,07 | 36,63 | 31,79 | 37,50 | 163,59 | 4 | |
| | Carga de PT | t/ano | 1,86 | 2,73 | 1,96 | 2,87 | 0,27 | 0 | |
| GMIV (M1+M4) | Cobertura do SAA | % | 131% | 113% | 128% | 111% | 100% | 4 | 1,6 |
| | Cobertura do SES | % | 0% | 0% | 0% | 0% | 90% | 0 | |
| | Carga de DBO | t/ano | 228,08 | 261,59 | 232,55 | 266,76 | 59,79 | 0 | |
| | Carga de SST | t/ano | 658,91 | 724,84 | 664,13 | 730,87 | 448,44 | 0 | |
| | Carga de NT | t/ano | 34,50 | 39,54 | 35,17 | 40,32 | 163,59 | 4 | |
| | Carga de PT | t/ano | 5,70 | 6,51 | 5,81 | 6,63 | 0,27 | 0 | |
| GMV (M1+M3+M4) | Cobertura do SAA | % | 131% | 113% | 128% | 111% | 100% | 4 | 3,3 |
| | Cobertura do SES | % | 112% | 97% | 109% | 95% | 90% | 4 | |
| | Carga de DBO | t/ano | 45,34 | 57,62 | 45,88 | 62,79 | 59,79 | 3 | |
| | Carga de SST | t/ano | 432,39 | 472,00 | 432,73 | 478,03 | 448,44 | 2 | |
| | Carga de NT | t/ano | 28,27 | 32,59 | 28,80 | 33,36 | 163,59 | 4 | |
| | Carga de PT | t/ano | 1,76 | 2,10 | 1,77 | 2,22 | 0,27 | 0 | |

Nota: GM – Grupo de medidas; N – número de cenários onde a visão foi atingida; IE – Índice de efetividade; SAA – Sistema de abastecimento de água; SES – Sistema de esgotamento sanitário; DBO – Demanda bioquímica de oxigênio; SST – Sólidos suspensos totais; NT – Nitrogênio total; PT – Fósforo total.

Analisando o GM0, o grupo de controle, fica evidente que, se nenhuma medida de intervenção for realizada durante o período do horizonte de projeto, apenas a visão para carga de NT será alcançada. Segundo o PMSB de Nobres a concentração de NT do Ribeirão Nobres é de 2,056 mg/L (Nobres, 2017), valor que se encontra dentro do enquadramento para corpos hídricos classificados como Classe 2,

conforme a resolução CONAMA nº 357/2005. Lima et al. (2015) encontraram valores para concentração de NT variando de 0,22 mg/L a 0,77 mg/L para o Rio Cuiabá, e valores variando de 0,21 mg/L a 0,95 mg/L para o Rio São Lourenço. Já Andrietti et al. (2016) constatou uma concentração de 3,15 mg/L para NT no Rio Caiabi. Esses resultados indicam que, embora haja variação entre os corpos hídricos, rios com o mesmo enquadramento no estado do Mato Grosso frequentemente apresentam concentrações mais baixas de NT, o que pode refletir uma tendência regional. Isso ajuda a explicar por que, mesmo sem a adoção de medidas de intervenção, a meta para esse indicador foi atingida no grupo de controle (GM0). Ainda para o GM0, é possível verificar que a cobertura do sistema de abastecimento de água, que atualmente é de 100%, pode cair para até 78% no Cenário 4, considerando que não foi considerado nenhum aumento na vazão de captação de água durante o horizonte de projeto.

Ao explorar os resultados do GMI, podemos inferir sobre a importância da medida M1 (redução das perdas no sistema de abastecimento de água). Mesmo sem aumentar a capacidade do sistema de água, a visão será alcançada em dois cenários. No estudo conduzido por Hoepers et al. (2024) foi possível avaliar o impacto de medidas de redução das perdas no sistema de abastecimento, visto que a aplicação dessa medida sozinha gerou melhores índices de efetividade, quando comparado ao grupo de controle. Ainda para o GMI, mesmo com a consideração da M3 (implementação de um sistema de esgotamento sanitário com capacidade de 24,50 L/s), a visão para a cobertura do sistema de esgotamento sanitário foi atingida em apenas um cenário. Isso pode ter ocorrido devido à M1 não gerar impactos diretos no sistema de esgotamento sanitário.

