

Relatório Técnico Parcial XVIII

Revisão 02
Referência: Dezembro 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 nº 195090
Silvia Lisboa de Araujo**	MSc. Geoquímica Ambiental, bióloga Coordenadora de Projetos projetos@oceanus.bio.br	CRBio nº 96163/02-D
Edson Felipe Souza Ladeira	Químico Responsável Técnico pelas Análises Laboratoriais edson@oceanus.bio.br	CRQ/RJ nº 03155685
Mariana Ribeiro Monteiro	Bióloga Gerente de Laboratório mribeiro@oceanus.bio.br	CRBio nº 91828/02-D
Hamilton Pires Barbosa Mendes	Mestre em Engenharia Ambiental e Sanitária, biólogo Gerente Executivo oceanus@oceanus.bio.br	CRBio nº 78165/02-D
Aíres Vanessa Cavalcante dos Santos	Bióloga Analista de Projetos Ambientais projetos11@oceanus.bio.br	CRBio nº 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	30/01/2026	Emissão original	Aíres Cavalcante	Silvia Lisboa	
01	07/05/2026	Revisão conforme solicitação do CILSJ	Aíres Cavalcante	Silvia Lisboa	
02	02/06/2026	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	13
4.3	Canal das Corujas.....	14
4.4	Rio das Ostras.....	15
5	Metodologia	19
5.1	Pontos amostrais.....	19
5.2	Atividades de campo	21
5.2.1	Amostragem de águas superficiais	21
5.3	Atividades de laboratório	22
5.3.1	Parâmetros físicos, químicos e biológicos	22
5.3.2	Ensaio laboratoriais	23
5.4	Análise dos Resultados	24
5.4.1	Obtenção de dados secundários	24
5.4.2	Índice de Qualidade de Água (IQA)	25
5.4.3	Análises estatísticas	33
6	Resultados e discussão	35
6.1	Análise físico-química e biológica.....	35
6.1.1	Precipitação.....	35
6.1.2	Temperatura.....	37
6.1.3	Salinidade.....	38
6.1.4	Condutividade	40
6.1.5	Sólidos totais	41
6.1.6	Sólidos dissolvidos totais.....	42
6.1.7	Turbidez	43
6.1.8	pH.....	45
6.1.9	Oxigênio dissolvido (OD).....	46
6.1.10	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	50
6.1.11	Fósforo total	51
6.1.12	Fosfato.....	52
6.1.13	Nitrogênio total	53
6.1.14	Nitrato	56
6.1.15	Coliformes termotolerantes	58
7	Diagnóstico da atual campanha.....	60

7.1	Análise dos Componentes Principais (PCA).....	62
7.2	Índice de Qualidade da Água (IQA).....	65
8	Observações gerais.....	73
	Referências.....	75
	Anexos.....	87

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 hidrográfica dos rios Macaé e das Ostras (Figura 4-1) abrange 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).

