v7.n12.2026

REVISTA CIENTÍFICA - RECIMA21 ISSN 2675-6218

CAPACIDADE DE REAERAÇÃO E DÉFICIT DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM TRECHO PERENIZADO DO RIO PIANCÓ, SEMIÁRIDO PARAIBANO

REAERATION CAPACITY AND DISSOLVED OXYGEN DEFICIT IN A PERENNIALIZED REACH OF THE PIANCÓ RIVER, SEMIARID PARAÍBA, BRAZIL

CAPACIDAD DE REAIREACIÓN Y DÉFICIT DE OXÍGENO DISUELTO EN UN TRAMO PERENNIZADO DEL RÍO PIANCÓ, SEMIÁRIDO DE PARAÍBA, BRASIL

Antonio Lopes da Silva[1], Gleisson dos Santos da Silva[2], Antonio Gustavo dos Santos Neto[3], Camilo Allyson Simões de Farias[4], Lauriane Almeida dos Anjos Soares[5]

https://doi.org/10.47820/recima21.v7i12.9457

PUBLICADO: 12/2026

RESUMO

A capacidade de reaeração condiciona a recuperação do oxigênio dissolvido em rios receptores de cargas orgânicas. Este trabalho quantificou essa capacidade e o déficit de oxigênio dissolvido em trecho de 37,7 km do rio Piancó, rio intermitente perenizado do semiárido paraibano, a jusante do complexo hídrico Coremas/Mãe d'Água. Realizaram-se doze campanhas mensais em seis pontos de monitoramento, entre novembro de 2024 e outubro de 2025. O termo de reaeração de Streeter-Phelps foi empregado como cenário contrafactual, que representa a trajetória do oxigênio dissolvido na ausência de lançamentos, com coeficiente estimado por O'Connor e Dobbins e concentração de saturação corrigida para a temperatura e a altitude. O déficit variou de 2,45 a 4,44 mg/L nos quatro cenários, com o maior valor a jusante da área urbana de Coremas. A demanda bioquímica de oxigênio elevou-se 3,4 e 4,7 vezes nas duas travessias urbanas e retornou a valores inferiores a 1,0 mg/L nos pontos intermediários, o que constitui indício de aporte lateral localizado de matéria orgânica. A simulação individual das campanhas confirmou o resultado, com déficit positivo em todas. O segmento final apresentou coeficiente de reaeração de 1,05 d^{-1} a 20 °C e cenário contrafactual que não ultrapassou 5,37 mg/L, o que configura vulnerabilidade estrutural. A recuperação do trecho depende do controle das cargas orgânicas nele lançadas, e os resultados não sustentam a flexibilização da remoção mínima de demanda bioquímica de oxigênio prevista na Resolução CONAMA nº 430/2011.

PALAVRAS-CHAVE: Modelagem da qualidade da água. Modelo de Streeter-Phelps. Carga orgânica. Transferência gasosa ar-água. Enquadramento de corpos hídricos.

ABSTRACT

Reaeration capacity constrains the recovery of dissolved oxygen in rivers receiving organic loads. This study quantified this capacity and the dissolved oxygen deficit along a 37.7 km reach of the Piancó River, a perennialized intermittent river in semiarid Paraíba, Brazil, downstream of the Coremas/Mãe d'Água reservoir system. Twelve monthly campaigns were carried out at six monitoring points between November 2024 and October 2025. The Streeter-Phelps reaeration term was used as a counterfactual scenario, which represents the dissolved oxygen trajectory in the absence of discharges, with the coefficient estimated by O'Connor-Dobbins and the saturation concentration corrected for temperature and altitude.

[1] Doutorando em Engenharia de Recursos Naturais pelo PPGEGRN/CTRN/UFCG, Campina Grande, Paraíba, Brasil.
[2] Graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária pelo CCTA/UFCG, Pombal, Paraíba, Brasil.
[3] Doutor em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Professor da UACTA/CCTA/UFCG, Pombal, Paraíba, Brasil.
[4] Doutor em Engenharia pela Universidade de Ehime, Japão. Professor do DEC/CTRN/UFCG, Campina Grande, Paraíba, Brasil.
[5] Doutora em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Professora da UAGRA/CCTA/UFCG, Pombal, Paraíba, Brasil.

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

The deficit ranged from 2.45 to 4.44 mg/L across the four scenarios, with the highest value downstream of the urban area of Coremas. Biochemical oxygen demand increased 3.4- and 4.7-fold at the two urban crossings and returned to values below 1.0 mg/L at the intermediate points, which constitutes an indication of localized lateral input of organic matter. The campaign-by-campaign simulation confirmed the result, with a positive deficit in every campaign. The final segment showed a reaeration coefficient of 1.05 d^{-1} at 20 °C and a counterfactual scenario that did not exceed 5.37 mg/L, which constitutes structural vulnerability. Recovery of the reach depends on controlling the organic loads discharged into it, and the results do not support relaxing the minimum biochemical oxygen demand removal set out in CONAMA Resolution No. 430/2011.

KEYWORDS: *Water quality modeling. Streeter-Phelps model. Organic load. Air-water gas transfer. Water body classification.*

RESUMEN

La capacidad de reaireación condiciona la recuperación del oxígeno disuelto en ríos receptores de cargas orgánicas. Este trabajo cuantificó esa capacidad y el déficit de oxígeno disuelto en un tramo de 37,7 km del río Piancó, río intermitente perennizado del semiárido de Paraíba (Brasil), aguas abajo del complejo hídrico Coremas/Mãe d'Água. Se realizaron doce campañas mensuales en seis puntos de monitoreo, entre noviembre de 2024 y octubre de 2025. El término de reaireación de Streeter-Phelps se empleó como escenario contrafactual, que representa la trayectoria del oxígeno disuelto en ausencia de vertidos, con el coeficiente estimado por O'Connor y Dobbins y la concentración de saturación corregida para la temperatura y la altitud. El déficit varió de 2,45 a 4,44 mg/L en los cuatro escenarios, con el mayor valor aguas abajo del área urbana de Coremas. La demanda bioquímica de oxígeno aumentó 3,4 y 4,7 veces en las dos travesías urbanas y volvió a valores inferiores a 1,0 mg/L en los puntos intermedios, lo que constituye indicio de aporte lateral localizado de materia orgánica. La simulación individual de las campañas confirmó el resultado, con déficit positivo en todas. El segmento final presentó un coeficiente de reaireación de 1,05 d^{-1} a 20 °C y un escenario contrafactual que no superó 5,37 mg/L, lo que configura vulnerabilidad estructural. La recuperación del tramo depende del control de las cargas orgánicas vertidas en él, y los resultados no respaldan flexibilizar la remoción mínima de demanda bioquímica de oxígeno prevista en la Resolución CONAMA n.º 430/2011.

PALABRAS CLAVE: *Modelización de la calidad del agua. Modelo de Streeter-Phelps. Carga orgánica. Transferencia gaseosa aire-agua. Clasificación de cuerpos de agua.*

1. INTRODUÇÃO

O enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes, constitui instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997) e tem por finalidade estabelecer metas de qualidade a serem alcançadas ou mantidas. A Resolução CONAMA nº 357/2005 fixa, para cada classe de águas doces, limites mínimos de oxigênio dissolvido (BRASIL, 2005), parâmetro que sintetiza o balanço entre o consumo associado à estabilização da matéria orgânica e a reposição decorrente da reaeração atmosférica.