No GMII, foi possível avaliar que a medida M2 (redução do consumo devido ao uso racional da água) gera um impacto mais significativo no sistema de esgotamento sanitário, se comparado ao M1. Quando atuando em conjunto com a M3, foi possível alcançar a visão em dois cenários quanto ao indicador de cobertura do sistema de esgotamento. Segundo o estudo conduzido por Ferreira et al. (2024), medidas de intervenção baseadas no uso racional da água, receberam uma elevada aceitação por parte da população. Portanto, essa medida demonstra grande potencial de aplicação, pois além de ser amplamente aceita pela população, também exerce um impacto significativo em dois sistemas de águas urbanas distintos: o de abastecimento de água e o de esgotamento sanitário. Quanto aos indicadores de carga de poluentes, a visão foi atingida em dois cenários para a DBO e SST, e em todos os cenários para NT. Em relação a cobertura do sistema de abastecimento de água, dois cenários alcançaram a visão. No entanto, ao analisarmos os dados, observamos que o impacto da M2 no sistema de abastecimento é menor em comparação ao da M1.

No GMIII, é possível avaliar o impacto combinado das medidas M1, M2 e M3. A medida M1, por causar um impacto mais significativo no sistema de abastecimento de água, quando aplicada em conjunto com a M2, permitiu que a meta de cobertura de abastecimento fosse alcançada em todos os cenários.

Quanto aos demais indicadores, a ação conjunta das medidas M2 e M3 resultou em valores semelhantes aos observados no GMII. Nesse contexto, dois cenários atingiram a meta de cobertura do sistema de esgotamento sanitário, dois cenários alcançaram as metas dos indicadores de carga de DBO e SST, e todos os cenários atenderam ao indicador de carga de NT. É importante destacar que, mesmo sem a implementação de uma nova captação de água, ou mesmo sem a ampliação da captação atual, foi possível garantir a cobertura de 100% do sistema de abastecimento de água durante todo o horizonte de projeto, por meio do uso mais consciente da água e da redução das perdas nas redes.

Por meio do GMIV, foi possível avaliar o comportamento dos sistemas com a aplicação da medida M1 em conjunto com a medida M4 (reuso das águas em 50% das edificações). Contudo, esse grupo não contempla a implementação de um sistema de esgotamento sanitário. O objetivo da criação deste grupo de medidas foi avaliar o impacto da M4 nos indicadores de cargas de poluentes e cobertura do sistema de abastecimento de água, para verificar a importância das medidas aplicadas nas edificações. Mesmo com uma redução nos valores absolutos de cargas de poluentes, comparados ao GM0, esses valores não foram o suficiente para alcançar as visões estabelecidas para DBO, SST e PT, alcançando apenas a visão para a carga de NT. Quanto à cobertura do sistema de abastecimento de água, esta atingiu a visão nos quatro cenários propostos, mostrando o impacto significativo gerado pela M4 nos sistemas, corroborando com Mohapatra et al. (2022), que indica a utilização de fontes de água alternativas como uma das principais maneiras de aumentar a confiabilidade de sistemas de águas urbanas.

Por fim, o GMV avaliou a atuação em conjunto das medidas M1, M3 e M4. A visão foi atingida em todos os cenários para o indicador de cobertura do sistema de abastecimento de água, cobertura do sistema de esgotamento sanitário e carga de NT. Para carga de DBO a visão foi atingida em três cenários e para SST a visão foi atingida em dois cenários.

