

Relatório Técnico Parcial XVII

Revisão 01

Referência: Agosto e Outubro de 2025

Agente Financiador:



Entidade Delegatária



Entidade Executora



EQUIPE TÉCNICA

Profissional	Formação / Função / Contato	Registro Conselho de Classe
Ronaldo Leão Guimarães	PhD em Ciências Ambientais, biólogo Responsável Técnico pelo Projeto ronaldoleao@oceanus.bio.br	CRBio 2339/02-D
Richard Secioso Guimarães	Biólogo Gerente do Projeto rsecioso@oceanus.bio.br	CRBio 84682/02-D
Viviane Krüger*	Gestora Ambiental Coordenadora Geral* viviane@oceanus.bio.br	CREA/RS n° 195090
Silvia Lisboa de Araujo**	MSc. Geoquímica Ambiental, bióloga Coordenadora de Projetos projetos@oceanus.bio.br	CRBio n° 96163/02-D
Edson Felipe Souza Ladeira	Químico Responsável Técnico pelas Análises Laboratoriais edson@oceanus.bio.br	CRQ/RJ n° 03155685
Mariana Ribeiro Monteiro	Bióloga Gerente de Laboratório mribeiro@oceanus.bio.br	CRBio n° 91828/02-D
Hamilton Pires Barbosa Mendes	Mestre em Engenharia Ambiental e Sanitária, biólogo Gerente Executivo oceanus@oceanus.bio.br	CRBio n° 78165/02-D
Aíres Vanessa Cavalcante dos Santos	Bióloga Analista de Projetos Ambientais projetos11@oceanus.bio.br	CRBio n° 131476/02-D
Debora Costa	Coordenadora de Amostragem deboracosta@oceanus.bio.br	-
Pedro Octavio da Silva Luna	Técnico de Campo	-
Leonardo Anunciação da Silva	Técnico de Campo	-
Daniel da Silva Ferreira	Técnico de Campo	-

Legenda: *Comunicação sempre em cópia (suplente).

**Principal contato de comunicação.

Centro de Biologia Experimental Oceanus
Rua Aristides Lobo, 46/48
Rio Comprido – Rio de Janeiro/RJ
Telefone: (21) 2567-3871
www.oceanus.bio.br

REGISTRO DE EMISSÕES E REVISÕES

Revisão	Data	Descrição	Autor	Revisor	Aprovação Consórcio- Lagos São João
00	18/11/2025	Emissão original	Aíres Cavalcante	Silvia Lisboa	
01	24/12/2025	Revisão conforme solicitação do CILSJ	Aíres Cavalcante	Silvia Lisboa	

Índice Geral

1	Introdução.....	6
2	Objetivo geral	7
3	Objetivos específicos.....	7
4	Área de estudo	8
4.1	Rio Iriry.....	11
4.2	Rio Jundiá	12
4.3	Canal das Corujas.....	13
4.4	Rio das Ostras.....	14
5	Metodologia	17
5.1	Pontos amostrais.....	17
5.2	Atividades de campo	20
5.2.1	Amostragem de águas superficiais	20
5.3	Atividades de laboratório	21
5.3.1	Parâmetros físicos, químicos e biológicos	21
5.3.2	Ensaio laboratoriais	22
5.4	Análise dos Resultados	23
5.4.1	Obtenção de dados secundários	23
5.4.2	Índice de Qualidade de Água (IQA)	24
5.4.3	Análises estatísticas	32
6	Resultados e discussão	34
6.1	Análise físico-química e biológica.....	34
6.1.1	Precipitação.....	34
6.1.2	Temperatura.....	37
6.1.3	Salinidade.....	39
6.1.4	Condutividade	41
6.1.5	Sólidos totais	42
6.1.6	Sólidos dissolvidos totais.....	43
6.1.7	Turbidez	44
6.1.8	pH.....	46
6.1.9	Oxigênio dissolvido.....	48
6.1.10	DBO	51
6.1.11	Fósforo total	52
6.1.12	Fosfato.....	52
6.1.13	Nitrogênio total	55
6.1.14	Nitrato	58
6.1.15	Coliformes termotolerantes	59
7	Diagnóstico da atual campanha.....	63

7.1	Análise dos Componentes Principais (PCA).....	65
7.2	Índice de Qualidade da Água (IQA).....	69
8	Observações gerais.....	73
	Referências.....	75
	Anexos.....	88

1 Introdução

A água superficial é de extrema importância, já que é um componente crucial para a formação do ambiente, para a saúde ambiental e humana, bem como para vários processos domésticos e industriais (MIRZAEI et al., 2016; EJIGU, 2021; NGUYEN; HUYNH, 2022). Entretanto, esse recurso tem sido impactado por distintas atividades antrópicas, como o aumento da urbanização, industrialização e atividades agrícolas (BASHIR et al., 2020). E por consequência de tais atividades, as águas superficiais são impactadas pela ocorrência excessiva de nutrientes, que favorecem processos de eutrofização artificial, além do aporte de matéria orgânica e inúmeros poluentes que têm colocado em risco a qualidade dos ambientes aquáticos (YANG et al., 2008; EJIGU, 2021).

Salienta-se que os rios, por conta da sua função de transporte de águas residuais e escoamento agrícola em suas bacias de drenagem, são considerados corpos hídricos mais suscetíveis à contaminação (SINGH; MALIK; SINHA, 2005). Além disso, a qualidade da água desses ambientes aquáticos corresponde aos efeitos agregados de inúmeros aspectos ao longo dos cursos de água, sendo também impactada pelas características da bacia hidrográfica (MASSOUD, 2012). Destaca-se ainda que os rios constituem os recursos hídricos essenciais para uso doméstico, industrial e de atividades de irrigação. Logo, é crucial atuar no controle e prevenção de fontes poluidoras como forma de garantir uma gestão hídrica eficaz (SINGH et al., 2004).

À vista disso, o monitoramento ambiental se apresenta como uma ferramenta de grande importância na gestão do meio ambiente, uma vez que permite a obtenção e análise sistemática das informações ambientais, auxiliando assim na tomada de decisão de gestores ambientais (BRASIL, 1981; MORESI, 2001; POZZA; SANTOS, 2015). O estudo ambiental em águas superficiais auxilia na compreensão da evolução da qualidade hídrica, no levantamento de áreas prioritárias para atuar em medidas preventivas e corretivas, no diagnóstico para qualidade para seus usos diversos, fortalecimento de normativas, dentre outros (POZZA; SANTOS, 2015).

Nesse contexto, o monitoramento da qualidade das águas da bacia do Rio das Ostras permitirá diagnosticar a qualidade da água na região e propor medidas para a operação e uso sustentável dos recursos hídricos. Além disso, o monitoramento ambiental realizado proporcionará uma melhor compreensão da influência da salinidade na bacia hidrográfica, um aspecto crucial, uma vez que, segundo a literatura, a influência da maré nessa região se estende até 6 km a montante da foz (CBH MACAÉ OSTRAS, 2012).

Diante do exposto, o monitoramento da qualidade das águas da Bacia de Rio das Ostras tem como finalidade realizar o diagnóstico da situação atual da qualidade da água da região, fornecendo informações para o Comitê de Bacia, a fim de propor medidas que visem à operação e ao uso sustentável dos recursos hídricos da região.

2 Objetivo geral

O presente Estudo de Avaliação do Índice de Qualidade da Água (IQA) e Salinidade na Bacia do Rio das Ostras tem como objetivo geral analisar, monitorar e diagnosticar a qualidade da água com disposição para agregar informações aos bancos de dados da Região Hidrográfica VIII-Macaé e das Ostras.

3 Objetivos específicos

- Realizar campanhas de monitoramento;
- Reunir e organizar os dados brutos levantados durante o período de monitoramento em planilhas, de acordo com o previsto no escopo do projeto;
- Analisar as amostras e elaborar relatórios técnicos referentes às campanhas e comparar os resultados com a legislação vigente;
- Elaborar relatório com análises estatísticas com a finalidade de caracterizar o Diagnóstico da Qualidade das Águas na Bacia Rio das Ostras;
- Apresentar os resultados obtidos no monitoramento ao CBH Macaé Ostras.

4 Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio das Ostras faz parte da Região Hidrográfica VIII (RH VIII), possui 157 Km² de área, em que 92,5% pertencem ao município de Rio das Ostras e 7,5% ao município de Casimiro de Abreu (RIO DAS OSTRAS, 2017). A bacia (Figura 4-1) está localizada entre as coordenadas paralelas 22°20' e 22°35' Sul e os meridianos 41°45' e 42°05' Oeste, abrangendo a região conhecida como as baixadas litorâneas do Estado do Rio de Janeiro, localizando-se na faixa costeira central-norte do Estado. Além disso, a bacia do rio das Ostras faz fronteira com a Região Hidrográfica Lagos São João (CBH MACAÉ OSTRAS, 2024a) e apresenta suas nascentes no complexo de serras isoladas, situadas na região de Cantagalo (JARDIM, 2020). É caracterizada por ter influência de marés sobre os rios, com entrada salina até o trecho em que o canal das Corujas deságua no rio das Ostras (PRIOSTE, 2007). Através das campanhas passadas e especialmente das amostragens de mar./2025, viu-se que a intrusão salina atinge principalmente as estações do canal das Corujas (E5) e do rio das Ostras (E3, E6 e E7), mas também atinge o afluente do rio Iriry (E1) e o rio Jundiá (E2). Esse cenário comprova que a influência marinha pode ir além dos 6,0 km a partir da foz, o que é corroborado pelos dados de Barroso e Molisani (2019). Ao longo da bacia são observadas pastagens, alagados e uma área de manguezal protegida por regulamentações estaduais e federais (BARROSO; MOLISANI, 2019).

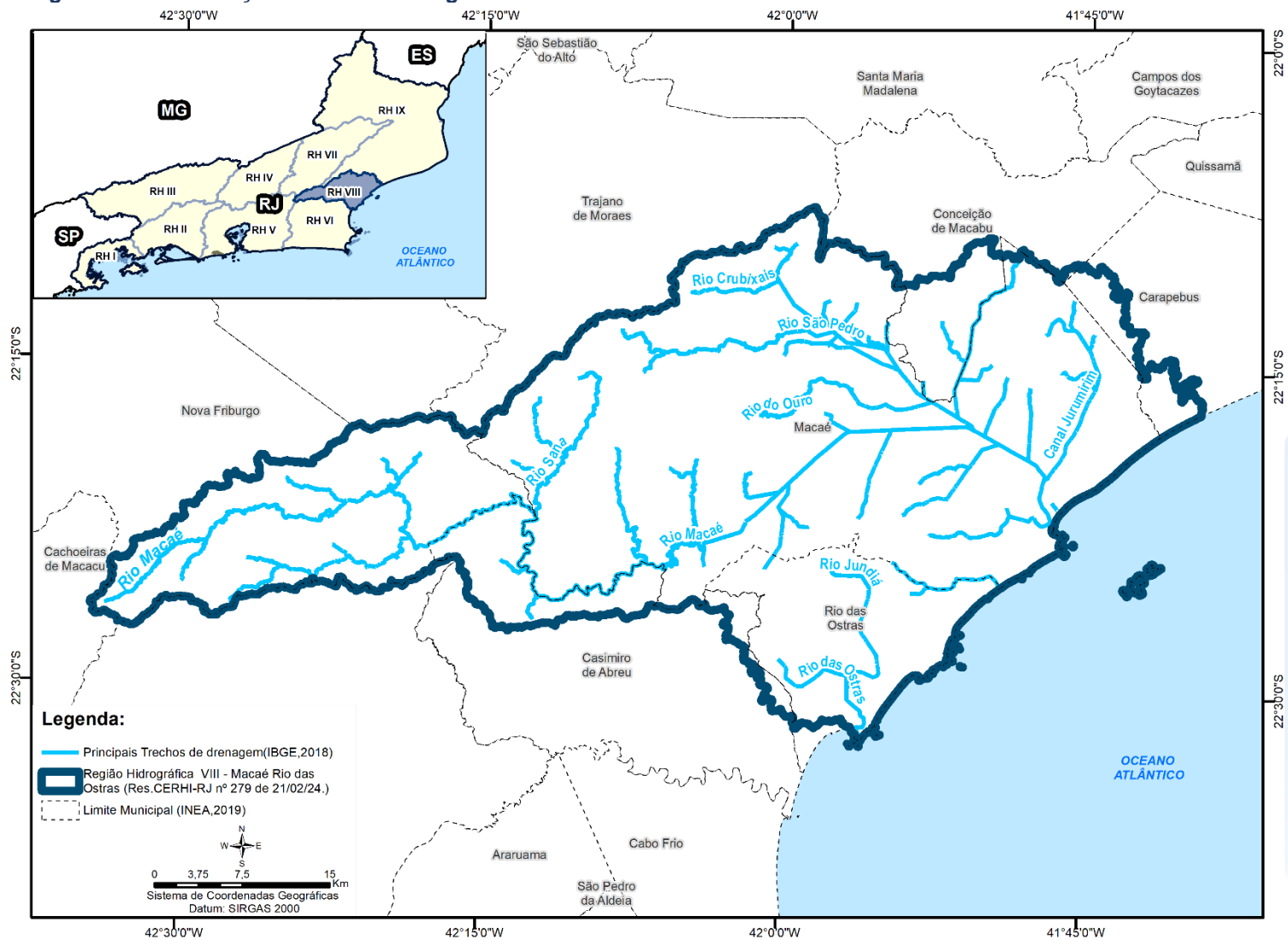
Segundo o Relatório da Caracterização da Área de Estudo da Região Hidrográfica VIII - Macaé e das Ostras, são observadas duas estações bem definidas, caracterizadas por verão quente e úmido e inverno frio e seco, com períodos mais chuvosos de novembro a março (médias mensais superiores a 100 mm) e épocas mais secas de maio a setembro (médias mensais inferiores a 50 mm). Esse regime climático tem um impacto direto nas características hidrodinâmicas dos rios da região, constituindo elementos de análise importantes para o entendimento do regime fluvial nos diferentes tipos de rios na região hidrográfica (CBH MACAÉ OSTRAS, 2012).

De acordo com a classificação de KÖPPEN (1948), a RH Macaé e das Ostras apresenta clima tropical úmido (Aw) nas porções dos médios e baixos cursos dos seus rios, e clima tropical de altitude com verões quentes (Cwa) na porção dos altos cursos do rio Macaé e de seus afluentes pela margem esquerda. Estudos pretéritos realizados na região demonstram uma temperatura média anual de 23,2 C na parte baixa da RH e 18,1°C na parte alta da RH (CBH MACAÉ OSTRAS, 2024a).

Essa região hidrográfica se confronta a oeste com a bacia do rio São João, ao norte com a bacia do rio Macaé e a leste com a bacia da lagoa Imboassica, com uma área de drenagem de 77 Km².

O rio das Ostras é um corpo hídrico meandrante, formado pela confluência dos rios Iriry (porção oeste) e Jundiá (porção leste) e percorre, aproximadamente, no sentido noroeste-sudeste, 30 km até sua foz, na Boca da Barra. Em sua foz, há intensa modificação do curso original, uma vez que passa por trecho com alto grau de urbanização, com a presença de áreas de várzea e mangue aterradas e grandes trechos retificados (GOMES,2009).

Figura 4-1. Localização da Bacia Hidrográfica Rio das Ostras no Estado do Rio de Janeiro.



Fonte: Própria autoria.

4.1 Rio Iriry

O rio Iriry (Figura 4-2) possui cerca de 9,3 km de comprimento e nasce em altitudes superiores a 300 m entre as serras de Jundiá, Seca e Careta em um local devastado (BIDEGAIN; VÖLCKER, 2004). Esse rio ocupa a maior parte da região oeste da bacia hidrográfica do rio das Ostras e fica localizado na zona rural e em áreas de potencial expansão urbana (PRIOSTE, 2007; JARDIM, 2020). No núcleo urbano, o rio Iriry tem mostrado sinais de degradação, como em Rocha Leão, em que apresenta leito arenoso e margens erodidas sem proteção. Cabe salientar que, por conta de atividades de pecuária e agricultura, alguns trechos do rio foram retificados e houve a remoção de partes da mata ciliar (PREFEITURA MUNICIPAL DE RIO DAS OSTRAS, 2006). Dados de amostragens anteriores já indicaram que a turbidez é um ponto crítico nesse corpo hídrico. Em novembro de 2022 e 2024 foram observados os maiores picos já vistos nos 3 anos de monitoramento, com 94,60 UNT e 91,10 UNT, respectivamente (CBH Macaé Ostras, 2023, 2025).

Os rios Iriry e Jundiá são os dois principais afluentes do rio das Ostras. No ponto em que se unem, na Zona de Expansão Urbana nas proximidades do loteamento Chácara Mariléa e a localidade Nova Cidade, nas margens esquerda e direita, respectivamente, o leito do rio é bastante assoreado, de fundo lodoso e com um canal central em forma de “V” com mais de 2 m de profundidade (BIDEGAIN; VÖLCKER, 2004). Nesse local há mangue bem desenvolvido e marca o início da cidade de Rio das Ostras (BIDEGAIN; VÖLCKER, 2004).

Figura 4-2. Ponto de coleta realizada no rio Iriry.



Fonte: Arquivo Oceanus.

4.2 Rio Jundiá

O rio Jundiá (Figura 4-3) nasce a oeste do povoado de Cantagalo entre as serras do Poeta e Careta a 250 m de altitude. Ele apresenta 16,5 km de comprimento e um pouco mais de 4 m de largura. Com características distintas do rio Iriry, o rio Jundiá apresenta leito pedregoso e águas claras nessa região (BIDEGAIN; VÖLCKER, 2004). No entanto, esse rio apresenta as margens, na maior parte de sua extensão, sem vegetação, com pontos de erosão, o que compromete a transparência em vários trechos. Somado a isso, empreendimentos localizados às margens do rio Jundiá intensificam a turbidez. Em torno desse rio também existem problemas associados à ocupação irregular, despejo irregular de esgoto e lixo. Em determinados trechos do rio, a vegetação foi removida para atividades de pecuária e agricultura (GOMES, 2009). Ademais, Cantagalo tem sofrido impacto da

pressão imobiliária que tem gerado ocupação desordenada em seu território (JARDIM, 2020), o que também pode causar impactos sobre a qualidade das águas desse corpo hídrico.

Figura 4-3. Ponto de coleta realizada no rio Jundiá.



Fonte: Arquivo Oceanus.

4.3 Canal das Corujas

O canal das Corujas (Figura 4-4) é originalmente uma planície embrejada, com parte parcialmente aterrada, onde no centro foi aberto um canal artificial para desaguar no rio das Ostras (PRIOSTE, 2007). O canal apresenta 5 m de largura e pequena profundidade, com baixa energia. O canal se caracteriza como área deposicional de areias e argilas, e, principalmente, material antrópico de diversos matizes, o que acarreta seu assoreamento. Com elevada degradação, o canal apresenta histórico de ocorrência de

extravasamentos, o que gera riscos à população da região. Problemas com odores, poluição e enchentes são verificados pela população que mora em torno desse canal (PRIOSTE, 2007).

Figura 4-4. Ponto de coleta realizada no canal das Corujas.



Fonte: Arquivo Oceanus.

4.4 Rio das Ostras

O rio das Ostras nasce da confluência entre os rios Iriry e Jundiá, possui 77 km² de área de drenagem e percorre cerca de 30 km no sentido noroeste-sudeste até a sua foz, junto à Boca da Barra (BIDEGAIN; VÖLCKER, 2004; CILSJ, 2022). O curso hídrico possui influência antrópica, principalmente na sua foz, que possui margens estreitas (10 m) e profundidade de 30 cm na maré baixa (Figura 4-5). Por apresentar baixa declividade do terreno, os cursos d'água da bacia do rio das Ostras sofrem a influência do regime de

marés, em que esses efeitos de remanso podem chegar a 6 km a partir da foz (CBH MACAÉ OSTRAS, 2012; CILSJ, 2022).

Os trechos do rio situados em áreas urbanas sofrem com diferentes tipos de ocupações, como espontâneas, loteamentos legais e clandestinos. Por conta desses processos, parte do manguezal foi aterrado e a vegetação nativa foi suprimida (GOMES, 2009).

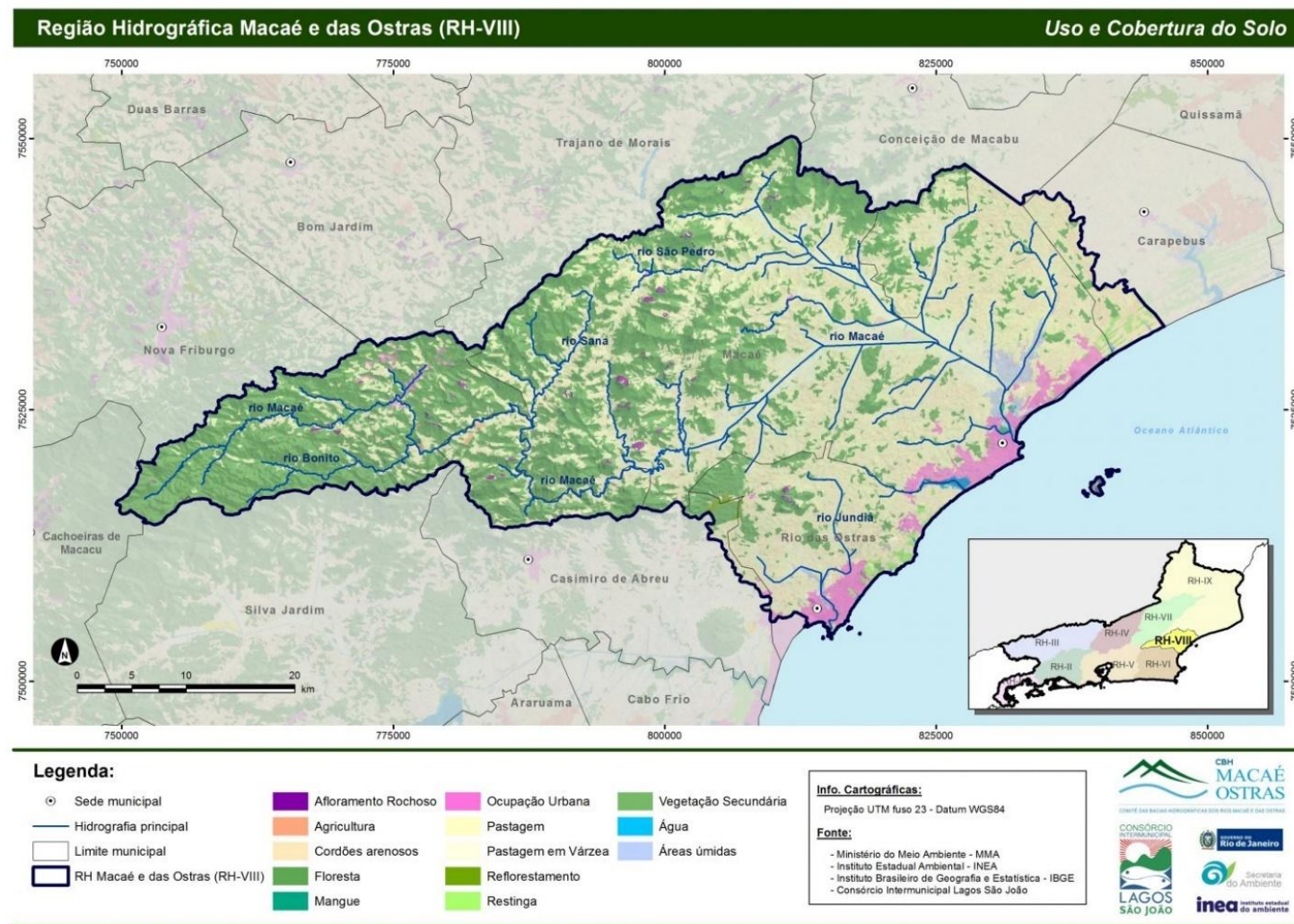
Figura 4-5. Ponto de coleta realizada no rio das Ostras.



Fonte: Arquivo Oceanus.

No que diz respeito ao uso e à ocupação dos corpos hídricos mencionados anteriormente, destaca-se que o rio Iriry e o rio Jundiá são caracterizados por áreas de pastagem de várzea, trechos com ocupação urbana e presença de vegetação secundária, embora esta última seja pouco significativa. Além disso, por meio de imagens de satélite, é possível observar os processos de assoreamento nos rios, sendo que no rio Iriry também se identificam atividades agrícolas. Quanto ao canal das Corujas e ao rio das Ostras, esses corpos hídricos são marcados pela urbanização (Figura 4-6). Destaca-se que alguns fatores previamente mencionados, podem impactar a qualidade hídrica e auxiliar na compreensão dos resultados das variáveis ambientais analisadas.

Figura 4-6. Uso e cobertura do solo que podem impactar a qualidade hídrica da bacia hidrográfica do rio das Ostras.



Fonte: CBH Macaé Ostras (2024b).

5 METODOLOGIA

5.1 Pontos amostrais

Foram coletadas amostras de água superficial em 7 (sete) pontos distintos na bacia hidrográfica do rio das Ostras conforme Quadro 5-1 e Figura 5-1, como apresentado no Termo de Referência. Cabe destacar que os parâmetros salinidade e condutividade foram avaliados na superfície e no fundo da coluna d'água.