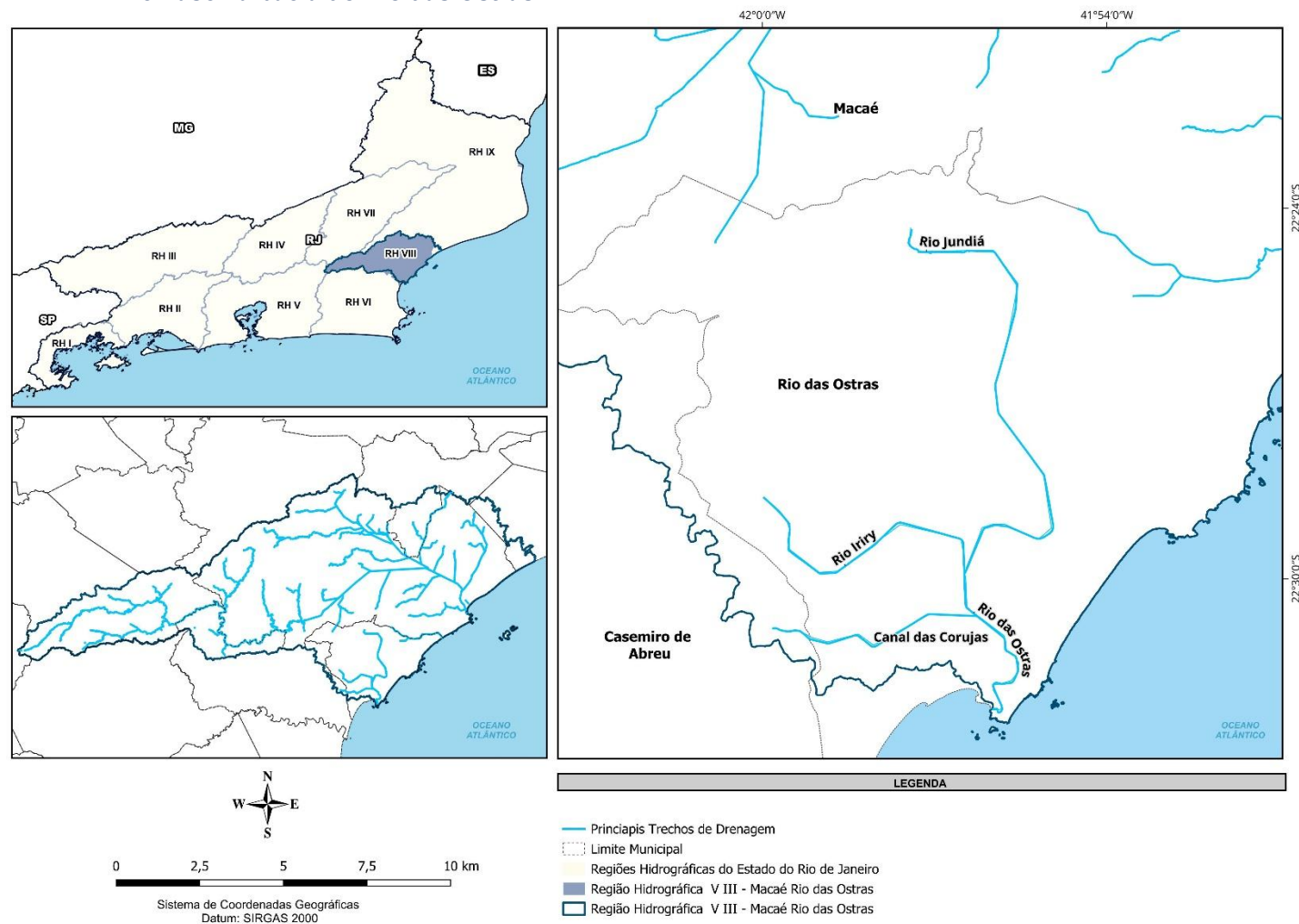
Segundo o Relatório da Caracterização da Área de Estudo da Região Hidrográfica VIII - Macaé e das Ostras, são observadas duas estações bem definidas, caracterizadas por verão quente e úmido e inverno frio e seco, com períodos mais chuvosos de novembro a março (médias mensais superiores a 100 mm) e épocas 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 dos rios Macaé e das Ostras no Estado do Rio de Janeiro com ênfase na bacia do Rio das Ostras.



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 (Figura 4-3) (CBH Macaé Ostras, 2023a, 2025a).

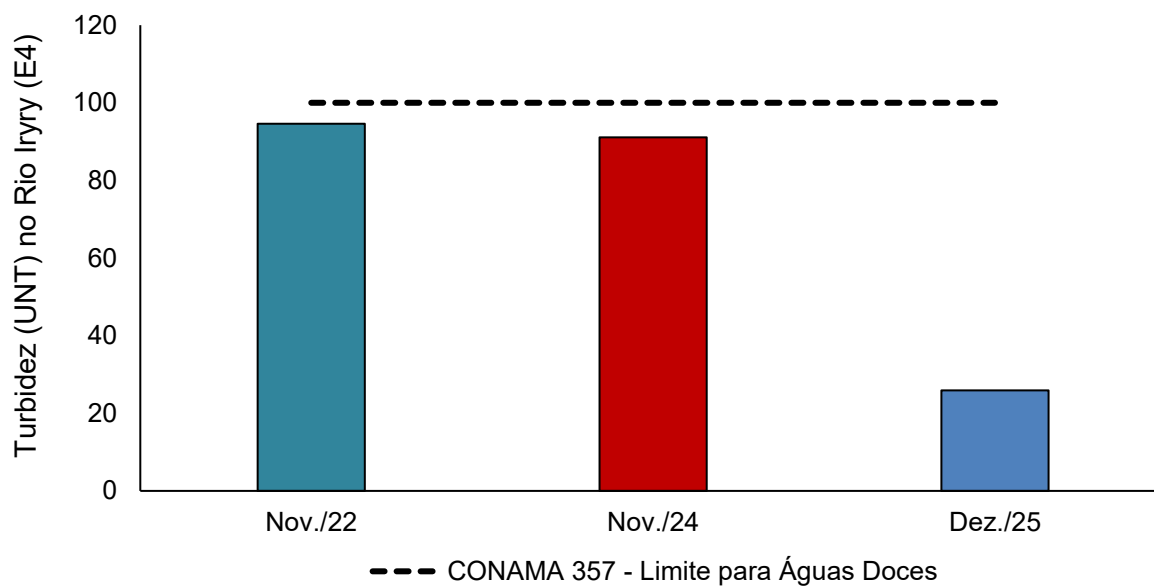
Os rios Iriry e Jundiá são os dois principais afluentes do rio das Ostras. No ponto em que se unem, na Zona de Expansão Urbana nas proximidades do loteamento Chácara Mariléa e a localidade Nova Cidade, nas margens esquerda e direita, respectivamente, o leito do rio é bastante assoreado, de fundo lodoso 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.