Vale salientar que, para o indicador de cargas de PT, a visão não foi atingida em nenhum cenário por nenhum dos grupos de medidas propostos. Isso pode indicar uma alta restritividade da legislação quanto ao lançamento de fósforo nos corpos hídricos e uma elevada concentração de PT das águas do Ribeirão Nobres. Segundo o PMSB de Nobres, a concentração de PT no Ribeirão Nobres é de 0,10 mg/L (Nobres, 2017), ficando dentro dos valores encontrados por Andrietti et al. (2016) para o Rio Caiabi, que variaram de 0,06 mg/L a 0,24 mg/L; porém, ficando acima dos valores encontrados do Lima et al. (2015) para os Rios Cuiabá e São Lourenço, que variaram de 0,01 mg/L a 0,02 mg/L.

Uma das possíveis justificativas para a elevada concentração de fósforo no Ribeirão Nobres é o carreamento desse nutriente proveniente da agricultura, considerando que o município em questão apresenta acentuada atividade agrícola. Segundo Melo et al. (2024), a degradação do solo induzida pela atividade humana, como em áreas agrícolas, pode intensificar a perda de nutrientes do solo. Além disso, a adoção de um sistema de tratamento para o escoamento superficial pode contribuir com a diminuição da carga de fósforo a ser lançada no Ribeirão Nobres. O estudo de caso conduzido por Hoepers et al. (2024) exemplifica o impacto positivo do tratamento do escoamento superficial no desempenho dos sistemas de águas urbanas.

Quanto ao Índice de Efetividade, os resultados obtidos são apresentados na Tabela 1 e na Figura 4.

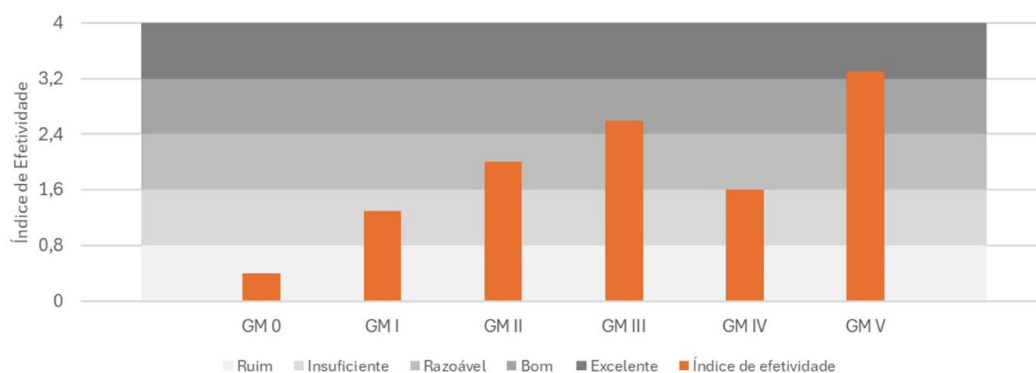


Figura 4. Índice de Efetividade para os grupos de medidas de intervenção

Para este estudo de caso, foi possível inferir que mesmo os grupos de medidas que não obtiveram desempenho satisfatório, ainda houve melhorias em comparação com o grupo de controle (GM0), que obteve um IE de 0,4, classificado como ruim. Além disso, os grupos de medidas que consideram a implementação do sistema de esgotamento sanitário (M3) mostraram, de forma geral, melhor desempenho. Esse resultado, aliado ao elevado peso atribuído pelas partes interessadas ao indicador de cobertura do sistema de esgotamento sanitário, reforça a relevância dos sistemas de esgotamento no planejamento de saneamento básico. O estudo de caso conduzido por Ferreira et al. (2024) também reforça o impacto do esgotamento sanitário na gestão integrada das águas urbanas. No referido estudo, as simulações que consideraram melhorias nos sistemas de esgotamento sanitário, juntamente com a aplicação de estratégias de intervenção na infraestrutura de drenagem urbana, apresentaram IE superiores às simulações em que foram consideradas apenas medidas na drenagem urbana.