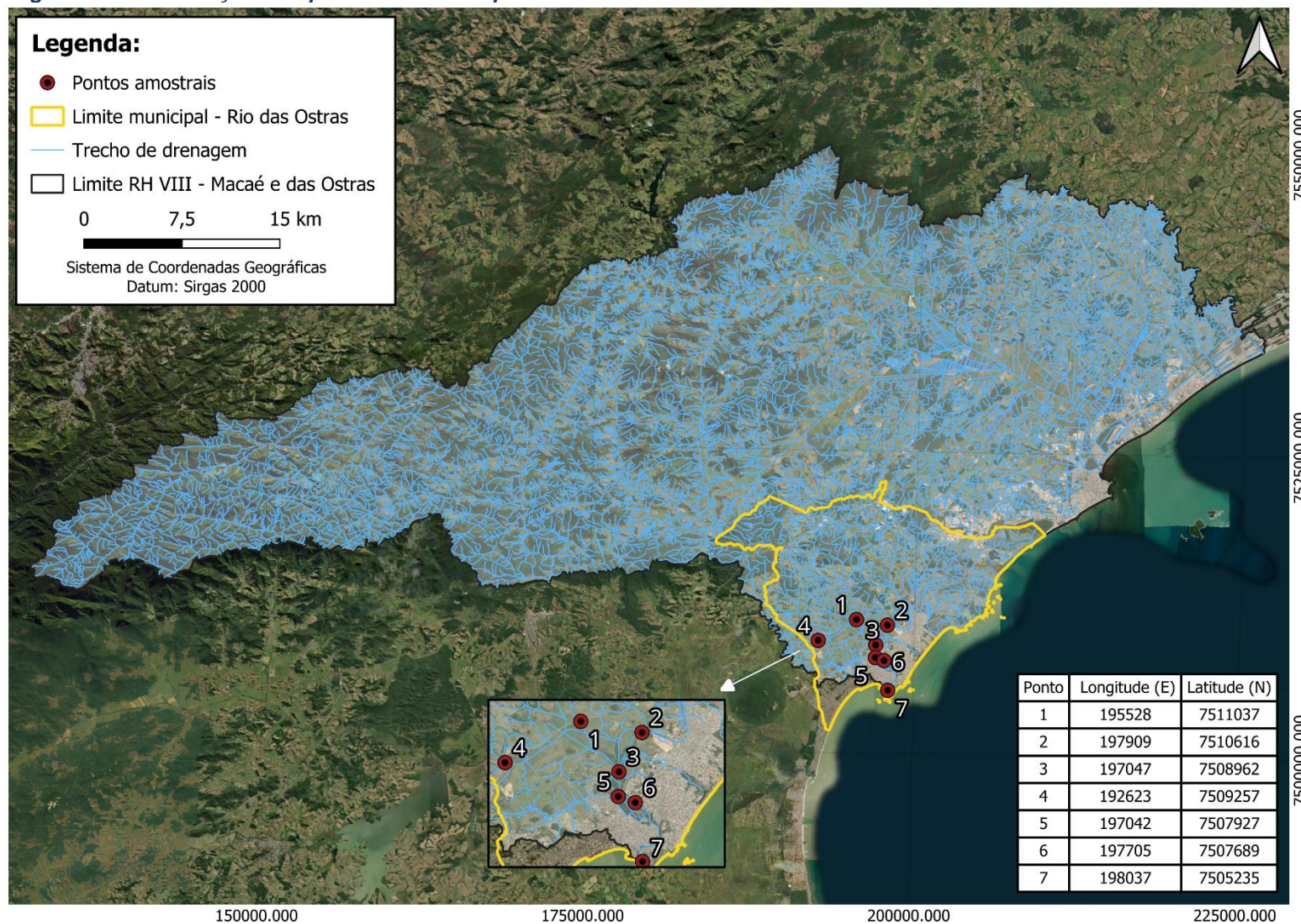
Ressalta-se que, durante o primeiro e segundo ano de monitoramento, 2 pontos foram realocados com anuência da fiscalização. Os pontos realocados são: Ponto 1, alocado para o afluente do rio Iriry devido à falta de acessibilidade na localização original; e Ponto 7, também realocado por falta de acessibilidade até a coordenada original.

Observa-se, ainda no Quadro 5-1, que a profundidade da maioria dos pontos amostrais aumentou entre as campanhas de agosto e outubro de 2025, com exceção dos pontos E3 e E7. Essa variação registrada na maioria dos pontos pode estar associada ao regime de precipitação (DE MORAIS et al., 2005), uma vez que o volume pluviométrico registrado em outubro foi superior ao observado em agosto. Entretanto, a menor profundidade média registrada em E3 pode indicar uma área de maior retenção de sedimentos, favorecendo a formação de pequenas ilhas no leito do rio. De forma semelhante, a menor profundidade observada no ponto E7 pode estar relacionada a fatores semelhantes ao sugerido em E3, bem como à influência do regime de marés, considerando que esse ponto está mais próximo da área de influência marinha

Quadro 5-1. Localização dos pontos amostrais segundo suas coordenadas geográficas, referências, profundidade e largura.

Pontos Amostrais	Referência	Coordenadas (UTM) Zona 24		Largura (m)	Profundidade em Ago./25 (m)	Profundidade em Out./25 (m)
		E	N			
E1	Afluente do rio Iriry	195528.00	7511037.00	8	0,60	0,77
E2	Rio Jundiá, logo a montante do deságue no rio das Ostras	197909.00	7510616.00	5	1,00	1,30
E3	Rio das Ostras, logo a jusante do encontro dos rios Iriry e Jundiá	197047.00	7508962.00	20	2,00	1,60
E4	Rio Iriry, na intersecção com a rodovia Eng° Luiz Gonzaga Quirino Tannus	192623.00	7509257.00	12	0,80	0,90
E5	Canal das Corujas, logo a montante de seu deságue no rio das Ostras	197042.00	7507927.00	30	0,72	0,83
E6	Rio das Ostras, logo a jusante da foz do canal das Corujas	197705.00	7507689.00	25	1,00	1,50
E7	Rio das Ostras, a montante da sua foz, após a área urbana	198037.24	7505235.34	30	1,00	0,40

Figura 5-1. Localização dos pontos de coleta para monitoramento e as coordenadas em UTM.



Fonte: Google Earth.

5.2 Atividades de campo

5.2.1 Amostragem de águas superficiais

As campanhas foram realizadas nos dias 28/08/2025 e 09/10/2025, com execução das coletas e análises das amostras pelo Centro de Biologia Experimental Oceanus, acreditado pela ABNT NBR ISO/IEC 17025:2017 (ANEXO 1) e INEA CCL Nº IN010534 (ANEXO 2), de acordo com as normas nacionais e internacionais de monitoramento, obedecendo aos critérios rígidos de confiabilidade. Os parâmetros analisados fazem parte do escopo e matriz do credenciamento, seguindo os Planos de Monitoramento Sistemáticos de Qualidade do Instituto Estadual do Ambiente (INEA-RJ) e atendendo aos critérios estabelecidos pela Deliberação CECA nº 707 de 12/09/1985, atualmente regido pela NOP-INEA-003-Revisão 02. A equipe seguiu as orientações destinadas a cada local onde foram realizadas as amostragens, em observância às Normas Regulamentadoras – NR 6 (Equipamento de Proteção Individual – EPI) e NR 17 (Ergonomia).

A localização dos pontos foi realizada a partir das informações fornecidas pelo Consórcio Intermunicipal Lagos São João, e o registro fotográfico de cada localidade pode ser visto no ANEXO 3. A coleta de amostras de água por sua vez, foi realizada com o uso de um balde inox e os parâmetros físico-químicos da água, como condutividade, oxigênio dissolvido, pH, salinidade, temperatura da água e do ar, turbidez e condutividade foram obtidos *in situ*, com o auxílio de uma sonda multiparâmetros (MPM 012 HANNA HI98194) previamente calibrada, como ilustrado na Figura 5-2.

Figura 5-2. Figura ilustrativa da utilização do balde de inox e sonda multiparâmetro.



Fonte: Arquivo Oceanus.

A fim de minimizar os riscos de contaminação das amostras, os equipamentos utilizados durante o processo foram desinfetados com álcool 70%. As amostras foram preservadas com os reagentes específicos, conforme recomendado pelo *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 23rd ed., 2017) e o Guia Nacional de Coletas e Preservação de Amostras (CETESB; ANA, 2011), e mantidas sob refrigeração de < 5°C até a entrega ao laboratório. Finalizadas as coletas, as amostras foram enviadas ao laboratório para análise. Para o controle, identidade e integridade das amostras em todas as etapas do processo, foram utilizadas Cadeias de Custódia (ANEXO 4).

5.3 Atividades de laboratório

5.3.1 Parâmetros físicos, químicos e biológicos

Ao todo foram analisados 14 (quatorze) parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da qualidade da água superficial em todos os pontos de coleta, conforme o Quadro 5-2, cujos laudos laboratoriais podem ser encontrados no ANEXO 5.

Quadro 5-2. Parâmetros da qualidade da água analisados nos pontos de coleta em diferentes profundidades.

Parâmetros a serem analisados	Profundidade a ser coletada em todos os pontos amostrais	
	Superfície	Fundo
DBO - 5 dias	X	
pH	X	
Fósforo Total	X	
Fosfato	X	
Coliformes termotolerantes	X	
Nitrogênio Total	X	
Nitrato	X	
Oxigênio Dissolvido	X	
Salinidade	X	X
Condutividade	X	X
Temperatura	X	
Sólidos Totais	X	
Sólidos dissolvidos totais	X	
Turbidez	X	

Os resultados obtidos, através das análises dos parâmetros acima descritos, foram avaliados de acordo com as normativas estabelecidas pela Resolução CONAMA n°357/2005, para águas doces de Classe 2. Segundo a normativa supracitada foram consideradas de classe 2 as águas doces que não tiverem aprovado seus respectivos enquadramentos.

Como a região pode sofrer influência do mar e as águas apresentarem concentrações de salinidade superiores a 0,5‰ foram utilizados como referência os limites estabelecidos para Classe 1, de águas salobras e salinas.

Destaca-se ainda que a salinidade e a condutividade foram analisadas na superfície e fundo para verificar se há uma estratificação halina da coluna d'água, já que o estuário de rio das Ostras é influenciado pelas marés, que adentra o rio por regimes de micromarés e da intrusão da cunha salina que pode chegar aproximadamente a 6,0 km para o interior do continente, dependendo do volume dos rios e da precipitação (BARROSO; MOLISANI, 2019). Além disso, as análises desses dois parâmetros em diferentes estratos podem indicar os efeitos da pluviosidade e dos processos de misturas de águas.

5.3.2 Ensaio laboratoriais

As metodologias das coletas e análises físico-químicas e microbiológicas (descritas no Quadro 5-3) estão de acordo com os requisitos estipulados pela Norma ABNT NBR ISO/IE, em especial a norma revisada NIT-DICLA-057 e pelas Instruções de Segurança na Manipulação de Reagentes e Soluções a seguir:

- *Standards Methods for Examination of Water and Wastewater*, 23^a Ed, 2017 (APHA, 23rd ed., 2017);
- Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos da ANA (CETESB; ANA, 2011).

Quadro 5-3. Metodologias de referência empregadas nas análises por parâmetro.

Parâmetro	Unidade	Metodologia de Referência
DBO - 5 dias	mg/L	SMWW 5210 B
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	SMWW 9221 E
Fósforo Total	mg/L	EPA 6020 B / 200.8
Fosfato	mg/L	SMWW 4500-P E
Nitrogênio Total	mg/L	ASTM D5176-08
Nitrato	mg/L	D09727_02_Insert_Environmental_TON Vanadium Vanadium Chloride reduction - Part Thermo Fisher Scientific
Oxigênio Dissolvido	mg/L	SMWW 4500-O G
pH	N.A.	SMWW 4500-H B
Condutividade:	µS/cm	SMWW 2510 B
Salinidade	‰	SMWW 2520 B
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	SMWW, 23ª Edição, Método 2540 C
Sólidos Totais	mg/L	SMWW 2540 B
Temperatura	°C	SMWW 2550B
Turbidez	UNT	SMWW 2130B

5.4 Análise dos Resultados

5.4.1 Obtenção de dados secundários

Os resultados das análises dos parâmetros da qualidade da água avaliados por este Programa de Monitoramento dos Corpos Hídricos foram comparados com as normativas estabelecidas na Resolução CONAMA n° 357/2005, de acordo com a classe 2 para águas doces e classe 1 para águas salobras e salinas (CONAMA, 2005). Devido à influência da maré nos pontos coletados, os parâmetros também foram analisados considerando a salinidade obtida na amostra no momento da coleta.

Além desta comparação, foi realizada a comparação com dados pretéritos do corpo hídrico analisado, com outros trabalhos de monitoramento correlatos, teses, dissertações e artigos científicos em uma análise crítica das informações adquiridas no monitoramento específico. Dentre os documentos consultados estão presentes os relatórios de qualidade de água produzidos pelo Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (INEA), o Plano

de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica Macaé e das Ostras, além dos artigos e documentos encontrados pelo método de busca.

Os dados foram analisados de maneira integrada, levando em consideração o uso e ocupação do solo no entorno dos pontos amostrais e a precipitação durante os períodos de coleta. Os dados oficiais de precipitação utilizados foram os disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) da estação de Macaé (A608) e pelo *Weather Underground* da estação do Rio das Ostras (IRIODA12). Salienta-se que os dados das demais estações do Rio das Ostras (IRIODA5, IRIODA6 e IRIODA9), fornecidos pelo *Weather Underground*, não foram utilizados, pois nenhuma delas contemplava os 15 dias que antecederam a coleta de janeiro, incluindo o dia da amostragem. Também foi realizado o cálculo do Índice de Qualidade de Água (IQA) que foi mais bem detalhado no item 5.4.2.

5.4.2 Índice de Qualidade de Água (IQA)

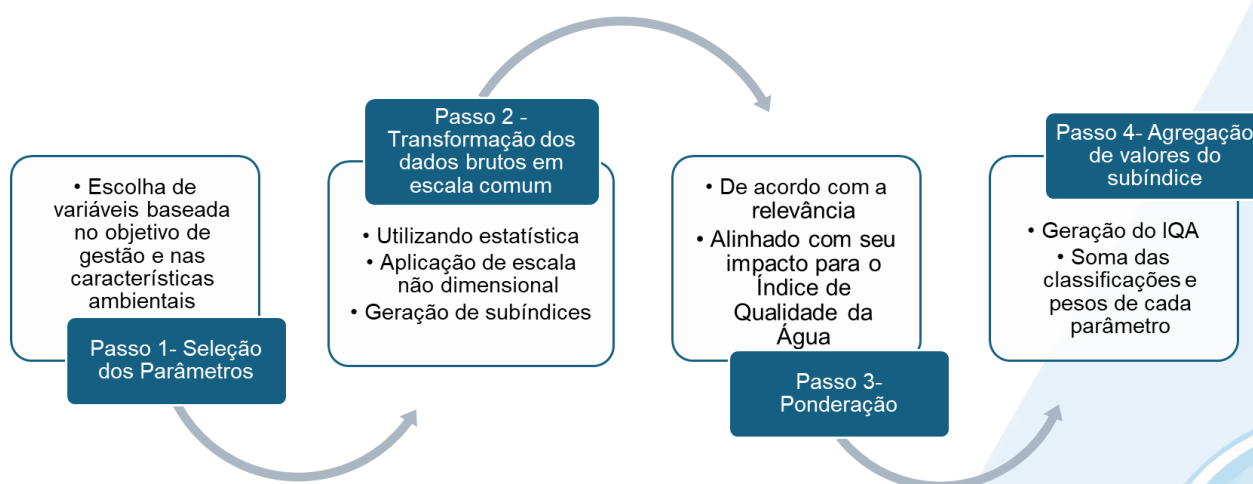
A gestão da qualidade hídrica necessita de análises de vários dados de qualidade da água que muitas vezes podem ser complexos de avaliar e sintetizar (UDDIN; NASH; OLBERT, 2021). Nesse sentido, uma série de ferramentas foram elaboradas como forma de avaliar de forma holística os dados de qualidade da água, e uma dessas ferramentas é o Índice de Qualidade de Água (IQA) (UDDIN; NASH; OLBERT, 2021). Esse índice geralmente é utilizado por gestores e agências de gerenciamento/abastecimento, pois permite a visualização dos dados de fácil compreensão e disseminação para a sociedade, além de fornecer subsídios para a modificação de políticas ambientais (TYAGI et al., 2013; UDDIN; NASH; OLBERT, 2021).

O Índice de Qualidade de Água é um instrumento matemático utilizado para transformar uma grande quantidade de resultados, referentes às características da água, em um único número que corresponde ao nível de qualidade hídrica. A utilização desse método é considerada uma prática simples, já que permite a categorização da qualidade da água (SÁNCHEZ, 2007).

O IQA usualmente abarca quatro processos ou componentes. O primeiro refere-se à seleção das variáveis ambientais. O segundo corresponde à análise de cada parâmetro e conversão em um subíndice adimensional de valor único. Já o terceiro é o fator de ponderação de cada parâmetro de qualidade da água e o quarto diz respeito ao índice

final de qualidade, que apresenta um valor único, calculado através da função de agregação, utilizando os subíndices e fatores de ponderação para todos os parâmetros selecionados (UDDIN; NASH; OLBERT, 2021). As etapas previamente mencionadas para o desenvolvimento e elaboração do IQA estão apresentadas de forma resumida no esquema abaixo (Figura 5-3).

Figura 5-3. Esquema das etapas do desenvolvimento do IQA.



Fonte: Adaptado de Chidiac et al. (2023).

No atual monitoramento ambiental referente ao “Estudo de Avaliação do Índice de Qualidade da Água (IQA) e Salinidade na Bacia do Rio das Ostras”, são utilizados dois índices: o IQA desenvolvido pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e o IQA da *National Sanitation Foundation* (NSF), método usado pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA) (Quadro 5-4). Comparar essas duas metodologias (IQA_{CETESB} e IQA_{NSF}) tem como objetivo compreender como os resultados se distribuem nas categorias de classificação da qualidade da água, considerando que existem diferenças nas faixas de classificação, algumas mais restritivas e outras menos restritivas. Além disso, foi analisado como as diferenças nas variáveis selecionadas por cada metodologia podem impactar os resultados obtidos. Essas informações servirão para subsidiar a tomada de decisão dos gestores ambientais e promover uma gestão mais eficaz dos recursos hídricos. A diferença de cada método e demais caracterizações estão descritas nos tópicos a seguir.

Quadro 5-4. Parâmetros de qualidade da água que compõem o IQA_{NSF} e respectivos pesos.

Parâmetro de Qualidade da Água	Peso (W)
Oxigênio dissolvido (OD)	0,17
Coliformes termotolerantes	0,16
Potencial hidrogeniônico - pH	0,11
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	0,11
Temperatura da água	0,10
Nitratos	0,10
Fosfato total*	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos Totais Dissolvidos	0,07

Legenda: *Para o referido projeto foi utilizado o parâmetro fosfato.

Além de seu peso (w), cada parâmetro possui um valor de qualidade (q), obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida, conforme Figura 5-4. Para cada variável, foi traçada uma curva de qualidade, a qual correlaciona sua concentração a uma nota (qi), pontuada de zero a 100.

O cálculo do IQA é feito por meio do produtório ponderado dos nove parâmetros, segundo a seguinte fórmula:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

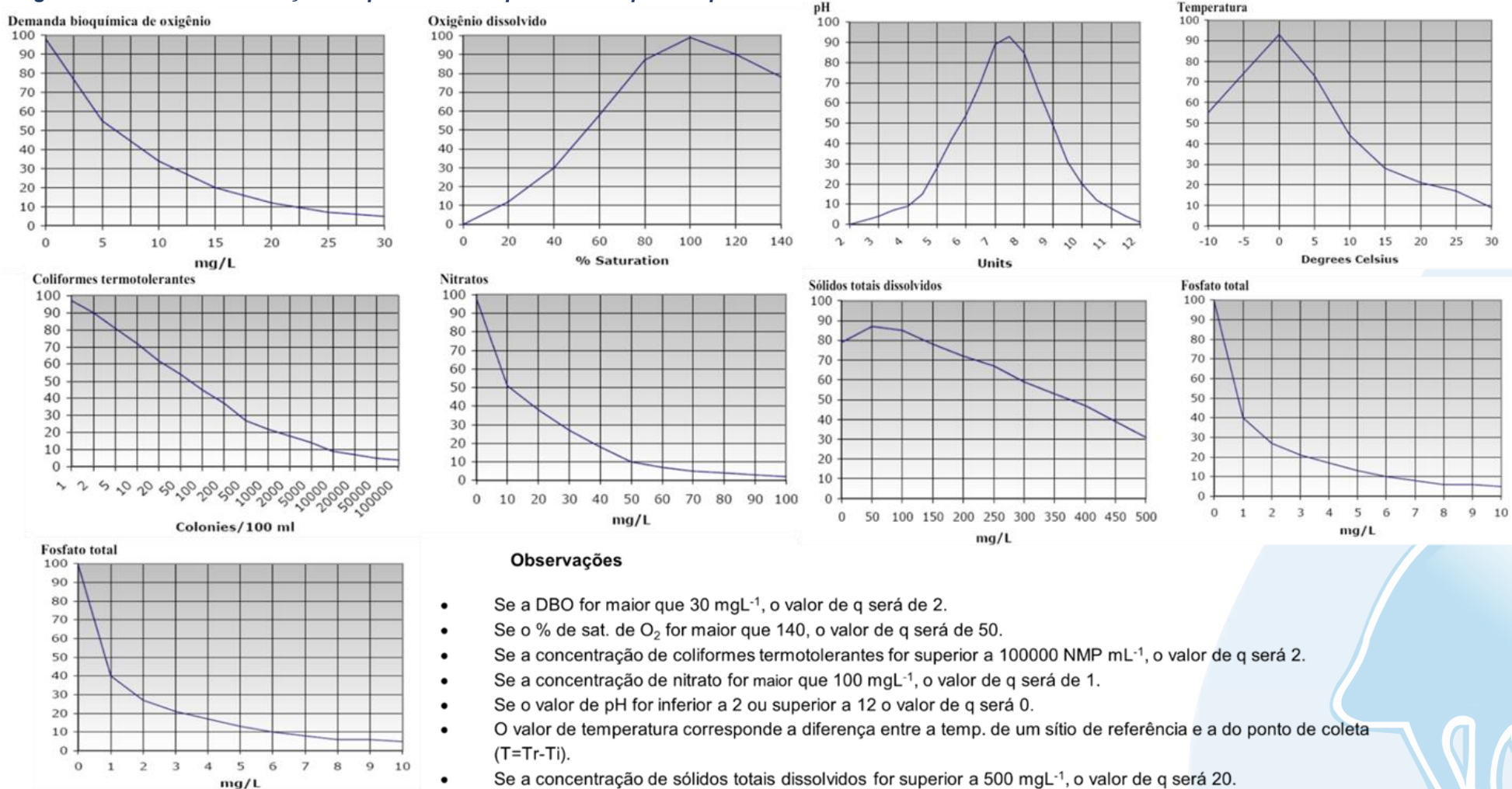
Sendo:

IQA= Índice de Qualidade de Água, um valor entre 0 e 100;

qi = qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva curva média de variação de qualidade (resultado da análise);

wi = peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade.

Figura 5-4. Curvas de avaliação de qualidade dos parâmetros que compõem o IQA_{NSF} .



Fonte: INEA (2019).

O Quadro 5-5 apresenta as categorias e faixas de qualidade de água para os resultados obtidos pelo cálculo do IQA. A memória de cálculo é apresentada no ANEXO 6.

Quadro 5-5. Faixas de classificação do IQA_{NSF}.

Categoria de Resultados	IQA	Significado
Excelente	$100 \geq IQA \geq 90$	Águas apropriadas para tratamento convencional visando o abastecimento público.
Boa	$90 > IQA \geq 70$	
Média	$70 > IQA \geq 50$	
Ruim	$50 > IQA \geq 25$	Águas impróprias para tratamento convencional visando o abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados.
Muito Ruim	$25 > IQA \geq 0$	

5.4.2.1 IQA - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB)

O IQA_{CETESB} foi elaborado e adaptado a partir do IQA_{NSF} em 1975 (ANA, 2024). E anos depois, outros Estados brasileiros, como, por exemplo, Bahia, Pernambuco e Rio Grande do Norte adotaram também essa metodologia (PROGRAMA ÁGUA AZUL, 2016; INEMA, 2016; CPRH, 2024), além de ser utilizado em inúmeros estudos científicos (LEITÃO et al., 2015; ANDRIETTI et al., 2016; DE SOUZA et al., 2021; THOMAZ et al., 2023).

O IQA_{CETESB} abrange nove variáveis ambientais que são consideradas relevantes para a avaliação da qualidade hídrica, tendo como enfoque principal o seu uso no abastecimento público, após o tratamento (CETESB, 2017; ANA, 2024). Nesse sentido, cabe destacar que, no IQA_{NSF}, são contemplados coliformes termotolerantes, DBO, oxigênio dissolvido, pH, temperatura, turbidez, fosfato total, nitratos, e sólidos dissolvidos totais (INEA, 2019). Enquanto no IQA_{CETESB}, são considerados coliformes termotolerantes, DBO, oxigênio dissolvido, pH, temperatura, turbidez, fósforo total, nitrogênio total, e resíduo total (ANA, 2024).

