

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JULIANA PISA GRUDZIEN IUBEL

DINÂMICA DA INTERAÇÃO ENTRE O FERRO E O CARBONO ORGÂNICO
DISSOLVIDO EM SISTEMA AQUÁTICO CONSIDERANDO O APORTE DIFUSO

CURITIBA

2025



JULIANA PISA GRUDZIEN IUBEL

DINÂMICA DA INTERAÇÃO ENTRE O FERRO E O CARBONO ORGÂNICO
DISSOLVIDO EM SISTEMA AQUÁTICO CONSIDERANDO O APORTE DIFUSO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.

Orientadora: Prof.^a Maria Cristina Borba Braga, PhD, DIC

Coorientador: Prof. Dr. Sérgio Michelotto Braga

CURITIBA

2025

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA

Iubel, Juliana Pisa Grudzien

Dinâmica da interação entre o ferro e o carbono orgânico dissolvido em sistema aquático considerando o aporte difuso / Juliana Pisa Grudzien Iubel. – Curitiba, 2025.

1 recurso on-line : PDF.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental.

Orientador: Maria Cristina Borba Braga

Coorientador: Sérgio Michelotto Braga

1. Carbono. 2. Água – Qualidade. 3. Controle de qualidade da água. 4. Poluentes – Transporte. I. Universidade Federal do Paraná. II. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. III. Braga, Maria Cristina Borba. IV. Braga, Sérgio Michelotto. V. Título.

Bibliotecário: Douglas Lenon da Silva CRB-9/1892

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação ENGENHARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **JULIANA PISA GRUDZIEN IUBEL**, intitulada: **DINÂMICA DA INTERAÇÃO ENTRE O FERRO E O CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO EM SISTEMA AQUÁTICO CONSIDERANDO O APORTE DIFUSO**, sob orientação da Profa. Dra. MARIA CRISTINA BORBA BRAGA, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutora está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 02 de Julho de 2025.

Assinatura Eletrônica

07/07/2025 18:29:46.0

MARIA CRISTINA BORBA BRAGA
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

08/07/2025 08:07:29.0

ADILSON PINHEIRO

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA)

Assinatura Eletrônica

07/07/2025 18:43:30.0

PATRICIO GUILLERMO PERALTA ZAMORA
Avaliador Externo (UFPR DPTO QUÍMICA)

Assinatura Eletrônica

08/07/2025 10:55:35.0

JÚLIO CÉSAR RODRIGUES DE AZEVEDO

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO
PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

12/07/2025 12:02:57.0

CRISTOVÃO VICENTE SCAPULATEMPO FERNANDES
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

07/07/2025 18:39:54.0

SÉRGIO MICHELOTTO BRAGA
Coorientador(a)

Assinatura Eletrônica

08/07/2025 14:33:31.0

JOSÉ JUNJI OTA
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Este trabalho é dedicado aos cinco amores da
minha vida: Adriana, Julio, Pedro, David e Thiago.

Todas as alegrias do mundo não teriam valor
algun se eu não pudesse compartilhá-las com
vocês. O amor de vocês é o que me move.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer, primeiramente, aos meus orientadores, Cristina e Sérgio. Sempre que precisei, soube que teria apoio, reconhecimento, atenção e cuidado ao procurá-los. Vocês são incríveis e tenho muito orgulho em dizer que fui orientada por profissionais incríveis. Obrigada por tanto!

Agradeço também aos professores Cristóvão Fernandes e Júlio Azevedo pelo acompanhamento desde o início do período do doutorado. As ideias e apontamentos sugeridos pelos senhores auxiliaram profundamente a elaboração desta tese.

Agradeço a minha irmã de orientação, Sabrina...obrigada por todos os dados compartilhados e pela disponibilidade de me ajudar sempre (mas sempre mesmo!) com as análises dos seus resultados. Obrigada por me mostrar que é possível seguir na vida acadêmica com filhos pequenos e por todas as conversas profundas. Te amo, amiga!

Agradeço aos meus amigos e companheiros de jornada...Michel, Tai e Juzona. Sem vocês, eu estaria muito mais infeliz e com menos saúde mental! Desabafar, reclamar da vida e saber que sempre pude e posso contar com vocês, fez tudo ser mais leve e tranquilo. Obrigada por tanto! Amo vocês, amigos.

Agradeço à CAPES, por possibilitar a minha dedicação exclusiva em boa parte do doutorado. Agradeço, também, pelo apoio financeiro para publicação de artigos e participação em congressos e viagens.

Agradeço aos meus colegas e amigos da LMDM Consultoria que foram companhia e muito aprendizado nesses últimos meses, sempre entendendo os meus horários e demandas inusitados. Fico feliz por terminar o doutorado sendo parte de um time de profissionais competentes e humanos. Obrigada!

Este doutorado é fruto de muitas renúncias, muitas madrugadas trabalhando, muitas não idas a parques e festas, muitos finais de semana sem descanso. E, principalmente, muito entendimento da minha ausência por parte das pessoas que eu mais amo. Por isso, o meu muito obrigada:

A minha mãe... Mãe, obrigada por tudo que você representa para mim, por sempre nos colocar em primeiro lugar, por ser meu porto seguro e minha fortaleza... você é tudo! Hoje entendo quão difícil é o equilíbrio entre uma vida profissional e um filho. Por isso, pensar que toda a sua carreira foi comigo ali do lado te faz ainda mais potente! Amo você.

Ao meu pai, meu muito obrigada por ser meu maior exemplo, na vida cotidiana e na acadêmica... obrigada por nunca se acomodar e não aguentar ficar mais do que um minuto parado e, principalmente, por me mostrar que tudo bem nós sermos assim. Agradeço por todo incentivo, pelos sucos de laranja de manhã cedo, por me levar para escola todo sábado de manhã, por tudo, desde sempre! Amo você.

Ao meu amado marido, David... Obrigada por aceitar ser meu companheiro de vida e por dividir a sua jornada neste plano comigo. Obrigada por segurar minha mão e ser meu apoio em todos os momentos. Obrigada por todas as risadas em meio ao caos, elas valem tanto (ou até mais!) quanto os momentos bons. Obrigada por sempre entender meus momentos de estresse e por levar o Thiago à pracinha todo sábado e domingo para que eu pudesse escrever esta tese com calma. E obrigada por nunca reclamar da luz do computador do seu lado durante a madrugada. Te amo infinitamente.

Ao meu irmão, Pedro... obrigada por ser meu amigo, por todas as risadas e histórias que compartilhamos. Desde a sua chegada, você colore os dias da nossa família. Obrigada por me motivar a ser melhor todos os dias, buscando sempre ser o seu exemplo (ainda que você não siga!). Te amo, chatonildo.

Ao meu filho amado, Thiago, dono do meu coração e meu motivo para continuar todos os dias. Filho, espero que você possa entender, um dia, a necessidade de lutarmos com toda a nossa força por um mundo melhor... eu faço isso por mim e por você. Obrigada por me fazer uma pessoa mais humana, tranquila e feliz e por dar propósito à minha vida. Obrigada por seu entendimento, mesmo sendo uma criança tão pequena, de toda a minha falta de disponibilidade... mamãe agora vai ter tempo de sobra para brincar! Te amo com todo o meu coração.

À Gaia, por toda a companhia nas madrugadas escrevendo esta tese. Se você não fosse uma gata, com certeza seria doutora. Amo você, Gainha.

“O que sabemos é uma gota, o que ignoramos é um oceano.”

Isaac Newton

RESUMO

O carbono orgânico dissolvido exerce papel fundamental na dinâmica do transporte e transferência de poluentes em ambientes aquáticos, influenciando na mobilidade, na biodisponibilidade e na persistência tanto de substâncias orgânicas como inorgânicas. Esta pesquisa investigou a atuação do carbono orgânico dissolvido como coadjuvante no transporte de ferro, com base no desenvolvimento de um modelo matemático sítio-específico, fundamentado na abordagem pelo balanço de massa. O rio Passaúna, localizado na Região Metropolitana de Curitiba, Paraná, foi adotado como estudo de caso devido a sua importância para o abastecimento público e carência de estudos voltados à dinâmica fluvial a montante do reservatório. O modelo desenvolvido é integrado por três módulos calibrados e confirmados, o que permitiu simular a dinâmica do transporte fluvial de sólidos suspensos, do ferro e do carbono orgânico dissolvido. Os resultados mostraram bom ajuste entre os dados observados *in situ* e os simulados, com os valores para o coeficiente de Nash-Sutcliffe superiores a 0,9, o que indica ajuste quase perfeito entre os dados simulados e observados, e baixos valores para a média dos desvios absolutos para todas as variáveis calibradas. Ao longo de 50 dias, as simulações permitiram estimar o transporte de, aproximadamente, 320 t de sólidos suspensos, 31 t de carbono orgânico dissolvido e 5 t de ferro através da seção de controle, o que mostra a importância da modelagem integrada no contexto do escoamento superficial com aporte difuso de poluentes. A aplicação do teste de correlação de Pearson entre o transporte de carbono orgânico dissolvido e de Fe resultou no valor para o coeficiente e correlação (r) igual a 0,886. Este valor evidencia a forte correlação entre ambos os parâmetros. Valores de pH próximos da neutralidade podem favorecer a formação de hidróxidos de ferro. Entretanto, a presença do carbono orgânico dissolvido contribuiu para a manutenção de parte do metal na fase dissolvida, mesmo considerando o valor do pH de 7,3, em média, intensificando o transporte do Fe na fração dissolvida. As simulações também indicaram que a associação entre o carbono orgânico dissolvido e o ferro reduz a taxa de sedimentação do metal, aumentando sua mobilidade. A abordagem adotada nesta pesquisa mostrou que modelos matemáticos integrados são ferramentas efetivas para simular a dinâmica de transporte de poluentes em corpos aquáticos, particularmente rios. Modelos concebidos para um sistema aquático específico podem ser de grande valia para o entendimento das peculiaridades do sistema e, conseqüentemente, produzir melhores condições para o planejamento de ações de monitoramento e gestão de recursos hídricos. Os resultados obtidos nesta pesquisa reforçam a importância de incluir o carbono orgânico dissolvido como variável estratégica em modelos de qualidade da água voltados ao controle de sistemas fluviais.

Palavras-chave: carbono orgânico dissolvido; modelagem da qualidade da água, modelo sítio-específico; qualidade da água; transporte de poluentes.

ABSTRACT

Dissolved organic carbon plays a key part in the transport and transfer of pollutants in aquatic environments, influencing the mobility, bioavailability, and persistence of both organic and inorganic substances. This research investigated the role of dissolved organic carbon as a coadjutant in iron transport by developing a site-specific mathematical model based on a mass balance approach. The Passaúna River, located in the Metropolitan Region of Curitiba, Paraná, was chosen as a case study due to its importance for public water supply and the lack of research on fluvial dynamics upstream of the reservoir. The model combines three calibrated and confirmed modules to simulate the transport dynamics of suspended solids, iron, and dissolved organic carbon in rivers. The results showed a good fit between the simulated and *in situ* data, with Nash-Sutcliffe coefficient values greater than 0.9, which suggests an almost perfect alignment between the simulated and observed data. Additionally, all calibrated variables displayed low mean absolute deviations. Over 50 days, the calculations predicted that about 320 tons of suspended particles, 31 tons of dissolved organic carbon, and 5 tons of iron passed through the control area. These findings emphasize the relevance of integrated modeling in understanding surface runoff and diffuse pollution. Pearson's correlation test on the transport of dissolved organic carbon and iron produced a correlation coefficient (r) of 0.886. This value indicates a high correlation between these two factors, which supports the thesis' hypothesis. Near-neutral pH values can favor the formation of iron hydroxides. Nevertheless, even with an average pH of 7.3, dissolved organic carbon helped keep some iron in the solution. The simulations indicated that the interaction between dissolved organic carbon and iron decreases the metal's sedimentation rate. Therefore, integrated mathematical models are effective tools for simulating pollutant transport dynamics in aquatic environments, particularly rivers. This study highlights the pivotal role of integrated mathematical models for simulating contaminant transport in aquatic environments, especially rivers. Models conceptualized for specific aquatic systems enhance understanding of their unique characteristics, paving the way for more effective monitoring and water resources management strategies. The findings underscore the importance of including dissolved organic carbon as a strategic variable in water quality models.

Keywords: dissolved organic carbon; pollutant transport; site-specific modeling; water quality; water quality modeling

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1 – ROTA DE FORMAÇÃO DO COD	23
FIGURA 2.2 – COMPOSTOS E COMPLEXOS DE FERRO NA ÁGUA E NA CAMADA SUPERFICIAL DE SEDIMENTO.....	29
FIGURA 2.3 – DIAGRAMA ESQUEMÁTICO PARA A QUANTIFICAÇÃO DE COD	37
FIGURA 3.1 – LOCALIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PASSAÚNA..	45
FIGURA 3.2 - MAPA GEOLÓGICO DA BACIA DO RIO PASSAÚNA.....	48
FIGURA 3.3 - COBERTURA DO SOLO NA BACIA DO RIO PASSAÚNA	49
FIGURA 4.1 – PONTO DE AMOSTRAGEM SBN	51
FIGURA 4.2 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS COMPONENTES DO SBN	52
FIGURA 4.3 - SEQUÊNCIA LÓGICA DE AMOSTRAGEM DO SBN.....	53
FIGURA 4.4 – LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS UTILIZADOS NA CONCEPÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA	56
FIGURA 4.5 – DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO DE BALANÇO DE MASSA PARA O TRANSPORTE E TRANSFERÊNCIA DE CONTAMINANTES	59
FIGURA 4.6 – CONCEITO ADOTADO PARA A MODELAGEM DO FE E DO COD	61
FIGURA 4.7 – CONFORMAÇÃO GEOMÉTRICA DAS SEÇÕES TRANSVERSAIS ADOTADAS.....	63
FIGURA 4.8 - SEÇÕES TRANSVERSAIS APROXIMADAS	64
FIGURA 4.9 – PERFIL TOPOGRÁFICO DO TRECHO ESTUDADO DO RIO PASSAÚNA.....	65
FIGURA 4.10 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO ESCOAMENTO ENTRE DOIS SEGMENTOS.....	65
FIGURA 4.11 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO DETALHE DO ESCOAMENTO.....	66
FIGURA 5.1 - COMPARAÇÃO ENTRE AS CURVAS-CHAVE.....	88
FIGURA 5.2 – COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS SIMULADOS E AS CURVAS-CHAVE PRÉ-DETERMINADAS	90
FIGURA 5.3 - COMPARAÇÃO ENTRE HIDROGRAMAS PARA O PERÍODO TOTAL DE MONITORAMENTO	98
FIGURA 5.4 - HISTOGRAMAS SOBREPOSTOS.....	99
FIGURA 5.5 – ACUMULADO DE MASSA DE SÓLIDOS SUSPENSOS EFLUENTES DO PONTO DE CONTROLE	101
FIGURA 5.6 - COMPARAÇÃO ENTRE AS DISTRIBUIÇÕES DOS RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO DO MODELO DE TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS.....	102
FIGURA 5.7 – HISTOGRAMA SOBREPOSTO DOS RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO DO MÓDULO DE TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS.....	103

FIGURA 5.8 - DISPERSÃO DO ACÚMULO DE SS.....	104
FIGURA 5.9 – COMPARAÇÃO ENTRE AS CONCENTRAÇÕES DE SÓLIDOS SUSPENSOS OBSERVADAS E CALCULADAS	106
FIGURA 5.10 – DISPERSÃO DO TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS	107
FIGURA 5.11 - COMPARAÇÃO ENTRE OS DADOS SIMULADOS E DE CAMPO PARA O ACÚMULO DE MASSAS DE SS	108
FIGURA 5.12 – ACUMULADO DE MASSAS DE COD EFLUENTE DO SISTEMA.	110
FIGURA 5.13 - COMPARAÇÃO ENTRE A DISTRIBUIÇÃO DOS RESULTADOS SIMULADOS E PRODUZIDOS EM CAMPO PARA O TRANSPORTE DE COD....	111
FIGURA 5.14 - HISTOGRAMA SOBREPOSTO PARA O TRANSPORTE DE COD	112
FIGURA 5.15 - DISPERSÃO DO ACÚMULO DE MASSA DE COD	112
FIGURA 5.16 – ACUMULADO DE MASSA DE FE EFLUENTE DA SEÇÃO DE CONTROLE	114
FIGURA 5.17 - HISTOGRAMA SOBREPOSTO PARA O TRANSPORTE DE FE ..	115
FIGURA 5.18 – RESULTADOS PRODUZIDOS PELO MÓDULO CINÉTICO-QUÍMICO PARA COD.....	117
FIGURA 5.19 – RESULTADOS PRODUZIDOS PELO MÓDULO CINÉTICO-QUÍMICO PARA O FE	118
FIGURA 5.20 – DISPERSÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE COD	120
FIGURA 5.21 – DISPERSÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE FE	121
FIGURA 5.22 – ACUMULADO DE MASSAS DE COD EFLUENTE DO SISTEMA PARA A ETAPA DE CONFIRMAÇÃO.....	122
FIGURA 5.23 – ACUMULADO DE MASSAS DE FE EFLUENTE DO SISTEMA PARA A ETAPA DE CONFIRMAÇÃO	123
FIGURA 5.24 - ACUMULADO DE MASSA DE COD ASSOCIADA AO FE.....	128
FIGURA 5.25 - GRÁFICO DE DISPERSÃO DAS MASSAS DE FE E COD	132

LISTA DE QUADROS

QUADRO 4.1 – IDENTIFICAÇÃO E CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS PONTOS UTILIZADOS	55
QUADRO 4.2 - ÁREAS DE CONTRIBUIÇÃO E TEMPOS DE CONCENTRAÇÃO DA BACIA DO RIO PASSAÚNA	57
QUADRO 4.3 - COEFICIENTES CINÉTICOS, DE TRANSPORTE E DE TRANSFERÊNCIA.....	62
QUADRO 4.4 – RESUMO DAS CARACTERÍSTICAS DO MODELO	67
QUADRO 4.5 - VARIÁVEIS DO MÓDULO HIDRÁULICO	82
QUADRO 5.1 – COMPARAÇÃO ENTRE OS HIDROGRAMAS PRODUZIDOS E SIMULADOS PARA O PONTO SBN.....	92

LISTA DE TABELAS

TABELA 4.1 – DADOS DE ENTRADA PARA A ALIMENTAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA	54
TABELA 4.2 – VARIÁVEIS DE ESTADO E DO SISTEMA.....	60
TABELA 5.1 - COEFICIENTES DE RUGOSIDADE DE MANNING AJUSTADOS....	87
TABELA 5.2 - ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS.....	89
TABELA 5.3 – ESTATÍSTICA DESCRITIVA APLICADA À CALIBRAÇÃO DO MODELO DE TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS	102
TABELA 5.4 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA APLICADA AO TRANSPORTE DE COD	110
TABELA 5.5 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA APLICADA AO TRANSPORTE DE FE	114

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

APA	Área de Proteção Ambiental
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Carbono Orgânico Total
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
Eh	Potencial de oxidação-redução
Fe	Ferro
IAT	Instituto Água e Terra
log-NSE	Teste de eficiência de Nash-Sutcliffe logarítmico
MAD	Média dos Valores Absolutos dos Desvios
MOD	Matéria Orgânica Dissolvida
MON	Matéria Orgânica Natural
NSE	Teste de eficiência de Nash-Sutcliffe
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
pH _{PCZ}	Potencial Hidrogeniônico no ponto de carga zero
RMC	Região Metropolitana de Curitiba
SH	Substâncias Húmicas
SS	Sólidos Suspensos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SUDERHSA	Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	16
1.1	HIPÓTESE DE PESQUISA.....	17
1.2	PERGUNTAS DE PESQUISA.....	18
1.3	OBJETIVOS	19
1.3.1	Objetivo Geral	19
1.3.2	Objetivos Específicos	19
2	REVISÃO DA LITERATURA.....	20
2.1	POLUIÇÃO DA ÁGUA.....	20
2.2	MATÉRIA ORGÂNICA NATURAL E DISSOLVIDA.....	21
2.2.1	O carbono orgânico dissolvido	23
2.2.2	O carbono orgânico dissolvido e o transporte de poluentes.....	25
2.3	MATÉRIA ORGÂNICA: COMPOSIÇÃO QUÍMICA E QUANTIFICAÇÃO.....	34
2.4	MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA	39
2.4.1	A modelagem do COD associado ao transporte de sólidos suspensos em rios	41
2.4.2	A modelagem do COD como coadjuvante no transporte do Fe em rios	42
3	ÁREA DE ESTUDO: A BACIA DO RIO PASSAÚNA	45
3.1	GEOMORFOLOGIA E COBERTURA DA TERRA DA ÁREA DA BACIA.....	46
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	50
4.1	SISTEMATIZAÇÃO DOS DADOS DE INTERESSE	50
4.2	MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA: O COD COMO COADJUVANTE NO TRANSPORTE DE FE	57
4.2.1	Características Conceituais do Modelo	58
4.2.2	Características Gerais do Modelo	62
4.3	CALIBRAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	78
4.3.1	Calibração do módulo hidráulico	79
4.3.2	Calibração do módulo de transporte de sólidos suspensos	82
4.3.3	Calibração do módulo cinético-químico.....	84
4.4	ANÁLISE ESTATÍSTICA PARA AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS	85

5	APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	87
5.1	CALIBRAÇÃO DO MÓDULO HIDRÁULICO	87
5.2	CONFIRMAÇÃO DO MÓDULO HIDRÁULICO	91
5.3	CALIBRAÇÃO DO MÓDULO DE TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS	100
5.4	CONFIRMAÇÃO DO MÓDULO DE TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS	104
5.5	CALIBRAÇÃO DO MÓDULO CINÉTICO-QUÍMICO	109
5.6	CONFIRMAÇÃO DO MÓDULO CINÉTICO-QUÍMICO	115
5.7	INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS DO TRANSPORTE DE POLUENTES.....	124
5.7.1	Transporte do Fe associado ao COD.....	128
5.7.2	O COD como Coadjuvante no Transporte do Fe	130
5.7.3	Implicações na Gestão de Recursos Hídricos.....	132
5.8	QUALIDADE DOS DADOS DE ENTRADA <i>VERSUS</i> INCERTEZAS DO MODELO.....	134
5.9	CONFIRMAÇÃO OU REFUTAÇÃO DA HIPÓTESE DE PESQUISA.....	136
6	CONCLUSÃO	142
	REFERÊNCIAS.....	145
	APÊNDICE 1 – INFORMAÇÕES GEOMÉTRICAS DA REGIÃO DE ESTUDO	159
	ANEXO 1 – TABULAÇÃO DE DADOS IAT (2025) PARA OS 4 PONTOS DE ESTUDO	165

1 INTRODUÇÃO

A dinâmica de poluentes em ambientes aquáticos é fortemente influenciada por processos naturais e antrópicos, entre os quais a interação entre metais e substâncias orgânicas dissolvidas desempenha papel central. A entrada intermitente e espacialmente distribuída de matéria orgânica e nutrientes altera a dinâmica natural dos corpos hídricos e pode intensificar ou modular os processos de complexação entre metais, o ferro (Fe) em particular, e o carbono orgânico dissolvido (COD).

O Fe, embora abundante na crosta terrestre, apresenta comportamento complexo em sistemas aquáticos, influenciado pelas suas valências químicas, pelo potencial redox do meio e pela presença de ligantes orgânicos. Paralelamente, o COD representa uma fração reativa da matéria orgânica, com capacidade de formar complexos com íons metálicos, afetando sua solubilidade, mobilidade e biodisponibilidade.

Em sistemas aquáticos sujeitos à influência de poluição difusa, aquela resultante do escoamento superficial urbano, agrícola e de áreas antropicamente alteradas, ocorre aporte contínuo e heterogêneo de substâncias, incluindo matéria orgânica, nutrientes e metais. Este tipo de poluição, caracterizado por sua variabilidade espacial e temporal, interfere diretamente na concentração de matéria orgânica aportada bem como nas concentrações e especiação dos metais transportados. Além disso, parâmetros ambientais nos sistemas aquáticos, como pH, oxigênio dissolvido, capacidade de troca iônica, granulometria das partículas em suspensão, entre outros, podem influenciar não apenas a distribuição, mas também os mecanismos de interação.

A complexação entre o Fe e o COD pode aumentar a solubilidade do metal, afetando tanto os processos de transporte quanto a biodisponibilidade para organismos aquáticos. Por outro lado, alterações no pH e na carga de matéria orgânica podem favorecer a precipitação de Fe, contribuindo para a sua remoção da coluna d'água e modificação dos fluxos de sedimentos e nutrientes.

Apesar da relevância dos processos de interação, ainda existem lacunas no entendimento da dinâmica conjunta entre Fe e COD em ambientes impactados por fontes difusas de poluição, especialmente em relação à variabilidade sazonal, aos processos físico-químicos envolvidos e às implicações para a gestão da qualidade da

água. Diante deste contexto, esta pesquisa busca avaliar a interação entre o Fe e o COD em um sistema aquático específico, considerando o aporte de ambos via poluição difusa.

Considerando as lacunas em relação a estudos específicos sobre o transporte de contaminantes na bacia hidrográfica do Rio Passaúna, adotada como estudo de caso para esta pesquisa, e reconhecendo a importância estratégica do reservatório para o abastecimento da Região Metropolitana de Curitiba (RMC), evidencia-se a necessidade da investigação dos mecanismos de transporte de contaminantes, com ênfase no Fe e na formação do complexo Fe-COD, especialmente durante eventos hidrológicos extremos, como as cheias.

Ao investigar essas interações em escala local, esta tese pretende contribuir para o avanço do conhecimento sobre os processos que regulam a disponibilidade do Fe e do COD em sistemas aquáticos.

Com o objetivo de subsidiar a compreensão das interações envolvidas na formação do complexo Fe-COD, e de avaliar o comportamento do transporte deste metal na bacia hidrográfica adotada como estudo de caso, foi desenvolvido um modelo matemático determinístico, sítio-específico, baseado na abordagem do balanço de massa.

A elaboração de modelos sítio-específicos fundamentados nas características dos corpos hídricos, no regime hidráulico e nos processos de transporte de contaminantes quantificáveis pode proporcionar um entendimento mais aprofundado da dinâmica de aporte ao corpo hídrico. Quando estes modelos são aplicados a rios cujas águas são destinadas ao abastecimento público ou confluem para reservatórios com esta finalidade, a relevância das informações geradas torna-se ainda mais significativa.

1.1 HIPÓTESE DE PESQUISA

A poluição difusa influencia significativamente a dinâmica de interação entre o Fe e o COD em sistemas aquáticos, alterando sua disponibilidade, especiação química e comportamento no transporte e na qualidade da água. A compreensão das interações entre o Fe e o COD é, portanto, essencial para avaliar a qualidade da água e os processos de transporte de contaminantes em corpos hídricos.

A hipótese a ser testada baseia-se nas seguintes argumentações:

Conexão entre poluição difusa e interações Fe-COD - a poluição difusa, de origem urbana e agrícola, pode carrear matéria orgânica e metais como o Fe, influenciando suas interações nos corpos d'água.

Especiação química e transporte - a espécie química do Fe (Fe^{+2} , Fe^{+3} , complexado, particulado, coloidal ou dissolvido) pode ser afetada pela presença de matéria orgânica como o COD, interferindo na sua mobilidade e reatividade.

Importância na qualidade da água - a relação entre metais e matéria orgânica dissolvida influencia diretamente a turbidez, a oxigenação e a toxicidade no ambiente aquático, justificando a importância da compreensão da dinâmica das interações.

1.2 PERGUNTAS DE PESQUISA

Três questões centrais norteiam esta investigação:

- 1) Quais são os padrões espaciais e sazonais da concentração de Fe e de COD em função dos aportes difusos no sistema aquático estudado?
- 2) Como os parâmetros ambientais influenciam as formas de associação entre o Fe e o COD?
- 3) De que forma a interação entre o Fe e o COD influencia os processos de transporte, a sedimentação e a qualidade da água no sistema aquático estudado?

Para responder a estas perguntas os dados existentes foram compilados e trabalhados via modelagem matemática, o que pode contribuir significativamente para a compreensão da dinâmica de poluentes em ambientes aquáticos, especificamente rios. A abordagem considerada para a concepção do modelo é sítio-específica/dinâmico-determinística baseada no balanço de massa, isto é, as considerações e resultados obtidos devem estar de acordo com a lei da conservação da massa.

A abordagem adotada contemplou campanhas de monitoramento mediante uso de amostrador automático durante eventos de precipitação, análises laboratoriais

para a determinação das concentrações de Fe, COD e sólidos suspensos e, também, aplicação de métodos estatísticos para a identificação de padrões e relações.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo Geral

Investigar o papel do carbono orgânico dissolvido como coadjuvante no transporte do Fe em ambientes aquáticos, rios, em particular.

1.3.2 Objetivos Específicos

Para alcançar o objetivo geral foram considerados os seguintes objetivos específicos:

- estudar a interação entre o COD e o Fe;
- avaliar como o COD interfere no transporte e transferência do Fe, em dois compartimentos, camada superficial de sedimentos e coluna d'água;
- identificar os principais mecanismos que governam a interação entre o Fe e o COD no ambiente aquático adotado como estudo de caso;
- desenvolver um modelo matemático que simule a interação entre o COD e o Fe, considerando as suas características químicas e as características ambientais e fisiográficas peculiares do sistema aquático estudado;
- discutir as implicações dos resultados obtidos sobre a gestão de recursos hídricos.

2 REVISÃO DA LITERATURA

Este capítulo foi concebido para fornecer base teórica para a compreensão das principais abordagens e conceitos relacionados à importância do COD como agente de transporte e transferência de poluentes em sistemas aquáticos, em particular a associação com metais na coluna d'água e no sedimento. Salienta-se que, nesta pesquisa, a abordagem visou à relação entre o COD e Fe.

Portanto, pretende-se identificar lacunas, tendências e contribuições que fundamentem o desenvolvimento da proposta desta pesquisa bem como a discussão dos resultados obtidos que visam à confirmação da hipótese construída, via resposta às três perguntas propostas e apresentadas no Capítulo 1 deste documento.

2.1 POLUIÇÃO DA ÁGUA

Segundo a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981 (Brasil, 1981), que estabelece a Política Nacional de Meio Ambiente, poluição é definida como (Artigo 3º, Inciso III):

“a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos;...”

A poluição também pode ser definida de acordo com a forma de lançamento do poluente. Neste caso, são considerados, isoladamente, os aportes pontuais e os difusos. A poluição pontual é associada a uma única ou múltiplas fontes individuais identificáveis, enquanto a poluição difusa possui origem não imediatamente identificável e, em geral, está associada a áreas extensas (Sodré, 2012). Entende-se que a poluição proveniente de fontes difusas seja decorrente da drenagem superficial, do solo e de outras superfícies impermeáveis.

Devido às características inerentes, a poluição difusa apresenta maior complexidade para a identificação e consequente coleta de amostras do que a poluição pontual. Assim, para a caracterização do aporte de poluentes associados ao escoamento sub-superficial e para que possam ser identificados os principais fatores que contribuem para a degradação da qualidade da água dos corpos hídricos

associada aos mecanismos difusos de transporte de poluentes é necessária a amostragem durante a ocorrência de eventos de precipitação (Braga, 2013).

A poluição de corpos hídricos pode ser causada pela presença de diversos componentes químicos e físicos, que comprometem a qualidade da água. A definição do componente a ser estudado pode estar associada a sua toxicidade, disponibilidade, comportamento químico ou físico, potencial de poluição, danos ao meio ambiente, entre outros fatores.

Ao longo do tempo, a importância da formação de complexos entre a matéria orgânica, em particular o COD e substâncias orgânicas e inorgânicas presentes em sistemas ambientais aquáticos, tem sido enfatizada. Esta associação torna o COD um importante agente de transporte e transferência entre a coluna d'água e a camada de coalescência e, entre o sedimento e a camada de coalescência, e vice-versa, como matéria dissolvida ou particulada. Por sua vez, quando tanto a segurança da saúde pública quanto a ambiental são objeto de preocupação, o potencial de mobilização de poluentes é de fundamental importância. Deve ser particularmente importante se os resultados puderem contribuir para o entendimento da biodisponibilidade de metais e outros contaminantes em ecossistemas aquáticos.

2.2 MATÉRIA ORGÂNICA NATURAL E DISSOLVIDA

O termo matéria orgânica ou matéria orgânica natural (MON) faz referência a uma complexa matriz de compostos orgânicos resultantes da decomposição de organismos vegetais e animais, sendo encontrada em sistemas naturais ou construídos, terrestres ou aquáticos (Suffet; MacCarthy, 1988; Stevenson, 1994).

A MON é composta por porções hidrofílicas e hidrofóbicas. As porções hidrofílicas são compostas, principalmente, por compostos alifáticos de carbono e compostos de nitrogênio tais como ácidos carboxílicos, carboidratos e proteínas. As porções hidrofóbicas, por sua vez, são constituídas, basicamente, por substâncias húmicas (SH), e são ricas em compostos aromáticos de carbono, estruturas fenólicas e ligações duplas conjugadas (Aitkenhead-Peterson et al., 2002).

A presença das SH no ambiente é universal e são os constituintes mais importantes da MON. Estas substâncias representam uma categoria de produtos naturais cuja peculiaridade é a heterogeneidade. Devido a sua natureza complexa e

por ser formada por multicomponentes, as SH não podem ser descritas em termos moleculares específicos. Assim, quando se trata de SH e devido às circunstâncias, os pesquisadores expressam a quantidade de matéria orgânica em termos de concentração de COD (Suffet; Maccarthy, 1988).

As SH são compostos orgânicos complexos com elevado peso molecular de natureza alifático-aromática, contendo C, H, O e N; são formadas em sistemas terrestres e aquáticos insolúveis, como parte dos solos e/ou sedimentos, ou dissolvidos no solo e nas águas superficiais (Thurman, 1985; Koopal et al., 2001).

As SH são estruturas mais estáveis do que o material que lhes deu origem e uma das características mais importantes é a sua capacidade de formar complexos solúveis e insolúveis na água, no solo e no sedimento com metais e óxidos hidratados de metais e interagir com argilominerais e vários outros compostos orgânicos como alcanos, ácidos graxos e substâncias tóxicas como, por exemplo, herbicidas e pesticidas (Boggs et al., 1985; Aitkenhead-Peterson et al., 2002). As SH são consideradas polieletrólitos aniônicos naturais, com carga negativa em pH superior a 4 (Sillampäa et al., 2015).

O termo matéria orgânica dissolvida (MOD) é relacionado ao COD e, frequentemente, utilizado indistintamente em referência às duas terminologias. Enquanto o COD está relacionado especificamente à massa de carbono presente no material dissolvido, a MOD está relacionada à massa total da matéria orgânica dissolvida; incluindo nitrogênio, oxigênio e hidrogênio. Portanto, pode-se considerar que o COD seja um componente da MOD (Stevenson, 1994).

A MOD constitui a forma mais abundante de matéria orgânica em sistemas aquáticos e representa a fração com tamanho de partícula entre 0,22 μm e 0,70 μm (Aitkenhead-Peterson et al., 2002). Usualmente, em análises de laboratório, são utilizadas membranas de acetato de celulose, com tamanho de poro típico de 0,45 μm (Davis, 1984; Sillampäa et al., 2015). A fração que passa através do filtro é classificada como dissolvida, enquanto aquela que fica retida no filtro corresponde à fração particulada.

As principais fontes naturais de MOD no ambiente aquático são resultantes da degradação da matéria orgânica proveniente de plantas terrestres, macrófitas aquáticas e fitoplâncton, enquanto as águas residuárias domésticas e industriais representam fontes antrópicas de MOD. Na área de drenagem da bacia hidrográfica,

as áreas integradas às características físicas, químicas e biológicas do ambiente aquático devem, portanto, ser compostas por uma variedade de material orgânico dissolvido nas águas superficiais.

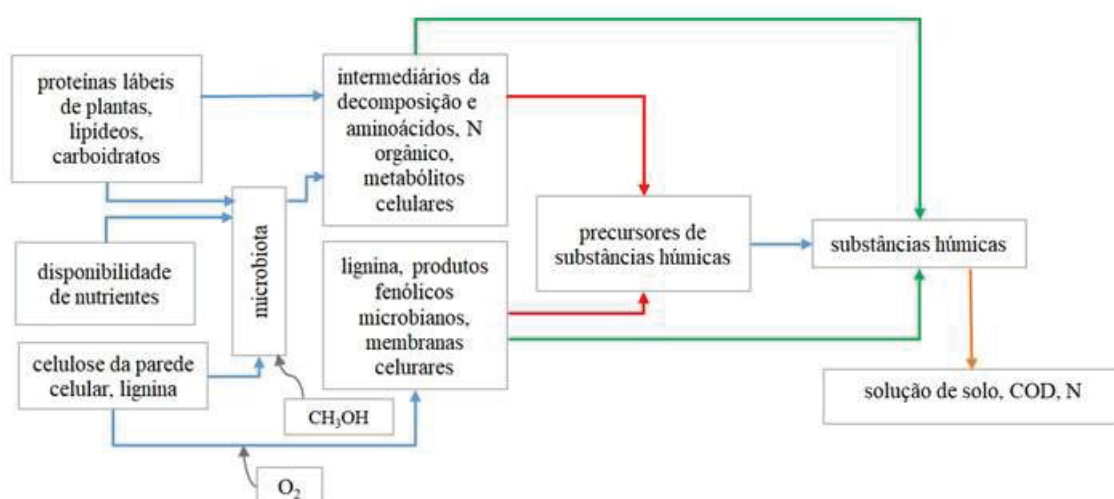
A MOD influencia fortemente a partição sólido-líquido e as características de migração dos metais (Koopal et al., 2001; Sillampäa et al., 2015).

2.2.1 O carbono orgânico dissolvido

O COT é a soma das frações particulada e dissolvida da matéria orgânica, carbono orgânico particulado e carbono orgânico dissolvido, respectivamente, quando o carbono inorgânico presente é removido por acidificação (Sillampäa et al., 2015).

O COD é um componente chave do ciclo global do carbono, sendo composto por uma variedade de moléculas. Sua formação está associada à transformação da matéria orgânica presente nos solos e águas superficiais como resultado das reações químicas e metabólicas dos microrganismos (Kawasaki; Benner, 2006; Condrón et al., 2010; Malik; Gleixner, 2013). Na Figura 2.1 é apresentado um diagrama esquemático da rota de formação do DOC.

FIGURA 2.1 – ROTA DE FORMAÇÃO DO COD



FONTE: adaptado de Kawasaki; Benner (2006); Condrón et al. (2010); Malik; Gleixner (2013)

De acordo Sillampäa e colaboradores (2015), o COT e o COD são os parâmetros mais convenientes para determinar a presença de MON em corpos

aquáticos e, também, para avaliar a sua remoção em sistemas de tratamento de águas residuárias. O COD é um parâmetro físico-químico amplamente utilizado para avaliar a qualidade das águas superficiais e representa um importante papel na dinâmica de poluentes em corpos aquáticos. A disponibilidade de COD pode ser resultado tanto de fontes autóctones como alóctones, sendo que a última pode indicar a presença de poluição difusa ou pontual (Hughes et al., 2017). É importante mencionar que o COD apresenta capacidade inerente de ligação com poluentes na coluna d'água, na camada de coalescência e no sedimento superficial, o que altera a sua disponibilidade, resultando em constante transferência entre as interfaces dos sistemas aquáticos.

O entendimento que a presença de COD na coluna d'água está associada ao transporte e transferência de poluentes para os sedimentos e vice-versa, levou os pesquisadores a considerarem este parâmetro na avaliação e análise da poluição da água, principalmente na Europa, Canadá e Estados Unidos. Caron e colaboradores (1985) observaram, em experimentos de laboratório, que a adição de COD à fase aquosa causava redução na adsorção de DDT sobre partículas de sedimento. Estes autores salientaram que o poluente presente na coluna d'água existia como um complexo COD-DDT, o que facilitava o transporte do poluente pelo sistema aquático.

Caron (1989), em um exercício de modelagem estudando os compartimentos coluna d'água, sedimento, camada de coalescência e peixe, determinou que 22% do bifenil-TeCBP (2,2',4,4'-bifeniltetracloro) estavam associados à matéria orgânica na camada de coalescência. O autor deduziu que a maior concentração de COD neste compartimento indicava a possibilidade de transferência por difusão do contaminante presente na camada de coalescência para a coluna d'água.

Resultados de estudos realizados nos Estados Unidos e na Suécia evidenciaram a forte correlação entre o COD e a concentração de espécies de mercúrio (total e metil) (Meili, 1988; Zillioux et al., 1993; Hultberg et al., 1994; Watras; Bloom, 1994; Krabbenhoft et al., 1995). Entre os vários estudos desenvolvidos nos Estados Unidos e na Suécia, entre o final da década de 1980 e metade de 1990, os resultados produzidos por Krabbenhoft e colaboradores (1995) merecem particular atenção. Estes autores relataram que o aumento sazonal das espécies de mercúrio na coluna d'água era concomitante com o aumento da concentração de COD. Durante o período da pesquisa foi observado que, relativamente à variação de COD de 3,7mg

L⁻¹ para 11,0 mg L⁻¹, as concentrações de mercúrio total e de metilmercúrio variaram entre 0,9 ng L⁻¹ e 6,3 ng L⁻¹, e entre 0,21 ng L⁻¹ e 0,33 ng L⁻¹, respectivamente.

Entretanto, apesar da sua importância no transporte e transferência de poluentes, os resultados sobre COD têm sido utilizados apenas como um indicador da presença de matéria orgânica sem considerar a associação com outros parâmetros de qualidade da água. Por exemplo, alguns autores determinaram as concentrações de COD, sólidos suspensos, nutrientes (N e P) e metais durante eventos de chuva, enquanto outros apresentaram resultados relativos à sazonalidade do COD, pH, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal e demanda química de oxigênio (Barros et al., 2020; Li et al., 2020). Entretanto, ainda existe a necessidade da produção de resultados de pesquisas que associem as interações entre o COD e outros parâmetros de qualidade da água.

Portanto, o entendimento da interação entre o COD e contaminantes presentes em sistemas aquáticos, metais em particular, é importante para avaliar a disponibilidade destes elementos na água e na interface água-sedimento. Esta consideração é de particular importância devido às mudanças causadas nos sistemas aquáticos devido aos eventos de precipitação e o consequente carreamento de poluentes por meios difusos (Chaplot; Ribolzi, 2014; Siefert; Santos, 2017; Bondareva; Fedorova, 2020).

2.2.2 O carbono orgânico dissolvido e o transporte de poluentes

Como agente de transporte em ambientes aquáticos, o COD interage com poluentes com propriedades distintas dependendo das características físico-químicas das moléculas e do ambiente. As associações ocorrem por processos de sorção, isto é, adsorção e dessorção; deposição; ressuspensão e complexação. Os processos de sorção são subdivididos em: i) sorção hidrofóbica, que ocorre entre substâncias orgânicas e minerais com revestimento orgânico; ii) pontes de hidrogênio ou trocas entre substâncias ligantes fracas, em que dois elementos eletronegativos compartilham um átomo de hidrogênio e iii) troca aniônica ou catiônica, em que moléculas ou íons polarizados são atraídos por superfícies eletricamente carregadas (Landrum et al., 1984; Thurman, 1985). Assim, pode-se deduzir que as características do COD o tornam um ligante versátil.

A capacidade de troca catiônica (CTC) é uma das propriedades mais importantes do COD. A CTC está relacionada ao ponto isoelétrico, o qual expressa a existência de sítios catiônicos disponíveis para ligar com outros elementos. Valores elevados da CTC estão relacionados à matéria orgânica devido à ionização dos grupos carboxílicos no pH das águas superficiais. A heterogeneidade da composição do COD leva as moléculas orgânicas a assumirem comportamento de polieletrólito, o que favorece a associação com vários poluentes, hidrofílicos ou hidrofóbicos, dissolvidos ou particulados (Thurman, 1985; Santos; Paes, 2016).

Devido às suas características físico-químicas, a complexão entre o COD e metais altera a especiação das moléculas, interfere com a partição entre fases, o que influencia na toxicidade e biodisponibilidade de um metal específico (Meili, 1988; Zillioux et al., 1993; Watras; Blom, 1994; Tomczak et al., 2019). De acordo com Novotny (2002), esta associação é resultado da existência de dois mecanismos distintos, que envolvem: i) cátions monovalentes, com os quais ocorre uma troca entre os grupos carboxílico e fenólico e ii) cátions polivalentes, em que prevalecem ligações químicas coordenadas.

A qualidade da água pode estar relacionada tanto à intensificação quanto à diminuição da interação entre o COD e os poluentes. Assim, a precipitação e o degelo, relacionados à poluição difusa; a descarga de esgoto e de águas residuárias industriais, podem estar associados a alterações na qualidade da água. Os lançamentos, difusos ou pontuais, resultam em aumento ou diminuição das concentrações de COD e, conseqüentemente, podem interferir na captura ou sequestro de poluentes (Chen et al., 2021).

Ao longo dos anos, devido à possibilidade de formação de complexos entre o COD e metais, vários autores têm confirmado a importância do COD como agente associado ao transporte de poluentes (Caron et al., 1985; Hultberg, 1994, Krabbenhoft et al., 1995; Hughes et al., 2017; O'Driscoll et al., 2018; Buyang et al., 2019; Barros et al., 2020; Bondareva; Fedorova, 2020; Praise et al., 2020). Por exemplo, Chakraborty e colaboradores (2014) observaram a formação do complexo COD-Hg na coluna d'água, enquanto Tomczak e colaboradores (2019) observaram relação direta entre o aumento da concentração de COD e as concentrações na forma dissolvida de Mn, Cu, Cd e Cr na coluna d'água. Estes autores observaram relação inversa entre o COD os metais na forma particulada.

Li e colaboradores (2021) estudaram a associação dupla entre o COD e o pH na adsorção de fosfato sobre zeólita zantano-modificada (LMZ, do inglês) em lagos eutrofizados rasos. Os autores observaram que a formação do complexo LMZ- PO_4^{3-} foi afetada principalmente pelo pH, em baixas concentrações de COD, e pelo COD, em elevadas concentrações de COD. Também observaram que a liberação do fosfato do sedimento para a coluna d'água era aumentada em pH básico e elevada concentração de COD. Entretanto, a presença de LMZ reduziu a concentração de fosfato na coluna d'água devido à formação do complexo LMZ- $\text{P}_{\text{dissolvido inorgânico}}$.

Outro ponto que deve ser considerado é o papel do COD associado à eutrofização de lagos e reservatórios. A concentração do COD colorido (CODC) é uma importante característica de lagos e pode ser considerada como um fator limitante para o crescimento de algas, as quais são o fator mais importante de absorção da luz em águas superficiais. Entretanto, as macromoléculas de CODC podem ser decompostas fotoquimicamente em moléculas orgânicas mais simples e nutrientes, os quais podem fornecer condições para o desenvolvimento da microbiota aquática. Por outro lado, isso pode afetar a concentração de oxigênio na coluna d'água e pode favorecer elevadas concentrações de CO_2 devido ao crescimento de macrófitas na água (McElarney et al., 2010). Outros autores têm salientado a importância do entendimento da relação entre o COD e indicadores de eutrofização, como o nitrogênio, o fósforo e a clorofila-a (Wang et al., 2020).

A redução da toxicidade, biodisponibilidade e bioacumulação de poluentes orgânicos também está relacionada com a presença de COD em ecossistemas aquáticos. Resultados produzidos por Morin e colaboradores (2021) mostraram que a redução na concentração dos herbicidas diuron ($\text{C}_9\text{H}_{10}\text{Cl}_2\text{N}_2\text{O}$), irgarol ($\text{C}_{11}\text{H}_{19}\text{N}_5\text{S}$) e S-metolacoloro ($\text{C}_{15}\text{H}_{22}\text{ClNO}_2$) está associada com a adição de matéria orgânica dissolvida na água analisada. Por sua vez, Wu e colaboradores (2020) estudaram o fenóxi-herbicida 4-cloro-2-ácido metilfenoxiacético (MCPA, do inglês) e observaram uma interação complexa entre a porção hidrofóbica ácida da matéria orgânica e o herbicida via forças hidrofóbicas, troca de ligantes e pontes de hidrogênio.

Considerando as interações entre o COD e um poluente específico, as condições ambientais são de importância fundamental devido à existência de forte associação entre o COD e vários poluentes. Portanto, o transporte e a transferência

de poluentes podem ser tanto intensificados quanto reduzidos, o que pode resultar em alterações na qualidade das águas superficiais.

2.2.2.1 A dinâmica dos poluentes: a associação entre o carbono orgânico dissolvido e o ferro

O Fe é um elemento químico localizado no grupo 8 da TABELA Periódica, família dos metais de transição. Possui número atômico 26 e massa atômica 56; seus estados de oxidação mais comuns na natureza são +2 (íon ferroso) e +3 (íon férrico). Possui alta reatividade com o oxigênio e com a água, formando óxidos hidratados ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$), formas predominantes em condições oxidantes e de pH neutro (Hem, 1989). Os metais de transição são altamente persistentes no sedimento pois são não-degradáveis e, portanto, representam uma fonte futura de contaminação aos sistemas aquáticos por lixiviação ao sedimento mais profundo e pela erosão com o consequente arraste pelo fluxo. Nos ambientes aquáticos, especificamente, o Fe pode ser encontrado como espécies dissolvidas, coloidais ou particuladas. A forma coloidal, em especial, desempenha um papel relevante na reatividade do Fe, pois oferece grande área superficial e alta afinidade por compostos orgânicos naturais (Garneau et al., 2017).

As interações entre o Fe e o COD em sistemas aquáticos superficiais são fundamentais para o ciclo do carbono, a química da água e a mobilidade do Fe, pois influenciam o sequestro de carbono, a disponibilidade de nutrientes e o destino dos contaminantes em sistemas aquáticos e terrestres. Estas interações são complexas e envolvem vários mecanismos tais como adsorção, complexação e co-precipitação.

2.2.2.1.1 Mecanismos de interação

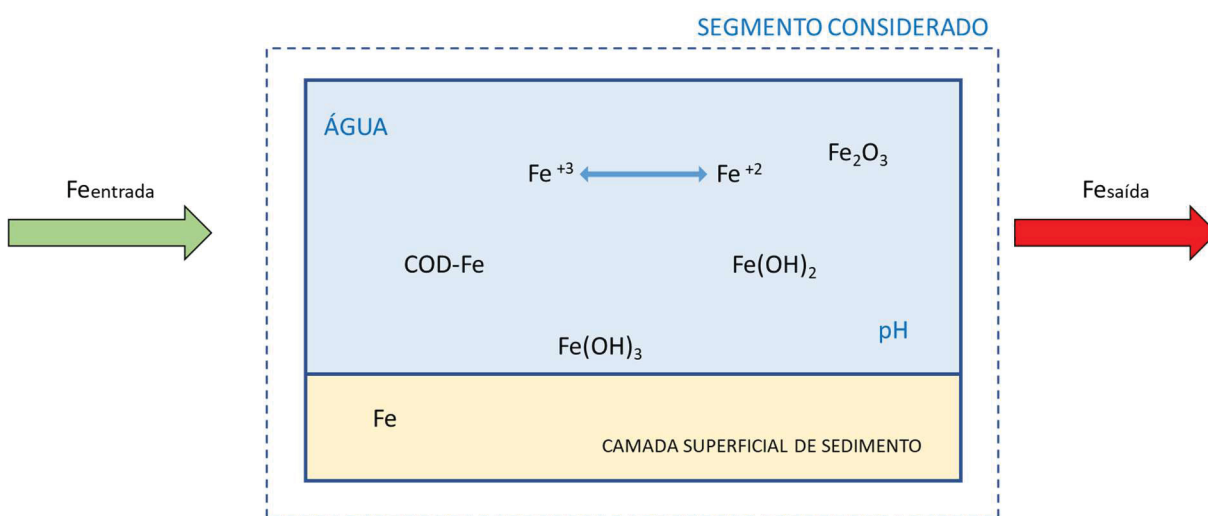
Um mecanismo primário é a adsorção do COD sobre minerais de Fe, particularmente óxidos de Fe, via interações eletrostáticas e reações de substituição. Devido a sua grande área de superfície e número de sítios ativos, os óxidos de Fe podem ligar com compostos orgânicos, facilitando a estabilização do carbono orgânico no solo e nos sedimentos. Este processo pode proteger a matéria orgânica da degradação microbiana, melhorando, dessa forma, o sequestro de carbono. A

adsorção do COD pode influenciar a dinâmica dos nutrientes, interferindo na mobilidade do fosfato e de metais pesados. Por exemplo, Li e colaboradores (2023) evidenciaram que diversas interações ocorrem entre os óxidos de Fe e o carbono orgânico, com os compostos orgânicos aderindo aos óxidos de Fe devido à área de superfície específica e à reatividade dos compostos de Fe.

A complexação é outra interação importante, pois as SH, particularmente os ácidos fúlvico e húmico, formam complexos estáveis com os íons dissolvidos de Fe (Fe^{+2} e Fe^{+3}). Portanto, os ligantes orgânicos podem estabilizar o Fe^{+3} em solução, evitando a sua sedimentação como óxido ou hidróxido de Fe, o que aumenta a solubilidade do Fe, facilitando o seu transporte nos corpos aquáticos (Schnitzer; Kerndorff, 1981; Tipping, 2002; Li et al.; 2024).

Na FIGURA 2.2 é apresentado um diagrama das interações do Fe na coluna d'água e no sedimento.

FIGURA 2.2 – COMPOSTOS E COMPLEXOS DE FERRO NA ÁGUA E NA CAMADA SUPERFICIAL DE SEDIMENTO



Fonte: a autora (2025)

A complexação entre o Fe e o COD aumenta a solubilidade e a mobilidade do Fe, afetando o seu transporte em sistemas aquáticos e a sua biodisponibilidade. O Fe complexado permanece na forma dissolvida, o que o torna mais disponível para absorção biológica por microrganismos e fitoplâncton. Adicionalmente, a formação de complexos Fe-COD pode influenciar a foto-reatividade e as vias de degradação tanto do Fe quanto do carbono orgânico. A fotorredução pela luz solar converte o Fe^{+3} em

Fe^{+2} , o qual é mais solúvel e biodisponível. Em um artigo de revisão, Li e colaboradores (2024) apresentaram as interações e os mecanismos entre a MOD e os minerais de Fe, assim como as propriedades dos complexos Fe-MOD.

A co-precipitação envolve a precipitação conjunta do Fe e do COD, o que leva à formação de complexos organominerais sob condições específicas de pH e oxirredução na água. Este processo pode resultar na remoção do COD da coluna d'água, influenciando o ciclo do carbono e o transporte da matéria orgânica para o sedimento. Por exemplo, Herzog e colaboradores (2024) mostraram que o Fe atua como precursor da agregação e como um vetor do carbono orgânico para o sedimento, promovendo o transporte da matéria orgânica em ambientes aquáticos.