Uma exceção a essa tendência ocorre quando comparamos o IE do GMI (composto pelas medidas M1 – Redução do índice de perdas na rede de abastecimento e M3 – Implementação do sistema de esgotamento sanitário) com o do GMIV (composto pelas medidas M1 e M4 – Reuso de água nas edificações). Mesmo sem a inclusão da M3, o GMIV (com IE de 1,6, classificado como razoável) apresentou um IE superior ao do GMI (com IE de 1,3, classificado como insuficiente). Isso ocorre porque a consideração da M4 gera impactos na cobertura do sistema de abastecimento de água, o que não acontece com a inclusão da M3.

No entanto, é importante destacar que, embora o GMI tenha obtido um IE menor que o GMIV, esse grupo conseguiu atingir a visão para um maior número de indicadores de sustentabilidade. Enquanto o GMI alcançou a visão para três indicadores de sustentabilidade, em pelo, menos um cenário — sendo eles a cobertura do SAA, a cobertura do SES e a carga de NT —, o GMIV atingiu a visão para apenas dois indicadores, não alcançando a visão em nenhum dos cenários para a cobertura do SES. Isso sugere uma maior robustez no desempenho do GMI, visto que um importante indicador de sustentabilidade (a cobertura do SES), especialmente na dimensão social da sustentabilidade, teve sua meta atingida

em ao menos um dos cenários. É importante considerar as interconexões entre os sistemas, de modo a refletir de forma mais fiel a complexidade inerente ao ciclo urbano da água. Essa análise mais detalhada pode impactar o processo de tomada de decisão, auxiliando os gestores e tomarem decisões mais embasadas.

No GMII, a aplicação conjunta das medidas M2 (redução do consumo devido ao uso racional da água) e M3, permitiu que a visão fosse atingida em dois cenários para o indicador de cobertura do sistema de abastecimento de água e para o sistema de esgotamento sanitário. Consequentemente, alguns cenários foram atingidos para os indicadores de carga de poluentes, resultando em IE de 2,0, classificado como razoável.

Os grupos de medidas GMIII e GMV apresentaram os melhores desempenhos, com um IE de 2,6 e 3,3, classificados como bom e excelente, respectivamente. No entanto, a implementação do GMV pode ser impossibilitada por uma possível rejeição dos usuários à aplicação da M4 (reuso das águas em 50% das edificações), como ocorrido no estudo de caso realizado por Malisa et al. (2019). Além disso, os estudos realizados por Ferreira et al. (2024) indicam uma baixa aceitação por parte da população de medidas que envolvem o reuso de água nas edificações. O uso de água da chuva como fonte de água alternativa pode ser mais aceito pela população do que o reuso, como destacado por Behzadian & Kapelan (2015b). No entanto, para estudo de caso de Nobres, essa não é uma opção viável devido ao regime de chuvas da localidade.

Nesse sentido, o GMIII, levando em conta um sistema de esgotamento sanitário com maior capacidade de atendimento do que a simulada, pode ser uma alternativa viável. No entanto, uma avaliação mais abrangente, incluindo indicadores econômicos e de aceitação pública, seria necessária para uma tomada de decisão mais assertiva.

É importante ressaltar que o sistema de esgotamento sanitário não precisa ser necessariamente concebido de maneira centralizada, o que pode facilitar o aumento da cobertura e a diminuição das cargas de poluentes gerados. Os estudos conduzidos por Mesquita et al. (2021) e Hoepers & Santos (2024), apontam os sistemas descentralizados de esgotamento sanitário como uma solução tecnológica para contribuir com o aumento dos índices de cobertura, principalmente em áreas rurais e de difícil acesso à rede coletora de esgotos. Além disso, uma maior cobertura do sistema de esgotamento sanitário pode reduzir o risco de contaminação ambiental e aumentar os índices relacionados à saúde infantil, conforme apontado por Xiao et al. (2019), Contreras et al. (2022) e Lin et al. (2022).