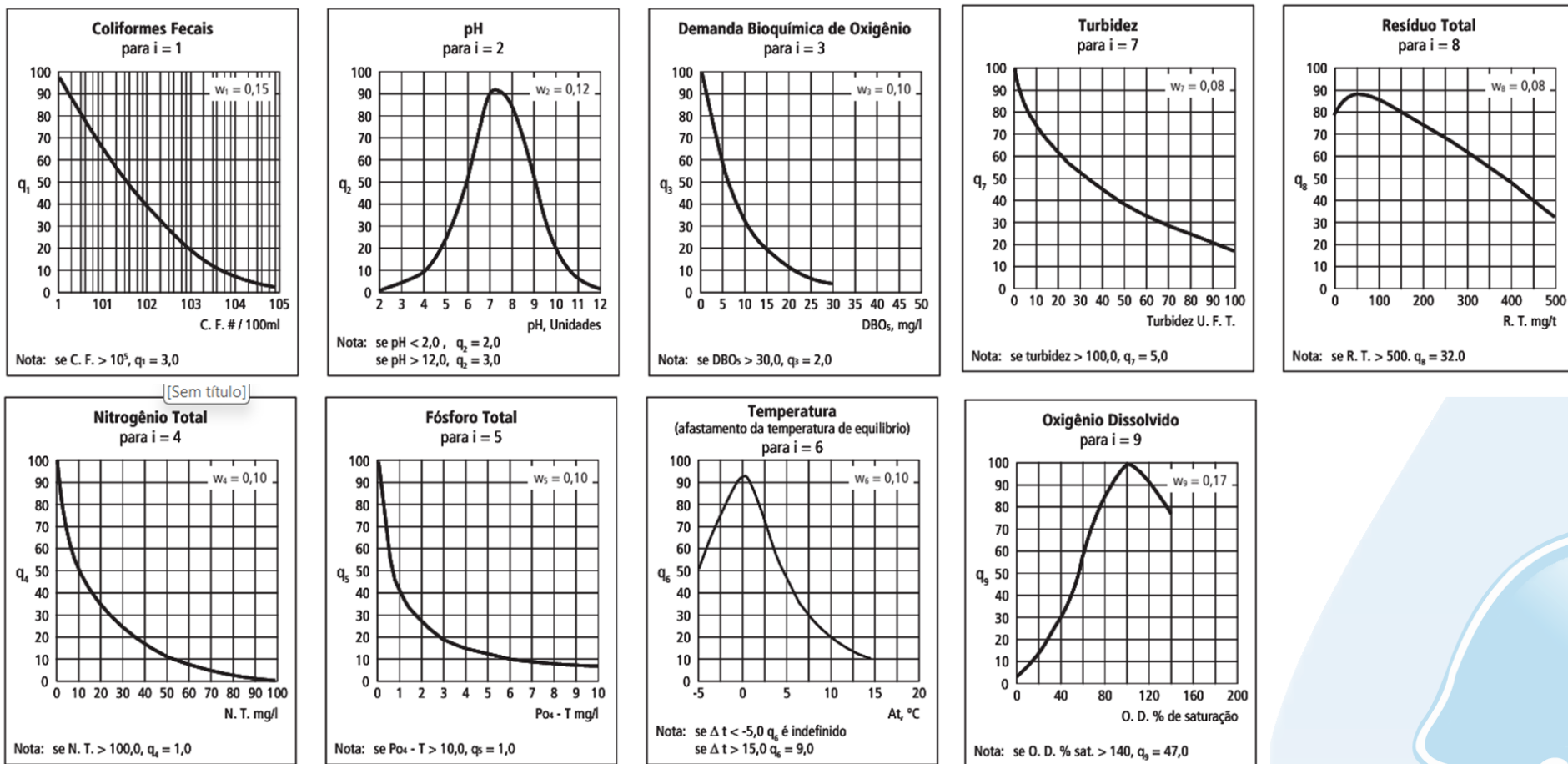
Os parâmetros previamente mencionados do IQA_{CETESB} e seus respectivos pesos estão apresentados no Quadro 5-6 e a Figura 5-5 apresenta a curva de variação de qualidade da água de cada parâmetro. Ressalta-se que a fórmula utilizada para o cálculo do IQA_{CETESB} é a mesma do IQA_{NSF}, a distinção ocorre somente para os pesos utilizados e parâmetros selecionados em cada método.

Quadro 5-6. Parâmetros de qualidade da água que compõem o IQA_{CETESB} e respectivos pesos.

Parâmetro de Qualidade da Água	Peso (W)
Oxigênio dissolvido (OD)	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico - pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

Fonte: CETESB (2017).

Figura 5-5. Curvas de avaliação de qualidade dos parâmetros que compõem o IQA_{CETESB}.



Fonte: CETESB (2017).

A partir do cálculo do IQA efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, conforme apresentado no Quadro 5-7.

Quadro 5-7. Faixas de classificação do IQA_{CETESB}.

Categoria de Resultados	IQA	Significado
Ótima	79 < IQA ≤ 100	Águas apropriadas para tratamento convencional visando o abastecimento público.
Boa	51 < IQA ≤ 79	
Regular	36 < IQA ≤ 51	
Ruim	19 < IQA ≤ 36	Águas impróprias para tratamento convencional visando o abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados.
Péssima	IQA ≤ 19	

Fonte: CETESB (2017).

Verifica-se uma distinção na faixa de classificação entre o IQA_{CETESB} (Quadro 5-6) e o IQA_{NSF} (Quadro 5-4). O IQA_{CETESB} apresenta maior amplitude, com faixas mais largas, na categoria de resultados boa e ótima, enquanto o IQA_{NSF} dispõe de faixas mais restritivas para essas classificações (WANICK et al., 2011).

Salienta-se que no presente estudo foi realizado o cálculo dos dois índices detalhados previamente, com seus respectivos pesos e classificações de referência. Uma diferença importante entre eles é que o IQA_{NSF} apresenta maior restrição nas categorias que indicam a qualidade da água, com intervalos de valores mais baixos. Entretanto, a principal diferença foi na seleção das variáveis ambientais. De maneira geral, os parâmetros são semelhantes, mas o IQA_{NSF} inclui sólidos dissolvidos totais, fosfato total e nitratos, enquanto o IQA_{CETESB} avalia resíduo total, fósforo total e nitrogênio total (INEA, 2019; ANA, 2024).

Um fator importante do IQA, considerando os dois métodos previamente mencionados, é que, embora a avaliação da qualidade da água pelo índice de IQA seja amplamente utilizada, essa ferramenta apresenta limitações, já que sua análise não contempla alguns parâmetros importantes para o abastecimento público, como por exemplo, metais pesados, pesticidas, compostos orgânicos, protozoários patogênicos e compostos capazes de alterar as características organolépticas da água (ANA, 2024).

Para avaliar a evolução do IQA ao longo do monitoramento ambiental, foi realizada a comparação entre o IQA calculado da campanha com os IQAs do último ano de

monitoramento realizado, bem como os resultados apresentados nos boletins disponibilizados pelo INEA. A taxa de mudança no valor do IQA está apresentada em porcentagem.

5.4.3 Análises estatísticas

Com o objetivo de avaliar e entender quais são os principais parâmetros que contribuem para a qualidade da água, a avaliação conta com uma Análise de Componentes Principais, do inglês *Principal Component Analysis* (PCA).

A PCA é uma ferramenta utilizada na análise de dados que permite a transformação de variáveis em um conjunto que é agrupado em um componente principal (SILVA, RAMOS; ANDRADE, 2018). Essa ferramenta é uma técnica estatística de análise multivariada que tem por característica verificar padrões de dados, em que sua expressão através de fatores pode se apresentar por semelhanças ou diferenças (SILVA, RAMOS; ANDRADE, 2018). Além disso, a PCA é conhecida pela diminuição da quantidade de dados com a menor perda possível das informações (HONGYU; SANDANIELO; OLIVEIRA JUNIOR, 2015). Para garantir a comparabilidade entre variáveis com diferentes unidades de medida e magnitude, os dados foram previamente normalizados utilizando o método *z-score* (valor observado menos a média, dividido pelo desvio padrão).

Nas análises dos dados é necessário avaliar a aplicabilidade do método da PCA. Para tal, foram utilizados os testes estatísticos de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) e o teste de Esfericidade de Bartlett (OLINTO, 2007). Para conferir a adequação da PCA, foi realizada uma análise de matriz de correlações por meio do teste de Barlett, em que o requisito é que as variáveis apresentem normalidade (PRADO et al., 2016). E consiste em testar a hipótese nula, na qual a matriz de correlações é similar à matriz de identidade. No teste de Barlett, o resultado igual ou menor a 0,05 demonstra que os dados produzem uma matriz de identidade, desta forma, o modelo fatorial é adequado para a realização da análise de dados (OLINTO, 2007; PRADO et al., 2016).

Já o teste KMO apresenta a proporção da variância que os indicadores demonstram em comum, sendo considerados valores razoáveis de KMO entre 0,6 e 0,7, já entre 0,7 e 0,8 são avaliados como um KMO médio, e um resultado entre 0,8 e 0,9 indica um KMO bom e com valores acima de 0,9 o KMO é considerado muito bom (DINI et al., 2014).

Os testes de Bartlett e KMO foram realizados através do *software* Jamovi versão 2.3.21 e a PCA, no *Paleontological Statistics* (PAST) na versão 4.03.

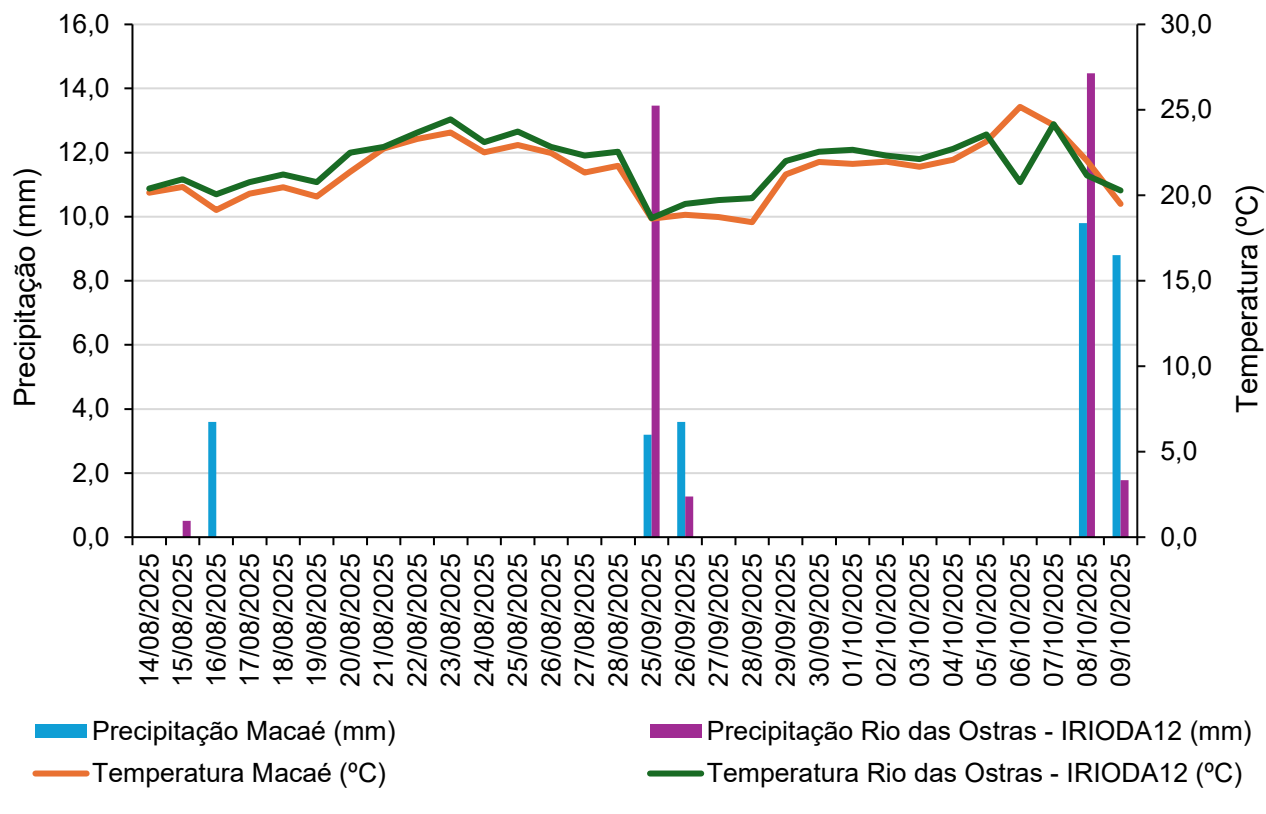
6 Resultados e discussão

6.1 Análise físico-química e biológica

6.1.1 Precipitação

A precipitação e a temperatura nos quinze dias que antecederam a coleta de agosto de 2025, incluindo o dia de amostragem, apontaram temperatura média de 21,5°C na estação de Macaé (A608) e 22,1°C na estação de Rio das Ostras (IRIODA12); e precipitação acumulada de 3,6 mm em Macaé (A608) e 0,5 mm em Rio das Ostras (IRIODA12), indicando valores de chuva fraca (2,5 a 10,0 mm) e chuvisco (0,1 a 2,5 mm), respectivamente, de acordo com a literatura que descreve a classificação pluviométrica do INMET (SILVA; FRANCA, 2021). Já na campanha de outubro do mesmo ano, considerando os quinze dias anteriores à amostragem, a média de temperatura foi de 21,3 °C na estação de Macaé (A608) e 21,5 °C na estação de Rio das Ostras (IRIODA12); e o acúmulo pluviométrico foi de 25,4 mm em Macaé (A608) e 31,0 mm em Rio das Ostras (IRIODA12), indicando chuva forte (25 a 50 mm) de acordo com os registros de ambas as localidades (SILVA; FRANCA, 2021).

Figura 6-1 Precipitação acumulada e temperatura média nos quinze dias anteriores às campanhas realizadas em agosto e outubro de 2025, incluindo os dias de amostragem.



Os resultados analíticos obtidos para as campanhas de agosto e outubro de 2025, assim como os respectivos limites de cada parâmetro contemplado pela Resolução CONAMA nº 357/2005, podem ser vistos na Tabela 6-1.

Tabela 6-1. Resultados dos parâmetros analisados na campanha realizada em agosto de 2025 e limites estipulados pela Resolução CONAMA 357/2005.

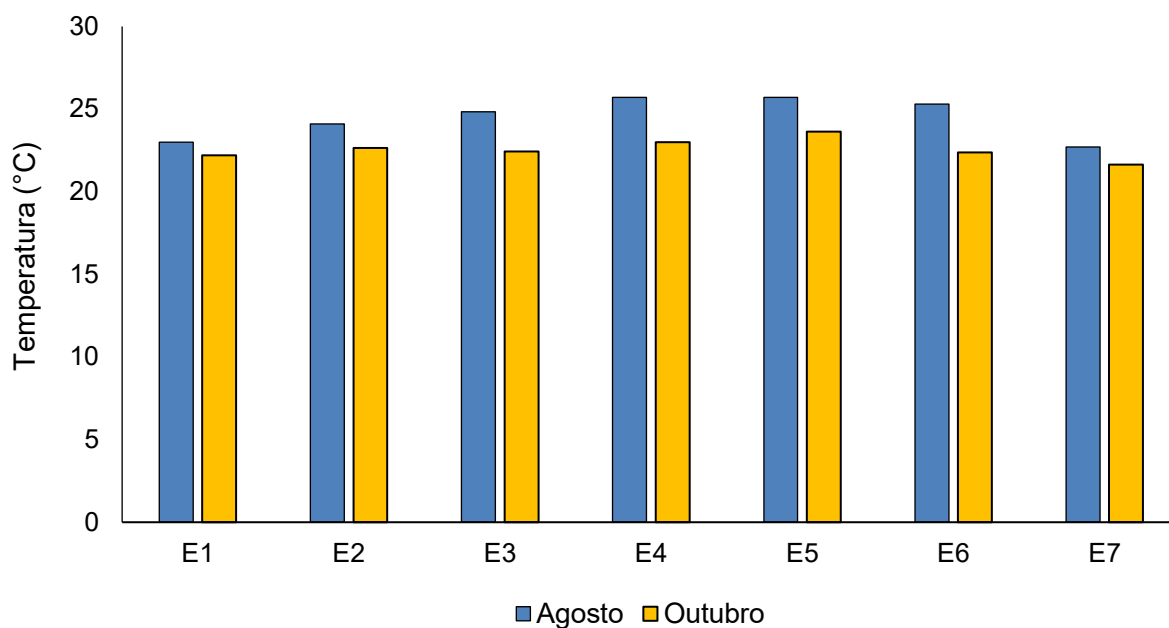
Estações amostrais	Data de coleta	Profundidade	Salinidade (‰)	Condutividade (µS/cm)	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	Turbidez (NTU)	pH	Temperatura (°C)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Fosfato (mg/L)	Nitrogênio Total (mg/L)	Nitrato (mg/L)	Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)
E1	28/08/2025	Sup	0,08	159,0	510,0	79,5	35,3	6,18	23,0	0,90	9,0	0,03	<0,06	0,5	0,38	23,0
		Fun	0,05	154,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	09/10/2025	Sup	0,19	400,0	228,0	200,0	33,4	6,56	22,2	1,98	10,0	< 0,01	<0,06	0,8	0,27	49,0
		Fun	0,19	391,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E2	28/08/2025	Sup	1,96	3393,0	3032,0	2947,0	42,2	6,30	24,1	0,75	15,0	0,08	0,10	6,4	0,10	>1600,0
		Fun	1,91	3386,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	09/10/2025	Sup	0,99	1939,0	1054,0	969,5	48,6	6,76	22,7	3,98	15,0	0,04	<0,06	2,4	0,31	>1600,0
		Fun	1,01	1951,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E3	28/08/2025	Sup	10,37	17590,0	15398,0	12313,0	92,4	7,34	24,83	2,48	35,0	0,27	0,20	7,5	0,06	>1600,0
		Fun	10,42	17860,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	09/10/2025	Sup	23,20	33300,0	24518,0	23310,0	53,5	7,44	22,4	4,06	19,0	< 0,01	<0,06	2,8	0,26	>1600,0
		Fun	23,41	33710,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E4	28/08/2025	Sup	0,10	196,0	188,0	98,0	58,3	6,98	25,7	4,70	7,0	< 0,01	N.D	1,2	0,17	<1,8
		Fun	0,10	195,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	09/10/2025	Sup	0,12	255,0	226,0	127,5	34,0	6,39	23,0	3,15	8,0	< 0,01	<0,06	0,5	0,33	280,0
		Fun	0,12	256,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E5	28/08/2025	Sup	6,32	10170,0	9480,0	9219,0	33,1	7,66	25,7	0,30	50,0	1,46	3,78	19,1	0,14	>1600,0
		Fun	6,62	10650,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	09/10/2025	Sup	8,35	14350,0	10288,0	10045,0	43,9	8,06	23,6	1,42	37,0	1,24	3,06	13,6	0,56	>1600,0
		Fun	8,37	14400,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E6	28/08/2025	Sup	19,15	30860,0	21666,0	21602,0	81,1	7,48	25,3	2,83	29,0	0,28	0,18	5,4	0,11	>1600,0
		Fun	19,29	30970,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	09/10/2025	Sup	26,26	37230,0	29354,0	26061,0	89,3	7,34	22,4	5,27	24,0	0,10	0,07	6,4	0,29	1600,0
		Fun	26,74	37950,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E7	28/08/2025	Sup	30,70	42890,0	39760,0	39200,0	44,8	8,10	22,7	6,45	8,0	0,01	N.D	0,2	<0,05	>1600,0
		Fun	30,65	42830,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	09/10/2025	Sup	26,30	37600,0	26378,0	26320,0	18,3	8,10	21,6	6,93	5,0	< 0,01	<0,06	0,9	0,79	220,0
		Fun	26,30	37900,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Águas Doces Classe 2	0,5	-	-	500	100	6 a 9	-	≥5	≤5	0,1	-	<2,18 (para ambiente lótico)	10,0	1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros*
CONAMA 357/05		Águas Salobras Classe 1	0,5-30	-	-	-	-	6,5 a 8,5	-	≥ 5	-	0,124	-	0,4		
		Águas Salinas Classe 1	≥30	-	-	-	-	6,5 a 8,5	-	≥ 6	-	0,062	-	0,4		

6.1.2 Temperatura

A temperatura desempenha um papel crucial nos ecossistemas aquáticos, visto que as alterações neste parâmetro geram mudanças em diversas propriedades da água tais como viscosidade, tensão e solubilidade. Além disso, os organismos aquáticos possuem uma faixa ótima para sua sobrevivência, uma vez que a temperatura influencia diretamente a atividade bioquímica da biota aquática (CETESB, 2014).

Tanto em agosto quanto em outubro de 2025, as menores temperaturas foram registradas na amostra da foz do rio das Ostras (E7), com 22,7 °C e 21,64 °C, respectivamente. Já as maiores, foram observadas no canal das Corujas (E5), com 25,7 °C em agosto e 23,64 °C em outubro. Ressalta-se que a temperatura de 25,7 °C também foi registrada no rio Iriry (E4) na campanha de agosto. De modo geral, a temperatura apresentou pouca variação entre os diferentes pontos de coleta (Figura 6-2).

Figura 6-2. Resultados de temperatura das campanhas realizadas em agosto e outubro de 2025.



6.1.3 Salinidade

Em ambientes marinhos, os sais correspondem à maior parte dos elementos dissolvidos na água do mar, logo, a salinidade representa a quantificação do total de substâncias dissolvidas na água do mar. Sua escala se dá em grama por quilograma (g/kg) ou partes por mil (ppt ou ‰). A salinidade influencia na classificação das águas analisadas em: doce (salinidade <0,5‰), salobra (salinidade entre 0,5 e 30‰) e salina (salinidade >30‰), e como consequência, nos limites dos diferentes parâmetros monitorados preconizados na Resolução CONAMA nº 357/2005. De acordo com Esteves (2011), a salinidade das águas interiores, que compreende as águas fluviais, pode apresentar grande amplitude de valores (desde 0,5‰ até resultados maiores que 35‰). Esse parâmetro ambiental tem influência direta sobre outros, como por exemplo, a condutividade, que é um indicativo da quantidade de sais existentes nas águas monitoradas (CETESB, 2018).

Durante a campanha de agosto de 2025, a salinidade variou entre 0,08 ‰ e 0,05 ‰ nas águas do afluente do rio Iriry (E1 - superfície e fundo, respectivamente) e 30,7 ‰ (superfície) e 30,65‰ (fundo) na amostra da foz do rio das Ostras (E7). Com base nos resultados obtidos, observa-se que os menores valores dessa variável ambiental foram detectados nas amostras do afluente do rio Iriry e nele próprio (E1 e E4). Em relação à estratificação, não houve grande distinção entre as salinidades registradas na superfície e no fundo.

Já na amostragem de outubro de 2025, a variação observada foi de 0,12 ‰ nas águas do rio Iriry (E4 – superfície e fundo) a 26,3 ‰ (E7 - superfície) e 26,74 ‰ (E6 - fundo) no rio das Ostras.

Em relação à classificação quanto a salinidade, nas duas amostragens as águas analisadas nas estações E1 (afluente do rio Iriry) e E4 (rio Iriry) foram classificadas como doces (salinidade <0,5‰), sendo seus resultados equiparados aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces Classe 2. As águas amostradas em E2 (rio Jundiá), E3 (rio das Ostras, logo após o encontro dos rios Iriry e Jundiá), E5 (canal das Corujas) e E6 (rio das Ostras, a jusante do canal das Corujas) foram classificadas como salobras (salinidade entre 0,5 e 30‰), enquanto as amostras de E7 (foz do rio das Ostras) exibiram características salinas (salinidade >30‰) em agosto e salobras em outubro. Diante disso, os resultados dessas estações foram comparados com

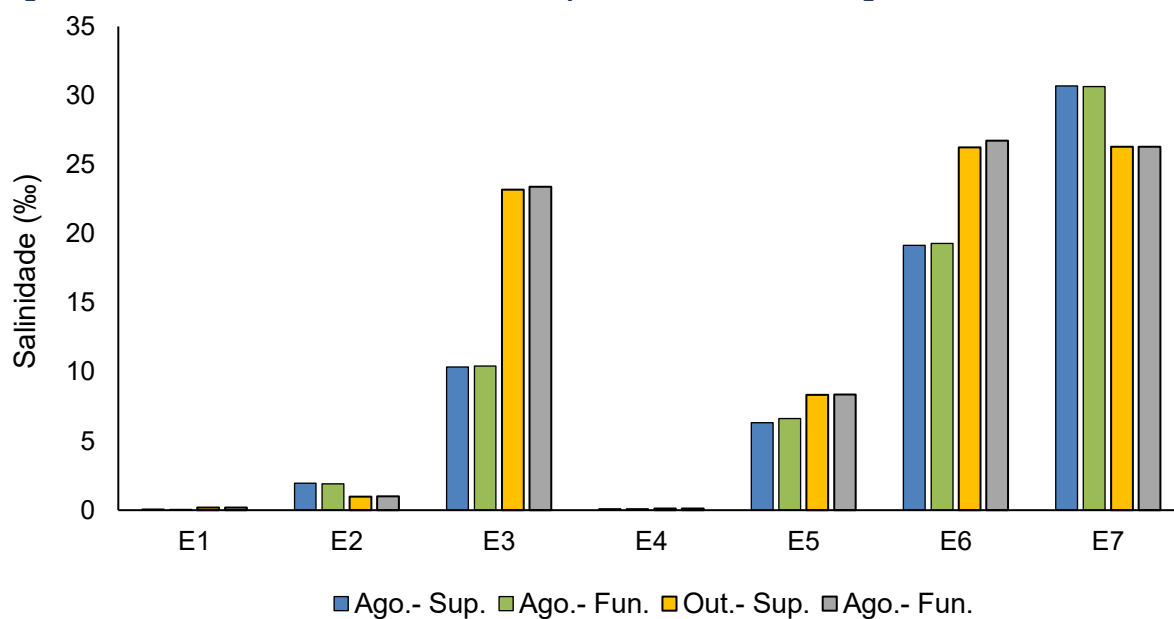
os limites balizados na Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Salobras e Salinas Classe 1.