2.2.2.1.2 Implicações ambientais

As interações entre o Fe e o COD estão associadas a implicações ambientais significativas. Em ambientes terrestres, a associação entre o COD e os minerais de Fe podem levar à estabilização do carbono orgânico do solo, o que influencia a fertilidade do solo e o armazenamento do carbono. Em sistemas aquáticos, por sua vez, em condições aeróbicas, o Fe^{+3} liga fortemente ao COD, enquanto, sob condições anóxicas ou anaeróbicas, a redução microbiana do Fe^{+3} para Fe^{+2} libera o Fe e o COD na coluna d'água, interferindo na mobilidade do Fe, do carbono orgânico e de nutrientes. Com isso, a MOD previamente estabilizada é disponibilizada para a decomposição microbiana, potencialmente levando à liberação de CO_2 para a atmosfera. Em sistemas aquáticos, as interações Fe-DOC afetam o transporte e o destino de nutrientes e contaminantes. Por exemplo, a ligação entre o Fe e o COD pode influenciar a mobilidade de metais pesados e fósforo, impactando a qualidade e a saúde de sistemas aquáticos (Chen et al., 2003). Adicionalmente, a formação de complexos Fe-COD pode afetar a penetração da luz e a atividade microbiana, influenciando, assim, a produção primária e o ciclo dos nutrientes. Resultados de Chen e colaboradores (2020) sobre as interações entre minerais de Fe e a MOD mostraram como estas interações afetam a transformação da ferrihidrita, ou óxido férrico hidratado $[(\text{Fe}^{+3})_2\text{O} \cdot 0,5\text{H}_2\text{O}]$, e o destino da matéria orgânica.

Em relação à mobilidade do Fe, deve ser destacada a influência da matéria orgânica no transporte do Fe precipitado e associado ao sedimento. A matéria

orgânica influencia significativamente o transporte da fração particulada, pois modula a interação com sedimentos e coloides (Gibbs, 1973; Rashid; Leonard, 1973; Koopal, 2001). De acordo com alguns autores, devido à estabilização dos complexos Fe-particulado, as substâncias húmicas e fúlvicas podem atuar como dispersantes, o que reduz a agregação de partículas e aumenta a mobilidade do Fe associado às partículas em suspensão (Dissanayake, 1983; Livens, 1991). Este efeito ocorre em função da estabilização dos complexos Fe-particulado, o que impede a sedimentação e favorece o transporte por longas distâncias em águas superficiais e aquíferos (MacCarthy; O'Cinneide, 1974; Koopal, 2001). Além disso, a adsorção de matéria orgânica sobre superfícies minerais pode modificar as propriedades físico-químicas dos sedimentos, alterando sua carga superficial e favorecendo a dispersão do ferro precipitado (Gibbs, 1973).

Em resumo, as interações Fe-COD em águas superficiais regulam a solubilidade do Fe, o destino do carbono orgânico e a dinâmica dos nutrientes. Estes processos são influenciados pelo pH, pelas condições redox e pela composição da MOD, o que impacta a produtividade, o armazenamento de carbono e a qualidade da água.

2.2.2.2 A dinâmica dos poluentes: o carbono orgânico dissolvido e a interação com o sedimento

A reatividade da matéria orgânica em sistemas aquáticos superficiais é um fator determinante para os processos biogeoquímicos que ocorrem tanto na coluna d'água quanto nos sedimentos.

Na coluna d'água, a MOD é composta por frações com diferentes graus de reatividade: i) frações lábil e semi-lábil - incluem compostos como proteínas, carboidratos e lipídios e ii) frações refratárias - compostas por substâncias estruturalmente complexas e resistentes à degradação, como lignina e ácidos húmicos. As frações lábeis são rapidamente degradadas por microrganismos, enquanto as refratárias são mais resistentes à decomposição e podem permanecer no sistema aquático por longos períodos (Stevenson, 1994).

Nos sedimentos, a matéria orgânica sofre processos de decomposição que dependem das condições de oxirredução e da presença de microrganismos e

organismos bentônicos, sendo: i) decomposição aeróbica - ocorre na camada superficial dos sedimentos, na presença de oxigênio. Esta decomposição é geralmente mais rápida e resulta na liberação de nutrientes para a coluna d'água e ii) decomposição anaeróbica - predomina nas camadas mais profundas, onde a concentração de oxigênio é baixa (anóxica) ou ausente. Este processo é mais lento e pode gerar subprodutos como metano e gás sulfídrico, tóxicos para a maioria dos organismos aquáticos (Braga, 2001).

A bioturvação, atividade de organismos que revolvem o sedimento, desempenha um papel crucial na reatividade da matéria orgânica. Ao movimentar o sedimento, esses organismos aumentam a oxigenação das camadas mais profundas, estimulando a mineralização da matéria orgânica e a liberação de nutrientes. A ressuspensão dos sedimentos, causada pelo aumento da velocidade de escoamento da água em eventos de chuva, ou por atividades humanas, pode redistribuir a matéria orgânica e nutrientes na coluna d'água, afetando a turbidez e a disponibilidade de oxigênio (Braga, 2001; Braga, 2013).

No caso de remobilização do sedimento, os poluentes que estiverem associados às partículas serão uma fonte importante de contaminação futura (Braga, 2001; Lee et al., 2017). Portanto, a identificação e a quantificação de contaminantes no sedimento e na camada de coalescência podem fornecer meios para o entendimento do fluxo da poluição, bem como informação sobre as ameaças potenciais de substâncias tóxicas à biota, em particular os metais (Meili, 1988; Krabbenhoft et al., 1995; Barkay et al., 1997; Aguiar et al., 2020).

A compreensão dos processos físico-químicos de superfície e bioquímicos que ocorrem na coluna d'água e nos sedimentos é essencial para a gestão e a conservação de ecossistemas aquáticos, pois influencia diretamente a qualidade da água, a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos, os ciclos do carbono e dos nutrientes.

As interações entre o COD e os sólidos suspensos e, entre os poluentes e as partículas no sedimento, ocorrem principalmente por meio de processos físico-químicos, químicos e físicos, como a adsorção e a floculação, a complexação entre metais e matéria orgânica e a precipitação de íons inorgânicos, por exemplo. Entre estes processos, a adsorção é de particular importância, pois representa um papel chave na associação entre o sedimento e os metais (Galunin et al., 2014), corantes

(Dra et al., 2020) e herbicidas (Hu et al., 2021), entre outros. A adsorção do COD pode ocorrer sobre as partículas em suspensão, formando agregados que aumentam o seu tamanho e o seu peso, facilitando a sedimentação (Poletto; Martinez, 2011).

Em sistemas aquáticos, após a reorganização das partículas e a formação de complexos partícula-poluinte, o meio estará sujeito à sedimentação e à ressuspensão. Estes processos são reversíveis, mesmo sem interferência externa. Contudo, algumas características do sedimento e da camada de coalescência podem desbalancear as reações, com a tendência de reforçar a associação com o poluinte ou a sua dissociação (Braga, 2001).

A matéria orgânica pode afetar a formação e a estabilidade dos flocos, interferindo no transporte dos sólidos em suspensão na coluna d'água, isto é, no deslocamento com o fluxo, na sedimentação, na ressuspensão, e na penetração da luz (McElarney et al., 2010; Poletto; Martinez, 2011; Tian et al., 2015).

O tamanho da partícula, o tempo de permanência, a CTC e o pH_{pcz} (ponto de carga zero) estão entre as características mais prováveis de influenciar os processos de associação entre a partícula e o poluinte. Entretanto, para evitar interpretação errônea dos resultados, estas características não devem ser avaliadas individualmente. Por exemplo, devido a sua grande área de superfície específica e capacidade de troca catiônica, frações de sedimento com partículas de menor tamanho auxiliam no carregamento mais intenso de poluentes. Outro fator importante é que as partículas finas são mais sujeitas à ressuspensão e, assim, permanecem na coluna d'água por longos períodos, o que permite a sua interação com o COD (Karbbenhof et al., 1995; Zhang et al., 2014; Buyang et al., 2019; Aguiar et al., 2020).

Também é importante mencionar que propriedades como o potencial de oxirredução, a concentração de oxigênio dissolvido e o pH na camada de coalescência podem causar mudanças na associação sedimento-poluinte. Alterações no pH da água interferem com as características superficiais do sedimento, alterando os grupos funcionais e, portanto, modificando o processo de adsorção. O pH ideal para a formação de complexos estáveis depende do poluinte alvo e está profundamente relacionado com a quantidade de oxigênio disponível e com o pH_{pcz} do sedimento (Dra et al., 2020; Hu et al., 2021). Além disso, quando os ambientes aquáticos são anóxicos, tem sido observado aumento na liberação de óxidos de Fe e de Mg do

sedimento para a coluna d'água, o que resulta em maior probabilidade de ligação entre estes metais e o COD (Xie et al., 2015).

Cabe salientar que o sedimento superficial e a camada de coalescência são compartimentos relevantes em um sistema aquático, nos quais é muito provável a existência de uma relação próxima entre o COD e um poluente. Entretanto, se o poluente estiver fortemente ligado às partículas no sedimento, não existe a possibilidade da sua liberação para a formação de um complexo entre o poluente e o COD. Isso é particularmente importante a ser considerado quando o meio é anóxico, e ambos o pH e o pH_{pcz} favorecem as condições em que a interação partícula-poluente prevalece. A relação entre o pH e o pH_{pcz} é especialmente importante desde que o pH_{pcz} seja definido como o valor do pH em que os íons potencialmente determinantes (H^+ e OH^-) sejam igualmente adsorvidos sobre uma superfície (Pérez et al., 2017). Portanto, desde que o pH_{pcz} do sedimento seja determinado, a ionização de grupos funcionais superficiais e as suas interações com poluentes sob valores específicos de pH poderá ser prevista (Fiol; Villaescusa, 2009).

Portanto, uma avaliação efetiva das características físicas e químicas dos ambientes aquáticos, assim como o entendimento da interação entre o COD e os poluentes deve ser o objetivo de planos de monitoramento definidos para avaliar ambientes aquáticos com registros históricos de poluição. O foco deve ser principalmente aqueles ambientes em que tenham sido lançados contaminantes não-biodegradáveis e aqueles cujas águas são destinadas ao abastecimento público.

2.3 MATÉRIA ORGÂNICA: COMPOSIÇÃO QUÍMICA E QUANTIFICAÇÃO

As substâncias húmicas, compostas predominantemente por humina e ácidos húmico e fúlvico, são os principais constituintes da matéria orgânica presente em solos e sedimentos e são reconhecidas pelo seu papel no controle do destino de poluentes e pela biogeoquímica do carbono orgânico nos ecossistemas globais (Picollo et al., 1999; Rigobello et al., 2017). Estas substâncias são resultado de reações químicas e bioquímicas e estão presentes em solos orgânicos e ambientes aquáticos. A designação dos componentes das SH não se refere a compostos únicos, mas sim a uma grande variedade de compostos com origens similares (Picollo, 1999; Sillampäa et al., 2015).

Apesar de não existir uma delimitação clara entre as frações que compõem as SH, pode-se definir as três principais componentes como: i) ácido húmico – fração de SH solúvel em pH neutro ou, mais frequentemente, em condição básica e que precipita quando o pH da solução é ajustado para 1; ii) ácido fúlvico – fração de SH que permanece solúvel sob qualquer condição de pH e que se mantém em solução quando o pH é ajustado para 1 e iii) humina – fração de SH não solúvel em qualquer valor de pH (Schnitzer; Kerndorff, 1981; Stevenson, 1994).

Os ácidos húmicos e fúlvicos são os constituintes das SH mais estudados, cujas fórmulas químicas médias no solo são: $C_{187}H_{186}O_{89}N_9S$ e $C_{135}H_{182}O_{95}N_5S_2$, respectivamente (Schnitzer, 1983), enquanto a humina é fração de SH menos estudada (Picollo et al. 1999).

Os seguintes grupos funcionais resultam das transformações das SH: i) contendo nitrogênio, como aminas primárias ($R-C=O-NH_2$), aminas secundárias ($R_1-C=O-NHR_2$) e aminas terciárias ($R_1-C=O-NR_2$); ii) contendo carbonila, como aldeídos ($R-CHO$) e cetonas ($R_1-C=O-R_2$); iii) contendo carbonila, como ácidos carboxílicos e acetatos ($R-COO^-$); iv) contendo hidroxila, como álcoois ($R-OH$); v) contendo iminas ($R_1-C=NH-R_2$); vi) contendo tioéter (R_1-S-R_2); vii) contendo fosfonatos ($R-PO_3^{2-}$) e viii) contendo organossulfonados (RSO_3^-) (Novotny, 2002; Souza; Santana, 2014; Santos; Paes, 2016).

Ao longo de décadas, os pesquisadores têm proposto estruturas químicas para as SH. Cada estrutura proposta foi caracterizada por grupos funcionais semelhantes com a presença de constituintes alifáticos e aromáticos (Schnitzer, 1983; Stevenson, 1994; Chen et al., 2003; Rigobello et al., 2017). As estruturas moleculares definidas tornaram-se mais complexas à medida que os equipamentos e os métodos analíticos tornaram-se mais sofisticados. O conceito geralmente aceito é que os ácidos húmicos são moléculas longas e estão arrançados em conformações espirais (Picollo et al., 1999). Entretanto, tem sido discutido que as substâncias húmicas deveriam ser entendidas como associações supramoleculares derivadas de moléculas relativamente pequenas resultantes da degradação e da decomposição de material biológico (Picollo et al., 1999; Piccolo, 2001; Picollo, 2002).

A estrutura supramolecular é estabilizada por forças dispersivas fracas como as forças hidrofóbicas (van der Waals, π - π , CH- π) e por pontes de hidrogênio (Picollo, 2002). Assim, as características intrínsecas das substâncias húmicas tornam essas

moléculas agentes efetivos para o controle e sequestro de poluentes do solo e de sistemas aquáticos. Grupos negativamente carregados de substâncias húmicas reagem com compostos orgânicos e inorgânicos carregados positivamente. Podem ser citados como exemplo as reações entre pesticidas contendo nitrogênio ou metais e substâncias húmicas. Compostos orgânicos com grupos funcionais carregados positivamente também podem reagir por troca iônica com substâncias húmicas, podendo ser citados como exemplo os herbicidas atrazina e triazolam (Baldotto; Baldotto, 2008).

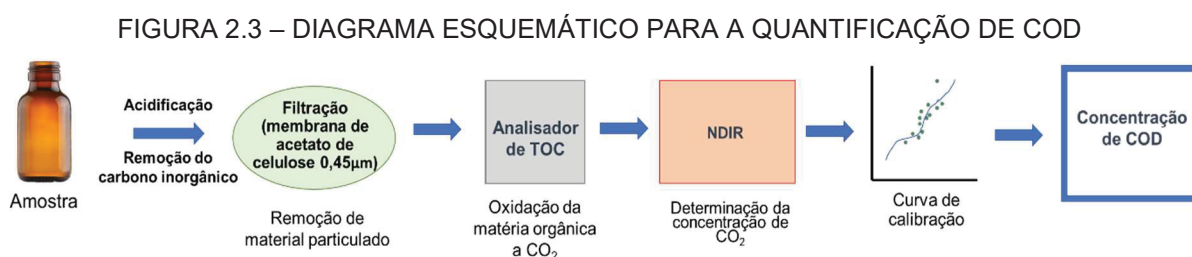
É estimado que a proporção de matéria orgânica na forma de SH em solos varie entre 65% e 75% (Schnitzer, 1983), enquanto a quantidade de ácido húmico na composição do COD em solos é estimada em torno de 50% e 70% (Thurman, 1985). A relação íntima entre o ciclo hidrológico e os ciclos biogeoquímicos, considerando o ciclo do carbono em particular, garante que as águas superficiais e subterrâneas contenham substâncias orgânicas. De acordo com Thurman (1985), as substâncias húmicas representam entre 5% e 10% do total de íons em sistemas aquáticos, e a solubilidade na água é atribuída a sua característica aniônica. A característica aniônica típica dos ácidos carboxílicos resultantes da dissociação do grupo carboxila é apresentada na Reação A. De acordo com Hem (1989), as concentrações de COD em águas superficiais varia de 3 mg L⁻¹, em zonas semiáridas, a 19 mg L⁻¹, em zonas subárticas.



A concentração de carbono orgânico em amostras de água é determinada por análise do carbono dissolvido e total, com a separação das fases sendo levada a efeito por filtração em membrana de acetato de celulose com malha de 0,45 µm. A concentração do carbono orgânico é determinada por técnica de combustão catalítico-oxidativa em alta temperatura. Neste processo, todas as espécies de carbono presentes na amostra são convertidas em CO₂ e medidas por um sensor infravermelho não-dispersivo (abreviatura em inglês NDIR - *non-dispersive infra-red sensor*) (LABEAM/UFPR, comunicação pessoal, 2021), conforme apresentado esquematicamente na FIGURA 2.3. De acordo com Mopper e Qian (2006), este método apresenta as seguintes vantagens: i) alta eficiência na oxidação da matéria

orgânica; ii) elevada acurácia e iii) leitura automática dos resultados. Entretanto, desvantagens também podem ser citadas: i) precisão mais baixa para a análise das amostras em branco e ii) elevada sensibilidade do sensor NDIR a vibrações, variação na vazão de gás e de temperatura.

Adicionalmente à análise para quantificação do COD, técnicas espectroscópicas como a espectroscopia de fluorescência e espectroscopia ultravioleta visível (UV-Vis) também têm sido utilizadas para identificar a origem da matéria orgânica transportada em sistemas aquáticos. Os resultados das análises de UV-Vis produzem informação sobre aromaticidade, distribuição do peso molecular, origem e reatividade, enquanto a fluorescência é associada à caracterização qualiquantitativa da matéria orgânica dissolvida em águas naturais (Chen; Yu, 2021). Para garantir a produção de informação confiável sobre as características e fontes do COD as duas técnicas são aplicadas concomitantemente (Schnitzer, 1983).



NOTA: NDIR (*non-dispersive infra-red sensor*) - sensor infravermelho não-dispersivo

FONTE: a autora (2021)

As técnicas espectroscópicas são ferramentas importantes para a identificação da origem da matéria orgânica em corpos aquáticos, que pode ser autóctone, ou alóctone, isto é, produzida fora do sistema e carregada pela enxurrada.

De acordo com Abadi e colaboradores (2012), as técnicas espectroscópicas também apresentam vantagens e desvantagens. Entre as vantagens apresentadas pela espectroscopia UV-Vis podem ser citadas: i) a captura de todo o espectro da luz visível; ii) a produção de resultados robustos, precisos e acurados e iii) o processamento rápido das análises. Por sua vez, as desvantagens podem estar associadas à: i) baixa concentração dos analitos; ii) não seletividade devido à amplitude do espectro da banda de luz visível e, visando à melhor seletividade e sensibilidade dos resultados, iii) necessidade de preparação prévia e adequada das

amostras. Além disso, a manutenção de curvas de calibração acuradas é um fator importante para garantir a acurácia e a precisão dos resultados. Entretanto, a composição, a homogeneização e a concentração da amostra; bem como a temperatura, o pH e a salinidade da solução são fatores que afetam a resposta dos ensaios de fluorescência (Carstea et al., 2012). Outros autores enfatizam que as análises para a determinação da concentração de COD por técnicas espectroscópicas são mais econômicas do que os métodos físico-químicos convencionais (Monteiro et al., 2020).

Cabe salientar que a quantificação do COD também tem sido realizada por modelagem matemática e por manipulação de imagens de satélite. A utilização de ambas as ferramentas depende das concentrações de carbono orgânico resultantes dos aportes associados tanto à poluição difusa quanto à pontual em espaços de tempo que representem diferentes condições no corpo aquático (Du et al., 2019; Lv et al., 2019; Chen et al. 2020; Vitale; Guardo, 2020; Cao; Tzortziou, 2021; Rouhani et al., 2021). Entretanto, dependendo da sofisticação necessária para o desenvolvimento de modelos sítio-específicos de qualidade da água, a quantidade e a qualidade dos dados disponíveis podem não ser adequados nem suficientes (Braga, 2001; Cao; Tzortziou, 2021). Por sua vez, o uso de imagens de satélite também envolve a concepção de equações matemáticas. As concentrações de COD são estimadas por equações que utilizam informações sobre a matéria orgânica oriundas de determinações por colorimetria, isto é, informações relativas à fração opticamente ativa do DOC (Chen et al., 2020). Em ambos os casos é provável que seja necessária a produção de dados adicionais para a calibração dos modelos,

Em resumo, o COD tem sido utilizado convencionalmente para o entendimento do comportamento, remoção e controle de vários poluentes. Entretanto, cabe salientar que a concentração de matéria orgânica em sistemas aquáticos também pode ser utilizada para avaliar e prever a qualidade da água por procedimentos de modelagem baseados nas características da bacia hidrográfica.

2.4 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA

Inicialmente, os modelos eram simplificados e baseados em equações diferenciais ordinárias, como o modelo de Streeter-Phelps, desenvolvido para descrever a dinâmica do oxigênio dissolvido em rios (Chapra, 1997).

Considerando as simplificações muito vezes necessárias para o desenvolvimento de modelos simplificados de qualidade da água pode-se mencionar a abordagem denominada *quasi-steady state*, ou estado quase estacionário. Esta aproximação assume que determinadas variáveis, como a vazão ou a temperatura, permanecem constantes ou variam muito lentamente em comparação com os processos de transformação da qualidade da água, permitindo a simplificação das equações diferenciais que regem o sistema. Segundo Chapra (1997), esta abordagem foi amplamente utilizada por sua simplicidade computacional e capacidade de fornecer estimativas rápidas para avaliação de cenários de impacto, especialmente em rios com regime de escoamento relativamente estável. Apesar das limitações quanto à representação de eventos transitórios, a aproximação *quasi-steady state* foi fundamental para o desenvolvimento das bases conceituais da modelagem da qualidade da água e ainda é aplicada quando a disponibilidade dos dados é escassa ou incompleta.

Como resultado do avanço tecnológico, do aumento da capacidade computacional, do avanço dos sistemas de informação geográfica (SIG) e da crescente demanda pela gestão sustentável dos recursos hídricos, nas décadas de 1980 e 1990, surgiram modelos mais complexos para avaliar a qualidade da água, capazes de integrar múltiplos parâmetros físicos, químicos e biológicos. Neste período foram desenvolvidos os modelos WASP (*Water Quality Analysis Simulation Program*) e MIKE11, entre outros.

O WASP foi desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* – USEPA, em 1983, com a última atualização em 2019 – versão 8.32 (USEPA, 2025). Originalmente, o método fundamental aplicado para a solução do modelo foi o uso da aproximação por diferenças finitas aplicadas às derivadas das equações do balanço de massa. As últimas versões compõem uma estrutura geral de balanço de massa dinâmico para simular as concentrações de solutos químicos, nanopartículas e sólidos em águas superficiais e sedimentos (Ambrose; Wool, 2017; Knights et al., 2019).

O MIKE11, desenvolvido pelo *Danish Hydraulic Institute* - DHI / Dinamarca, em 1985, é um modelo hidrodinâmico para a simulação de redes complexas de rios e canais, que utiliza as equações de Saint Venant completas em uma dimensão e demanda uma grande quantidade de dados de entrada, portanto, tem aplicabilidade limitada para bacias de menor escala com menor disponibilidade de medições. Teve a última atualização em 2024, quando a empresa descomissionou o programa, tendo promovido a migração da maioria dos módulos para a versão MIKE+ (DHI, 2025).

Em particular, os modelos WASP e MIKE11 passaram a ser amplamente utilizados para simular a dinâmica de nutrientes, temperatura, sedimentos, metais pesados, e contaminantes orgânicos; permitindo análise mais abrangente dos impactos ambientais pelas atividades humanas sobre a qualidade da água, como a agricultura e a urbanização (Liu et al., 2001; Wool et al., 2001; Liang et al., 2015)

A partir da década de 2000, ocorreu a integração crescente entre SIG, modelos hidrodinâmicos e de qualidade da água, o que permitiu análises em grandes bacias hidrográficas com diferentes usos do solo e condições climáticas e, também, a modelagem em bacias hidrográficas inteiras com representação espacial detalhada. Esta evolução passou a permitir a avaliação do transporte de poluentes difusos, como pesticidas e fertilizantes, podendo ser citado como exemplo o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), desenvolvido no início da década de 1990 pela Agricultural Research Service / USDA e pela Texas A&M University, com a última atualização em 2009 (Neitsch et al., 2009). De acordo com Arnold et al. (2012), o SWAT é um modelo abrangente, semi-distribuído que requer uma grande quantidade de parâmetros de entrada.

Mais recentemente, abordagens que utilizam inteligência artificial e aprendizado de máquina têm sido incorporadas, oferecendo ferramentas mais precisas e adaptativas para prever a qualidade da água em tempo real (Wai et al., 2022; OH et al., 2024).

Atualmente, a modelagem da qualidade da água é uma ferramenta essencial para a gestão integrada dos recursos hídricos, apoiando políticas públicas, o planejamento ambiental e a tomada de decisões em tempo real.

2.4.1 A modelagem do COD associado ao transporte de sólidos suspensos em rios

O escoamento das águas durante eventos de chuva intensa, denominado *first flush*, é o mecanismo primário de transporte por poluição difusa. Este escoamento mobiliza grandes quantidades de matéria orgânica e partículas suspensas, especialmente durante os picos de descarga (Braga, 2013).

A modelagem do COD associado ao transporte de sólidos suspensos tem se tornado um campo essencial na hidrologia e na gestão da qualidade da água. Quando associado a sólidos suspensos, o seu transporte pode ser intensificado durante eventos de escoamento superficial, erosão e processos de ressuspensão do sedimento.

O COD representa uma fração importante da matéria orgânica presente nos ecossistemas aquáticos, influenciando processos biogeoquímicos como a respiração microbiana, a disponibilidade de nutrientes e o transporte de contaminantes. Sua dinâmica está fortemente relacionada à presença e movimentação de partículas em suspensão, especialmente em ambientes com grande aporte de material alóctone, como áreas agrícolas e florestadas (Hope et al., 1994).

O transporte de COD é influenciado por processos como a mineralização, a fotodegradação e a liberação a partir da decomposição de matéria vegetal. A modelagem destes mecanismos exige dados detalhados sobre as características do solo, o uso e cobertura do solo, precipitação, escoamento e parâmetros de qualidade da água.

Modelos hidrossedimentológicos integrados têm sido empregados para simular a interação entre COD e os sólidos suspensos. Entre eles, destacam-se o WASP e o SWAT, que incorporam módulos para a simulação do transporte de sedimentos e da matéria orgânica dissolvida e particulada (Wool et al., 2001; Arnold et al., 2012). Estes modelos consideram que parte do COD pode ser adsorvido sobre a superfície de partículas finas, sendo transportado com os sedimentos durante eventos de escoamento superficial, especialmente em períodos de chuva intensa.

Recentemente, O SWAT teve equações de variáveis de estado para calcular o transporte de COD em rios adicionadas aos seus códigos de programação. Os códigos inseridos permitem a interação entre o COD transportado do compartimento solo para o compartimento água (Du et al., 2019). Estes autores obtiveram resultados

satisfatórios produzidos pelo modelo para o transporte de COD associado a alterações causadas por enxurradas.

Estudos recentes também têm aplicado técnicas de aprendizado de máquina para prever concentrações de COD em função de variáveis hidrossedimentares, aumentando a acurácia das simulações (Gad et al., 2025). A integração entre modelos físico-químicos e estatísticos permite entender e prever o comportamento do COD em bacias hidrográficas complexas.

Portanto, a modelagem integrada do COD e dos sólidos suspensos é de grande importância para a gestão de bacias hidrográficas, contribuindo para prever impactos sobre os corpos aquáticos superficiais.

2.4.2 A modelagem do COD como coadjuvante no transporte do Fe em rios

A modelagem do COD como coadjuvante no transporte de Fe em rios é essencial para compreender os processos biogeoquímicos que regulam a mobilidade e o destino dos metais em ambientes aquáticos. O COD atua como agente quelante, formando complexos orgânicos com íons metálicos como o ferro, o que afeta diretamente a sua solubilidade, reatividade e transporte em sistemas aquáticos superficiais.

O Fe é um micronutriente essencial, mas potencialmente tóxico em áreas que apresentam concentrações elevadas; apresenta baixa solubilidade em ambientes aquáticos aeróbios; sendo comumente encontrado na forma particulada.

Em condições naturais, o Fe está presente principalmente nas formas Fe^{+2} e Fe^{+3} , cujas transformações são controladas por processos de oxirredução e interações com substâncias húmicas e fúlvicas, que formam complexos solúveis com íons ferroso (Fe^{+2}) e férrico (Fe^{+3}) (Schnitzer; Kerndorff, 1981; Tipping, 2002). Em águas oxigenadas, o Fe^{+2} é oxidado, formando óxidos ou hidróxidos de ferro, que são substâncias pouco solúveis. No entanto, a presença de COD pode estabilizar o Fe na fase dissolvida por meio de complexação. A formação do complexo Fe-COD impede a precipitação do Fe como hidróxido, facilitando o seu transporte por longas distâncias na coluna d'água. (Thurman, 1985; Aiken et al., 2011). Este processo é particularmente relevante em regiões com solos ricos em matéria orgânica ou com

influência de drenagem ácida natural ou antrópica, como as áreas de mineração (Vaughan; Ord, 1994).

Segundo Aiken e colaboradores (2011), as interações entre o Fe e a MOD são fundamentais para prever a biodisponibilidade e a toxicidade de metais em sistemas aquáticos. A implementação de módulos geoquímicos acoplados a modelos hidrodinâmicos permite representar de forma mais realista os efeitos de complexação, adsorção e precipitação de metais e dos complexos formados com o COD.

O modelo WASP tem sido utilizado para simular os processos de interação e transporte do COD e contaminantes, embora não tenham sido encontradas referências na literatura sobre aplicações específicas voltadas à interação entre Fe e COD.

Estudos em regiões impactadas por mineração ou atividades industriais demonstram que o COD, de origem natural ou antrópica, pode aumentar significativamente a mobilidade do ferro (Sholkovitz, 1976; Tipping et al., 2002). Assim, a modelagem integrada desses processos é crucial para o gerenciamento de recursos hídricos e avaliação dos impactos ambientais causados pela mineração.

Os modelos WHAM (*Windermere Humic Aqueous Model*) e Visual MINTEQ (*Equilibrium Speciation Model*) foram desenvolvidos para estimar a especiação de metais traço em função da concentração de COD, pH, potencial de oxirredução e força iônica do meio.

O WHAM, foi desenvolvido, em 1992, pelo *UK Centre for Ecology and Hydrology*; inclui um modelo de especiação química e submodelos para ligação iônica com os ácidos fúlvico e húmico; argilas e óxidos de ferro, alumínio, manganês e silício. Este modelo simula reações químicas que ocorrem no solo ou em sistemas aquáticos e, particularmente, como ocorrem as ligações entre os metais e as SH. Entretanto, não existe informação disponível sobre a disponibilidade de um submodelo para o cálculo do transporte de SH e/ou metais. De acordo com informações disponíveis na página de acesso ao WHAM, este modelo é particularmente útil para a análise de risco ambiental (CEH, 2025). A versão atual, WHAM 6.0, inclui o *Humic Ion-Binding Model VI* e o modelo inorgânico, além de submodelos para a ligação de cátions a óxidos de Al, Si, Mn e Fe e, também, a trocadores de cátions simples (Tipping et al., 2011).

O Visual MINTEQ foi originalmente desenvolvido pela USEPA, como MINTEQA2 (USEPA, 2025). Este é um modelo de especiação química no equilíbrio

que pode ser utilizado para calcular a composição no equilíbrio de soluções aquosas em laboratório ou em sistemas aquáticos naturais (VISUAL MINTEQ, 2025). Desde 2000, este modelo tem sido mantido pelo Professor Gustafsson, da *Swedish University of Agricultural Sciences* (USEPA, 2025). Neste ponto, no que se refere a esta pesquisa, cabe salientar duas peculiaridades do Visual MINTEC: i) o modelo calcula apenas a composição química em um único ponto e ii) em função das características de concepção, o modelo não calcula a taxa de transporte de metais do ponto de contaminação até o corpo receptor, pois não contém um submodelo de transporte (Visual MINTEC, 2025).

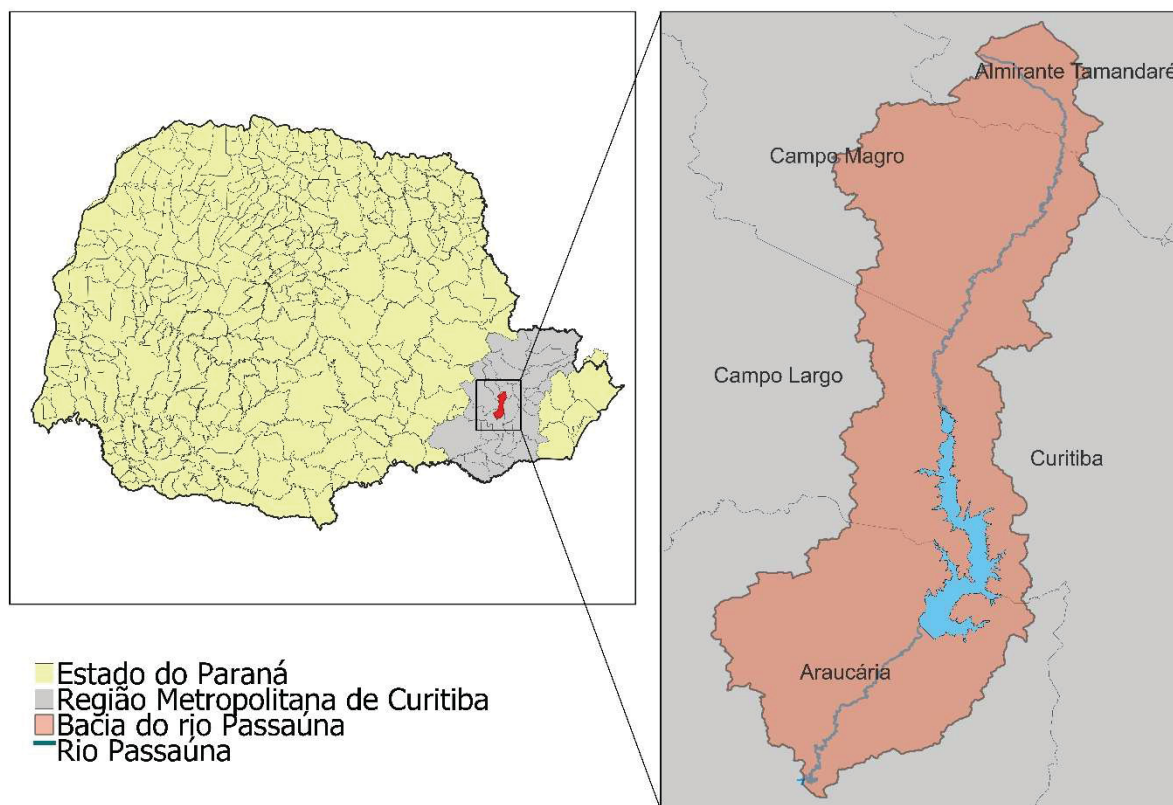
Portanto, visando fornecer subsídios para o monitoramento e a gestão de impactos em ambientes aquáticos, especialmente em regiões vulneráveis a alterações antrópicas, a modelagem hidrológica integrada à modelagem cinético-química é essencial para compreender o papel do COD na biogeoquímica de metais traço, em especial o Fe.

3 ÁREA DE ESTUDO: A BACIA DO RIO PASSAÚNA

A bacia do rio Passaúna foi escolhida como objeto de estudo desta pesquisa por apresentar componentes relevantes para a análise da qualidade da água, entre eles: i) as configurações de escoamento peculiares do rio Passaúna e ii) a existência da represa homônima, de grande importância para o abastecimento da Região Metropolitana de Curitiba.

A Bacia Hidrográfica do rio Passaúna, sub-bacia do Rio Iguaçu, está localizada entre os meridianos 49°19'30" e 49°31'30" de longitude oeste e os paralelos 25°18'30" e 25°35'00" de latitude sul, do Primeiro Planalto Paranaense com altitude média de 900 m (Silva Filho, 2009). A bacia abrange parcelas dos municípios de Almirante Tamandaré, Campo Magro, Campo Largo, Curitiba e Araucária, a noroeste-oeste da Região Metropolitana de Curitiba, perfazendo uma área de 217 km² (SUDERHSA, 2002). Na FIGURA 3.1 é apresentada a localização da bacia hidrográfica do rio Passaúna.

FIGURA 3.1 – LOCALIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PASSAÚNA



FONTE: a autora (2025)

O rio Passaúna nasce no município de Almirante Tamandaré entre as Serras de São Luiz do Purunã e Bocaina e percorre 57 km até desembocar no rio Iguaçu. Seus principais afluentes são os rios Juruqui, Cachoeirinha, Cachoeira, Ferraria, Taquarova e Jaguaruva, localizados na margem esquerda do rio Passaúna, enquanto na margem direita não existem afluentes significativos devido à proximidade do rio com o divisor de água (Silva Filho, 2010).

Na bacia do rio Passaúna estão localizados: i) o reservatório homônimo para abastecimento público, a oeste da Região Metropolitana de Curitiba (RMC), que envolve os municípios de Araucária, Campo Largo e Curitiba (Ono et al., 2020) e ii) o aterro controlado da Lamenha Pequena, encerrado em 1989 (Cristina Braga, UFPR, contato pessoal, 2021), localizado no município de Almirante Tamandaré, a montante do reservatório. A lâmina da área alagada do reservatório correspondente a 11 km², considerando a cota do nível operacional normal de 890 m, com profundidade máxima de 16 m e média de 9,4 m (Veiga, 2001; citado por Silva Filho, 2010). Este reservatório representa 20% da captação e distribuição do Sistema de Abastecimento Integrado de Curitiba (SAIC) (SANEPAR, 2013).

Entre os anos de 1992 e 2005, o Instituto Ambiental do Paraná (IAP) realizou o monitoramento de toda a extensão do rio Passaúna e, com base na Resolução CONAMA nº 357/05 (CONAMA, 2005), identificou diversos trechos que apresentavam características de enquadramento nas classes 3 e 4, o que evidenciava comprometimento significativo da qualidade da água (IAP, 2005). De acordo com vários autores, a deterioração da qualidade da água está associada a ações antrópicas na bacia (Bocalon, 2007; Meger, 2007; Pitrat, 2010; Silva Filho, 2010, Peixer, 2017).

3.1 GEOMORFOLOGIA E COBERTURA DA TERRA DA ÁREA DA BACIA

A geomorfologia e a cobertura da terra da bacia hidrográfica são de grande relevância para o entendimento da influência dos aportes difusos sobre a qualidade da água de um rio, pois a poluição difusa é resultante da lavagem do solo e de superfícies impermeabilizadas.

A Bacia Hidrográfica do rio Passaúna é composta por três principais compartimentos i) o Complexo Gnáissico-Migmatítico, constituído por rochas

metamórficas; ii) o Grupo Açungui, constituído por rochas intrusivas e sedimentos quaternários; e iii) a Formação Guabirotuba. O Complexo Gnáissico-Migmatítico apresenta-se em 70% da área da bacia com colinas e morros de topo arredondado, vertentes convexas e dissecção generalizada. O Grupo Açungui, constituído por formações Capiru-Carbonatadas, apresenta-se principalmente na região da Estrada do Cerne com características montanhosas e apresentação de linhas de cristais. As rochas carbonáticas possuem alta permeabilidade e solubilidade com alta densidade de fraturas e outros planos estruturais, apresentando potencial para armazenamento de água; nesta região está localizado o aquífero Karst. A Formação Guabirotuba caracteriza-se por um conjunto de colinas suaves de topos aplainados com vertentes íngremes de alta inclinação. Nos fundos de vale do rio Passaúna ocorrem áreas de sedimentos aluvionares, com relevo plano e declividade muito baixa (Xavier, 2005; citado por Silva Filho, 2009).

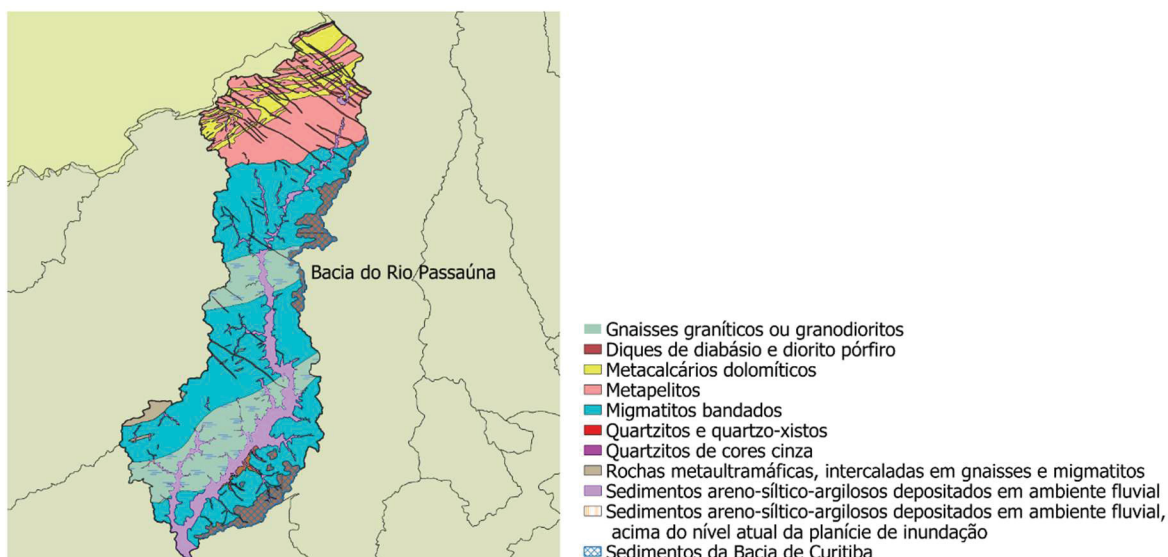
A porção a montante do rio Passaúna é composta, de forma geral, por metapelitos, metacalcários dolomíticos e migmatitos estromatólitos ou, comumente, denominados bandados. Na FIGURA 3.2 são apresentadas informações sobre a geomorfologia da bacia do rio Passaúna.

Segundo Bucher e Grapes (2011), o metapelito tem como principais componentes os óxidos de silício, de alumínio, de ferro II, de magnésio, de potássio (SiO_2 , Al_2O_3 , FeO , MgO , K_2O) e água. Como componentes em menor proporção podem ser citados os óxidos de sódio, de cálcio, de titânio, de manganês e de ferro III (Na_2O , CaO , TiO_2 , MnO , Fe_2O_3). O Al pode representar até um terço do peso total das amostras de metapelito, enquanto o Fe representa 10%. Os migmatitos estromatólitos, são formações rochosas compostas predominantemente por SiO_2 . Melo e Oliveira (2013) destacam a ocorrência relevante do Fe e do Al neste tipo de rocha. Assim, a formação do solo da bacia por metapelitos e migmatitos estromatólitos pode indicar que realmente exista carreamento de metais de origem pedogênica em toda a bacia como Al, Fe e, menos expressivamente, Mn. O metacalcário dolomítico, por sua vez, pode contribuir para o carreamento acentuado de Ca e Mg.

O metacalcário dolomítico, também denominado mármore dolomítico, é composto basicamente por dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) e calcita (CaCO_3), sendo que, em menores quantidades, podem estar associadas aos minerais aragonita (CaCO_3),

siderita (FeCO_3), ankerita ($\text{Ca}_2\text{MgFe}(\text{CO}_3)_4$) e magnesita (MgCO_3) (Dias; Gomes, 2018; Sampaio; Almeida, 2008).

FIGURA 3.2 - MAPA GEOLÓGICO DA BACIA DO RIO PASSAÚNA



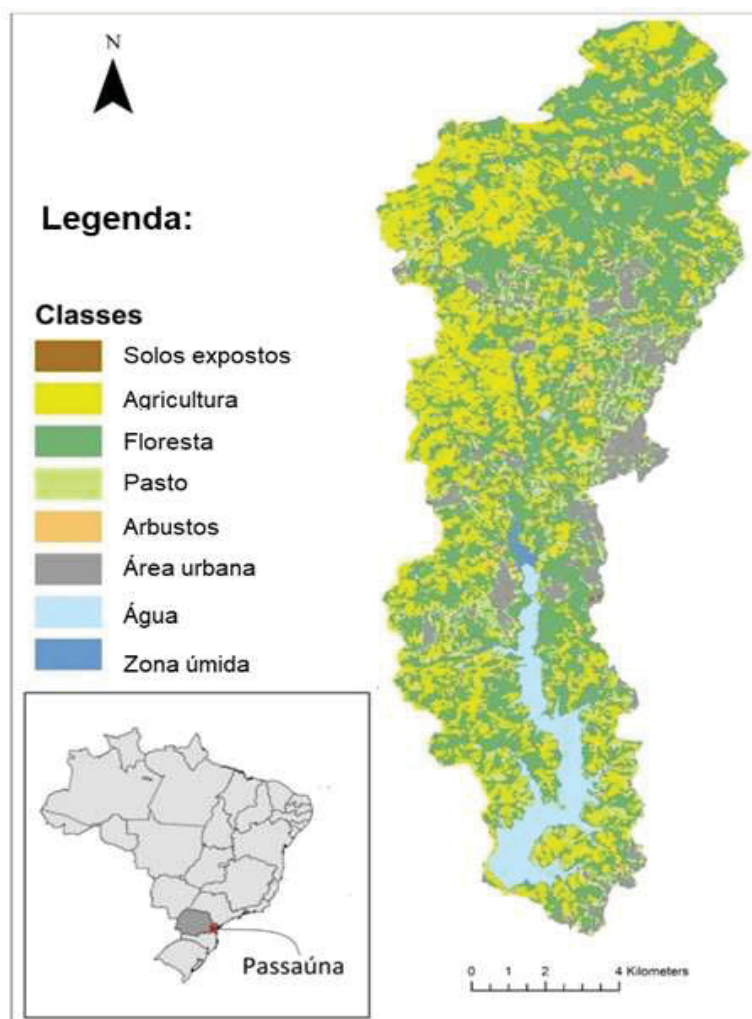
FONTE: a autora (2025), a partir de dados de SUDERSHA (2000)

As classes de solo existentes na Bacia Hidrográfica do rio Passaúna, determinadas pelas características geológicas e climáticas, são classificados em: Latossolo Vermelho-Amarelo; Argissolo Vermelho-Amarelo; Hidromórfico Gleizado; Aluvial; Cambissolo e Orgânico (EMBRAPA, 1999).

A bacia do rio Passaúna é descrita como predominantemente rural, com baixas taxas de ocupação urbana. Nesta bacia são desenvolvidas atividades industriais e agrícolas, que resultam em possível carreamento de fertilizantes e agroquímicos, além dos descartes pontuais de efluentes domésticos (IAP, 2009).

Na FIGURA 3.3 é apresentada a ocupação e a cobertura da terra da bacia do rio Passaúna em 2021 (Sotiri, 2021).

FIGURA 3.3 - COBERTURA DO SOLO NA BACIA DO RIO PASSAÚNA



Fonte: adaptado de Sotiri (2021)

Segundo Ansolin et al. (2018), em 2017, aproximadamente 40% da bacia do rio Passaúna era ocupada por áreas de vegetação, 46% por áreas agrícolas e cerca de 8% por áreas urbanizadas e industriais. Drummond e colaboradores (2019) evidenciaram um avanço significativo da urbanização em zonas periféricas, principalmente fora dos limites da APA.

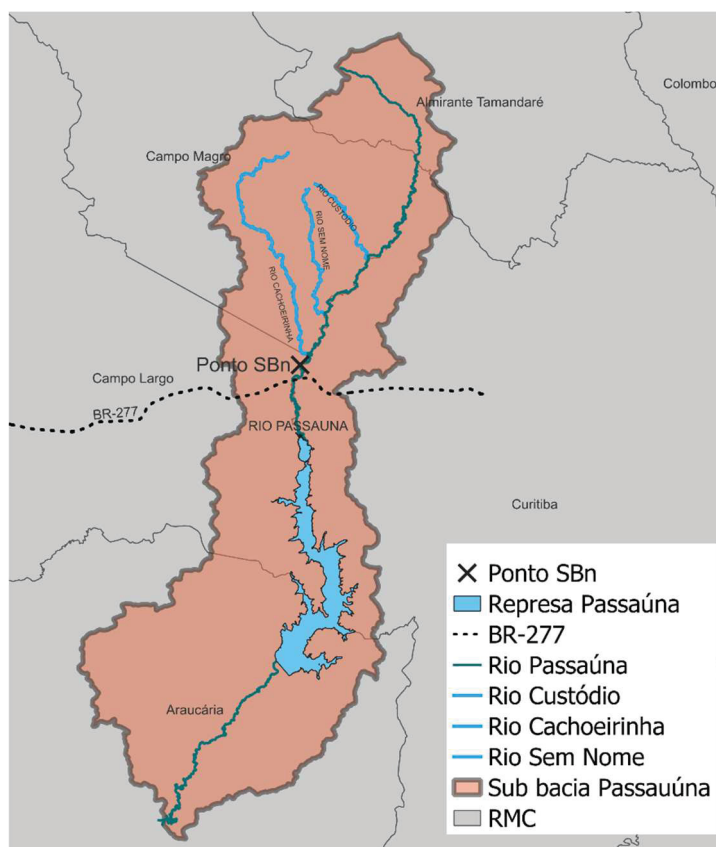
4 MATERIAIS E MÉTODOS

A modelagem do COD tem se destacado como uma ferramenta essencial na compreensão do transporte de poluentes em ambientes aquáticos. O COD atua como coadjuvante na mobilidade de contaminantes, influenciando processos de adsorção, complexação e biodisponibilidade. Sua presença modifica significativamente o comportamento de metais e compostos orgânicos nos corpos hídricos, afetando a qualidade da água e dos ecossistemas. Assim, o estudo e a modelagem do COD é fundamental para prever o destino dos poluentes, auxiliar no gerenciamento ambiental, na gestão integrada dos recursos hídricos e na mitigação de impactos antrópicos.

4.1 SISTEMATIZAÇÃO DOS DADOS DE INTERESSE

Nesta pesquisa, os dados de interesse foram organizados com base nas informações obtidas por Grudzien (2019) e Drummond (2020), coletadas durante eventos de precipitação por meio do amostrador automático SBn (Braga, 2013), no período de 2018 a 2019, no Ponto SBn (FIGURA 4.1). Em ambos os estudos, a coleta de amostras de água foi realizada após a instalação e calibração do amostrador automático SBn. Os dados produzidos por Grudzien (2019) referem-se aos parâmetros sólidos totais e sedimentáveis, sólidos suspensos totais, ferro total e COD na coluna d'água. As amostras foram coletadas durante nove eventos de precipitação, com o nível do rio Passaúna monitorado entre agosto de 2018 e fevereiro de 2019. No entanto, devido a problemas relacionados à amostragem, as informações referentes a três desses eventos foram desconsideradas. Por sua vez, os dados de interesse produzidos por Drummond (2020), com monitoramento do nível do rio Passaúna entre julho e novembro de 2019, são referentes aos sólidos suspensos totais, COD na coluna d'água e COT no sedimento. No entanto, dos seis eventos de precipitação avaliados, apenas três foram considerados válidos para a calibração do modelo de qualidade da água, pois apenas nesses casos foram produzidos dados para sólidos suspensos totais.

FIGURA 4.1 – PONTO DE AMOSTRAGEM SBn



FONTE: a autora (2025)

Em ambos os casos (Grudzien, 2019; Drummond, 2020), o amostrador SBn foi utilizado para calibração da sua performance em uma bacia hidrográfica diferente daquela para a qual foi originalmente concebido e, também, em função do baixo custo de construção, operação e manutenção e, principalmente, porque o SBn apresenta grande autonomia em relação à amostragem, pois a sua operação demanda baixo consumo de energia, sendo de fácil adaptação para realidades distintas.

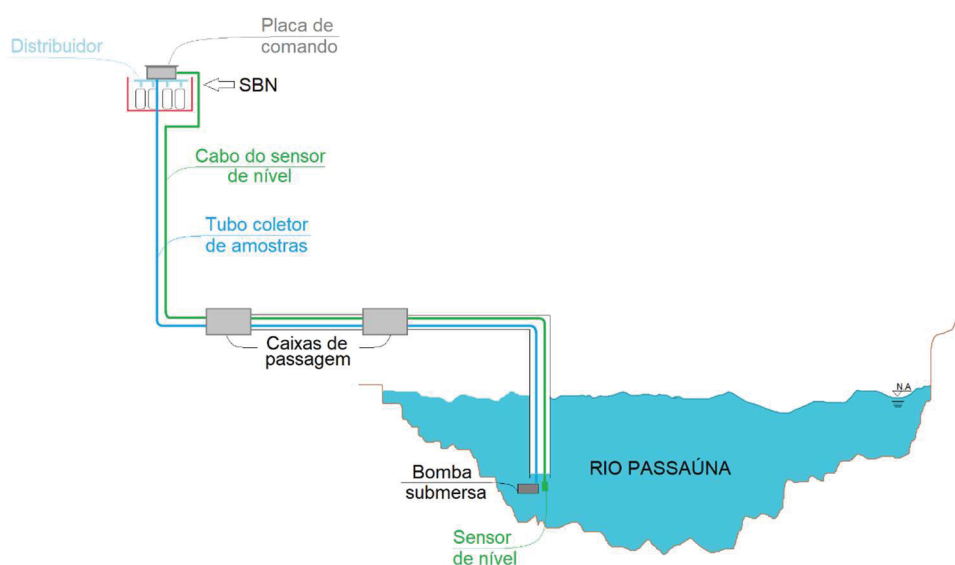
O amostrador automático SBn integra um amostrador e um *datalogger*, opera com bomba e sensor de nível submersos, instalados no interior do canal do rio. Este equipamento foi concebido para leitura e registro do nível da água na seção de controle do rio e da quantidade precipitada associadas a um sistema de coleta de amostras com capacidade de armazenamento de 24 frascos com capacidade de 1 L cada.

De acordo com Braga (2013), devido as suas características de programação, o SBn pode operar em dois modos distintos: (i) modo *tempo* e (ii) modo *evento*. O modo *tempo* aciona coletas a partir de variação pré-determinada do tempo, enquanto

o modo *evento* aciona coletas a partir de variação do nível da coluna d'água no canal do rio. Nas FIGURAS 4.2 e 4.3 são apresentadas representações esquemáticas dos componentes do equipamento e sequência lógica de operação, respectivamente (Grudzien, 2019).