CONCLUSÃO

O presente estudo destaca a importância do planejamento estratégico e da implementação da gestão integrada das águas urbanas para melhorar a cobertura dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário, bem como para reduzir as cargas de poluentes lançadas nos corpos d'água urbanos. A utilização da ferramenta de apoio à decisão UWU lança luz sobre a complexidade inerente aos sistemas de águas urbanas, os quais são marcados pela interdependência entre os diferentes componentes do ciclo da água urbana, o que os torna amplamente influenciados pelas dinâmicas climáticas e sociais. Essa complexidade se manifesta também na participação das partes interessadas no processo de tomada de decisão, uma vez que é necessário conciliar diversos interesses para viabilizar um planejamento conjunto.

No estudo de caso realizado em Nobres-MT, foram examinados cinco grupos distintos de medidas de intervenção em quatro diferentes cenários, possibilitando uma avaliação de longo prazo tanto para os sistemas existentes quanto para aqueles que possam ser implementados ao longo do horizonte de projeto. Isso foi realizado por meio da análise de seis indicadores de sustentabilidade diferentes. Os grupos de medidas que contemplam a implementação do sistema de esgotamento sanitário mostraram melhor desempenho, obtendo um maior índice de efetividade, o que destaca a relevância desse sistema no contexto do saneamento básico.

O GMV apresentou o melhor desempenho em relação ao índice de efetividade, atingindo 3,3, seguido pelo GMIII, com índice de efetividade de 2,6. No entanto, é importante salientar que o GMV pode enfrentar resistência por parte da aceitação pública devido à utilização da medida relacionada ao reuso de água, a qual geralmente encontra resistências a sua implementação. Por outro lado, o GMIII apresentou resultados promissores em relação aos índices de cobertura, pois conseguiu atingir a visão para todos os cenários para a cobertura do sistema de abastecimento de água sem a necessidade de ampliação do sistema atual, além de atingir a visão para dois cenários para o indicador de cobertura do sistema de esgotamento sanitário.

Mais do que um exercício técnico, os resultados trouxeram luz ao papel da modelagem conceitual como instrumento de planejamento estratégico em contextos urbanos, promovendo decisões mais embasadas, adaptadas à realidade local e alinhada aos princípios da gestão integrada das águas urbanas. Em conclusão, os resultados sugerem que a eficácia das medidas de intervenção não depende apenas de critérios técnicos, ambientais e sociais, mas também de sua viabilidade econômica e aceitação pela comunidade. Desta forma, recomenda-se que futuros estudos considerem essas variáveis de maneira mais abrangente, a fim de apoiar decisões mais colaborativas, assertivas e sustentáveis no planejamento e gestão dos sistemas de águas urbanas.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Akan, A. O., & Houghtalen, R. J. (2003). *Urban hydrology, hydraulics, and stormwater quality: engineering application and computer modeling*. New Jersey: John Wiley & Sons.
- Andrietti, G., Freire, R., Amaral, A. G., Almeida, F. T., Bongiovani, M. C., & Schneider, R. M. (2016). Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. *Revista Ambiente & Água*, 11(1), 162-175. <http://doi.org/10.4136/ambi-agua.1769>
- Bahri, A. (2012). *Integrated urban water management*. Stockholm: Global Water Partnership. Recuperado em 13 de maio de 2025, de <https://www.gwp.org/globalassets/global/toolbox/publications/background-papers/16-integrated-urban-water-management-2012.pdf>
- Bahri, A., Brikké, F., & Vairavamoorthy, K. (2016). Managing change to implement Integrated Urban Water Management in African cities. *Aquatic Procedia*, 6, 3-14. <http://doi.org/10.1016/j.aqpro.2016.06.002>
- Behzadian, K., & Kapelan, Z. (2015a). Modelling metabolism based performance of an urban water system using WaterMet². *Resources, Conservation and Recycling*, 99, 84-99. <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.03.015>
- Behzadian, K., & Kapelan, Z. (2015b). Advantages of integrated and sustainability based assessment for metabolism based strategic planning of urban water systems. *The Science of the Total Environment*, 527-528, 220-231. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.097>
- Brasil. (1988, 5 de outubro). Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília. Recuperado em 13 de maio de 2025, de https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm
- Brasil. Conselho Nacional de Meio Ambiente. (2005). Resolução CONAMA nº 357, publicada em 17 de março de 2005. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília. Recuperado em 13 de maio de 2025, de https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_clasificacao_corpos_agua_rtfcd_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf
- Brasil. (2007). Lei nº 11445, publicada em 5 de janeiro de 2007. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília. Recuperado em 13 de maio de 2025, de https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm
- Brasil. (2020). Lei nº 14026, publicada em 15 de junho de 2020. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília. Recuperado em 13 de maio de 2025, de https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm
- Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional. (2023). *Diagnóstico temático serviços de água e esgotos: visão geral ano de referência 2022*. Brasília. Recuperado em 13 de maio de 2025, de <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos-snis>
- Cominola, A., Giuliani, M., Piga, D., Castelletti, A., & Rizzoli, A. E. (2015). Benefits and challenges of using smart meters for advancing residential water demand modeling and management: a review. *Environmental Modelling & Software*, 72, 198-214. <http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.07.012>
- Contreras, J. D., Islam, M., Mertens, A., Pickering, A. J., Kwong, L. H., Arnold, B. F., Benjamin-Chung, J., Hubbard, A. E., Alam, M., Sen, D., Islam, S., Rahman, M., Unicomb, L., Luby, S. P., Colford Junior, J. M., & Ercumen, A. (2022). Influence of community-level sanitation coverage and population density on environmental fecal contamination and child health in a longitudinal cohort in rural Bangladesh.