A autodepuração corresponde à capacidade natural de um curso d'água de restabelecer suas condições ambientais originais após receber carga poluidora, mediante processos físicos, químicos e biológicos (VON SPERLING, 2007). Segundo García-Avila *et al.* (2025), a

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

assimilação de poluentes pelos rios encontra-se estreitamente relacionada à disponibilidade de oxigênio dissolvido, e os sistemas fluviais possuem capacidade de autodepuração que pode ser superada quando as cargas excedem seu limiar de resiliência. A reaeração atmosférica constitui a principal via de reposição de oxigênio na coluna d'água, sendo governada pelas características hidráulicas do escoamento (O'CONNOR; DOBBINS, 1958). Este trabalho examina especificamente essa componente, e não o conjunto dos processos de autodepuração, uma vez que as cargas incidentes ao longo do trecho não foram objeto de medição.

A formulação proposta por Streeter e Phelps (1925), desenvolvida originalmente para o rio Ohio, permanece entre as mais empregadas na avaliação da autodepuração fluvial. A revisão sistemática conduzida por García-Avila *et al.* (2025), que analisou trinta estudos publicados entre 2015 e 2024 segundo o protocolo PRISMA, situa-a entre as três formulações mais utilizadas, precedida apenas pelos modelos QUAL2K e QUAL-UFMG, e atribui sua permanência à simplicidade conceitual e à reduzida exigência de dados de entrada. Os mesmos autores identificam, contudo, lacuna relevante: a concentração dos estudos em rios perenes e a necessidade de desenvolver e validar esses modelos em contextos hidroclimáticos sub-representados, mencionando de forma explícita os rios intermitentes e sazonais de regiões áridas e semiáridas.

Essa lacuna possui alcance amplo. Datry, Larned e Tockner (2014) demonstram que os rios intermitentes constituem categoria distinta de ecossistema fluvial, caracterizada pela cessação periódica do escoamento, e Sánchez-Montoya *et al.* (2023) registram que aproximadamente 60% da rede fluvial global apresenta secamento em alguma fase do ano. No semiárido brasileiro, parcela expressiva desses cursos d'água encontra-se perenizada por liberações de reservatórios, condição definida pela Resolução CNRH nº 141/2012 como aquela em que o escoamento é mantido por intervenções na bacia, inclusive obras de infraestrutura hídrica (BRASIL, 2012). Nesses trechos perenizados, o regime hidráulico é determinado pela operação do reservatório, e não pelo regime pluviométrico natural, o que os distingue tanto dos rios perenes quanto dos intermitentes não regularizados.

Acresce que muitos desses trechos atravessam áreas urbanas desprovidas de tratamento de esgoto em operação. Nessas condições, a interpretação das concentrações de oxigênio dissolvido observadas requer, como etapa preliminar, conhecer o que o canal seria capaz de sustentar apenas por reaeração atmosférica, dadas suas características hidráulicas. A comparação entre esse cenário de referência e as concentrações medidas permite dimensionar a diferença a ser explicada por processos não representados, como o consumo associado às cargas orgânicas recebidas, a demanda bentônica e a atividade fotossintética, ainda que não permita atribuir quantitativamente essa diferença a cada um deles. Essa informação é relevante

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

à gestão, pois indica se a capacidade natural de reaeração do trecho é, por si só, compatível com as metas de enquadramento, e delimita o contexto em que se inserem as discussões sobre padrões de lançamento.

Este trabalho estima a capacidade potencial de reaeração de um trecho perenizado do rio Piancó, no semiárido paraibano, e compara as concentrações de oxigênio dissolvido observadas com aquelas que essa capacidade, isoladamente considerada, sustentaria. Para tanto, emprega o termo de reaeração da formulação de Streeter-Phelps como cenário de referência, avalia a aplicabilidade da formulação de O'Connor e Dobbins às condições hidráulicas locais e discute, por meio de balanço de massa simplificado, a compatibilidade de diferentes hipóteses com a magnitude das diferenças verificadas, sem pretender quantificar a contribuição individual de cada processo.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

O oxigênio dissolvido é a variável que melhor sintetiza a condição de um curso d'água submetido a cargas orgânicas, e evidências recentes indicam que seus níveis vêm declinando de forma generalizada. Zhi *et al.* (2023a), ao reconstruírem séries históricas de temperatura e de oxigênio dissolvido de cerca de oitocentos rios dos Estados Unidos e da Europa Central por meio de aprendizado profundo, verificaram aquecimento em 87% e perda de oxigênio em 70% deles, com as taxas mais rápidas de aquecimento nos rios urbanos e as mais rápidas de deoxigenação nos rios sob uso agrícola. Em trabalho complementar, Zhi *et al.* (2023b) demonstraram que a temperatura supera a luz e a vazão como principal controle do oxigênio dissolvido em rios norte-americanos. Esse resultado é particularmente relevante para o semiárido, onde as temperaturas elevadas reduzem a concentração de saturação e, por consequência, estreitam a margem disponível para a assimilação de cargas.

A hipótese de escoamento perene, que sustenta boa parte da modelagem da qualidade da água, tem sido progressivamente revista. Messager *et al.* (2021), ao modelarem 23,3 milhões de quilômetros da rede fluvial mundial, estimaram que entre 51% e 60% de sua extensão deixa de escoar por pelo menos um dia por ano e que, para 52% da população mundial, o curso d'água mais próximo não é perene. Os autores concluem que os rios intermitentes precisam ser incorporados aos modelos fluviais e que conceitos fundamentais da ciência dos rios demandam revisão. No semiárido brasileiro, parcela expressiva desses cursos d'água encontra-se perenizada por liberações de reservatórios, condição em que o regime hidráulico passa a ser determinado pela operação da infraestrutura, e não pelo regime pluviométrico natural.

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

A reposição de oxigênio pela interface ar-água é descrita pelo coeficiente de reaeração, estimado em geral por formulações empíricas que o relacionam à velocidade e à profundidade do escoamento, entre as quais a de O'Connor e Dobbins (1958) permanece amplamente utilizada. Trabalhos recentes, contudo, delimitaram com precisão as fontes de erro dessas formulações. Dolcetti, Brocchini e Siviglia (2026) demonstraram que os dados de calibração dos modelos empíricos de velocidade de transferência gasosa mais difundidos concentram-se em condições de baixo escoamento, viés que explica o desacordo expressivo entre eles quando aplicados a escoamentos mais elevados. Botter, Peruzzo e Durighetto (2021), por sua vez, mostraram que a relação entre a velocidade de transferência gasosa e a taxa de dissipação de energia é habitualmente interpretada na escala do trecho, o que introduz um viés de agregação cuja magnitude depende da heterogeneidade interna do escoamento. Ambos os achados recomendam cautela na aplicação de valores médios de seção a trechos hidraulicamente heterogêneos.