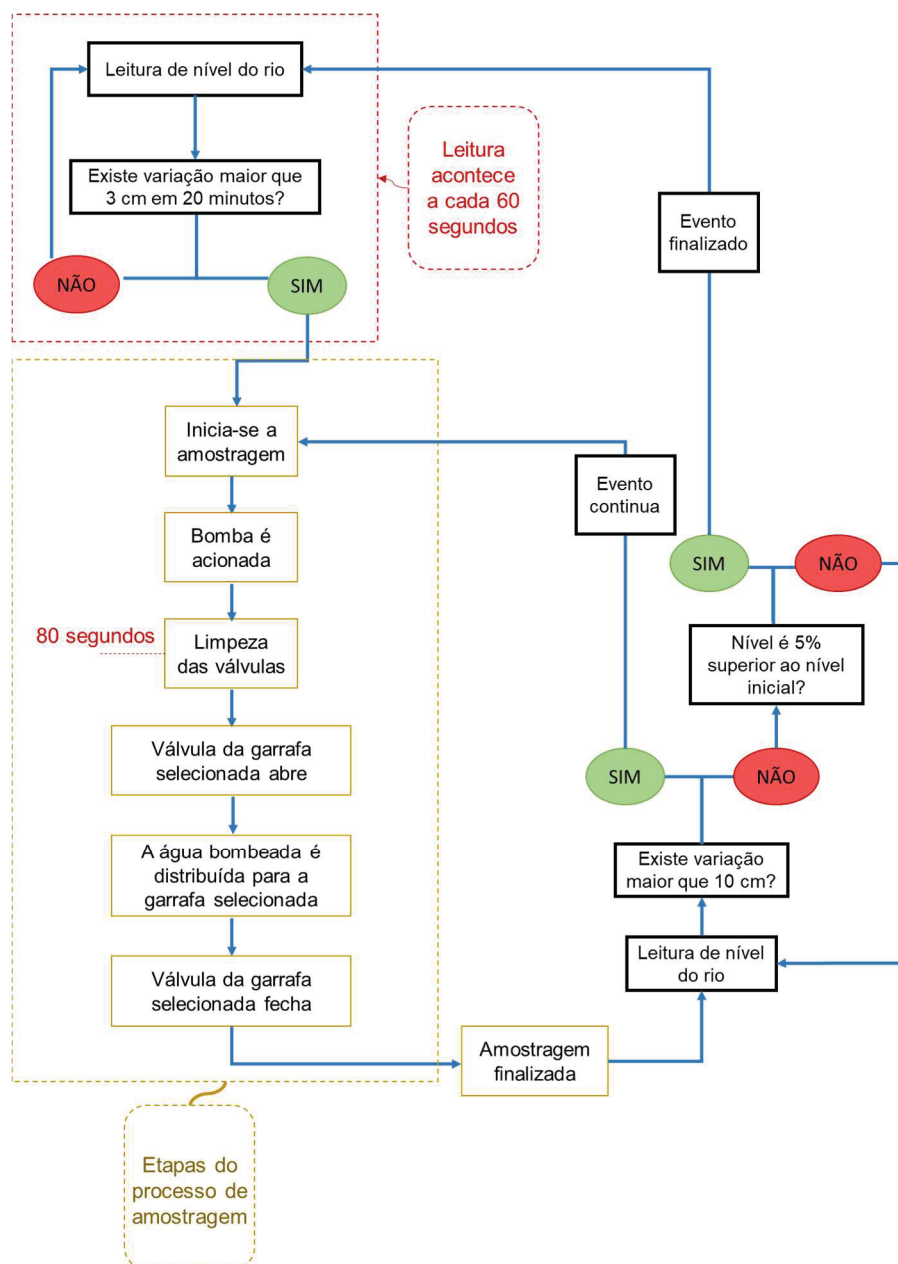
Os dados coletados por Grudzien (2019) e Drummond (2020) utilizados nesta pesquisa foram produzidos a partir da programação do amostrador em modo *evento*. Em ambos os casos, a primeira amostra foi coletada após alteração de nível na coluna d'água maior ou igual a 3 cm, em um intervalo de 20 minutos. As amostras subsequentes foram coletadas com a identificação de variação de nível igual ou superior a 10 cm, considerando como referência o nível em que foi realizada a coleta anterior, independentemente do tempo de variação, conforme FIGURA 4.3. Cabe ressaltar que os parâmetros de mudança do nível e tempo foram calibrados após diversos eventos de precipitação.

FIGURA 4.2 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS COMPONENTES DO SBn



FONTE: Grudzien (2019)

FIGURA 4.3 - SEQUÊNCIA LÓGICA DE AMOSTRAGEM DO SBn



FONTE: adaptado de Kozak (2016)

Na TABELA 4.1 são apresentadas informações compiladas de Grudzien (2019) e Drummond (2020) referentes às coletas dos dados hidrológicos e físico-químicos utilizados para a modelagem do rio Passaúna. São apresentados, ainda, os métodos de análise laboratorial utilizados pelas autoras para quantificação físico-química dos componentes.

TABELA 4.1 – DADOS DE ENTRADA PARA A ALIMENTAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA

Referência	Data	Evento	Nº de Amostras ^a	Média dos parâmetros de interesse					
				Precipitação (mm) ^b	Vazão máxima (m ³ s ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	Fe _{total} (mg L ⁻¹)	COD (mg L ⁻¹)	COT _{sedimento} (mg L ⁻¹)
Grudzien (2019)	02/10/2018	4	9	73,6	2,92	97,59	2,65	16,83	-
	05/10/2018	5	24	63,6	6,75	132,53	1,81	14,35	-
	11/10/2018	6	24	97,4	20,69	104,14	2,68	9,59	-
	24/10/2018	7	10	72,4	3,08	137,87	4,05	11,20	-
	13/11/2018	8	13	21	4,31	144,22	4,63	4,71	-
	21/11/2018	9	15	53	8,69	250,85	6,74	3,39	-
Drummond (2020)	18/09/2019	3	9	78,5	4,34	233	-	5,95	16,42
	08/10/2019	4	4	41,4	1,9	64,4	-	3,42	15,8
	14/10/2019	5	5	38,6	1,96	87,14	-	2,89	16,42
Método de análise laboratorial utilizado (GRUDZIEN, 2019; DRUMMOND, 2020)				Método gravimétrico	ICP-OES (Espectrofotômetro PerkinElmer, Optima 8300)	Oxidação por combustão catalítica (Shimadzu, TOC V-CPH)	Oxidação por combustão catalítica (Shimadzu, TOC V-CPH)		

NOTA: ^a amostras coletadas no ponto SBn (FIGURA 4.1); ^b dados obtidos da estação Barragem SANEPAR (Edson Nagashima / IAT, contato pessoal, 2020); ^c amostras coletadas na coluna d'água – concentração média do evento; SST: sólidos suspensos totais; Fe_{total}: ferro total; COD: carbono orgânico dissolvido

FONTE: adaptado de Grudzien (2019) e Drummond (2020)

Além dos dados obtidos de Grudzien (2019) e Drummond (2020), conforme apresentado na TABELA 4.1, a concepção do modelo de qualidade da água também exigiu a coleta de informações relativas à fisiografia e à hidrologia da bacia do rio Passaúna. Para cada ponto com registros oficiais, foram organizadas informações sobre altitude, batimetria do canal, seções transversais, séries históricas de medição de nível, tempo de concentração das sub-bacias, coeficiente de rugosidade de Manning e curvas-chave. Os dados foram compilados a partir de informações fornecidas por SUDERHSA (2002) e por Edson Nagashima / IAT (contato pessoal, 2020). Cabe salientar que foram utilizadas quatro curvas-chave determinadas pelo Instituto Água e Terra (IAT), obtidas a montante do reservatório de abastecimento por meio de medições realizadas em estações de controle atualmente desativadas. Adicionalmente, foi empregada uma curva-chave transposta para o Ponto SBn, conforme procedimento descrito por Grudzien (2019).

Assim, a partir da compilação das informações disponíveis para utilização como dados de entrada no modelo de qualidade da água, no QUADRO 4.1 são apresentadas as características de cada ponto, enquanto na FIGURA 4.4 é apresentada a espacialização da localização dos pontos de interesse.

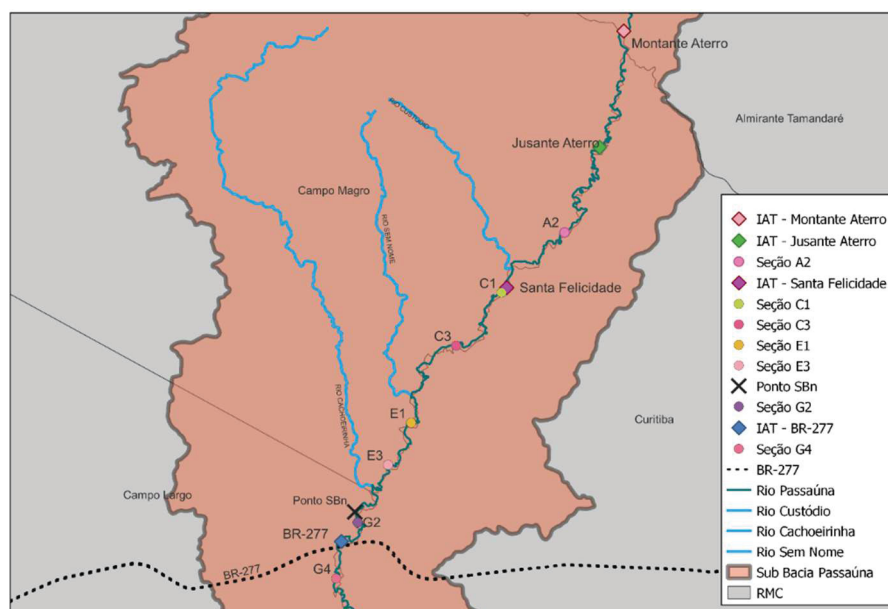
QUADRO 4.1 – IDENTIFICAÇÃO E CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS PONTOS UTILIZADOS

Nº da Seção Transversal	Ponto	Altitude (m)	Bati-metria	Distância até a foz (km)	Coordenadas Geográficas
1	Montante Aterro	929	SIM	51,3	25°20'46" S – 49°20'27" W
2	Jusante Aterro	920	SIM	49,2	25°21'52" S – 49°20'41" W
3	A2	910	NÃO	46,1	25°22'40" S – 49°21'01" W
4	Santa Felicidade	904	SIM	44,0	25°23'12" S – 49°21'37" W
5	C1	903	NÃO	43,7	25°23'14" S – 49°21'40" W
6	C3	897,5	NÃO	41,9	25°23'45" S – 49°23'05" W
7	E1	897	NÃO	39,4	25°24'29" S – 49°22'31" W
8	E3	893	NÃO	38,1	25°24'53" S – 49°22'49" W
9	G2	888,5	NÃO	36,1	25°25'26" S – 49°23'07" W
10	Ponto SBn	890	NÃO	36,3	25°20'46" S – 49°20'27" W
11	BR-277	892	SIM	35,2	25°25'37" S – 49°23'17" W
12	G4	888	NÃO	34,3	25°25'58" S – 49°23'20" W

FONTE: compilado de SUDERHSA (2002); Edson Nagashima / IAT (contato pessoal, 2020)

A partir daqui os pontos, com exceção do Ponto SBn, serão denominados apenas pela numeração sequencial, conforme apresentado no QUADRO 4.1.

FIGURA 4.4 – LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS UTILIZADOS NA CONCEPÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA



FONTE: adaptado de SUDERSHA (2002), Grudzien (2019), Drummond (2020), Edson Nagashima / IAT (contato pessoal, 2020)

O Instituto Água e Terra disponibilizou séries históricas de medição de nível em diferentes vazões, além dos dados de batimetria e outras variáveis hidrológicas empregadas no controle da qualidade da água do rio Passaúna, referentes aos Pontos 1, 2, 4 e 11 (Edson Nagashima / IAT, contato pessoal, 2020). Informações complementares são disponíveis no Anexo 1. Por sua vez, dados sobre topografia para os pontos 3, 5 a 9 e 12 foram obtidos a partir das bases fornecidas por SUDERHSA (2002).

Os dados fornecidos pelo IAT foram empregados na definição das seções transversais dos Pontos 1, 2, 4 e 11. Para determinar os valores das cotas em diversas vazões, foram utilizadas as curvas-chave pré-determinadas para estas seções, o que forneceu embasamento para a calibração de cotas em diversas vazões. Diferentemente das informações fornecidas pelo IAT, os dados provenientes de SUDERHSA (2002) não incluem batimetria, mas apresentam informações relevantes sobre a topografia da região, estaqueamento do canal e tempos de concentração da

bacia. Estes dados foram fundamentais para a determinação das altitudes das seções transversais e das distâncias relativas entre elas e a foz do rio, permitindo, assim, o cálculo da declividade do canal do rio Passaúna.

No QUADRO 4.2 são apresentadas informações sobre as áreas de contribuição e os tempos de concentração da bacia do rio Passaúna.

QUADRO 4.2 - ÁREAS DE CONTRIBUIÇÃO E TEMPOS DE CONCENTRAÇÃO DA BACIA DO RIO PASSAÚNA

Área no mapa	Área de contribuição (km ²)	Distância do ponto de chegada do escoamento (km)	Tempo de concentração (h)
A1	26,72	3,6	2,5
A2	6,32	8,2	1,5
B1	2,07	8,3	0,45
B2	1,46	8,4	0,4
C1	3,3	9,8	0,8
C2	2,54	9,9	0,53
C3	2,08	12,2	0,71
D	6,07	12,3	1,18
E1	0,64	13,8	0,32
E2	2,64	13,9	0,72
E3	0,79	15,9	0,98
F	24,13	16	3,23
G1	2,64	16,1	1,11
G2	2,44	18,2	0,8

FONTE: adaptado de SUDERHSA (2002)

4.2 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA: O COD COMO COADJUVANTE NO TRANSPORTE DE Fe

Modelos matemáticos são estruturas organizadas que permitem compreender a complexidade dos sistemas naturais por meio da replicação do sistema real, utilizando observações de campo disponíveis de forma ordenada e consistente, com o objetivo de simular as respostas do sistema natural (Braga, 2001).

Basicamente, a razão para a modelagem é a falta de acesso completo, seja no tempo ou no espaço, aos fenômenos de interesse que ocorrem em determinado sistema. Assim, ao modelador cabe identificar o grau de correspondência entre o

modelo e o mundo real que ele busca representar, bem como delimitar a abrangência desta correspondência (Oreskes et al., 1994).

4.2.1 Características Conceituais do Modelo

Com o objetivo de determinar a estrutura conceitual mais simples que represente adequadamente os principais fenômenos que influenciam um sistema em estudo, os estágios iniciais do processo de modelagem consistem na identificação e seleção do modelo. A partir disso, procede-se à definição das fórmulas analíticas e dos códigos computacionais mais apropriados para a simulação do comportamento do sistema. Na FIGURA 4.5 é apresentada a estrutura teórica adotada para a formulação de um modelo matemático de qualidade da água.

Esta pesquisa foi desenvolvida com o objetivo de apoiar a compreensão sobre o comportamento do transporte do Fe pelo COD, utilizando o rio Passaúna como estudo de caso. O objetivo foi desenvolver um método simples para avaliar a interação entre o metal e a matéria orgânica nos compartimentos água e camada superficial de sedimentos no referido rio. Os dados existentes, coletados em campo ou fornecidos por entidades governamentais do estado do Paraná, foram utilizados na concepção de um modelo matemático sítio-específico, unidimensional, baseado na lei da conservação da massa em relação à quantidade de água no trecho em estudo do rio, material em suspensão, material depositado, matéria orgânica (COD) e Fe total. Também foi considerada a advecção para o escoamento com o fluxo e a partição do metal entre a coluna d'água e a camada superficial de sedimentos, e vice-versa.

A EQUAÇÃO 1 representa a equação geral que define o processo de modelagem pela abordagem adotada.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = I + \text{entrada} - \text{saída} \pm \text{reação} \pm \text{transporte} \quad (1)$$

Em que:

δC = derivada parcial da concentração

δt = derivada parcial do tempo

I = aporte por poluição difusa

entrada = aporte ao sistema

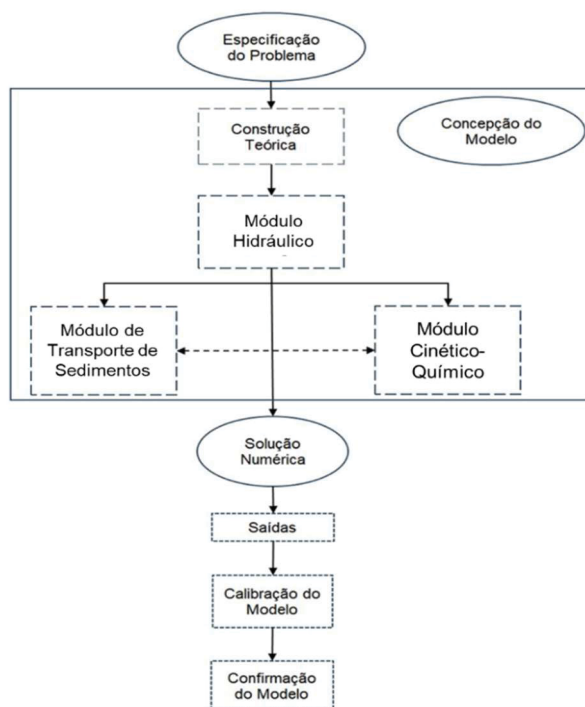
saída = perda do sistema

reação = geração ou consumo de massa no interior do sistema (volume de controle)

transporte = movimentação de massa através das fronteiras do sistema

Na equação geral do balanço de massa: i) o termo associado às reações químicas e/ou bioquímicas que ocorrem no interior do volume de controle representa a taxa de geração ou consumo de uma determinada espécie. Caso a substância seja gerada por reação, este termo assume valor positivo; se for consumida, o termo é negativo; ii) o termo associado ao transporte refere-se ao fluxo de massa através das fronteiras do volume de controle e entre compartimentos, resultante de mecanismos como advecção e/ou difusão. Este termo é fundamental para descrever a variação da quantidade de massa no interior do sistema ao longo do tempo. Em termos matemáticos, o transporte é expresso como uma taxa de fluxo de massa (por exemplo, kg s^{-1}), e sua quantificação é essencial para a formulação precisa do balanço de massa total.

FIGURA 4.5 – DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO DE BALANÇO DE MASSA PARA O TRANSPORTE E TRANSFERÊNCIA DE CONTAMINANTES



FONTE: adaptado de Braga (2001)

Neste estudo, os compartimentos representados no modelo são a água no canal do rio e a camada superficial de sedimentos, cada um assumido como completamente misturado. A consideração que um compartimento é completamente misturado pressupõe que a turbulência ocorre em tal grau que não existe gradiente de concentração no interior do compartimento (Chapra, 1997). Também são consideradas as contribuições da área de drenagem da bacia, em especial os aportes pela drenagem, ou não pontuais, e as interações entre os dois compartimentos. Em cada compartimento, 9 variáveis de estado definem as massas de sólidos em suspensão e de fundo, de Fe e de COD e 6 variáveis do sistema definem o funcionamento do modelo, conforme apresentado na TABELA 4.2. Neste ponto, cabe ressaltar que as variáveis de estado são definidas como aquelas que descrevem a qualidade da água em um determinado instante de tempo e espaço, enquanto as variáveis do sistema são aquelas que caracterizam o ambiente aquático e influenciam as variáveis de estado (Braga, 2001).

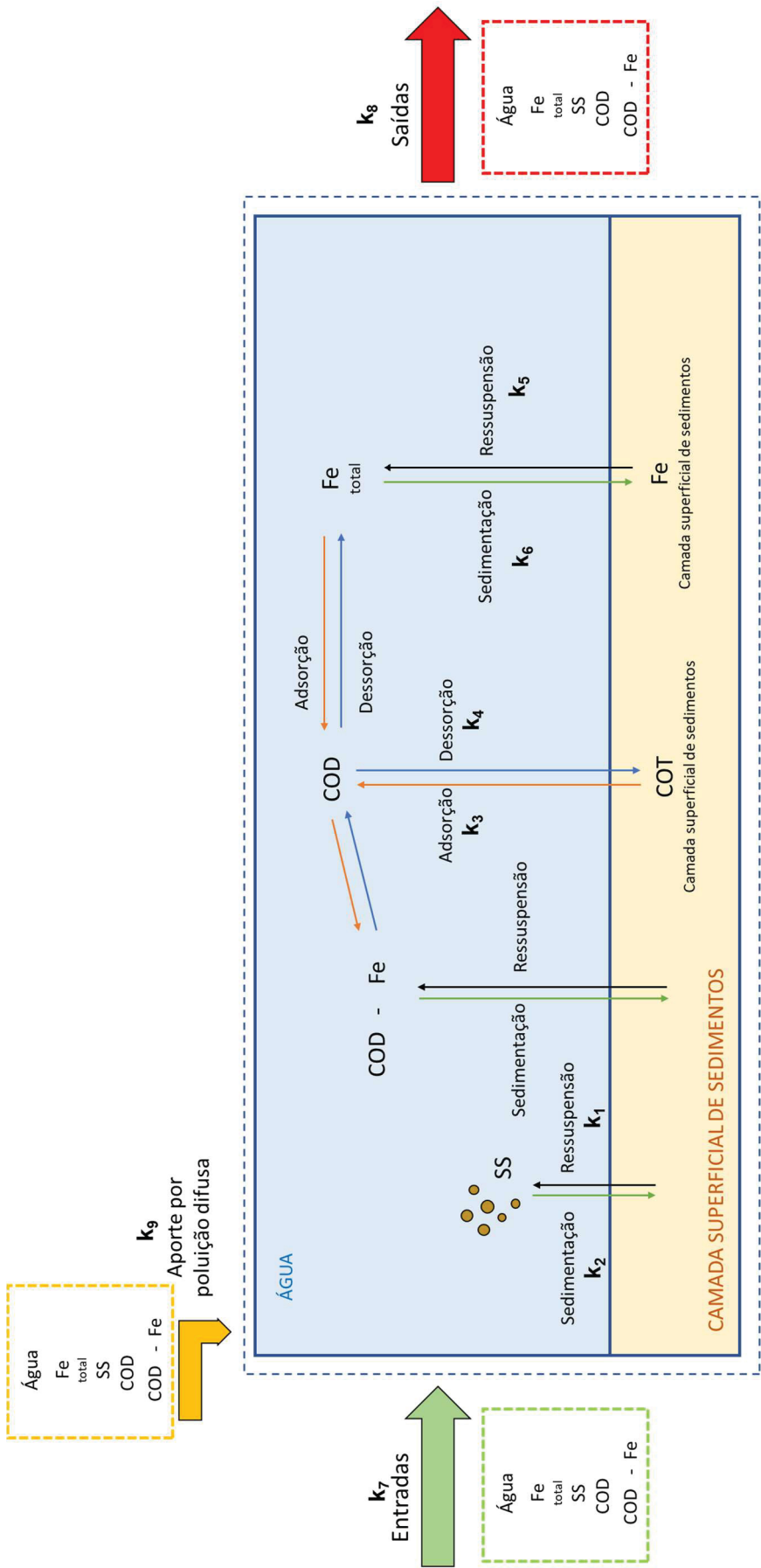
TABELA 4.2 – VARIÁVEIS DE ESTADO E DO SISTEMA

Identificação	Símbolo	Descrição	Unidade
Variáveis de estado	V_{ag}	Volume de água	m^3
	MSS_{ag}	Massa de sólidos suspensos na coluna d'água	kg
	$MCOD_{ag}$	Massa de COD na coluna d'água	kg
	MFe	Massa de ferro na coluna d'água	kg
	MSS_{CSS}	Massa de sólidos suspensos na camada superficial de sedimentos	kg
	$MCOT_{CSS}$	Massa de COT na camada superficial de sedimentos	kg
	MFe_{CSS}	Massa de ferro na camada superficial de sedimentos	Kg
	v_{Fe}	Coefficiente médio anual de transferência de massa do Fe para os sedimentos	$m \text{ ano}^{-1}$
Variáveis do sistema	q_n	Quantidade de matéria orgânica adsorvida ao ferro	$kg \text{ m}^{-2}$
	Geo	Geometria da seção transversal*	M
	n	Comprimento do segmento	M
	$\text{área}_{\text{subbaci}}$	Área de contribuição da sub-bacia	m^2
	t_c	Tempo de concentração da sub-bacia	S
	$\rho_{\text{água}}$	Densidade da água	$kg \text{ m}^{-3}$
	g	Aceleração da gravidade	$m \text{ s}^{-2}$

NOTA: *Geometria da seção transversal = base menor, base maior e altura da seção transversal
Fonte: a autora (2025)

Na FIGURA 4.6 são ilustradas, de forma esquemática, as premissas consideradas na modelagem da interação entre o Fe e o COD.

FIGURA 4.6 – CONCEITO ADOTADO PARA A MODELAGEM DO Fe E DO COD



NOTA: SS = sólidos suspensos; COD = carbono orgânico dissolvido; COT = carbono orgânico total; Fe = ferro
Para facilitar o entendimento, os coeficientes k são apresentados no QUADRO 4.3
FONTE: a autora (2025)

QUADRO 4.3 - COEFICIENTES CINÉTICOS, DE TRANSPORTE E DE TRANSFERÊNCIA

Símbolo	Descrição	Unidade
k_1	Coeficiente de ressuspensão dos sólidos suspensos	s^{-1}
k_2	Coeficiente de sedimentação dos sólidos suspensos	s^{-1}
k_3	Coeficiente de transformação de COT da camada superficial de sedimentos para COD na água	Adimensional
k_4	Coeficiente de transformação de COD na água para COT da camada superficial de sedimentos	Adimensional
k_5	Coeficiente de ressuspensão do ferro da camada superficial de sedimentos para a coluna d'água	s^{-1}
k_6	Coeficiente de sedimentação do ferro da coluna d'água para a camada superficial de sedimentos	s^{-1}
k_7	Coeficiente de entrada de fluxo	$kg\ m^{-3}$
k_8	Coeficiente de saída de fluxo	$kg\ m^{-3}$
k_9	Coeficiente de aporte por poluição difusa	$kg\ m^{-3}$

FONTE: a autora (2025)

Para a sedimentação do Fe do compartimento água para a camada superficial de sedimentos foram consideradas três premissas: i) sedimentação na forma de sua fração particulada insolúvel; ii) sedimentação por meio de adsorção ou associação a partículas em suspensão; e iii) sedimentação na forma de complexos com o COD. Neste último caso, o complexo Fe-COD é considerado dissolvido, pois, em geral, está na forma coloidal e não é retido na membrana de filtração com malha de 45 μm (APHA, 2017).

Os cálculos realizados pelo modelo foram produzidos para períodos de dias, em função dos hidrogramas de entrada, dependendo da duração dos eventos utilizados para a calibração do modelo.

4.2.2 Características Gerais do Modelo

Considerando a escassez de dados relativos ao trecho do rio Passaúna adotado para o estudo de caso, a seguir são apresentadas as aproximações que se fizeram necessárias para o desenvolvimento desta pesquisa.

Para a camada superficial de sedimentos foi adotada a espessura de 5 cm, conforme valores disponíveis na literatura. Este valor é representativo da zona de troca mais ativa, sendo que os valores usuais para a espessura da camada ativa

variam tipicamente de 2 a 10 cm (Boudreau, 1997). A densidade aparente desta camada foi considerada na faixa de 1.200 kg m^{-3} a 2.200 kg m^{-3} , com base em dados previamente reportados para ambientes com características semelhantes. Estes valores são referentes à densidade de sedimentos recentes orgânico-inorgânico mistos (Scherer et al., 2023; USACE, 2025).

O trecho de interesse do rio Passaúna, com extensão aproximada de 18,2 km, desde o Ponto 1 até Ponto 12, conforme apresentado no QUADRO 4.1 e FIGURA 4.4, foi dividido em 182 segmentos de 100 m ao longo de toda a extensão definida para o estudo.

A batimetria para cada uma das seções transversais produzidas, com exceção daquelas localizadas nos Pontos 1, 2, 4 e 11 (FIGURA 4.4), foi estimada a partir da interpolação de seções conhecidas mediante utilização do *software* ArcGis (FIGURA 4.7). Considerando que a altura da lâmina d'água do segmento do rio seja conhecida, a partir da estimativa das seções transversais, a área molhada pode ser calculada. Assim, o volume do segmento é resultado da multiplicação da área molhada pelo comprimento de cada segmento (100 m).

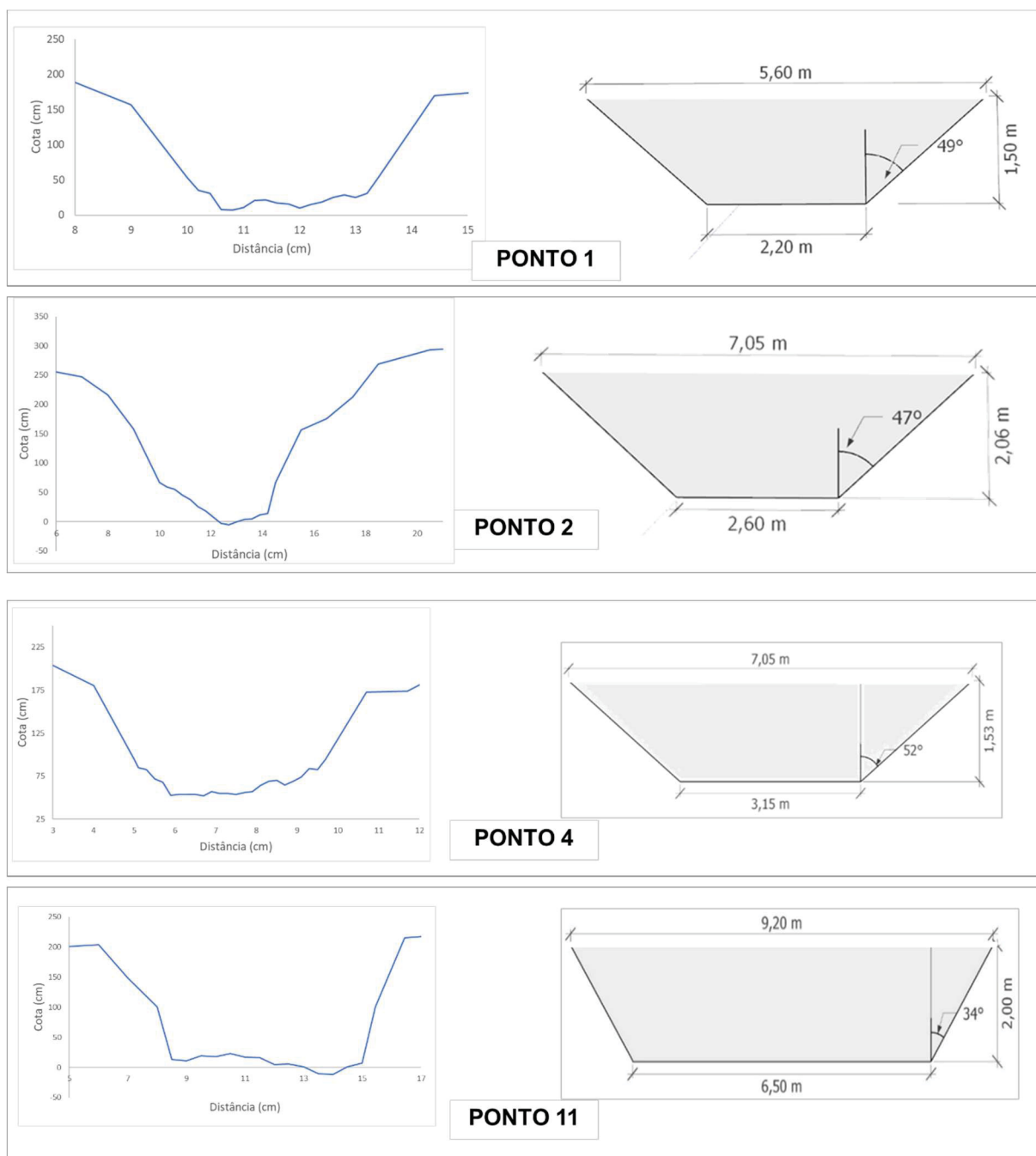
FIGURA 4.7 – CONFORMAÇÃO GEOMÉTRICA DAS SEÇÕES TRANSVERSAIS ADOTADAS



FONTE: a autora (2025)

As seções transversais conhecidas (QUADRO 4.1; FIGURA 4.4) foram aproximadas para a forma trapezoidal mediante utilização do *software* ArcGis, conforme apresentado na FIGURA 4.8, com dimensões semelhantes àsquelas disponibilizadas por IAT (Edson Nagashima / IAT, contato pessoal, 2020).

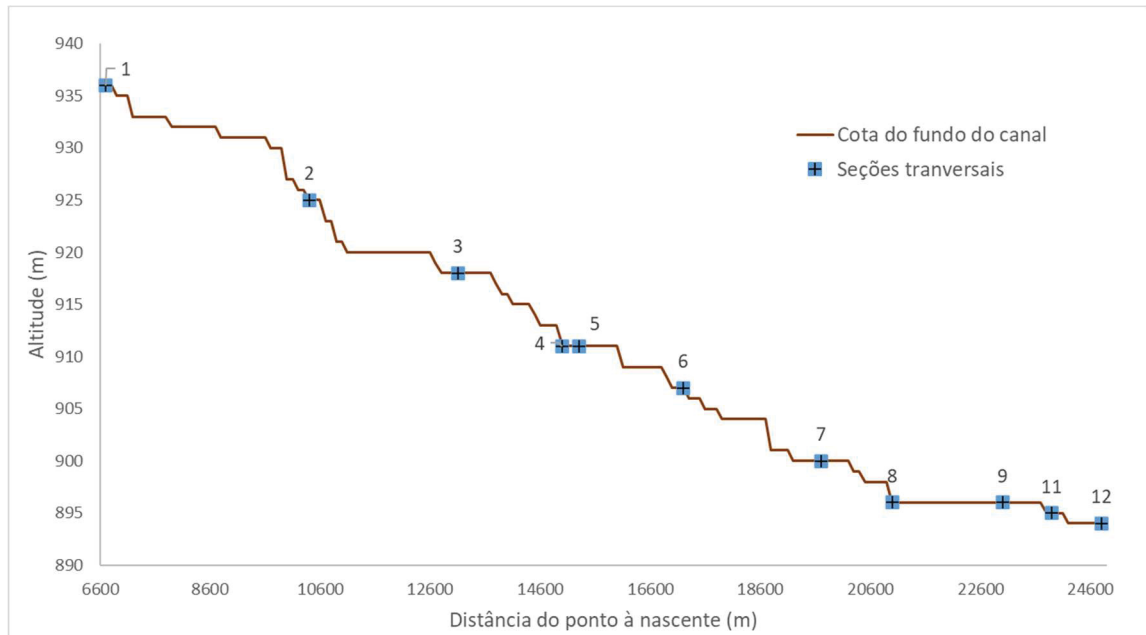
FIGURA 4.8 - SEÇÕES TRANSVERSAIS APROXIMADAS



FONTE: a autora (2025)

A declividade média de cada segmento foi obtida após estudo de informações obtidas por meio da ferramenta Google Earth. O perfil topográfico do rio Passaúna, é apresentado na FIGURA 4.9.

FIGURA 4.9 – PERFIL TOPOGRÁFICO DO TRECHO ESTUDADO DO RIO PASSAÚNA

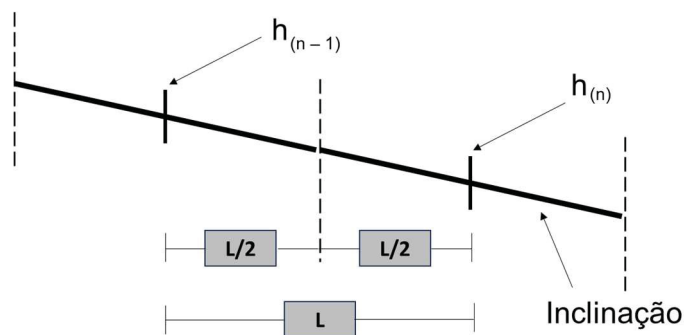


NOTA: informação produzida a partir do processamento de dados disponíveis no Google Earth (2023) e pela utilização do *software* QGIS (Apêndice 1)

FONTE: a autora (2025)

O mecanismo de escoamento entre dois segmentos subsequentes é apresentado nas FIGURAS 4.10 e 4.11.

FIGURA 4.10 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO ESCOAMENTO ENTRE DOIS SEGMENTOS



NOTA: h = altura da lâmina d'água; $L/2$ = distância entre os centros de dois segmentos subsequentes; L = comprimento do segmento (100 m)

FONTE: adaptado de Braga (2001)

Como característica hidráulica do rio Passaúna o escoamento foi considerado permanente gradualmente variado, considerando a aproximação para escoamento *quasi-steady state*. O escoamento em regime permanente ($Q = \text{constante}$ para o segmento) gradualmente variado acontece quando as profundidades e as velocidades médias das verticais variam gradualmente ao longo do escoamento. De acordo com Chow (1959, citado por Braga, 2001), a equação do escoamento uniforme, equação de Manning, pode ser utilizada no caso do escoamento gradualmente variado e o coeficiente de rugosidade, ou número de Manning, também pode ser aplicado (EQUAÇÃO 2).

$$v = \frac{1}{n} R_h^{2/3} i_e^{1/2} \quad (2)$$

Em que:

v = velocidade do escoamento (m s^{-1})

n = número de Manning ($\text{s m}^{-1/3}$)

R_h = raio hidráulico (m), razão entre a área e o perímetro molhado (A/P)

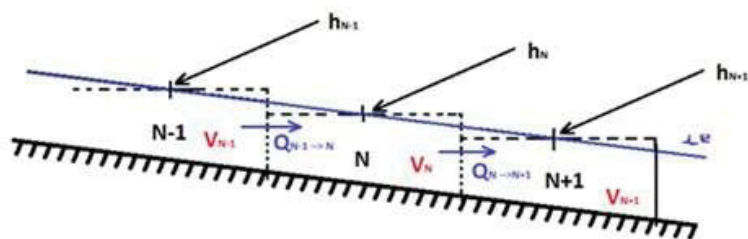
i_e = inclinação da linha de energia (m m^{-1})

Considerando a equação da continuidade [$Q = v \times A$; para $Q = \text{vazão}$ ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)], e substituindo a velocidade na EQUAÇÃO 2, a vazão pode ser calculada pela EQUAÇÃO 3.

$$Q = \frac{1}{n} A R_h^{2/3} i_e^{1/2} \quad (3)$$

Na FIGURA 4.11 é apresentado esquematicamente, em detalhe, o escoamento entre segmentos subsequentes.

FIGURA 4.11 – REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO DETALHE DO ESCOAMENTO



NOTA: N = segmento do rio; h = altura da lâmina d'água; Q = vazão; V = velocidade de água no segmento do rio; i_e = inclinação da linha de energia

FONTE: a autora (2025)

A vazão determinada pela EQUAÇÃO 3 é multiplicada pelo intervalo de tempo de cálculo (30 s) para produzir o volume transferido de um segmento para o segmento subsequente. A EQUAÇÃO 4 representa o balanço de massa para o volume.

$$V_{n+1} = V_n + V_e - V_s \quad (4)$$

Em que:

n = segmento n

V_{n+1} = volume a jusante do segmento de interesse

V_n = volume no segmento de interesse

V_e = volume de entrada

V_s = volume de saída

No QUADRO 4.4 são apresentadas as características gerais do modelo.

QUADRO 4.4 – RESUMO DAS CARACTERÍSTICAS DO MODELO

Parâmetro	Unidade	Condição Inicial	Condição de Contorno
Comprimento do canal	km		18,2
Número de segmentos			182
Comprimento de cada segmento	m		100
Número de compartimentos			2
Largura do canal	m		Varia em cada trecho
Profundidade do canal	m		Varia em cada trecho
Vazão	m ³ s ⁻¹	0,6	
Coeficiente de rugosidade	s m ^{-1/3}	0,03	
Velocidade de sedimentação	m s ⁻¹	Função da concentração de sólidos suspensos	
Espessura da camada superficial de sedimentos	m	0,05	
Densidade aparente da camada superficial de sedimentos	kg m ⁻³		1200 - 2200
Concentração inicial de sólidos suspensos em cada trecho	kg m ⁻³	0,002	
Concentração de COT na camada superficial de sedimentos	mg g ⁻¹	16,21	
Concentração média de Fe total na camada superficial de sedimentos	mg kg ⁻¹	12000	

FONTE: a autora (2025)

4.2.2.1 Características Específicas do Modelo

Para compreender o comportamento e os mecanismos de transporte do Fe no meio aquático, o modelo proposto nesta pesquisa foi desenvolvido com o objetivo de estimar as interações entre este metal e o COD na coluna d'água e na camada superficial de sedimentos.

4.2.2.2 Equações do balanço de massa

Nos compartimentos coluna d'água e camada superficial de sedimentos as variações das massas de água, sólidos, ferro total, carbono orgânico, dissolvido e totais são representadas por uma série de equações diferenciais ordinárias (EQUAÇÕES 5 a 11) que definem os processos físicos e químicos (FIGURA 4.6) relacionados às variáveis de estado e do sistema.

$$\frac{dMag}{dt} = (k_{7(n)} \times Mag_{(n-1)}) - (k_{8(n)} \times Mag_{(n)}) + (k_{9(n)} \times Mag_{(n)}) \quad (5)$$

Em que:

Mag = massa de água (kg)

$k_{7(n)}$ = coeficiente de entrada fluxo no segmento n (s^{-1})

$k_{8(n)}$ = coeficiente de saída de fluxo no segmento n (s^{-1})

$k_{9(n)}$ = coeficiente de aporte de poluição difusa no segmento n (s^{-1})

$$\begin{aligned} \frac{dMSSag}{dt} = & (k_{7(n)} \times MSS_{(n-1)}) + (k_{1(n)} \times MSS_{res(n)}) - (k_{2(n)} \times MSS_{sed(n)}) - \\ & (k_{8(n)} \times MSS_{(n)}) + (k_{9(n)} \times MSS_{(n)}) \end{aligned} \quad (6)$$

Em que:

$MSSag$ = massa de sólidos suspensos na água (kg)

$MSS_{res(n)}$ = massa de sólidos suspensos ressuspensos no segmento n (kg)

$MSS_{sed(n)}$ = massa de sólidos suspensos sedimentados no segmento n (kg)

$MSS_{(n)}$ = massa de sólidos suspensos no segmento n (kg)

$k_{1(n)}$ = coeficiente de ressuspensão de sólidos suspensos no segmento n (s^{-1})

$k_{2(n)}$ = coeficiente de ressuspensão de sólidos suspensos no segmento n (s^{-1})

$$\frac{dMSS_{css}}{dt} = (MSS_{css0(n)}) - (k_{1(n)} \times MSS_{res(n)}) + (k_{2(n)} \times MSS_{sed(n)}) \quad (7)$$

Em que:

MSS_{css} = massa de sólidos suspensos na camada superficial de sedimentos (kg)

$MSS_{css0(n)}$ = massa de sólidos suspensos na camada superficial de sedimentos no tempo zero no segmento n (condição inicial) (kg)

$$\begin{aligned} \frac{dMCOT_{css}}{dt} = & (MCOT_{css0(n-1)}) - (k_{3(n)} \times MCOT_{res(n)}) + \\ & (k_{4(n)} \times MCOD_{sed(n)}) \end{aligned} \quad (8)$$

Em que:

$MCOT_{css}$ = massa de COT na camada superficial de sedimentos (kg)

$MCOT_{css0(n-1)}$ = massa de COT na camada superficial de sedimentos no tempo zero (condição inicial) no segmento n (kg)

$MCOT_{res(n)}$ = massa de COT ressuspensa no segmento n (kg)

$MCOD_{sed(n)}$ = massa de COD sedimentada no segmento n (kg)

$k_{3(n)}$ = coeficiente de transformação de COT da camada superficial de sedimentos para COD na água (adimensional)

$k_{4(n)}$ = coeficiente de transformação de COD na água para COT da camada superficial de sedimentos (adimensional)

$$\begin{aligned} \frac{dMCOD_{(n)}}{dt} = & (k_{7(n)} \times MCOD_{(n-1)}) + (k_{3(n)} \times MSS_{res(n)}) - (k_{4(n)} \times MSS_{sed(n)}) - \\ & (k_{8(n)} \times MCOD_{(n)}) + (k_{9(n)} \times MCOD_{(n)}) \end{aligned} \quad (9)$$

Em que:

$MCOD_{(n)}$ = massa de carbono orgânico dissolvido no segmento n (kg)

$$\begin{aligned} \frac{dMFe_n}{dt} = & (k_{7(n)} \times MFe_{(n-1)}) + (k_{5(n)} \times MFeres_{(n)}) - (k_{6(n)} \times MFesedim_{(n)}) - \\ & (k_{8(n)} \times MFe_{(n)}) + (k_{9(n)} \times MFesed_{(n)}) \end{aligned} \quad (10)$$

Em que:

$MFe_{(n)}$ = massa de ferro no segmento n (kg)

$MFeres_{(n)}$ = massa de ferro ressuspensa no segmento n (kg)

$MFesedim_{(n)}$ = massa de ferro sedimentada no segmento n (kg)

$k_{5(n)}$ = coeficiente de ressuspensão do Fe da camada superficial de sedimentos para a água no segmento n (s^{-1})

$k_{6(n)}$ = coeficiente de sedimentação do Fe da água para camada superficial de sedimentos no segmento n (s^{-1})

$$\frac{dMFecss}{dt} = (MFecss_{0(n-1)}) - (k_{5(n)} \times MFeres_{(n)}) + (k_{6(n)} \times MFesedim_{(n)}) \quad (11)$$

Em que:

$MFecss$ = massa de Fe na camada superficial de sedimentos (kg)

$MFecss_{0(n-1)}$ = massa de Fe na camada superficial de sedimentos no tempo zero no segmento n (condição inicial) (kg)

As equações diferenciais para cada uma das variáveis foram resolvidas numericamente pelo método de Euler sendo que os códigos foram escritos em Visual Basic 7.1. Um valor baixo para o intervalo de tempo de cálculo (30 s) foi adotado para diminuir erros de integração e evitar instabilidades numéricas. As simulações foram realizadas para o período entre 2018 e 2019.

Visando representar as características hidrodinâmicas e de transporte entre os compartimentos considerados, nos quais se supõe ocorram os processos físicos e químicos relevantes para a especiação e mobilidade do Fe, bem como suas interações com o COD, foi concebido um módulo hidrodinâmico unidimensional para simular o transporte advectivo, acoplado a um módulo específico para o transporte e transferência de sólidos suspensos. A estes dois módulos foi integrado um módulo cinético-químico, concebido para descrever as reações de transformação e complexação do Fe, via EQUAÇÕES 12 a 29. A partir da integração entre os três módulos, obteve-se um modelo sítio-específico de qualidade da água, tendo sido utilizado o rio Passaúna como estudo de caso.

4.2.2.2 Sedimentação e ressuspensão dos sólidos em suspensão

Os sólidos em suspensão são vetores essenciais no transporte de poluentes em ambientes aquáticos, promovendo o deslocamento de metais, nutrientes e compostos orgânicos adsorvidos. A mobilidade desses contaminantes depende da dinâmica entre deposição e ressuspensão dos sedimentos. Portanto, compreender o comportamento dos sólidos em suspensão é essencial para prever o destino de poluentes, elaborar estratégias de monitoramento e desenvolver medidas eficazes de controle e remediação ambiental.

A sedimentação das partículas é afetada pela concentração das partículas em suspensão e pela turbulência do fluxo, entre outros fatores. A EQUAÇÃO 12 representa a velocidade de sedimentação como função da concentração de sólidos suspensos (Thorn, 1982).

$$v_s = k_D C^h \quad (12)$$

Em que:

v_s = velocidade de sedimentação (m s^{-1})

k_D = constante empírica (1,5; valor adotado de Braga, 2001)

C = concentração de sólidos suspensos ($\equiv$ SS na nomenclatura utilizada) (kg m^{-3})

h = constante empírica, usualmente >1 (Chow, 1986, citado por Braga, 2001) (valor adotado 2,9)

Assumindo que o valor da velocidade de sedimentação seja constante, o coeficiente de sedimentação é representado pela EQUAÇÃO 13 (Braga, 2001).

$$k_{4(n)} = \frac{v_{s(n)} SS_{(n)} A_{(n)}}{M_{ss(n)}} \quad (13)$$

Da associação entre as EQUAÇÕES 12 e 13, resulta a EQUAÇÃO 14, utilizada para o cálculo do coeficiente de sedimentação.

Portanto:

$$k_{4(n)} = \frac{k_D SS_{(n)}^{(h+1)} A_{(n)}}{M_{SS}} \quad (14)$$

Em que:

$K_{sed(n)}$ = coeficiente de sedimentação no segmento n (s^{-1})

v_s = velocidade de sedimentação ($m s^{-1}$)

$SS_{(n)} (\equiv C_{(n)})$ = concentração de sólidos suspensos no segmento n ($kg m^{-3}$)

$A_{(n)}$ = área da base do canal no segmento n (m^2)

$M_{SS(n)}$ = massa de sólidos suspensos no segmento n (kg)

Após a deposição, as partículas podem ser removidas do leito do canal e ressuspensas na coluna d'água. O fluxo da corrente exerce uma tensão de cisalhamento no fundo do canal, representada pela EQUAÇÃO (15).

$$\tau_{cisalhamento} = \rho_{\text{água}} u_*^2 \quad (15)$$

Para

$$u_* = un \frac{\sqrt{g}}{h^{1/6}} \quad (16)$$

Portanto:

$$\tau_{cisalhamento} = \rho_{\text{água}} \left(\frac{un\sqrt{g}}{h^{1/6}} \right)^2 \quad (17)$$

Em que:

$\tau_{cisalhamento}$ = tensão de cisalhamento do leito ($N m^{-2}$)

$\rho_{\text{água}}$ = densidade da água (valor adotado $1.000 kg m^{-3}$)

u_* = velocidade de cisalhamento do leito ($m s^{-1}$)

u = velocidade média do escoamento ($m s^{-1}$)

n = coeficiente de rugosidade de Manning ($s m^{-1/3}$)

g = aceleração da gravidade ($9,81 m s^{-2}$)

h = altura da lâmina d'água (m)

Quando partículas finas são depositadas no leito de um canal, ocorre o desaguamento (drenagem da água), e uma nova camada de partículas sedimentadas será consolidada, desde que o sistema não seja perturbado. No entanto, esta consolidação não é uniforme ao longo da profundidade do leito, e um perfil de densidade será estabelecido (Graf, 1971). Portanto, a resistência à erosão pelo escoamento do fluxo é função da densidade da superfície exposta. Assim, existe uma tensão de cisalhamento crítica do leito (τ_c), suficiente apenas para ressuspender a camada superficial (Thorn, 1982). Esta tensão crítica pode ser calculada por meio de uma relação empírica, que fornece um critério para determinar se as partículas sedimentadas serão erodidas sob determinada tensão de cisalhamento (Thorn; Parsons, 1980; citado por Braga, 2001) (EQUAÇÃO 18).

$$\tau_{crítica} = 5,42 \times 10^{-6} \rho_{ss\acute{a}gua}^{2,28} \quad (18)$$

Em que:

$\tau_{crítica}$ = tensão de cisalhamento crítica (N m⁻²)

$\rho_{ss\acute{a}gua}$ = densidade da mistura entre sólidos suspensos e água próximo ao fundo do canal (kg m⁻³)

Entende-se que a densidade adotada no modelo deve ser atualizada a cada intervalo de tempo de cálculo e para cada segmento do trecho estudado do rio Passaúna, ao invés de utilizar um valor fixo. Isso porque a densidade relevante para as simulações corresponde à da camada de sedimentos mais suscetível à ressuspensão em um dado instante e local. Assim, é necessário considerar continuamente os processos de ressuspensão e sedimentação, os quais são influenciados pelas variações na velocidade do escoamento decorrentes de flutuações de vazão. Portanto, embora autores como Saunitti (2003), Wosiacki (2020) e Sotiri (2021) tenham estimado a densidade média dos sedimentos no reservatório Passaúna, a informação produzida não é aplicável a modelos dinâmicos de transporte de sedimentos.

A densidade da camada superficial de sedimentos mais disponível para ressuspensão é calculada pela massa de sedimentos presente em um compartimento

teórico, concebido para representar a camada de sólidos disponíveis para ressuspensão, em cada intervalo de tempo de cálculo, conforme EQUAÇÃO 19. As dimensões adotadas para o compartimento teórico foram: largura da base da seção transversal do segmento n (variável para cada segmento – APÊNDICE 1); profundidade da camada superficial de sedimentos = 0,05 m (Seção 4.2.2; Boudreau, 1997); comprimento do segmento n = 100 m. A massa deste compartimento é relacionada ao seu volume e à densidade média das partículas (densidade média adotada como 700 kg m^{-3} ; adotado de Scherer, 2023; USACE, 2025).

$$\rho_s = \rho_{sm\acute{a}xima} - (\rho_{sm\acute{a}xima} - \rho_{sm\acute{m}ima}) \times \left(\frac{MSS_{css}}{MSS_{css_0}} \right) \quad (19)$$

Em que:

ρ_s = densidade da camada disponível para ressuspensão (kg m^{-3})

$\rho_{sm\acute{a}xima}$ = densidade máxima do sedimento no compartimento teórico (kg m^{-3})
(valor adotado 2.200 kg m^{-3} - Scherer, 2023; USACE, 2025)

$\rho_{sm\acute{m}ima}$ = densidade mínima do sedimento no compartimento teórico (kg m^{-3})
(valor adotado 1.200 kg m^{-3} - Scherer, 2023; USACE, 2025)

MSS_{css} = massa de sólidos suspensos no compartimento teórico no intervalo de tempo de cálculo (kg)

MSS_{css_0} = massa inicial de sólidos suspensos no compartimento teórico (condição inicial) (kg)

Quando a tensão de cisalhamento do escoamento excede o valor crítico, ocorre a ressuspensão dos sólidos depositados; caso contrário, prevalece a deposição dos sólidos em suspensão. A erosão que ocorre quando há ressuspensão não é proporcional à magnitude absoluta da tensão de cisalhamento de fundo, mas é função da diferença entre a tensão aplicada e a tensão crítica, conforme EQUAÇÃO 20 (Braga, 2001).

$$E = k_R(\tau_{cisalhament} - \tau_{cr\acute{it}ica}) \quad (20)$$

Em que:

E = taxa de erosão da camada superficial de sedimentos ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$)

k_R = massa de leito erodida por unidade de área [$2,78 \times 10^{-3} \text{ kg m}^{-2} \text{N m}^{-2}$; valor adotado de Braga (2001)]

Na ocorrência de ressuspensão, o coeficiente de ressuspensão no segmento n é determinado pela EQUAÇÃO 21.

$$k_{3(n)} = \frac{E_n \times A_{base_n}}{M_{res_n}} \quad (21)$$

Considerando os fluxos de massa associados à ressuspensão e à deposição, à massa recebida do segmento a montante ($n-1$), à massa transportada para o segmento a jusante ($n+1$) e à massa residual de sólidos suspensos no segmento ao final do intervalo de tempo de cálculo, o balanço de massa para os sólidos suspensos na coluna d'água é determinado pela EQUAÇÃO 6, conforme apresentado na Seção 4.2.3.1. No final de cada intervalo de tempo de cálculo, em cada segmento, é calculada a concentração de sólidos suspensos e a massa de sólidos no compartimento teórico.

4.2.2.3 Processos de transporte e transferência do Fe associado ao COD

Com base nas considerações apresentadas, foi desenvolvido o mecanismo de transporte e transferência do Fe associado ao COD. A estimativa da massa de COD ressuspensa ou sedimentada em cada intervalo de tempo de cálculo e em cada segmento ao longo do trecho estudado do rio Passaúna foi determinada a partir dos dados sobre vazão, velocidade do escoamento e altura da coluna d'água, além do transporte vertical de sólidos suspensos, isto é, massas ressuspensas ou depositadas. Adotou-se, para este cálculo, a concentração de $16,21 \text{ mg g}^{-1}$ de COT na camada superficial dos sedimentos, conforme determinado por Drummond (2020). Cabe salientar que, em função de limitações em laboratório (Grudzien, 2019; Drummond, 2020) as concentrações de carbono orgânico na camada superficial de sedimentos foram analisadas como COT.

Considerando que as informações de Grudzien (2019) e de Drummond (2020) eram as únicas disponíveis para o Ponto SBn, foi necessário adotar um coeficiente de transformação do COT presente na camada superficial de sedimentos que seria convertido em COD na coluna d'água, quando da ocorrência de ressuspensão. Por sua vez, um coeficiente para a conversão do COD na coluna d'água para COT na camada superficial de sedimentos também foi adotado.