- International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 245, 114031.
<http://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114031>
- Dery, F., Bisung, E., Dickin, S., & Dyer, M. (2020). Understanding empowerment in water, sanitation, and hygiene (WASH): a scoping review. *Journal of Water, Sanitation, and Hygiene for Development*, 10(1), 5-15.
<http://doi.org/10.2166/washdev.2019.077>
- Dutra, J. A., & Lange, R. S. (2021). *Quanto vale cada real investido em saneamento?* (1. ed.). São Paulo: ABES-SP.
- Ferreira, J. C., Santos, D. C., & Campos, L. C. (2024). Blue-green infrastructure in view of Integrated Urban Water Management: a novel assessment of an effectiveness index. *Water Research*, 257, 121658.
<http://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121658>
- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J., Mikkelsen, P. S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., & Viklander, M. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more - The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, 12(7), 525-542. <http://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>
- Fratini, C. F., Geldof, G. D., Kluck, J., & Mikkelsen, P. S. (2012). Three Points Approach (3PA) for urban flood risk management: a tool to support climate change adaptation through transdisciplinarity and multifunctionality. *Urban Water Journal*, 9(5), 317-331. <http://doi.org/10.1080/1573062X.2012.668913>
- Herman, M. I., & Thai, M. T. (2020). Striving for sustainable value chain establishment: a multiple feasibility analysis approach. *Journal of Agribusiness in Developing and Emerging Economies*, 11(4), 379-395.
<http://doi.org/10.1108/JADEE-01-2020-0002>
- Hoepers, T. R., Leithold, J., Monteiro, M. M., Corzo Perez, G. A., Fernandes, C. V. S., Zevenbergen, C., & Santos, D. C. (2024). An integrated approach to decision-making variables on urban water systems using an Urban Water Use (UWU) decision-support tool. *The Science of the Total Environment*, 912, 168865.
<http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168865>
- Hoepers, T. R., & Santos, D. C. (2024). Análise comparativa entre sistema separador absoluto e sistema combinado alternativo de esgotamento e drenagem. *Revista DAE*, 72(246), 1-16.
<http://doi.org/10.36659/dae.2024.060>
- Hoepers, T. R., Santos, D. C., Fernandes, C. V. S., Razzolini Filho, E., & Monteiro, M. M. (2021). Processo de tomada de decisão para a adoção de uma gestão integrada das águas urbanas: estudo de caso sobre a participação de stakeholders em Curitiba e Região Metropolitana. In *Anais do XXXI Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Curitiba, PR. Rio de Janeiro: ABES.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2022). *Cidades@*. Recuperado em 14 de março de 2024, de <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/almirante-tamandare/panorama>
- Kherbache, N. (2020). Water policy in Algeria: limits of supply model and perspectives of Water Demand Management (WDM). *Desalination and Water Treatment*, 180, 141-155.
<http://doi.org/10.5004/dwt.2020.25009>
- Leite, C. H. P., Moita Neto, J. M., & Bezerra, A. K. L. (2022). Novo marco legal do saneamento básico: alterações e perspectivas. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 27(5), 1041-1047. <http://doi.org/10.1590/s1413-415220210311>
- Lima, C. R. N., Zeilhofer, P., Dores, E., & Fantin-Cruz, I. (2015). Variabilidade espacial da qualidade de água em escala de bacias - Rio Cuiabá e São Lourenço, Mato Grosso. *RBRH*, 20(1), 169-178.
<http://doi.org/10.21168/rbrh.v20n1.p169-178>
- Lin, L., Yang, H., & Xu, X. (2022). Effects of water pollution on human health and disease heterogeneity: a review. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 880246. <http://doi.org/10.3389/fenvs.2022.880246>
- Lopes, L. C. B. (2022). Saneamento básico e planejamento estratégico: um estudo de caso no município de Paracuru (CE) a partir da perspectiva da gestão e do novo marco do saneamento. *Revista Debates em Administração Pública*, 3(3), 1-38.
- Makropoulos, C. K., Natsis, K., Liu, S., Mittas, K., & Butler, D. (2008). Decision support for sustainable option selection in integrated urban water management. *Environmental Modelling & Software*, 23(12), 1448-1460.
<http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.04.010>
- Malisa, R., Schwella, E., & Kidd, M. (2019). From 'government' to 'governance': a quantitative transition analysis of urban wastewater management principles in Stellenbosch municipality. *The Science of the Total Environment*, 674, 494-511. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.194>