A revisão sistemática de García-Avila *et al.* (2025) situa a formulação de Streeter-Phelps entre as três mais empregadas na avaliação da autodepuração fluvial e registra que os estudos disponíveis se concentram em rios perenes, apontando a necessidade de desenvolvimento e validação em rios intermitentes e sazonais de regiões áridas e semiáridas. A essa lacuna soma-se a evidência de que eventos hidrológicos extremos produzem quedas acentuadas de oxigênio dissolvido associadas à mobilização da matéria orgânica acumulada durante os períodos secos (ZHU *et al.*, 2026). O presente trabalho posiciona-se nesse intervalo, ao aplicar o termo de reaeração a um trecho perenizado do semiárido, verificar as condições de aplicabilidade da formulação adotada e quantificar o afastamento entre a capacidade de reposição do canal e as concentrações efetivamente observadas.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O trecho estudado compreende 37,7 km do rio Piancó, no sertão paraibano, a jusante do complexo hídrico Coremas/Mãe d'Água, maior reservatório do estado da Paraíba, com capacidade de armazenamento da ordem de 1,3 bilhão de metros cúbicos. O escoamento do trecho é mantido pelas liberações de vazões controladas do complexo hídrico, destinadas à perenização do rio Piancó, para a manutenção do ecossistema aquático ao longo de todo seu percurso. Por se tratar de rio federal, sua operação está sob responsabilidade da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). O clima é semiárido, com precipitação concentrada entre os meses de janeiro e maio, passando por período de estiagem nos demais

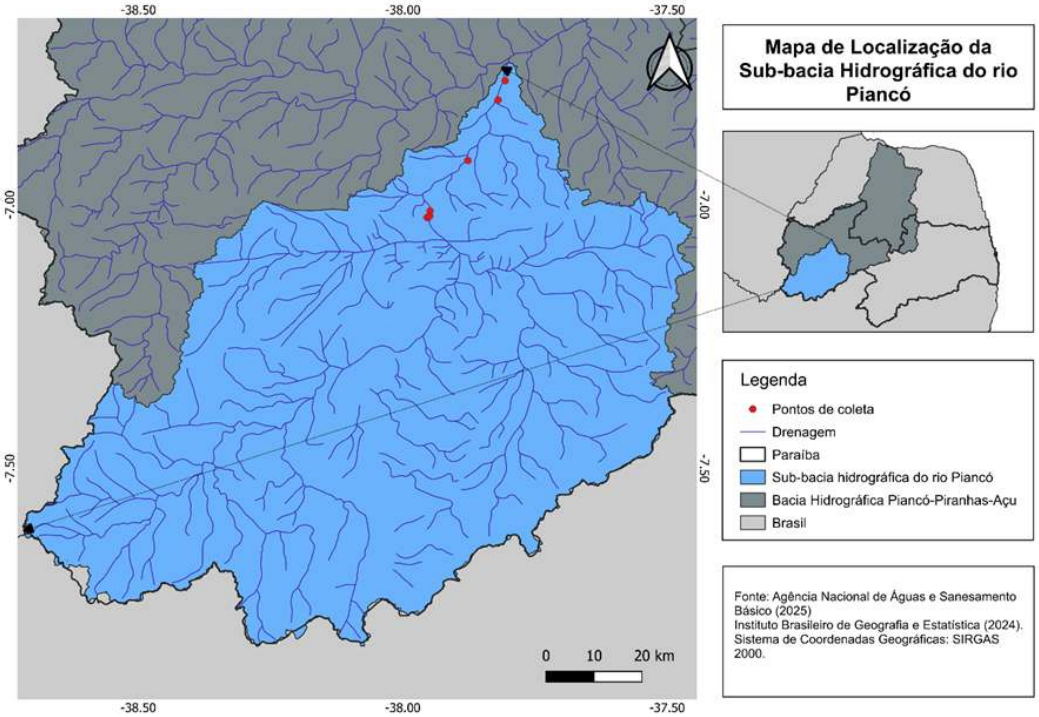
Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

meses do ano e contabilizando uma pluviometria média de aproximadamente 800 mm/ano segundo dados da AESA em 2025.

O trecho sofre influência de três municípios: diretamente de Coremas e Pombal, que são margeados pelo rio, e de Cajazeirinhas, cuja sede fica a aproximadamente 18 km do curso fluvial. Nenhuma indústria de grande porte encontra-se instalada na área, de modo que o principal vetor de pressão corresponde ao lançamento de efluentes domésticos. Coremas não dispõe de estação de tratamento de esgoto, e a unidade existente em Pombal não se encontrava em operação durante o período de monitoramento, de modo que os efluentes são lançados no rio por meio de canais de drenagem e córregos a céu aberto.

Foram monitorados seis pontos, distribuídos ao longo do trecho e apresentados na Figura 1. O ponto P_1 situa-se no reservatório; P_2 corresponde à seção imediatamente a jusante das turbinas; P_3 localiza-se a 1,7 km, a jusante da área urbana de Coremas; P_4 situa-se a 17,9 km, em Cajazeirinhas; P_5 a 33,4 km, a montante de Pombal; e P_6 a 37,7 km, a jusante da área urbana de Pombal.

Figura 1. Localização da área de estudo e dos pontos de monitoramento na sub-bacia hidrográfica do rio Piancó



Fonte: Adaptado com base no IBGE (2024) e ANA (2025).

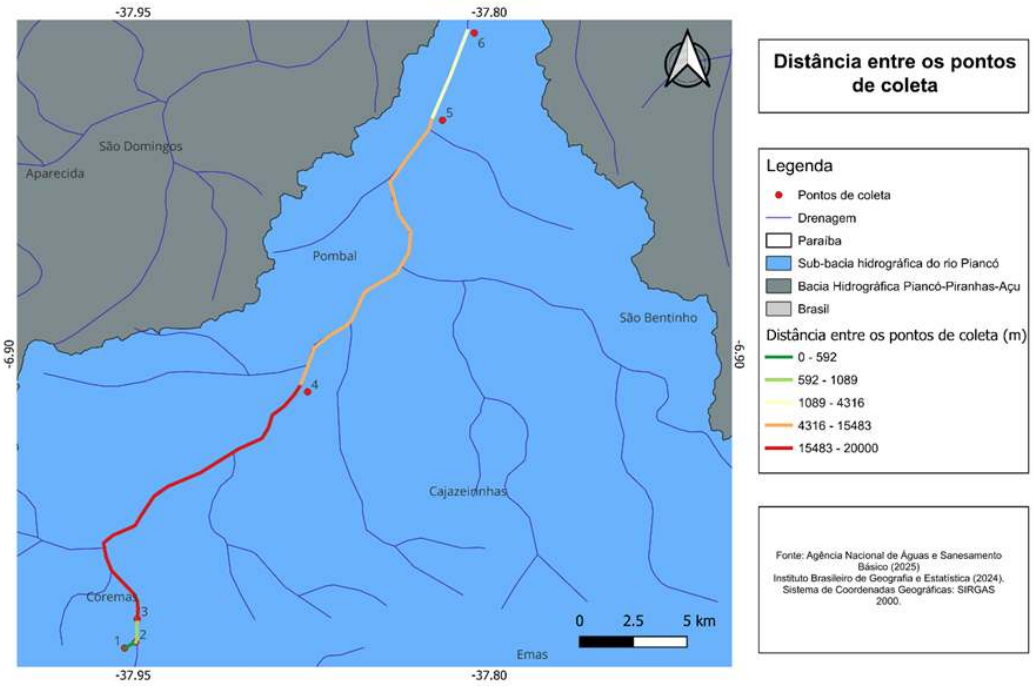
Optou-se por utilizar a modelagem matemática desenvolvida por Streeter e Phelps (1925), porque o modelo é o referencial clássico da engenharia sanitária, permitindo

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

correlacionar a carga orgânica lançada (DBO) com a resposta do corpo hídrico em termos de oxigênio dissolvido (OD). Apresenta simplicidade conceitual e necessita de poucos parâmetros de entrada. Sua aplicação é amplamente difundida e aceita por órgãos ambientais e reguladores para a simulação de cenários de impacto sobre a qualidade da água.

As equações de Streeter-Phelps calculam a variação do oxigênio em função do tempo de percurso (*t*). No entanto, em um rio real, é necessário realizar a medição das distâncias (*x*), e para aplicar o modelo usa-se a relação: $t = x/v$ (onde *v* é a velocidade do rio). Os comprimentos dos trechos compreendidos entre pontos consecutivos foram determinados ao longo do eixo do canal, em ambiente de sistema de informações geográficas, conforme apresentado na Figura 2.