A partir das considerações para a adoção dos coeficientes de ressuspensão e de sedimentação, a massa de COT ressuspensa é representada pela EQUAÇÃO 22 e a massa de COD sedimentada pela EQUAÇÃO 23.

$$MCOTres_{(n)} = [COT]_{sed_{(n)}} \times MSSres_{(n)} \times k_{3(n)} \quad (22)$$

$$MCODsed_{(n)} = [COT]_{sed_{(n)}} \times MSSsed_{(n)} \times k_{4(n)} \quad (23)$$

Em que:

$[COT]res_{(n)}$ = concentração de COT no sedimento no segmento n ($kg\ kg^{-1}$)

$MCORres_{(n)}$ = massa de sedimentos ressuspensa no segmento n (kg)

$MCOTsed_{(n)}$ = massa de sólidos suspensos sedimentada no segmento n (kg)

$k_{3(n)}$ = coeficiente de transformação do COT presente no sedimento para na coluna d'água (adimensional)

$k_{4(n)}$ = coeficiente de transformação do COD sedimentado para COT no sedimento (adimensional)

Neste ponto, cabe apresentar as considerações para concepção da associação entre o Fe e o COD. Com base em informação de Pitrat (2010) foi adotado o valor de 12.000 $mg\ kg^{-1}$ para a concentração média de Fe total na camada superficial de sedimentos. Com este valor e, a partir da massa de sólidos suspensos ressuspensa, a concentração de Fe na camada superficial de sedimentos foi calcula a cada intervalo de tempo de cálculo, para cada segmento do trecho estudado do rio Passaúna, conforme EQUAÇÃO 24.

$$MFeres_{(n)} = [Fe]_{sed_{(n)}} \times MSSres_{(n)} \quad (24)$$

Em que:

$MFeres_{(n)}$ = massa de ferro ressuspensa no segmento n (kg)

$MSSres_{(n)}$ = massa de sólidos suspensos ressuspensa no segmento n (kg)

$[Fe]sed_{(n)}$ = concentração de ferro total no sedimento do segmento n ($kg\ kg^{-1}$)

Para o cálculo da sedimentação do Fe, foi considerada a premissa apresentada por Molot (2003):

“A concentração de carbono orgânico dissolvido pode ser considerada fator relevante na estimativa da deposição de ferro, pois tem potencial para influenciar a complexação e, conseqüentemente, a taxa de sedimentação deste metal em sistemas aquáticos.”

Assim, o coeficiente médio anual de transferência de massa do Fe para a camada superficial de sedimentos foi calculado a partir da equação sugerida por Molot (2003), conforme EQUAÇÃO 25.

$$\ln v_{Fe\ (n)} = 3,28 - 0,31[COD]_n \quad (25)$$

Em que:

$v_{Fe(n)}$ = coeficiente médio anual de transferência de massa do Fe para os sedimentos ($m\ ano^{-1}$)

$[COD]_{(n)}$ = concentração de COD na água no segmento n ($mg\ L^{-3}$)

Para calcular a massa de Fe sedimentada a cada intervalo de tempo de cálculo, em cada segmento, a unidade do coeficiente médio de transferência de massa do Fe sedimentada deve ser adequada às unidades utilizadas para cálculo, conforme EQUAÇÃO 26.

Portanto:

$$MFesedim_n = \frac{v_{Fe\ n}}{\frac{86400 \times 365}{10}} \times [Fe]_n \times A_{base\ n} \quad (26)$$

Em que:

$MFesedim_{(n)}$ = massa de ferro sedimentada no segmento n (kg)

$[Fe]_{(n)}$ = concentração de ferro total na água, no segmento n (kg m^{-3})

Da literatura foi adotada informação sobre a associação entre o Fe e a matéria orgânica, principalmente as constantes cinéticas relativas à associação entre o Fe e o COD, utilizadas na equação de Langmuir modificada, conforme EQUAÇÃO 27 (Gu, 1994), utilizada para representar a formação do complexo Fe-COD.

$$q_n = \frac{Kq_{max}[COD]_n}{K[COD]_n + 1} \quad (27)$$

Em que:

q_n = quantidade de matéria orgânica adsorvida ao ferro (kg m^{-2})

K = parâmetro de afinidade dependente do excesso de superfície ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$), [1498 $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$; valor adotado de Gu (1994)]

q_{max} = quantidade máxima de matéria orgânica adsorvida ao ferro (kg m^{-2}), [1,76 $\times 10^{-7}$; adotado de Gu (1994)]

4.3 CALIBRAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA

Uma característica dos modelos matemáticos é a sua dependência de todos os valores, variáveis independentes e dependentes, coeficientes e taxas de transformação, necessários para definir um sistema, conforme FIGURA 4.5. A ausência ou disponibilidade das informações necessárias para completar o modelo se tornará evidente assim que o processo de modelagem for iniciado. A concepção e a calibração do modelo são, portanto, um indicativo das pesquisas necessárias para melhor compreender os processos envolvidos e os aspectos do sistema que precisam ser mais bem estudados (Oreskes et al., 1994; Chapra, 1997).

A calibração de modelos matemáticos é o processo de ajuste sistemático dos parâmetros de um modelo com o objetivo de minimizar a diferença entre os resultados simulados e os dados observados. Este procedimento visa assegurar que o modelo represente adequadamente o comportamento do sistema real, dentro dos limites de incerteza aceitáveis, permitindo maior confiabilidade em previsões e análises subsequentes. A calibração é uma etapa essencial na modelagem de sistemas e, frequentemente, envolve métodos estatísticos e computacionais para otimizar o

desempenho do modelo em relação a um conjunto de dados históricos ou experimentais.

A representação de todos os componentes de transporte e transferência em águas naturais é de fundamental importância para produzir previsões confiáveis. A resposta dos modelos numéricos depende diretamente da forma como o sistema é representado, especialmente dos coeficientes, os quais influenciam significativamente a acurácia dos resultados.

Nesta pesquisa, os dados utilizados para a calibração dos módulos que compõem o modelo de qualidade da água concebido para representar o sistema físico do rio Passaúna foram produzidos por coleta automática, no Ponto SBn, conforme apresentado na Seção 4.1, com a localização do ponto de amostragem apresentado na FIGURA 4.1.

4.3.1 Calibração do módulo hidráulico

As características hidráulicas do modelo são dependentes do coeficiente de rugosidade de Manning, cujo valor inicialmente adotado foi $0,03 \text{ s m}^{-1/3}$, de acordo com SUDERHSA (2002). Para obter resposta mais fiel do modelo para a altura da lâmina d'água, nos pontos para os quais havia curvas-chave pré-determinadas, isto é, Pontos 1, 2, 4 e 11 (Edson Nagashima / IAT, contato pessoal, 2020), em alguns segmentos do rio foram realizados ajustes no valor do coeficiente de Manning, que variaram entre 0,02 e 0,035.

O módulo hidráulico foi executado para uma faixa de vazões entre $1,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $3,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, com incrementos regulares de $0,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. As curvas-chave resultantes para este intervalo foram sistematicamente comparadas às curvas previamente estabelecidas para os Pontos 1, 2, 4 e 11. O processo de simulação foi repetido de forma iterativa até que se obtivesse correspondência satisfatória entre as curvas simuladas e aquelas previamente determinadas, assegurando a calibração adequada do modelo para os pontos de controle selecionados.

Dando continuidade à calibração do módulo hidráulico, a metodologia empregada para representar a contribuição hidrológica de cada sub-bacia nos eventos analisados consistiu na geração de hidrogramas individuais, proporcionais à respectiva área de drenagem. Para fins de simulação, o tempo de concentração de

cada sub-bacia (QUADRO 4.2) foi incorporado à estruturação dos hidrogramas, permitindo considerar adequadamente o retardo da resposta hidrológica decorrente das características morfométricas e hidrológicas locais.

Os hidrogramas assim definidos foram inseridos nos segmentos correspondentes da calha principal do rio, assegurando que a contribuição de cada sub-bacia à vazão total respeitasse sua dinâmica própria, especialmente no que se refere ao tempo de concentração.

Para os valores produzidos pelo módulo hidráulico dois métodos foram utilizados para avaliar o desempenho da calibração: i) modelo de Nash-Sutcliffe e ii) modelo de Nash-Sutcliffe logarítmico.

O índice de Nash-Sutcliffe, ou coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) (EQUAÇÃO 28) (Nash; Sutcliffe, 1970), é amplamente utilizado para avaliar a precisão dos modelos de simulação de processos hidrológicos, como vazões de rios, precipitação, evapotranspiração e infiltração. Este coeficiente mede a capacidade do modelo de reproduzir os valores observados de uma variável hidrológica, tipicamente a vazão, comparando-os com os valores simulados, e é fortemente influenciado por picos de vazão. O resultado do cálculo deste coeficiente é uma medida da precisão de um modelo de simulação em relação aos dados observados, e os picos de vazão são um dos componentes-chave avaliados (Guilhon et al., 2007).

$$NSE = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - Q_{sim,i})^2}{(Q_{obs,i} - Q_{med\ obs})^2} \quad (28)$$

Em que:

$Q_{obs,i}$ = valor observado no tempo i

$Q_{sim,i}$ = valor simulado no tempo i

$Q_{med\ obs}$ = média dos valores observados

n = número total de observações

- *Interpretação dos resultados:*

se $NSE = 1 \Rightarrow$ ajuste perfeito entre os dados simulados e observados;

se $0 < NSE < 1 \Rightarrow$ o desempenho é satisfatório;

se $NSE = 0 \Rightarrow$ o modelo é tão bom quanto a média observada;

se $NSE < 0 \Rightarrow$ os resultados do modelo são piores do que a média observada.

- *Características:*

- o índice é altamente sensível a erros em altas vazões (valores extremos);
- o índice pode mascarar deficiências do modelo para simular baixas vazões.

O índice logarítmico de Nash-Sutcliffe (log-NSE) (EQUAÇÃO 29) é uma modificação do NSE que aplica a transformação logarítmica aos dados antes do cálculo da eficiência, realçando a importância relativa dos erros em vazões baixas. Este índice é útil para avaliar o desempenho do modelo em condições de estiagem (Manara, 2019).

$$\log - NSE = \frac{\sum_{i=1}^n (\log Q_{obs,i} - \log Q_{sim,i})^2}{\sum_{i=1}^n (\log Q_{obs,i} - \log Q_{med_{obs}})^2} \quad (29)$$

- *Interpretação dos resultados:*

- se $\log - NSE = 1 \Rightarrow$ ajuste perfeito entre os dados simulados e observados (em escala log);
- se $0 < \log - NSE < 1 \Rightarrow$ o desempenho é satisfatório;
- se $\log - NSE = 0 \Rightarrow$ o modelo é tão bom quanto simplesmente usar a média logarítmica dos valores observados;
- se $\log - NSE < 0 \Rightarrow$ o desempenho é baixo; os resultados da simulação são piores do que a média logarítmica.

- *Características:*

- o índice é mais sensível para baixas vazões; imputa maior peso relativo aos erros quando os fluxos são baixos, típicos em condições de estiagem, escoamento de base, modelagem da qualidade da água e de ecossistemas aquáticos;
- o índice é menos sensível para picos de vazão do que o NSE tradicional;

- o índice é útil como complemento ao NSE tradicional para uma avaliação mais completa do desempenho do modelo em diferentes faixas de vazão;
- valores negativos indicam que o modelo não está representando adequadamente as baixas vazões e que ajustes nos parâmetros são necessários.

No QUADRO 4.5 é apresentado um resumo das variáveis de entrada e saída do módulo hidráulico.

QUADRO 4.5 - VARIÁVEIS DO MÓDULO HIDRÁULICO

Variável	Tipo	Unidade
Dimensões da seção transversal	Variável de entrada	m
Altura da lâmina d'água no primeiro segmento no tempo zero		m
Altura da lâmina d'água nos demais segmentos no tempo zero		m
Coeficiente de Manning		s m ^{-1/3}
Inclinação do canal		m/m
Comprimento do segmento		m
Altura da lâmina d'água no primeiro segmento após finalização do evento de precipitação		m
Área molhada de cada segmento	Variável de saída	m ²
Perímetro molhado de cada segmento		m
Velocidade do escoamento		m s ⁻¹
Vazão		m ³ s ⁻¹
Altura da lâmina d'água nos demais segmentos após finalização do evento de precipitação		m

Com o módulo hidráulico calibrado e confirmado, as informações produzidas para a altura da coluna d'água, vazão do fluxo e velocidade do escoamento foram utilizadas como variáveis de entrada do modelo de transporte de sólidos suspensos.

4.3.2 Calibração do módulo de transporte de sólidos suspensos

A calibração do módulo de transporte de sólidos suspensos foi realizada por meio do ajuste da constante empírica h (EQUAÇÃO 12), para comparar o acumulado

de massa de sólidos suspensos observados no Ponto SBn com aqueles gerados por simulação a partir da aplicação do modelo.

Para isso, foi considerado que o aporte de sólidos suspensos proveniente de cada sub-bacia contribui diretamente para as concentrações observadas no Ponto SBn. Uma vez introduzidos na calha principal do rio, esses sólidos estão sujeitos a processos de sedimentação e ressuspensão, os quais são fortemente influenciados pela velocidade do escoamento e, conseqüentemente, pela vazão.

A condição inicial da camada superficial de sedimentos desempenha um papel preponderante na calibração do modelo de transporte de sólidos em suspensão. Esta condição influencia a quantidade de sólidos presentes na coluna d'água, refletindo a disponibilidade pré-existente no início dos eventos de precipitação. Para atender a esta condição, foram implementadas duas ações para determinar a condição inicial da camada superficial de sedimentos em cada segmento do rio. Primeiramente, várias simulações foram levadas a efeito com vazões de estiagem. Esta abordagem permitiu que os processos erosivos e de sedimentação atuassem em cada segmento, buscando um ponto de equilíbrio. A concentração de equilíbrio da camada superficial de sedimentos em cada segmento do rio foi registrada e adotada como condição inicial. Em segundo lugar, sempre que disponível, o hidrograma dos 30 dias anteriores foi incorporado ao hidrograma de cada evento de precipitação. Assim, os processos erosivos e de sedimentação que ocorreram antes dos eventos de precipitação puderam ser considerados, permitindo que a condição inicial da densidade da camada superficial de sedimentos em cada segmento fosse ajustada automaticamente pelo modelo. Os ajustes finos foram realizados para a constante empírica h da equação de sedimentação (EQUAÇÃO 12).

Os eventos 3, 4 e 5 de Drummond (2020) foram utilizados como o conjunto de dados para a calibração do módulo de transporte de sólidos suspensos. O modelo foi considerado calibrado quando as estimativas da massa total transportada através da seção de controle (Ponto SBn), calculadas pelo modelo, convergiram de forma satisfatória com os valores registrados pelo amostrador automático.

Para a confirmação do módulo de transporte de sólidos foram utilizados como dados de entrada os hidrogramas e as concentrações de sólidos suspensos observadas nos eventos 4 a 9 de Grudzien (2019), para um período contínuo de monitoramento de 63 dias. O desempenho do modelo foi avaliado pela comparação

entre as simulações das concentrações e do acumulado de massa de sólidos suspensos no Ponto SBn e os dados observados em campo.

No QUADRO 4.6 é apresentado um resumo das variáveis de entrada e saída do modelo de transporte de sólidos suspensos.

QUADRO 4.6 - VARIÁVEIS DO MÓDULO DE TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS

Variável	Tipo	Unidade
Dimensões da seção transversal	Variável de entrada	m
Comprimento do segmento		m
Área molhada de cada segmento		m ²
Perímetro molhado de cada segmento		m
Velocidade do escoamento		m s ⁻¹
Vazão de água		m ³ s ⁻¹
Densidade da camada de sólidos disponível para a ressuspensão	Variável de saída	kg m ⁻³
Massa de sólidos ressuspensa		kg
Massa de sólidos sedimentada		kg
Concentração de sólidos suspensos em cada intervalo de tempo de cálculo, para cada segmento		kg m ⁻³

A partir da produção dos dados calibrados para os módulos hidráulico e de transporte de sólidos suspensos foi iniciada a calibração do módulo cinético-químico de associação entre o Fe e o COD.

4.3.3 Calibração do módulo cinético-químico

A calibração do módulo cinético-químico teve como objetivo ajustar os coeficientes de transformação do COD em COT, e vice-versa, e de difusão do Fe para que os resultados da simulação do aporte mássico destes componentes apresentassem a melhor aproximação com os valores observados em campo. Assim, foram calibrados os coeficientes de i) transformação do COT presente na camada superficial de sedimentos para COD na coluna d'água (k_3), ii) transformação do COD sedimentado para COT na camada superficial de sedimentos (k_4) e iii) difusão do ferro (k_5 e k_6), conforme EQUAÇÕES 22 a 27.

Para a calibração do módulo relacionado ao COD, foram utilizados dados de Drummond (2020), referentes aos eventos 3 a 5 (TABELA 4.1). Por sua vez, a

calibração do transporte de Fe baseou-se nos dados de Grudzien (2019) relativos ao evento 9 (TABELA 4.1). A escolha deste último conjunto de dados justifica-se pela disponibilidade de informações sobre a concentração de metais totais na coluna d'água, em especial do Fe, condição necessária para a avaliação do transporte deste metal, fornecidas apenas por Grudzien (2019).

Após a calibração do módulo cinético-químico, foi realizada a etapa de confirmação. Para isso, foram utilizados como dados de entrada os hidrogramas dos eventos 4 a 8 e as concentrações de Fe e COD (Grudzien, 2019), para um período contínuo de monitoramento de 50 dias. O desempenho do módulo foi avaliado mediante comparação entre os resultados da simulação das concentrações de Fe e de COD com os dados observados em campo.

4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA PARA AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS

Para avaliar os resultados dos módulos de transporte de sólidos suspensos e cinético-químico, foi utilizada a média dos valores absolutos dos desvios (MAD). Este método calcula a média das diferenças absolutas entre os valores simulados pelo modelo e os dados observados, oferecendo uma avaliação direta da dispersão dos resultados. Este método minimiza o impacto de valores extremos, pois não eleva ao quadrado os desvios, oferecendo uma visão mais realista da performance do modelo em condições variáveis e complexas, frequentemente associadas à modelagem de ambientes aquáticos (Guilhon et al., 2007).

A EQUAÇÃO 30 foi utilizada para o cálculo da MAD.

$$MAD = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |O_i - S_i| \quad (30)$$

Em que:

MAD = média dos valores absolutos dos desvios

O_i = valores observados em campo

S_i = valores simulados pelo modelo

É importante mencionar que a unidade da MAD é a mesma dos dados analisados, o que facilita a interpretação dos resultados. Quanto menor o valor da

MAD, melhor será o desempenho do modelo, pois indica menor discrepância média entre os valores observados e simulados. A interpretação da magnitude da MAD deve sempre considerar a ordem de grandeza dos dados avaliados.

Para caracterizar e comparar as distribuições dos dados foram aplicados métodos de estatística descritiva, com base em métricas como média, desvio padrão, quartis, valores máximos e mínimos. Para a visualização da dispersão e assimetria dos dados foram elaborados gráficos *boxplot* (diagramas de caixa).

Para comparar a distribuição dos dados, foram elaborados histogramas com os dados obtidos pelo modelo e os dados observados em campo. Sempre que possível, foi realizado o teste *t* pareado, com nível de significância de 0,05 e análise bicaudal, foi utilizado para avaliar a significância estatística entre as duas fontes de dados. Para avaliar a correlação entre o transporte de massas de Fe e de COD foi realizada a análise de correlação de Pearson.

Todas as análises estatísticas foram realizadas mediante aplicação do *software* Minitab (2021).

5 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

No presente capítulo serão apresentados os resultados dos modelos desenvolvidos, calibrados e confirmados.

Visando à compreensão do transporte de poluentes no rio Passaúna, buscou-se entender a hidrodinâmica do canal, bem como as interações ambientais que ocorrem na coluna d'água e na camada superficial de sedimentos mediante modelagem sítio-específica por elementos finitos baseada no balanço de massa.

5.1 CALIBRAÇÃO DO MÓDULO HIDRÁULICO

A calibração do módulo hidráulico foi realizada mediante adequação dos valores para o coeficiente de rugosidade de Manning. Este procedimento foi realizado até a obtenção de resultados que apresentassem o melhor ajuste entre vazões simuladas e observadas, que variaram no intervalo entre $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Os coeficientes de rugosidade obtidos após a calibração são apresentados na TABELA 5.1.

TABELA 5.1 - COEFICIENTES DE RUGOSIDADE DE MANNING AJUSTADOS

Seção	n	Seção	n	Seção	N	Seção	n
1	0,024	4	0,035	7	0,030	10	0,030
2	0,030	5	0,030	8	0,030	11	0,020
3	0,025	6	0,030	9	0,030	12	0,025
SUDERHSA (2002)							0,03*

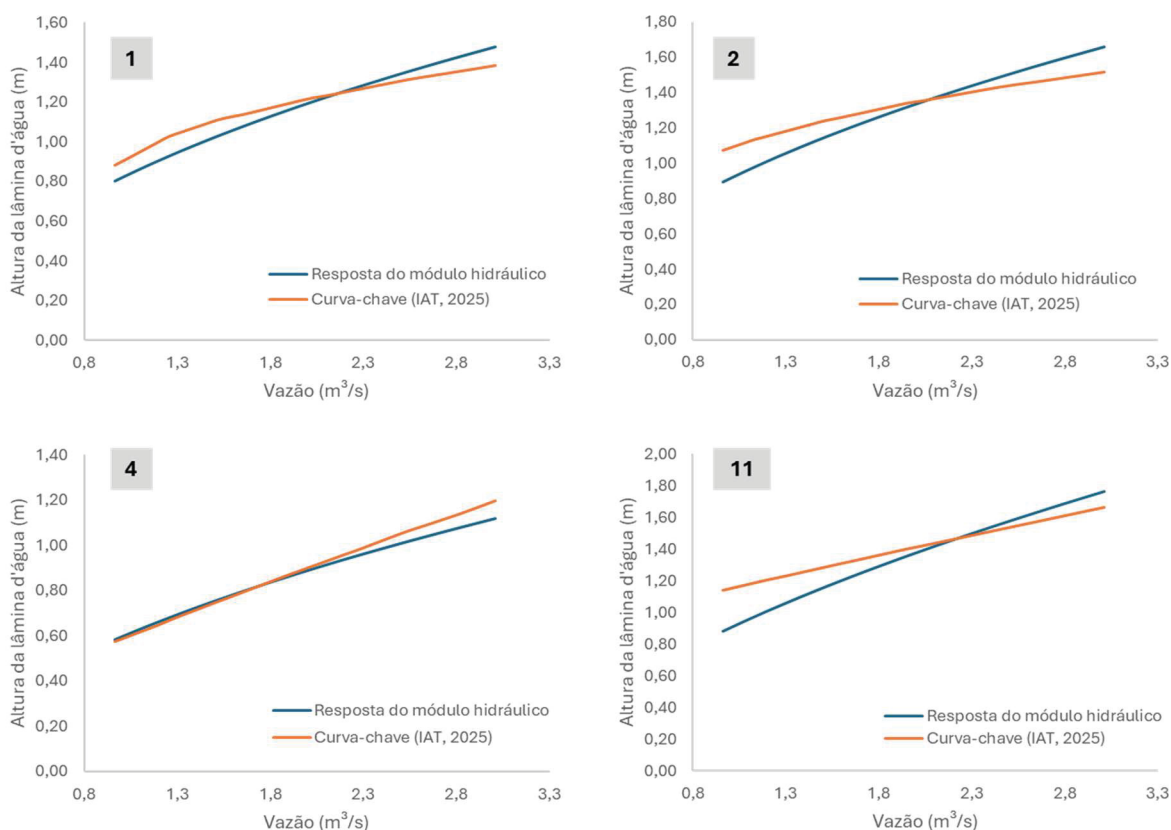
NOTA: * valor adotado para o coeficiente de Manning para o rio Passaúna pela Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - SUDERHSA

FONTE: a autora (2025); adaptado de SUDERSHA (2002)

Na TABELA 5.1 observa-se que os valores para o coeficiente de rugosidade de Manning calculados pelo módulo hidráulico estão muito próximos daquele disponibilizado em SUDERHSA (2002). Muito provavelmente, a semelhança é resultante da produção de um perfil topográfico condizente com a realidade do rio Passaúna utilizada para os cálculos pelo módulo hidráulico.

Após o ajuste dos coeficientes de Manning, o módulo hidráulico foi aplicado na simulação da altura da coluna d'água para vazões entre $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. A comparação gráfica entre os resultados de simulação obtidos e as curvas-chave do Instituto Água e Terra (IAT, 2025), conforme FIGURA 5.1, permite afirmar que os valores calculados pelo modelo apresentaram um bom ajuste em relação aos dados do IAT para as vazões de calibração.

FIGURA 5.1 - COMPARAÇÃO ENTRE AS CURVAS-CHAVE



NOTA: em cada gráfico, os números 1 a 11 correspondem à seção transversal de referência

Fonte: a autora (2024); IAT (2025)

Visando melhor entendimento da resposta obtida, foram realizadas análises estatísticas, conforme procedimentos apresentados na Seção 4.4. Os resultados são apresentados na TABELA 5.2 e na FIGURA 5.2. Os resultados evidenciam a proximidade entre as medianas dos dados de campo e de simulação, sugerindo similaridade na tendência central de distribuição dos dados. Além disso, os resultados do modelo mostram similaridade entre as médias e os desvios-padrão das curvas-chave fornecidas pelo IAT (2025). Para confirmar os resultados, foram realizados

testes t pareados para os dois conjuntos de dados, conforme apresentado na TABELA 5.2.

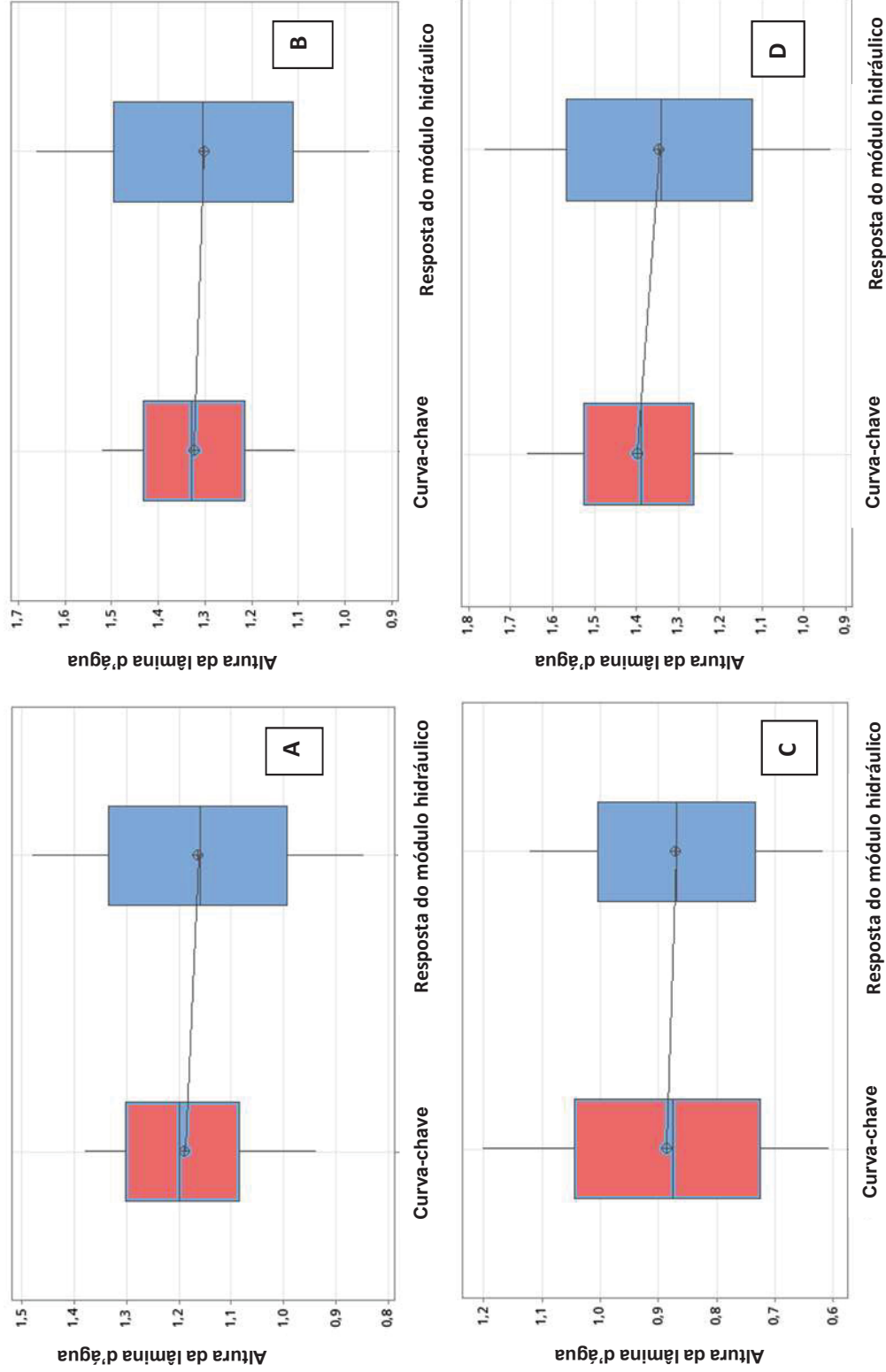
TABELA 5.2 - ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Seção	Ponto 1		Ponto 2		Ponto 4		Ponto 11	
Fonte dos dados	Curva-chave	Módulo hidráulico	Curva-chave	Módulo hidráulico	Curva-chave	Módulo hidráulico	Curva-chave	Módulo hidráulico
Média	1,19	1,16	1,32	1,30	0,89	0,87	1,40	1,34
Desvio Padrão	0,13	0,19	0,12	0,22	0,18	0,15	0,15	0,25
Valor mínimo	0,94	0,85	1,11	0,95	0,61	0,62	1,17	0,94
Primeiro quartil	1,09	1,00	1,22	1,11	0,73	0,74	1,27	1,12
Mediana	1,20	1,16	1,33	1,31	0,88	0,87	1,39	1,34
Terceiro quartil	1,30	1,34	1,43	1,50	1,05	1,01	1,53	1,57
Valor máximo	1,38	1,48	1,52	1,66	1,20	1,12	1,66	1,76
Amplitude	0,44	0,63	0,41	0,71	0,59	0,50	0,49	0,82
p-valor (teste t pareado)	0,590		0,679		0,747		0,363	

FONTE: a autora (2025) e IAT (2025)

Conforme apresentado na TABELA 5.2, os valores de p -valor, todos superiores a 0,05, indicam a ausência de diferenças estatisticamente significativas entre as médias. Isso permite afirmar que as condições de calibração do módulo hidráulico resultaram em respostas adequadas, com valores próximos à realidade do escoamento do rio Passaúna. Portanto, o módulo foi considerado calibrado para vazões entre $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

FIGURA 5.2 – COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS SIMULADOS E AS CURVAS-CHAVE PRÉ-DETERMINADAS



NOTA: A – Ponto 1; B – Ponto 2; C – Ponto 4; D – Ponto 11

FONTE: a autora (2025); adaptado de IAT (2025)

5.2 CONFIRMAÇÃO DO MÓDULO HIDRÁULICO

A confirmação do módulo hidráulico foi realizada para testar a sua capacidade para representar o escoamento na bacia durante eventos de precipitação. Para isso, foram adotados os tempos de concentração disponíveis em SUDERHSA (2002), conforme apresentado no QUADRO 4.2. No QUADRO 5.1 é apresentada a comparação entre os hidrogramas observados por Grudzien (2019) e aqueles gerados pelo modelo.

A análise dos hidrogramas permite afirmar que eventos com rápido aumento de vazão, seguida de recessão até os níveis de escoamento base, são bem representados pelo módulo hidráulico, eventos 5, 6 e 9 (Grudzien, 2019). Por outro lado, os hidrogramas relativos aos eventos que ocorrem antes da recessão completa do nível do rio, como os eventos 4 e 7 (Grudzien, 2019) e 4 (Drummond, 2020), apresentam distorções em suas formas e intensidades. Apesar das distorções, apenas dois eventos, 4 (Grudzien, 2020) e 5 (Drummond, 2020) (QUADRO 5.1) apresentaram resultados para os testes de Nash-Sutcliffe menores do que 0,75. Segundo Moriasi et al. (2007), resultados maiores do que 0,75 para o teste de Nash-Sutcliffe indicam que a média das vazões foi bem representada pelo módulo hidráulico.

Por ser mais sensível aos períodos de baixa vazão, o coeficiente de Nash-Sutcliffe logarítmico apresentou resultados ainda mais favoráveis. Entretanto, foram observadas duas exceções, relativas aos eventos 7 (Grudzien, 2019) e 5 (DRUMMOND, 2020). Em ambos os eventos, foi registrada oscilação na altura da coluna d'água pelo amostrador automático SBN. Saliente-se que esta oscilação efetivamente não ocorreu, como pode ser observado nos hidrogramas. As oscilações foram registradas tanto no evento 7 (Grudzien, 2019) quanto no evento 5 (Drummond, 2020) durante períodos extensos de estiagem, não tendo tido causa aparente determinada, podendo ter sido relacionado a erro de programação do equipamento ou a problema no sensor de nível. Com isso, como o teste NASH-log valoriza os momentos de baixa vazão, é bastante provável que a diferença de vazões causada pela falha tenha interferido nos resultados.

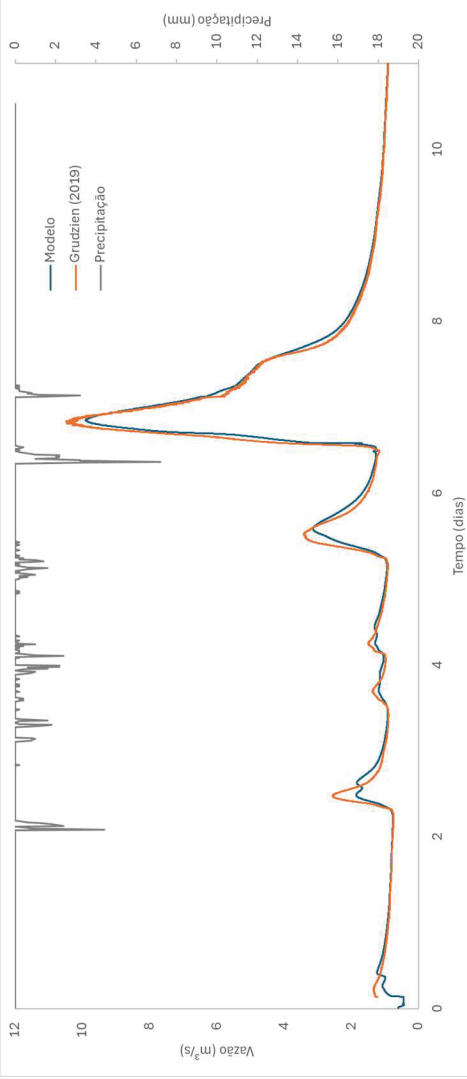
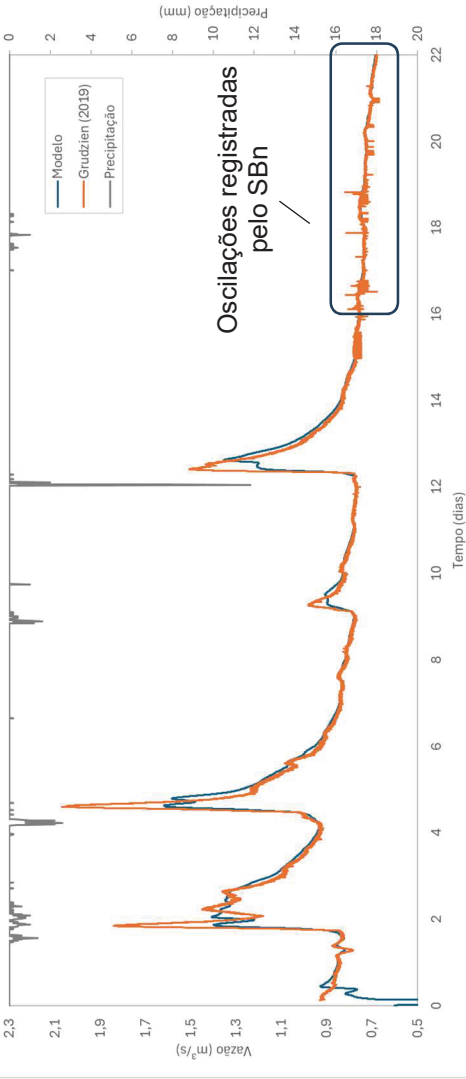
QUADRO 5.1 – COMPARAÇÃO ENTRE OS HIDROGRAMAS PRODUZIDOS E SIMULADOS PARA O PONTO SBn

(CONTINUA)

Evento	Hidrograma	Análise de eficiência		
		NASH	NASH LOG	MAD ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
4 (Grudzien, 2019)		0,458	0,512	0,006
5 (Grudzien, 2019)		0,818	0,948	0,0276

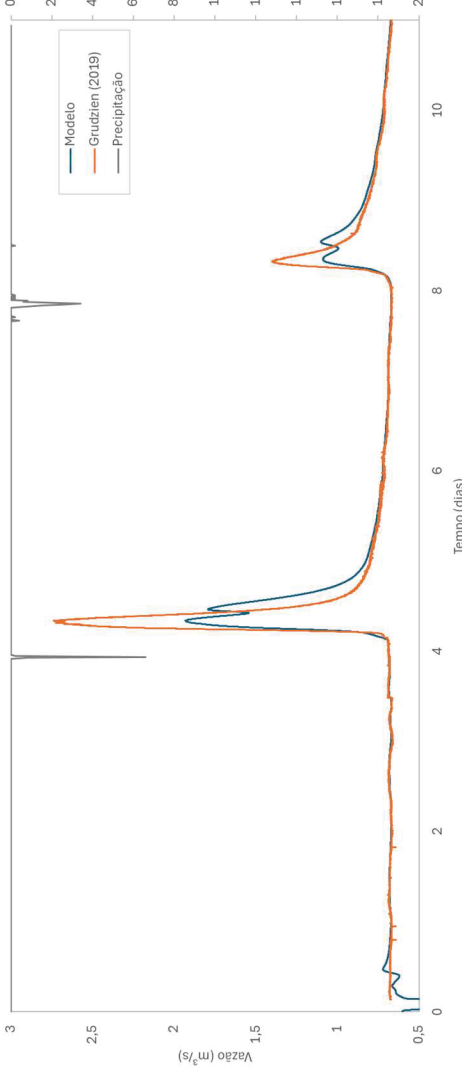
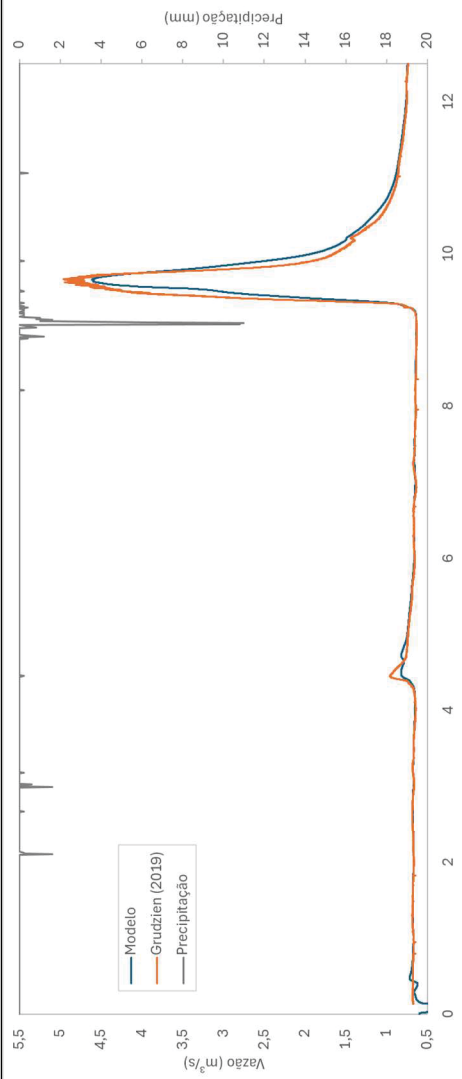
QUADRO 5.1 – COMPARAÇÃO ENTRE OS HIDROGRAMAS PRODUZIDOS E SIMULADOS PARA O PONTO SB

(CONTINUA)

Evento	Hidrogramas	Análise de eficiência		
		NASH	NASH LOG	MAD (m ³ s ⁻¹)
6 (Grudzien, 2019)		0,981	0,970	0,010
7 (Grudzien, 2019)		0,914	0,671	0,0005

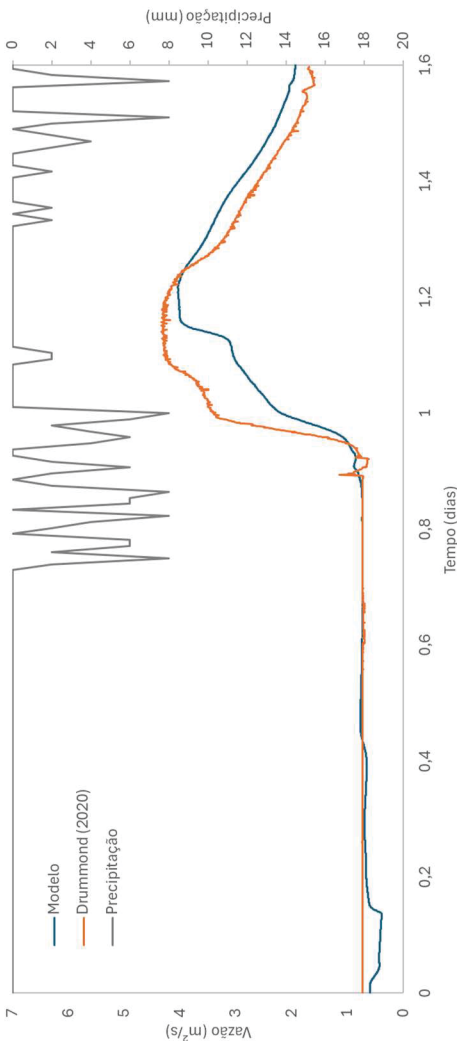
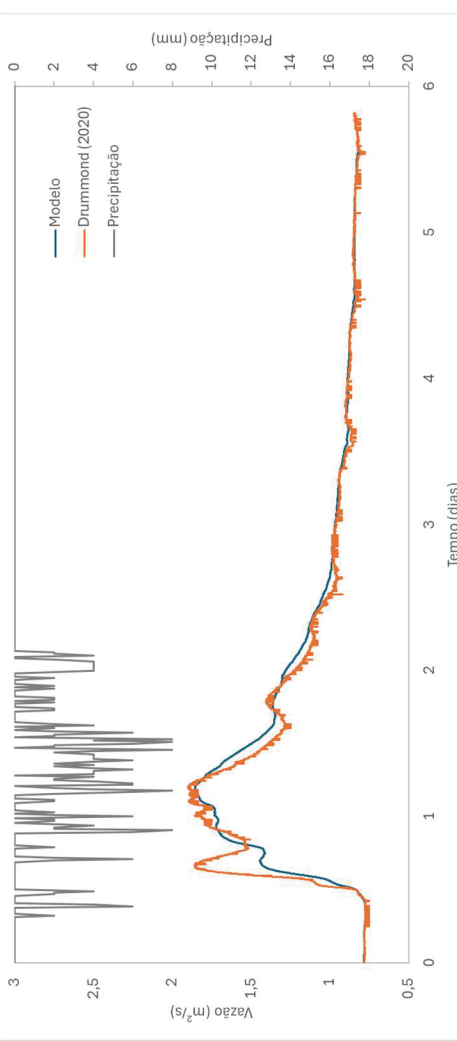
QUADRO 5.1 – COMPARAÇÃO ENTRE OS HIDROGRAMAS PRODUZIDOS E SIMULADOS PARA O PONTO SB

(CONTINUA)

Evento	Hidrograma	Análise de eficiência		
		NASH	NASH LOG	MAD ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
8 (Grudzien, 2019)		0,780	0,827	0,001
9 (Grudzien, 2019)		0,948	0,968	0,001

QUADRO 5.1 – COMPARAÇÃO ENTRE OS HIDROGRAMAS PRODUZIDOS E SIMULADOS PARA O PONTO SB

(CONTINUA)

Evento	Hidrograma	Análise de eficiência		
		NASH	NASH LOG	MAD (m ³ s ⁻¹)
3 (Drummond, 2020)		0,901	0,923	0,137
4 (Drummond, 2020)		0,764	0,558	0,131

QUADRO 5.1 – COMPARAÇÃO ENTRE OS HIDROGRAMAS PRODUZIDOS E SIMULADOS PARA O PONTO SBn
(CONCLUSÃO)

Evento	Hidrograma	Análise de eficiência		
		NASH	NASH LOG	MAD (m³ s⁻¹)
5 (Drummond, 2020)		0,553	-3,137	0,012

NOTA: NASH – método Nash-Sutcliffe; NASH LOG – método Nash-Sutcliffe logarítmico; MAD - média dos valores absolutos dos desvios
FONTE: A autora (2024); adaptado de Grudzien (2019) e Drummond (2020)

Por sua vez, os resultados da média dos valores absolutos dos desvios (MAD) foram consistentemente muito baixos em comparação com as vazões registradas em cada evento, variando de $0,0005 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a $0,137 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Isso sugere que os cálculos de vazão realizados pelo módulo hidráulico apresentaram um desvio mínimo em relação aos valores observados por Grudzien (2019).

Considerando todos os eventos de Grudzien (2019) (TABELA 4.1), na FIGURA 5.3, é possível observar que os resultados produzidos pelo módulo hidráulico apresentaram similaridade com os observados.

Para não limitar os resultados a análises visuais de similaridade, para a confirmação do funcionamento do módulo hidráulico, foram realizadas análises estatísticas, conforme métodos apresentados na Seção 4.4. Os resultados são apresentados na TABELA 5.3 e na FIGURA 5.4.

TABELA 5.3 – ESTATÍSTICA DESCRITIVA APLICADA AOS RESULTADOS

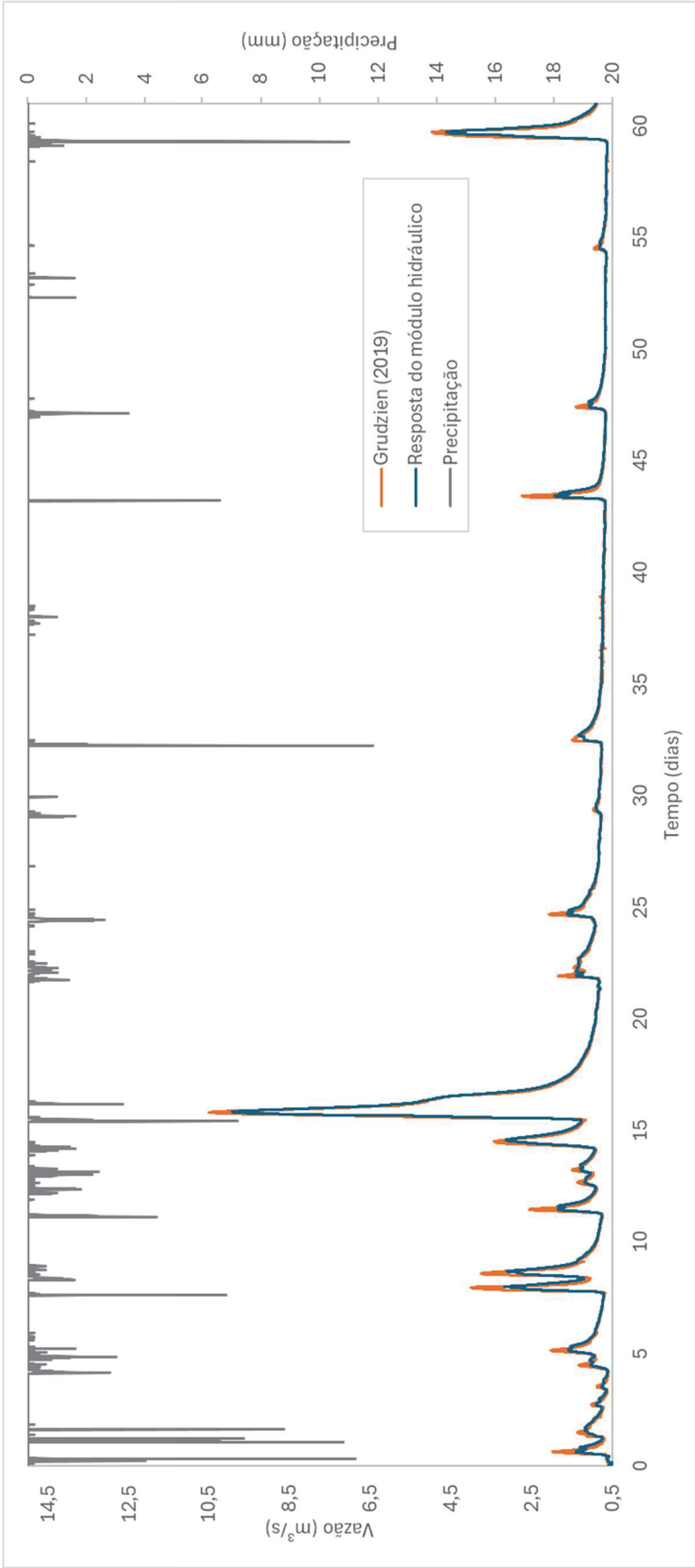
Variável	Grudzien (2019)	Módulo hidráulico
Média	1,06	1,06
Desvio Padrão	0,91	0,88
Valor Mínimo	0,60	0,38
Primeiro Quartil	0,72	0,73
Mediana	0,80	0,81
Terceiro Quartil	1,01	1,04
Valor Máximo	10,40	10,04

FONTE: a autora (2025); adaptado de Grudzien (2019)

Conforme TABELA 5.3, as duas fontes de dados exibem características bastante similares em termos de média, desvio padrão, quartis e moda. Isso sugere que os resultados do módulo hidráulico possuem distribuições e tendências centrais equivalentes às dos dados obtidos por Grudzien (2019).

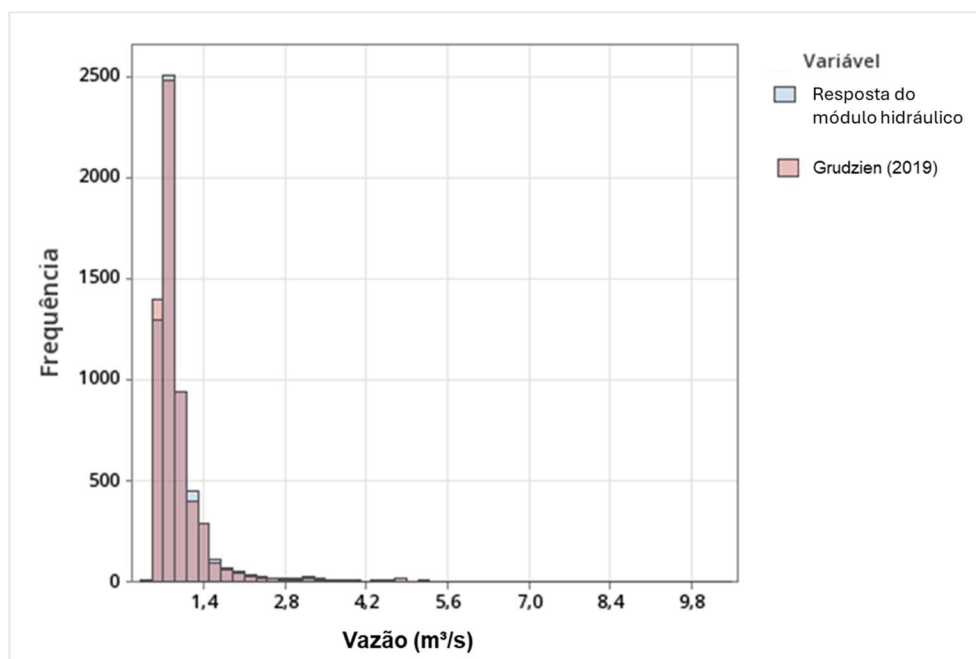
Os histogramas de distribuição dos resultados (FIGURA 5.4), permitem observar uma concentração de valores de vazão em níveis baixos, até $1,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, o que é uma característica esperada para as condições de escoamento do rio Passaúna. A similaridade na distribuição de frequências entre os dados produzidos pelo modelo e os dados de Grudzien (2019) foi considerada um importante indício da adequação do módulo hidráulico. Com base nesta análise, infere-se que o modelo reproduz satisfatoriamente o comportamento geral das vazões do rio, apesar de pequenas variações nas frequências mais elevadas.

FIGURA 5.3 - COMPARAÇÃO ENTRE HIDROGRAMAS PARA O PERÍODO TOTAL DE MONITORAMENTO



Fonte: a autora (2024) e adaptado de Grudzien (2019)

FIGURA 5.4 - HISTOGRAMAS SOBREPOSTOS



Fonte: a autora (2024); adaptado de Grudzien (2019)

O teste t pareado também foi aplicado aos dois conjuntos de dados para o intervalo de confiança de 95%, tendo sido obtido o valor de t igual a 0,955, ou seja, muito superior ao valor de 0,05. Estes resultados indicam que não existe diferença estatisticamente significativa entre os valores calculados pelo módulo hidráulico e os observados por Grudzien (2019).

As métricas de avaliação de desempenho de modelos hidrológicos, teste de Nash-Sutcliff, Nash-Sutcliff Logarítmico e MAD, também apresentaram resultados que indicam bom ajuste entre os resultados do modelo e os observados em campo. Na comparação entre os valores medidos pelo SBn (Grudzien, 2019) com aqueles produzidos pelo módulo hidráulico para os 63 dias de monitoramento, o resultado dos testes de Nash-Sutcliffe e de Nash-Sutcliffe logarítmico foram iguais a 0,969 e 0,967, respectivamente; ambos muito próximos de 1. Portanto, podendo ser considerados como ajustes muito bons entre os dados simulados e observados (Moriassi et al., 2007). Adicionalmente, o resultado da MAD foi igual a $0,061 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, valor bastante reduzido quando comparado à média de vazões de, aproximadamente, $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, e vazões máximas observadas superiores a $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, o que representa, em magnitude, 6 e 0,6%, respectivamente, indicando bom ajuste entre os resultados.

Tendo a calibração e a confirmação do módulo hidráulico realizada e os resultados obtidos mostrando-se com bom ajuste entre os dados coletados e os dados simulados pelo modelo, as informações produzidas foram utilizadas como base para as simulações de transporte de sólidos suspensos, Fe e COD.

5.3 CALIBRAÇÃO DO MÓDULO DE TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS

O módulo de transporte de sólidos suspensos foi calibrado para os eventos 3, 4 e 5 de Drummond (2020), considerando a constante empírica h , conforme EQUAÇÃO 12 (Seção 4.2.3.2). Segundo Braga (2001), a constante empírica h geralmente possui valores positivos e foi calibrada para os eventos de Drummond (2020) com o valor de 2,9.

A velocidade do escoamento mostrou-se um fator decisivo nos processos de sedimentação e ressuspensão, conforme apresentado na Seção 4.2.3.2. Observa-se que, em condições de vazões reduzidas, a velocidade do fluxo em diversos trechos foi insuficiente para promover a ressuspensão de partículas leves, favorecendo, portanto, a deposição das partículas previamente em suspensão na coluna d'água. O comportamento inverso é observado sob condições de vazão elevadas, nas quais a velocidade do escoamento é suficiente para reverter o processo, promovendo a ressuspensão. Nesses casos, a tensão de cisalhamento gerada na interface entre o fluxo e o leito do canal torna-se suficiente para mobilizar a camada de partículas leves depositadas, reintegrando-as à coluna d'água. Dessa forma, a camada superficial de sedimentos passa a contribuir ativamente para o aumento da carga de sólidos suspensos no sistema.

Portanto, a concentração de sólidos suspensos observada na coluna d'água no Ponto SBn resulta de duas fontes principais: i) aporte proveniente das sub-bacias contribuintes; e ii) ressuspensão de partículas leves presentes na camada superficial de sedimentos, induzida pelos processos erosivos associados ao aumento da velocidade de escoamento durante os eventos de precipitação avaliados.