- Melo, T. V., Nunes, M. C. M., Martins Filho, E. M. S., Cadoná, E. A., Carlos, F. S., & Miguel, P. (2024). Loss of nitrogen, phosphorus, and potassium through surface runoff under simulated rainfall in different soil management systems. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 29, e20230071. <http://doi.org/10.1590/s1413-415220230071>
- Mesquita, T. C. R., Rosa, A. P., Gomes, U. A. F., & Borges, A. C. (2021). Gestão descentralizada de soluções de esgotamento sanitário no Brasil: aspectos conceituais, normativos e alternativas tecnológicas. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 56, 46-66. <http://doi.org/10.5380/dma.v56i0.72908>
- Mitchell, V. G., Mein, R. G., & McMahon, T. A. (2001). Modelling the urban water cycle. *Environmental Modelling & Software*, 16(7), 615-629. [http://doi.org/10.1016/S1364-8152\(01\)00029-9](http://doi.org/10.1016/S1364-8152(01)00029-9)
- Mohapatra, S. S., Wu, W., Tiwari, M. K., & Arora, M. (2022). An IUWM incorporated model to improve water supply reliability in intermittent and no service areas. *Resources, Conservation and Recycling*, 181, 106248. <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106248>
- Neves-Silva, P., & Heller, L. (2016). O direito humano à água e ao esgotamento sanitário como instrumentos para promoção da saúde de populações vulneráveis. *Ciencia & Saude Coletiva*, 21(6), 1861-1869. <http://doi.org/10.1590/1413-81232015216.03422016>
- Nieuwenhuis, E., Cuppen, E., Langeveld, J., & De Bruijn, H. (2021). Towards the integrated management of urban water systems: conceptualizing integration and its uncertainties. *Journal of Cleaner Production*, 280(2), 124977. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124977>
- Nobres. (2017). *Plano municipal de saneamento básico: Nobres-MT*. Recuperado em 13 de maio de 2025, de https://persmt.setec.ufmt.br/wp-content/uploads/2020/08/PMSB_Nobres.pdf
- Organização Mundial de Saúde – OMS. (2019). *Water, sanitation, hygiene and health: a primer for health professionals*. Geneva: WHO. Recuperado em 13 de maio de 2025, de <https://www.who.int/publications/i/item/WHO-CED-PHE-WSH-19.149>
- Paganini, W. S., & Bocchiglieri, M. M. (2021). O novo marco legal do saneamento: universalização e saúde pública. *Revista USP*, 128(128), 45-60. <http://doi.org/10.11606/issn.2316-9036.i128p45-60>
- Puchol-Salort, P., Boskovic, S., Dobson, B., Van Reeuwijk, M., & Mijic, A. (2022). Water neutrality framework for systemic design of new urban developments. *Water Research*, 219, 118583. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118583>
- Rashetnia, S., Sharma, A. K., Ladson, A. R., Browne, D., & Yaghoubi, E. (2022). A scoping review on water sensitive urban design aims and achievements. *Urban Water Journal*, 19(5), 453-467. <http://doi.org/10.1080/1573062X.2022.2044494>
- Richter, K., Santos, D. C., & Schmid, A. L. (2020). Efficiency analysis of water conservation measures in sanitary infrastructure systems by means of a systemic approach. *Sustainability*, 12(7), 3055. <http://doi.org/10.3390/su12073055>