Figura 4-3. Histórico de turbidez no rio Iriry (E4).



4.2 Rio Jundiá

O rio Jundiá (Figura 4-4) 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 4-4. Ponto de coleta realizada no rio Jundiá.



E2
05/12/2025

Fonte: Arquivo Oceanus.

4.3 Canal das Corujas

O canal das Corujas (Figura 4-5) 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 4-5. 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 4-6). 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 4-6. Ponto de coleta realizada no rio das Ostras.

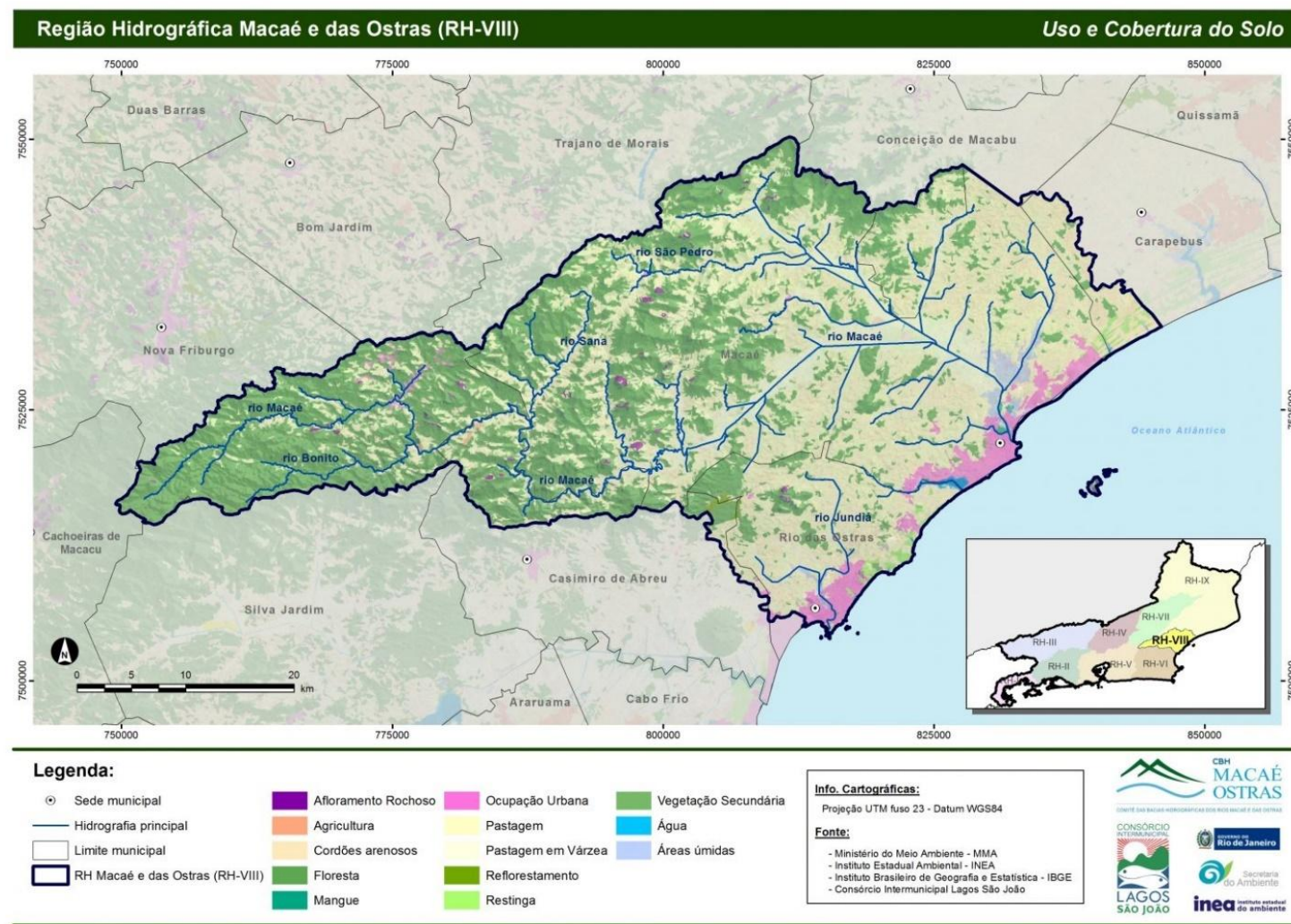


Fonte: Arquivo Oceanus.