Figura 2. Distâncias entre os pontos de coleta ao longo do eixo do canal



Fonte: Adaptado com base no IBGE (2024) e ANA (2025).

3.2. Amostragem e determinações analíticas

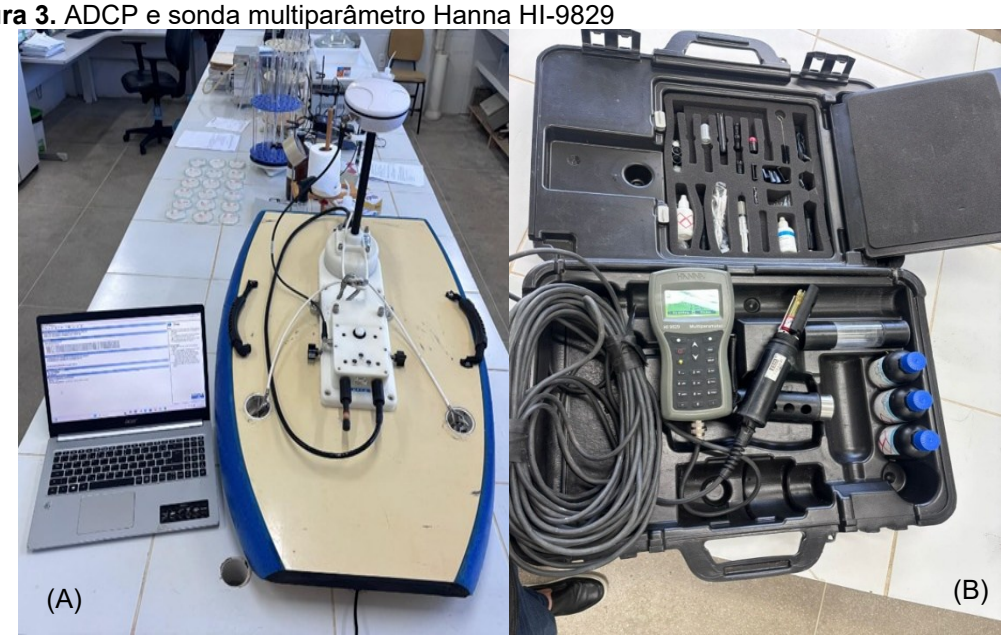
Realizaram-se doze campanhas mensais, entre novembro de 2024 e outubro de 2025, totalizando setenta e duas amostras. A coleta seguiu as diretrizes do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (BRANDÃO *et al.*, 2011) e a norma NBR 9898 (ABNT, 1987). As amostras foram coletadas no sentido contrário ao do fluxo, a profundidade de 10 a 30 cm abaixo da superfície, e acondicionadas em caixas térmicas a temperatura entre 2 e 4 °C até a chegada ao laboratório.

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

A temperatura e o oxigênio dissolvido foram determinados em campo, por meio de medidor portátil multiparâmetro Hanna, modelo HI-9829 (Figura 3B), previamente calibrado segundo os procedimentos do fabricante. Para a determinação da DBO_5, as amostras foram preparadas em duplicata e submetidas ao método de diluição descrito por APHA, AWWA e WEF (2017), que consiste na diluição da amostra (se necessário) em água diluente previamente oxigenada, na medição do OD inicial, na incubação em frascos hermeticamente fechados a 20 ºC por 5 dias e, posteriormente, na medição do OD final. Calculou-se a DBO_5 a partir da diferença de concentrações de OD inicial e final, considerando o fator de diluição.

A velocidade do escoamento, a profundidade e a vazão foram medidas em cada campanha nas seções transversais correspondentes aos pontos de monitoramento com uso de Perfilador Acústico de Correntes por Efeito Doppler (ADCP), modelo RiverSurveyor S5 ADP, da SonTek (Figura 3A).

Figura 3. ADCP e sonda multiparâmetro Hanna HI-9829



Fonte: Elaboração própria.

3.3. Modelo de reaeração e cenário de referência

O coeficiente de reaeração (K_2) foi estimado por meio da formulação de O'Connor e Dobbins (1958), que relaciona a transferência de oxigênio atmosférico às características hidráulicas do escoamento. O método baseia-se na hipótese de que a reaeração ocorre através da renovação constante da película superficial de água e a fórmula é frequentemente apresentada de forma simplificada para a temperatura de 20°C, apresentada na Equação 1, na

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

qual v corresponde à velocidade média do escoamento, em m/s, e H à profundidade média, em m.

$$k_2 = 3{,}73 \cdot v^{0{,}5} \cdot H^{-1{,}5} \quad (1)$$

A correção do coeficiente para a temperatura média de cada trecho foi efetuada pela relação exponencial proposta por Elmore e West (1961), apresentada na Equação 2, adotando-se coeficiente de temperatura θ igual a 1,024, valor recomendado por Von Sperling (2007) e por Chapra (1997) para cursos d'água naturais.

$$k_2,T = k_2 \cdot \theta^{(T-20)} \quad (2)$$

A concentração de saturação de oxigênio dissolvido foi estimada pela expressão polinomial em função da temperatura recomendada por APHA, AWWA e WEF (2017) e reproduzida por Von Sperling (2007), conforme a Equação 3, e posteriormente corrigida para a altitude local pela Equação 4, também indicada por Von Sperling (2007), na qual altitude corresponde à cota altimétrica em metros.

$$Cs = 14{,}652 - 4{,}1022 \times 10^{-1} \cdot T + 7{,}9910 \times 10^{-3} \cdot T^2 - 7{,}7774 \times 10^{-5} \cdot T^3 \quad (3)$$

$$Cs,alt = Cs \cdot (1 - alt / 9450) \quad (4)$$

A evolução do oxigênio dissolvido ao longo do percurso foi descrita pela Equação 5, que corresponde ao termo de reaeração da formulação de Streeter e Phelps (1925), no qual C_0 representa a concentração na seção de montante e t o tempo de viagem, obtido pela razão entre o comprimento do trecho, medido ao longo do eixo do canal conforme a Figura 2, e a velocidade média do escoamento.

$$C(t) = Cs,alt - (Cs,alt - C_0) \cdot \exp(-k_2,T \cdot t) \quad (5)$$

Cumpre delimitar com precisão o que essa formulação representa, uma vez que tal delimitação condiciona toda a interpretação subsequente. A Equação 5 descreve a recuperação do oxigênio dissolvido em direção à concentração de saturação, governada exclusivamente pela reaeração, sem a incorporação de termos de consumo distribuídos ao longo do percurso. A curva assim obtida não constitui previsão da concentração esperada na seção de jusante, mas cenário de referência correspondente à trajetória que o oxigênio dissolvido seguiria caso nenhuma carga adicional fosse lançada entre as duas seções. Chapra (1997) descreve esse tipo de construção como cenário contrafactual, empregado para isolar a contribuição de um mecanismo específico do conjunto de processos atuantes no sistema real.

Dessa delimitação decorre consequência metodológica relevante. A diferença entre a curva simulada e a concentração observada, definida pela Equação 6, não deve ser interpretada como erro de predição, tampouco avaliada por índices de aderência que pressupõem que o modelo se destine a reproduzir a observação. Essa diferença, aqui denominada déficit,

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

corresponde ao afastamento entre a concentração simulada no cenário exclusivo de reaeração e a concentração observada, e constitui o próprio resultado de interesse. Cumpre registrar que ela não pode ser atribuída integralmente às cargas lançadas, uma vez que o cenário não representa a desoxigenação carbonácea, a nitrificação, a demanda bentônica, a produção primária nem a respiração aquática.

$$D = C(t) - C_obs \quad (6)$$

As simulações foram realizadas no Microsoft Office Excel 2021 e conduzidas em quatro cenários delimitados pelos pontos de monitoramento, adotando-se como condição de contorno de montante a concentração média observada na seção inicial de cada um. Os dois primeiros cenários partem da mesma seção, situada a jusante das turbinas, e são, portanto, parcialmente sobrepostos: o primeiro encerra-se em P_3 e o segundo prossegue até P_4, o que permite examinar a trajetória do oxigênio dissolvido na travessia urbana de Coremas e para além dela. As concentrações observadas nas seções de jusante correspondem às médias das doze campanhas.