- Ruangpan, L., Vojinovic, Z., Di Sabatino, S., Leo, L. S., Capobianco, V., Oen, A. M., McClain, M., & Lopez-Gunn, E. (2020). Nature-based solutions for hydro-meteorological risk reduction: a state-of-the-art review of the research area. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 20(1), 243-270. <http://doi.org/10.5194/nhess-20-243-2020>
- Santos, D. C., & Benetti, A. (2014). Application of the UWU model for urban water use management purposes. *Water Science and Technology*, 70(3), 407-413. <http://doi.org/10.2166/wst.2014.229>
- Santos, D. C., & van der Steen, P. (2011). *Understanding the IUWM principles: an activity based on role play approach (for facilitator and specialists)*. Curitiba: UFPR.
- Silva, H. T., Guimarães, L. S., Chaves, C. S., Coelho Júnior, G. G., & Costa, A. S. V. (2020). Evaluation of the Distribution of Sanitation Among the Federative Units of Brazil. *International Journal of Geoscience, Engineering and Technology*, 2(1), 63-71.
- Suleiman, L. (2021). Blue green infrastructure, from niche to mainstream: challenges and opportunities for planning in Stockholm. *Technological Forecasting and Social Change*, 166, 120528. <http://doi.org/10.1016/j.techfore.2020.120528>
- Tourinho, M., Barbosa, F., Santos, P. R., Pinto, F. T., & Camanho, A. S. (2023). Productivity change in Brazilian water services: a benchmarking study of national and regional trends. *Socio-Economic Planning Sciences*, 86, 101491. <http://doi.org/10.1016/j.seps.2022.101491>
- von Sperling, M. (2017). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos* (4. ed.). Belo Horizonte: UFMG.
- Xiao, J., Wang, L., Deng, L., & Jin, Z. (2019). Characteristics, Sources, Water Quality and Health Risk Assessment of Trace Elements in River Water and Well Water in the Chinese Loess Plateau. *The Science of the Total Environment*, 650(part 2), 2004-2012. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.322>

Zhao, D., Liu, J., Sun, L., Ye, B., Hubacek, K., Feng, K., & Varis, O. (2021). Quantifying economic-social-environmental trade-offs and synergies of water-supply constraints: an application to the capital region of China. *Water Research*, 195, 116986. <http://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116986>

Contribuições dos autores:

Michel Marques Monteiro: conceituação, metodologia, validação, investigação, redação – rascunho original, redação – revisão e edição, visualização, administração do projeto.

Heloíse Angélica Giacobbo: conceituação, metodologia, validação, investigação, redação – rascunho original.

Nilton Lopes Junior: conceituação, metodologia, validação, investigação, redação – rascunho original.

Taiane Regina Hoepers: validação, redação – revisão e edição, supervisão.

Daniel Costa dos Santos: conceituação, metodologia, validação, investigação, redação – revisão e edição, supervisão, administração do projeto