As classificações supracitadas, as quais categorizam a maioria das amostras como salobras ou salinas, evidenciam a forte contribuição marinha na região, e também podem estar relacionadas à precipitação. A baixa pluviosidade acumulada, como observada em agosto, contribui para uma maior influência da cunha salina. Já um maior acúmulo pluviométrico, como observado em outubro, implica em um maior volume de águas doces e, conseqüentemente, uma maior diluição do efeito da intrusão salina. Sugere-se que esse cenário tenha refletido na diferença de classificação observada nas águas da foz do rio das Ostras, que em agosto apresentaram características salinas e em outubro, salobras. Os resultados de salinidade estão dispostos no [Quadro 6-1](#) e na [Figura 6-3](#).

Quadro 6-1. Classificação das amostras quanto à salinidade nas campanhas de agosto e outubro de 2025.

Pontos amostrais			E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
Salinidade (‰)	Ago.	Sup.	0,08	1,96	10,37	0,1	6,32	19,15	30,7
		Fun.	0,05	1,91	10,42	0,1	6,62	19,29	30,65
	Out.	Sup.	0,19	0,99	23,2	0,12	8,35	26,26	26,3
		Fun.	0,19	1,01	23,41	0,12	8,37	26,74	26,3
Classificação	Ago.		doce	salobra	salobra	doce	salobra	salobra	salina
	Out.		doce	salobra	salobra	doce	salobra	salobra	salobra

Figura 6-3. Resultados de salinidade nas campanhas realizadas em agosto e outubro de 2025.



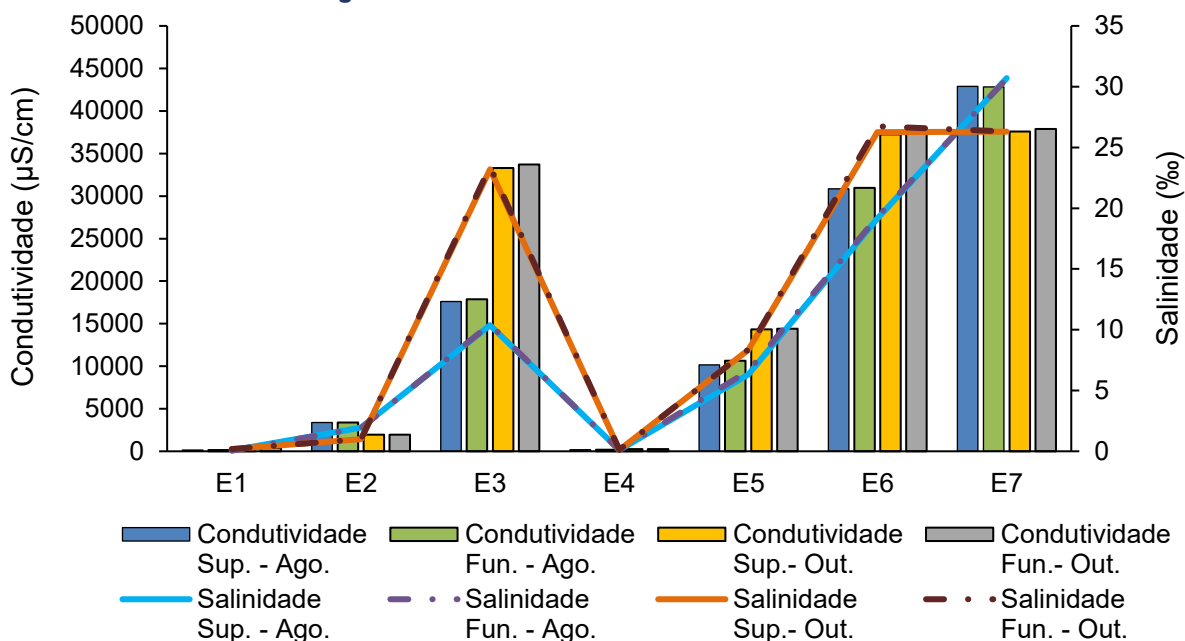
6.1.4 Condutividade

A condutividade é uma medida da capacidade de condução de corrente elétrica na água, sendo influenciada em decorrência da concentração de sólidos inorgânicos dissolvidos (ânions e cátions), compostos orgânicos (óleos, fenóis, graxas) e da temperatura da água (CETESB, 2014).

Em agosto de 2025, os resultados variaram de 159 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 154 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (superfície e fundo, respectivamente) nas águas do afluente do rio Iriry (E1) a 42.890 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 42.830 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (superfície e fundo) na foz do rio das Ostras (E7), não sendo observada diferença expressiva entre superfície e fundo. Já em outubro de 2025, a variação de condutividade foi entre 255 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (superfície) e 256 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (fundo) nas águas do rio Iriry (E4) e 37.600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (superfície) e 37.900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (fundo) na foz do rio das Ostras (E7).

Conforme exposto na Figura 6-4, os resultados de condutividade apresentaram variação espacial seguindo o mesmo padrão observado para salinidade. Essa semelhança de resultados de condutividade e salinidade confirma a relação entre as duas variáveis, já que a condutividade é um indicativo da quantidade de sais presentes na coluna d'água (CETESB, 2018). Além disso, a alta condutividade das amostras do rio das Ostras (E3, E6 e E7) e do canal das Corujas (E5) também estão relacionados às altas concentrações de sólidos totais e sólidos dissolvidos totais registrados nessas águas.

Figura 6-4. Resultados de condutividade e salinidade na superfície e no fundo nas campanhas realizadas em agosto e outubro de 2025.



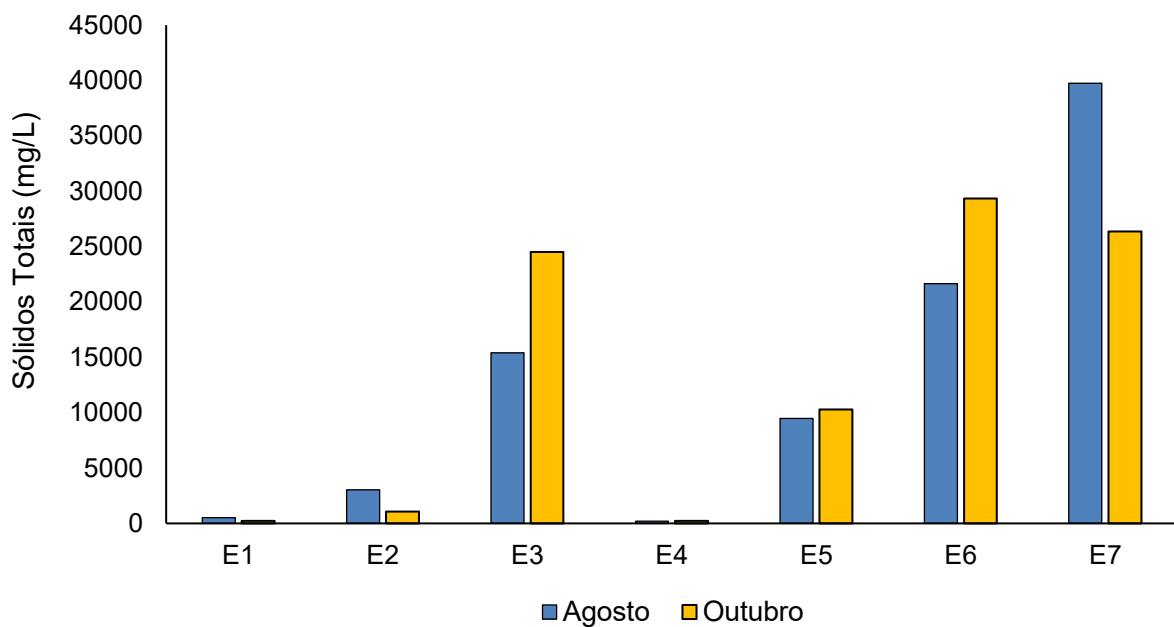
6.1.5 Sólidos totais

A série de sólidos na água corresponde a toda matéria que permanece como resíduo após evaporação, secagem ou calcinação em uma temperatura específica ao longo de um espaço de tempo. Esses processos determinam as diferentes frações de sólidos na água, como sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis. É importante monitorar os sólidos, pois altas concentrações podem impactar a vida aquática (CETESB, 2016), afetando, por exemplo, o crescimento e sobrevivência de determinadas espécies de peixes (DICKERSON; VINYARD, 2011). Essa análise é importante no monitoramento da qualidade da água, tendo em vista que elevadas concentrações de sólidos na água podem acarretar danos à biota em decorrência de sua sedimentação, destruindo organismos ou danificando os leitos de desovas de peixes. Os sólidos também podem reter bactérias e resíduos orgânicos, favorecendo a decomposição anaeróbia (CETESB, 2014).

Como esperado, os resultados de sólidos totais apresentaram um padrão similar aos resultados de condutividade (Figura 6-4) e salinidade (Figura 6-3). Nos dois meses de amostragem (agosto e outubro), os menores valores de sólidos totais foram registrados nas águas do rio Iriry (E4), com 188 mg/L e 226 mg/L, respectivamente. Em relação às maiores concentrações, em agosto de 2025 a amostra da foz do rio das Ostras (E7) apresentou o maior resultado, com 39.760 mg/L, enquanto em outubro do mesmo ano, o

rio das Ostras, no trecho a jusante do canal das Corujas (E6) apresentou a concentração mais elevada, com 29.354 mg/L. Para esse parâmetro não há valores de referência descritos na Resolução CONAMA nº 357/2005.

Figura 6-5. Resultados de sólidos totais das campanhas realizadas em agosto e outubro de 2025.



6.1.6 Sólidos dissolvidos totais

Os sólidos presentes na água são os resíduos que permanecem após diferentes processos, como evaporação, secagem ou calcinação em temperatura e tempo determinados. Segundo a literatura, as principais fontes de sólidos dissolvidos em corpos d'água estão associados ao lançamento de esgoto sem tratamento e ao escoamento agrícola (DEY; VIJAY, 2021). Além disso, a alteração da qualidade das águas por esse parâmetro pode impactar nas suas características organolépticas e, como consequência, na sua disponibilidade para o abastecimento público (ADJOVU et al., 2023).

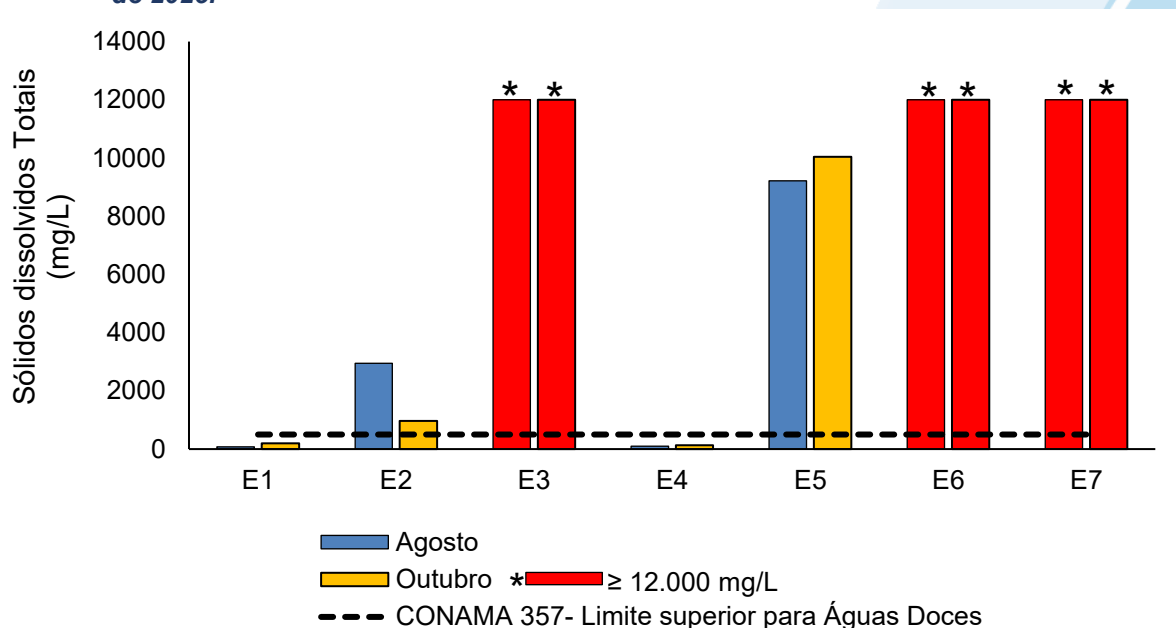
Os resultados de sólidos dissolvidos totais seguiram um padrão semelhante aos de sólidos totais. Os menores valores foram registrados nas águas do afluente do rio Iriry (E1) em agosto de 2025, com 79,5 mg/L, e no rio Iriry (E4) em outubro do mesmo ano (127,5 mg/L). Já os maiores resultados estiveram, durante os dois meses de coleta, nas amostras da foz do rio das Ostras (E7), com 39.200 mg/L em agosto e 26.320 mg/L em outubro. As amostras do rio Iriry (E4) e do seu afluente (E1) estiveram em conformidade com o limite preconizado na Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces Classe

2 (500 mg/L). Já para águas salobras e salinas, não há limite na resolução de referência para sólidos dissolvidos totais, inviabilizando a comparação das demais amostras.

Embora não seja possível comparar as amostras com características salobras e salinas com a normativa, nota-se uma alta concentração desse parâmetro nas estações do canal das Corujas (E5) e do rio das Ostras (E3, E6 e E7), corroborando os resultados de condutividade. Diante disso, sugere-se que, além das atividades antrópicas, outros fatores ambientais, como a ação de ventos e marés, possam ter favorecido a movimentação de massas e propiciado o incremento de sólidos dissolvidos no sistema.

A fim de facilitar a visualização dos resultados no gráfico, diante dos valores elevados de sólidos dissolvidos totais nas amostras dos pontos E3 (12.313 mg/L e 23.310 mg/L), E6 (21.602 mg/L e 26.061 mg/L) e E7 (39.200 mg/L e 26.320 mg/L), em agosto e outubro, respectivamente, todos os resultados maiores ou iguais (\geq) a 12.000 mg/L foram representados por uma coluna vermelha com um asterisco (*) acima (Figura 6-6).

Figura 6-6. Resultados de sólidos dissolvidos totais das campanhas realizadas em agosto e outubro de 2025.



6.1.7 Turbidez

A turbidez pode ser definida como o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessar a água devido à presença de sólidos em suspensão. Logo, em

águas turvas, a luz apresentará uma maior dificuldade de passagem. Esse parâmetro é medido em UNT (Unidades Nefelométricas de Turbidez). As principais influências sobre a turbidez da água são a presença de matérias sólidas em suspensão, como silte e argila, por exemplo, matéria orgânica e inorgânica e organismos microscópicos (por exemplo: zooplâncton, fitoplâncton). Por reduzir a penetração da luz, prejudica o processo de fotossíntese, afetando o equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011).

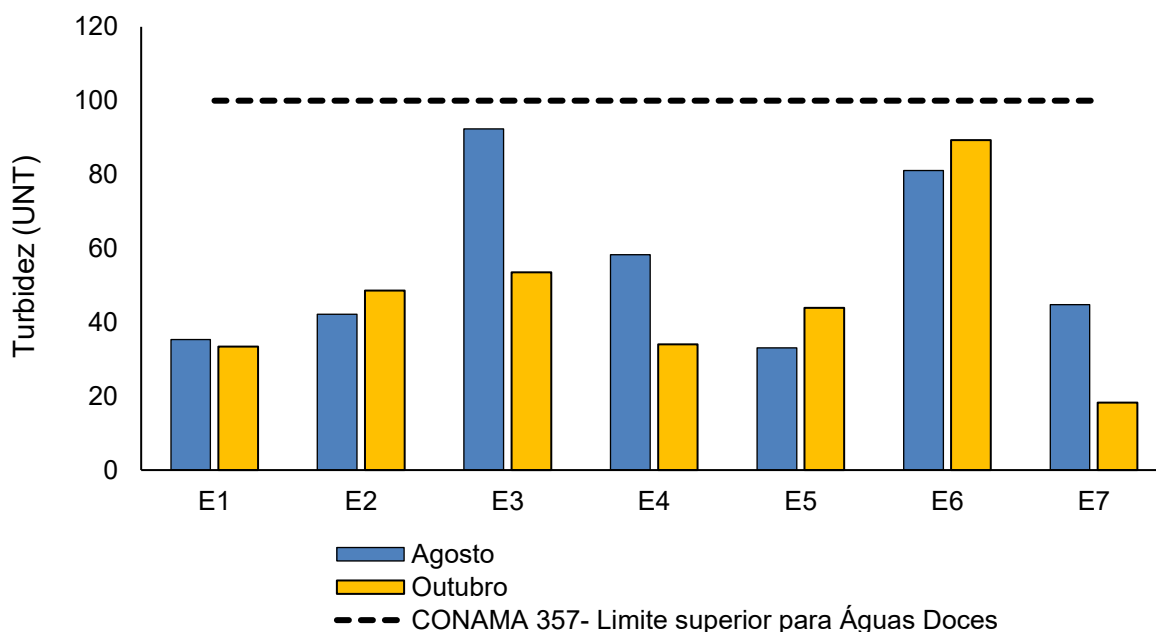
Em agosto de 2025, as águas analisadas no canal das Corujas (E5) apresentaram o menor resultado de turbidez, com 33,1 UNT, enquanto as águas do rio das Ostras (E3) apresentaram o maior, com 92,4 UNT (Figura 6-7). Portanto, as duas amostras classificadas como águas doces, rio Iriry (E4) e seu afluente (E1), estiveram em conformidade com o limite preconizado na Resolução CONAMA nº357/2005 para Águas Doces Classe 2 (100 UNT). Ressalta-se que para Águas Salobras e Salinas Classe 1 não há valores de referência descritos na normativa supracitada.

Já em outubro, as águas analisadas na foz do rio das Ostras (E7) apresentaram o menor resultado de turbidez, com 18,3 UNT, enquanto as águas do rio das Ostras, a jusante da foz do canal das Corujas (E6) apresentaram o maior, com 89,3 UNT (Figura 6-7). Logo, as duas amostras classificadas como águas doces, rio Iriry (E4) e seu afluente (E1), permaneceram em conformidade com o limite preconizado na Resolução CONAMA nº357/2005 para Águas Doces Classe 2 (100 UNT). Ressalta-se que para Águas Salobras e Salinas Classe 1 não há valores de referência descritos na normativa supracitada.

Embora a região da estação amostral E3 (rio das Ostras, a jusante do encontro dos rios Iriry e Jundiá) tenha a flora preservada, o maior valor de turbidez ali registrado (92,4 UNT), em ago./2025, pode ter relação com as características do próprio manguezal. Isso também se aplica ao ponto E6, no rio das Ostras, que em out./2025, apresentou o maior resultado de turbidez, com 89,3 UNT. O manguezal é um ecossistema rico em matéria orgânica, composto principalmente por substâncias húmicas, que tem coloração escura (TANNURE, 2013), podendo contribuir para a mudança de cor nas águas e conseqüentemente na turbidez. A turbidez das águas também pode ser intensificada pelo aporte de efluente sanitários (CETESB, 2018), como é o caso dos corpos hídricos analisados, incluindo E3 e E6, e será melhor discutido no item de coliformes termotolerantes. Além disso, a diferença da salinidade, indicativa de maior intrusão salina

em E3 em agosto (Quadro 6-1 e Figura 6-3), pode ter favorecido a ressuspensão de sedimentos, contribuindo para o resultado observado.

Figura 6-7. Resultados de turbidez das campanhas realizadas em agosto e outubro de 2025.



6.1.8 pH

O potencial hidrogeniônico (pH) é a medida da atividade dos íons hidrônio (H^+) dentro de uma solução, sendo esse parâmetro essencial para o bom funcionamento dos ecossistemas aquáticos, tendo em vista seu papel como regulador de diversas atividades bioquímicas de organismos. Diversos fatores podem alterar o pH de ecossistemas aquáticos, como a composição geológica da bacia, a descarga de efluentes domésticos e industriais (VON-SPERLING, 1996).

Os resultados de pH de agosto de 2025 variaram entre 6,18 nas águas do afluente do rio Iriry (E1) e 8,10 na foz do rio das Ostras (E7). Enquanto os de outubro do mesmo ano variaram de 6,39 na amostra do rio Iriry (E4) a 8,10 na amostra proveniente da foz do rio das Ostras (E7). Diante disso, nota-se que os resultados apresentaram pouca variação, sendo a diferença máxima observada de apenas 0,59 entre os períodos amostrados, como foi o caso do rio Iriry (6,98 em agosto/2025 e 6,39 em outubro/2025).

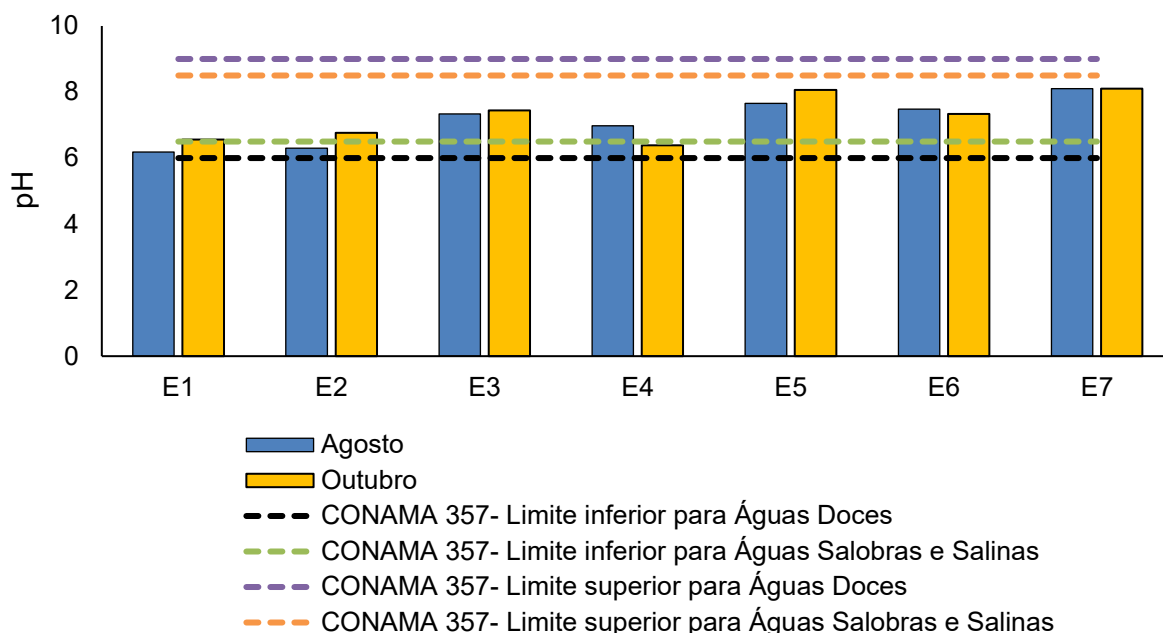
Em relação à comparação com a Resolução CONAMA nº 357/2005 quase todas as amostras estiveram em conformidade com os limites de pH entre 6 e 9 para Águas Doces

Classe 2 (E1 e E4) e entre 6,5 e 8,5 para Águas Salobras e Salinas Classe 1 (E2, E3, E5, E6 e E7). A única que desenquadrou, por apresentar resultado ligeiramente abaixo do limite inferior de 6,5 para Águas Salobras Classe 1, foi a proveniente do rio Jundiá (E2), com 6,30 em agosto/2025 (Figura 6-8).

Diante disso, nota-se que o pH de todas as amostras de agosto e outubro aumentou em relação às campanhas de janeiro, março e maio de 2025. Os resultados observados podem estar atrelados às contribuições de água doce e marinha, uma vez que uma contribuição maior de água marinha tende a aumentar o pH (D'AQUINO, 2010). Em jan./2025, quase todas as amostras foram classificadas como doces e os resultados de pH foram os mais baixos do período (considerando jan., mar. maio, ago. e out. de 2025). Cabe ressaltar que o acúmulo pluviométrico de jan. tinha sido notavelmente alto, com 73,40 mm de chuva (IRIODA12) nos 15 dias que antecederam a coleta, incluindo o dia de amostragem. Em mar./2025, a pluviosidade acumulada no referido período diminuiu consideravelmente, registrando 22,86 mm (IRIODA12), favorecendo a contribuição marinha e o aumento de todos os resultados de pH. Em maio/2025, com um acúmulo pluviométrico maior (57,40 mm – IRIODA12), os resultados tornaram a diminuir, graças à diluição dos efeitos da intrusão salina (Quadro 6-2).