3.4. Faixa de aplicabilidade da formulação

A formulação de O'Connor e Dobbins (1958) possui faixa de aplicabilidade delimitada pelos próprios autores a profundidades entre 0,6 e 4,0 m e a velocidades entre 0,05 e 0,8 m/s, restrição igualmente registrada por Von Sperling (2007). Verificou-se o atendimento a esses limites tanto para os valores médios de cada trecho quanto campanha a campanha.

3.5. Simulação campanha a campanha

Além da simulação conduzida com os valores médios de cada cenário, procedeu-se à simulação individual de cada campanha, uma vez que a formulação adotada não é linear e a média das simulações não equivale à simulação das médias. Empregaram-se, para tanto, a velocidade, a profundidade, a temperatura e a concentração de oxigênio dissolvido efetivamente medidas na seção de montante em cada mês, das quais resultaram o coeficiente de reaeração, a concentração de saturação e o tempo de viagem correspondentes. O déficit de cada campanha foi obtido pela diferença entre a concentração simulada ao final do cenário e a concentração observada na seção de jusante no mesmo mês, e os resultados foram sintetizados por média, desvio padrão, mediana e amplitude. O procedimento contemplou as campanhas que dispõem de medição hidráulica completa na seção de montante, correspondentes a onze campanhas nos cenários com origem em P_2 e em P_5 e a doze no cenário com origem em P_4.

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

4. RESULTADOS

4.1. Parametrização hidráulica e cinética

Os parâmetros adotados na simulação constam da Tabela 1. As concentrações de saturação situaram-se, antes da correção altimétrica, entre 7,60 e 7,74 mg/L, para faixa térmica média entre 27,9 e 28,8 °C. A correção para as cotas de 220 m em Coremas, 198 m em Cajazeirinhas e 184 m em Pombal reduziu esses valores para a faixa entre 7,45 e 7,56 mg/L. As concentrações iniciais dos cenários com origem em P_2 e em P_5 correspondem às médias de onze campanhas, uma vez que a campanha de novembro de 2024 não dispôs de medição de velocidade nessas seções e foi excluída da parametrização hidráulica. Por essa razão, esses valores, de 5,76 e 4,58 mg/L, diferem das médias das doze campanhas apresentadas na Tabela 4, de 6,03 e 4,75 mg/L.

Tabela 1. Parâmetros hidráulicos, cinéticos e tempos de viagem adotados na simulação

Trecho simulado	L (m)	v (m/s)	H (m)	T (°C)	Altitude (m)	Cs (mg/L)	C0 (mg/L)	k2,T (d^{-1})	t (h)
$P_2 \rightarrow P_3$ (Coremas)	1.088	0,18	0,75	27,88	220	7,56	5,76	2,96	1,67
$P_2 \rightarrow P_4$ (Cajazeirinhas)	17.322	0,18	0,75	27,88	220	7,56	5,76	2,96	26,65
$P_4 \rightarrow P_5$ (Pombal)	15.482	0,30	0,74	28,63	198	7,47	4,60	3,90	14,52
$P_5 \rightarrow P_6$ (Pombal, jusante)	4.315	0,20	1,36	28,81	184	7,46	4,58	1,30	5,95

Nota: Cs corresponde à concentração de saturação já corrigida para a altitude; C0, à concentração inicial na seção de montante; e t, ao tempo de viagem. Nos cenários com origem em P2 e em P5, a campanha de novembro de 2024 foi excluída do cálculo das médias por ausência de medição de velocidade.
Fonte: Elaboração própria.

4.2. Verificação das condições de aplicabilidade

Os valores médios de velocidade e de profundidade dos três trechos situam-se integralmente dentro da faixa de aplicabilidade da formulação adotada, conforme apresentado na Tabela 2. A análise campanha a campanha identificou cinco ocorrências de profundidade abaixo do limite inferior de 0,6 m, sendo três no trecho de Coremas, nos meses de agosto, setembro e outubro de 2025, e duas no trecho de Cajazeirinhas, em agosto e outubro de 2025. Todas se concentram no período de estiagem. Nenhuma medição de velocidade situou-se fora do intervalo admitido.

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

Tabela 2. Verificação das condições de aplicabilidade e coeficientes de reaeração resultantes

Trecho	Campanhas	Velocidade observada (m/s)	Profundidade observada (m)	Campanhas com H < 0,6 m	k2 (d^{-1})	k2,T (d^{-1})
P_2 (turbinas)	11	0,06 a 0,55	0,57 a 1,01	3	2,46	2,96
P_4 (Cajazeirinhas)	12	0,13 a 0,42	0,57 a 1,03	2	3,18	3,90
P_5 (Pombal)	11	0,08 a 0,29	1,06 a 1,58	0	1,05	1,30

Fonte: Elaboração própria, com base em O'Connor e Dobbins (1958).

Os coeficientes obtidos ordenam-se conforme a lógica física do método. O trecho de Pombal, que reúne simultaneamente a menor velocidade média, de 0,20 m/s, e a maior profundidade média, de 1,36 m, apresenta o menor coeficiente de reaeração da série, de 1,05 d^{-1}. O trecho de Cajazeirinhas, com a maior velocidade média e profundidade semelhante à de Coremas, exibe o maior coeficiente, de 3,18 d^{-1}. Essa ordenação é coerente com o mecanismo descrito por O'Connor e Dobbins (1958), posteriormente confirmado por Churchill, Elmore e Buckingham (1962) e por Owens, Edwards e Gibbs (1964), segundo o qual a transferência de oxigênio pela interface ar-água cresce com a turbulência e decresce com a espessura da lâmina d'água.

4.3. Perfis de reaeração e déficit de oxigênio

A confrontação entre o cenário de reaeração sem lançamento e as médias observadas nas seções de jusante consta da Tabela 3, e os perfis longitudinais correspondentes são apresentados na Figura 4.