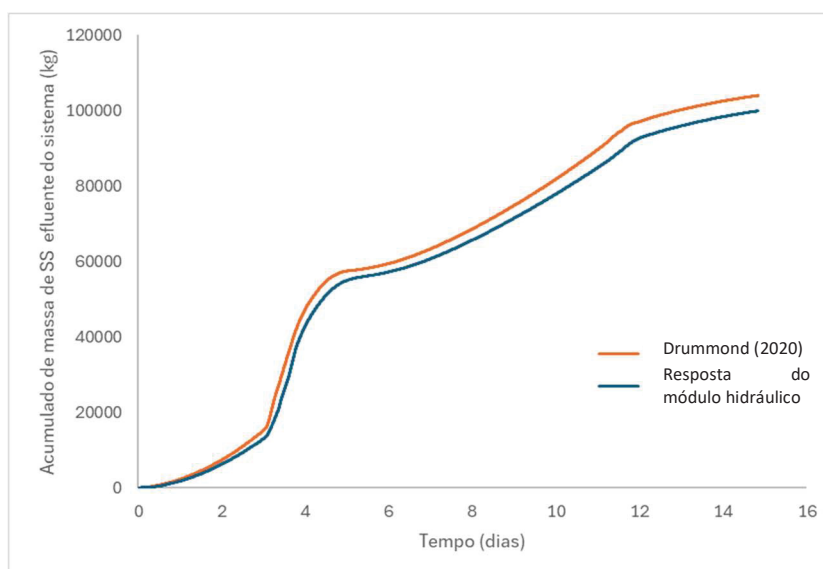
O valor calibrado da constante h permitiu que o modelo de transporte de sólidos suspensos estimasse um aporte de 99,9 t de sólidos relacionado aos 3 eventos de Drummond (2020), enquanto os dados observados registraram um aporte de 104 t. O

acumulado de massas transportado para fora do sistema, com dados produzidos no ponto de controle (SBn) é apresentado na FIGURA 5.5.

Os resultados da análise estatística descritiva apresentados na TABELA 5.3, mostram que as medidas de tendência central, média e mediana, dos dados simulados são levemente inferiores às observadas por Drummond (2020), o que sugere uma discreta subestimativa do modelo. Por outro lado, o desvio padrão é bastante semelhante entre as séries, indicando que o modelo foi capaz de representar adequadamente a variabilidade dos dados observados em campo. Além disso, os valores mínimo e máximo mantiveram-se próximos, o que indica que a amplitude dos dados foi bem capturada pelo modelo e reforça a coerência geral da simulação.

A análise da FIGURA 5.5 permite sugerir que existe um bom ajuste entre os dados produzidos pelo modelo e aqueles observados em campo, especialmente nos momentos de maior aporte, entre os dias 3 e 5. A diferença acumulada ao final do período de monitoramento, ou seja, no dia 15, é pequena, o que reforça a qualidade da calibração realizada, com aporte final simulado de 99,9 t frente a 104,2 t resultante dos dados de campo.

FIGURA 5.5 – ACUMULADO DE MASSA DE SÓLIDOS SUSPENSOS EFLUENTES DO PONTO DE CONTROLE



Fonte: A autora (2025) e adaptado de Drummond (2020)

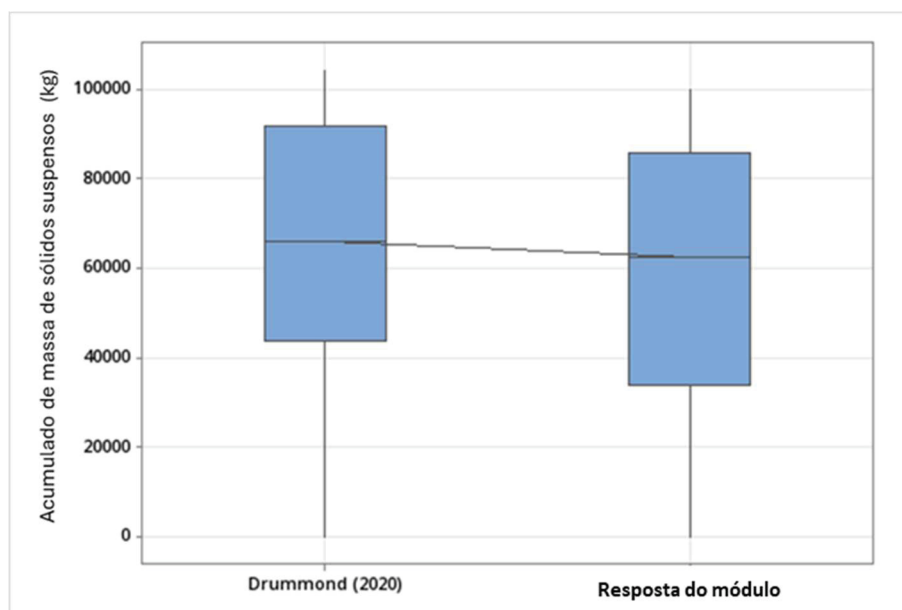
TABELA 5.3 – ESTATÍSTICA DESCRITIVA APLICADA À CALIBRAÇÃO DO MODELO DE TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS

Variável	Drummond (2020)	Módulo de sólidos suspensos
Média	60.903,5	57.752,1
Desvio Padrão	33.897,1	32.805,3
Valor Mínimo	0	0,072
Primeiro Quartil	39.539,4	34.051,4
Mediana	65.437,7	62.657,7
Terceiro Quartil	90.747,0	85.832,2
Valor Máximo	103.999,0	99.924,7

Fonte: a autora (2025); adaptado de Drummond (2020)

Os resultados apresentados na TABELA 5.3 são representados graficamente na FIGURA 5.6. Os resultados indicam que a distribuição dos dados simulados é compatível com a dos dados observados, especialmente nos quartis superior e inferior. Pode-se afirmar que a mediana ligeiramente superior e a concentração maior em torno do segundo quartil nos dados produzidos pelo modelo indicam, novamente, a tendência de pequena subestimativa dos dados simulados.

FIGURA 5.6 - COMPARAÇÃO ENTRE AS DISTRIBUIÇÕES DOS RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO DO MODELO DE TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS

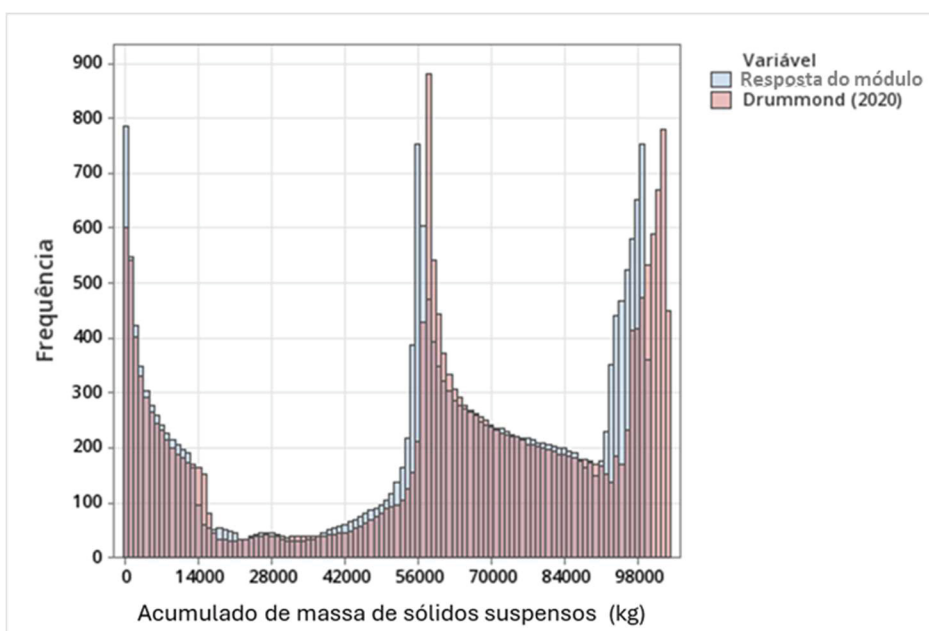


Fonte: a autora (2025) e adaptado de Drummond (2020)

Na FIGURA 5.7 é apresentado o histograma sobreposto dos dados obtidos em campo e por simulação. Estes resultados reforçam os anteriores e indicam bom ajuste entre os dados coletados e simulados nas regiões de menor e maior magnitude. A forma geral da distribuição foi satisfatoriamente mantida, com destaque para a capacidade do modelo para reproduzir os padrões nos extremos. Embora se identifique uma leve superestimação na faixa intermediária de valores, o comportamento global das séries possui bom ajuste entre os resultados.

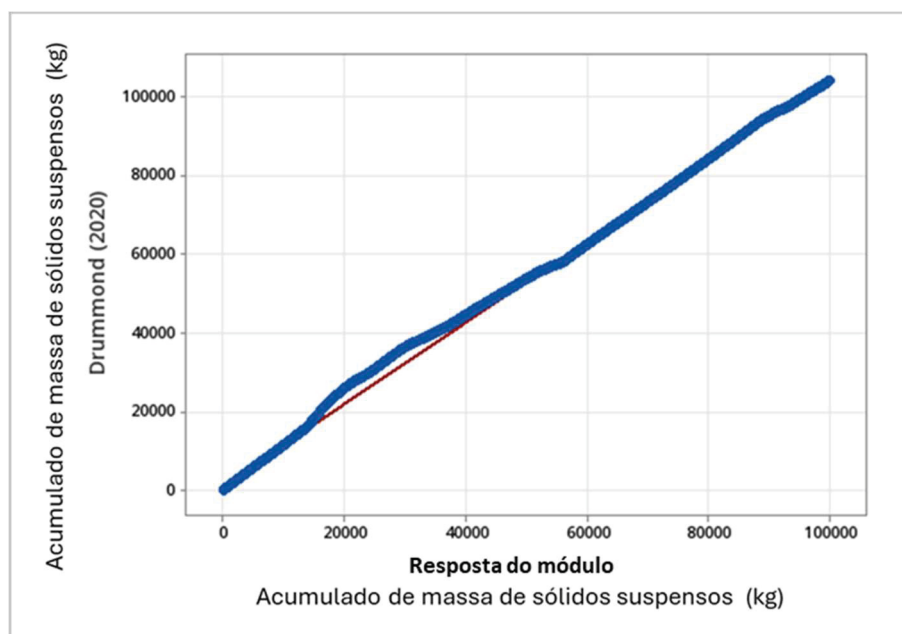
A análise de dispersão também foi de grande importância para avaliar a calibração do modelo de transporte de sólidos suspensos. Os resultados desta análise são apresentados na FIGURA 5.8 e confirmam a similaridade entre os dados simulados e os observados, com pontos distribuídos ao longo da linha de 45°. A tendência de subestimativa do modelo em uma faixa intermediária também pode ser observada em alguns pontos, corroborando os resultados anteriores. Ainda assim, pode-se considerar que o modelo representa adequadamente os padrões gerais observados em campo por Drummond (2020).

FIGURA 5.7 – HISTOGRAMA SOBREPOSTO DOS RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO DO MÓDULO DE TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS



Fonte: a autora (2025) e adaptado de Drummond (2020)

FIGURA 5.8 - DISPERSÃO DO ACÚMULO DE SS



FONTE: a autora (2025); adaptado de Drummond (2020)

Devido ao bom ajuste dos resultados produzidos pelo modelo com aqueles observados em campo e, a partir das análises estatísticas realizadas, o modelo de sólidos suspensos foi considerado calibrado, pois apresentou capacidade de representar a tendência de acúmulo de massas observados em campo. Cabe ressaltar que a calibração foi realizada com base em um conjunto limitado de dados, produzidos em apenas 3 eventos de precipitação, o que impôs restrições à precisão dos ajustes. Enfatiza-se, por fim, que o objetivo do modelo de sólidos suspensos é subsidiar a compreensão dos processos de transporte de Fe e COD ao longo do sistema.

5.4 CONFIRMAÇÃO DO MÓDULO DE TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS

A calibração do módulo de transporte de sólidos suspensos permitiu simular a dinâmica de transporte para o período de monitoramento realizado por Grudzien (2019). Com isso, buscou-se confirmar a capacidade deste módulo para representar o transporte de sólidos suspensos ao longo do sistema em estudo, tendo sido considerado um conjunto de dados diferentes daqueles utilizados para a calibração.

Para tanto, foram considerados os eventos 4 a 9 de Grudzien (2019) para realizar as simulações. As concentrações medidas em campo foram comparadas às calculadas pelo modelo. Os resultados são apresentados na FIGURA 5.9.

A análise da FIGURA 5.9 permite destacar a ocorrência de diferentes magnitudes de elevação e redução das concentrações de sólidos suspensos durante o período de monitoramento. Nos primeiros dias de observação, foram registrados eventos com vazão de pico menores do que $2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e concentrações de SS menores do que $0,4 \text{ kg m}^{-3}$. Em seguida, próximo ao dia 9, houve uma rápida elevação nas concentrações de sólidos suspensos, causada pela ocorrência de um evento com vazão superior a $4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, que gerou uma acentuada ressuspensão, o que elevou consideravelmente as concentrações de SS para valores próximos de 1 kg m^{-3} .

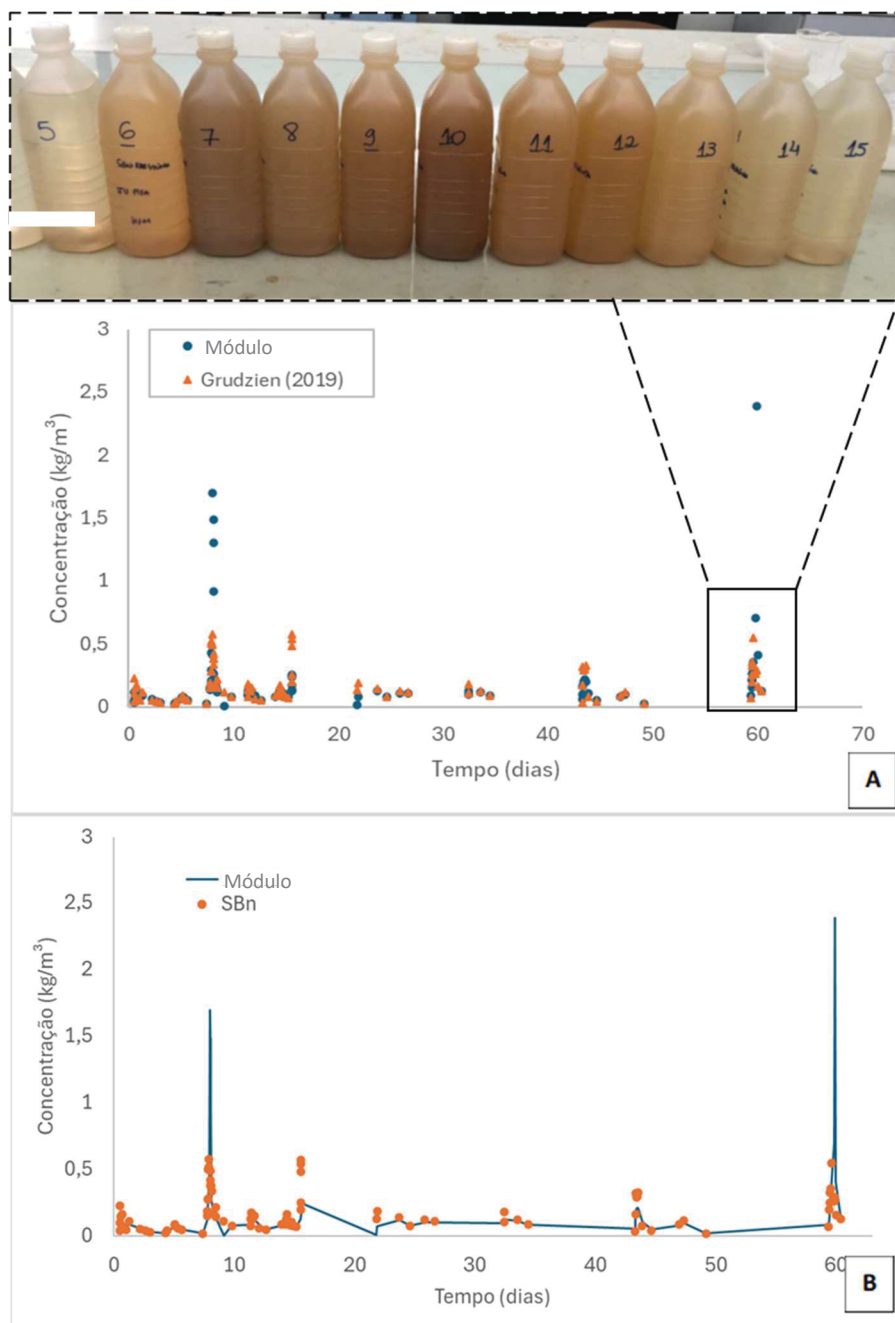
Em seguida, entre os dias 20 e 55, foi observada uma fase em que as concentrações simuladas e observadas permaneceram mais baixas, ainda que tenha sido possível observar pequenas oscilações de vazão nesse intervalo de tempo. A estabilidade indica que, devido a eventos subsequentes mais intensos e à remoção de material da camada superficial de sedimentos, houve limitação natural na ressuspensão de sólidos por eventos de precipitação de menor magnitude. O período de relativa estabilidade foi crucial para o reabastecimento gradual da camada superficial de sedimentos disponível para ressuspensão, tanto nas condições *in situ* quanto nas simuladas.

A comparação entre concentrações apresentada na FIGURA 5.9-A e o polutograma do evento (FIGURA 5.9-B) permite afirmar que o modelo foi capaz de simular os comportamentos de elevação e redução das concentrações de sólidos suspensos observados em campo por Grudzien (2019), durante todo o período de coleta de dados. Também é possível observar uma superestimativa da concentração de SS nos picos dos hidrogramas que ocorreram no 9º e no 60º dia de monitoramento. Como consequência das elevadas vazões observadas nestes dois períodos, com pico superior a $4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, este comportamento pode ser justificado pela possível retirada excessiva de massa da camada superficial de sedimentos por ressuspensão.

De forma geral, visando determinar a capacidade do módulo de transporte de sólidos suspensos para representar a dinâmica temporal de transporte das partículas em suspensão, a confirmação do modelo para um período que apresenta alternância entre momentos de elevada ressuspensão e momentos de estabilidade é importante

para avaliar a sua capacidade para representar a dinâmica temporal de transporte dos sólidos suspensos. Apesar de apresentar superestimativas pontuais, o modelo apresenta bom desempenho na simulação das tendências de elevação e redução das concentrações de SS.

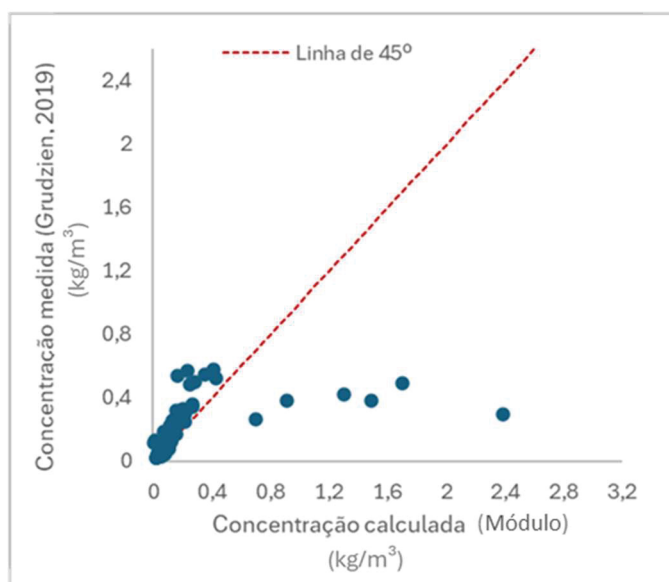
FIGURA 5.9 – COMPARAÇÃO ENTRE AS CONCENTRAÇÕES DE SÓLIDOS SUSPENSOS OBSERVADAS E CALCULADAS



FONTE: A autora (2025); adaptado de Grudzien (2019)

Na FIGURA 5.10 é apresentada a dispersão dos resultados de concentração de SS para o período de 63 dias de monitoramento. Nesta figura observa-se a presença de 6 *outliers*, relativos às superestimativas da ressuspensão ocorrida nos eventos do 9º e do 60º dias de monitoramento. Contudo, os demais pontos apresentaram bom ajuste à linha central, com grande proximidade da linha de 45º, em que as concentrações simuladas seriam exatamente iguais às concentrações medidas. Pode-se observar a tendência de subestimação das concentrações simuladas pelo modelo. Ainda assim, o agrupamento predominante de pontos próximos à linha de tendência pode ser atribuído aos bons resultados produzidos pela simulação mediante aplicação do módulo de transporte de sólidos suspensos.

FIGURA 5.10 – DISPERSÃO DO TRANSPORTE DE SÓLIDOS SUSPENSOS



FONTE: A autora (2025); adaptado de Grudzien (2019)

A representação acurada dos resultados simulados também se refletiu no baixo valor resultante do cálculo da MAD, igual a $0,03 \text{ kg m}^{-3}$. Considerando concentrações de SS médias de $0,214 \text{ kg m}^{-3}$, esse valor representou, em magnitude, apenas 13% da média.

Por último, buscou-se avaliar a capacidade da representação do modelo para o acúmulo de massa de SS. Os resultados apresentados na FIGURA 5.11 permitem afirmar que existe um bom ajuste entre as curvas, indicando que o modelo foi capaz de reproduzir adequadamente a dinâmica de transporte de SS no período contínuo de

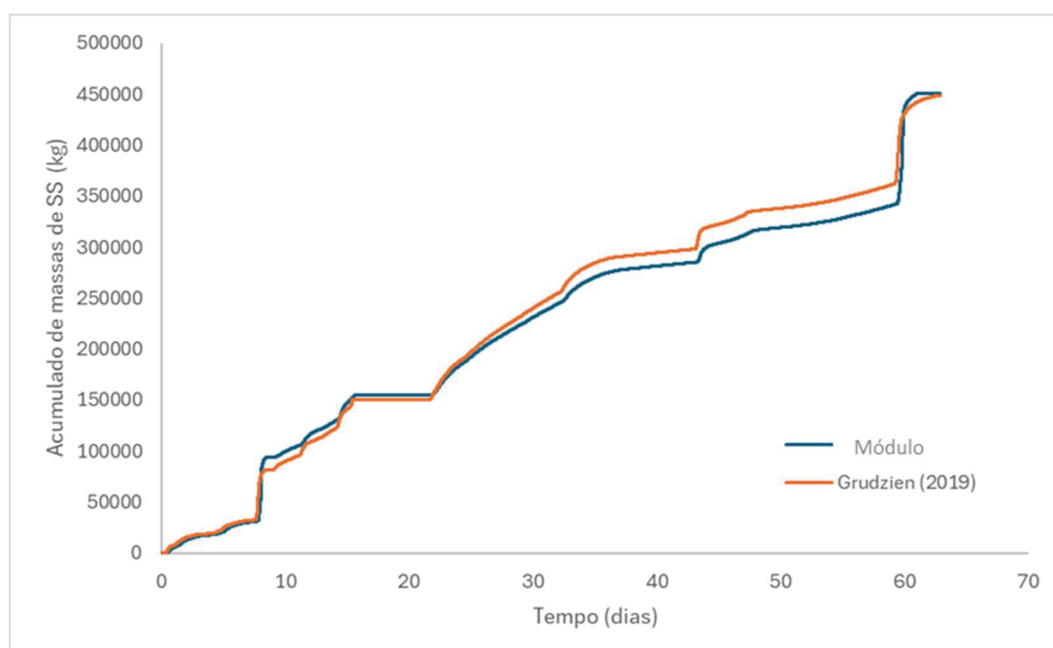
monitoramento de 63 dias. O acúmulo total calculado pelo modelo foi de 454 t, enquanto o valor observado em campo (Grudzien, 2019) foi 473 t.

Entretanto, é possível observar discrepância entre os dados simulados com aqueles observados em campo, em torno do 9º dia, quando se observa uma rápida elevação na curva produzida pelo modelo, superestimando, ligeiramente, o acúmulo de massa de sólidos suspensos em comparação com os dados de campo. Esta superestimativa está de acordo com o comportamento já discutido para as concentrações de sólidos suspensos (FIGURA 5.9).

Por outro lado, no período entre os dias 30 e 59, o modelo tendeu a apresentar crescimento de acúmulo menos acentuado, com pequenas subestimativas em relação aos dados observados. Pode-se conjecturar que este comportamento tenha ocorrido para compensar os excessos simulados nos picos de concentração, pois o modelo foi calibrado considerando o aporte total de massas de SS.

A análise da FIGURA 5.11 permite afirmar que o modelo mostrou sensibilidade para simular diferentes comportamentos de acúmulo de sólidos suspensos, tendo representado adequadamente os períodos de baixa ressuspensão entre os eventos de maior intensidade de precipitação.

FIGURA 5.11 - COMPARAÇÃO ENTRE OS DADOS SIMULADOS E DE CAMPO PARA O ACÚMULO DE MASSAS DE SS



NOTA: período de 63 dias de monitoramento

FONTE: a autora (2025); adaptado de Grudzien (2019)

Considerando a proximidade entre os resultados modelados e observados, tanto nas concentrações pontuais quanto no acúmulo mássico, este último com valores simulados de 454 t e valores de campo de 473 t, o modelo de transporte de sólidos suspensos foi considerado calibrado e confirmado, com seus resultados sendo utilizados como dados de entrada para o modelo cinético-químico.

5.5 CALIBRAÇÃO DO MÓDULO CINÉTICO-QUÍMICO

Conforme apresentado na Seção 4.3.3, o módulo cinético-químico foi calibrado a partir da definição do i) coeficiente de transformação do COT presente no sedimento para COD na água – k_3 , ii) coeficiente de transformação do COD sedimentado para COT no sedimento – k_4 e iii) coeficiente de difusão do Fe da coluna d'água para a camada superficial de sedimentos – k_5 .

Para a calibração dos coeficientes relacionados ao COD, foram utilizados os eventos 3 a 5 de Drummond (2020) (TABELA 4.1), considerando que foram realizadas análises para determinar a concentração de sólidos suspensos e COD para esses eventos. A calibração permitiu determinar os valores dos coeficientes k_3 e k_4 , cujos valores foram 0,4 e 0,3, respectivamente.

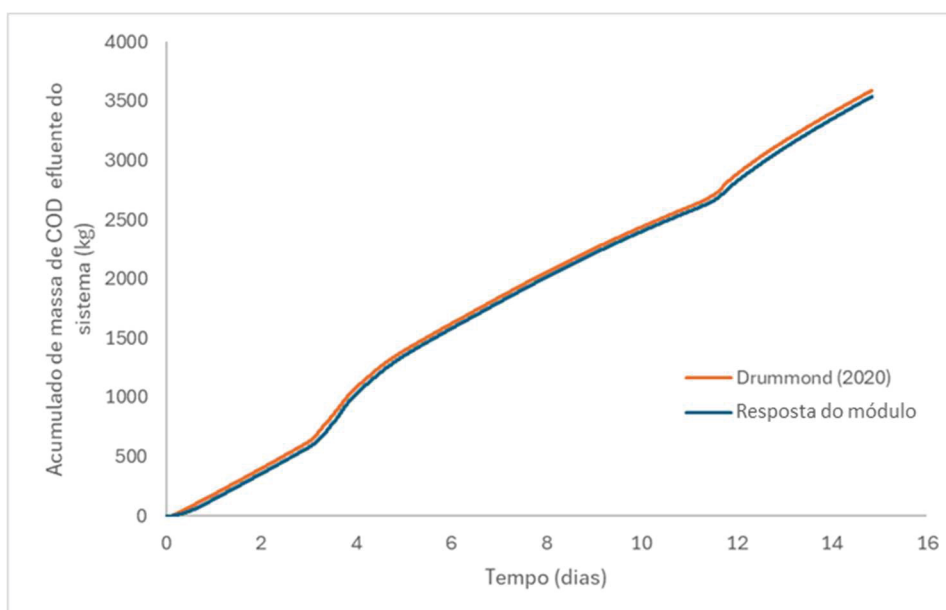
Com estes valores determinados, o módulo cinético-químico estimou o aporte de COD de 3,54 t para os 3 eventos, enquanto Drummond (2020) observou o aporte de 3,59 t. O acumulado de massas efluente do sistema, na seção de controle (Ponto SBn), é apresentado na FIGURA 5.12.

Na FIGURA 5.12 é possível observar um bom ajuste entre os dados produzidos pelo modelo e os dados experimentais. Considerando que as linhas são quase sobrepostas, pode-se considerar que a tendência geral foi bem reproduzida, o que indica que o modelo foi capaz de capturar adequadamente a dinâmica do acúmulo de massa de COD efluente do sistema, na seção de controle (Ponto SBn).

Os resultados das técnicas de estatística descritiva, conforme TABELA 5.4 e FIGURA 5.13, também indicam similaridade na distribuição entre os dados simulados e observados em campo. Isso porque as médias, medianas e desvios-padrão apresentaram valores bastante próximos, sugerindo que a variabilidade dos dados foi bem representada. A distribuição dos dados simulados também apresenta

proximidade em relação aos observados, com intervalos interquartis semelhantes, simetria compatível e valores máximos e mínimos praticamente equivalentes. Os valores das medianas estão muito próximos e alinhados em ambos os conjuntos, reforçando a boa representação dos padrões centrais pelo modelo.

FIGURA 5.12 – ACUMULADO DE MASSAS DE COD EFLUENTE DO SISTEMA



NOTA: dados produzidos na etapa de calibração

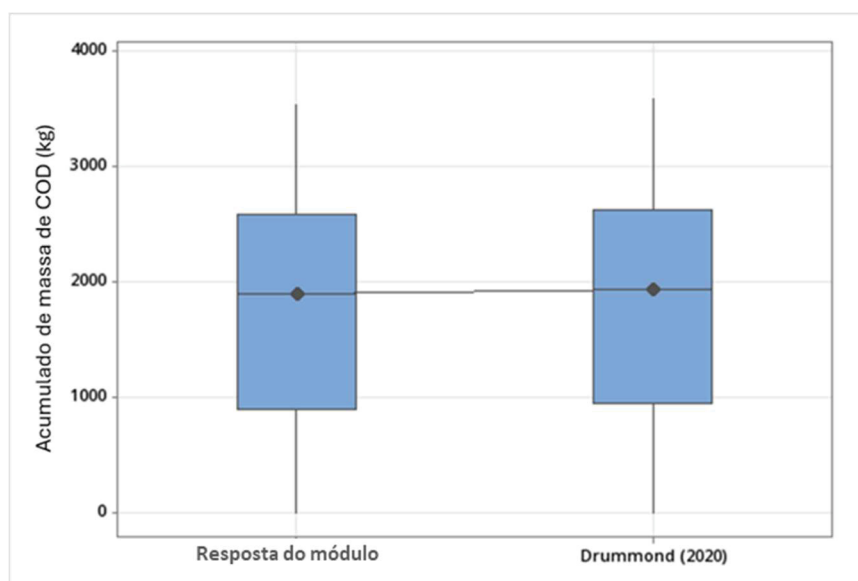
FONTE: a autora (2025); adaptado de Drummond (2020)

TABELA 5.4 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA APLICADA AO TRANSPORTE DE COD

Variável	Drummond (2020)	Módulo cinético-químico
Média	1.829,48	1.784,59
Desvio Padrão	1.044,68	1.041,01
Valor Mínimo	0	0
Primeiro Quartil	953,814	890,458
Mediana	1.932,41	1.891,85
Terceiro Quartil	2.627,83	2.589,03
Valor Máximo	3.586,76	3.535,73

FONTE: a autora (2025); adaptado de Drummond (2020)

FIGURA 5.13 - COMPARAÇÃO ENTRE A DISTRIBUIÇÃO DOS RESULTADOS SIMULADOS E PRODUZIDOS EM CAMPO PARA O TRANSPORTE DE COD



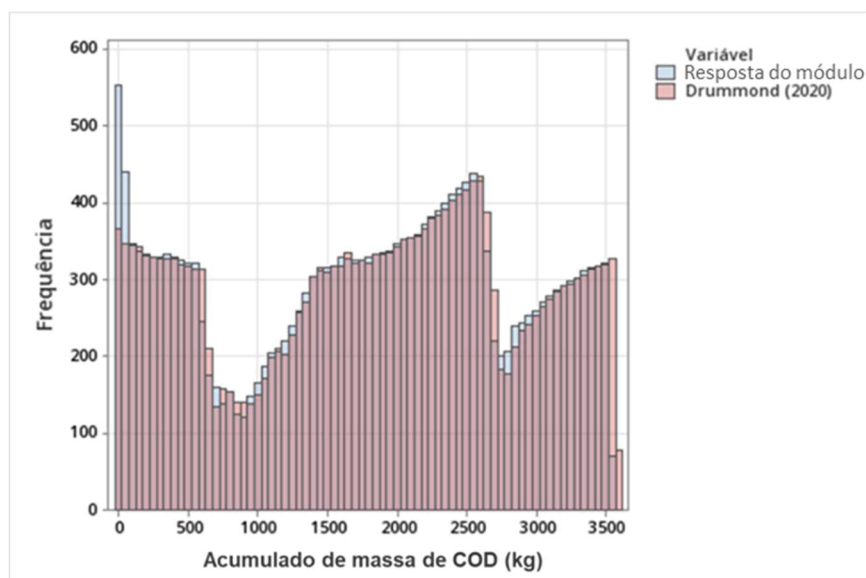
FONTE: a autora (2025); adaptado de Drummond (2020)

Outra análise realizada foi a comparação entre os histogramas dos dados obtidos pela simulação e os dados de campo, conforme FIGURA 5.14. A análise dos resultados permite afirmar que as distribuições de ambos os resultados são semelhantes, com os conjuntos apresentando distribuição multimodal característica do acúmulo progressivo de massa.

Na FIGURA 5.14 observar-se que as frequências em todo o período de acúmulo são muito próximas, com bom ajuste entre os dados observados e simulados. Esta resposta reforça a capacidade do modelo para simular a dinâmica de acúmulo do COD, o que está de acordo com as análises de estatística descritiva e com os gráficos de *boxplot* apresentados anteriormente.

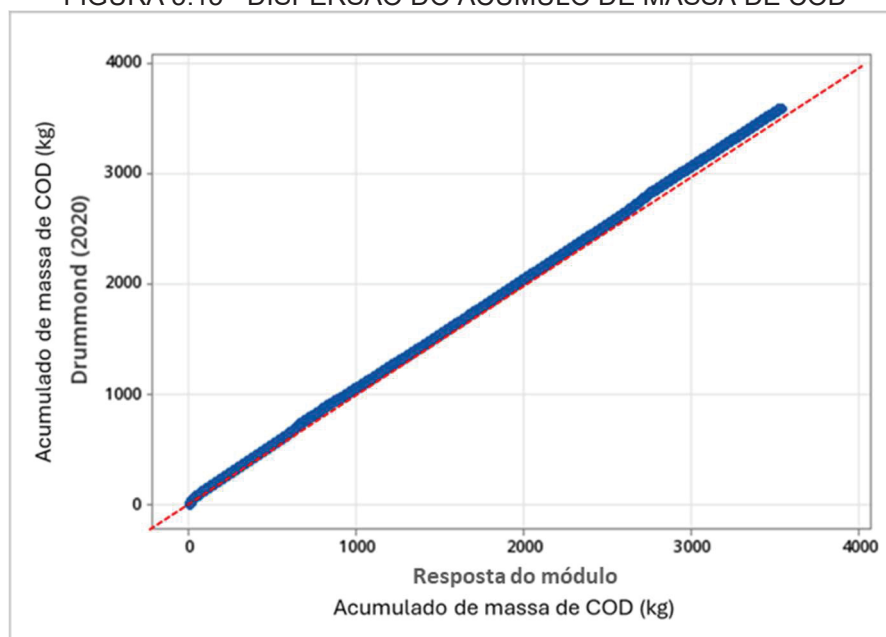
A análise de dispersão entre os dados também foi realizada, conforme apresentado na FIGURA 5.15. Os resultados mostram que os dados simulados se ajustam de forma consistente ao longo da linha de tendência, o que indica bom ajuste entre os resultados simulados e produzidos em campo. A proximidade dos valores em relação à linha de 45° sugere que o modelo reproduziu adequadamente os valores observados, a sua magnitude e variabilidade.

FIGURA 5.14 - HISTOGRAMA SOBREPOSTO PARA O TRANSPORTE DE COD



FONTE: a autora (2025); adaptado de Drummond (2020)

FIGURA 5.15 - DISPERSÃO DO ACÚMULO DE MASSA DE COD



FONTE: a autora (2025); adaptado de Drummond (2020)

Nota: Linha de 45° para referência

Diante dos resultados apresentados, considera-se que o modelo está adequadamente calibrado para simular o transporte de COD. A semelhança entre as curvas de acúmulo de massa de COD, a boa correspondência nas distribuições do histograma sobreposto e o ajuste consistente à linha de tendência no gráfico de

dispersão evidenciam que o processo de calibração do módulo cinético-químico possibilitou a reprodução dos padrões observados nos dados experimentais de Drummond (2020).

Para a calibração do coeficiente de difusão do Fe, foi realizada a comparação entre o acumulado de massas efluente do sistema na seção de controle (Ponto SBn) produzido pelo modelo e os dados de Grudzien (2019), ambos para o evento 9. Cabe destacar que a escolha de tal evento foi devida à consideração da importância da calibração ser realizada em um dos eventos da extremidade da série de dados.

Para garantir a independência dos conjuntos de dados de entrada para cada etapa, salienta-se que o evento utilizado para a calibração será excluído do processo de confirmação. Portanto, ao utilizar um evento da extremidade da série de dados (evento 9) para a calibração, permite-se a simulação de um período maior de monitoramento na etapa de confirmação. Entre os eventos disponíveis registrados nas extremidades, ou seja, os eventos 4 e 9, salienta-se que o último apresentou desempenho superior de ajuste dos resultados pelo módulo hidráulico (QUADRO 5.1), o que justificou a sua escolha para a calibração desta etapa da modelagem da qualidade da água do rio Passaúna.

Após a etapa de calibração do módulo cinético-químico, o coeficiente de difusão do Fe foi definido como k_5 , com valor ajustado de $0,01 \text{ s}^{-1}$.

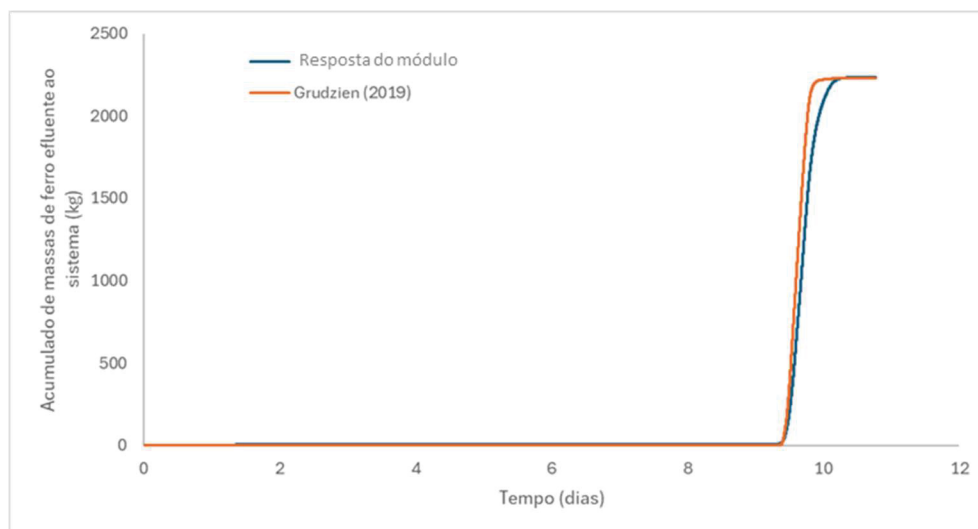
Na FIGURA 5.16 é apresentada a comparação entre o acúmulo de massa de Fe efluente da seção de controle (Ponto SBn), conforme simulado pelo modelo e observado por Grudzien (2019).

A análise da FIGURA 5.16 permite afirmar que o modelo apresenta bom ajuste aos dados observados, especialmente na fase de crescimento rápido da curva de acúmulos. A diferença entre os traçados é mínima, o que sugere que o processo de calibração do módulo cinético-químico representou a dinâmica de transporte do Fe. A pequena defasagem na ascensão da curva do modelo em relação aos dados observados não representa prejuízo à representatividade da massa total, com acumulado calculado pelo modelo aproximadamente igual a 2,3 t, enquanto o valor observado em campo foi aproximadamente igual a 2,2 t.

Os resultados das técnicas de estatística descritiva aplicadas ao transporte de Fe acumulado são apresentados na TABELA 5.5. Observa-se que existe proximidade entre os valores médios e máximos produzidos pelo modelo e os dados de campo, o

que reforça a capacidade do modelo para representar adequadamente a magnitude dos aportes. No entanto, as medidas de tendência central, como a mediana e os quartis apresentam sutis diferenças, pois os dados de campo apresentam comportamento concentrado em torno de valores nulos, diferentemente da simulação que estima aportes muito pequenos, mas ainda assim, maiores do que zero.

FIGURA 5.16 – ACUMULADO DE MASSA DE FE EFLUENTE DA SEÇÃO DE CONTROLE



NOTA: resultados para a etapa de calibração no Ponto SBn

FONTE: a autora (2025); adaptado de Drummond (2020)

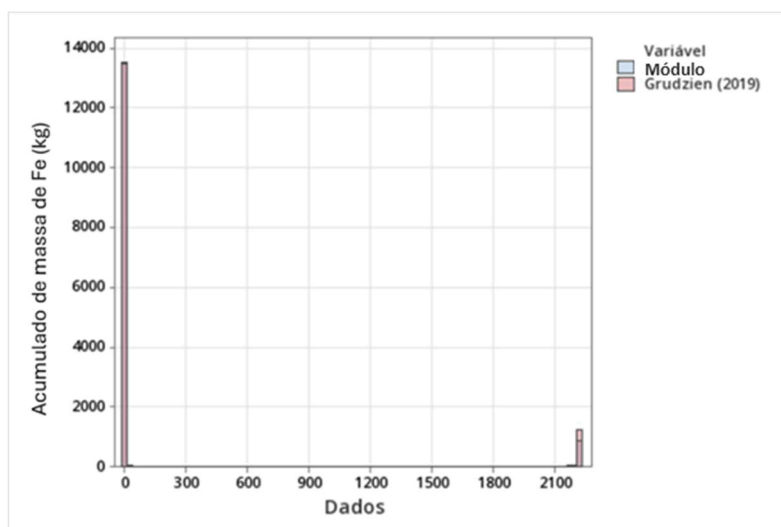
TABELA 5.5 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA APLICADA AO TRANSPORTE DE Fe

Variável	Módulo cinético-químico	Drummond (2020)
Média	223,58	238,17
Desvio Padrão	631,53	666,39
Valor Mínimo	0	0
Primeiro Quartil	4,02	0
Mediana	4,38	0
Terceiro Quartil	4,39	0
Valor Máximo	2.236,20	2.229,79

FONTE: a autora (2025); adaptado de Drummond (2020)

Complementarmente, na FIGURA 5.17 são apresentados os histogramas sobrepostos dos dados observados e produzidos pelo modelo.

FIGURA 5.17 - HISTOGRAMA SOBREPOSTO PARA O TRANSPORTE DE Fe



FONTE: a autora (2025); adaptado de Drummond (2020)

Embora as concentrações de Fe calculadas pelo modelo e observadas em campo apresentem elevada frequência de valores nulos, é possível observar que o modelo gerou uma leve concentração adicional de valores sutilmente maiores que zero. Esta diferença, já observada nos resultados da estatística descritiva pelos quartis, reforça a tendência do modelo para subestimar a frequência de valores de concentrações abaixo do limite de detecção em relação aos dados observados. No entanto, a semelhança entre as distribuições nas faixas de aumento expressivo de transporte de Fe, mostra que o modelo foi capaz de capturar o rápido acúmulo mássico de Fe.

Assim, a calibração do modelo de transporte de Fe foi considerada satisfatória. Isso porque o modelo conseguiu representar adequadamente o comportamento global de saída da seção de controle, com boa correspondência nas curvas acumuladas e nas estatísticas gerais. Pequenas diferenças em intervalos específicos são esperadas devido à complexidade dos processos envolvidos, sem comprometer, contudo, a capacidade de predição da ferramenta desenvolvida.

5.6 CONFIRMAÇÃO DO MÓDULO CINÉTICO-QUÍMICO

Visando à integração entre os resultados simulados para COD e para Fe, os testes para a confirmação do módulo cinético-químico foram realizados para eventos

diferentes daqueles utilizados para a calibração, isto é, eventos 4 a 8 (Grudzien, 2019), conforme TABELA 4.1.

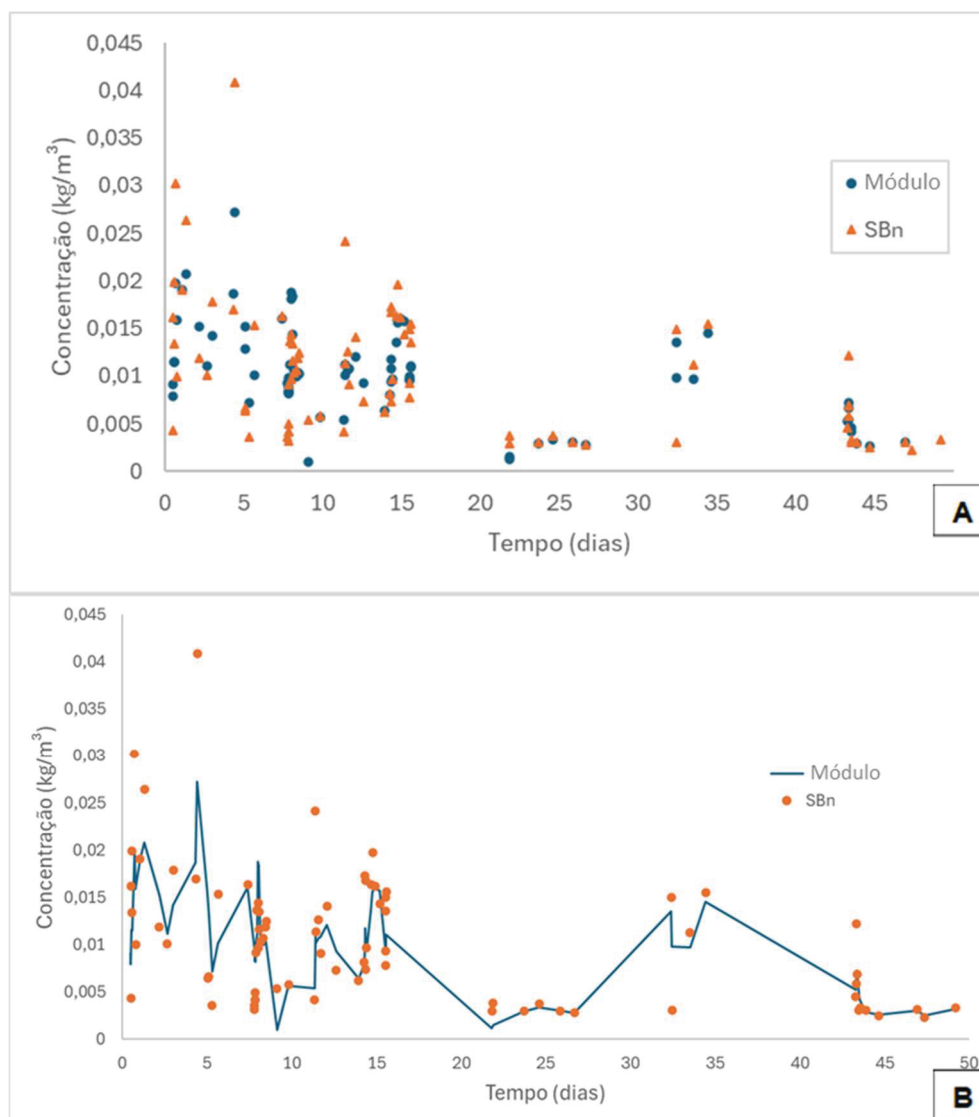
As simulações foram realizadas para os 50 dias de monitoramento com os valores para as constantes de transformação do COD e de difusão do Fe calibradas, isto é, $k_3 = 0,4 \text{ s}^{-1}$; $k_4 = 0,3 \text{ s}^{-1}$ e $k_5 = 0,01 \text{ s}^{-1}$. Assim, de maneira semelhante à confirmação do módulo de transporte de sólidos suspensos, as concentrações calculadas pelo modelo foram comparadas àquelas observadas em campo por Grudzien (2019).

Os resultados referentes ao transporte de COD são apresentados na FIGURA 5.18. A análise das FIGURAS 5.18-A e 5.18-B permite inferir que o modelo foi capaz de representar as tendências de elevação e redução das concentrações de COD em todo o período de monitoramento. Na FIGURA 5.18-A observa-se que os valores simulados reproduzem os dados observados, especialmente nas fases de menor carga, por exemplo, entre os dias 20 e 30, quando as concentrações mantiveram-se mais estáveis e próximas de 3 mg L^{-1} . Também é possível observar que o modelo responde de maneira adequada à elevação das concentrações ocorrida no dia 43, com bom ajuste em relação aos resultados observados em campo.

Embora o módulo cinético-químico tenha representado a tendência geral das concentrações do COD ao longo do tempo, algumas limitações pontuais ainda podem ser observadas. Por exemplo, nos primeiros dias do período de monitoramento, nota-se uma leve subestimação das concentrações mais elevadas, sugerindo que o modelo apresenta resposta com intensidade reduzida frente a aumentos abruptos na concentração de COD. Além disso, observa-se menor dispersão nos dados simulados em comparação com os observados, indicando que o modelo tende a suavizar variações mais bruscas de concentração.

De maneira semelhante, foi realizada a comparação entre os resultados gerados pelo modelo com os dados observados em campo por Grudzien (2019) para as concentrações de Fe total na água, conforme apresentado na FIGURA 5.19.

FIGURA 5.18 – RESULTADOS PRODUZIDOS PELO MÓDULO CINÉTICO-QUÍMICO PARA COD



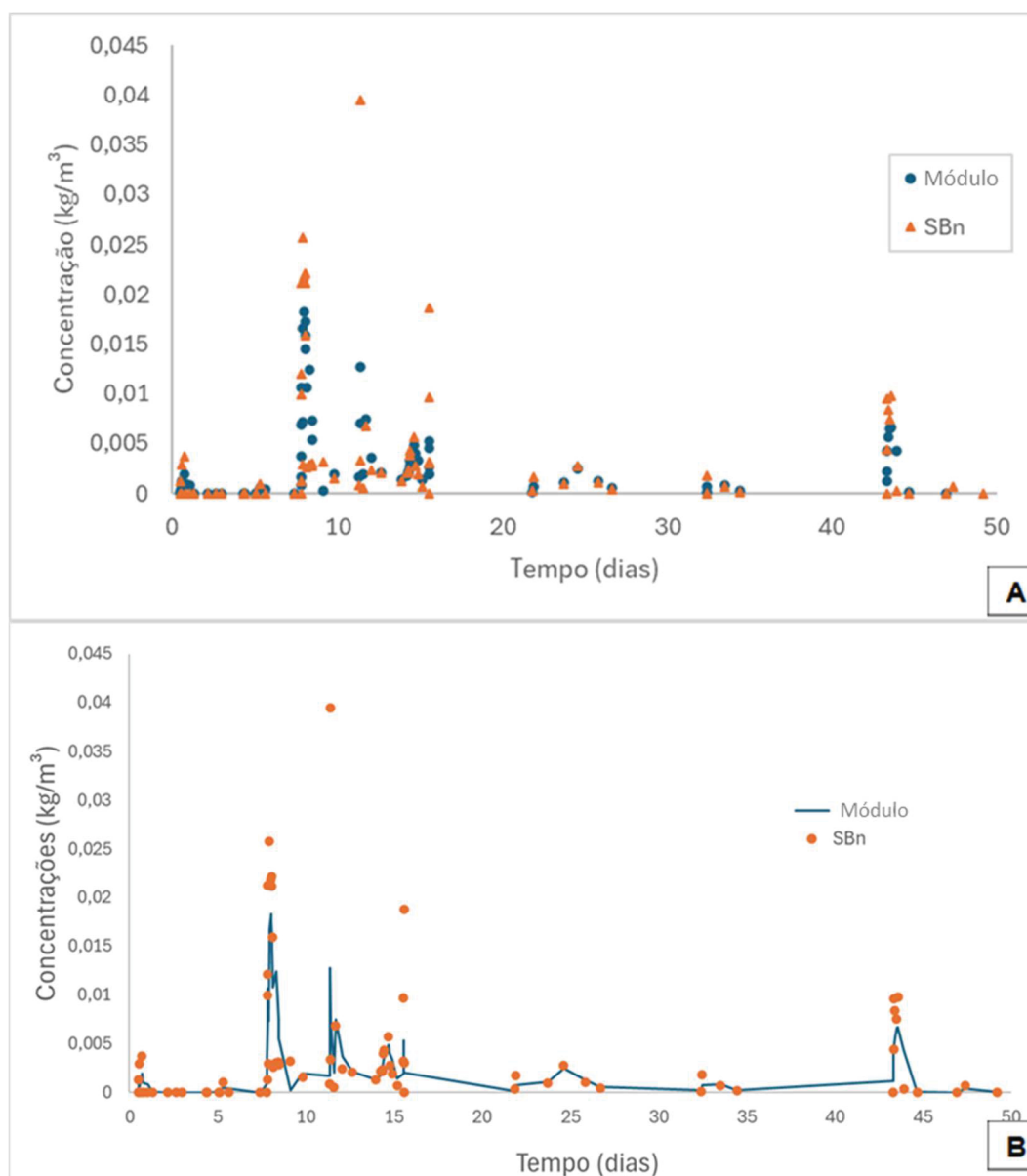
NOTA: A – concentrações de COD observadas e calculadas; B – polutogramas observado e calculado

FONTE: a autora (2025); adaptado de Grudzien (2019)

Na FIGURA 5.19-A observa-se que as concentrações mais elevadas de Fe ocorreram, principalmente, durante os primeiros eventos de precipitação, com destaque para os dias 6 a 15. Diferentemente do que foi observado para o COD, os picos de concentração de Fe coincidem com as maiores elevações da concentração de sólidos suspensos, sugerindo associação entre o transporte de Fe e a ressuspensão de partículas. Esta relação indica que parte significativa do Fe presente na água pode estar adsorvida a materiais particulados, sendo transportada verticalmente durante os eventos de maior intensidade. Além disso, pode reforçar a

ideia de estabilização dos complexos Fe-particulado, pois as substâncias húmicas e fúlvicas podem atuar como dispersantes, aumentando a mobilidade do Fe associado às partículas em suspensão (Dissanayake, 1983; Livens, 1991).