De maneira geral, nota-se que os meses que tiveram a menor pluviosidade acumulada (mar. – 22,86 mm, ago. – 0,5 mm e out. – 31,0 mm), de acordo com a estação IRIODA12, foram os que apresentaram os maiores resultados de pH, com destaque para os dois últimos meses de amostragem, os quais estiveram quase integralmente em conformidade com a Resolução de referência.

Figura 6-8. Resultados de pH das campanhas realizadas em agosto e outubro de 2025.



Quadro 6-2. Pluviosidade acumulada e variação dos resultados de pH nas campanhas de janeiro, março, maio, agosto e outubro de 2025.

Mês/Pontos amostrais	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	Pluviosidade Acumulada (mm) IRIODA12
Janeiro	5,38	3,20	6,58	5,64	4,91	5,83	7,44	73,4
Março	5,71	6,06	6,91	6,27	6,57	7,28	7,81	22,86
Maio	5,98	5,70	5,93	6,51	6,28	6,57	7,38	57,4
Agosto	6,18	6,30	7,34	6,98	7,66	7,48	8,1	0,5
Outubro	6,56	6,76	7,44	6,39	8,06	7,34	8,1	31,0

6.1.9 Oxigênio dissolvido

O oxigênio representa (OD) o gás mais importante para manutenção da vida, sendo fundamental para diversas atividades metabólicas relacionadas ao crescimento, reprodução e obtenção de energia na maioria dos seres vivos (ALVARADO; AGUILAR, 2009). Para ecossistemas aquáticos, o oxigênio dissolvido, além de sua função na manutenção da biota aquática, também atua promovendo autodepuração dos

ecossistemas aquáticos. Em ecossistemas eutrofizados, a fotossíntese é uma fonte natural de oxigênio para decomposição da matéria orgânica (CETESB, 2009).

Tanto em agosto quanto em outubro de 2025, as menores concentrações de OD foram registradas no canal das Corujas (E5), com 0,30 mg/L e 1,42 mg/L, respectivamente, e as maiores na foz do rio das Ostras (E7), com 6,45 mg/L e 6,93 mg/L. Em relação à comparação com a Resolução CONAMA nº 357/2005, quase todas as amostras apresentaram resultados abaixo do limite de 5 mg/L estipulado para Águas Doces Classe 2 (E1 e E4) e Salobras Classe 1 (E2, 23, E5 e E6). As exceções foram as amostras de dois trechos do rio das Ostras: E6, que fica a jusante do canal das Corujas e a apresentou 5,27 mg/L em outubro, estando em conformidade com a Resolução de referência para Águas Salobras Classe 1 (>5 mg/L); e E7, ponto situado na foz do rio das Ostras, cujos resultados foram 6,45 mg/L em agosto e 6,93 mg/L em outubro, atendendo aos limites de 5 mg/L para Águas Salobras Classe 1 e 6 mg/L para águas salinas (Figura 6-9).

Os resultados encontrados reforçam a carga elevada de matéria orgânica nas águas dos diferentes corpos hídricos monitorados e revelam a necessidade de ações urgentes para a melhoria da qualidade hídrica. Em agosto de 2025, 5 dos 7 pontos de monitoramento apresentaram OD na faixa de 1 a 3 mg/L. Em outubro do mesmo ano, apesar das concentrações de OD terem aumentado, 3 dos 7 pontos ainda estão apresentando OD na faixa de 1,4 a 3 mg/L.

De maneira geral, os resultados mais críticos dos dois meses de amostragens foram registrados no canal das Corujas (E5 - 0,30 mg/L e 1,42 mg/L) e no afluente do rio Iriry (E1 - 0,90 mg/L e 1,98 mg/L). Esse cenário demonstra a condição de hipoxia desses corpos hídricos (OD inferior a 2 mg/L) que pode culminar na morte de peixes e gerar um desequilíbrio de forma generalizada (CETESB, 2023). Salienta-se que a Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece um limite mínimo de 5 mg/L de OD para a proteção das comunidades aquáticas em Águas Doces Classe 2 e Salobras Classe 1 e de 6 mg/L para Águas Salinas Classe 1, e durante as duas campanhas pelo menos 5 dos 7 pontos estiveram abaixo desses limites.

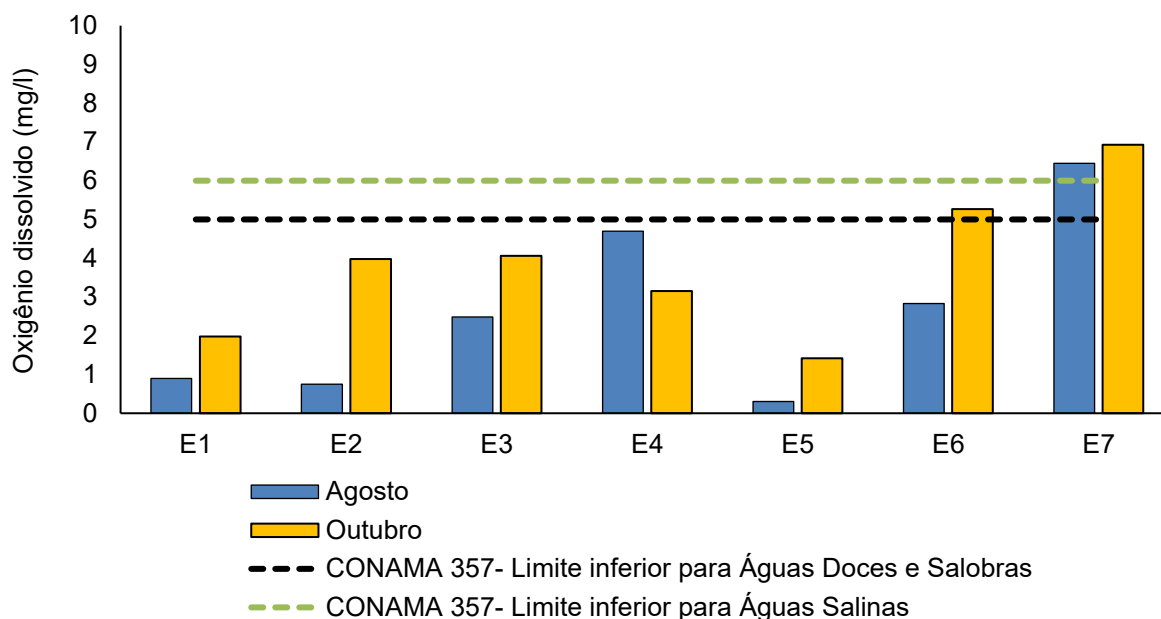
Trabalhos como o de Jardim (2020) indicam que o canal das Corujas (E5) é um dos principais causadores da poluição das águas do rio das Ostras, o que é corroborado pelos resultados desse monitoramento. Nas duas últimas campanhas, as maiores concentrações de nutrientes foram registradas nas amostras provenientes do canal das Corujas (E5), assim como os maiores valores de DBO e conseqüentemente, os menores

resultados de OD. Esse cenário é provavelmente decorrente do lançamento de efluentes não tratados nas águas desse corpo hídrico.

Em relação a baixa de OD no afluente do rio Iriry (E1), supõe-se que tenha relação com as características do corpo hídrico em si e do entorno, uma vez que trata-se de um ambiente com baixa renovação hídrica, intensa vegetação e uma película oleosa na lâmina d'água. A combinação desses fatores dificulta a aeração desse corpo hídrico, pois compromete a troca gasosa natural entre a água e a atmosfera (VON SPERLING, 1996). A consequência do cenário descrito pode ser observada através da condição de hipóxia acentuada nas águas amostradas (0,90 mg/L em agosto e 1,98 mg/L em outubro).

Os resultados mais altos de OD em E7 (6,45 mg/L em agosto e 6,93 mg/L na campanha de outubro), quando comparados aos demais pontos amostrais, provavelmente são decorrentes da localização deste ponto em uma área estuarina. Essa região possui maior circulação das águas, o que gera correnteza, contribuindo com a aeração natural das águas amostradas. De acordo com o estudo de Von-Ahn e Pereira Filho (2015), realizado no estuário do rio Itajaí-Açu/SC, correntezas geram uma maior oxigenação nas águas. Além disso, considerando que as coletas são realizadas em maré de sizígia, o trabalho de Quinelato et al. (2021) no estuário do rio Caraíva/BA corrobora a hipótese sugerida, já que os autores observaram maiores valores de OD durante a maré alta.

Figura 6-9. Resultados de OD das campanhas realizadas em agosto e outubro de 2025.



6.1.10 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

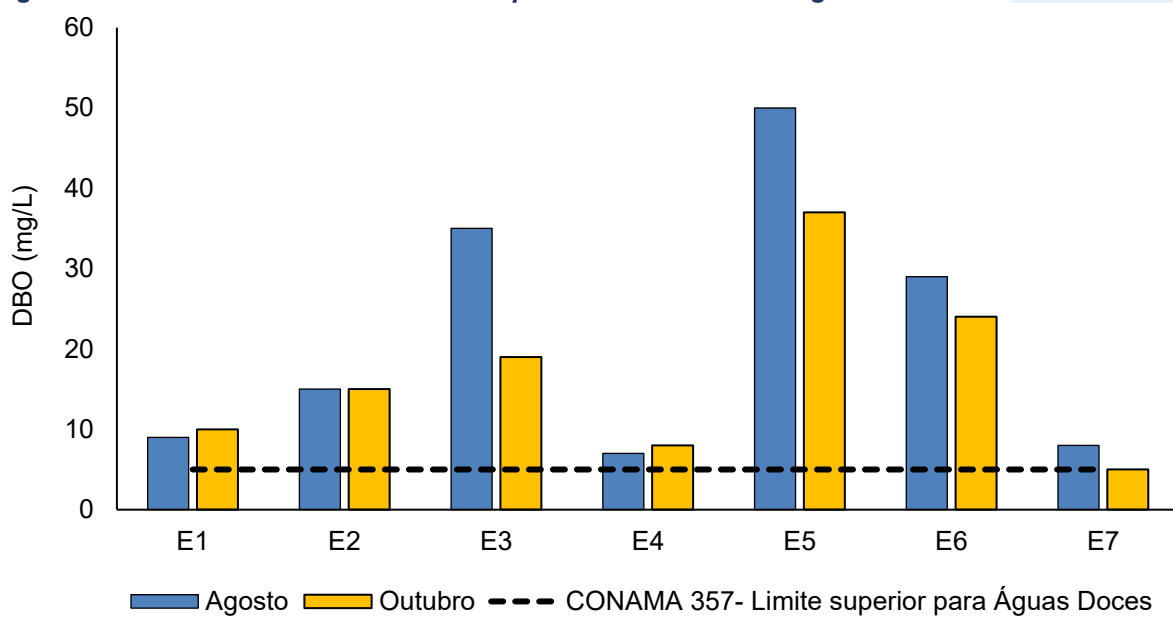
A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é definida como a quantidade de oxigênio consumida por microrganismos na degradação de compostos orgânicos. Sob a ótica da qualidade da água, a DBO é uma importante variável indicadora de poluição por resíduos orgânicos, uma vez que quanto maior a DBO (i.e., mais compostos orgânicos a serem degradados), menor será a disponibilidade de oxigênio para seres vivos como peixes, organismos zooplancônicos e macroinvertebrados (CETESB, 2014).

No que se refere à DBO, em agosto os resultados variaram entre 7 mg/L, na amostra do rio Iriry (E4), e 50 mg/L nas águas do canal das Corujas (E5). Já em outubro, a variação observada foi de 5 mg/L, na foz do rio das Ostras (E7), a 37 mg/L no canal das Corujas (E5). Esses resultados reforçam a relação inversamente proporcional entre DBO e OD, uma vez que os maiores resultados de DBO (50 mg/L e 37 mg/L) foram registrados no canal das Corujas (E5), que apresentou os menores resultados de OD (0,30 mg/L e 1,42 mg/L). De forma semelhante, as amostras do rio Iriry (E4) e da foz do rio das Ostras (E7), que registraram os menores valores de DBO em ago./2025, com 7 mg/L e 8 mg/L, respectivamente, foram as que apresentaram as maiores concentrações de OD no mesmo período (4,70 mg/L em E4 e 6,45 mg/L em E7). Em outubro, a foz do rio das Ostras também apresentou o maior resultado de OD (6,93 mg/L) e o menor de DBO (5 mg/L).

Como a Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece limites de DBO para Águas Salobras e Salinas Classe 1, não foi possível comparar os resultados da maioria das estações amostrais com a legislação de referência. As únicas amostras classificadas como doces, rio Iriry (E4) e seu afluente (E1), apresentaram concentração acima do limite de 5 mg/L estipulado para Águas Doces Classe 2, uma vez que registraram, em agosto e outubro, 7 mg/L, 8 mg/L (E4), 9 mg/L e 10 mg/L (E1), respectivamente.

Ainda que a comparação com a normativa tenha sido inviabilizada para a maioria das amostras, destaca-se os valores elevados de DBO no canal das Corujas (E5) e em dois pontos do rio das Ostras (E3 e E6) (Figura 6-10). Altos resultados de DBO somados às baixas concentrações de OD sugerem o aporte de efluentes sem tratamento (CETESB, 2018) nas águas analisadas nas distintas estações amostrais.

Figura 6-10. Resultados de DBO das campanhas realizadas em agosto e outubro de 2025.



6.1.11 Fósforo total

O fósforo é um nutriente que ocorre naturalmente nas águas, entretanto, altas concentrações de fósforo podem indicar aporte de esgoto e matéria orgânica para o ambiente. As principais fontes desse elemento são matéria orgânica fecal e detergentes; além disso, alguns efluentes industriais, fertilizantes e pesticidas podem gerar aporte de

fósforo. O fósforo, assim como o nitrogênio, é um dos principais nutrientes que limitam a produtividade primária em corpos aquáticos continentais, sendo o aporte excessivo de fósforo capaz de acarretar a eutrofização de ecossistemas aquáticos (ESTEVES, 2011).

Em agosto, a variação de fósforo total foi de $<0,01$ mg/L, na amostra do ponto E4 (rio Iriry) a 1,46 mg/L, nas águas analisadas em E5 (canal das Corujas). Já em outubro, os resultados variaram entre $<0,1$ mg/L, no rio Iriry e seu afluente (E4 e E1) e em dois trechos do rio das Ostras (E3 e E7), e 1,24 mg/L no canal das Corujas (E5).

Nota-se que a maioria das amostras estiveram em consonância com o limite de: 0,1 mg/L estipulado na Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces Classe 2 (E1 e E4), 0,124 mg/L para Águas Salobras Classe 1 (E2 nas duas campanhas, E3, E6 e E7 em out./2025) e 0,062 mg/L para Águas Salinas Classe 1 (E7 em ago./2025). As exceções foram as amostras do rio das Ostras (E3 – 0,27 mg/L e E6 – 0,28 mg/L em ago./2025) e do canal das Corujas (E5 – 1,46 mg/L e 1,24 mg/L) que estiveram acima do limite de 0,124 mg/L para Águas Salobras Classe 1 (Figura 6-11).

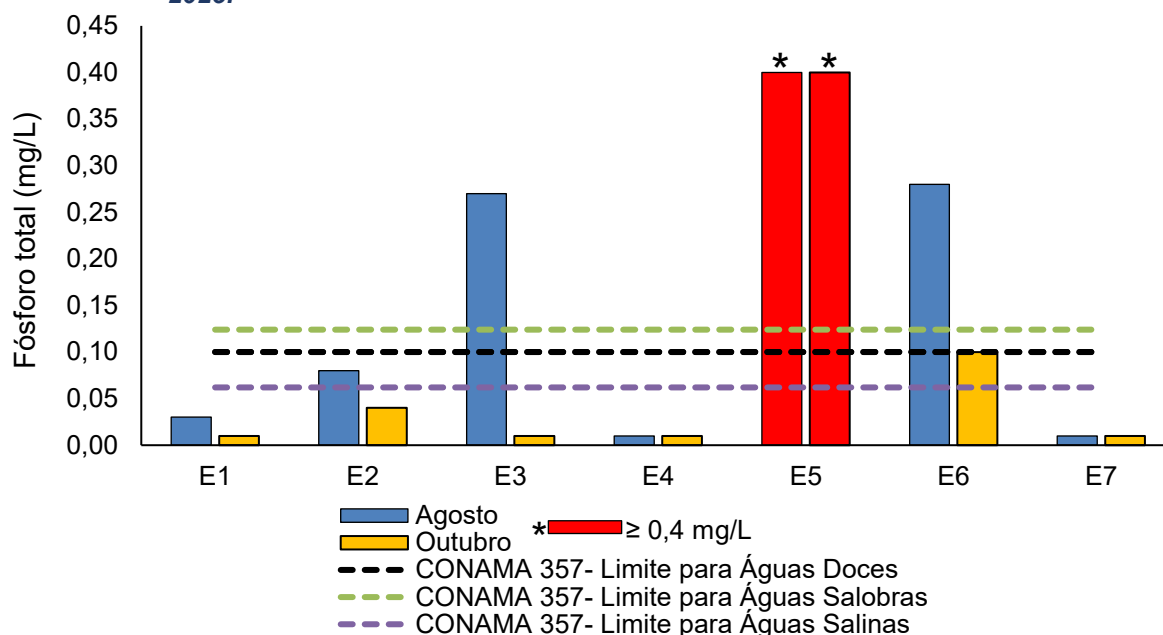
Salienta-se que, a fim de facilitar a visualização dos resultados diante das diferentes concentrações obtidas, todos os valores maiores ou iguais a 0,4 mg/L foram representados no gráfico por uma coluna vermelha com um asterisco (*) acima ($\geq 0,4$ mg/L).

Os resultados desse nutriente reforçam o nível de degradação hídrica das águas do canal das Corujas (E5), que apresentaram as maiores concentrações de fósforo total (1,46 mg/L e 1,24 mg/L), contribuindo para os maiores valores de DBO (50 mg/L e 37 mg/L) e as menores concentrações de OD (0,30 mg/L e 1,42 mg/L) em suas águas. Esses resultados são indicativos de um aporte considerável de matéria orgânica nesse corpo hídrico, possivelmente proveniente do lançamento de efluentes sem tratamento ou parcialmente tratados.

Diferentemente dos resultados de agosto, em que nota-se um aumento expressivo na concentração de fósforo total, os resultados de outubro foram muito similares aos de maio de 2025. A exceção foi a amostra do canal das Corujas (E5), que apesar de ter mantido o padrão de maior resultado (0,39 mg/L em maio, 1,46 mg/L em agosto e 1,24 mg/L em outubro), apresentou concentração consideravelmente maior de maio para os dois últimos meses de amostragem.

Altas concentrações desse nutriente indicam que o excesso de fósforo total seja advindo de uma entrada considerável de efluentes não tratados ou parcialmente tratados nesse corpo hídrico (CETESB, 2018).

Figura 6-11. Resultados de fósforo total das campanhas realizadas em agosto e outubro de 2025.



6.1.12 Fosfato

O fósforo pode se apresentar em diversas formas, incluindo sais inorgânicos, como o fosfato. Embora o fosfato seja um nutriente essencial para as plantas, o seu excesso proveniente de atividades humanas, como esgoto doméstico, fertilizantes e resíduos urbanos, tem contribuído para o fenômeno da eutrofização. Esse processo pode ter impactos negativos na vida aquática e na saúde humana (CETESB, 2016; CARBINATTI, 2019).

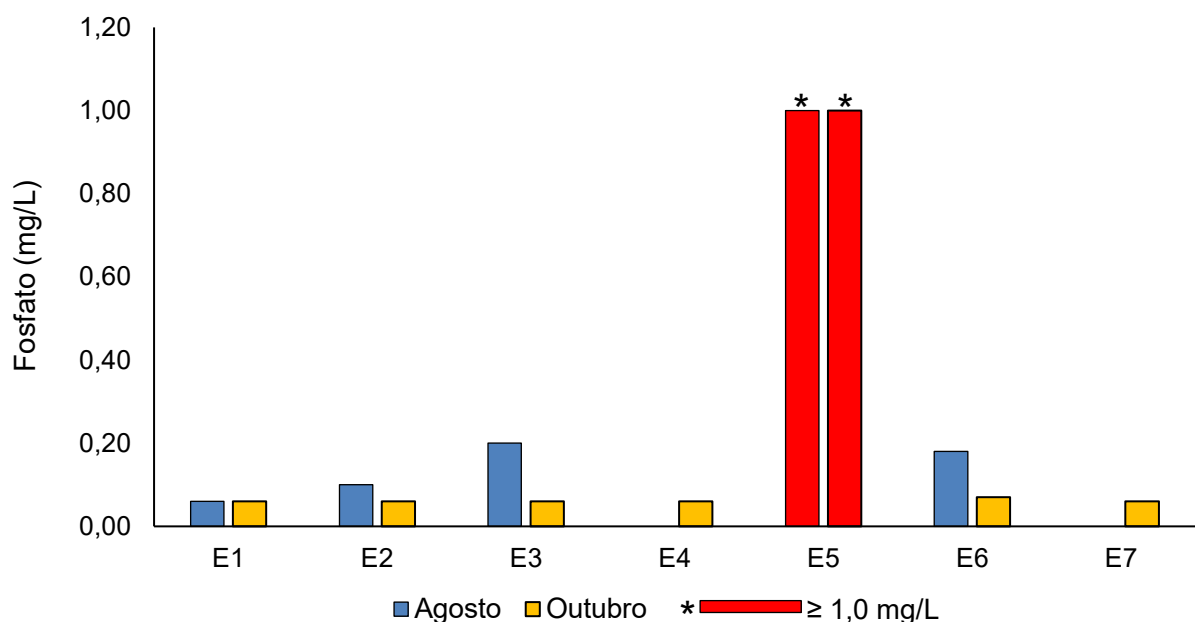
Em relação ao fosfato, os resultados de agosto de 2025 variaram entre $<0,06$ mg/L, no afluente do rio Iriry (E1), a 3,78 mg/L no canal das Corujas (E5). Já em outubro do mesmo ano, quase todos os resultados foram $<0,06$ mg/L, com exceção do canal das Corujas (E5) e do trecho do rio das Ostras a jusante da foz do canal das Corujas (E6), que registraram 3,06 mg/L e 0,07 mg/L, respectivamente (Figura 6-12). Ressalta-se ainda que o parâmetro não foi detectado (N.D) nas amostras do rio Iriry (E4) e da foz do rio das Ostras (E7) coletadas em agosto.

Em relação à campanha anterior (maio/2025), nas amostragens de agosto e outubro as concentrações de fosfato se mantiveram ínfimas, sendo os resultados de

outubro ainda menores que os de agosto. No entanto, o canal das Corujas (E5) foi a única estação amostral que foi na contramão desses resultados, com concentrações de 0,88 mg/L, 3,78 mg/L e 3,06 mg/L, em maio, agosto e outubro de 2025, respectivamente.

Desse modo, assim como o observado para o fósforo total (Figura 6-11), a concentração mais alta de fosfato também foi no canal das Corujas (E5) (Figura 6-12). Esses resultados podem ser indicativos de contaminação das águas analisadas por efluentes sem tratamento ou parcialmente tratados, já que a origem antrópica é a principal fonte desse ânion em corpos hídricos (CARBINATTI, 2019). Salienta-se que não há valores de referência para fosfato na Resolução CONAMA nº 357/2005.

Figura 6-12. Resultados de fosfato das campanhas realizadas em agosto e outubro de 2025.



6.1.13 Nitrogênio total

As fontes de nitrogênio para os sistemas aquáticos são diversas. No entanto, o esgoto sanitário é a principal fonte, lançando nitrogênio orgânico na água. Alguns efluentes industriais provenientes de petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, também realizam descarte de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas. Assim como o fósforo, o nitrogênio é um dos principais nutrientes para os processos biológicos (macronutriente) e está relacionado com a produtividade primária no ambiente aquático. O aporte excessivo desses nutrientes, principalmente pelo esgotamento sanitário, causa enriquecimento dos

sistemas aquáticos, deixando-os eutrofizados. O nitrogênio total é a soma das formas orgânicas e inorgânicas de nitrogênio encontradas no ambiente (CETESB, 2016).

Em agosto de 2025, os resultados de nitrogênio total variaram de 0,2 mg/L, nas águas da foz do rio das Ostras (E7), a 19,1 mg/L no canal das Corujas (E5). Em outubro do mesmo ano, a variação observada foi entre 0,5 mg/L no rio Iriry (E4) e 13,6 mg/L no canal das Corujas (E5). A fim de obter-se uma melhor visualização dos resultados, por conta dos valores elevados de nitrogênio total, em ago./2025, no rio Jundiá (E2 - 6,4 mg/L), no canal das Corujas (E5 - 19,1 mg/L) e no rio das Ostras (E3 - 7,5 mg/L e E6 - 5,4 mg/L) e em out./2025 no canal das Corujas (E5 – 13,6 mg/L) e no rio das Ostras (E6 – 6,4 mg/L), todos os valores iguais ou maiores que 3 mg/L foram representados no gráfico por uma coluna vermelha com um asterisco (*) acima (≥ 3 mg/L) (Figura 6-13).