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 4-7). Destaca-se que alguns fatores previamente mencionados, podem impactar a qualidade hídrica e auxiliar na compreensão dos resultados das variáveis ambientais analisadas.

Figura 4-7. 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

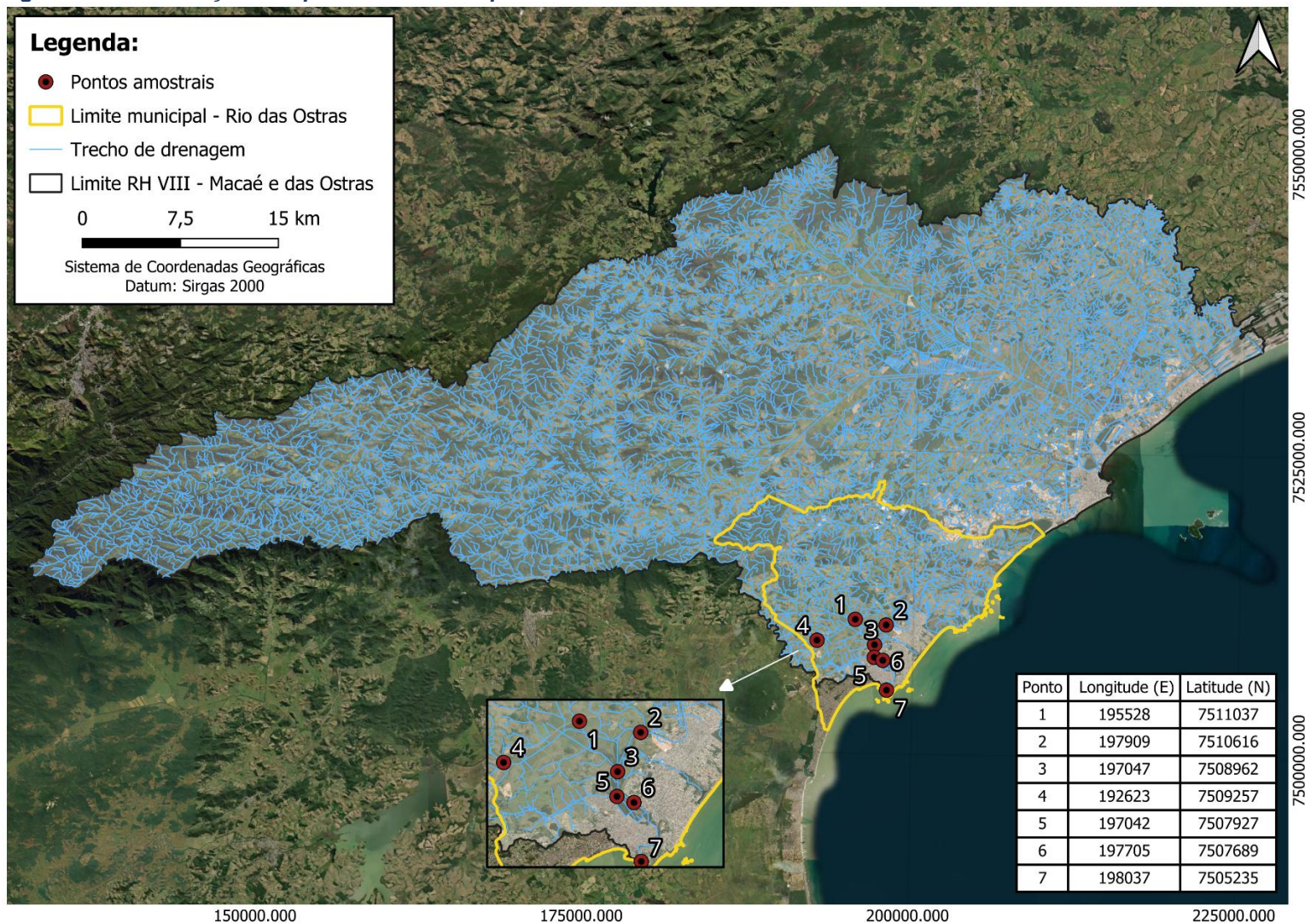
Foram coletadas amostras de água superficial em 7 (sete) pontos distintos na bacia hidrográfica do rio das Ostras conforme Quadro 5-1 e Figura 5-1, como apresentado no Termo de Referência. Cabe destacar que os parâmetros salinidade e condutividade foram avaliados na superfície e no fundo da coluna d'água.