FIGURA 5.19 – RESULTADOS PRODUZIDOS PELO MÓDULO CINÉTICO-QUÍMICO PARA O Fe



LEGENDA: A – concentrações de COD observadas e calculadas; B – polutogramas observado e calculado

FONTE: a autora (2025); adaptado de Grudzien (2019)

Assim como para o transporte de COD, os resultados produzidos pelo modelo representaram adequadamente a tendência das concentrações mais baixas observadas no período entre os dias 20 e 40 (FIGURA 5.19-B). E, assim como

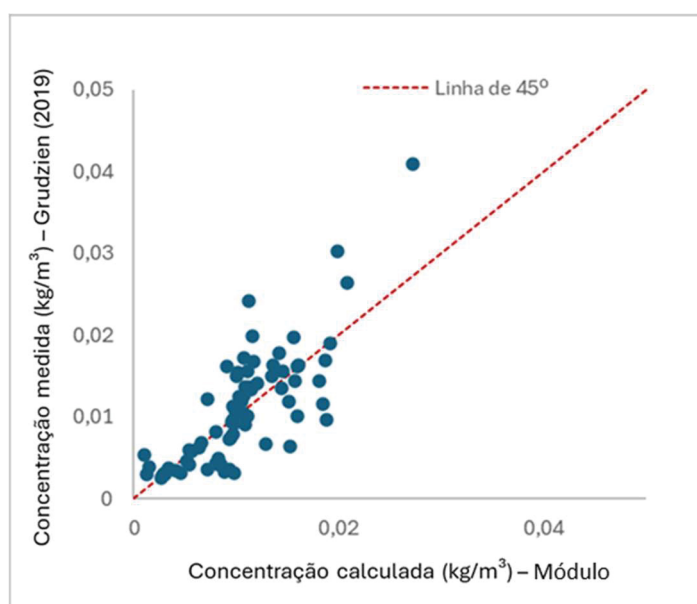
observado para o COD, o modelo subestimou as concentrações mais elevadas, especialmente nos eventos com maior variação de vazão, como nos hidrogramas dos eventos de precipitação registrados nos dias 9 e 43. Ou seja, embora o modelo tenha respondido às variações temporais dos dados de campo, ele apresenta tendência geral de suavização das concentrações mais extremas. Ainda assim, destaca-se a capacidade do modelo para representar adequadamente a dinâmica geral do transporte de Fe.

Um aspecto interessante a ser destacado é que, embora os dados relativos à simulação dos SS tenham sido utilizados como entrada para os modelos de transporte de COD e Fe, o padrão de superestimativas observado nos picos de concentração de SS não se repetiu no modelo cinético-químico. Este comportamento pode indicar que, mesmo com a influência direta do transporte de SS para os cálculos do módulo cinético-químico, seus resultados suavizaram a propagação dos excessos. Este comportamento também pode estar relacionado às particularidades do transporte do COD e do Fe na bacia do rio Passaúna. Enquanto os SS respondem mais diretamente a eventos hidrológicos intensos, como picos de vazão e ressuspensão de sedimentos, o transporte do COD e do Fe pode envolver processos adicionais, como adsorção, decaimento e reações químicas, que tendem a suavizar os picos ao longo do percurso. Assim, mesmo que os dados de SS sejam superestimados nos eventos mais intensos, por não incorporarem apenas o aporte imediato, as simulações para COD e Fe refletem concentrações moderadas.

Para analisar estatisticamente os dados produzidos pelo módulo cinético-químico, foi desenvolvido o gráfico de dispersão das concentrações de COD, conforme apresentado na FIGURA 5.20.

Considerando a tendência de alinhamento das concentrações simuladas em torno da linha de referência, na FIGURA 5.20 observa-se que existe ajuste adequado entre os dados simulados e medidos. Este comportamento confirma que o modelo reproduziu, com razoável precisão, a variação das concentrações ao longo do tempo, principalmente nos intervalos em que os valores de concentração se mantiveram abaixo de $0,02 \text{ kg m}^{-3}$.

FIGURA 5.20 – DISPERSÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE COD



FONTE: a autora (2025); adaptado de Grudzien (2019)

Apesar do ajuste geral adequado, a presença de pontos acima da linha de 45° na faixa de concentrações entre $0,02 \text{ kg m}^{-3}$ e $0,04 \text{ kg m}^{-3}$, evidencia a tendência do modelo para subestimar os valores de concentração mais elevados, conforme apresentado na FIGURA 5.18. Ainda assim, o espalhamento dos dados não apresenta *outliers* extremos, além dos pontos estarem distribuídos proporcionalmente acima e abaixo da linha de referência, não indicando erro sistemático na simulação.

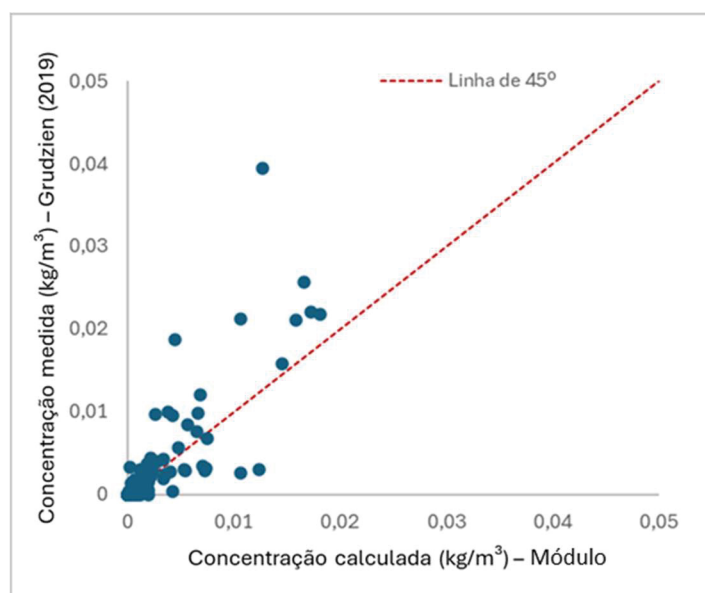
De maneira semelhante, o gráfico de dispersão das concentrações medidas e simuladas para o Fe é apresentado na FIGURA 5.21.

A análise da FIGURA 5.21 permite afirmar que o modelo representa adequadamente as concentrações abaixo de $0,01 \text{ kg m}^{-3}$, relacionadas à maior parte dos dados. Nas faixas de concentração mais elevadas, observa-se maior distribuição de pontos acima da linha de 45° e com distância mais expressiva em relação à linha de referência, reforçando a ideia de que o modelo tende a subestimar concentrações mais elevadas de Fe.

Portanto, a resposta do modelo mostrou tendência de subestimar as concentrações de Fe. Esta tendência foi identificada anteriormente na comparação entre as concentrações observadas e simuladas (FIGURA 5.19), em que se identifica limitação da simulação para representar adequadamente as concentrações de Fe observadas nos picos dos hidrogramas. Novamente, ressalta-se que as limitações

podem estar relacionadas à complexidade dos processos de transporte e transformação do Fe no sistema.

FIGURA 5.21 – DISPERSÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE Fe



FONTE: a autora (2025); adaptado de Grudzien (2019)

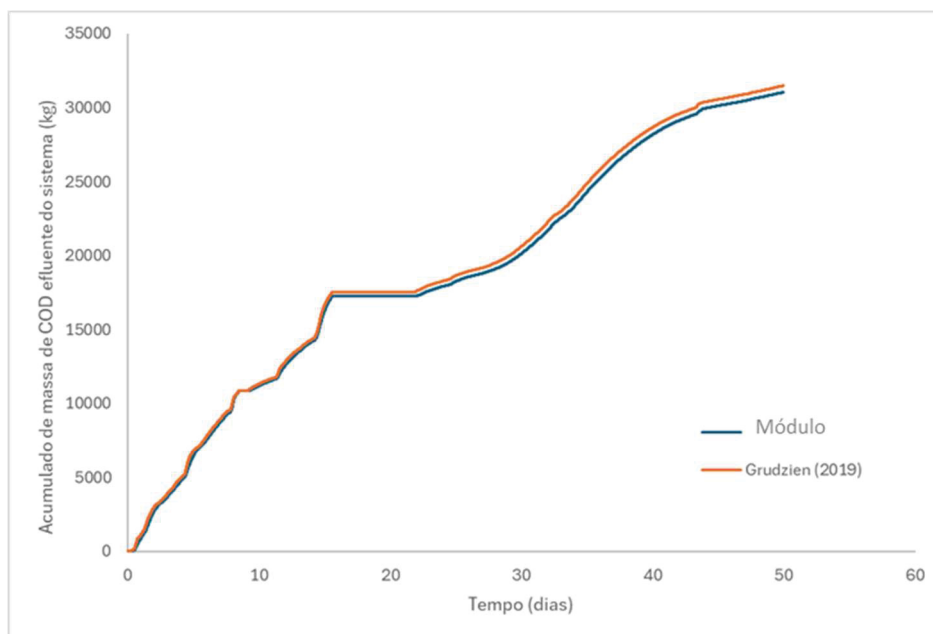
Para avaliar as simulações do módulo cinético-químico, foi calculada a MAD, cujos resultados foram iguais a $0,0004 \text{ kg m}^{-3}$ para o COD e $0,00087 \text{ kg m}^{-3}$ para o Fe. Considerando concentrações médias de COD igual a $0,011 \text{ kg m}^{-3}$ e de Fe igual a $0,0044 \text{ kg m}^{-3}$, os valores da MAD representaram, em magnitude, apenas 3,8% e 19,4% das médias, respectivamente. Estes percentuais indicam que, em termos relativos, o modelo obteve simulações mais precisas para as concentrações de COD, com desvios médios representando uma faixa de valores muito reduzida. Para as simulações das concentrações de Fe, embora o desvio médio represente magnitude maior, o valor ainda é compatível com a variabilidade natural dos dados e com as incertezas inerentes aos processos hidrodinâmicos e biogeoquímicos associados ao transporte deste metal. Para ambos os componentes, os baixos valores de MAD reforçam a boa performance geral do módulo.

A eficiência da representação do modelo calibrado e confirmado para o acúmulo mássico de COD também foi avaliada. Os resultados da comparação entre as duas fontes de obtenção de dados são apresentados FIGURA 5.22.

Considerando o ajuste das curvas, a análise da FIGURA 5.22 permite afirmar que o modelo foi capaz de representar adequadamente o acúmulo de massa de COD transportado para fora do sistema, isto é, efluente da seção de controle (Ponto SBn). Observa-se que ambas as fontes de dados produzem resultados semelhantes durante toda a série temporal, especialmente no período inicial de monitoramento, entre os dias 1 e 15.

Vale destacar que, nos períodos associados a picos de vazão, como entre os dias 5 e 15 e entre os dias 35 e 45, o transporte de COD ocorreu de forma mais gradual e contínua, o que corrobora a hipótese levantada anteriormente, isto é, esse constituinte não responde de maneira brusca a eventos hidrológicos intensos. Esta característica reforça a noção de que o COD apresenta uma dinâmica de transporte menos diretamente associada à ressuspensão de sólidos, possivelmente por apresentar-se na forma dissolvida.

FIGURA 5.22 – ACUMULADO DE MASSAS DE COD EFLUENTE DO SISTEMA PARA A ETAPA DE CONFIRMAÇÃO



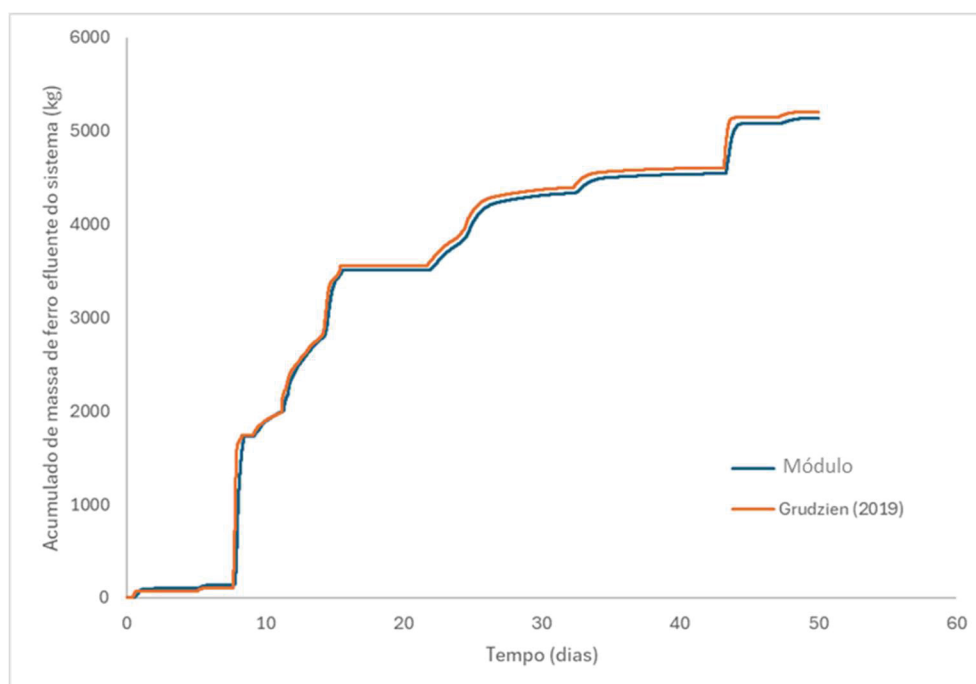
FONTE: a autora (2025); adaptado de Grudzien (2019)

De maneira semelhante, na FIGURA 5.23 é apresentado o acúmulo mássico de Fe ao longo do período de monitoramento. Observa-se a proximidade entre as curvas, com acumulados semelhantes e correspondência nos momentos de maior incremento de massa. A convergência entre os acúmulos também indica que o modelo

representa adequadamente os principais aumentos de concentração durante o transporte de Fe.

Observa-se que, em comparação com o comportamento do COD, a curva de acúmulo de Fe apresenta picos mais pronunciados e abruptos ao longo do período analisado. Os incrementos mais intensos e concentrados reforçam a influência dos eventos de precipitação no transporte de Fe, indicando que este elemento responde de forma mais direta às variações associadas aos sólidos suspensos. A presença dos picos mais marcantes nos dias 8, 9 e 43 corrobora a análise anterior de que o transporte de Fe é mais sensível às flutuações na carga de SS, utilizada como dado de entrada para as simulações.

FIGURA 5.23 – ACUMULADO DE MASSAS DE Fe EFLUENTE DO SISTEMA PARA A ETAPA DE CONFIRMAÇÃO



FONTE: a autora (2025); adaptado de Grudzien (2019)

Subestimativas pontuais da massa acumulada, que não comprometem a tendência geral, podem ser mencionadas. Portanto, pode ser considerado que o módulo cinético-químico reproduziu com fidelidade tanto os períodos de estabilidade quanto os de aporte mais intenso, refletindo uma boa representação do transporte de Fe na bacia. Assim como observado para o COD, a análise acumulada reforça o bom desempenho do modelo na estimativa da carga total efluente do sistema, com resultados muito próximos dos dados observados em campo.

Em resumo, a partir dos resultados anteriormente mencionados, é possível observar diferenças importantes entre o transporte do COD e o do Fe durante o período de monitoramento. No caso do COD, a resposta mais suavizada frente às variações de vazão indica um comportamento menos sensível às elevações nas concentrações de sólidos suspensos. Por outro lado, as concentrações de Fe apresentaram maior sensibilidade à ocorrência de eventos de precipitação.

Mesmo frente a tais diferenças, o modelo foi capaz de reproduzir o comportamento específico de cada substância, mantendo as concentrações com valores próximos aos observados em campo. Portanto, o ajuste entre os resultados simulados e observados, tanto nas concentrações pontuais quanto no acúmulo de massa transportada para fora do sistema, foi considerado um indicativo da calibração e confirmação adequada do módulo cinético-químico. Os resultados mostram que o modelo foi capaz de reproduzir, com razoável precisão, a dinâmica de um processo naturalmente complexo como o transporte de COD e de Fe.

Outro ponto importante sobre o módulo cinético-químico foi a consideração, para a sua concepção, das associações entre Fe e o COD para o cálculo da sedimentação do metal. Isso porque, a determinação da massa de Fe sedimentada pelo modelo considerou a concentração do COD em cada intervalo de tempo de cálculo, utilizando a equação proposta por Molot (2003) (EQUAÇÃO 25).

A associação entre o DOC e o Fe modifica, não somente a proporção, mas também a velocidade da sedimentação do metal. A associação entre o COD e o Fe apresenta sedimentação consideravelmente mais lenta do que a observada para o Fe em sua fração mais insolúvel (Dissanayake, 1983; Livens, 1991; Chen et al., 2003). Portanto, devido a este comportamento, é importante que os cálculos da sedimentação do Fe contemplem as mudanças de concentração do COD.

5.7 INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS DO TRANSPORTE DE POLUENTES

Com os módulos hidráulico, de transporte de sólidos e cinético-químico, que compõem o modelo de qualidade da água, considerados calibrados e confirmados, é possível avaliar o impacto dos resultados das simulações. Esta análise busca avaliar o impacto das descobertas em relação à gestão de recursos hídricos.

A primeira análise refere-se ao total de poluentes que atravessam a seção de controle, no Ponto SBn. Ao longo dos 50 dias de monitoramento, estimou-se um acumulado de aproximadamente 450 t de SS, 31 t de COD e mais de 5 t de Fe, conforme resultados apresentados nas Seções 5.4 e 5.6. A partir desses resultados, também foi possível estimar as taxas anuais de transporte de Fe, COD e SS, cujos valores foram 37 t, 226 t e 2.360 t, respectivamente.

Outro ponto a ser salientado é que os resultados obtidos pela modelagem dão indícios que a poluição aportada ao rio Passaúna por meios difusos contribui significativamente para o comprometimento do escoamento ao longo do canal do rio. Por exemplo, no evento de precipitação ocorrido entre os dias 7 e 11 (TABELA 4.1), o modelo estimou o transporte de COD de 1,45 t e de Fe de 910 kg, em menos de 4 dias. A simulação do evento 9 de Grudzien (2019) (TABELA 4.1) também estimou um transporte superior a 3,5 t de COD e de 1,1 t de Fe em apenas 58 horas. A magnitude do transporte evidencia a importância das condições hidrodinâmicas no transporte de COD e de Fe e, portanto, a importância de considerar as características hidráulico-hidrológicas na modelagem cinético-química de ambas as substâncias.

Estes resultados corroboram os de Chaplot e Ribolzi (2014). Estes autores evidenciam que, apesar do escoamento superficial representar apenas 25% do fluxo de água do rio, o COD aportado representa 66,4% do total de COD aportado. De maneira semelhante, Siefert e Santos (2017), apontam que cerca de 30% a 60% do COD aportado anualmente pode ser proveniente de um único evento de precipitação intensa. Kozak (2020) também observou aumentos expressivos na concentração de Fe na ocorrência de eventos de precipitação na bacia do rio Barigui, na Região Metropolitana de Curitiba, tendo sido aproximadamente 78 vezes maior do que a concentração observada no rio durante o escoamento base.

É importante ressaltar que, apesar de significativos, o aporte e, consequentemente, o transporte de Fe, de COD e de SS não são considerados, necessariamente, um fator de risco ambiental ou à saúde pública, pois normalmente estão associados à lavagem do solo em função das características pedogênicas e de ocupação do solo da bacia. Conforme apresentado na Seção 3.1, o solo da bacia a montante do ponto de controle, Ponto SBn, é composto, de forma geral, por metapelitos, metacalcários dolomíticos e migmatitos bandados. Portanto, a ocorrência de eventos de precipitação pode carrear metais, como o Fe, de origem pedogênica

em toda a bacia, especialmente das porções formadas por metapelitos e migmatitos bandados.

Ainda que o solo apresente composição que favoreça o carreamento de Fe, é importante ressaltar que, conforme apresentado no Capítulo 2, o Fe^{+2} (solúvel), em água com pH neutro, apresenta tendência de oxidação para a forma insolúvel (Fe^{+3}), com precipitação. Silva Filho (2010) e Pitrat (2010) coletaram amostras em toda a extensão do rio Passaúna em diversas campanhas, tendo obtido valores médios para o pH de, aproximadamente, 6,8 e 7,7, respectivamente. Nestes casos, o pH neutro, ou pouco acima da faixa de neutralidade, pode ser explicado pela contribuição subterrânea resultante da infiltração e percolação da água através das rochas dolomíticas e pela lavagem do solo da formação Capiçu. Segundo Pitrat (2010), os rios Juriqui e Cachoeirinha contribuem para o aporte de íons alcalinos ao rio Passaúna, especialmente em épocas de chuvas intensas, quando a alimentação do rio Passaúna pelas águas carbonatadas da área de karst é predominante.

Assim, considerando o pH da água do rio Passaúna, o Fe tenderia a precipitar e, portanto, ser transportado em pequenas proporções. Contudo, a partir dos resultados simulados pelo modelo, mais de 5 t de Fe passaram pela seção de controle, Ponto SBn, em 50 dias, aproximadamente. Considera-se, portanto, que a presença da matéria orgânica dissolvida na coluna d'água seja relevante para a intensificação do transporte do Fe no rio Passaúna.

Isso porque a matéria orgânica, representada pelo COD nesta pesquisa, modifica a solubilidade do Fe, tornando-o solúvel em situações em que normalmente precipitaria e, dessa forma, intensificando o transporte, especialmente da fração solúvel (Livens, 1991). A associação entre o íon metálico e a matéria orgânica dissolvida modifica a solubilidade do Fe por dois mecanismos principais: i) mediante redução do Fe^{+3} para Fe^{+2} e ii) mediante formação de complexos organometálicos estáveis e solúveis (Rashid, 1973; MacCarthy; O'Conneide, 1974; Lee et al., 2017).

Sobre o primeiro mecanismo, diversos autores apontam que a matéria orgânica aumenta significativamente a redução do Fe^{+3} para Fe^{+2} , processo mediado tanto por reações químicas quanto por atividade microbológica. Além disso, substâncias húmicas podem atuar como doadores de elétrons, promovendo a redução do ferro férrico para ferroso (Sachs; Bernard, 2011; Lee et al., 2017), que é significativamente mais solúvel em condições ambientais típicas. Esse efeito é particularmente relevante

em águas com as características do rio Passaúna, onde o pH médio é próximo da neutralidade e as concentrações de oxigênio dissolvido são altas (Pitrat, 2010; Silva Filho, 2010; IAT, 2025), pois a redução mediada pela matéria orgânica dissolvida pode manter concentrações elevadas de Fe^{+2} dissolvido (Hem, 1989; Livens, 1991; Chen et al., 2003).

Considerando o segundo mecanismo, o Fe^{+3} interage com grupos funcionais, por exemplo, carboxílicos e fenólicos, presentes na MOD, impedindo a precipitação na forma de hidróxidos insolúveis, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ e $\text{Fe}(\text{OH})_2$, e permitindo que o Fe permaneça na fase dissolvida mesmo em pH neutro ou básico (Livens, 1991; Senesi et al., 1986). O Fe associado ao COD pode ser transportado a longas distâncias antes de sofrer processos de precipitação, especialmente em rios e aquíferos (Gibbs, 1973; Dissanayake, 1983). O cálculo da porção do Fe associada ao COD é apresentado na Seção 5.7.2.

Além de intensificar o transporte do Fe dissolvido, a matéria orgânica dissolvida influencia também o transporte do Fe precipitado e associado ao sedimento, pois pode atuar como dispersante, reduzindo a agregação de partículas e aumentando a mobilidade do Fe associado a sólidos em suspensão (Gibbs, 1973; Rashid, 1973; Dissanayake, 1983; Livens, 1991; Koopal, 2001).

Considerando a simultaneidade entre os picos de concentração de Fe e as maiores elevações da concentração de sólidos suspensos, conforme as FIGURAS 5.9 e 5.19, os resultados apresentados na Seção 5.6 permitem inferir sobre a importância da interação entre o Fe e os SS. Ressalta-se, portanto, a importância da determinação do transporte dos sólidos suspensos para prever a mobilidade do Fe.

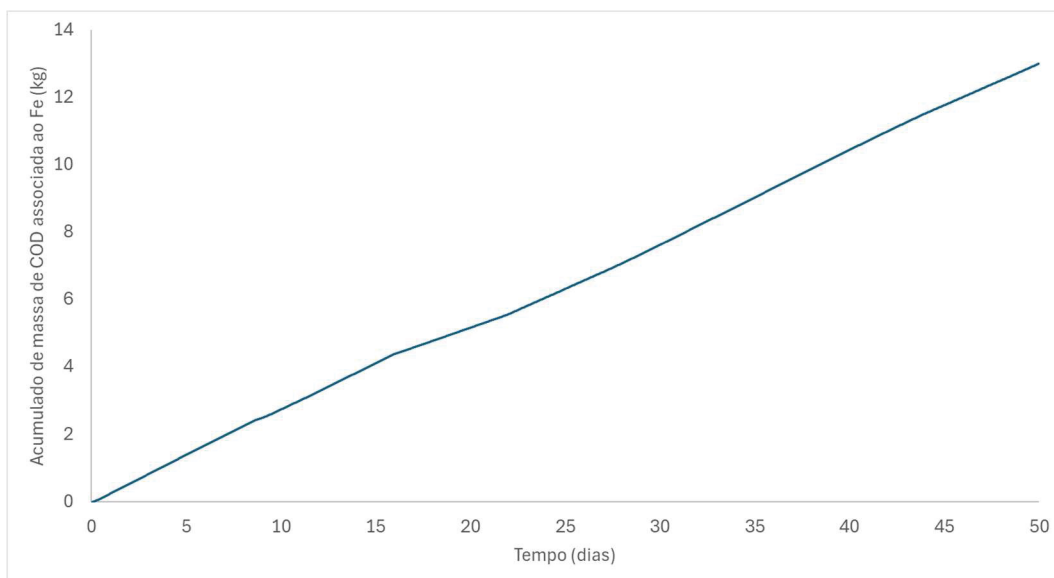
Em resumo, a integração entre os módulos hidráulico, de transporte de sedimentos e cinético-químico mostrou-se essencial para representar o transporte do Fe. Os resultados indicam que a modelagem isolada do transporte deste metal não é suficiente para compreender a dinâmica do transporte do Fe, cuja mobilidade é fortemente influenciada pela matéria orgânica dissolvida e pelos sólidos em suspensão. A abordagem integrada adotada neste estudo permite uma representação mais realista dos processos que controlam o transporte de poluentes no rio Passaúna, oferecendo subsídios para a gestão de recursos hídricos deste corpo hídrico.

5.7.1 Transporte do Fe associado ao COD

Além do transporte do COD e do Fe isoladamente, modelo também estimou o transporte de Fe associado ao COD. É importante ressaltar que a associação entre eles aumenta a solubilidade e a mobilidade do Fe, afetando o seu transporte em sistemas aquáticos e a sua biodisponibilidade (Schnitzer; Kerndorff, 1981; Tipping, 2002; Li et al.; 2024).

Com base na Equação 29 (Gu, 1994), o modelo estimou a massa de COD associada ao Fe e transportada através do sistema, totalizando aproximadamente 12,8 kg, com acumulado apresentado na FIGURA 5.24. Este valor representa uma fração pequena da massa total de COD aportada, cerca de 0,041%. O valor reduzido pode ser atribuído a não predominância da interação entre o COD e o Fe, pois o COD apresenta capacidade inerente de ligação com diversos outros poluentes na coluna d'água, na camada de coalescência e no sedimento superficial (Gibbs, 1973; Rashid; Leonard, 1973; MacCarthy; O'Cinneide, 1974; Dissanayake, 1983; Livens, 1991; Koopal, 2001; Chen et al., 2003).

FIGURA 5.24 - ACUMULADO DE MASSA DE COD ASSOCIADA AO Fe



FONTE: a autora (2025)

Do mesmo modo, ao comparar a massa de COD associada ao Fe com o acumulado de massas do metal (FIGURA 5.16), observa-se que cerca de 2,5 g de

COD estiveram ligados a cada kg de Fe. Resultados de estudos conduzidos por Gu et al. (1994) e Gu et al. (1995), em experimentos controlados, utilizando hematita (Fe_2O_3), evidenciam que a capacidade máxima de adsorção da matéria orgânica natural é da ordem de 3,3 g COD/kg Fe_2O_3 a 4,0 g COD/kg Fe_2O_3 . Contudo, a redução da capacidade de adsorção é esperada em condições ambientais reais, em que a competição por sítios ativos, as características do Fe presente e a composição funcional da matéria orgânica natural podem limitar a capacidade de adsorção (Gibbs, 1973; Li et al., 2023).

Neste ponto, cabe salientar os mecanismos que controlam a interação entre o Fe e o COD e que podem estar associados à redução ou ao aumento da capacidade de interação. Primeiramente, como condição ambiental, o pH afeta fortemente a associação entre o Fe e o COD, pois modifica a especiação do Fe e a disponibilidade de grupos funcionais do COD (Xie et al., 2015). Estudos indicam que há um intervalo ótimo de pH, entre 6 e 7, no qual a formação do complexo Fe-MOD é mais eficiente, favorecendo a estabilidade e o transporte do Fe dissolvido (Chen et al., 2003; Rigobello et al., 2017). Isso porque, nesta faixa de pH, a maior parte da MOD encontra-se carregada negativamente, permitindo a formação de complexos estáveis com o Fe^{+3} , parcialmente hidroxilado (Rashid, 1973; Dissanayake, 1983).

Silva Filho (2010) e Pitrat (2010) obtiveram valores médios para o pH da água do rio Passaúna de 6,8 e 7,7, respectivamente. O monitoramento do IAT (2025), com mais de 500 coletas, também indica um pH médio para a água do rio Passaúna de, aproximadamente, 7,8. Assim, a pequena redução na capacidade de adsorção pode ser explicada pela faixa de pH da água do rio Passaúna, pois está um pouco acima daquela em que a formação do complexo Fe-COD é mais provável.

Outra condição ambiental importante associada à formação do complexo Fe-COD é a concentração de oxigênio dissolvido (OD) na água. Isso porque, em ambientes anóxicos, a redução microbiana do Fe^{+3} para Fe^{+2} libera o Fe e o COD na coluna d'água. Por outro lado, em condições aeróbias, o Fe^{+3} liga fortemente ao COD, intensificando a associação.

Silva Filho (2010) e Pitrat (2010) também determinaram a concentração de OD em amostras coletadas em um ponto próximo ao Ponto SBn, tendo observado concentrações médias de OD de 5,8 mg L^{-1} e 6 mg L^{-1} , respectivamente. O Instituto Áua e Terra IAT (2025) obteve concentração média de OD para a água do rio

Passaúna de, 7,7 mg L⁻¹, aproximadamente. Portanto, pode-se considerar que as condições aeróbias do rio Passaúna favorecem a ligação forte entre os íons Fe⁺³ e o COD.

O potencial de oxirredução (Eh) também é conhecido por afetar a interação entre o Fe e o COD pois, de acordo com Dissanayake (1983), o Fe é considerado um metal redox-sensível. Contudo, não existe informação disponível sobre o potencial redox para a água do rio Passaúna.

Como último fator limitante, destaca-se a importância da composição da matéria orgânica representada pelo COD. Segundo Lee e colaboradores (2017), substâncias húmicas mais aromáticas tendem a retardar ainda mais a oxidação de Fe⁺². Assim como para o Eh, não existe informação sobre a composição da MO presente no rio Passaúna. Devido ao impacto das condições ambientais na especiação do Fe e na estimativa da associação com o COD, para estudos futuros, ressalta-se a importância de incorporar análises para a determinação do potencial de oxirredução e composição ou características da matéria orgânica presente na água do rio Passaúna.

Embora os valores de associação observados (2,5 g COD/kg Fe₂O₃) sejam relativamente inferiores aos relatados literatura (3,3 g COD/kg Fe₂O₃ a 4,0 g COD/kg Fe₂O₃) (Gu et al., 1994), os resultados obtidos reforçam a hipótese que a interação entre o COD e o Fe contribui para o transporte do metal, por favorecer a sua permanência como espécie dissolvida na coluna d'água.

5.7.2 O COD como Coadjuvante no Transporte do Fe

Além das informações apresentadas sobre a importância do COD no transporte do Fe, foi determinada a correlação entre as massas dos dois componentes de interesse, mediante aplicação do teste de correlação de Pearson.

A aplicação do teste de correlação de Pearson às massas de Fe e COD transportadas resultou no valor de r igual a 0,886 para o coeficiente de correlação. Este valor corrobora o valor de 0.83 obtido por Molot (2003) indicando uma forte correlação entre as variáveis em ambos os estudos. Na FIGURA 5.25 é apresentado o gráfico de dispersão das correlações.

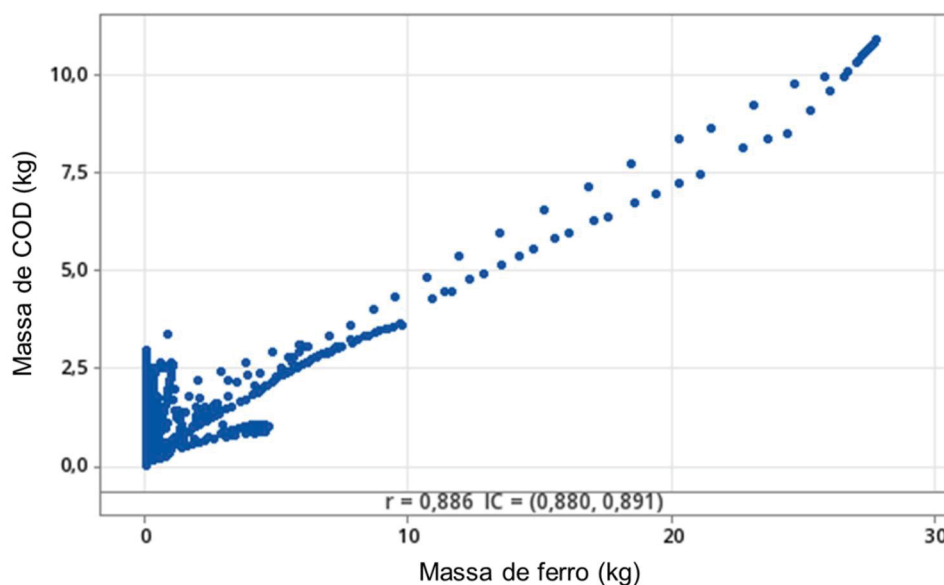
Os valores do coeficiente r e o gráfico de dispersão indicam que o aumento nas concentrações de COD está relacionado a aumento nas concentrações de Fe. Além do elevado valor do coeficiente de correlação de Pearson, o estreito intervalo de confiança, variando de 0,88 a 0,89, evidencia a significância estatística e permite inferir a existência de associação positiva entre o COD e o Fe

Os resultados reforçam a proposta de considerar o COD como coadjuvante no transporte de Fe, além de indicarem que a modelagem pode ser uma ferramenta eficaz para prever o comportamento deste metal traço. A forte correlação observada entre os dois parâmetros permite afirmar que a dinâmica de transporte do Fe está associada ao comportamento do COD. Portanto, pode-se inferir que a matéria orgânica representada pelo COD exerce influência direta sobre o transporte do Fe, atuando como um mediador nos processos que regulam a mobilidade deste metal em ambientes aquáticos (Gibbs, 1973; Landrum et al., 1984; Thurman, 1985; Li et al., 2023).

Outro fator que merece destaque em relação ao elevado valor observado para a correlação entre o COD e o Fe é o aporte difuso de ambos ao rio Passaúna, causado pela lavagem do solo da bacia durante eventos de precipitação. Segundo Dillon e Molot (1997) os dois componentes do sistema têm origem comum e são transportados de forma associada. Esta dedução é especialmente relevante dada a característica pedogênica da bacia do rio Passaúna, formada por metapelitos e migmatitos bandados, conforme apresentado na Seção 3.1.

Para prever a mobilidade e o destino do Fe, a forte correlação determinada entre o metal o COD permite a modelagem do COD seja considerada em cenários em que a quantificação do metal seja limitada por restrições analíticas, logísticas ou financeiras. A correlação robusta sugere que os dados da modelagem do transporte de COD podem fornecer uma estimativa adequada da presença e do comportamento deste metal, tanto para o transporte instantâneo de massa quanto para a carga acumulada.

FIGURA 5.25 - GRÁFICO DE DISPERSÃO DAS MASSAS DE Fe E COD



NOTA: IC – intervalo de confiança

FONTE: a autora (2025)

Para compreender e estimar a interação entre o COD e o Fe, é importante ampliar o período de monitoramento, incluindo simulações de eventos de distintas magnitudes e características. Simultaneamente ao programa de coletas de dados hidrológicos, é importante realizar análises específicas de caracterização da matéria orgânica presente no rio Passaúna, além de ensaios para a determinação das características do sedimento de fundo do canal do rio e da capacidade de adsorção do Fe. Estas medidas permitirão entender os mecanismos que regem a interação Fe-matéria orgânica, em especial com o COD, e, conseqüentemente, poderão contribuir para o desenvolvimento de uma equação preditiva específica para rio Passaúna.

5.7.3 Implicações na Gestão de Recursos Hídricos

Os resultados apresentados fornecem base para considerações referentes à gestão da qualidade da água em bacias hidrográficas com predominância de uso rural e, especialmente, aquelas sujeitas a aportes difusos. A modelagem matemática implementada mostrou que, mesmo em regiões com baixa densidade urbana, como a bacia do rio Passaúna, os processos de transporte associados à matéria orgânica dissolvida e aos metais podem ser intensos, especialmente durante eventos de

precipitação, reforçando a necessidade de maior atenção aos fluxos associados à carga difusa.

A simulação das concentrações de SS, COD e Fe durante eventos de chuva evidenciou a importância de considerar a ocorrência de eventos de precipitação como fator determinante na mobilização de poluentes. Os resultados obtidos corroboram a necessidade de definição de estratégias de monitoramento de qualidade da água que contemplem a amostragem durante a ocorrência de eventos de precipitação, em substituição ou complementação à tradicional amostragem do escoamento base do rio. A dinâmica da mudança nas concentrações relacionada ao escoamento superficial indicou a importância de contemplar o transporte de contaminantes relacionado ao escoamento superficial.

Por sua vez, a confirmação da afinidade entre matéria orgânica dissolvida e metal, em particular entre o COD e o Fe, com a possível formação de complexos solúveis que aumentam a mobilidade do metal, fornece base para o planejamento de ações preventivas para o monitoramento e controle da qualidade da água.

A composição do solo da bacia do rio Passaúna é notadamente abundante em ferro. Portanto, mesmo sem forte pressão urbana na área da bacia do rio Passaúna, o carreamento deste metal como consequência da lavagem do solo pode ocorrer em quantidades significativas quando associado à matéria orgânica dissolvida. Assim, o uso e a ocupação do solo rural, especialmente quando não adequadamente planejado, pode gerar impactos relevantes na qualidade da água, sendo, portanto, essencial a integração entre políticas de uso e ocupação do solo e a gestão dos recursos hídricos.

Os resultados desta pesquisa reforçam a importância de considerar o transporte de poluentes em cenários de elevada pluviosidade, típicos de regiões subtropicais. Embora os períodos de estiagem possam concentrar alguns poluentes devido à menor diluição, os eventos de precipitação representam momentos críticos para o aporte e a redistribuição de substâncias na área da bacia hidrográfica. Assim, o planejamento da gestão da água deve considerar ambos os extremos, a estiagem e as chuvas intensas, de forma integrada, com atenção especial à proteção de mananciais destinados ao abastecimento público.

Portanto, esta tese fornece base para o aprimoramento das ações de monitoramento da qualidade da água em bacias hidrográficas. A compreensão da

interação entre o COD e o Fe, aliada à modelagem aplicada à realidade local, pode contribuir para a tomada de decisão no âmbito da gestão da qualidade da água.

5.8 QUALIDADE DOS DADOS DE ENTRADA *VERSUS* INCERTEZAS DO MODELO

Cada vez mais utilizados, os modelos matemáticos são ferramentas fundamentais para representar sistemas ou fenômenos do mundo real. A modelagem permite a previsão de eventos, testes de hipóteses e a interpretação de dados experimentais. No entanto, o processo para avaliar o funcionamento e a confiabilidade dos modelos desenvolvidos é complexo. Um modelo pode estar bem ajustado para prever com precisão algumas observações, mas falhar completamente caso alguma mudança ocorra no sistema.

Considerando o dinamismo da ocorrência de eventos nos sistemas naturais, é possível afirmar que um modelo matemático que represente esses sistemas nunca estará completamente calibrado ou verificado. Um rio, por exemplo, sofre constantes mudanças em seu leito, devido à ocorrência de eventos de precipitação, erosão do fundo do canal e aporte de sedimentos, entre outros. Portanto, pode-se afirmar que a calibração e a confirmação dos modelos são processos contínuos, que visam fornecer previsões úteis e precisas sobre os sistemas reais.

Segundo Oreskes et al. (1994), os modelos devem ser entendidos como representações parciais da realidade. Eles são ferramentas úteis, mas nunca oferecem uma imagem completa de um sistema natural. Muitas vezes, os modelos dependem de suposições simplificadas, compreensões incompletas e, principalmente, dados imperfeitos.

Em geral, os dados de entrada dos modelos são a principal causa de incertezas dos resultados da modelagem. Os dados sobre a qualidade da água estão, normalmente, relacionados ao propósito definido para a abordagem do estudo, isto é, controle ambiental, monitoramento ou modelagem. Em ambos os casos, os dados coletados para controle ou monitoramento da qualidade da água, serão insuficientes para a modelagem. Esta condição, na maioria dos casos, induz a necessidade de coleta de dados mais completos, que preencham as falhas identificadas nos programas de coleta especificados, principalmente quando se considera a calibração

do modelo concebido. Assim, quanto maior o conhecimento do sistema aquático, maior será a precisão do modelo para representar um sistema real específico. Outro ponto importante relacionado à qualidade e/ou quantidade dos dados disponíveis é resultante de limitações financeiras e técnicas.

Com isso, diversos dados produzidos não são adequados para a utilização como informação de entrada para os modelos ou necessitam de diversas simplificações para a utilização.

Considerando esta pesquisa especificamente, alguns exemplos de inadequação dos dados produzidos nos procedimentos de amostragem podem ser citados: i) a determinação das concentrações de COD na água (Grudzien, 2019) e de COT no sedimento (Drummond, 2020), pois as duas frações não são facilmente relacionáveis; ii) a falta de dados referentes às frações dissolvida e particulada dos metais analisados, pois as amostras tiveram apenas a fração total determinada; iii) a ausência de dados relativos à concentração de sólidos suspensos em todas as coletas de Drummond (2020); iv) a ausência de informação sobre pH e concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água, v) a ausência de informação sobre a densidade das partículas em suspensão; vi) a ausência de informação sobre a densidade e espessura da camada de sedimentos de interesse para fornecer informação sobre arraste e ressuspensão das partículas depositadas no fundo do canal.

Assim, para suprir a necessidade de informação, visando à quantificação de todos os parâmetros de interesse sugere-se que uma campanha de coleta de dados seja prevista para adequar a coleta das amostras às necessidades da pesquisa, em vários pontos, para vários parâmetros ao mesmo tempo, por exemplo, COD dissolvido e particulado; metais dissolvidos e particulados; pH da água; potencial de oxirredução; sólidos em suspensão e densidade da camada superficial de sedimentos, por exemplo.

No escopo desta pesquisa, aplicações mais abrangentes e, até mesmo, mais específicas poderiam ter sido realizadas. Contudo, a barreira da falta de informações atualizadas e confiáveis impediu diversas abordagens. Neste caso, incluindo as informações fornecidas por entidades governamentais, as quais, muitas vezes, são imprecisas e desatualizadas.

É importante ressaltar que, em função das características dos dados disponíveis, foram adotadas premissas simplificadoras, especialmente para a

concepção do módulo hidráulico, pois os dados mais representativos foram coletados em dois períodos de tempo distintos, apenas no Ponto SBn. Consequentemente, a calibração também ficou limitada a estes conjuntos de dados. Entretanto, em função dos resultados de simulação produzidos pode-se afirmar que o modelo representa adequadamente o comportamento do sistema real, dentro dos limites de incerteza aceitáveis, permitindo maior confiabilidade em previsões e análises subsequentes.

Outro ponto importante a ser considerado é a inexistência de informações atualizadas sobre topografia do terreno e seção transversal do canal do rio nos pontos de monitoramento do IAT (Pontos 1, 2, 4 e 11). Estas informações são cruciais, não apenas para a modelagem, mas para a gestão da qualidade da água do rio Passaúna.

Portanto, a dificuldade em relação à qualidade dos dados de entrada acabou por se transformar em uma questão filosófica: o modelador deve desenvolver um modelo utilizando os dados disponíveis ou o pesquisador de campo, ao realizar o planejamento amostral, deve prever a importância de certos conjuntos de dados para ações futuras, incluindo a concepção de modelos matemáticos de qualidade da água? As ações inerentes à produção de resposta para esta pergunta devem ser, preferencialmente, tomadas no período de concepção de um projeto de pesquisa ou de um plano de gestão de bacias hidrográficas, em especial considerando entidades públicas de gestão ambiental.

Neste ponto, enfatiza-se que visando à aplicabilidade e ao uso bem-sucedido dos modelos matemáticos é fundamental o entendimento das limitações acima citadas e o compromisso de atualização contínua dos códigos do modelo e, portanto, manutenção de versões atualizadas, mediante produção de dados experimentais resultantes de lógica amostral bem planejada.

5.9 CONFIRMAÇÃO OU REFUTAÇÃO DA HIPÓTESE DE PESQUISA

A confirmação da hipótese formulada requer a abordagem de questões previamente estabelecidas. Nas subseções da Seção 5.7 foram apresentados e discutidos os resultados primários que, por sua vez, responderam às indagações que nortearam este estudo. Em função das deduções resultantes e, com o propósito de confirmar ou refutar a hipótese, as respostas às três perguntas de pesquisa serão apresentadas.

- 1) Quais são os padrões espaciais e sazonais da concentração de Fe e de COD em função dos aportes difusos no sistema aquático estudado?

Os resultados produzidos pela modelagem matemática evidenciam padrões sazonais marcantes nas concentrações de Fe e de COD, influenciados diretamente pelos aportes difusos no sistema estudado. Embora a avaliação espacial tenha sido limitada a um único ponto de controle, o ponto SBn, a análise temporal permitiu identificar oscilações significativas relacionadas aos eventos hidrológicos. A análise das características geológicas e de uso e ocupação do solo da bacia permite inferir padrões espaciais de transporte de poluentes. A porção a montante do ponto SBn é composta por metapelitos e migmatitos bandados, formações naturalmente ricas em minerais ferrosos, o que favorece o transporte do Fe durante o escoamento superficial. Essas formações geológicas, associadas a áreas de maior declividade, tendem a responder de forma mais rápida e intensa aos eventos de precipitação, liberando maior quantidade de Fe e material orgânico para o corpo hídrico. A alternância entre áreas de cobertura vegetal preservada e trechos de uso agrícola e pastagens modula o aporte de matéria orgânica dissolvida, enquanto zonas com maior impermeabilização ou compactação intensificam a geração de escoamento e a mobilização de contaminantes em eventos de precipitação.

Além disso, a análise temporal permitiu identificar oscilações significativas relacionadas aos eventos hidrológicos e aos períodos de estiagem. Por exemplo, nos dias 9 e 60 da simulação, foram observados aumentos expressivos nas concentrações de Fe e de SS, de 1 para 25 g m⁻³ e de 20 para 578 g m⁻³, respectivamente, coincidindo com episódios de precipitação mais intensa. Os picos de concentração indicam que o escoamento superficial, potencializado pela natureza geológica e pedológica da bacia, intensifica o aporte de material particulado e de contaminantes ao corpo hídrico, caracterizando o efeito da primeira lavagem (first flush). Além disso, o aumento expressivo nas vazões e velocidades de escoamento, variando de 0,6 m³ s⁻¹ de escoamento base para mais de 10 m³ s⁻¹ em eventos intensos, pode ter estado associado à ressuspensão de material depositado no leito do canal e consequente reinserção na coluna d'água, com o aumento das concentrações.

Por outro lado, entre os dias 15 e 55, em função dos resultados de simulação, observou-se estabilidade nas concentrações de Fe e de COD em 1 e 3 g m⁻³,

respectivamente, compatível com a redução do aporte em períodos de estiagem como o ocorrido neste período. A redução da vazão, da velocidade e, conseqüentemente, da força de cisalhamento do escoamento que ocorreu entre os dias 15 e 55 pode ter favorecido a sedimentação de partículas e reduzido a mobilização de contaminantes, o que pode explicar a estabilidade dos valores simulados.

Portanto, considera-se que esta pesquisa tenha contribuído para confirmar que os aportes difusos de COD e de Fe, modulados pela ocorrência de eventos de precipitação e pelas características geológicas e de uso do solo da bacia, são fatores importantes na dinâmica temporal e espacial da qualidade da água, afetando diretamente as concentrações e a forma de transporte dos poluentes analisados.

2) Como os parâmetros ambientais influenciam as formas de associação entre o Fe e o COD?

A interação entre o COD e o Fe é influenciada por fatores ambientais, como o pH, as concentrações de oxigênio dissolvido, o potencial de oxirredução e o teor de grupos aromáticos e carboxílicos da matéria orgânica. Estas variáveis podem limitar ou intensificar a interação entre os dois componentes.

Salienta-se que o pH do rio Passaúna, próximo da faixa de neutralidade (7,3, em média) (Pitrat, 2010; Silva Filho, 2010), encontra-se acima da faixa em que a formação do complexo Fe-COD é intensificada. Por outro lado, as elevadas concentrações de oxigênio dissolvido (7,7 mg L⁻¹, em média) (IAT, 2025) tendem a favorecer a associação. Considerando as condições ambientais, a capacidade de associação entre o Fe e o COD estimada foi de, aproximadamente, 2,5 g COD/kg Fe₂O₃.

Outra característica relevante a ser considerada é relacionada ao intenso aumento das concentrações de Fe e de COD na coluna d'água durante eventos de precipitação intensa, como aqueles ocorridos nos dias 7 a 11 e 60, durante o período de monitoramento de Grudzien (2019). Em decorrência destes eventos, pode-se citar a concentração de Fe, que aumentou cerca de 20 vezes em relação às concentrações medidas durante o escoamento base, de 1 g m⁻³ para 25 g m⁻³, enquanto o COD apresentou incremento de 60%, aproximadamente, variando de 3 g m⁻³ para 4,8 g m⁻³.

Os resultados da modelagem indicam que este aumento das concentrações pode estar relacionado à combinação de dois mecanismos: i) o aporte rápido de partículas ricas em Fe a partir do escoamento superficial e da erosão de margens e solos; e ii) a ressuspensão de sólidos previamente depositados, induzida pelo aumento da vazão e da velocidade de fluxo durante os eventos de precipitação.

Independentemente do mecanismo associado ao intenso aumento das concentrações, cabe ressaltar que a maior disponibilidade de COD e de Fe na coluna d'água favorece a sua associação. Portanto, salienta-se que, além das condições ambientais representadas pelos parâmetros físico-químicos associados à interação entre o COD e o Fe como, por exemplo, pH, concentração de oxigênio dissolvido e de partículas em suspensão, as variáveis hidrológicas desempenham papel fundamental na intensidade da associação do Fe com o COD.

- 3) De que forma a interação entre o Fe e o COD influencia os processos de transporte, a sedimentação e a qualidade da água no sistema aquático estudado?

Os resultados da modelagem matemática da qualidade da água do rio Passaúna indicam que a interação entre o Fe e o COD influencia de forma significativa os processos de transporte e sedimentação, com desdobramentos importantes sobre a qualidade da água. Nos eventos de precipitação intensa simulados, associados àqueles registrados em campo nos dias 9 e 60, o aumento da concentração de SS, de 20 g m^{-3} para 420 g m^{-3} , no dia 9, e de 20 g m^{-3} para 578 g m^{-3} , no dia 60, esteve associado a um incremento de aproximadamente 1600% e 2400% no transporte de Fe, isto é, de 1 g m^{-3} para 17 g m^{-3} , no dia 9, e de 1 g m^{-3} para 25 g m^{-3} , no dia 60. Enquanto para o transporte de COD o aumento simulado foi de 30% e 60%, aproximadamente, isto é, de 3 g m^{-3} para $3,9 \text{ g m}^{-3}$, no dia 9, e de 3 g m^{-3} para $4,8 \text{ g m}^{-3}$, no dia 60.

A simulação do transporte tanto do Fe quanto do COD em eventos de precipitação permitiu deduzir que a dinâmica da interação entre o Fe e o COD está fortemente associada à presença de sólidos suspensos na coluna d'água, especialmente durante os períodos de maior aporte difuso. O aumento simultâneo das cargas de Fe e COD com o incremento de SS confirma a manutenção do metal e do

COD na coluna d'água, retardando a deposição e aumentando a distância percorrida a jusante.

Outra característica relevante observada a partir dos resultados da modelagem dos eventos ocorridos nos dias 9 e 60 foi que as concentrações de Fe e de COD permaneceram elevadas por mais de 48 horas após a finalização do evento de precipitação e recessão do nível do rio. Este retardamento sugere que uma porção do Fe e do COD permaneceu associada a frações particuladas mais finas ou a complexos organometálicos de menor densidade, o que pode ter retardado a deposição. Este fenômeno é especialmente relevante considerando o aumento no transporte de Fe e de COD com o fluxo, especialmente em sistemas que confluem para reservatórios, como o do rio Passaúna.

Adicionalmente, o modelo de qualidade da água, composto por três módulos interconectados, isto é, módulos hidráulico, de transporte de sedimentos e cinético-químico, permitiu simular o comportamento do Fe e do COD e a associação entre ambos em momentos de estiagem e na ocorrência de eventos de precipitação. Os resultados obtidos evidenciam que a complexação entre o Fe e o COD é condicionada pela dinâmica hidrossedimentológica, que modula a intensidade do transporte e o destino dos poluentes no sistema aquático.

Diante das respostas apresentadas, enfatiza-se que a hipótese desta pesquisa foi confirmada. Os resultados obtidos indicam que, embora o pH do rio Passaúna não favoreça diretamente a formação de complexos solúveis, as elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, aliadas à presença de matéria orgânica reativa e aos eventos de escoamento superficial, promovem a associação entre o Fe e o COD.

O exercício de modelagem da qualidade da água permitiu identificar padrões sazonais nas concentrações de Fe e COD associados a episódios de precipitação intensa, os quais intensificam tanto o aporte quanto a mobilização de poluentes. Foi observado que a interação Fe-COD contribui para a formação de agregados organometálicos que afetam a sedimentação e ampliam o transporte de carga poluente ao longo do sistema. Os resultados produzidos pelos três módulos, operados em associação, permitiram inferir considerações sobre a qualidade da água do rio Passaúna. As simulações realizadas representaram os processos de transporte de

poluentes associados à matéria orgânica dissolvida em um sistema fluvial impactado por aportes difusos.

6 CONCLUSÃO

Para a resposta à questão principal apresentada no título desta tese foi produzido um modelo matemático sítio-específico baseado no balanço de massa para investigar o papel do COD no transporte de Fe na bacia do rio Passaúna. A escolha do rio Passaúna, importante para o abastecimento público de Curitiba (Paraná) e região metropolitana, deveu-se as suas características peculiares e à carência de estudos focados nas interações hidrodinâmicas e físico-químicas que ocorrem na coluna d'água e na camada superficial de sedimentos. Isso porque as pesquisas anteriores priorizaram predominantemente o reservatório homônimo.

Para auxiliar no entendimento da associação entre o Fe e o COD foram concebidos, calibrados e confirmados três módulos computacionais, isto é, hidráulico, de transporte de sólidos suspensos e cinético-químico. Estes módulos compõem um modelo de qualidade água sítio específico/unidimensional/determinístico e baseado no conceito de conservação da massa os quais, em associação, foram capazes de representar o escoamento no canal do rio e de quantificar o transporte hidrodinâmico de sólidos suspensos, COD e Fe.