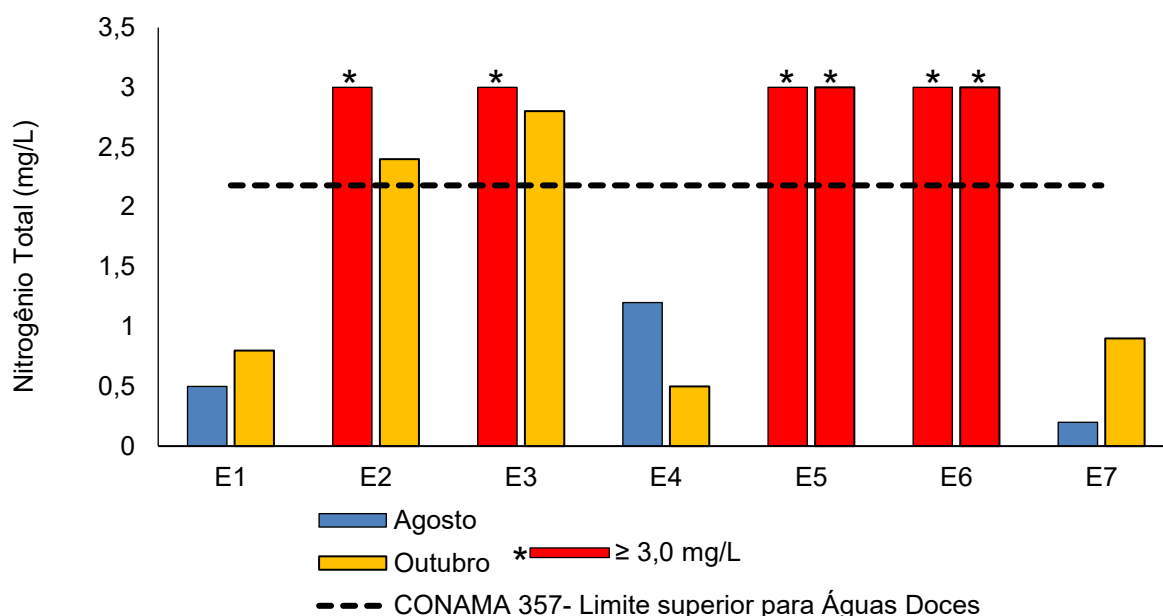
No que tange à comparação com a Resolução CONAMA nº 357/2005, as amostras do afluente do rio Iriry (E1) e dele próprio (E4), classificadas como águas doces, estiveram em conformidade com o estabelecido pela legislação supracitada para Águas Doces Classe 2 em ambientes lóticos (2,18 mg/L). Devido à categorização das demais amostras como salobras ou salinas, a comparação com a legislação de referência foi inviabilizada, uma vez não há limites de nitrogênio total estabelecidos para Águas Salobras e Salinas Classe 1.

O ponto E5, referente ao canal das Corujas, requer muita atenção, visto que ao longo de 3 campanhas desse ano (maio, agosto e outubro) tem apresentado picos de nitrogênio total que destoaram de todos os demais resultados, com 7,5 mg/L, 19,1 mg/L e 13,6 mg/L, respectivamente. Vale ressaltar que, em janeiro e março desse ano, as concentrações de nitrogênio total nesse canal estavam bem menores, com 1 mg/L e 0,8 mg/L. Portanto, esse cenário revela que a degradação hídrica no canal das Corujas (E5) tem gradativamente piorado.

O elevado nível de nitrogênio total junto às concentrações dos demais nutrientes previamente mencionados, como fósforo total e fosfato, sugerem a ocorrência de eutrofização. Cenários de eutrofização impulsionam o crescimento exacerbado de algas e macrófitas aquáticas (CETESB, 2018). Um dos principais impactos desse processo é a produção de toxinas por cianobactérias, que podem causar efeitos nocivos à biota e à saúde humana, além de reduzirem os níveis de oxigênio dissolvido (1,28 mg/L em maio, 0,30 mg/L em agosto e 1,42 mg/L em outubro no canal das Corujas – E5), provocando a mortandade de organismos aquáticos (FIGUEIRÊDO et al., 2007; MORAES, 2009; COSTA et al., 2021).

Ao comparar os resultados de nitrogênio total de agosto e outubro, nota-se que 4 das 7 amostras apresentaram redução na concentração desse nutriente, conforme exposto no Quadro 6-3. Supõe-se que essa redução possa ter relação com a diferença observada no acúmulo pluviométrico (nos 15 dias que antecederam a coleta, incluindo o dia da amostragem). De acordo com o registro da estação do Rio das Ostras IRIODA12, a precipitação acumulada em agosto foi de 0,5 mm e em outubro foi de 31,0 mm. Portanto, o maior acúmulo nesse último mês de amostragem pode ter contribuído para diluição das concentrações de nitrogênio total, enquanto o menor acúmulo observado em agosto pode ter favorecido o aumento da concentração.

Figura 6-13. Resultados de nitrogênio total das campanhas realizadas em agosto e outubro de 2025.



Quadro 6-3. Variação dos resultados de nitrogênio total nas campanhas de agosto e outubro de 2025.

Pontos amostrais		E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
Nitrogênio total (mg/L)	Maio	0,4	3,2	1	1	7,5	1,8	0,4
	Agosto	0,5	6,4	7,5	1,2	19,1	5,4	0,2
	Outubro	0,8	2,4	2,8	0,5	13,6	6,4	0,9

Pontos amostrais		E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
Nitrogênio total (mg/L)	Maio	0,4	3,2	1	1	7,5	1,8	0,4
	Agosto	0,5	6,4	7,5	1,2	19,1	5,4	0,2
	Outubro	0,8	2,4	2,8	0,5	13,6	6,4	0,9

6.1.14 Nitrato

O nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato (CETESB, 2014). Nesse sentido, destaca-se que o nitrato é um íon relevante e ocorre naturalmente no ambiente, mas, atualmente, sua detecção em excesso nos diferentes compartimentos ambientais está associada a diferentes fontes de contaminação antrópica como efluentes domésticos e industriais e de atividades, bem como a utilização exacerbada de fertilizantes na agricultura (ALAHÍ; MUKHOPADHYAY, 2018; CETESB, 2022). Essa variável ambiental, segundo a literatura é considerada um poluente que mais traz prejuízo para os recursos hídricos, já que favorecem a produção excessiva de algas e fitoplâncton que levam a processos de eutrofização (ALAHÍ; MUKHOPADHYAY, 2018) e está associada a contaminação da água potável (BURT et al., 2010). Por conta dos fatores previamente elencados, o monitoramento do nitrato nos corpos hídricos tem ganhado cada vez mais destaque em estudos ambientais.

Em ago./2025, os resultados de nitrato variaram entre <0,05 mg/L, nas águas analisadas em E7 (foz do rio das Ostras), e 0,38 mg/L, nas águas analisadas em E1 (afluente do rio Iriry). Já em out./2025, a variação foi de 0,26 mg/L, no rio das Ostras (E3), a 0,79 mg/L, na foz do rio das Ostras (E7). Diante disso, nota-se que em outubro as concentrações de nitrato aumentaram em quase todas as estações amostrais, com exceção da E1 (afluente do rio Iriry). Apesar disso, nesses dois meses de amostragens, as águas do rio Iriry (E4) e do seu afluente (E1) estiveram em conformidade com o limite de 10,0 mg/L, estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/2005, para Águas Doces Classe 2. Da mesma forma, as águas do rio Jundiá (E2) e de dois trechos do rio das Ostras (E3 e E6), também apresentaram conformidade com o limite de 0,4 mg/L para Águas Salobras Classe 1. Já a amostra da foz do rio das Ostras (E7), que em ago. apresentou características salinas, esteve em conformidade com o limite de 0,4 mg/L para Águas Salinas Classe 1 nesse período.

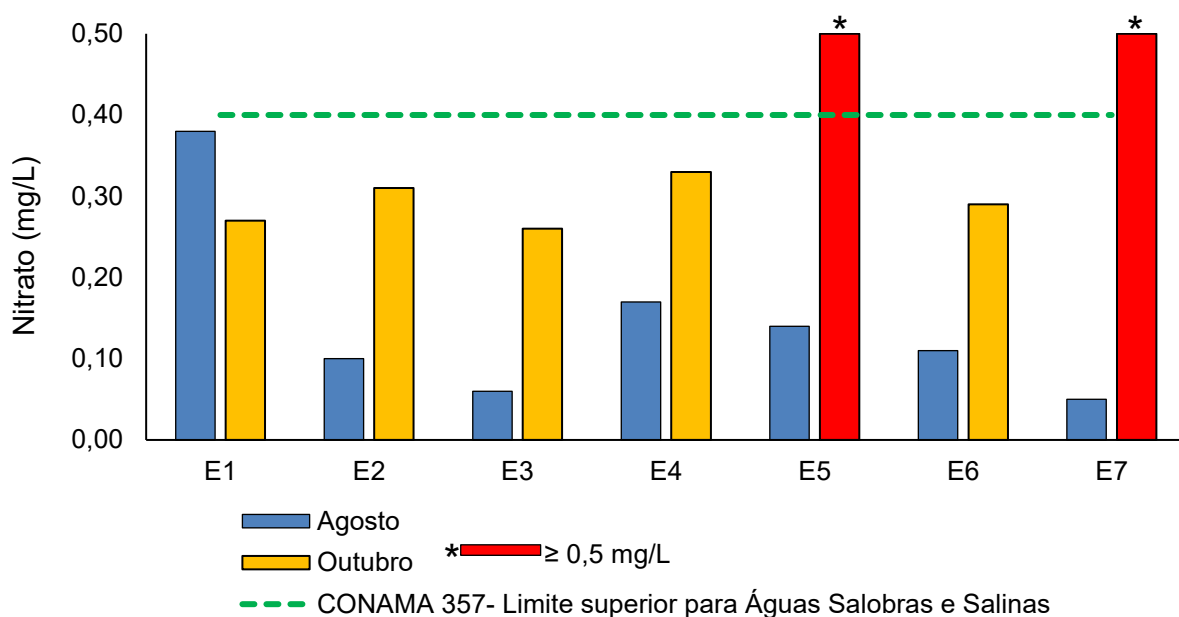
As únicas amostras que ultrapassaram o limite de 0,4 mg/L para Águas Salobras e Salinas Classe 1 foram as da foz do rio das Ostras (E7), com 0,79 mg/L, e do canal das Corujas (E5), com 0,56 mg/L, ambas provenientes das amostragens de outubro (Figura 6-14). Supõe-se que o indicativo dessas concentrações de nitrato nos dois pontos supracitados seja distinto. Isso acontece porque na foz do rio das Ostras (E7) foi registrado 0,9 mg/L de nitrogênio total, e desses, 0,79 mg/L foram de nitrato. Portanto, a forma predominante de nitrogênio nesse ponto foi o nitrato, e de acordo com Von-Sperling

(1996), a predominância dessa forma está ligada à poluição mais antiga ou a um estágio intermediário de poluição. Esse resultado pode estar relacionado ao escoamento superficial, haja vista que o acúmulo pluviométrico nos 15 dias que antecederam a coleta, incluindo o dia de amostragem, foi de 31 mm (IRIODA12), contribuindo para o carreamento dos poluentes.

Já no canal das Corujas (E5) foi registrado 13,6 mg/L de nitrogênio total, e desses, apenas 0,56 mg/L são de nitrato, o que provavelmente indica que a forma majoritária presente seja o nitrogênio orgânico ou a amônia, remetendo a uma poluição mais recente (VON-SPERLING, 1996). Isso pode estar atrelado aos resultados de coliformes desse canal, que na campanha de agosto foram notadamente altos e mantiveram o padrão na campanha atual, refletindo o aporte de esgoto sem tratamento neste corpo hídrico.

A fim de obter-se uma melhor visualização dos resultados diante dos baixos valores registrados, o limite preconizado na Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces Classe 2 (10,00 mg/L) foi retirado do gráfico (Figura 6-14).

Figura 6-14. Resultados de nitrato das campanhas realizadas em agosto e outubro de 2025.



6.1.15 Coliformes termotolerantes

A poluição por esgoto sanitário pode levar a uma série de alterações em ecossistemas aquáticos, levando ao aumento nas concentrações de nutrientes (nitrogênio e fósforo), óleos, graxas, turbidez e coliformes. Os coliformes são bactérias presentes no

trato intestinal humano e animal, sendo assim, as concentrações de coliformes termotolerantes e coliformes totais presentes na água são bons indicadores do grau de despejo de esgoto sanitário em ambientes aquáticos (CETESB, 2014).

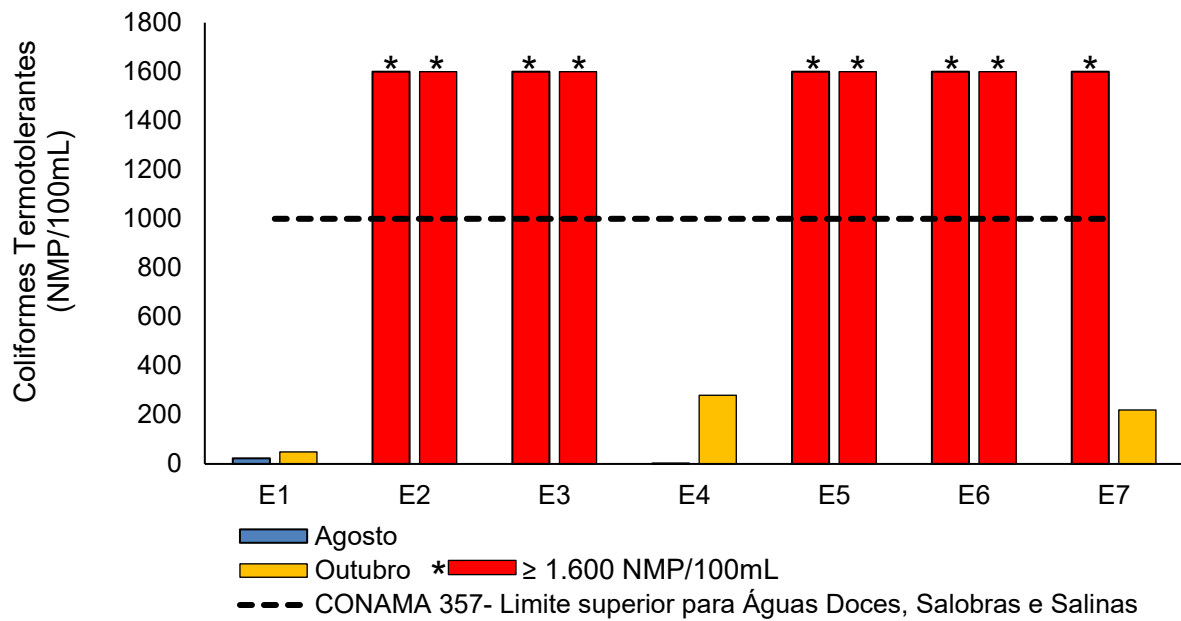
No que se refere a essa variável microbiológica, em ago./2025 os resultados variaram entre $<1,8$ NMP/100mL, nas águas analisadas no rio Iriry (E4), e $>1.600,0$ NMP/100mL nas águas do rio Jundiá (E2), do rio das Ostras (E3, E6 e E7) e do canal das Corujas (E5). Já em out./2025, a variação observada foi de 49 NMP/100mL, no afluente do rio Iriry (E1), a >1.600 NMP/100mL no rio Jundiá (E2), no rio das Ostras (E3) e no canal das Corujas (E5) (Figura 6-15). De maneira geral, os resultados expõem o nível de contaminação dos corpos hídricos monitorados, haja vista que nas duas amostragens a maioria dos resultados foram acima do limite de 1.000 NMP/100mL estabelecido na Resolução CONAMA nº357/2005 para Águas Doces Classe 2 e Águas Salobras e Salinas Classe 1.

Comparando os resultados de agosto e outubro, nota-se que as únicas amostras que apresentaram alguma melhoria foram as de dois trechos do rio das Ostras (E6 e E7). A estação E6, que em agosto apresentou resultado >1.600 NMP/100mL passou a apresentar 1.600 NMP/100mL em outubro. Na amostra da foz do rio das Ostras (E7), a redução foi mais expressiva, pois os resultados passaram de >1.600 NMP/100mL para 220 NMP/100mL. Essa diferença mais notável em E7 pode ter sido decorrente da diferença no acúmulo pluviométrico e no horário de coleta. Nos 15 dias que antecederam as coletas, incluindo os próprios dias de amostragens, a pluviosidade acumulada em agosto foi de 0,5 mm, enquanto em outubro foi de 31 mm. Além disso, no dia 28/08 a coleta de E7 ocorreu em torno de 19h, quanto a maré estava vazando, enquanto no dia 09/10, a amostragem nesse mesmo ponto ocorreu em torno de 16h, período de preamar (CENTRO DE HIDROGRAFIA DA MARINHA – CHM, 2025).

Portanto, considerando que apenas o rio Iriry (E4) e seu afluente (E1) estiveram em conformidade com a legislação de referência nos dois meses de amostragens, e a foz do rio das Ostras (E7) apenas em outubro, os resultados registrados sugerem o lançamento de alta carga de efluentes sanitários não tratados ou parcialmente tratados nos diferentes corpos hídricos monitorados. A diminuição de coliformes nas estações localizadas em áreas mais rurais e interiores da Bacia do Rio das Ostras, como no rio Iriry e seu afluente (E4 e E1), reforça a hipótese de que a intensificação urbana observada a partir do rio Jundiá (E2) possa ser a grande causa da degradação hídrica registrada, uma vez que, de

acordo com o SNIS (2022), a cobertura de tratamento do esgoto correspondia somente a 37,4% em 2022.

Figura 6-15. Resultados de coliformes termotolerantes das campanhas realizada em agosto e outubro de 2025.



7 Diagnóstico da atual campanha

No que se refere à caracterização da área de estudo quanto à salinidade, é possível evidenciar, de maneira geral, resultados decrescentes partindo da foz ao interior do continente, conforme a localização dos pontos (Figura 5-1). Isso demonstra que a intrusão salina atinge principalmente as estações localizadas ao longo do rio das Ostras (E3, E6 e E7) e no canal das Corujas (E5), mas a influência também alcança o rio Jundiá (E2), ainda que em menor intensidade, haja vista a diferença nos resultados de salinidade (Quadro 6-1 e Figura 6-3). Portanto, os dados atuais reforçam os resultados do estudo de Barroso e Molisani (2019), o qual possui um ponto no rio Jundiá, próximo a E2, e suas águas também foram classificadas como salobras, comprovando a extensa intrusão salina, facilitada pela topografia da bacia.

Em relação à diferença de salinidade observada entre as estações amostrais E5 (canal das Corujas) e E3 (rio das Ostras, a jusante do encontro dos rios Iriry e Jundiá), o padrão de maior salinidade em E3 se manteve durante as três últimas campanhas (maio/25, ago./25 e out./2025). Sugere-se que esse cenário esteja relacionado à vazão, considerando que foi aberto um canal artificial de drenagem no canal das Corujas (E5) (PRIOSTE, 2007).

Como esperado, devido à sua localização, os maiores resultados de salinidade, condutividade, sólidos totais, sólidos dissolvidos totais, pH e OD foram registrados na amostra da foz do rio das Ostras (E7). Há uma relação estreita entre tais variáveis, uma vez que a condutividade é diretamente influenciada pela presença de sólidos dissolvidos totais, os quais refletem a concentração de substâncias, como íons, na água e influenciam os resultados de salinidade. O pH, por sua vez, pode afetar a solubilidade e a precipitação de material particulado, como íons e sais, influenciando indiretamente a condutividade (ESTEVES, 2011). Dados pretéritos também apontam o incremento do pH no estuário do rio das Ostras e dos demais parâmetros supracitados, indicando um padrão de resultados mais elevados para essa localidade (CBH MACAÉ OSTRAS, 2023).

Em relação à turbidez, as únicas amostras classificadas como de água doce, rio Iriry e seu afluente (E4 e E1) estiveram abaixo do limite de 100 UNT estabelecido pela normativa de referência para Águas Doces Classe 2. Comparando os últimos meses de amostragem entre si, nota-se que os resultados de turbidez do afluente do rio Iriry (E1), rio Jundiá (E2), canal das Corujas (E5) e rio das Ostras (E6) apresentaram pouca variação, a exceção foi o ponto E3 (rio das Ostras). Por outro lado, os resultados atuais, quando

comparados aos de maio/2025, foram bem maiores, o que pode ter relação com os resultados de sólidos totais, que também apresentaram consideráveis aumentos.

O oxigênio dissolvido requer bastante atenção por ser um dos parâmetros mais importantes para diagnosticar a qualidade da água em rios, sendo um excelente indicativo de poluição (OMER, 2020). Esse parâmetro vem apresentando um histórico de baixas concentrações em campanhas anteriores (CBH MACAÉ OSTRAS, 2023) e nas duas últimas amostragens não foi diferente. As únicas amostras de out./25 que apresentaram OD acima do limite mínimo de 5 mg/L (Águas Doces Classe 2 e Salobras Classe 1) e 6 mg/L (Salinas Classe 1) foram E6 e E7, ambas em trechos distintos do rio das Ostras, E6 a jusante do canal das Corujas (E5) e E7 na foz, sendo a concentração mais alta em E7 (6,93 mg/L). Esse ponto sofre influência marinha direta, contribuindo para o aumento de OD. Portanto, os resultados atuais de OD permanecem extremamente baixos. Contudo, o cenário observado em outubro (5 estações com registro de OD entre 1,42 mg/L e 4,06 mg/L) foi consideravelmente melhor que o de agosto (5 estações com registro de OD entre 0,30 mg/L e 2,83 mg/L). No último mês de amostragem, todos os resultados de OD foram maiores que os de maio e agosto/2025 (com exceção de E4, cujo OD reduziu de ago. para out.).

De maneira geral, os resultados de OD serviram para evidenciar ainda mais o estado de degradação e o elevado aporte de matéria orgânica nos corpos hídricos monitorados. Salienta-se que a situação mais crítica permaneceu no canal das Corujas (E5), com os menores resultados de OD e os maiores de DBO, fósforo total, fosfato e nitrogênio total nos dois últimos meses de amostragens. O resultado de nitrato em outubro também foi o maior, quando comparado aos demais da mesma campanha, e os registros de coliformes foram maiores que o LQ (1.600 NMP/100mL) nas duas campanhas. Esse cenário favoreceu a condição de hipoxia acentuada desse corpo hídrico.

Cabe ressaltar que, durante a campanha de agosto, o rio Iriry (E4) apresentou resultado de OD próximo à 5 mg/L e valores de coliformes extremamente baixos, considerados atípicos para esse corpo hídrico. Esses resultados podem estar associados ao período seco. Historicamente, considerando dados do 2º e 3º ano de monitoramento, esse corpo hídrico tem apresentado valores de coliformes em torno de 200 NMP/100mL, inferiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 (1.000 NMP/100mL). No entanto, foi observado que, nas duas amostragens em que os resultados foram acima do limite da norma, a pluviosidade acumulada foi elevada (abr./24 – 61,6 mm (A608) e jan./25 – 26,4 mm (A608) e 57,4 mm (IRIODA12)) (CBH MACAÉ OSTRAS, 2024c, 2025).

Diante desse contexto, infere-se que a precipitação no ponto E4, por meio do carreamento superficial, tende a intensificar os resultados de coliformes, enquanto o período seco possivelmente favorece a manutenção das características mais intrínsecas desse rio. Em relação ao pH, os maiores resultados foram registrados nas amostras do rio das Ostras (E3, E6 e E7) e do canal das Corujas (E5), isso ocorreu porque essas amostras apresentaram as maiores salinidades, o que tende a aumentar o pH (D'AQUINO, 2010). Além disso, na campanha de outubro, todas as amostras estiveram em conformidade com as faixas de pH estabelecidas na Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces Classe 2 (entre 6 e 9) e Águas Salobras e Salinas Classe 1 (entre 6,5 e 8,5).

7.1 Análise dos Componentes Principais (PCA)

Para analisar, estatisticamente, a influência da concentração dos parâmetros avaliados em cada ponto amostral, foi realizada a Análise dos Componentes Principais (PCA).

Salienta-se que, para realização dos testes supracitados, a variável sólidos totais foi removida, devido à alta colinearidade com sólidos dissolvidos totais, condutividade e salinidade. Diante dos resultados apresentados na Tabela 7-1, foi constatado que o teste de esfericidade de Bartlett apresentou valor significativo ($p < 0,05$), enquanto o teste de KMO também exibiu um valor considerado aceitável (0,500), conforme a literatura (WU et al., 2010; AL-MUTAIRI et al., 2014).

Tabela 7-1. Análise fatorial KMO e teste de esfericidade de Bartlett.

Teste	Resultado
Kaiser - Meyer - Olkin	0,500
Teste de esfericidade de Bartlett (X^2)	508
Graus de liberdade	78
Significância estatística (p valor)	<0,001

A PCA realizada indica que os eixos PC1 e PC2 explicam, respectivamente, 38,39% e 35,38% da variação dos dados, totalizando 73,77%.