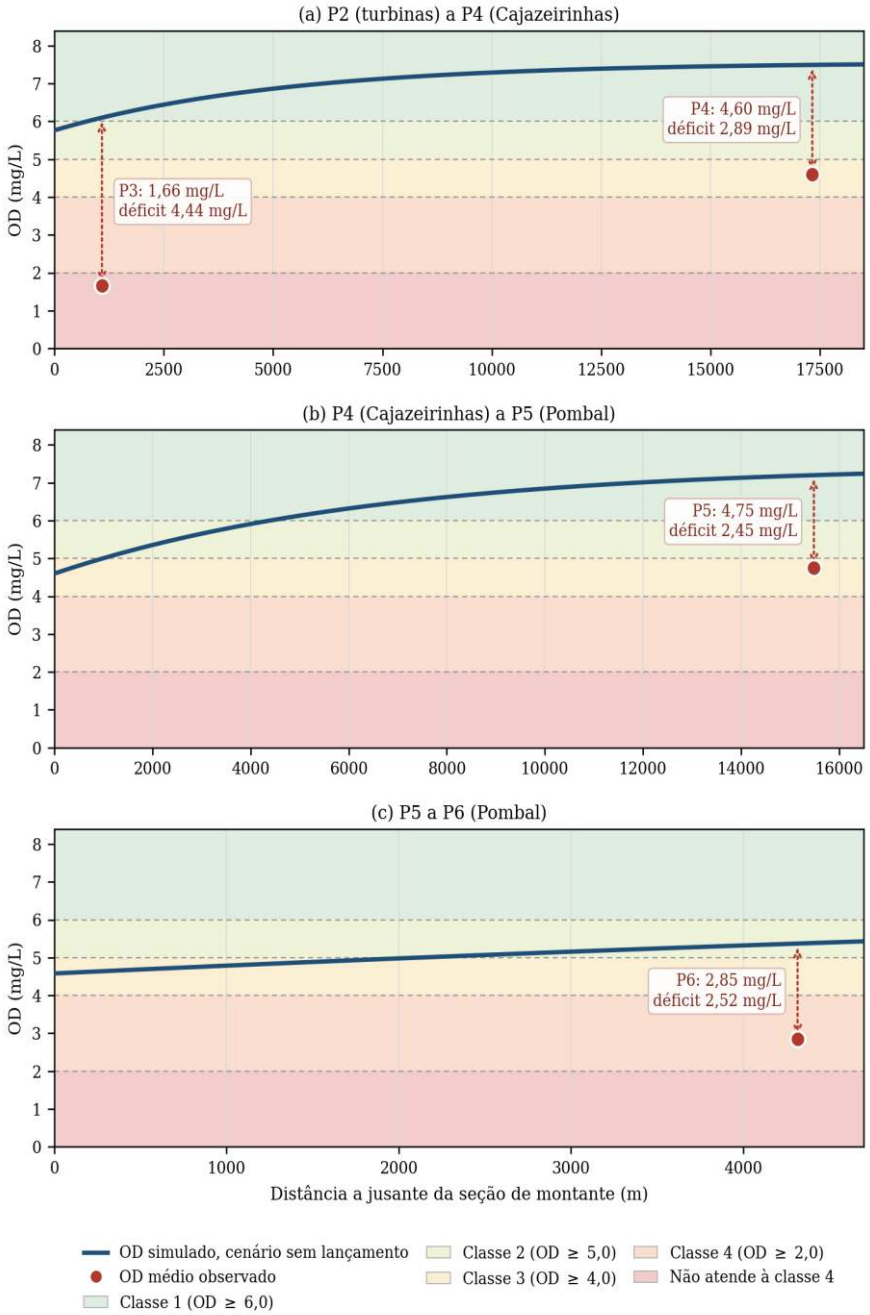
Tabela 3. Déficit de oxigênio dissolvido em relação ao cenário de reaeração sem lançamento

Trecho	t (h)	OD do cenário sem lançamento (mg/L)	OD médio observado (mg/L)	Déficit (mg/L)
$P_2 \rightarrow P_3$ (Coremas)	1,67	6,10	1,66	4,44
$P_2 \rightarrow P_4$ (Cajazeirinhas)	26,65	7,49	4,60	2,89
$P_4 \rightarrow P_5$ (Pombal)	14,52	7,20	4,75	2,45
$P_5 \rightarrow P_6$ (Pombal, jusante)	5,95	5,37	2,86	2,52

Fonte: Elaboração própria.

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

Figura 4. Cenário de reaeração sem lançamento e concentrações observadas nos quatro trechos simulados



Nota: as faixas em segundo plano correspondem aos limites de oxigênio dissolvido das classes 1 a 4 de águas doces (BRASIL, 2005). A figura foi elaborada com o auxílio de ferramenta de inteligência artificial, a partir dos dados da pesquisa.
Fonte: Elaboração própria.

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

Os quatro trechos apresentam déficit, com valores entre 2,45 e 4,44 mg/L. No primeiro deles, a reaeração natural elevaria a concentração de oxigênio dissolvido de 5,76 mg/L na seção das turbinas para 6,10 mg/L próximo dos 1.088 m, ao passo que a média observada em P_3 é de 1,66 mg/L, inferior ao limite mínimo de oxigênio dissolvido da classe 4, do que resulta o maior déficit da série. Aproximadamente aos 17.322 m, o cenário de referência alcança 7,49 mg/L, ultrapassando o limite da classe 1, enquanto a média observada em P_4, de 4,60 mg/L, é compatível com o limite mínimo de oxigênio dissolvido da classe 3.

No trecho entre P_4 e P_5, o cenário de referência projeta recuperação até 7,20 mg/L, partindo da média observada de 4,60 mg/L e alcançando o limite da classe 2 próximo dos 1.000 m e o da classe 1 aos 4.387 m. A média observada em P_5, de 4,75 mg/L, configura o menor déficit da série. Este é, ademais, o único trecho em que a concentração observada a jusante supera a de montante, com elevação de 4,60 para 4,75 mg/L, o que sugere balanço líquido favorável à reposição. A ausência de medições específicas de cada processo, contudo, impede determinar sua contribuição relativa.

O trecho final apresenta comportamento distinto. Em razão do reduzido coeficiente de reaeração, a recuperação projetada é lenta, partindo de 4,58 mg/L e alcançando apenas 5,37 mg/L ao final dos 4.315 m. O cenário de referência ultrapassa o limite da classe 2 somente aos 2.113 m e em nenhum momento atinge o patamar da classe 1. A média observada em P_6, de 2,86 mg/L, corresponde à classe 4.

A distribuição longitudinal do oxigênio dissolvido e da matéria orgânica consta da Tabela 4.

Tabela 4. Gradientes longitudinais de oxigênio dissolvido e de matéria orgânica

Ponto	Município	Distância (km)	OD médio (mg/L)	DBO média (mg/L)	Amostras < 5 mg/L de OD (%)
P_1	Coremas	0,00	5,70	2,03	33,3
P_2	Coremas	0,59	6,03	1,26	16,7
P_3	Coremas	1,68	1,66	4,32	100,0
P_4	Cajazeirinhas	17,91	4,60	0,92	58,3
P_5	Pombal	33,40	4,75	0,88	66,7
P_6	Pombal	37,71	2,86	4,16	100,0

Fonte: Elaboração própria.

Entre P_2 e P_3, ao longo de 1.088 m, a demanda bioquímica de oxigênio média eleva-se de 1,26 para 4,32 mg/L, incremento de 3,4 vezes, ao passo que o oxigênio dissolvido médio recua de 6,03 para 1,66 mg/L. Padrão análogo verifica-se entre P_5 e P_6, onde a demanda bioquímica de oxigênio cresce 4,7 vezes, de 0,88 para 4,16 mg/L, e o oxigênio dissolvido recua de 4,75 para 2,86 mg/L. Nos pontos intermediários, P_4 e P_5, a demanda bioquímica de oxigênio

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

retorna a valores inferiores a 1,0 mg/L. Nos pontos P_3 e P_6, a totalidade das amostras apresentou concentração de oxigênio dissolvido inferior a 5 mg/L, e em P_3 três quartos das amostras situaram-se abaixo de 2 mg/L.

4.4. Simulação campanha a campanha

A síntese das simulações individuais consta da Tabela 5.

Tabela 5. Déficit de oxigênio dissolvido obtido pela simulação individual de cada campanha

Cenário	n	Média	Desvio padrão	Mediana	Mínimo	Máximo	Cenário médio
P2 → P3 (Coremas)	11	4,68	1,05	4,85	2,44	6,49	4,44
P2 → P4 (Cajazeirinhas)	11	3,00	0,59	2,93	2,25	3,79	2,89
P4 → P5 (Pombal)	12	2,40	1,16	2,59	0,25	4,04	2,45
P5 → P6 (Pombal, jusante)	11	2,73	0,99	2,67	1,31	5,10	2,52

Nota: déficits em mg/L; a coluna Cenário médio reproduz o valor obtido com os parâmetros médios, apresentado na Tabela 3.
Fonte: Elaboração própria.