Os resultados obtidos permitem concluir que a ferramenta desenvolvida reproduziu as características de escoamento e transporte de poluentes no rio Passaúna. As análises estatísticas realizadas evidenciaram um bom ajuste entre os dados simulados e os observados, com valores de Nash-Sutcliffe superiores a 0,9 e resultados para a MAD muito reduzidos, isto é, inferiores a 10% da média dos valores. O teste de correlação de Pearson ($r = 0,886$) indicou forte correlação entre o transporte de COD e Fe, confirmando a hipótese que o COD atua como agente facilitador no transporte do metal. Destaca-se não apenas sua função como ligante químico, mas, também, a influência indireta na dinâmica de ressuspensão do Fe sedimentado da camada superficial de sedimentos, principal compartimento de armazenamento.

O modelo de qualidade da água concebido mostrou-se uma ferramenta prática e de baixo custo, além de possibilitar a organização e a integração de dados de qualidade da água do rio Passaúna. Com isso foi possível estimar o transporte de COD e de Fe, tanto isoladamente como em associação. As simulações também permitiram deduzir que a associação entre o COD e o Fe não é constante ao longo do

tempo, variando conforme as condições hidrodinâmicas e a disponibilidade de material particulado, especialmente considerando o aporte por poluição difusa.

Os resultados obtidos destacam o potencial do COD como indicador de mobilidade de contaminantes, em particular o Fe, pois modifica a dinâmica de solubilidade e disponibilidade no meio aquático. O valor simulado para o transporte de Fe associado ao COD com o fluxo foi de 12,8 kg.

Além do COD, o Fe mostrou-se associado ao transporte de SS, sendo que esta relação é influenciada pelas concentrações do COD, pois este último atua como dispersante. Este comportamento reforça a importância de considerar o COD não apenas como um constituinte da MOD, mas como coadjuvante importante no transporte de metais, em particular o Fe, em sistemas fluviais.

Os resultados desta pesquisa oferecem, ainda, subsídios para a gestão da qualidade da água em bacias hidrográficas como a do rio Passaúna. As simulações realizadas permitiram inferir que os eventos de precipitação intensificam o transporte de Fe complexado ao COD, evidenciando a importância de estratégias de monitoramento da qualidade da água que contemplem os eventos de precipitação. Além disso, a partir dos resultados, evidencia-se a necessidade de práticas de conservação do solo como ferramentas essenciais para mitigar a mobilidade de íons metálicos nos corpos hídricos.

Em função da disponibilidade e qualidade dos dados utilizados para alimentar o modelo, é fundamental que, para uma eventual continuidade nesta linha de pesquisa, sejam coletadas amostras em eventos de precipitação que contemplem, tanto a intensidade quanto a duração do evento de precipitação e, também, a amostragem durante períodos de estiagem. Estas condições associadas à determinação da granulometria das partículas sedimentadas, densidade da camada superficial de sedimentos, entre outras, permitirão o refinamento da calibração dos três módulos que compõem o modelo de qualidade da água. Adicionalmente, a amostragem e quantificação de SS, Fe e COD em eventos extremos também poderá fornecer um panorama das concentrações máximas destes parâmetros, permitindo reduzir diferenças entre concentrações simuladas e observadas em campo. Importante frisar a necessidade da instalação de equipamentos amostradores automáticos com características semelhantes ao utilizado nesta pesquisa em outros pontos de coleta que representem seções significativas da bacia hidrográfica.

Para aprimorar esta pesquisa, futuras análises laboratoriais seriam cruciais. A determinação do pH do ponto de carga zero (pH_{PCZ}) e da capacidade de adsorção das partículas em suspensão e sedimentadas aprofundaria a compreensão do papel do COD no transporte de poluentes. Além disso, ao determinar o pH da água, a concentração de oxigênio dissolvido, e as concentrações de Fe dissolvido e particulado na coluna d'água e no sedimento superficial, seria possível indicar as condições que influenciam a mobilidade do metal, o que poderia oferecer um panorama da sua solubilidade e biodisponibilidade. Análises específicas para identificar a fonte e a aromaticidade da matéria orgânica poderiam apontar a parcela mais propensa à associação com metais, em particular com o Fe.

Finalmente, o modelo desenvolvido mostra-se promissor para futuras pesquisas. Sua aplicação pode aprofundar as investigações sobre a influência do COD sobre outros poluentes e mitigar as limitações identificadas neste estudo. Para testar a robustez e a aplicabilidade do modelo, recomenda-se a realização de testes de sensibilidade e sua aplicação em diferentes rios com as mesmas características hidrodinâmicas. É importante salientar que a interface de entrada de dados dos módulos facilita a adaptação a diversas configurações de topografia, batimetria e comprimento de segmentos, conferindo-lhe ampla aplicabilidade em outras bacias.

REFERÊNCIAS

ABADI, M. D. M.; ASHRAF, N.; CHAMSAZ, M., & SHEMIRANI, F. An overview of liquid phase microextraction approaches combined with UV–Vis spectrophotometry. *Talanta*, v. 99, p. 1-12, 2012. Disponível em <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0039914012004079>>

AGUIAR, V.M.C.; BAPTISTA NETO, J.A.; QUARESMA, V.S.; BASTOS, A.C.; ATHAYDE, J.P.M. Bioavailability and ecological risks of trace metals in bottom sediments from Doce river continental shelf before and after the biggest environmental disaster in Brazil: The collapse of the Fundão dam. *Journal of Environmental Management* 272, 1-14, 2020.

AIKEN, G. R.; HSU-KIM, H.; RYAN, J. N. Influence of dissolved organic matter on the environmental fate of metals, nanoparticles, and colloids. *Environmental Science and Technology*, 2011, V. 45, N. 8, 3196–3201. Doi: <https://doi.org/10.1021/es103992s>.

AITKENHEAD-PETERSON J., W.H. MCDOWELL; J.C. NEFF. Sources, production and regulation of allochthonous dissolved organic matter. In In: Aquatic Ecosystems, interactivity of dissolved organic matter. (S. Findlay and R. Sinsabaugh, Eds.). Academic Press, Amsterdam, 2003, pp. 25-70. Doi: <https://doi.org/10.1016/B978-012256371-3/50003-2>.

AMBROSE, R. B.; WOOL, T. A. WASP8 Stream Transport - Model Theory and User's Guide: Supplement to Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) User Documentation. 2017. Disponível em: <<https://www.epa.gov/hydrowq/wasp-modelo-documentation>>. Acesso em: 11/04/2025.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23rd ed. Washington, D.C.: APHA, 2017

ANSOLIN, R. D., SANTOS, K. S. M., FERNANDES, A. P. D., & SCHINATO, F. Environmental valuation of Permanent Preservation Areas of the Passaúna river watershed, Paraná State. 2018.

ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W.; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, M. J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R. D.; VAN GRIENSVEN, A.; VAN LIEW, M. W.; KANNAN, N.; JHA, M. K. SWAT: model use, calibration, and validation. Transactions of the ASABE - American Society of Agricultural and Biological Engineers. 2012, V. 55, N. 4, 1491-1508.

BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Ácidos húmicos. *Revista Ceres*, v. 61, p. 856–881, 2014.

BARKAY, T.; GILLMAN, M.; TURNER, R. R. Effects of dissolved organic carbon and salinity on bioavailability of mercury. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 63, n. 11, p. 4267–4271, 1997.

BOCALON, T. S. *Estudos de sedimentos do rio Passaúna, com ênfase na determinação de metais pesados*. 2007. 99 p. Dissertação (Mestrado Profissional) – Centro Universitário Positivo, Programa de Mestrado em Gestão Ambiental, Curitiba, 2007.

BOGGS JR, S.; LIVERMORE, D.; SELTZ, M. G. *Humic substances in natural waters and their complexation with trace metals and radionuclides: a review*. Report to the United States Department of Energy, 110 p., 1985. DOI: 10.2172/5569909.

BONDAREVA, L.; FEDOROVA, N. The effect of humic substances on metal migration at the border of sediment and water flow. *Environmental Research*, v. 190, 109985, 2020. DOI: 10.1016/j.envres.2020.109985.

BOUDREAU, B. P. *Diagenetic models and their implementation: modelling transport and reactions in aquatic sediments*. Berlin: Springer, 1997.

BRAGA, M. C. B. *Surface water quality modelling of mercury contamination*. 2001. 170 p. Tese (Doutorado) – University of London, T. H. Huxley School of Environment, Earth Sciences and Engineering, Londres, 2001.

BRAGA, S. M. *Uma nova abordagem para integração entre quantidade e qualidade da água para a avaliação da poluição difusa*. 2013. 195 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba, 2013.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. *Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos*, 1981.

BUCHER, K.; GRAPES, R. *Petrogenesis of Metamorphic Rocks*. 8. ed. Berlin: Springer, 2011. 428 p.

BUYANG, S. et al. Distribution and adsorption of metals on different particle size fractions of sediments in a hydrodynamically disturbed canal. *Science of the Total Environment*, v. 670, p. 654–661, 2019.

CAO, F.; TZORTZIOU, M. Capturing dissolved organic carbon dynamics with Landsat-8 and Sentinel-2, in tidally influenced wetland–estuarine systems. *Science of the Total Environment*, v. 777, 145910, 2021.

CARON, G. Modelling the environmental distribution of nonpolar organic compounds: The influence of dissolved organic carbon in overlying and interstitial water. *Chemosphere*, v. 19, p. 1473–1482, 1989.

CARON, G.; SUFFET, I. H.; BELTON, T. Effect of dissolved organic carbon on environmental distribution of nonpolar organic compounds. *Chemosphere*, v. 14, n. 8, p. 993–1000, 1985.

CARSTEA, E. M. Fluorescence spectroscopy as a potential tool for in-situ monitoring of dissolved organic matter in surface water systems. *Water Pollution*, v. 1, 2012.

CEH – UK CENTRE FOR ECOLOGY AND HYDROLOGY. *Windermere Humic Aqueous Model (WHAM)*. 2025. Disponível em: <https://www.ceh.ac.uk/data/software-models/windermere-humic-aqueous-model-wham>. Acesso em: 08 abr. 2025.

CHAKRABORTY, P. et al. Impact of total organic carbon (in sediments) and dissolved organic carbon (in overlying water column) on Hg sequestration by coastal sediments from the central east coast of India. *Marine...* [verificar dados completos].

CHAPLOT, V.; RIBOLZI, O. Hydrograph separation to improve understanding of dissolved organic carbon dynamics in headwater catchments. *Hydrological Processes*, v. 28, n. 21, p. 5354–5366, 2014.

CHAPRA, S. C. *Surface Water Quality Modeling*. New York: McGraw-Hill, 1997.

CHEN, C. et al. Iron-mediated organic matter decomposition in humid soils can counteract protection. *Nature Communications*, v. 11, p. 2255, 2020. DOI: 10.1038/s41467-020-16071-5.

CHEN, J. et al. The roles of natural organic matter in chemical and microbial reduction of ferric iron. *Science of the Total Environment*, v. 307, p. 167–178, 2003. DOI: 10.1016/S0048-9697(02)00538-7.

CHEN, S. et al. Coupled effects of hydrology and temperature on temporal dynamics of dissolved carbon in the Min River, Tibetan Plateau. *Journal of Hydrology*, v. 593, 2021.

CHEN, W.; YU, H. Advances in the characterization and monitoring of natural organic matter using spectroscopic approaches. *Water Research*, v. 190, p. 116759, 2021.

CONAMA. Resolução nº 357/2005. *Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente*, 2005.

CONDRON, L. M. et al. The role of microbial communities in the formation and decomposition of soil organic matter. 2010. DOI: 10.1007/978-90-481-9479-7_4.

DAVIS, J. A. Complexation of trace metals by adsorbed natural organic matter. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 48, n. 4, p. 679–691, 1984. DOI: 10.1016/0016-7037(84)90095-4.

DE BARROS, C. A. P. et al. Investigating the relationships between chemical element concentrations and discharge to improve our understanding of their transport patterns in rural catchments under subtropical climate conditions. *Science of the Total Environment*, v. 748, 141345, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141345.

DE CARVALHO AGUIAR, V. M. et al. Bioavailability and ecological risks of trace metals in bottom sediments from Doce River continental shelf before and after the biggest environmental disaster in Brazil: the collapse of the Fundão dam. *Journal of Environmental Management*, v. 272, 111086, 2020.

DHI – DANISH HYDRAULIC INSTITUTE. *DHI License Manager and Internet License User Guide*, 2025. Disponível em:

https://manuals.mikepoweredbydhi.help/latest/DHI_License_Manager.htm. Acesso em: 08 abr. 2025.

DHI – DANISH HYDRAULIC INSTITUTE. *MIKE 11, MIKE Hydro River, MIKE+ / Rivers – Conceptual differences in control structures*. 2025. Disponível em: <https://support.dhigroup.com/knowledgebase/article/KA-01114/en-us>. Acesso em: 08 abr. 2025.

DIAS, G. P.; GOMES, C. H. Estudo petrográfico de metacalcários da Formação Passo Feio, Caçapava do Sul, RS. *Anais do 10º Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão – SIEPE*, Universidade Federal do Pampa, Santana do Livramento, 6–8 nov. 2018.

DILLON, P. J.; MOLOT, L. A. Effect of landscape form on export of dissolved organic carbon, iron, and phosphorus from forested stream catchments. *Water Resources Research*, v. 33, 97WR01921, 1997. DOI: 10.1029/97WR01921.

DISSANAYAKE, C. B. Metal–organic interactions in environmental pollution. *International Journal of Environmental Studies*, v. 22, n. 1, p. 25–42, 1983.

DOMINGOS, R. F.; GÉLABERT, A.; CARREIRA, S.; CORDEIRO, A.; SIVRY, Y.; BENEDETTI, M. F. Metals in the aquatic environment – Interactions and implications for the speciation and bioavailability: a critical overview. *Aquatic Geochemistry*, v. 21, p. 231–257, 2015. DOI: 10.1007/s10498-014-9251-x.

DRA, A. et al. Valorization of Oued Sebou Natural Sediments (Fez-Morocco Area) as Adsorbent of Methylene Blue Dye: Kinetic and Thermodynamic Study. *Environmental Science* (ou indicar periódico), 2020.

DRUMMOND, S. B. M. Análise temporal de poluentes difusos no rio Passaúna por meio de amostrador automático e dados de uso e cobertura do solo. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba, 2020. 131 p.

DU, X.; ZHANG, X.; MUKUNDAN, R.; HOANG, L.; OWENS, E. M. Integrating terrestrial and aquatic processes toward watershed scale modeling of dissolved organic carbon fluxes. *Environmental Pollution*, v. 249, p. 125–135, 2019. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.03.014.

FIOL, N.; VILLAESCUSA, I. Determination of sorbent point zero charge: usefulness in sorption studies. *Environmental Chemistry Letters*, v. 7, p. 79–84, 2009. DOI: 10.1007/s10311-008-0139-0.

GAD, M.; TAYYEBI, N.; KHOMAMI, S.; KRIEG, R.; SCHOR, J.; PHILIPPE, A.; LECHTENFELD, O. J. Environmental drivers of dissolved organic matter composition across central European aquatic systems: A novel correlation-based machine learning and FT-ICR MS approach. *Water Research*, v. 273, 123018, 2025. DOI: 10.1016/j.watres.2024.123018.

GALUNIN, E. et al. Cadmium mobility in sediments and soils from a coal mining area on Tibagi River watershed: Environmental risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, v. 265, p. 280–287, 2014.

GARNEAU, C.; SAUVAGE, S.; SANCHEZ-PEREZ, J. M.; LOFTS, S.; BRITO, D.; NEVES, R.; PROBST, A. Modelling trace metal transfer in large rivers under dynamic hydrology: a coupled hydrodynamic and chemical equilibrium model. *Environmental Modelling and Software*, v. 89, p. 77–96, 2017. DOI: 10.1016/j.envsoft.2016.11.018.

GIBBS, R. J. Mechanisms of trace metal transport in rivers. *Science*, v. 180, n. 4081, p. 71–73, 1973. DOI: 10.1126/science.180.4081.71.

GLEIXNER, G. Soil organic matter dynamics: a biological perspective derived from the use of compound-specific isotopic studies. *Ecological Research*, v. 28, p. 683–695, 2013. DOI: 10.1007/s11284-012-1022-9.

GOOGLE EARTH. Represa do Passaúna, 2023. Disponível em: <https://www.google.com/maps/@-25.4624148,-49.3824033,877m/data=!3m1!1e3>.

GRAF, W. H. *Hydraulics of Sediment Transport*. New York: McGraw-Hill, 1971.

GRUDZIEN, J. P. Utilização de amostrador automático experimental para a identificação do aporte de poluentes no rio Passaúna. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba, 2019. 139 p.

GU, B. et al. Adsorption and desorption of natural organic matter on iron oxide: mechanisms and models. *Environmental Science & Technology*, v. 28, n. 1, p. 38–46, 1994.

GUILHON, L. G. F.; ROCHA, V. F.; MOREIRA, J. C. Comparação de métodos de previsão de vazões naturais afluentes a aproveitamentos hidroelétricos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 12, n. 3, p. 13–20, 2007.

HEM, J. D. *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water*. 3. ed. U. S. Geological Survey Water, U.S. Department of the Interior, Washington, DC, 1989. p. 263.

HERZOG, S. D. et al. Iron as a precursor of aggregation and vector of organic carbon to sediments in a boreal lake. *Biogeochemistry*, v. 167, p. 1533–1552, 2024. DOI: 10.1007/s10533-024-01184-6.

HOPE, D.; BILLET, M. F.; CRESSER, M. S. A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. *Environmental Pollution*, v. 84, n. 3, p. 301–324, 1994. DOI: 10.1016/0269-7491(94)90142-2.

HU, M. et al. Insight into the adsorption mechanisms of ionizable imidazolinone herbicides in sediments: kinetics, adsorption model, and influencing factors. *Chemosphere*, v. 274, p. 129655, 2021.

HUGHES, D. L. et al. Adsorption of Pb and Zn from binary metal solutions and in the presence of dissolved organic carbon by DTPA-functionalised, silica-coated magnetic nanoparticles. *Chemosphere*, v. 183, p. 519–527, 2017.

HULTBERG, H.; IVERFELDT, A.; LEE, Y.-H. Methylmercury input/output and accumulation in forested catchments and critical loads for lakes in southwestern Sweden. In: *Mercury pollution integration and synthesis*, p. 313–322, 1994.

IAP – INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. Monitoramento da qualidade das águas dos rios da região metropolitana de Curitiba, no período de 2002 a 2005. Relatório técnico, 2005.

IAP – INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. Monitoramento da qualidade das águas dos rios da Bacia do Alto Iguaçu, na Região Metropolitana de Curitiba, no período de 2005 a 2009. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/pagina-415.html>.

IAT – INSTITUTO ÁGUA E TERRA. Sistema de Informações Geográficas para Gestão de Recursos Hídricos, 2025. Disponível em: <https://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Sistema-de-Informacoes-Geograficas-para-Gestao-de-Recursos-Hidricos>.

KAWASAKI, N.; BENNER, R. Bacterial release of dissolved organic matter during cell growth and decline: molecular origin and composition. *Limnology and Oceanography*, v. 51, n. 5, p. 2170–2180, 2006.

KNIGHTES, C. D. et al. Modeling framework for simulating concentrations of solute chemicals, nanoparticles, and solids in surface waters and sediments: WASP8 Advanced Toxicant Module. *Environmental Modelling and Software*, v. 111, p. 444–458, 2019. DOI: 10.1016/j.envsoft.2018.10.012.

KOOPAL, L. K.; VAN RIEMSDIJK, W. H.; KINNIBURGH, D. G. Humic matter and contaminants: general aspects and modeling metal ion binding. *Pure and Applied Chemistry*, v. 73, n. 12, p. 2005–2016, 2001.

KOZAK, C. *Non point source pollution assessment based on event driven influence*. 2020. 179 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba, 2020.

KOZAK, C. *Water quality assessment and its effects on diffuse pollution considering a new water quality and quantity approach*. 2016. 289 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Curitiba, 2016.

KRABBENHOFT, D. P. et al. Mercury cycling in the Allequash Creek watershed, northern Wisconsin. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 80, p. 425–433, 1995.

LANDRUM, P. F. et al. Reverse-phase separation method for determining pollutant binding to Aldrich humic acid and dissolved organic carbon of natural waters. *Environmental Science & Technology*, v. 18, n. 3, p. 187–192, 1984. DOI: <https://doi.org/10.1021/es00121a010>

LEE, Y. P. et al. Variation of iron redox kinetics and its relation with molecular composition of standard humic substances at circumneutral pH. *PloS One*, v. 12, n. 4, p. e0176484, 2017.

LI, M. et al. Effect of interaction between dissolved organic matter and iron/manganese (hydrogen) oxides on the degradation of organic pollutants by in-situ advanced oxidation techniques. *Science of the Total Environment*, v. 918, 170351, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170351>

LI, Q. et al. Interactions between organic matter and Fe oxides at soil micro-interfaces: quantification, associations, and influencing factors. *Science of the Total Environment*, v. 855, 158710, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158710>

LI, X. et al. Water quality analysis of the Yangtze and the Rhine River: a comparative study based on monitoring data from 2007 to 2018. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 106, p. 825-831, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00128-020-03055-w>

LIANG, J. et al. MIKE 11 model-based water quality model as a tool for the evaluation of water quality management plans. *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua*, v. 64, n. 6, p. 708–718, 2015. DOI: <https://doi.org/10.2166/aqua.2015.048>

LIU, W. C.; KUO, J. T.; LIN, C. Three-dimensional modeling of tidal and water quality in Tanshui River estuarine system, northern Taiwan. *Science of the Total Environment*, v. 278, n. 1–3, p. 55–66, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00656-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00656-4)

LIVENS, F. R. Chemical reactions of metals with humic material. *Environmental Pollution*, v. 70, n. 3, p. 183-208, 1991.

LV, S. et al. A synthetic model to quantify dissolved organic carbon transport in the Changjiang River system: model structure and spatiotemporal patterns. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, v. 11, p. 3024–3041, 2019.

MACCARTHY, P.; O'CINNEIDE, S. Fulvic acid. II. Interaction with metal ions. *Journal of Soil Science*, v. 25, p. 429-437, 1974. DOI: <https://bsssjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2389.1974.tb01138.x>

MANARA, E. N. *Simulação hidrossedimentológica de grandes bacias com o uso de dados medidos in situ e imagens de sensoriamento remoto: estudo de caso da bacia do Rio Paraíba do Sul*. 2019. 235 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Porto Alegre, 2019.

MCELARNEY, Y. R. et al. Response of aquatic macrophytes in Northern Irish softwater lakes to forestry management; eutrophication and dissolved organic carbon. *Aquatic Botany*, v. 93, n. 4, p. 227-236, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2010.09.002>

MEGER, D. G. *Material particulado suspenso e macroconstituintes iônicos em um reservatório de abastecimento: o caso do rio Passaúna, Curitiba, Paraná, Brasil*. 2007. 141 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Gestão Ambiental) – Centro Universitário Positivo, Curitiba, 2007.

MEILI, M. Mercury pollution in Swedish woodland lakes. In: MATHY, P. (ed.). *Air pollution and ecosystems*. Dordrecht: Springer, 1988. p. 446-450. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-009-4003-1_126

MINITAB, LLC. *Minitab*. 2021. Disponível em: <https://www.minitab.com>

MOLOT, L. A.; DILLON, P. J. Variation in iron, aluminum and dissolved organic carbon mass transfer coefficients in lakes. *Water Research*, v. 37, n. 8, p. 1759-1768, 2003.

MONTEIRO, V. R. C.; BARQUILHA, C. E. R.; BRAGA, M. C. B. Characterization of recalcitrant material in leachate from an old landfill by spectroscopic methods. *Revista Gestão & Tecnologia*, v. 24, p. e9, 2020.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models. Part I: A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970. DOI: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)

NEITSCH, S. L. et al. *Ferramentas de Avaliação de Solo e Água (SWAT): documentação teórica - Versão 2009*. Agricultural Research Service e Instituto de Recursos Hídricos do Texas, 2009. Disponível em: <https://swat.tamu.edu/media/99193/swat2009-theory-portuguese.pdf>. Acesso em: 08 abr. 2025.

NOVOTNY, E. H. *Estudos espectroscópicos e cromatográficos de substâncias húmicas de solos sob diferentes sistemas de preparo*. 2002. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

O'DRISCOLL, N. J. et al. Mercury photoreduction and photooxidation in lakes: effects of filtration and dissolved organic carbon concentration. *Journal of Environmental Sciences*, v. 68, p. 151-159, 2018.

OH, H. et al. Enhancing machine learning models for total organic carbon prediction by integrating geospatial parameters in river watersheds. *Science of the Total Environment*, v. 943, 173743, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173743>

ONO, G. M. et al. Monitoramento e análise da sedimentação no reservatório Passaúna. In: *XIX Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos*, 2020. Disponível em: <https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=6656>

ORESQUES, N.; SCHRADER-FRECHETTE, K.; BELITZ, K. Verification, validation, and confirmation of numerical models in the earth sciences. *Science*, v. 263, p. 641-646, 1994. DOI: <http://www.jstor.org/stable/2883078>

PEIXER, G.; HENRIQUE, F. dos R.; CAON, T.; SILVA, M. A. S.; OLIVEIRA, C. M. R.; DE VASCONSELOS, E. C. Genotoxicidade e citotoxicidade da água do rio Passaúna:

bioensaio com *Allium cepa* e relação com níveis de cafeína. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 46, p. 88-101, 2017.

PERDUE, E. M.; RITCHIE, J. D. Dissolved organic matter in freshwaters. In: FINDLAY, S. E. G.; SINSABAUGH, R. L. (org.). *Aquatic ecosystems: interactivity of dissolved organic matter*. San Diego: Academic Press, 2003. p. 41–61. DOI: <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/05080-5>

PÉREZ, D. V.; CAMPOS, D. V. B.; TEIXEIRA, P. C. Capítulo 9 – Ponto de Carga Zero. In: TEIXEIRA, P. C.; DOMAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (org.). *Manual de Métodos de Análise do Solo*. Brasília: Embrapa, 2017.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances. *Soil Science*, v. 166, n. 11, p. 810-832, 2001.

PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil science. *Advances in Agronomy*, v. 75, p. 57-134, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(02\)75003-7](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(02)75003-7)

PICCOLO, A.; CONTE, P.; COZZOLINO, A. Effects of mineral and monocarboxylic acids on the molecular association of dissolved humic substances. *European Journal of Soil Science*, v. 50, p. 687-694, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1999.00276.x>

PITRAT, D. M. J. J. Avaliação da contaminação por metais em rios: estudo de caso da bacia do rio Passaúna. 2010. 233 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba, 2010.

PITRAT, D. M. J. J.; BRAGA, M. C. B. Évaluation de la contamination métallique d'une ressource en eau de la ville de Curitiba, Brésil. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.4000/vertigo.11945>. Acesso em: 20/05/2025.

POLETO, C.; MARTINEZ, L. L. G. Urban sediments: environment and water. *Holos Environment*, v. 11, n. 1, p. 1-15, 2011.

PRAISE, S. et al. Association of dissolved organic matter characteristics and trace metals in mountainous streams with sabo dams. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 27, p. 456-468, 2020.

RASHID, M. A.; LEONARD, J. D. Modifications in the solubility and precipitation behavior of various metals as a result of their interaction with sedimentary humic acid. *Chemical Geology*, v. 11, n. 2, p. 89-97, 1973.

REGNIER, P. et al. Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. *Nature Geoscience*, v. 6, n. 8, p. 597-607, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1038/NGEO1830>

RIGOBELLO, E. S.; CAMPOS, S. X.; AZEVEDO, E. R.; DANTAS, A. B.; VIEIRA, E. M. Comparative characterization of humic substances extracted from freshwater and peat of different apparent molecular sizes. *Ambiente e Água*, v. 12, n. 5, p. 774-785, 2017. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2022>

ROUHANI, S.; SCHAAF, C. L.; HUNTINGTON, T. G.; CHOATE, J. Simulation of dissolved organic carbon flux in the Penobscot watershed, Maine. *Ecohydrology & Hydrobiology*, v. 21, p. 256-270, 2021.

SAMPAIO, J. A.; ALMEIDA, S. L. Calcário e dolomito. In: LUZ, A. B. da; LINS, F. A. F. (org.). *Rochas & Minerais industriais: usos e especificações*. 2. ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2008. p. capítulo 16.

SANEPAR – Companhia de Saneamento do Paraná. *Plano Diretor do SAIC: Sistema de Abastecimento de Água Integrado de Curitiba e Região Metropolitana*. Curitiba, 2013. Disponível em: <http://site.sanepar.com.br/arquivos/saicplanodiretor.pdf>. Acesso em: 20/05/2025.

SANTOS, T. L.; PAES, L. W. C. Substâncias húmicas: um breve relato sobre sua importância e suas interações. *Revista Educação Pública*, 2016.

SAUNITTI, R. M. Estudos sobre a erosão na bacia e assoreamento do reservatório do rio Passaúna, Curitiba (PR). 2003. 126 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Geologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

SCHERER, V. S. et al. Densidade de partículas de sedimentos depositados no arroio Pelotas e relação com textura e mineralogia. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS, XXII, 2023, Pelotas. Anais. Disponível em: https://cti.ufpel.edu.br/cic/arquivos/2013/EN_00183.pdf. Acesso em: 20/05/2025.

SCHNITZER, M.; KERNDORFF, H. Reactions of fulvic acid with metal ions. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 15, p. 97-108, 1981. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00285536>

SCHNITZER, M. Organic matter characterization. In: PAGE, A. L. (org.). *Methods of soil analysis: Part 2 Chemical and microbiological properties*. Madison: ASA, 1982. v. 9, p. 581-594.

SHOLKOVITZ, E. R. Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during the mixing of river water and seawater. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 40, p. 831-845, 1976. DOI: [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(76\)90035-1](https://doi.org/10.1016/0016-7037(76)90035-1)

SIEFERT, C. A. C.; DOS SANTOS, I. Dinâmica do carbono orgânico e processos hidrológicos na escala da bacia hidrográfica: uma revisão. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 19, n. 1, 2018.

SILLIMPÄÄ, M.; MATILAINEN, A.; LAHTINEN, T. Characterization of NOM. In: SILLIMPÄÄ, M. (ed.). *Natural organic matter in water: Characterization and Treatment Methods*. Elsevier, 2015. p. 17-53. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801503-2.00002-1>

SILVA FILHO, L. V. Qualidade e percepção ambiental: estudo de caso da bacia hidrográfica do rio Passaúna. 2010. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba, 2010.

ODRÉ, F. F. Fontes difusas de poluição da água: características e métodos de controle. Instituto de Química, Universidade de Brasília, Brasília, DF. Artigos Temáticos do AQQUA, n. 1, p. 9-16, 2012.

SOTIRI, K.; MAUAD, G.; REICHERT, J. M.; KLÖVE, B. To what extent can a sediment yield model be trusted? A case study from the Passaúna catchment, Brazil. *Water*, v. 13, n. 8, p. 1045, 2021. DOI: 10.3390/w13081045

SOUZA, W. B.; SANTANA, G. P. Substâncias húmicas: importância, estruturas químicas e interação com mercúrio. *Scientia Amazonia*, v. 3, n. 3, p. 80-88, 2014.

STEVENSON, F. J. *Humus chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. New York: John Wiley and Sons, 1994.

SUDERHSA – Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. *Plano Diretor de Drenagem para a Bacia do Rio Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba – Relatório Final V. 4 / Capacidade do Sistema Atual e Medidas do Controle de Cheias*. 2002. Disponível em: https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-07/sud0104rp_wr115_fi.pdf. Acesso em: 11/04/2025.

SUDERHSA – Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Mapas e dados espaciais, Sub-bacias do Alto Iguaçu e Geologia da bacia do Alto Iguaçu, shapefile. Curitiba, 2000. Disponível em: <http://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Mapas-e-Dados-Espaciais>

SUDERSHA – Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. *Plano Diretor de Drenagem para a Bacia do Rio Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba*. Relatório final. Curitiba, 2002.

SUFFET, I. H.; MACCARTHY, P. Aquatic humic substances and their influence on the fate and treatment of pollutants. In: SUFFET, I. H.; MACCARTHY, P. (eds.). *Aquatic Humic Substances and Their Influence on the Fate and Treatment of Pollutants*. American Chemical Society, 1988. p. 1-18. DOI: <https://doi.org/10.1021/ba-1988-0219>

THORN, M. F. C. Physical processes of siltation in tidal channels. In: THE INSTITUTION OF CIVIL ENGINEERS. *Proceedings of the conference on Hydraulic Modelling in Maritime Engineering*. London: Thomas Telford, 1982. p. 65-73.

THURMAN, E. M. *Organic geochemistry of natural waters*. Dordrecht; Boston; Lancaster: Martinus Nijhoff / Dr W. Junk Publishers, 1985.

TIAN, H. et al. Climate extremes dominating seasonal and interannual variations in carbon export from the Mississippi River Basin. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 29, p. 1333-1347, 2015.

TIPPING, E. *Cation binding by humic substances*. Cambridge: Cambridge University Press, 2002. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/books/cation-binding-by-humic-substances/A20E3CC2E78065217DEB8F29E54A4E9E>. Acesso em: 13/03/2025.

TIPPING, E.; LOFTS, S.; SONKE, J. E. Humic ion-binding model VII: a revised parameterisation of cation-binding by humic substances. *Environmental Chemistry*, v. 8, n. 3, p. 225-235, 2011. Disponível em: <https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/14560/1/N014560PP.pdf>. Acesso em: 11/04/2025.

TOMCZAK, W.; BOYER, P.; KRIMISSA, M.; RADAKOVITCH, O. Kd distributions in freshwater systems as a function of material type, mass-volume ratio, dissolved organic carbon and pH. *Applied Geochemistry*, v. 105, p. 68-77, 2019.

USACE – United States Army Corps of Engineers. *HEC-RAS 2D Sediment Technical Reference Manual* 6.6, 2025. Disponível em: <https://www.hec.usace.army.mil/confluence/rasdocs/d2sd/ras2dsedtr/6.6/model-description/water-and-sediment-properties/water-sediment-properties>. Acesso em: 06/05/2025.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. *MINTEQA2 Equilibrium Speciation Model*. Disponível em: <https://www.epa.gov/hydrowq/minteqa2-equilibrium-speciation-model>. Acesso em: 08/04/2025.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. *WASP - Water Quality Analysis Simulation Program*. Disponível em: <https://www.epa.gov/hydrowq/water-quality-analysis-simulation-program-wasp>. Acesso em: 07/04/2025.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. *WASP Model Documentation*, 2025. Disponível em: <https://www.epa.gov/hydrowq/wasp-model-documentation>.

VAUGHAN, D. B.; ORD, G. Inhibition of iron precipitation by humic substances in field drains. *The Journal of Agricultural Science*, v. 123, n. 2, p. 247–252, 1994. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0021859600068519>.

VISUAL MINTEQ, version 4.0. Suécia. Disponível em: <https://vmintec.com>. Acesso em: 08/04/2025.

VITALE, C. M.; DI GUARDO, A. A review of the predictive models estimating association of neutral and ionizable organic chemicals with dissolved organic carbon. *Science of the Total Environment*, v. 666, p. 1022-1032, 2019.

WAI, K. P.; CHIA, M. Y.; KOO, C. H.; HUANG, Y. F.; CHONG, W. C. Applications of deep learning in water quality management: a state-of-the-art review. *Journal of Hydrology*, v. 613, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128332>.

WANG, S. et al. Characteristics of dissolved organic matter and its role in lake eutrophication at the early stage of algal blooms—a case study of Lake Taihu, China. *Water*, v. 12, n. 8, p. 2278, 2020.

WATRAS, C. J.; BLOOM, N. S. The vertical distribution of mercury species in Wisconsin lakes: accumulation in plankton layers. In: *Mercury pollution integration and synthesis*, 1994. p. 137-152.

WOOL, T. A.; AMBROSE, R. B.; MARTIN, J. L.; COMER, E. A. *Water Quality Analysis Simulation Program (WASP), Version 6: User's Manual*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, 2001. EPA/600/R-01/067.

WOSIACKI, L. F. K. Surrogate technologies for suspended solid dynamics assessment in surface waters. 2020. 128 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba, 2020.

XIE, M.; JARRET, B. A.; SILVA-CADOUX, C.; FETTERS, K. J.; BURTON JR., G. A.; GAILLARD, J.; PACKMAN, A. I. Coupled effects of hydrodynamics and biogeochemistry on Zn mobility and speciation in highly contaminated sediments. *Environmental Science & Technology*, v. 49, p. 5346–5353, 2015.

ZHANG, C. et al. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International*, v. 73, p. 270-281, 2014.

ZILLIOUX, E. J.; PORCELLA, D. B.; BENOIT, J. M. Mercury cycling and effects in freshwater wetland ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, v. 12, n. 12, p. 2245-2264, 1993.

APÊNDICES

APÊNDICE 1 – INFORMAÇÕES GEOMÉTRICAS DA REGIÃO DE ESTUDO

Ponto	Distância do ponto até a nascente (m)	Base menor (m)	Base maior (m)	Altura da seção (m)	Altitude (m)
1	6700	2,20	5,60	1,53	936
2	6800	2,21	5,64	1,54	936
3	6900	2,22	5,68	1,56	935
4	7000	2,23	5,72	1,57	935
5	7100	2,24	5,76	1,59	935
6	7200	2,25	5,80	1,60	933
7	7300	2,26	5,84	1,62	933
8	7400	2,28	5,87	1,63	933
9	7500	2,29	5,91	1,64	933
10	7600	2,30	5,95	1,66	933
11	7700	2,31	5,99	1,67	933
12	7800	2,32	6,03	1,69	933
13	7900	2,33	6,07	1,70	932
14	8000	2,34	6,11	1,72	932
15	8100	2,35	6,15	1,73	932
16	8200	2,36	6,19	1,74	932
17	8300	2,37	6,23	1,76	932
18	8400	2,38	6,27	1,77	932
19	8500	2,39	6,31	1,79	932
20	8600	2,41	6,34	1,80	932
21	8700	2,42	6,38	1,82	932
22	8800	2,43	6,42	1,83	931
23	8900	2,44	6,46	1,85	931
24	9000	2,45	6,50	1,86	931
25	9100	2,46	6,54	1,87	931
26	9200	2,47	6,58	1,89	931
27	9300	2,48	6,62	1,90	931
28	9400	2,49	6,66	1,92	931
29	9500	2,50	6,70	1,93	931
30	9600	2,51	6,74	1,95	931
31	9700	2,52	6,78	1,96	930
32	9800	2,54	6,81	1,97	930
33	9900	2,55	6,85	1,99	930
34	10000	2,56	6,89	2,00	927
35	10100	2,57	6,93	2,02	927
36	10200	2,58	6,97	2,03	926
37	10300	2,59	7,01	2,05	926
38	10400	2,60	7,05	2,06	925
39	10500	2,64	7,05	2,03	925

Ponto	Distância do ponto até a nascente (m)	Base menor (m)	Base maior (m)	Altura da seção (m)	Altitude (m)
40	10600	2,68	7,04	2,01	925
41	10700	2,72	7,04	1,98	923
42	10800	2,76	7,03	1,96	923
43	10900	2,80	7,03	1,93	921
44	11000	2,84	7,02	1,91	921
45	11100	2,88	7,02	1,88	920
46	11200	2,92	7,01	1,86	920
47	11300	2,96	7,01	1,83	920
48	11400	3,00	7,01	1,80	920
49	11500	3,04	7,00	1,78	920
50	11600	3,08	7,00	1,75	920
51	11700	3,12	6,99	1,73	920
52	11800	3,15	6,99	1,70	920
53	11900	3,19	6,98	1,68	920
54	12000	3,23	6,98	1,65	920
55	12100	3,27	6,97	1,63	920
56	12200	3,31	6,97	1,60	920
57	12300	3,35	6,97	1,57	920
58	12400	3,39	6,96	1,55	920
59	12500	3,43	6,96	1,52	920
60	12600	3,47	6,95	1,50	920
61	12700	3,51	6,95	1,47	919
62	12800	3,55	6,94	1,45	918
63	12900	3,59	6,94	1,42	918
64	13000	3,63	6,93	1,40	918
65	13100	3,67	6,93	1,37	918
66	13200	3,67	6,88	1,35	918
67	13300	3,66	6,82	1,32	918
68	13400	3,66	6,77	1,30	918
69	13500	3,66	6,71	1,28	918
70	13600	3,65	6,66	1,25	918
71	13700	3,65	6,60	1,23	918
72	13800	3,64	6,55	1,21	917
73	13900	3,64	6,50	1,18	916
74	14000	3,64	6,44	1,16	916
75	14100	3,63	6,39	1,14	915
76	14200	3,63	6,33	1,11	915
77	14300	3,63	6,28	1,09	915
78	14400	3,62	6,23	1,07	915
79	14500	3,62	6,17	1,04	914
80	14600	3,61	6,12	1,02	913
81	14700	3,61	6,06	1,00	913
82	14800	3,61	6,01	0,97	913

Ponto	Distância do ponto até a nascente (m)	Base menor (m)	Base maior (m)	Altura da seção (m)	Altitude (m)
83	14900	3,60	5,95	0,95	913
84	15000	3,60	5,90	0,93	911
85	15100	3,63	5,55	0,94	911
86	15200	3,66	5,20	0,95	911
87	15300	3,69	4,85	0,96	911
88	15400	3,72	4,95	0,97	911
89	15500	3,76	5,04	0,99	911
90	15600	3,79	5,14	1,00	911
91	15700	3,82	5,24	1,01	911
92	15800	3,85	5,33	1,02	911
93	15900	3,88	5,43	1,03	911
94	16000	3,91	5,53	1,04	911
95	16100	3,94	5,62	1,05	909
96	16200	3,98	5,72	1,07	909
97	16300	4,01	5,81	1,08	909
98	16400	4,04	5,91	1,09	909
99	16500	4,07	6,01	1,10	909
100	16600	4,10	6,10	1,11	909
101	16700	4,13	6,20	1,12	909
102	16800	4,16	6,30	1,14	909
103	16900	4,19	6,39	1,15	908
104	17000	4,23	6,49	1,16	907
105	17100	4,26	6,59	1,17	907
106	17200	4,29	6,68	1,18	907
107	17300	4,32	6,72	1,19	906
108	17400	4,36	6,76	1,21	906
109	17500	4,39	6,80	1,22	906
110	17600	4,42	6,84	1,23	905
111	17700	4,46	6,87	1,24	905
112	17800	4,49	6,91	1,26	905
113	17900	4,52	6,95	1,27	904
114	18000	4,56	6,99	1,28	904
115	18100	4,59	7,03	1,29	904
116	18200	4,62	7,07	1,31	904
117	18300	4,66	7,10	1,32	904
118	18400	4,69	7,14	1,33	904
119	18500	4,72	7,18	1,34	904
120	18600	4,76	7,22	1,35	904
121	18700	4,79	7,26	1,37	904
122	18800	4,83	7,29	1,38	901
123	18900	4,86	7,33	1,39	901
124	19000	4,89	7,37	1,40	901
125	19100	4,93	7,41	1,42	901

Ponto	Distância do ponto até a nascente (m)	Base menor (m)	Base maior (m)	Altura da seção (m)	Altitude (m)
126	19200	4,96	7,45	1,43	900
127	19300	4,99	7,49	1,44	900
128	19400	5,03	7,52	1,45	900
129	19500	5,06	7,56	1,47	900
130	19600	5,09	7,60	1,48	900
131	19700	5,13	7,64	1,49	900
132	19800	5,16	7,67	1,50	900
133	19900	5,19	7,71	1,51	900
134	20000	5,22	7,75	1,53	900
135	20100	5,25	7,78	1,54	900
136	20200	5,29	7,82	1,55	900
137	20300	5,32	7,85	1,56	899
138	20400	5,35	7,89	1,57	899
139	20500	5,38	7,93	1,58	898
140	20600	5,41	7,96	1,60	898
141	20700	5,45	8,00	1,61	898
142	20800	5,48	8,04	1,62	898
143	20900	5,51	8,07	1,63	898
144	21000	5,54	8,11	1,64	896
145	21100	5,54	8,11	1,64	896
146	21200	5,55	8,12	1,65	896
147	21300	5,55	8,12	1,65	896
148	21400	5,56	8,12	1,65	896
149	21500	5,56	8,13	1,65	896
150	21600	5,56	8,13	1,65	896
151	21700	5,57	8,14	1,65	896
152	21800	5,57	8,14	1,66	896
153	21900	5,58	8,14	1,66	896
154	22000	5,58	8,15	1,66	896
155	22100	5,58	8,15	1,66	896
156	22200	5,59	8,16	1,66	896
157	22300	5,59	8,16	1,66	896
158	22400	5,59	8,16	1,66	896
159	22500	5,60	8,17	1,67	896
160	22600	5,60	8,17	1,67	896
161	22700	5,61	8,18	1,67	896
162	22800	5,61	8,18	1,67	896
163	22900	5,91	8,52	1,78	896
164	23000	6,21	8,86	1,89	896
165	23100	6,24	8,90	1,90	896
166	23200	6,27	8,94	1,91	896
167	23300	6,30	8,98	1,93	896
168	23400	6,34	9,01	1,94	896

Ponto	Distância do ponto até a nascente (m)	Base menor (m)	Base maior (m)	Altura da seção (m)	Altitude (m)
169	23500	6,37	9,05	1,95	896
170	23600	6,40	9,09	1,96	896
171	23700	6,43	9,13	1,97	896
172	23800	6,47	9,16	1,99	895
173	23900	6,50	9,20	2,00	895
174	24000	6,50	9,22	2,00	895
175	24100	6,50	9,24	2,00	895
176	24200	6,50	9,25	2,00	894
177	24300	6,50	9,27	2,00	894
178	24400	6,50	9,29	2,00	894
179	24500	6,50	9,31	2,00	894
180	24600	6,50	9,33	2,00	894
181	24700	6,50	9,35	2,00	894
182	24800	6,50	9,36	2,00	894

ANEXOS

ANEXO 1 – TABULAÇÃO DE DADOS IAT (2025) PARA OS 4 PONTOS DE ESTUDO

QUALIDADE DA ÁGUA – RIO PASSAÚNA – PONTO: Montante Aterro Sanitário

Data da Campanha	Ferro Dissolvido mg/L	Ferro total mg/L Fe	pH	Sólidos dissolvidos Totais mg/L	Sólidos suspensos fixos mg/L	Sólidos suspensos totais mg/L	Sólidos suspensos voláteis mg/L	Sólidos Totais mg/L	Sólidos totais a 103 °C mg/L
12/02/1990	-	-	8,90	-	-	-	-	-	155,00
13/02/1990	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12/08/1990	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13/08/1990	-	-	8,00	-	-	-	-	-	135,00
06/11/1990	-	-	7,80	-	-	-	-	-	131,00
19/02/1991	-	-	7,70	-	-	-	-	-	152,00
24/07/1991	-	-	8,10	-	0	-	10,00	-	-
28/08/1991	-	-	8,30	-	-	-	-	-	-
03/10/1991	-	1,3500	8,30	-	0	-	20,00	-	255,00
29/10/1991	-	1,7500	8,10	-	0	-	24,00	-	162,00
25/11/1991	-	0,5300	8,30	-	0	-	13,00	-	228,00
20/01/1992	-	1,0000	8,60	-	0	-	9,00	-	166,00
19/02/1992	-	0,9200	8,40	-	0	-	9,00	-	132,00
01/04/1992	-	-	7,80	-	0	-	19,00	-	158,00
27/04/1992	-	-	8,40	-	0	-	18,00	-	165,00
02/06/1992	-	-	7,40	-	0	-	60,00	-	216,00
20/07/1992	-	1,2000	8,00	-	0	-	12,00	-	63,00

24/08/1992	-	1,6500	8,20	-	0	-	11,00	-	134,00
28/09/1992	-	0,7000	7,90	-	0	-	27,00	-	106,00
19/10/1992	-	1,5500	8,20	-	0	-	24,00	-	172,00
16/11/1992	-	0,4500	8,20	-	0	-	18,00	-	155,00
21/12/1992	-	-	8,00	-	0	-	24,00	-	203,00
25/01/1993	-	0,4500	8,50	-	0	-	8,00	-	306,00
08/03/1993	-	0,3000	7,60	-	0	-	11,00	-	195,00
13/04/1993	-	0,7000	8,10	-	0	-	5,00	-	164,00
10/05/1993	-	0,5500	8,40	-	0	-	10,00	-	139,00
21/06/1993	-	-	8,20	-	0	-	20,00	-	163,00
26/07/1993	-	1,3000	8,10	-	0	-	10,00	-	169,00
16/08/1993	-	0,7500	8,30	-	0	-	6,00	-	139,00
27/09/1993	-	-	7,70	-	-	-	-	-	182,00
08/11/1993	-	-	8,30	-	-	-	-	-	150,00
01/12/1993	-	-	8,20	-	-	-	-	-	141,00
07/02/1994	-	-	7,90	-	-	-	-	-	183,00
27/04/1994	-	-	7,90	-	-	-	-	-	153,00
21/07/1994	-	-	7,80	-	-	-	-	-	174,00
19/09/1994	-	-	8,40	-	-	-	-	-	101,00
31/10/1994	-	-	8,20	-	-	-	-	-	217,00
13/02/1995	-	-	8,00	-	-	-	-	-	200,00
28/03/1995	-	-	8,20	-	-	-	-	-	196,00
25/05/1995	-	-	8,20	-	-	-	-	-	166,00
19/07/1995	-	-	8,20	-	-	-	-	-	149,00
20/09/1995	-	-	7,60	-	-	-	-	-	149,00
23/10/1995	-	-	8,30	-	-	-	-	-	180,00

21/07/2006	-	-	8,20	-	-	-	-	-	-	182,00
28/09/2006	-	-	7,50	-	-	-	-	-	-	136,00
22/11/2006	-	-	7,94	-	-	-	-	-	-	160,00
17/04/2007	-	-	8,20	-	-	-	-	-	-	150,00
16/07/2007	-	-	8,10	-	-	-	-	-	-	132,00
24/10/2007	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	150,00
14/03/2008	-	-	7,50	-	-	-	-	-	-	217,00
24/06/2008	-	-	7,70	-	-	-	-	-	-	169,00
29/09/2008	-	-	8,15	-	-	-	-	-	-	89,00
26/01/2009	-	-	7,50	-	-	-	-	-	-	174,00
23/07/2009	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	100,00
24/11/2009	-	-	8,00	-	-	-	-	-	-	184,00
22/03/2010	-	-	8,10	-	-	-	-	-	-	176,00
23/06/2010	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	128,00
27/10/2010	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	123,00
01/04/2011	-	-	7,80	-	-	-	-	-	-	142,00
09/08/2011	-	-	7,80	-	-	-	-	-	-	190,00
18/11/2011	-	-	8,09	-	-	-	-	-	-	157,00
29/05/2012	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	146,00
14/11/2012	-	-	8,30	-	-	-	-	-	-	120,00
26/11/2013	-	-	-	-	19,30	-	-	-	-	-
13/12/2014	-	-	7,41	-	17,34	-	-	-	-	-
23/09/2015	-	-	8,24	-	-	-	-	-	-	-
18/10/2016	-	-	7,90	-	157,00	-	31	-	-	-
15/02/2017	-	-	7,87	-	110,00	-	34	-	-	-
15/05/2017	-	-	7,90	-	160,00	-	8,8	-	-	-

03/08/2017	-	-	-	7,80	148,00	-	29	-	-	-
16/10/2017	-	-	-	8,05	313,00	-	20	-	-	-
23/01/2018	-	-	-	7,79	130,00	-	29,00	-	-	-
01/08/2018	<0,1000	-	-	8,20	167,00	-	10,00	-	-	-
31/10/2018	<0,1000	-	-	8,10	145,00	-	23,00	-	-	-
19/02/2019	<0,1000	-	-	8,30	145,00	-	26,00	-	-	-
29/05/2019	0,3200	-	-	8,07	146,00	-	28,00	-	-	-
01/08/2019	<0,1000	-	-	7,90	159,00	-	12,00	-	-	-
23/10/2019	<0,1000	-	-	8,10	152,00	-	14,00	-	-	-
09/03/2020	<0,1000	-	-	7,60	155,60	-	13,40	-	-	-
14/07/2020	<0,1000	-	-	8,10	171,00	-	10,60	-	-	-
18/02/2021	<0,1000	-	-	7,70	179,00	-	16,00	-	-	-
18/05/2021	<0,1000	-	-	8,10	157,00	-	6,00	-	163,00	-
27/01/2022	<0,1000	-	-	8,20	163,00	-	18,00	-	181,00	-
25/05/2022	<0,1000	-	-	8,10	148,00	-	4,00	-	152,00	-

QUALIDADE DA ÁGUA – RIO PASSAÚNA – PONTO: Jusante Aterro Sanitário

Data da Campanha	Ferro Dissolvido mg/L	Ferro total mg/L Fe	pH	Sólidos dissolvidos Totais mg/L	Sólidos suspensos fixos mg/L	Sólidos suspensos totais mg/L	Sólidos suspensos voláteis mg/L	Sólidos Totais mg/L	Σ (λιδος τοταλ α 103 ≡X μg/Λ
18/06/1991	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25/06/1991	-	-	7,80	-	0	-	32,00	-	-
18/07/1991	-	-	7,70	-	0	-	11,00	-	-
23/07/1991	-	-	7,70	-	0	-	14,00	-	-

28/08/1991	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-
03/10/1991	-	0,8000	7,70	-	0	-	8,00	-	284,00
29/10/1991	-	2,7000	7,70	-	0	-	35,00	-	230,00
25/11/1991	-	0,9000	9,00	-	0	-	20,00	-	229,00
20/01/1992	-	0,6500	8,30	-	0	-	17,00	-	192,00
19/02/1992	-	2,1500	8,00	-	0	-	16,00	-	319,00
01/04/1992	-	-	7,90	-	0	-	15,00	-	157,00
12/05/1992	-	-	8,10	-	0	-	24,00	-	161,00
08/06/1992	-	-	7,40	-	0	-	38,00	-	166,00
20/07/1992	-	0,9500	7,90	-	0	-	9,00	-	132,00
24/08/1992	-	1,4500	7,80	-	0	-	10,00	-	114,00
28/09/1992	-	6,5500	8,00	-	0	-	52,00	-	232,00
19/10/1992	-	0,8500	7,90	-	0	-	23,00	-	150,00
16/11/1992	-	97,3500	7,50	-	1382,00	-	174,00	-	1628,00
21/12/1992	-	-	7,60	-	0	-	14,00	-	156,00
25/01/1993	-	0,4000	8,50	-	0	-	7,00	-	183,00
08/03/1993	-	0,6500	7,60	-	0	-	5,00	-	201,00
13/04/1993	-	0,8500	7,90	-	0	-	9,00	-	136,00
10/05/1993	-	0,6500	7,90	-	0	-	11,00	-	156,00
21/06/1993	-	-	7,80	-	0	-	28,00	-	172,00
26/07/1993	-	-	7,90	-	0	-	7,00	-	135,00
27/07/1993	-	0,5000	-	-	-	-	-	-	-
16/08/1993	-	0,7500	7,80	-	0	-	10,00	-	112,00
27/09/1993	-	-	7,60	-	-	-	-	-	184,00
08/11/1993	-	-	8,20	-	-	-	-	-	182,00
23/11/1993	-	-	7,20	-	-	-	-	-	168,00