Com base na Figura 7-1, a distribuição do ponto E5 (canal das Corujas) foi influenciada pelas altas concentrações de DBO (50 mg/L e 37 mg/L), nitrogênio total

(19,1 mg/L e 13,6 mg/L), fósforo total (1,46 mg/L e 1,24 mg/L) e fosfato (3,78 mg/L e 3,06 mg/L), em agosto e outubro, respectivamente. Salienta-se que os maiores resultados dessas variáveis foram registrados nesse canal. O excesso de nutrientes resulta no processo de eutrofização, indica o aporte elevado de carga orgânica nas águas amostradas e evidencia a degradação hídrica (CETESB, 2018). Além disso, esse alto valor de DBO implica em baixa disponibilidade de OD e a PCA mostra justamente a influência negativa do OD em relação ao ponto E5, no qual foi registrado 0,30 mg/L em agosto e 1,42 mg/L em outubro, revelando uma condição de hipoxia acentuada.

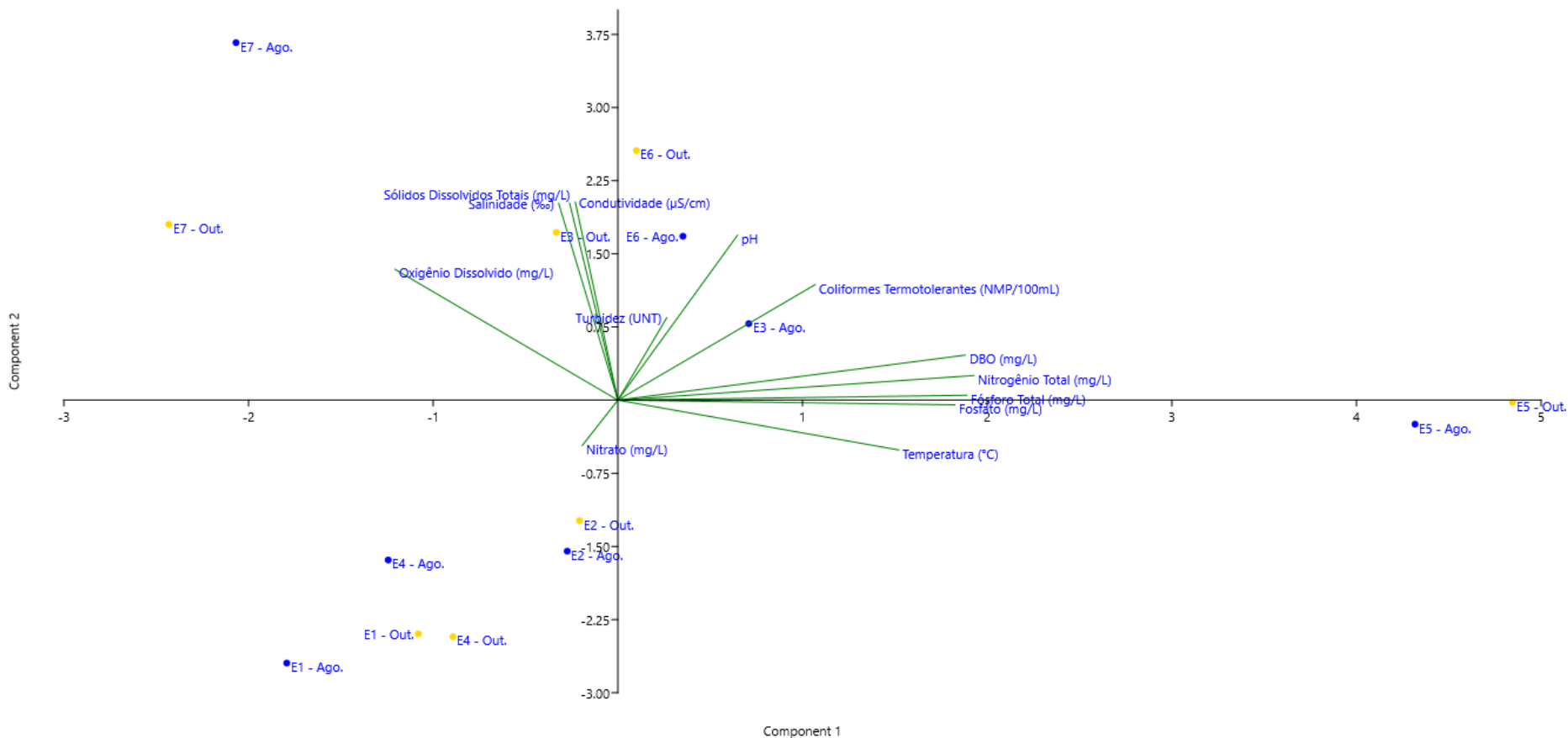
Os pontos E4, E1 e E2 (rio Iriry, seu afluente e o rio Jundiá) apresentaram proximidade, sendo relacionados negativamente com os vetores de coliformes termotolerantes e pH. As amostras das estações E4 e E1 apresentaram os menores resultados de coliformes termotolerantes, com <1,8 NMP/100 mL no rio Iriry (E4) e 23 NMP/100 mL no seu afluente (E1), em agosto, e 49 NMP/100 mL (E4) e 280 NMP/100 mL (E1), em outubro. Todas as demais amostras apresentaram resultados ≥ 1.600 NMP/100 mL para essa variável microbiológica, com exceção de E7 em outubro (220 NMP/100 mL). Nesse grupamento do rio Iriry (E4), seu afluente (E1) e do rio Jundiá (E2), evidenciado pela PCA, foram registrados os menores valores de pH das duas amostragens (Figura 6-8).

A distribuição do grupamento supracitado, localizado na porção negativa do eixo 2, também foi influenciada pela salinidade, SDT e oxigênio dissolvido. Esses pontos, rio Iriry, seu afluente e rio Jundiá (E4, E1 e E2) apresentaram os menores valores de salinidade (Quadro 6-1 e Figura 6-3) e SDT (Figura 6-6), variáveis relacionadas entre si. As amostras desses pontos apresentaram, nos dois meses de amostragens, concentrações abaixo do limite mínimo de 5 mg/L de OD estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces Classe 2 e Salobras Classe 1. Em agosto, o rio Jundiá (E2) chegou a 0,75 mg/L de OD e em outubro, no afluente do rio Iriry (E1), foi registrado 1,98 mg/L.

Nessa mesma porção também se observa uma relação positiva desses pontos com o nitrato. O rio Iriry e seu afluente (E4 e E1) apresentaram as maiores concentrações de nitrato em agosto, com 0,17 mg/L e 0,38 mg/L, respectivamente. Em outubro, as concentrações registradas foram 0,33 mg/L (E4) e 0,27 mg/L (E1). Supõe-se que esses resultados possam ter relação com as atividades do entorno devido à localização dessas estações amostrais em área majoritariamente rural (CBH MACAÉ OSTRAS, 2013; CRASWELL; SINGH, 2021). O rio Jundiá (E2) apresentou 0,31 mg/L de nitrato em outubro, concentração próxima às encontradas no rio Iriry (E4) e seu afluente (E1).

Os pontos E3, E6 e E7, situados ao longo do rio das Ostras, também formaram um grupamento na porção positiva do eixo 2, o que indica semelhança entre si. A distribuição desses pontos foi mais fortemente influenciada pela salinidade, sólidos dissolvidos totais, condutividade e oxigênio dissolvido. A influência dessas variáveis nas estações amostrais supracitadas está diretamente relacionada à maior contribuição marinha nesses pontos (Quadro 6-1 e Figura 6-3). As amostras desses 3 pontos também estão relacionadas positivamente com o pH e coliformes termotolerantes. A alta salinidade contribuiu para os maiores valores de pH ao longo rio das Ostras (E3, E6 E E7) (Figura 6-8), especialmente de E6 e E7. Contudo, ainda que haja maior circulação de águas nessas estações, graças à ação das marés, os resultados de coliformes termotolerante foi ≥ 1.600 NMP/100 mL, com exceção de E7 em outubro, evidenciando a degradação hídrica da Bacia do Rio das Ostras.

Figura 7-1. Resultado da análise dos componentes principais referente as análises realizadas em agosto e outubro de 2025.



7.2 Índice de Qualidade da Água (IQA)

Em relação ao IQA, é importante ressaltar que, para fins comparativos, esse índice foi calculado de duas formas. A primeira, apresentada na Tabela 7-2, abrange, para a avaliação do IQA_{CETESB}, os seguintes parâmetros: coliformes termotolerantes, DBO, fósforo total, nitrogênio total, OD, pH, sólidos totais, temperatura e turbidez. Já na Tabela 7-3, para a realização do cálculo do IQA_{NSF}, foram utilizadas as seguintes variáveis ambientais: coliformes termotolerantes, DBO, fosfato, nitrato, OD, pH, sólidos dissolvidos totais, temperatura e turbidez. Apesar dos valores terem apresentado pouca diferença entre os métodos analisados, a análise geral dos resultados torna evidente a maior restrição das faixas de classificação do IQA_{NSF}, haja vista que enquanto no IQA_{CETESB}, em out./2025, as amostras do rio Iriry (E4), seu afluente (E1) e da foz do rio das Ostras (E7) foram categorizadas como boas, no IQA_{NSF} essas mesmas amostras receberam classificações médias.

Os resultados quantitativos seguiram o mesmo padrão no IQA_{CETESB} e no IQA_{NSF}, sendo o menor valor calculado no canal das Corujas (E5), com 19,26 (ago./25) e 22,55 (out./25) no IQA_{CETESB}, e 16,27 (ago./25) e 20,61 (out./25) no IQA_{NSF}. Diante disso, a média do canal das Corujas (E5), durante os dois meses de amostragens, no IQA_{CETESB} foi 20,91 (ruim) e no IQA_{NSF} foi 18,44 (muito ruim). As duas metodologias do IQA reforçam o que já foi observado nos resultados das análises físico-químicas e na PCA: a urgência de ações a curto, médio e longo prazo para melhoria da qualidade hídrica desse canal.

Já o maior valor variou entre as campanhas de agosto e outubro. Em agosto, a amostra do rio Iriry (E4) obteve a maior pontuação nas duas metodologias do IQA, resultando na categorização de suas águas como boas. No IQA_{CETESB} a pontuação obtida foi 75,45, enquanto no IQA_{NSF} foi 76,81. Os resultados de OD contribuíram para a pontuação e categorização do rio Iriry (E4) em agosto, sendo registrada concentração de 4,70 mg/L, ligeiramente abaixo do limite mínimo de 5 mg/L estabelecido na Resolução CONAMA nº 357/2005; além de coliformes termotolerantes, cujo resultado foi <1,8 NMP/100 mL, e o pH de 6,98. Salienta-se que essas são as variáveis de maior peso nos cálculos de ambos IQA.

Em outubro, a amostra com melhor pontuação e categorização, em ambos os cálculos do IQA, foi a da foz do rio das Ostras (E7), na qual foi registrado 63,31 pontos no IQA_{CETESB} e 62,49 no IQA_{NSF}, resultando em classificações distintas: boa no IQA_{CETESB} e

média no IQA_{NSF}. Como já discutido anteriormente, é importante considerar que a maior circulação das águas em E7 contribuiu para melhores resultados de OD, coliformes e pH, como os observados em outubro, com 6,93 mg/L, 220 NMP/100 mL e 8,10, respectivamente. Portanto, esses resultados podem não retratar de forma fidedigna a qualidade ambiental nesse ponto, logo, há necessidade de uma análise conjunta dos resultados do IQA com os resultados brutos, sem pesos atribuídos para algumas variáveis.

Ao comparar os resultados atuais do IQA, de ambos os métodos, com os da campanha anterior, realizada em maio/2025, há diferenças notáveis. A maioria dos resultados quantitativos e qualitativos de maio foram melhores que os de agosto, a exceção foi a amostra do rio Iriry (E4), e melhores que o de outubro também, com exceção do rio Iriry (E4) e seu afluente (E1) e da foz do rio das Ostras (E7). Contudo, destaca-se que as diferenças mais expressivas foram entre maio e agosto.

Supõe-se que a diferença observada seja decorrente da pluviosidade acumulada nos 15 dias que antecederam as coletas, incluindo os dias de amostragem, haja vista que, de acordo com a estação IRIODA12, os registros foram de: 57,40 mm em maio, 0,50 mm em agosto e 31,00 mm outubro. Esses valores pluviométricos maiores em maio e outubro podem ter contribuído para a diluição dos efeitos da poluição.

De acordo com os boletins disponibilizados no site do Instituto Estadual do Ambiente (INEA), os dados pretéritos do IQA médio anual, obtidos nas análises realizadas entre 2013 até 2024, apresentaram como resultado oito classificações ruins e três médias (INEA, 2024). Tendo como base o monitoramento realizado pelo órgão ambiental e os resultados do presente estudo, apenas a estação amostral E7 se aproxima ao ponto de coleta RO015, descrito nos relatórios consolidados do INEA da Região Hidrográfica VIII - Macaé e das Ostras. Nas campanhas de agosto e outubro de 2025, o IQA_{NSF} da amostra do ponto E7 foi classificado como médio, mantendo o enquadramento observado nas campanhas de setembro e novembro de 2024, assim como as de janeiro, março e maio de 2025. Esse resultado indica a manutenção do padrão de melhoria na qualidade da água, considerando que, no boletim do IQA médio anual da RH VIII Macaé e das Ostras disponibilizado pelo INEA (2024), a classificação do ponto RO015 era ruim em 2023 e em 2024 passou a ser média.

Esse padrão de melhoria também é observado no histórico do presente monitoramento, uma vez que nas campanhas de dezembro de 2023, fevereiro e abril de 2024, o índice havia categorizado essas águas (E7 – foz do rio das Ostras) como ruins.

Tabela 7-2. Resultados do IQA_{CETESB} em cada estação amostral das campanhas realizadas nos meses de agosto e outubro de 2025. IQA_{CETESB}: amarelo = regular; verde = boa; vermelho = ruim.

Estação	Localização	IQA _{CETESB} Ago./25	IQA _{CETESB} Out./25	Média
E1	Afluente do rio Iriry	44,48	55,34	49,91
E2	Rio Jundiá (a montante do deságue no rio das Ostras)	34,24	48,32	41,28
E3	Rio das Ostras (a jusante do encontro dos rios Iriry e Jundiá)	26,44	41,15	33,80
E4	Rio Iriry (na intersecção com a rodovia Eng° Luiz Gonzaga Quirino Tannus)	75,45	57,12	66,29
E5	Canal das Corujas (a montante do deságue no rio das Ostras)	19,26	22,55	20,91
E6	Rio das Ostras (a jusante da foz do canal das Corujas)	30,82	38,51	34,67
E7	Rio das Ostras (a montante da sua foz, após a área urbana)	57,60	63,31	60,45
Intervalo de Valores de IQA _{CETESB}	79 < IQA ≤ 100 51 < IQA ≤ 79 36 < IQA ≤ 51		19 < IQA ≤ 36	IQA ≤ 19
Intervalo de Valores de IQA _{NSF}	100 ≥ IQA ≥ 90 90 > IQA ≥ 70 70 > IQA ≥ 50		50 > IQA ≥ 25	25 > IQA ≥ 0
Utilização no tratamento convencional para abastecimento	Águas apropriadas		Águas impróprias	

Tabela 7-3. Resultados do IQA_{NSF} em cada estação amostral das campanhas realizadas nos meses de agosto e outubro de 2025. IQA_{NSF} : amarelo = média; laranja = ruim; verde = boa; vermelho = muito ruim.

Estação	Localização	IQA_{NSF} Ago./25	IQA_{NSF} Out./25	Média
E1	Afluente do rio Iriry	49,44	54,74	52,09
E2	Rio Jundiá (a montante do deságue no rio das Ostras)	35,71	48,71	42,21
E3	Rio das Ostras (a jusante do encontro dos rios Iriry e Jundiá)	27,46	40,56	34,01
E4	Rio Iriry (na intersecção com a rodovia Eng° Luiz Gonzaga Quirino Tannus)	76,81	56,60	66,71
E5	Canal das Corujas (a montante do deságue no rio das Ostras)	16,27	20,61	18,44
E6	Rio das Ostras (a jusante da foz do canal das Corujas)	32,11	39,71	35,91
E7	Rio das Ostras (a montante da sua foz, após a área urbana)	57,55	62,49	60,02
Intervalo de Valores de IQA_{CETESB}	79 < IQA ≤ 100 51 < IQA ≤ 79 36 < IQA ≤ 51		19 < IQA ≤ 36	IQA ≤ 19
Intervalo de Valores de IQA_{NSF}	100 ≥ IQA ≥ 90 90 > IQA ≥ 70 70 > IQA ≥ 50		50 > IQA ≥ 25	25 > IQA ≥ 0
Utilização no tratamento convencional para abastecimento	Águas apropriadas		Águas impróprias	

8 Observações gerais

Diante dos resultados expostos, evidencia-se que a qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio das Ostras tem sofrido com impactos das atividades antrópicas na região, como o lançamento de efluentes *in natura*, contaminação por nutrientes e uso e ocupação irregular do solo, que refletem diretamente na qualidade das águas.

Destaca-se que as águas do canal das Corujas (E5), assim como na campanha realizada em maio de 2025, apresentaram a pior qualidade no presente monitoramento (ago. e out./25). Nessas águas foram registradas as maiores concentrações de coliformes termotolerantes, DBO, fósforo total, fosfato, nitrogênio total, e os menores resultados de OD. Esse cenário torna evidente a situação de degradação desse canal, indica o lançamento de águas residuais no sistema e um quadro de eutrofização pelo excesso de nutrientes das séries fosfatadas e nitrogenadas. O reflexo desses resultados foi observado nas categorizações do IQA, que indicou águas ruins (IQA_{CETESB}) e muito ruins (IQA_{NSF}) nessa estação amostral (E5 – canal das Corujas).

Além disso, cabe destacar também os valores baixos de OD, considerando que resultados menores que 2 mg/L caracterizam uma condição de hipoxia, colocando em risco a biodiversidade local, o abastecimento e regulação fornecidos pelos corpos hídricos. Em ago./25, cinco (E1, E2, E3, E5 e E6) dos sete pontos amostrais apresentaram OD na faixa de 0,30 a 2,83 mg/L, enquanto em out./25, a variação observada, considerando o ponto E1 a E5, foi de 1,42 mg/L a 4,06 mg/L. Sugere-se que esses baixos resultados possam ser advindos da metabolização de matéria orgânica e nutrientes em geral nos corpos hídricos amostrados, resultando nos valores de elevados de DBO. De maneira geral, esses resultados, mais uma vez, evidenciam o aporte de águas residuais sem tratamento nos sistemas.

De maneira geral, ao comparar o presente monitoramento (ago. e out.) com a campanha de maio/25, nota-se um declínio na qualidade das águas amostradas, haja vista a diminuição da oxigenação dos rios em agosto e as concentrações de nutrientes, coliformes termotolerantes e DBO ainda maiores.

Dessa forma, destaca-se que a continuidade do monitoramento é fundamental e pode permitir a identificação da influência da variação sazonal nos resultados, a confirmação dos padrões já evidenciados nos quase três anos de monitoramento realizado, além da melhor compreensão em relação ao aumento observado de alguns parâmetros. De forma adicional, será capaz de confirmar o entendimento da influência das

ações da maré nos locais de monitoramento, bem como no enquadramento dos corpos hídricos da bacia, devido à presença e ação da salinidade nos parâmetros avaliados e utilizados para o cálculo do IQA. Estes resultados fornecem subsídios necessários aos órgãos responsáveis, com o intuito de mitigar os impactos e auxiliar na tomada de decisões para a sustentabilidade dos corpos hídricos da região estudada.

Referências

ADJOVU, G. E. et al. Measurement of total dissolved solids and total suspended solids in water systems: a review of the issues, conventional, and remote sensing techniques. **Remote Sensing**, v. 15, n. 14, p. 3534, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs15143534>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/15/14/3534>. Acesso em 10 jan. 2024.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos** / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: BRANDÃO, Carlos Jesus., BOTELHO, Marcia Janete Coelho., SATO, Maria Inês Zanoli. São Paulo: CETESB; Brasília, 2011.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Indicadores de qualidade - Índice de qualidade das águas (IQA)**. Disponível em: <http://http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>. Acesso em: 24 mai. 2023.

ALAHY, E. E.; MUKHOPADHYAY, S. C.. Detection methods of nitrate in water: A review. **Sensors and Actuators A: Physical**, v. 280, p. 210-221, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.sna.2018.07.026>. Disponível em: <https://researchers.mq.edu.au/en/publications/detection-methods-of-nitrate-in-water-a-review>. Acesso em 24 mai. 2023.

ALMEIDA, M. A. B. A.; SCHWARZBOLD, A. Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 01 p. 81- 97, 2003. DOI: <https://doi.org/10.21168/rbrh.v8n1.p81-97>. Disponível em: https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/37/a92b6e729e50671504266683290894eb_606a4e793c7e33f151c052dd4766cf84.pdf. Acesso em 10 jan.2024.

AL-MUTAIRI, N. et al. Spatial and temporal characterizations of water quality in Kuwait Bay. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, n. 1, p. 127-131, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.04.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X14002124>. Acesso em 20 mai. 2024.

ALVARADO, J. J.; AGUILAR, J. F. Batimetría, salinidade, temperatura y oxígeno disuelto em aguas del Parque Nacional Marino Ballena, Pacífico, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, v. 57, p. 19-29, 2009. Disponível em: https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442009000500005. Acesso em 05 jan. 2024.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the examination of Water and Wastewater – SMEWW**. American Public Health Association – APHA, 23th ed., Washington – USA, 2017.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). ASTM D5176-08, 2015. **Standard Test Method for Total Chemically Bound Nitrogen in Water by Pyrolysis and Chemiluminescence Detection**. ASTM International, 2015, DOI: 10.1520/D5176-08. Disponível em: www.astm.org. Acesso em: 16 ago. 2024.

ANDRIETTI, Grasiene et al. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, p. 162-175, 2016. DOI: <https://doi.org/10.4136/1980-993X>. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/27525d96-6b40-4b62-95e0-3a50bebce61d/content>. Acesso em: 16 ago. 2024.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 17025. 2017: Requisitos gerais para competência de laboratórios de ensaio e calibração**. 2017.

BARROSO, G. C.; MOLISANI, M. M. Pequenos estuários alimentados por pequenas bacias hidrográficas: estudo de caso dos estuários dos rios Macaé e das Ostras (RJ). In: Ferreira, Maria Inês Paes et al. **Engenharia & Ciências Ambientais: contribuições à gestão ecossistêmica**. Essentia Editora, 2019. p. 116–141. DOI: <https://doi.org/10.19180/978-85-99968-58-1.6>. Acesso em 05 jan. 2024.

BASHIR, I. et al. Concerns and threats of contamination on aquatic ecosystems. **Bioremediation and biotechnology: sustainable approaches to pollution degradation**, p. 1-26, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-35691-0_1. Acesso em: 20 ago. 2024.

BIDEGAIN, P. P.; VÖLCKER, C.M. **Bacias dos rios São João e das Ostras – Águas, terras e conservação ambiental**. Consórcio Intermunicipal Lagos São João- CILSJ. Rio de Janeiro, 2004.

BRASIL. **Lei n. 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. Diário Oficial, Brasília, 31 ago.1981.

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

BURT, T. et al. Long-term monitoring of river water nitrate: how much data do we need?. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 12, n. 1, p. 71-79, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1039/b913003a>. Disponível em: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2010/em/b913003a>. Acesso em 05 jan. 2024.

CARBINATTI, C. **Remoção de fosfato em esgoto doméstico utilizando argilas ativadas e funcionalizadas de chumbo**. Dissertação. (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente). - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo, 2019.

CENTRO DE HIDROGRAFIA DA MARINHA - CHM. **Tábua de maré – Terminal Marítimo de Imbetiba – RJ**. Disponível em:

https://www.marinha.mil.br/chm/sites/www.marinha.mil.br.chm/files/dados_de_mare/39%20-%20TERMINAL%20MAR%C3%8DTIMO%20DE%20IMBETIBA%20-%20RJ%20-%20125-127.pdf. Acesso em: 10 nov. 2025.