A simulação individual converge com a estimativa obtida a partir dos valores médios. A maior diferença entre as duas abordagens é de 0,24 mg/L, e em todos os cenários o déficit calculado com médias situa-se dentro de um desvio padrão da distribuição das campanhas. O resultado mais relevante, contudo, refere-se à consistência do sinal: nas quarenta e cinco simulações individuais realizadas, o déficit foi positivo sem exceção, de modo que em nenhuma campanha a concentração observada na seção de jusante alcançou a trajetória projetada pelo cenário de reaeração sem lançamento.

A análise individual revela, por outro lado, a variabilidade que os valores médios ocultam. No cenário com origem em P_2, o coeficiente de reaeração corrigido para a temperatura variou de 1,99 a 7,45 d^{-1}, e o tempo de viagem até P_4 oscilou entre 8,7 e 87,5 h, conforme a vazão liberada pelo reservatório. Essa amplitude decorre da dependência do coeficiente em relação à velocidade e à profundidade, descrita por O'Connor e Dobbins (1958), e dialoga com a advertência de Botter, Peruzzo e Durighetto (2021) quanto ao emprego de relações obtidas na escala do trecho sob condições hidráulicas heterogêneas. Os cenários de maior dispersão dos déficits são justamente os de maior variação hidráulica, com desvio padrão de 1,16 mg/L entre P_4 e P_5 e de 1,05 mg/L entre P_2 e P_3.

4.5. Indícios de aporte lateral de matéria orgânica

Von Sperling (2014) aponta a demanda bioquímica de oxigênio como o principal parâmetro de caracterização da poluição das águas por matéria orgânica. Elevações de 3,4 e 4,7 vezes em trechos de 1,1 e 4,3 km, acompanhadas da queda simultânea do oxigênio dissolvido e seguidas do retorno a valores inferiores a 1,0 mg/L nos pontos intermediários, são

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

compatíveis com a hipótese de aportes laterais localizados de matéria orgânica, embora sua confirmação dependa da caracterização das fontes, das vazões lançadas e dos processos internos atuantes no curso d'água. A origem dessa entrada não foi objeto de medição neste trabalho. A coincidência espacial entre as elevações e as duas travessias urbanas, associada à ausência de tratamento de esgoto em operação nessas localidades, constitui indício compatível com a contribuição de efluentes domésticos, hipótese cuja confirmação demandaria a caracterização quantitativa dos lançamentos.

A capacidade de reaeração do trecho, isoladamente considerada, sustentaria concentrações compatíveis com as classes 1 e 2 na maior parte da extensão analisada. Essa capacidade é sistematicamente anulada pelos lançamentos que ocorrem em cada travessia urbana, de forma distribuída. Streeter e Phelps (1925) formularam o modelo para representar o efeito de um lançamento pontual único sobre escoamento uniforme, premissa reiterada por Chapra (1997) e identificada por García-Avila *et al.* (2025) como condição necessária de aplicação. Segundo a sistematização desses últimos autores, trabalhos anteriores já haviam demonstrado que a precisão do modelo é reduzida na presença de fontes difusas de poluição e que a formulação não contempla múltiplos poluentes nem variabilidade sazonal.

4.6. Hidráulica de rios intermitentes e recalibração inversa

O cálculo do tempo de viagem pela razão entre comprimento e velocidade pressupõe escoamento contínuo e uniforme (CHAPRA, 1997). Essa premissa torna-se tanto mais exigente quanto maior o percurso, e no trecho entre P_2 e P_4 o tempo de viagem alcança 26,7 h, superior a um dia. Datry, Bonada e Boulton (2017) descrevem que os rios intermitentes recuam, durante a estiagem, a sequências de poços isolados, nos quais as condições hidráulicas diferem substancialmente das de trechos perenes. Zhu *et al.* (2026), ao monitorarem continuamente episódios de hipóxia fluvial, verificaram que durante períodos secos a matéria orgânica acumula-se na rede de drenagem e na bacia, sendo posteriormente mobilizada e associada a quedas acentuadas de oxigênio dissolvido, com respostas mais rápidas em bacias sob influência urbana.

A aplicação da formulação de O'Connor e Dobbins (1958) com velocidade de 0,02 m/s e profundidade de 1,5 m, condições compatíveis com os poços de baixa circulação descritos por Datry, Bonada e Boulton (2017), resulta em um coeficiente de reaeração de 0,29 d^{-1}. Esse resultado sugere que, nos trechos críticos e durante a estiagem, o comportamento hidráulico aproxima-se de corpos de baixa circulação, condição em que a capacidade de reaeração é substancialmente inferior à projetada pelos parâmetros médios. Esse resultado atende, em alguma medida, à lacuna apontada por García-Avila *et al.* (2025) quanto à necessidade de examinar o desempenho dessas formulações em rios intermitentes de regiões semiáridas.

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

4.7. Vulnerabilidade estrutural e implicações para a gestão

A leitura do déficit isolado não esgota a análise. Em P_6, o déficit de 2,52 mg/L é numericamente próximo aos verificados em P_4 e P_5, mas seu significado é distinto, porque naquele trecho o próprio cenário de referência não ultrapassa 5,37 mg/L. A margem disponível acima do limite da classe 2 é de apenas 0,37 mg/L, contra 2,20 mg/L no trecho entre Cajazeirinhas e Pombal. Nas condições hidráulicas médias representadas, o cenário exclusivamente de reaeração não alcançou a concentração mínima de oxigênio dissolvido correspondente à classe 1, e a manutenção da classe 2 exigiria cargas remanescentes muito reduzidas. Trata-se de condição de vulnerabilidade estrutural, decorrente da geometria do canal, e não apenas da intensidade dos lançamentos. No trecho final, o teto do cenário sem lançamento variou de 4,32 a 6,76 mg/L entre as campanhas, com média de 5,48 mg/L, e oito das onze campanhas alcançaram o limite da classe 2, ao passo que três alcançaram o da classe 1, estas últimas em meses de vazão reduzida, quando o tempo de viagem se alonga e a reaeração dispõe de mais tempo para atuar. A vulnerabilidade caracteriza, portanto, a condição hidráulica típica do segmento, e não uma impossibilidade permanente.

Essa distinção possui consequência direta para a definição de metas de enquadramento. Um trecho com margem de assimilação de 2,20 mg/L admite redução gradual de cargas como estratégia de recuperação; um trecho com margem de 0,37 mg/L não admite. A caracterização prévia da capacidade de reaeração, por conseguinte, deve preceder a fixação das metas, sob pena de se estabelecerem objetivos fisicamente inatingíveis.

Os resultados possuem, ainda, implicação normativa específica. A Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece, para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, remoção mínima de 60% da demanda bioquímica de oxigênio, admitindo a redução desse limite apenas no caso de estudo de autodepuração que comprove o atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor (BRASIL, 2011). O presente trabalho não constitui estudo dessa natureza, uma vez que se restringe à componente de reaeração e que a ausência de estação de tratamento de esgotos em operação impediu a obtenção de dados de vazão dos efluentes gerados em cada município. Seus resultados, contudo, não fornecem elementos que sustentem tal flexibilização no trecho estudado. Ao contrário, a capacidade de reaeração mostrou-se limitada, em particular no segmento final, o que aponta no sentido do cumprimento integral do percentual estabelecido. A Resolução CNRH nº 141/2012 determina, adicionalmente, que os efluentes somente obtenham outorga de lançamento em rios intermitentes após o devido tratamento, e faculta à autoridade outorgante o estabelecimento de metas de remoção de carga (BRASIL, 2012), para as quais os déficits aqui quantificados fornecem subsídio.