01/12/1993	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	174,00
09/02/1994	-	-	7,80	-	-	-	-	-	-	168,00
14/02/1994	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	154,00
27/04/1994	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	172,00
21/07/1994	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	145,00
19/09/1994	-	-	8,20	-	-	-	-	-	-	155,00
31/10/1994	-	-	8,00	-	-	-	-	-	-	210,00
14/02/1995	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28/03/1995	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	195,00
26/05/1995	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	214,00
19/07/1995	-	-	7,80	-	-	-	-	-	-	262,00
20/09/1995	-	-	7,80	-	-	-	-	-	-	209,00
23/10/1995	-	-	7,70	-	-	-	-	-	-	146,00
04/12/1995	-	-	8,00	-	-	-	-	-	-	120,00
29/02/1996	-	-	7,70	-	-	-	-	-	-	137,00
02/05/1996	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	64,00
13/05/1996	-	-	8,10	-	-	-	-	-	-	125,00
05/08/1996	-	-	8,00	-	-	-	-	-	-	186,00
06/08/1996	-	-	8,00	-	-	-	-	-	-	227,00
12/09/1996	-	-	7,40	-	-	-	-	-	-	198,00
05/11/1996	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	216,00
06/11/1996	-	-	7,80	-	-	-	-	-	-	165,00
10/04/1997	-	-	7,70	-	-	-	-	-	-	170,00
18/06/1997	-	-	7,80	-	-	-	-	-	-	161,00
08/07/1997	-	-	7,50	-	-	-	-	-	-	149,00
12/08/1997	-	-	8,00	-	-	-	-	-	-	150,00

17/09/1997	-	-	7,80	-	-	-	-	-	-	158,00
09/10/1997	-	-	6,60	-	-	-	-	-	-	231,00
04/12/1997	-	-	7,40	-	-	-	-	-	-	172,00
06/04/1998	-	-	7,50	-	-	-	-	-	-	172,00
22/06/1998	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
06/07/1998	-	-	7,70	-	-	-	-	-	-	156,00
02/09/1998	-	-	8,10	-	-	-	-	-	-	138,00
18/11/1998	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	170,00
14/04/1999	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	173,00
10/06/1999	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/08/1999	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	153,00
22/09/1999	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	-
29/11/1999	-	-	8,30	-	-	-	-	-	-	180,00
17/08/2000	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	144,00
26/09/2000	-	-	7,70	-	-	-	-	-	-	33,00
25/10/2000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	58,00
19/12/2000	-	-	8,40	-	-	-	-	-	-	220,00
04/04/2001	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	171,00
23/07/2001	-	-	8,00	-	-	-	-	-	-	197,00
24/09/2001	-	-	7,70	-	-	-	-	-	-	415,00
31/10/2001	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	233,00
06/08/2003	-	-	8,00	-	-	-	-	-	-	164,00
21/11/2003	-	-	8,10	-	-	-	-	-	-	153,00
10/05/2004	-	-	8,00	-	-	-	-	-	-	143,00
01/06/2004	-	-	8,10	-	-	-	-	-	-	141,00
31/08/2004	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	138,00

12/11/2004	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	178,00
06/12/2004	-	-	7,94	-	-	-	-	-	-	192,00
27/01/2005	-	-	7,80	-	-	-	-	-	-	140,00
15/03/2005	-	-	8,10	-	-	-	-	-	-	255,00
13/04/2005	-	-	8,00	-	-	-	-	-	-	175,00
14/06/2005	-	-	8,00	-	-	-	-	-	-	164,00
01/08/2005	-	-	8,10	-	-	-	-	-	-	144,00
22/09/2005	-	-	7,80	-	-	-	-	-	-	130,00
29/09/2005	-	-	8,00	-	-	-	-	-	-	136,00
07/11/2005	-	-	8,20	-	-	-	-	-	-	193,00
30/01/2006	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	150,00
08/02/2006	-	-	-	-	-	-	-	-	-	251,00
19/04/2006	-	-	8,20	-	-	-	-	-	-	118,00
26/04/2006	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	171,00
21/07/2006	-	-	8,10	-	-	-	-	-	-	176,00
28/09/2006	-	-	7,80	-	-	-	-	-	-	138,00
22/11/2006	-	-	7,94	-	-	-	-	-	-	139,00
17/04/2007	-	-	8,20	-	-	-	-	-	-	150,00
16/07/2007	-	-	8,00	-	-	-	-	-	-	220,00
25/10/2007	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	115,00
14/03/2008	-	-	7,50	-	-	-	-	-	-	205,00
24/06/2008	-	-	7,70	-	-	-	-	-	-	168,00
29/09/2008	-	-	8,00	-	-	-	-	-	-	132,00
26/01/2009	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	168,00
23/07/2009	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	118,00
24/11/2009	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	191,00

23/03/2010	-	-	8,00	-	-	-	-	-	140,00
23/06/2010	-	-	7,60	-	-	-	-	-	167,00
27/10/2010	-	-	7,30	-	-	-	-	-	101,00
01/04/2011	-	-	7,80	-	-	-	-	-	132,00
09/08/2011	-	-	7,70	-	-	-	-	-	263,00
18/11/2011	-	-	7,99	-	-	-	-	-	143,00
29/05/2012	-	-	7,90	-	-	-	-	-	127,00
13/11/2012	-	-	8,00	-	-	-	-	-	50,00
26/11/2013	-	-	7,71	18,80	-	-	-	-	-
13/12/2014	-	-	7,33	16,80	-	-	-	-	-
23/09/2015	-	-	8,30	-	-	-	-	-	-
18/11/2015	-	-	7,86	-	-	-	-	-	-
03/05/2016	-	-	7,10	-	-	-	-	-	-
20/07/2016	-	-	7,18	-	-	-	-	-	-

QUALIDADE DA ÁGUA – RIO PASSAÚNA – PONTO: Santa Felicidade

Data da Campanha	Ferro Dissolvido mg/L	Ferro total mg/L Fe	pH	Sólidos dissolvidos Totais mg/L	Sólidos suspensos fixos mg/L	Sólidos suspensos totais mg/L	Sólidos suspensos voláteis mg/L	Sólidos Totais mg/L	Sólidos totais a 103 °C mg/L
23/07/1991	-	-	7,50	-	0	-	21,00	-	-
28/08/1991	-	-	7,80	-	-	-	-	-	-
01/10/1991	-	1,8000	7,90	-	0	-	14,00	-	195,00
30/10/1991	-	9,5500	7,30	-	51,00	-	80,00	-	329,00
25/11/1991	-	2,1900	7,90	-	0	-	11,00	-	169,00
21/01/1992	-	2,5000	7,70	-	22,00	-	16,00	-	208,00
19/02/1992	-	2,6600	7,70	-	0	-	16,00	-	250,00
01/04/1992	-	-	7,80	-	0	-	51,00	-	256,00
28/04/1992	-	-	7,50	-	0	-	29,00	-	160,00
09/06/1992	-	-	7,40	-	0	-	10,00	-	181,00
20/07/1992	-	1,2000	7,60	-	0	-	9,00	-	115,00
24/08/1992	-	2,0000	7,50	-	0	-	17,00	-	121,00
29/09/1992	-	1,4500	7,80	-	0	-	12,00	-	195,00
19/10/1992	-	2,0500	7,60	-	0	-	35,00	-	204,00
16/11/1992	-	104,1500	7,40	-	1711,00	-	277,00	-	2086,00
21/12/1992	-	-	7,90	-	0	-	30,00	-	169,00
25/01/1993	-	1,7500	7,60	-	11,00	-	22,00	-	148,00
08/03/1993	-	1,5000	7,20	-	0	-	18,00	-	130,00
13/04/1993	-	1,8500	7,60	-	0	-	17,00	-	158,00
10/05/1993	-	1,7000	7,70	-	0	-	43,00	-	168,00

21/06/1993	-	-	7,70	-	0	-	31,00	-	174,00
26/07/1993	-	0,8000	7,60	-	0	-	15,00	-	174,00
16/08/1993	-	1,5500	7,70	-	0	-	21,00	-	138,00
27/09/1993	-	-	7,40	-	-	-	-	-	194,00
08/11/1993	-	-	7,80	-	-	-	-	-	178,00
01/12/1993	-	-	7,70	-	-	-	-	-	216,00
07/02/1994	-	-	7,30	-	-	-	-	-	162,00
27/04/1994	-	-	7,70	-	-	-	-	-	179,00
25/07/1994	-	-	7,30	-	-	-	-	-	108,00
19/09/1994	-	-	8,20	-	-	-	-	-	136,00
31/10/1994	-	-	7,80	-	-	-	-	-	285,00
14/02/1995	-	-	7,80	-	-	-	-	-	136,00
29/03/1995	-	-	7,80	-	-	-	-	-	217,00
20/07/1995	-	-	7,70	-	-	-	-	-	172,00
19/09/1995	-	-	7,30	-	-	-	-	-	217,00
20/09/1995	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23/10/1995	-	-	7,70	-	-	-	-	-	181,00
04/12/1995	-	-	7,80	-	-	-	-	-	130,00
29/02/1996	-	-	7,30	-	-	-	-	-	124,00
02/05/1996	-	-	7,70	-	-	-	-	-	183,00
06/08/1996	-	-	7,90	-	-	-	-	-	265,00
05/11/1996	-	-	7,60	-	-	-	-	-	245,00
08/07/1997	-	-	7,40	-	-	-	-	-	133,00
17/09/1997	-	-	7,50	-	-	-	-	-	173,00
20/08/1998	-	-	7,30	-	-	-	-	-	185,00
27/04/1999	-	-	7,70	-	-	-	-	-	159,00

27/10/2010	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	89,00	
04/04/2011	-	-	7,72	-	-	-	-	-	-	152,00	
08/08/2011	-	-	7,80	-	-	-	-	-	-	50,00	
17/11/2011	-	-	7,83	-	-	-	-	-	-	201,00	
29/05/2012	-	-	7,80	-	-	-	-	-	-	107,00	
13/11/2012	-	-	7,80	-	-	-	-	-	-	143,00	

QUALIDADE DA ÁGUA – RIO PASSAÚNA – PONTO: BR 277

Data da Campanha	Ferro Dissolvido	Ferro total	pH	Sólidos dissolvidos Totais	Sólidos suspensos fixos	Sólidos suspensos totais	Sólidos suspensos voláteis	Sólidos Totais	Sólidos totais a 103 °C
mg/L	mg/L Fe	Unidade de pH	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
07/05/1985	-	-	7,75	-	-	-	-	-	146,00
02/06/1987	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29/02/1988	-	-	7,20	-	-	-	-	-	183,00
07/04/1988	-	-	7,40	-	-	-	-	-	219,00
06/06/1988	-	-	7,20	-	-	-	-	-	114,00
26/07/1988	-	-	7,10	-	-	-	-	-	134,00
26/10/1988	-	-	7,50	-	-	-	-	-	88,00
16/02/1989	-	-	7,50	-	-	-	-	-	310,00
11/04/1989	-	-	6,90	-	-	-	-	-	198,00
29/06/1989	-	-	7,60	-	-	-	-	-	93,00
03/08/1989	-	-	7,20	-	-	-	-	-	121,00
17/08/1989	-	-	7,40	-	-	-	-	-	143,00
14/08/1990	-	-	7,60	-	-	-	-	-	122,00

08/11/1990	-	-	7,10	-	-	-	-	-	-	146,00
20/02/1991	-	-	7,40	-	-	-	-	-	-	136,00
18/06/1991	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25/06/1991	-	-	7,60	-	-	0	-	-	47,00	-
19/07/1991	-	-	7,60	-	-	0	-	-	30,00	-
29/08/1991	-	-	7,50	-	-	-	-	-	-	-
05/09/1991	-	-	7,50	-	-	0	-	-	7,00	-
26/09/1991	-	1,1800	7,50	-	-	0	-	-	10,00	154,00
30/10/1991	-	24,1500	7,30	-	-	42,00	-	-	200,00	453,00
25/11/1991	-	2,1300	7,70	-	-	0	-	-	29,00	163,00
18/12/1991	-	-	7,80	-	-	33,00	-	-	43,00	-
22/01/1992	-	1,9000	7,80	-	-	0	-	-	19,00	140,00
19/02/1992	-	2,0700	7,90	-	-	0	-	-	32,00	174,00
11/03/1992	-	2,6100	7,60	-	-	0	-	-	35,00	-
12/05/1992	-	-	7,40	-	-	0	-	-	15,00	122,00
03/06/1992	-	-	7,10	-	-	0	-	-	55,00	146,00
21/07/1992	-	1,3500	7,30	-	-	0	-	-	9,00	108,00
25/08/1992	-	1,7500	7,20	-	-	0	-	-	13,00	97,00
29/09/1992	-	1,6000	7,40	-	-	0	-	-	7,00	167,00
20/10/1992	-	5,0500	7,30	-	-	0	-	-	37,00	148,00
17/11/1992	-	2,8500	7,30	-	-	0	-	-	43,00	131,00
21/12/1992	-	-	7,60	-	-	0	-	-	15,00	154,00
27/01/1993	-	1,7500	7,60	-	-	0	-	-	62,00	-
09/03/1993	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
09/03/1993	-	1,3000	6,90	-	-	0	-	-	7,00	138,00
19/04/1993	-	2,0500	7,60	-	-	0	-	-	14,00	121,00

11/05/1993	-	1,7000	7,80	-	0	-	22,00	-	136,00
22/06/1993	-	-	7,60	-	0	-	6,00	-	99,00
27/07/1993	-	-	7,40	-	0	-	9,00	-	135,00
27/07/1993	-	1,1500	-	-	-	-	-	-	-
17/08/1993	-	0,9500	7,00	-	0	-	5,00	-	75,00
20/09/1993	-	-	7,20	-	-	-	-	-	143,00
21/09/1993	-	-	6,90	-	-	-	-	-	933,00
28/09/1993	-	-	7,30	-	-	-	-	-	142,00
20/10/1993	-	-	7,20	-	0	-	69,00	-	138,00
08/11/1993	-	-	7,70	-	-	-	-	-	210,00
16/11/1993	-	-	7,40	-	0	-	8,00	-	124,00
23/11/1993	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30/11/1993	-	-	7,60	-	-	-	-	-	176,00
16/12/1993	-	-	7,30	-	0	-	48,00	-	180,00
07/02/1994	-	-	7,50	-	-	-	-	-	176,00
28/03/1994	-	-	7,40	-	0	-	44,00	-	120,00
25/04/1994	-	-	7,50	-	0	-	60,00	-	200,00
28/04/1994	-	-	7,70	-	-	-	-	-	210,00
03/06/1994	-	-	7,10	-	-	-	-	-	195,00
06/06/1994	-	-	7,70	-	0	-	17,00	-	192,00
05/07/1994	-	-	7,90	-	0	-	36,00	-	86,00
25/07/1994	-	-	7,30	-	-	-	-	-	105,00
20/09/1994	-	-	7,80	-	-	-	-	-	143,00
01/11/1994	-	-	7,40	-	-	-	-	-	211,00
14/02/1995	-	-	7,70	-	-	-	-	-	125,00
29/03/1995	-	-	7,80	-	-	-	-	-	225,00

17/07/1995	-	-	-	-	-	6,50	-	-	-	-	-	109,00
09/08/1995	-	-	-	-	-	7,80	-	-	-	-	-	109,00
23/10/1995	-	-	-	-	-	7,80	-	-	-	-	-	130,00
05/12/1995	-	-	-	-	-	7,60	-	-	-	-	-	55,00
21/02/1996	-	-	-	-	-	7,60	-	-	-	-	-	169,00
11/04/1996	-	-	-	-	-	8,10	-	-	-	-	-	116,00
26/04/1996	-	-	-	-	-	7,80	-	-	-	-	-	122,00
06/05/1996	-	-	-	-	-	7,70	-	-	-	-	-	107,00
03/06/1996	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
02/07/1996	-	-	-	-	-	7,80	-	-	-	-	-	82,00
07/08/1996	-	-	-	-	-	7,50	-	-	-	-	-	213,00
02/09/1996	-	-	-	-	-	7,50	-	-	-	-	-	104,00
08/10/1996	-	-	-	-	-	7,60	-	-	-	-	-	144,00
06/11/1996	-	-	-	-	-	7,60	-	-	-	-	-	134,00
18/03/1997	-	-	-	-	-	7,60	-	-	-	-	-	192,00
09/04/1997	-	-	-	-	-	7,70	-	-	-	-	-	86,00
28/04/1997	-	-	-	-	-	7,50	-	-	-	-	-	150,00
03/07/1997	-	-	-	-	-	7,20	-	-	-	-	-	191,00
31/07/1997	-	-	-	-	-	7,40	-	-	-	-	-	118,00
14/08/1997	-	-	-	-	-	7,60	-	-	-	-	-	153,00
17/09/1997	-	-	-	-	-	7,40	-	-	-	-	-	212,00
04/11/1997	-	-	-	-	-	7,20	-	-	-	-	-	-
26/03/1998	-	-	-	-	-	7,40	-	-	-	-	-	194,00
06/05/1998	-	-	-	-	-	7,50	-	-	-	-	-	123,00
19/05/1998	-	-	-	-	-	7,80	-	-	-	-	-	197,00
21/05/1998	-	-	-	-	-	7,20	-	-	-	-	-	86,00

08/06/2004	-	-	7,20	-	-	-	-	-	-	103,00
30/08/2004	-	-	7,70	-	-	-	-	-	-	116,00
10/11/2004	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	172,00
07/12/2004	-	-	7,55	-	-	-	-	-	-	174,00
27/01/2005	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	128,00
14/03/2005	-	-	7,50	-	-	-	-	-	-	273,00
14/04/2005	-	-	7,10	-	-	-	-	-	-	143,00
13/06/2005	-	-	8,20	-	-	-	-	-	-	147,00
21/09/2005	-	-	7,40	-	-	-	-	-	-	140,00
28/09/2005	-	-	7,90	-	-	-	-	-	-	125,00
27/10/2005	-	-	8,90	-	-	-	-	-	-	265,00
30/01/2006	-	-	6,90	-	-	-	-	-	-	165,00
16/03/2006	-	-	8,40	-	-	-	-	-	-	184,00
27/04/2006	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	140,00
26/05/2006	-	-	8,20	-	-	-	-	-	-	110,00
27/09/2006	-	-	7,10	-	-	-	-	-	-	69,00
21/11/2006	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	142,00
16/04/2007	-	-	7,70	-	-	-	-	-	-	168,00
17/07/2007	-	-	7,70	-	-	-	-	-	-	167,00
22/10/2007	-	-	7,65	-	-	-	-	-	-	175,00
13/03/2008	-	-	7,20	-	-	-	-	-	-	283,00
25/06/2008	-	-	7,40	-	-	-	-	-	-	140,00
30/09/2008	-	-	7,66	-	-	-	-	-	-	189,00
26/01/2009	-	-	7,60	-	-	-	-	-	-	128,00
29/07/2009	-	-	7,20	-	-	-	-	-	-	197,00
17/11/2009	-	-	7,70	-	-	-	-	-	-	195,00

24/03/2010	-	-	7,60	-	-	-	-	-	184,00
22/06/2010	-	-	7,70	-	-	-	-	-	246,00
26/10/2010	-	-	7,60	-	-	-	-	-	80,00
04/04/2011	-	-	7,66	-	-	-	-	-	81,00
08/08/2011	-	-	7,80	-	-	-	-	-	118,00
22/11/2011	-	-	7,60	-	-	-	-	-	148,00
28/05/2012	-	-	7,80	-	-	-	-	-	130,00
13/11/2012	-	-	7,60	-	-	-	-	-	150,00
20/08/2013	-	-	7,49	-	-	-	-	-	139,00
08/10/2013	-	-	7,90	-	120,00	-	-	-	129,00
18/02/2014	-	-	7,69	-	98,00	-	-	-	111,00
09/07/2014	-	-	7,40	-	86,00	-	-	-	99,00
20/08/2014	-	-	7,49	-	119,00	-	-	-	139,00
11/03/2015	-	-	7,81	-	115,40	-	-	-	137,00
18/10/2016	-	-	7,70	-	120,00	-	144	-	-
16/02/2017	-	-	7,43	-	58,00	-	32	-	-
15/05/2017	-	-	7,70	-	139,00	-	6,8	145,50	-
03/08/2017	-	-	7,60	-	119,00	-	35	154,00	-
16/10/2017	-	-	7,70	-	262,00	-	16	278,00	-
23/01/2018	-	-	8,10	-	110,00	-	41,00	151,00	-
09/08/2018	0,1700	-	7,30	-	130,00	-	4,50	134,00	-
08/11/2018	<0,1000	-	7,90	-	134,00	-	8,80	143,00	-
19/02/2019	<0,1000	-	8,30	-	116,00	-	25,00	141,00	-
30/05/2019	0,3300	-	7,60	-	121,00	-	173,00	173,00	-
07/08/2019	<0,1000	-	7,57	-	133,00	-	7,00	140,00	-
04/11/2019	0,1500	-	7,60	-	372,00	-	8,00	380,00	-

09/03/2020	0,1800	-	7,60	140,00	-	6,60	-	140,00	-
19/08/2020	0,3100	-	7,60	98,00	-	48,00	-	146,00	-
23/02/2021	0,1200	-	7,49	170,00	-	9,80	-	180,00	-
27/07/2021	<0,1000	-	7,60	134,00	-	3,80	-	138,00	-

RELATÓRIO DE TABELA COTA (CM) / VAZÃO (M³/S)

Estação:	MONTANTE ATERRO	Código:	65020995	Entidade:	ANA
Município:	Almirante Tamandaré	Instalação:	01/06/1984	Extinção:	
Tipo:	F.Q.D.	Bacia:	Iguaçu	Sub-bacia:	1
Altitude:	929,000 m	Latitude:	-25,3461716	Longitude:	-49,3408935
Rio:	Rio Passaúna	Área drenagem:	14,60 km²	Classe:	2

Período: 18/01/1985 a 31/12/2000

Cota	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
20						0,053	0,055	0,058	0,061	0,065
30	0,068	0,071	0,074	0,079	0,082	0,086	0,089	0,095	0,099	0,104
40	0,107	0,114	0,119	0,123	0,130	0,135	0,141	0,147	0,152	0,160
50	0,167	0,174	0,182	0,189	0,197	0,204	0,211	0,219	0,226	0,234
60	0,247	0,257	0,267	0,277	0,287	0,297	0,307	0,317	0,327	0,337
70	0,358	0,372	0,385	0,399	0,412	0,426	0,440	0,453	0,467	0,480
80	0,503	0,521	0,539	0,556	0,574	0,592	0,610	0,628	0,645	0,663
90	0,692	0,715	0,738	0,760	0,783	0,806	0,829	0,852	0,874	0,897
100	0,934	0,963	0,992	1,020	1,049	1,078	1,107	1,136	1,164	1,193
110	1,239	1,275	1,311	1,347	1,383	1,419	1,455	1,491	1,527	1,563
120	1,618	1,662	1,707	1,751	1,796	1,840	1,884	1,929	1,973	2,018
130	2,086	2,140	2,194	2,248	2,302	2,356	2,410	2,464	2,518	2,572
140	2,653	2,719	2,784	2,850	2,915	2,981	3,047	3,112	3,178	3,243
150	3,338	3,417	3,496	3,574	3,653	3,732	3,811	3,890	3,968	4,047
160	4,161	4,254	4,347	4,440	4,533	4,626	4,719	4,812	4,905	4,998
170	5,134	5,244	5,354	5,465	5,575	5,685	5,795	5,905	6,016	6,126
180	6,282	6,411	6,540	6,669	6,798	6,927	7,056	7,185	7,314	7,443
190	7,626	7,776	7,927	8,077	8,228	8,378	8,528	8,679	8,829	8,980
200	9,189	9,363	9,537	9,712	9,886	10,060	10,234	10,408	10,583	10,757
210	10,998	11,199	11,400	11,601	11,802	12,003	12,204	12,405	12,606	12,807
220	13,080	13,311	13,541	13,772	14,002	14,233	14,464	14,694	14,925	15,155
230	15,466	15,729	15,992	16,256	16,519	16,782	17,045	17,308	17,572	17,835
240	18,185	18,484	18,784	19,083	19,383	19,682	19,981	20,281	20,580	20,880
250	21,275									

Altura mínima de
Altura máxima de

25 cm. com vazão de
250 cm. com vazão de

0,053 m³/s
21,275 m³/s

RELATÓRIO DE TABELA COTA (CM) / VAZÃO (M³/S)

Estação:	MONTANTE ATERRO	Código:	65020995	Entidade:	ANA
Município:	Almirante Tamandaré	Instalação:	01/06/1984	Extinção:	
Tipo:	F.Q.D.	Bacia:	Iguaçu	Sub-bacia:	1
Altitude:	929,000 m	Latitude:	-25,3461716	Longitude:	-49,3408935
Rio:	Rio Passaúna	Área drenagem:	14,60 km²	Classe:	2

Período: 01/01/2001 a 31/12/2021

Cota	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
30						0,010	0,015	0,020	0,029	0,034
40	0,050	0,065	0,080	0,095	0,100	0,115	0,130	0,145	0,148	0,163
50	0,179	0,194	0,209	0,224	0,239	0,254	0,270	0,285	0,297	0,312
60	0,330	0,345	0,359	0,373	0,390	0,404	0,429	0,444	0,460	0,475
70	0,500	0,515	0,530	0,545	0,570	0,585	0,594	0,609	0,640	0,655
80	0,670	0,690	0,709	0,728	0,750	0,770	0,790	0,810	0,820	0,839
90	0,858	0,878	0,898	0,919	0,939	0,959	0,979	0,999	1,020	1,040
100	1,060	1,080	1,100	1,119	1,139	1,159	1,179	1,199	1,218	1,238
110	1,260	1,292	1,324	1,355	1,387	1,419	1,451	1,483	1,514	1,546
120	1,620	1,664	1,708	1,752	1,796	1,840	1,884	1,928	1,972	2,016
130	2,088	2,142	2,196	2,250	2,304	2,358	2,412	2,466	2,520	2,574
140	2,649	2,715	2,781	2,847	2,913	2,979	3,045	3,111	3,177	3,243
150	3,338	3,420	3,502	3,585	3,667	3,749	3,831	3,913	3,996	4,078
160	4,160	4,257	4,354	4,451	4,548	4,644	4,741	4,838	4,935	5,032
170	5,129	5,244	5,359	5,474	5,589	5,704	5,820	5,935	6,050	6,165
180	6,280	6,415	6,550	6,685	6,820	6,954	7,089	7,224	7,359	7,494
190	7,629	7,785	7,941	8,097	8,253	8,409	8,565	8,721	8,877	9,033
200	9,189	9,370	9,551	9,732	9,913	10,095	10,276	10,457	10,638	10,819
210	11,000	11,208	11,416	11,624	11,832	12,040	12,248	12,456	12,664	12,872
220	13,080	13,319	13,558	13,797	14,036	14,275	14,514	14,753	14,992	15,231
230	15,470	15,742	16,014	16,286	16,558	16,830	17,102	17,374	17,646	17,918
240	18,190	18,499	18,808	19,117	19,426	19,735	20,044	20,353	20,662	20,971
250	21,280									

RELATÓRIO DE TABELA COTA (CM) / VAZÃO (M³/S)

Estação:	JUSANTE ATERRO	Código:	65021000	Entidade:	ANA
Município:	Curitiba	Instalação:	21/04/1976	Extinção:	
Tipo:	F.Q.D.S.	Bacia:	Iguaçu	Sub-bacia:	1
Altitude:	921,000 m	Latitude:	-25,3645556	Longitude:	-49,3449167
Rio:	Rio Passaúna	Área drenagem:	23,00 km²	Classe:	2

Período: 18/01/1985 a 31/01/1994

Cota	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
20	0,110	0,116	0,122	0,128	0,134	0,140	0,146	0,152	0,158	0,164
30	0,190	0,202	0,214	0,226	0,238	0,250	0,262	0,274	0,286	0,298
40	0,320	0,336	0,352	0,368	0,384	0,400	0,416	0,432	0,448	0,464
50	0,500	0,522	0,544	0,565	0,587	0,609	0,631	0,653	0,674	0,696
60	0,750	0,782	0,814	0,846	0,878	0,910	0,942	0,974	1,006	1,038
70	1,090	1,132	1,174	1,216	1,258	1,300	1,342	1,384	1,426	1,468
80	1,530	1,582	1,634	1,686	1,738	1,790	1,842	1,894	1,946	1,998
90	2,088	2,154	2,220	2,287	2,353	2,419	2,485	2,551	2,618	2,684
100	2,790	2,872	2,954	3,036	3,118	3,200	3,282	3,364	3,446	3,528
110	3,649	3,749	3,849	3,950	4,050	4,150	4,250	4,350	4,451	4,551
120	4,700	4,820	4,940	5,059	5,179	5,299	5,419	5,539	5,658	5,778
130	5,950	6,094	6,238	6,381	6,525	6,669	6,813	6,957	7,100	7,244
140	7,440	7,610	7,780	7,950	8,120	8,290	8,460	8,630	8,800	8,970
150	9,200	9,380	9,560	9,740	9,920	10,100	10,280	10,460	10,640	10,820
160	11,000	11,180	11,360	11,540	11,720	11,900	12,079	12,259	12,439	12,619
170	12,799	12,979	13,159	13,339	13,519	13,699	13,879	14,059	14,239	14,419
180	14,599	14,769	14,939	15,109	15,279	15,449	15,619	15,789	15,959	16,129
190	16,300	16,470	16,640	16,810	16,980	17,150	17,320	17,490	17,660	17,830
200	18,000									

Altura mínima de
Altura máxima de

20 cm. com vazão de
200 cm. com vazão de

0,110 m³/s
18,000 m³/s

RELATÓRIO DE TABELA COTA (CM) / VAZÃO (M³/S)

Estação:	JUSANTE ATERRO	Código:	65021000	Entidade:	ANA
Município:	Curitiba	Instalação:	21/04/1976	Extinção:	
Tipo:	F.Q.D.S.	Bacia:	Iguaçu	Sub-bacia:	1
Altitude:	921,000 m	Latitude:	-25,3645556	Longitude:	-49,3449167
Rio:	Rio Passaúna	Área drenagem:	23,00 km²	Classe:	2

Período: 01/02/1994 a 31/07/1999

Cota	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
20	0,079	0,083	0,087	0,090	0,094	0,098	0,102	0,106	0,109	0,113
30	0,121	0,126	0,132	0,137	0,143	0,148	0,153	0,159	0,164	0,170
40	0,179	0,187	0,194	0,202	0,209	0,217	0,225	0,232	0,240	0,247
50	0,261	0,271	0,281	0,291	0,301	0,311	0,321	0,331	0,341	0,351
60	0,369	0,382	0,396	0,409	0,423	0,436	0,449	0,463	0,476	0,490
70	0,513	0,530	0,547	0,565	0,582	0,599	0,616	0,633	0,651	0,668
80	0,698	0,720	0,742	0,765	0,787	0,809	0,831	0,853	0,876	0,898
90	0,934	0,962	0,990	1,018	1,046	1,074	1,102	1,130	1,158	1,186
100	1,231	1,266	1,302	1,337	1,373	1,408	1,443	1,479	1,514	1,550
110	1,602	1,646	1,689	1,733	1,776	1,820	1,864	1,907	1,951	1,994
120	2,060	2,113	2,166	2,220	2,273	2,326	2,379	2,432	2,486	2,539
130	2,619	2,683	2,748	2,812	2,877	2,941	3,005	3,070	3,134	3,199
140	3,295	3,373	3,450	3,528	3,606	3,683	3,761	3,838	3,916	3,993

Altura mínima de
Altura máxima de

20 cm. com vazão de
200 cm. com vazão de

0,079 m³/s
10,996 m³/s

RELATÓRIO DE TABELA COTA (CM) / VAZÃO (M³/S)

Estação:	JUSANTE ATERRO	Código:	65021000	Entidade:	ANA
Município:	Curitiba	Instalação:	21/04/1976	Extinção:	
Tipo:	F.Q.D.S.	Bacia:	Iguaçu	Sub-bacia:	1
Altitude:	921,000 m	Latitude:	-25,3645556	Longitude:	-49,3449167
Rio:	Rio Passaúna	Área drenagem:	23,00 km²	Classe:	2

Período: 01/08/1999 a 31/12/2021

Cota	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
20	0,048	0,051	0,053	0,056	0,058	0,061	0,064	0,066	0,069	0,071
30	0,074	0,078	0,082	0,086	0,090	0,094	0,098	0,102	0,106	0,110
40	0,116	0,121	0,126	0,132	0,137	0,142	0,147	0,152	0,158	0,163
50	0,172	0,179	0,186	0,194	0,201	0,208	0,215	0,222	0,230	0,237
60	0,250	0,259	0,269	0,278	0,288	0,297	0,306	0,316	0,325	0,335
70	0,354	0,367	0,380	0,393	0,406	0,419	0,432	0,445	0,458	0,471
80	0,492	0,509	0,526	0,542	0,559	0,576	0,593	0,610	0,626	0,643
90	0,672	0,694	0,715	0,737	0,758	0,780	0,802	0,823	0,845	0,866
100	0,903	0,931	0,958	0,986	1,013	1,041	1,069	1,096	1,124	1,151
110	1,195	1,230	1,265	1,300	1,335	1,370	1,405	1,440	1,475	1,510
120	1,563	1,606	1,650	1,693	1,737	1,780	1,823	1,867	1,910	1,954
130	2,020	2,073	2,126	2,180	2,233	2,286	2,339	2,392	2,446	2,499
140	2,580	2,645	2,711	2,776	2,842	2,907	2,972	3,038	3,103	3,169
150	3,266	3,345	3,424	3,503	3,582	3,661	3,740	3,819	3,898	3,977
160	4,095	4,190	4,285	4,380	4,475	4,570	4,665	4,760	4,855	4,950
170	5,089	5,203	5,317	5,431	5,545	5,659	5,773	5,887	6,001	6,115
180	6,278	6,413	6,548	6,683	6,818	6,953	7,088	7,223	7,358	7,493
190	7,685	7,845	8,004	8,164	8,323	8,483	8,643	8,802	8,962	9,121
200	9,347									

RELATÓRIO DE TABELA COTA (CM) / VAZÃO (M³/S)

Estação:	PASSAÚNA - SANTA	Código:	65021250	Entidade:	AGUASPARANÁ
Município:	Campo Magro	Instalação:	01/06/1984	Extinção:	30/11/2009
Tipo:	F.Q.D.	Bacia:	Iguaçu	Sub-bacia:	1
Altitude:	904,000 m	Latitude:	-25,3867985	Longitude:	-49,3605151
Rio:	Rio Passaúna	Área drenagem:	42,75 km²	Classe:	2

Período: 18/01/1985 a 31/12/1991

Cota	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
40						0,034	0,036	0,037	0,041	0,043
50	0,045	0,048	0,052	0,055	0,058	0,062	0,065	0,068	0,073	0,076
60	0,081	0,085	0,090	0,094	0,101	0,106	0,113	0,118	0,125	0,130
70	0,139	0,146	0,153	0,160	0,171	0,178	0,189	0,196	0,209	0,216
80	0,231	0,243	0,255	0,267	0,281	0,293	0,308	0,320	0,340	0,352
90	0,372	0,390	0,409	0,428	0,449	0,468	0,491	0,510	0,538	0,556
100	0,588	0,617	0,646	0,676	0,705	0,734	0,763	0,792	0,822	0,851
110	0,872	0,901	0,930	0,960	0,989	1,018	1,047	1,076	1,106	1,135
120	1,167	1,198	1,228	1,259	1,289	1,320	1,351	1,381	1,412	1,442
130	1,477	1,510	1,542	1,575	1,607	1,640	1,673	1,705	1,738	1,770
140	1,805	1,839	1,873	1,906	1,940	1,974	2,008	2,042	2,075	2,109
150	2,147	2,182	2,217	2,252	2,287	2,322	2,357	2,392	2,427	2,462
160	2,501	2,537	2,574	2,610	2,647	2,683	2,719	2,756	2,792	2,829
170	2,866	2,904	2,942	2,979	3,017	3,055	3,093	3,131	3,168	3,206
180	3,245	3,283	3,322	3,360	3,399	3,437	3,475	3,514	3,552	3,591
190	3,633	3,672	3,712	3,751	3,791	3,830	3,869	3,909	3,948	3,988
200	4,030	4,070	4,111	4,151	4,192	4,232	4,272	4,313	4,353	4,394
210	4,437	4,478	4,519	4,560	4,601	4,642	4,683	4,724	4,765	4,806
220	4,852	4,894	4,936	4,979	5,021	5,063	5,105	5,147	5,190	5,232
230	5,276	5,319	5,362	5,405	5,448	5,491	5,534	5,577	5,620	5,663
240	5,708	5,752	5,795	5,839	5,882	5,926	5,970	6,013	6,057	6,100
250	6,147	6,191	6,236	6,280	6,325	6,369	6,413	6,458	6,502	6,547
260	6,592	6,637	6,682	6,728	6,773	6,818	6,863	6,908	6,954	6,999
270	7,047	7,093	7,139	7,185	7,231	7,277	7,323	7,369	7,415	7,461
280	7,508	7,555	7,601	7,648	7,695	7,741	7,788	7,835	7,882	7,928
290	7,975	8,022	8,070	8,117	8,164	8,212	8,259	8,306	8,353	8,401
300	8,448									



com vazão de com vazão de

0,034 m³/s

8,448 m³/s

Relatório de TABELA cota (cm) / vazão (m³/s)

Estação:	PASSAÚNA - SANTA	Código:	65021250	Entidade:	AGUASPARANÁ
Município:	Campo Magro	Instalação:	01/06/1984	Extinção:	30/11/2009
Tipo:	F.Q.D.	Bacia:	Iguaçu	Sub-bacia:	1
Altitude:	904,000 m	Latitude:	-25,3867985	Longitude:	-49,3605151
Rio:	Rio Passaúna	Área drenagem:	42,75 km²	Classe:	2

Período: 01/01/1992 a 31/10/1996

Cota	0	1	2	3	4	A 5	6	7	8	9
60	0,060	0,063	0,067	0,070	0,073	0,080	0,083	0,090	0,093	0,100
70	0,110	0,120	0,130	0,140	0,140	0,150	0,160	0,170	0,175	0,185
80	0,190	0,200	0,210	0,220	0,230	0,240	0,250	0,260	0,280	0,290
90	0,300	0,315	0,330	0,345	0,360	0,375	0,390	0,405	0,420	0,435
100	0,450	0,466	0,482	0,498	0,514	0,530	0,546	0,562	0,578	0,594
110	0,630	0,652	0,674	0,696	0,718	0,740	0,762	0,784	0,806	0,828
120	0,860	0,888	0,916	0,944	0,972	1,000	1,028	1,056	1,084	1,112
130	1,140	1,172	1,204	1,236	1,268	1,300	1,332	1,364	1,396	1,428
140	1,480	1,518	1,556	1,594	1,632	1,670	1,708	1,746	1,784	1,822
150	1,870	1,914	1,958	2,002	2,046	2,090	2,134	2,178	2,222	2,266
160	2,320	2,356	2,392	2,428	2,464	2,500	2,536	2,572	2,608	2,644
170	2,690	2,728	2,766	2,804	2,842	2,880	2,918	2,956	2,994	3,032
180	3,070	3,108	3,146	3,184	3,222	3,260	3,298	3,336	3,374	3,412
190	3,450	3,490	3,530	3,570	3,610	3,650	3,690	3,730	3,770	3,810
200	3,850	3,891	3,932	3,973	4,014	4,055	4,096	4,137	4,178	4,219
210	4,260	4,301	4,342	4,383	4,424	4,465	4,506	4,547	4,588	4,629
220	4,670	4,713	4,756	4,799	4,842	4,885	4,928	4,971	5,014	5,057
230	5,100	5,143	5,186	5,229	5,272	5,315	5,358	5,401	5,444	5,487
240	5,530	5,574	5,618	5,662	5,706	5,750	5,794	5,838	5,882	5,926
250	5,970	6,014	6,058	6,102	6,146	6,190	6,234	6,278	6,322	6,366
260	6,410	6,456	6,502	6,548	6,594	6,640	6,686	6,732	6,778	6,824
270	6,870	6,916	6,962	7,008	7,054	7,100	7,146	7,192	7,238	7,284
280	7,330	7,377	7,424	7,471	7,518	7,565	7,612	7,659	7,706	7,753
290	7,800	7,847	7,894	7,941	7,988	8,035	8,082	8,129	8,176	8,223
300	8,270									

Altura mínima de

60 cm.

com vazão de

0,060 m³/s
8,270 m³/s

RELATÓRIO DE TABELA COTA (CM) / VAZÃO (M³/S)

Estação:	PASSAÚNA - SANTA	Código:	65021250	Entidade:	AGUASPARANÁ
Município:	Campo Magro	Instalação:	01/06/1984	Extinção:	30/11/2009
Tipo:	F.Q.D.	Bacia:	Iguaçu	Sub-bacia:	1
Altitude:	904,000 m	Latitude:	-25,3867985	Longitude:	-49,3605151
Rio:	Rio Passaúna	Área drenagem:	42,75 km²	Classe:	2

Período: 01/11/1996 a 30/11/2009

Cota	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
80	0,119	0,145	0,170	0,196	0,220	0,246	0,270	0,296	0,330	0,356
90	0,380	0,404	0,429	0,454	0,489	0,514	0,540	0,564	0,597	0,621
100	0,660	0,688	0,716	0,744	0,772	0,800	0,828	0,856	0,884	0,912
110	0,950	0,982	1,014	1,046	1,078	1,110	1,142	1,174	1,206	1,238
120	1,260	1,292	1,324	1,355	1,387	1,419	1,451	1,483	1,514	1,546
130	1,580	1,612	1,644	1,675	1,707	1,739	1,771	1,803	1,834	1,866
140	1,900	1,934	1,967	2,001	2,034	2,068	2,102	2,135	2,169	2,202
150	2,240	2,272	2,304	2,335	2,367	2,399	2,431	2,463	2,494	2,526
160	2,568	2,604	2,641	2,677	2,714	2,750	2,786	2,823	2,859	2,896
170	2,919	2,953	2,987	3,020	3,054	3,088	3,122	3,156	3,189	3,223
180	3,270	3,305	3,340	3,375	3,410	3,445	3,480	3,515	3,550	3,585
190	3,620	3,656	3,692	3,728	3,764	3,800	3,836	3,872	3,908	3,944
200	3,979	4,015	4,051	4,087	4,123	4,159	4,195	4,231	4,267	4,303
210	4,339	4,376	4,413	4,450	4,487	4,524	4,561	4,598	4,635	4,672
220	4,709	4,745	4,781	4,817	4,853	4,890	4,926	4,962	4,998	5,034
230	5,070	5,108	5,146	5,184	5,222	5,260	5,298	5,336	5,374	5,412
240	5,450	5,487	5,524	5,561	5,598	5,635	5,672	5,709	5,746	5,783
250	5,820	5,858	5,896	5,934	5,972	6,010	6,048	6,086	6,124	6,162
260	6,200	6,238	6,276	6,314	6,352	6,390	6,428	6,466	6,504	6,542
270	6,580	6,619	6,658	6,697	6,736	6,774	6,813	6,852	6,891	6,930
280	6,969	7,007	7,045	7,083	7,121	7,160	7,198	7,236	7,274	7,312
290	7,350	7,389	7,428	7,467	7,506	7,545	7,584	7,623	7,662	7,701
300	7,740	7,779	7,818	7,857	7,896	7,935	7,974	8,013	8,052	8,091
310	8,130	8,170	8,210	8,249	8,289	8,329	8,369	8,409	8,448	8,488
320	8,528									

RELATÓRIO DE TABELA COTA (CM) / VAZÃO (M³/S)

Estação:	BR 277 - CAMPO LARGO	Código:	65021800	Entidade:	ANA
Município:	Curitiba	Instalação:	01/06/1984	Extinção:	
Tipo:	F.Fr.Q.D.S.T.	Bacia:	Iguaçu	Sub-bacia:	1
Altitude:	892,390 m	Latitude:	-25,4272222	Longitude:	-49,3882778
Rio:	Rio Passaúna	Área drenagem:	92,03 km²	Classe:	2

Período: 03/09/1984 a 31/12/1990

Cota	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
70	0,350	0,374	0,399	0,423	0,448	0,472	0,496	0,521	0,545	0,570
80	0,594	0,619	0,645	0,670	0,696	0,721	0,747	0,772	0,798	0,823
90	0,849	0,884	0,919	0,954	0,989	1,024	1,059	1,094	1,129	1,164
100	1,199	1,229	1,259	1,289	1,319	1,350	1,380	1,410	1,440	1,470
110	1,500	1,535	1,570	1,605	1,640	1,675	1,710	1,745	1,780	1,815
120	1,850	1,885	1,920	1,955	1,990	2,025	2,060	2,095	2,130	2,165
130	2,200	2,240	2,280	2,320	2,360	2,400	2,440	2,480	2,520	2,560
140	2,600	2,640	2,680	2,720	2,760	2,800	2,840	2,880	2,920	2,960
150	3,000	3,050	3,100	3,150	3,200	3,250	3,300	3,350	3,400	3,450
160	3,500	3,545	3,590	3,635	3,680	3,725	3,770	3,815	3,860	3,905
170	3,950	4,005	4,060	4,115	4,170	4,225	4,280	4,335	4,390	4,445
180	4,500	4,570	4,640	4,710	4,780	4,850	4,920	4,990	5,060	5,130
190	5,200	5,280	5,360	5,440	5,520	5,600	5,680	5,760	5,840	5,920
200	6,000	6,095	6,190	6,285	6,380	6,475	6,570	6,665	6,760	6,855
210	6,950	7,080	7,210	7,340	7,470	7,600	7,730	7,860	7,990	8,120
220	8,250	8,415	8,580	8,745	8,910	9,075	9,240	9,405	9,570	9,735
230	9,900	10,110	10,320	10,530	10,740	10,950	11,160	11,370	11,580	11,790
240	12,000	12,260	12,520	12,780	13,040	13,300	13,559	13,819	14,079	14,339
250	14,599	14,909	15,219	15,529	15,839	16,149	16,459	16,769	17,079	17,389
260	17,699	18,079	18,459	18,839	19,219	19,599	19,980	20,360	20,740	21,120
270	21,500	21,930	22,360	22,790	23,220	23,650	24,080	24,510	24,940	25,370
280	25,800	26,350	26,900	27,450	28,000	28,550	29,100	29,650	30,200	30,750
290	31,300	31,840	32,380	32,920	33,460	34,000	34,540	35,080	35,620	36,160
300	38,000									

Altura mínima de
Altura máxima de

70 cm. com vazão de
300 cm. com vazão de

0,350 m³/s
38,000 m³/s

RELATÓRIO DE TABELA COTA (CM) / VAZÃO (M³/S)

Estação:	BR 277 - CAMPO LARGO	Código:	65021800	Entidade:	ANA
Município:	Curitiba	Instalação:	01/06/1984	Extinção:	
Tipo:	F.Fr.Q.D.S.T.	Bacia:	Iguaçu	Sub-bacia:	1
Altitude:	892,390 m	Latitude:	-25,4272222	Longitude:	-49,3882778
Rio:	Rio Passaúna	Área drenagem:	92,03 km²	Classe:	2

Período: 01/01/1991 a 31/07/1995

Cota	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
60							0,100	0,135	0,170	0,205
70	0,250	0,285	0,320	0,355	0,390	0,425	0,470	0,505	0,550	0,585
80	0,619	0,660	0,700	0,740	0,780	0,820	0,849	0,890	0,930	0,970
90	1,010	1,050	1,090	1,130	1,169	1,209	1,239	1,279	1,320	1,360
100	1,400	1,440	1,480	1,520	1,560	1,600	1,640	1,680	1,720	1,760
110	1,800	1,840	1,880	1,920	1,960	2,000	2,040	2,080	2,120	2,160
120	2,200	2,242	2,284	2,326	2,368	2,410	2,452	2,494	2,536	2,578
130	2,609	2,649	2,689	2,730	2,770	2,810	2,850	2,890	2,931	2,971
140	3,020	3,060	3,100	3,140	3,180	3,220	3,260	3,300	3,340	3,380
150	3,430	3,472	3,514	3,556	3,598	3,640	3,682	3,724	3,766	3,808
160	3,839	3,881	3,923	3,965	4,007	4,049	4,091	4,133	4,175	4,217
170	4,270	4,320	4,370	4,420	4,470	4,520	4,570	4,620	4,670	4,720
180	4,770	4,818	4,866	4,913	4,961	5,009	5,057	5,105	5,152	5,200
190	5,259	5,327	5,395	5,464	5,532	5,600	5,668	5,736	5,805	5,873
200	6,000	6,095	6,190	6,285	6,380	6,475	6,570	6,665	6,760	6,855
210	6,950	7,080	7,210	7,340	7,470	7,600	7,730	7,860	7,990	8,120
220	8,250	8,415	8,580	8,745	8,910	9,075	9,240	9,405	9,570	9,735
230	9,900	10,110	10,320	10,530	10,740	10,950	11,160	11,370	11,580	11,790
240	12,000	12,260	12,520	12,780	13,040	13,300	13,559	13,819	14,079	14,339
250	14,599	14,909	15,219	15,529	15,839	16,149	16,459	16,769	17,079	17,389
260	17,699	18,079	18,459	18,839	19,219	19,599	19,980	20,360	20,740	21,120
270	21,500	21,930	22,360	22,790	23,220	23,650	24,080	24,510	24,940	25,370
280	25,800	26,350	26,900	27,450	28,000	28,550	29,100	29,650	30,200	30,750
290	31,300	31,970	32,640	33,310	33,980	34,650	35,320	35,990	36,660	37,330
300	38,000	38,830	39,660	40,490	41,320	42,150	42,980	43,810	44,640	45,470
310	46,300	47,070	47,840	48,610	49,380	50,150	50,920	51,690	52,460	53,230
320	54,000	54,800	55,599	56,399						



com vazão de com vazão de

0,100 m³/s
56,399 m³/s

RELATÓRIO DE TABELA COTA (CM) / VAZÃO (M³/S)

Estação:	BR 277 - CAMPO LARGO	Código:	65021800	Entidade:	ANA
Município:	Curitiba	Instalação:	01/06/1984	Extinção:	
Tipo:	F.Fr.Q.D.S.T.	Bacia:	Iguaçu	Sub-bacia:	1
Altitude:	892,390 m	Latitude:	-25,4272222	Longitude:	-49,3882778
Rio:	Rio Passaúna	Área drenagem:	92,03 km²	Classe:	2

Período: 01/08/1995 a 16/05/2007

Cota	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
70						0,050	0,080	0,110	0,140	0,170
80	0,200	0,235	0,270	0,305	0,330	0,365	0,400	0,435	0,470	0,505
90	0,540	0,573	0,606	0,639	0,680	0,713	0,750	0,783	0,820	0,853
100	0,900	0,936	0,972	1,008	1,044	1,080	1,116	1,152	1,188	1,224
110	1,270	1,308	1,346	1,383	1,421	1,459	1,497	1,535	1,572	1,610
120	1,650	1,688	1,726	1,764	1,802	1,840	1,878	1,916	1,954	1,992
130	2,040	2,080	2,120	2,160	2,200	2,240	2,280	2,320	2,360	2,400
140	2,439	2,479	2,519	2,560	2,600	2,640	2,680	2,720	2,761	2,801
150	2,838	2,878	2,919	2,959	3,000	3,040	3,080	3,121	3,161	3,202
160	3,250	3,292	3,334	3,375	3,417	3,459	3,501	3,543	3,584	3,626
170	3,660	3,702	3,744	3,786	3,828	3,870	3,912	3,954	3,996	4,038
180	4,110	4,176	4,242	4,308	4,374	4,440	4,506	4,572	4,638	4,704
190	4,790	4,868	4,946	5,023	5,101	5,179	5,257	5,335	5,412	5,490
200	5,580	5,674	5,768	5,862	5,956	6,050	6,144	6,238	6,332	6,426
210	6,520	6,646	6,772	6,898	7,024	7,150	7,276	7,402	7,528	7,654
220	7,780	7,942	8,104	8,266	8,428	8,590	8,752	8,914	9,076	9,238
230	9,400	9,605	9,810	10,015	10,220	10,425	10,630	10,835	11,040	11,245
240	11,450	11,705	11,960	12,215	12,470	12,725	12,980	13,235	13,490	13,745
250	14,000	14,305	14,610	14,915	15,220	15,525	15,830	16,135	16,440	16,745
260	17,050	17,423	17,796	18,169	18,542	18,915	19,288	19,661	20,034	20,407
270	20,780	21,205	21,630	22,055	22,480	22,905	23,330	23,755	24,180	24,605
280	25,030	25,568	26,106	26,644	27,182	27,720	28,258	28,796	29,334	29,872
290	30,410	31,081	31,752	32,422	33,093	33,764	34,435	35,106	35,776	36,447
300	37,118									

Altura mínima de
Altura máxima de

75 cm. com vazão de
300 cm. com vazão de

0,050 m³/s
37,118 m³/s

RELATÓRIO DE TABELA COTA (CM) / VAZÃO (M³/S)

Código: 65021800
 Instalação: 01/06/1984
 Bacia: Iguaçu
 Latitude: -25,4272222 Área drenagem: 92,03 km²

Período: 01/05/2009 a 31/12/2015

Cota	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
40						0,089	0,115	0,141	0,168	0,194
50	0,220	0,249	0,277	0,306	0,334	0,363	0,392	0,420	0,449	0,477
60	0,520	0,554	0,588	0,622	0,656	0,690	0,724	0,758	0,792	0,826
70	0,858	0,896	0,935	0,973	1,012	1,050	1,088	1,127	1,165	1,204
80	1,239	1,277	1,315	1,353	1,391	1,429	1,467	1,505	1,543	1,581
90	1,640	1,680	1,720	1,760	1,800	1,840	1,880	1,920	1,960	2,000
100	2,048	2,092	2,137	2,181	2,226	2,270	2,314	2,359	2,403	2,448
110	2,490	2,534	2,578	2,621	2,665	2,709	2,753	2,797	2,840	2,884
120	2,930	2,976	3,022	3,068	3,114	3,160	3,206	3,252	3,298	3,344
130	3,399	3,445	3,491	3,537	3,583	3,629	3,675	3,721	3,767	3,813
140	3,870	3,918	3,966	4,014	4,062	4,110	4,158	4,206	4,254	4,302
150	4,360	4,410	4,460	4,510	4,560	4,610	4,660	4,710	4,760	4,810
160	4,860	4,910	4,960	5,010	5,060	5,110	5,160	5,210	5,260	5,310
170	5,370	5,420	5,470	5,520	5,570	5,620	5,670	5,720	5,770	5,820
180	5,879	5,933	5,987	6,042	6,096	6,150	6,204	6,258	6,313	6,367
190	6,421	6,475	6,529	6,584	6,638	6,692	6,746	6,800	6,855	6,909
200	6,963	7,017	7,071	7,126	7,180	7,234	7,288	7,342	7,540	7,594
210	7,648	7,703	7,757	7,811	7,865	7,919	7,974	8,028	8,082	8,136
220	8,700	8,820	8,940	9,060	9,180	9,300	9,420	9,540	9,660	9,780
230	9,900	10,110	10,320	10,530	10,740	10,950	11,160	11,370	11,580	11,790
240	12,000	12,260	12,520	12,780	13,040	13,300	13,559	13,819	14,079	14,339
250	14,599	14,909	15,219	15,529	15,839	16,149	16,459	16,769	17,079	17,389
260	17,699	17,932	18,164	18,397	18,629	18,862	19,094	19,327	19,559	19,792
270	21,500	21,930	22,360	22,790	23,220	23,650	24,080	24,510	24,940	25,370
280	25,800	26,276	26,751	27,227	27,702	28,178	28,653	29,129	29,605	30,080
290	31,300	31,970	32,640	33,310	33,980	34,650	35,320	35,990	36,660	37,330
300	38,000									

Estação: BR 277 - CAMPO LARGO
 Município: Curitiba
 Tipo: F.Fr.Q.D.S.T.
 Altitude: 892,390 m
 Rio: Rio Passaúna