CHIDIAC, S. et al. A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 22, n. 2, p. 349-395, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09650-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11157-023-09650-7>. Acesso em 16 ago. 2024.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Relatório de caracterização da Região Hidrográfica Macaé e das Ostras (RD-01)**. Instituto Estadual do Ambiente. Rio de Janeiro Governo do Estado do Rio de Janeiro, 2012. Disponível em: <https://cbhmacaee.co.br/wp-content/uploads/2020/03/RD-01-Relat%C3%B3rio-de-Characteriza%C3%A7%C3%A3o-da-%C3%81rea-do-Estudo.pdf>. Acesso em 13 dez. 2023.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Relatório de caracterização e mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal da Região Hidrográfica Macaé e das Ostras**. Instituto Estadual do Ambiente. Rio de Janeiro Governo do Estado do Rio de Janeiro, nov. 2013. Disponível em: https://cbhmacaee.co.br/plano_de_bacia/rd-03-relatorio-do-mapeamento-do-uso-e-cobertura-do-solo/. Acesso em 13 dez. 2023.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Ato convocatório nº 09/2022**. Termo de referência para contratação de empresa para o monitoramento da qualidade dos recursos hídricos na bacia do rio das Ostras com a elaboração de um estudo com capacidade de diagnosticar a bacia ao avaliar índice de qualidade da água (IQA) e a salinidade dos corpos hídricos. 2022.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Estudo de Avaliação do Índice de Qualidade da Água (IQA) e Salinidade da Bacia do Rio das Ostras (Relatório Técnico Parcial 4)**. 2023. Disponível em: https://comitemacaeeostras.org.br/wp-content/uploads/2023/07/Relatorio_CILSJ-RO_Oceanus_C2_rev01_jan_mar.pdf. Acesso em: 29 maio 2025.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Estudo de Avaliação do Índice de Qualidade da Água (IQA) e Salinidade da Bacia do Rio das Ostras (Relatório Consolidado Final 01)**. 2023. Disponível em: https://comitemacaeeostras.org.br/wp-content/uploads/2022/10/20250801121151_15JPEER60T0_Relatorio_CILSJ-RO_Oceanus_final_rev02-1.pdf-RO_Oceanus_final_rev02.pdf. Acesso em: 17 set. 2025.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Bacia Hidrográfica**. Disponível em: <https://cbhmacaee.co.br/a-bacia/>. Acesso em: 21. ago. 2024a.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Mapas**. Disponível em: <https://cbhmacaee.co.br/mapas/>. Acesso em: 18 set. 2024b.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Estudo de Avaliação do Índice de Qualidade da Água (IQA) e Salinidade da Bacia**

do Rio das Ostras (Relatório Consolidado Final 02). 2024c. Disponível em: https://comitemacaeostras.org.br/wp-content/uploads/2022/10/Relatorio_CILSJ-RO_Oceanus_final_rev01-1.pdf. Acesso em: 23 de dez. 2025

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Monitoramento da Qualidade da Água da Região Hidrográfica VIII (Relatório Técnico Parcial V)**. 2025. Disponível em: https://comitemacaeostras.org.br/wp-content/uploads/2025/04/20250408120513_YLTY58Y2PGI_Relatorio_CILSJ-MO_C5_rev02.pdf. Acesso em: 14 maio 2025.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Estudo de Avaliação do Índice de Qualidade da Água (IQA) e Salinidade da Bacia do Rio das Ostras (Relatório Consolidado Final 03)**. 2025. Disponível em: https://comitemacaeostras.org.br/wp-content/uploads/2022/10/20250801121151_15JPEER60T0_Relatorio_CILSJ-RO_Oceanus_final_rev02-1.pdf. Acesso em: 17 de set. 2025

COMISSÃO ESTADUAL DE CONTROLE AMBIENTAL (CECA). **Deliberação CECA nº 2.333, de 28 de maio de 1991. Altera a Deliberação CECA nº 707, de 12.09.85 e consolida o disposto sobre o Sistema de Credenciamento de Laboratórios**. Rio de Janeiro, 1991.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2009. 531f. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em 04 mar. 2024.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB); AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Brasília, DF: ANA; São Paulo: CETESB, 2011. 327 p. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/fle/laboratorios/publicacoes/guia-nacional-coleta-2012.pdf>. Acesso em: 29 fev. 2024.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Apêndice D - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Apendice-D-Significado-Ambiental-e-Sanitario-das-Variaveis-de-Qualidade-29-04-2014.pdf>. Acesso em 13 dez. 2023.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Apêndice E - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo**. São Paulo, 2016. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>. Acesso em: 19 fev. 2022.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Apêndice D - Índices de Qualidade das Águas**. São Paulo, 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Apendice-D-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>. Acesso em: 19 ago. 2024.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Apêndice E - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem**. São Paulo: CETESB, 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/06/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2025.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Ficha de Informação toxicológica- Nitrato e nitrito**. São Paulo: CETESB, 2022. 5f. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2022/12/Nitrato-e-Nitrito.pdf>. Acesso em 13 dez. 2023.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Oxigênio dissolvido**. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/oxigenio-dissolvido/>. Acesso em: 04 dez. 2023

COMPANHIA DE PLANEJAMENTO E RECURSOS HÍDRICOS DE PERNAMBUCO (CPRH). **Índices e Indicadores**. Recife: CPRH. Disponível em: <https://www2.cprh.pe.gov.br/monitoramento-ambiental/qualidade-da-agua/bacias-hidrograficas/indices-e-indicadores/>. Acesso em: 19 ago. 2024.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União; Brasília, 2005.

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE (CONEMA). **Resolução CONEMA nº 85, de 07 de dezembro de 2018. Norma para credenciamento de laboratório (NOP-INEA-03. R-2)**. Rio de Janeiro, 2018.

CONSÓRCIO INTERMUNICIPAL LAGOS SÃO JOÃO (CILSJ). **Ato convocatório nº 09/2022**. Termo de referência para contratação de empresa para o monitoramento da qualidade dos recursos hídricos na bacia do rio das Ostras com a elaboração de um estudo com capacidade de diagnosticar a bacia ao avaliar índice de qualidade da água (IQA) e a salinidade dos corpos hídricos. 2022.

COSTA, R. S. et al. The link between pharmaceuticals and cyanobacteria: a review regarding ecotoxicological, ecological, and sanitary aspects. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 31, p. 41638-41650, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-021-14698-5>. Acesso em: 01 nov. 2024.

CRASWELL, E.; SINGH, B. Fertilizers and nitrate pollution of surface and ground water: an increasingly pervasive global problem. **Springer Nature Applied Sciences**, v. 3, 2021.

D'AQUINO, C. A. **Processos de transporte e retenção de sedimentos finos em estuários dominados por rios**. 2010. 132 f. Tese (Doutorado em Geociências). Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Paraná, 2010. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/36789?locale-attribute=en&show=full> por rios. Acesso em: 14 maio 2025.

DE MORAES, L. A. F. A visão integrada da ecohidrologia para o manejo sustentável dos ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 4, p. 676-687, 2009. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3253454>. Acesso em: 01 nov. 2024.

DE MORAIS, R. P. et al. Morfometria de sistemas lacustres da planície aluvial do médio rio Araguaia. *Acta Sci. Biol. Sci. Maringá*, v. 27, n.3, p. 203-213, 2005. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Edgardo-Latrubesse/publication/287894723_Morphometry_of_lacustrine_systems_in_the_middle_alluvial_plain_of_the_Araguaia_River/links/65f996fba4857c796260c1f8/Morphometry-of-lacustrine-systems-in-the-middle-alluvial-plain-of-the-Araguaia-River.pdf. Acesso em: 18 dez. 2025.

DE SOUZA, A. T. et al. Assessment of water quality using principal component analysis: a case study of the Marrecas stream basin in Brazil. **Environmental technology**, v. 42, n. 27, p. 4286-4295, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1754922>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/09593330.2020.1754922>. Acesso em: 19 ago. 2024.

DEY, J.; VIJAY, R. A critical and intensive review on assessment of water quality parameters through geospatial techniques. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 31, p. 41612-41626, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-14726-4>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34105074/>. Acesso em 13 dez.2023.

DIAZ, R. Overview of hypoxia around the world. **Journal of environmental quality**, v. 30, n. 2, p. 275-281, 2001. DOI: <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2001.302275x>. Disponível em: <https://nature.berkeley.edu/classes/espm-120/Website/Diaz2001.pdf>. Acesso em 12 fev. 2024

DICKERSON, B.; VINYARD, G. Effects of high levels of total dissolved solids in Walker Lake, Nevada, on survival and growth of Lahontan cutthroat trout. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 128, n. 3, p. 507-515, 2011. DOI: [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1999\)128<0507:EOHLOT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1999)128<0507:EOHLOT>2.0.CO;2). Disponível em: <https://afspubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1577/1548-8659%281999%29128%3C0507%3AEOHLOT%3E2.0.CO%3B2>. Acesso em 12 fev. 2024.

DINI, A. P. et al. Validade e confiabilidade de um instrumento de classificação de pacientes pediátricos. **Revista Latino-Americana de Enfermagem**, v. 22, p. 598-603, 2014.

EJIGU, M. T. Overview of water quality modeling. **Cogent Engineering**, v. 8, n. 1, p. 1891711, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1080/23311916.2021.1891711>. Acesso em: 18 ago. 2024.

EKAU, W. et al. Impacts of hypoxia on the structure and processes in pelagic communities (zooplankton, macro-invertebrates and fish). *Biogeosciences*, v. 7, n. 5, p. 1669-1699, 2010. DOI: [/10.5194/bg-7-1669-2010](https://doi.org/10.5194/bg-7-1669-2010). Disponível em: <https://bg.copernicus.org/articles/7/1669/2010/>. Acesso em 02 abr. 2024.

EPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 6020B (SW-846): **Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry**, " Revision 2. Washington, DC, 2014.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. et al. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 12, p. 399-409, 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/f79cyd4q9VpyCzTLhgFkfVR/?lang=pt>. Acesso em: 01 nov. 2024.

GOMES, M. L. M. Ocupação Urbana de Rio das Ostras: Elementos Definidores e os Impactos nos Recursos Hídricos. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 3, n. 2, p. 145–161, 2009. Disponível em: [//editoraessentia.iff.edu.br/index.php/boletim/article/view/2177-4560.20090018](http://editoraessentia.iff.edu.br/index.php/boletim/article/view/2177-4560.20090018). Acesso em 12 fev. 2024.

HONGYU, K.; SANDANIELO; V. L. M.; OLIVEIRA JUNIOR, G. J. Principal component analysis: theory, interpretations and applications. **Engineering and Science**, v. 1, n. 5, p. 83-90, 2015. DOI: <https://doi.org/10.18607/ES20165053>. Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/eng/article/view/3398>. Acesso em 16 ago. 2024.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DA BAHIA (INEMA). Relatório técnico nº 028/16. **Diagnóstico da Qualidade Ambiental dos Rios de Salvador e Lauro de Freitas, Bahia, Brasil**. Bahia, 2016.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). **Índice de Qualidade da Água NSF (IQANSF)**. Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: <http://www.inea.rj.gov.br/wpcontent/uploads/2019/12/IQANSF-Metodologia-Qualidade-de-%C3%81gua-2-dez-2019.pdf>. Acesso em 31 mai. 2023

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). **Índice de Qualidade da Água (IQA)**. Disponível em: <https://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2019/04/IQA-NSF-Metodologia-Qualidade-de-%C3%81gua.pdf>. Acesso em: 16 ago. 2024.

INSTITUTO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (INEA). **Histórico dos Boletins de Balneabilidade das Praias de Rio das Ostras – 2022**. Disponível em: http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2023/02/rio_das_ostras_historico_2022.pdf. Acesso em 24 mai. 2023.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). **IQA Médio: RH VIII - Macaé e das Ostras**. Rio de Janeiro: INEA, 2024. Disponível em: https://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2025/04/INEA-IQA-M%C3%A9dia-ERJ-2012-2024_RH-VIII.pdf. Acesso em: 03 jun. 2025.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **INMET: Mapa de Estações**. Disponível em: <https://mapas.inmet.gov.br>. Acesso em 29 mai. 2023.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, QUALIDADE E TECNOLOGIA (INMETRO). **Norma nº NIT-DICLA-057. Critérios para acreditação da amostragem de águas e matrizes ambientais**. INMETRO. Rio de Janeiro, p.01-12, 2009.

JARDIM, M. E. T. **Planejamento ambiental e a Gestão de recursos hídricos: um estudo na bacia hidrográfica do Rio das Ostras, município de Rio das Ostras/RJ**. 2020. 128f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) - Universidade do Estado

do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.bdtd.uerj.br/handle/1/18574>. Acesso em: 21 ago. 2024.

JORDÃO, E.; PESSÔA, C. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7ª ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2014.

KÖPPEN, W. **Climatologia: com um estudio de los clima de la tierra**. Fondo de Cultura Economica. México, 1948.

LANZA, V. C. V. et al. **Caderno Técnico de Reabilitação de Áreas Degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente; Fundação Israel Pinheiro, 2010. Disponível em: <https://www2.israelpinheiro.org.br/wp-content/uploads/2016/09/Caderno-T%C3%A9cnico-de-Reabilita%C3%A7%C3%A3o-de-%C3%81reas-Degradadas-por-Res%C3%ADduos-S%C3%B3lidos-Urbanos.pdf>. Acesso em: 4 jun. 2025.

LEITÃO, V. S. et al. Utilização do índice de qualidade de água (IQA) para monitoramento da qualidade de água em uma área de preservação ambiental. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria**, v. 19, n. 3, p. 794-803, 2015. Disponível em: https://www2.pucgoias.edu.br/ucg/prope/pesquisa/anais/2015/PDF/XVI_FORUM_PESQUISA/XVI_forum_de_pesquisa.206.pdf. Acesso em: 16 ago. 2024.

LIBES, S. **An introduction to Marine Biogeochemistry**. Second Edition, Elsevier, 2009.

LUMB, A. et al. A comparative study of USA and Canadian water quality index models. **Water Quality, Exposure and Health**, v. 3, p. 203-216, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12403-011-0056-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12403-011-0056-5>. Acesso em: 19 ago. 2024.

MASSOUD, M. A. Assessment of water quality along a recreational section of the Damour River in Lebanon using the water quality index. **Environmental monitoring and assessment**, v. 184, p. 4151-4160, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2251-z>. Acesso em: 20 ago. 2024.

MIRZAEI, M.; SOLGI, E.; SALMAN-MAHINY, A. Evaluation of surface water quality by NSFQI index and pollution risk assessment, using WRASTIC index in 2015. **Archives of Hygiene Sciences**, v. 5, n. 4, p. 264-277, 2016. Disponível em: https://jhygiene.muq.ac.ir/browse.php?a_id=155&slc_lang=en&sid=1&ftxt=1&html=1. Acesso em: 20 ago. 2024.

MORESI, E. A. D. **Monitoração ambiental e complexidade**. 2001. 191f. (Doutorado em Ciência da Informação). Faculdade de Estudos Sociais Aplicados, Universidade de Brasília, Brasília. Disponível em: <http://repositorio2.unb.br/handle/10482/4920>. Acesso em: 20 ago. 2024.

NGUYEN, T. G.; HUYNH, T. H. N. Assessment of surface water quality and monitoring in southern Vietnam using multicriteria statistical approaches. **Sustainable Environment Research**, v. 32, n. 1, p. 20, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1186/s42834-022-00133-y>. Acesso em: 20 ago. 2024.

OLINTO, M. T. A. In: KAC, Gilberto et al. orgs. **Epidemiologia nutricional**. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz/Editora Atheneu, p. 213-25, 2007. DOI: <https://doi.org/10.7476/9788575413203>. Disponível em: <https://books.scielo.org/id/rrw5w>. Acesso em 15 jan. 2024

OLIVEIRA, R. M. M.; SANTOS, E. V.; LIMA, K. C. Avaliação da qualidade da água do riacho São Caetano, de Balsas (MA), com base em parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, p. 523-529, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017154657>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/M88strXhYpXfLCC7tkVYyrK/?lang=pt#>. Acesso em 12 fev. 2024.

OMER, N. H. **Water Quality Parameters**. In: SUMMERS, J. K. *Water Quality – Science, Assessments and Policy*. Londres: IntechOpen, 2020. cap. 1, p. 1-18. Disponível em: <https://www.intechopen.com/books/7718>. Acesso em: 11 abr. 2024.

PEREIRA, M. B. **Influência da cobertura de macrófitas aquáticas flutuantes em emissões de metano em um lago mesoeutrófico**. 2017. 52f. Dissertação (Mestrado em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais). Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.

POZZA, S. A.; SANTOS, C. **Monitoramento e caracterização ambiental**. São Carlos: EdUFSCar, 2015. Disponível em: http://livresaber.sead.ufscar.br:8080/jspui/bitstream/123456789/2702/1/EA_Simone_MonitoramentoAmbiental.pdf. Acesso em: 20 ago. 2024.

PRADO, B. Q. M. et al. Avaliação de variáveis climatológicas da cidade de Uberlândia (MG) por meio da análise de componentes principais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 2, p. 407-413, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016147040>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/7X3f79MpyfKs5FMv3pWwQbT/>. Acesso em: 16 ago. 2024.

PREFEITURA MUNICIPAL DE RIO DAS OSTRAS. **Levantamento semidetalhado de solos do município de Rio das Ostras. Rio de Janeiro**. GERA Consultoria e Empreendimentos Ltda. 2004. Rio das Ostras, 2006.

PRIOSTE, M. A. de O. **Bacia hidrográfica do Rio das Ostras: proposta para gestão ambiental sustentável**. 2007, 194f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2007. Disponível em: <https://www.bdtd.uerj.br:8443/handle/1/10917>. Acesso em 15 ago. 2024.

PROGRAMA ÁGUA AZUL. **Monitoramento das águas superficiais**. Natal, 2016. Disponível em: https://programaaguaazul.ct.ufrn.br/relatorios/aguas_superficiais/. Acesso em: 19 ago. 2024.

QUINELATO, R. V. et al. Determinação da qualidade da água superficial e sua compatibilidade com os múltiplos usos: estudo de caso do estuário do rio Caraíva. **Revista Brasileira de Geografia Física (RBGF)**, v. 14, n. 1, p. 37-57, 2021. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Marcos-Bernardes-2/publication/350974483_Determinacao_da_qualidade_da_agua_superficial_e_sua_compatibilidade_com_os_multiplos_usos_estudo_de_caso_do_estuario_do_rio_Caraiva_Determination_of_surface_water_quality_and_its_compatibility_with_mu/links/607d7cbf881fa114b4119356/Determinacao-da-qualidade-da-agua-superficial-e-sua-compatibilidade-com-os-multiplos-usos-estudo-de-caso-do-estuario-do-rio-Caraiva-Determination-of-surface-water-quality-and-its-compatibility-with-mu.pdf. Acesso em: 9 jul. 2025.

REGINA, A. L. A. et al. A watershed impacted by anthropogenic activities: Microbial community alterations and reservoir of antimicrobial resistance genes. **Science of the Total Environment**, v. 793, p. 148552, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896972103624X>. Acesso em: 01 nov. 2024.

RIO DAS OSTRAS. **Lei Complementar nº004/2006**. Dispõe sobre Plano Diretor, o sistema e o processo de planejamento e gestão do desenvolvimento urbano do Município de Rio das Ostras.

RIO DAS OSTRAS (Município). **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica de Rio das Ostras**. Rio das Ostras: Prefeitura Municipal, 2017. Disponível em: <https://www.aemerj.org.br/images/pdf/PMMA/PMMARiodasOstras.pdf>. Acesso em: 5 jun. 2025.

SAMPAIO, S. C. et al. Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias. **Irriga**, v. 12, n. 4, p. 569-574, 2007.

SÁNCHEZ, E. et al. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. **Ecological indicators**, v. 7, n. 2, p. 315-328, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.02.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X06000239?via%3Dihub>. Acesso em: 19 ago.2024.

SILVA, A. A.; FRANCA, R. R. Identificação e classificação de episódios de chuva extrema no Distrito Federal—Período 1990-2019. **Revista Espaço e Geografia**, v. 24, n. 2, p. 134: 153-134: 153, 2021. Disponível em: <https://periodicos.unb.br/index.php/espacoegeografia/article/view/40271>. Acesso em 12 fev. 2024.

SILVA, D. S.; MARQUES, E. E.; LÓLIS, S. F. Macrófitas aquáticas: “vilãs ou mocinhas”? **Revista Interface**, n. 04, p.17-27. Disponível em: <https://sistemas.uft.edu.br/periodicos/index.php/interface/article/view/355>. Acesso em 08 abr. 2024.

SILVA, J. P.; RAMOS, S. B.; ANDRADE, M. Análise multivariada da esquistossomose no estado de Minas Gerais: análise de componentes principais. **ABCS Health Sciences**, v. 43, n. 2, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.7322/abcshs.v43i2.995>. Disponível em: <https://www.portalnepas.org.br/abcshs/article/view/995/807>. Acesso em: 15 ago. 2024.

SILVEIRA, L. G. **Estudo comparativo da utilização do IQA-NSF e IQA-CCME para análise da qualidade da água no Estado do Rio De Janeiro**. 2018. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.btdt.uerj.br/handle/1/13508>. Acesso em 19 ago. 2024.

SINGH, K. P. et al. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study. **Water research**, v. 38, n. 18, p. 3980-3992, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.06.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135404003367>. Acesso em: 15 ago. 2024.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; SINHA, S. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques—a case study. **Analytica Chimica Acta**, v. 538, n. 1-2, p. 355-374, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aca.2005.02.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0003267005001649>. Acesso em: 15 ago. 2024.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. **Série histórica**. Brasil: SNIS, 2022. Disponível em: <https://app4.cidades.gov.br/serieHistorica/#>. Acesso em 23 out. 2025.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER - SMWW 2130. **Turbidity**. In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. SMWW 2510 B. **Conductivity** In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. SMWW 2520. **Salinity** In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. SMWW 2540. **Solids**. In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. SMWW 2550. **Temperature**. In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. SMWW 4500-h B. **ph** In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. SMWW 4500-o G **Oxygen (dissolved)** In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. SMWW 5210 b. **Biochemical oxygen demand (BOD)** In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER SMWW 9221 E. **Multiple-tube fermentation technique for members of the coliform group** In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER - SMWW 4500-P E. **Phosphorus**. In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press

TANNURE, F. P. **Caracterização química e bioatividade de substâncias húmicas isoladas do ecossistema manguezal**. 2013. 65f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas) – Universidade Vila Velha. Disponível em: <https://repositorio.uvv.br/server/api/core/bitstreams/3c712c71-7161-4a44-9845-06a610039de7/content>. Acesso em: 29 set. 2025.

THERMO SCIENTIFIC. D09727_04_Insert_Environmental_TON Vanadium. **TON as N, Total Oxidized Nitrogen (Vanadium Chloride reduction)**. Thermo Scientific, 2015.

THOMAZ, D.; CENTENO, L. N.; CECCONELLO, S. T. Avaliação espaço-temporal da qualidade da água do Rio Comandá, através do Índice de Qualidade da Água. **Revista Thema**, v. 22, n. 1, p. 79-103, 2023. DOI: <https://doi.org/10.15536/thema.V22.2023.79-103.3068>. Disponível em: <https://periodicos.ifsul.edu.br/index.php/thema/article/view/3068>. Acesso em: 19 ago. 2024.

THYAGI, S. et al. Water quality assessment in terms of water quality index. **American Journal of water resources**, v. 1, n. 3, p. 34-38, 2013. DOI: <https://doi.org/10.12691/ajwr-1-3-3>. Disponível em: <http://pubs.sciepub.com/ajwr/1/3/3>. Acesso em 22 ago. 2024.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v. 59, p. 181-186, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162002000100026>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sa/a/kpzVhzFFCk3zxFZFvFXPvZG/#>. Acesso em: 12 fev. 2024.

UDDIN, M. G.; NASH, S.; OLBERT, A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. **Ecological Indicators**, v. 122, p. 107-218, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20311572>. Acesso em: 15 ago. 2024.

VON-AHN, C. M. E.; PEREIRA FILHO, J. Diagnóstico da qualidade de água ao longo do estuário do rio Itajaí-Açu, SC. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)**, v. 20, n. 2, p. 331-342, 2015. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Jurandir-Pereira-Filho/publication/279912268_von-Ahn_e_Pereira_Filho_2015_RBRH/links/559d7f8108ae76bed0bb3d5e/von-Ahn-e-Pereira-Filho-2015-RBRH.pdf. Acesso em: 9 jul. 2025.

VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1996, v.1, 2 ed., 243 p.

WANICK, R. C. et al. Avaliação do IQA Como Ferramenta de Avaliação da Qualidade de Água Nos Corpos Hídricos Interceptados Pela Rodovia BR-163 (Guarantã do Norte - MT). **Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Maceió, 2011. Disponível em: <https://files.abrhidro.org.br/Eventos/Trabalhos/153/43791ccc22fd6c37382d7963fa2e9c80>.

WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION (WHO). **Guide to Meteorological Instruments and Methods of Observation**. 7. ed. Geneva: Chairperson, Publications Board, 2008.

WU, Mei-Lin et al. Identification of coastal water quality by statistical analysis methods in Daya Bay, South China Sea. **Marine pollution bulletin**, v. 60, n. 6, p. 852-860, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.007>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X1000010X>. Acesso em 20 mai. 2024.

WUNDERGROUND. **Est. meteorológica 5° LERIPE LAMET-UEN - IRIODA12.** Wunderground, 2025. Disponível em: <https://www.wunderground.com/dashboard/pws/IRIODA12/table/2025-01-16/2025-01-16/monthly>. Acesso em: 14 maio 2025.

YANG, X. et al. Mechanisms and assessment of water eutrophication. **Journal of zhejiang university Science B**, v. 9, p. 197-209, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>. Acesso em: 20 ago. 2024.

ZANETTI, G. D. Rio das Ostras: o meio ambiente, sua população e o movimento ecológico. In: ASSUNÇÃO, V. N. F. (org.). **Mosaico Riostrense: economia, sociedade e cultura de Rio das Ostras e região**. Belém: Home, 2024. v. 1, cap. 3, p. 47-72.

Anexos

ANEXO 1- Certificado de Acreditação INMETRO

ANEXO 2- Certificado CCL INEA

ANEXO 3- Registro fotográfico

ANEXO 4- Cadeias de custódia

ANEXO 5- Laudos analíticos

ANEXO 6- Memória de cálculo IQA