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

4.8. Limitações

Algumas limitações delimitam o alcance dos resultados. A primeira refere-se à representação do tempo de residência, calculado a partir de velocidades médias de seção, procedimento que não captura a heterogeneidade longitudinal do escoamento em trechos com poços e corredeiras. A segunda refere-se à ausência de caracterização dos lançamentos ao longo do trecho, o que impede quantificar as cargas incidentes nos trechos de sua origem. A terceira refere-se à extensão temporal: no ano de obtenção dos dados, a precipitação foi muito irregular e não houve distinção perceptível entre os períodos seco e chuvoso, e o monitoramento de um único ciclo anual impede avaliar a variabilidade interanual, particularmente relevante em regime semiárido. Registre-se, por fim, que a simulação individual restringiu-se às campanhas com medição hidráulica completa na seção de montante, o que excluiu a campanha de novembro de 2024 nos cenários com origem em P_2 e em P_5.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A capacidade de reaeração do trecho perenizado do rio Piancó, isoladamente considerada, sustentaria concentrações de oxigênio dissolvido compatíveis com as classes 1 e 2 na maior parte de sua extensão. As cargas incidentes consomem essa capacidade e produzem déficits entre 2,45 e 4,44 mg/L, com o maior valor imediatamente a jusante da área urbana de Coremas.

As elevações localizadas da demanda bioquímica de oxigênio nas duas travessias urbanas, de 3,4 e 4,7 vezes, seguidas de retorno a valores reduzidos nos pontos intermediários, constituem indícios de aporte lateral de matéria orgânica, cuja origem, não medida neste trabalho, é compatível com a contribuição de efluentes domésticos.

O emprego do termo de reaeração como cenário contrafactual mostrou-se adequado à quantificação desse déficit, embora a mesma formulação seja inadequada como instrumento de previsão em trechos submetidos a lançamentos distribuídos.

O segmento final, a jusante de Pombal, apresenta vulnerabilidade estrutural, uma vez que seu cenário de reaeração sem lançamento não ultrapassa 5,37 mg/L. Nele, a classe 1 é inalcançável por controle de efluentes, e a manutenção da classe 2 exigiria cargas praticamente nulas. A caracterização da capacidade de reaeração deve, por conseguinte, preceder a fixação das metas de enquadramento, e os resultados obtidos não sustentam a flexibilização da remoção mínima de demanda bioquímica de oxigênio prevista na legislação vigente.

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Regiões hidrográficas. Brasília, DF: ANA, 2025. Disponível em: https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/metadata/0574947a-2c5b-48d2-96a4-b07c4702bbab. Acesso em: 1 out. 2025.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. Washington, DC: APHA, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898**: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.

BOTTER, G.; PERUZZO, P.; DURIGHETTO, N. Heterogeneity matters: aggregation bias of gas transfer velocity versus energy dissipation rate relations in streams. **Geophysical Research Letters**, v. 48, n. 18, e2021GL094272, 2021. DOI: 10.1029/2021GL094272.

BRANDÃO, C. J.; BOTELHO, M. J. C.; SATO, M. I. Z.; LAMPARELLI, M. C. (org.). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB; Brasília, DF: ANA, 2011.

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução nº 141, de 10 de julho de 2012. Estabelece critérios e diretrizes para implementação dos instrumentos de outorga de direito de uso de recursos hídricos e de enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água, em rios intermitentes e efêmeros, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 24 ago. 2012.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 maio 2011.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 jan. 1997.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. New York: McGraw-Hill, 1997.

CHURCHILL, M. A.; ELMORE, H. L.; BUCKINGHAM, R. A. The prediction of stream reaeration rates. **Journal of the Sanitary Engineering Division**, v. 88, n. 4, p. 1-46, 1962.

DATRY, T.; BONADA, N.; BOULTON, A. J. (ed.). **Intermittent rivers and ephemeral streams**: ecology and management. London: Academic Press, 2017.

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

DATRY, T.; LARNED, S. T.; TOCKNER, K. Intermittent rivers: a challenge for freshwater ecology. **BioScience**, v. 64, n. 3, p. 229-235, 2014. DOI: 10.1093/biosci/bit027.

DOLCETTI, G.; BROCCHINI, M.; SIVIGLIA, A. On the biases of empirical riverine gas transfer velocity models at high submergence. **Geophysical Research Letters**, v. 53, n. 8, e2026GL121645, 2026. DOI: 10.1029/2026GL121645.

ELMORE, H. L.; WEST, W. F. Effect of water temperature on stream reaeration. **Journal of the Sanitary Engineering Division**, v. 87, n. 6, p. 59-71, 1961.

GARCÍA-AVILA, F.; SINCHE-MORALES, A.; SAGAL-BUSTAMANTE, F.; CRIOLLO-ILLESCAS, F.; VALDIVIEZO-GONZALES, L. Exploring the potential of mathematical self-purification models used for evaluating water quality in rivers. **Earth**, v. 6, n. 4, art. 131, 2025. DOI: 10.3390/earth6040131.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Malhas territoriais: 2024. Rio de Janeiro: IBGE, 2024. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html?edicao=43129. Acesso em: 1 out. 2025.

MESSAGER, M. L. *et al.* Global prevalence of non-perennial rivers and streams. **Nature**, v. 594, n. 7863, p. 391-397, 2021. DOI: 10.1038/s41586-021-03565-5.

O'CONNOR, D. J.; DOBBINS, W. E. Mechanism of reaeration in natural streams. **Transactions of the American Society of Civil Engineers**, v. 123, n. 1, p. 641-666, 1958.

OWENS, M.; EDWARDS, R. W.; GIBBS, J. W. Some reaeration studies in streams. **International Journal of Air and Water Pollution**, v. 8, p. 469-486, 1964.

SÁNCHEZ-MONTOYA, M. M.; DATRY, T.; RUHI, A.; CARLSON, S. M.; CORTI, R.; TOCKNER, K. Intermittent rivers and ephemeral streams are pivotal corridors for aquatic and terrestrial animals. **BioScience**, v. 73, n. 4, p. 291-301, 2023. DOI: 10.1093/biosci/biad004.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio River**. III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration. Washington, DC: U.S. Public Health Service, 1925. (Public Health Bulletin, n. 146).

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2007. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 7).

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2014.

ZHI, W.; KLINGLER, C.; LIU, J.; LI, L. Widespread deoxygenation in warming rivers. **Nature Climate Change**, v. 13, n. 10, p. 1105-1113, 2023a. DOI: 10.1038/s41558-023-01793-3.

ZHI, W.; OUYANG, W.; SHEN, C.; LI, L. Temperature outweighs light and flow as the predominant driver of dissolved oxygen in US rivers. **Nature Water**, v. 1, n. 3, p. 249-260, 2023b. DOI: 10.1038/s44221-023-00038-z.

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.

ZHU, H.; KHAMIS, K.; STEVENS, R.; HANNAH, D. M.; KRAUSE, S. Continuous in situ monitoring provides new evidence of storm-induced riverine hypoxia following climatic extremes. **Limnology and Oceanography**, v. 71, art. e70361, 2026. DOI: 10.1002/lno.70361.

Este artigo é publicado em acesso aberto (Open Access) sob a licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional (CC-BY), que permite uso, distribuição e reprodução irrestritos em qualquer meio, desde que o autor original e a fonte sejam creditados.