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.

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

Pontos Amostrais	Referência	Coordenadas (UTM) Zona 24S		Largura (m)	Profundidade em dez./25 (m)
		E	S		
E1	Afluente do rio Iriry	195528.00	7511037.00	8	0,49
E2	Rio Jundiá, logo a montante de deságue no rio das Ostras	197909.00	7510616.00	5	1,99
E3	Rio das Ostras, logo a jusante do encontro dos rios Iriry e Jundiá	197047.00	7508962.00	20	2,00
E4	Rio Iriry, na intersecção com a rodovia Eng° Luiz Gonzaga Quirino Tannus	192623.00	7509257.00	12	1,07
E5	Canal das Corujas, logo a montante de seu deságue no rio das Ostras	197042.00	7507927.00	30	0,69
E6	Rio das Ostras, logo a jusante da foz do canal das Corujas	197705.00	7507689.00	25	1,50
E7	Rio das Ostras, a montante da sua foz, após a área urbana	198037.24	7505235.34	30	0,44

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

A campanha foi realizada no dia 05/12/2025, 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 nº357/2005, 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 nas Resoluções CONAMA n° 357/2005, de acordo com a classe 2 para águas doces e classe 1 para águas salobras e salinas (CONAMA, 2005). Devido a 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), tendo como referência a estação de Macaé (A608), e pelo *Weather Underground*, com base na estação de Rio das Ostras (IRIODA12). Essa estação de Rio das Ostras foi escolhida por apresentar dados sobre a maioria dos dias de interesse, considerando os 15 dias que antecederam a coleta, incluindo o dia de amostragem. No entanto, não havia dados sobre os dias 22/11/2025, 24/11/2025, 28/11/2025 e 03/12/2025. 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)

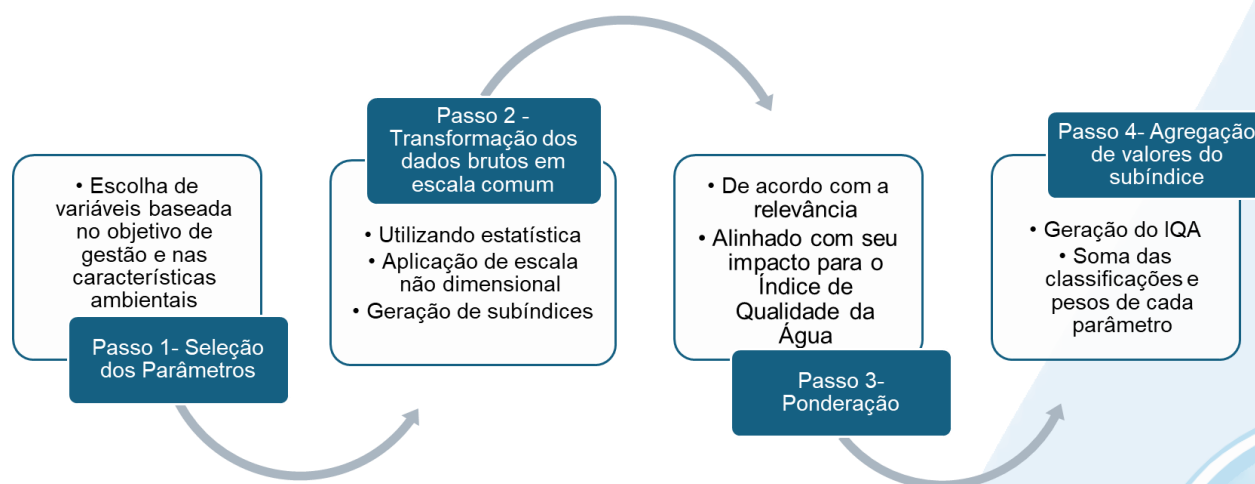
A gestão da qualidade hídrica necessita de análises de vários dados de qualidade da água que muitas vezes podem ser complexos de avaliar e sintetizar (UDDIN; NASH; OLBERT, 2021). Nesse sentido, uma série de ferramentas foram elaboradas como forma de avaliar de forma holística os dados de qualidade da 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 (q_i), pontuada de zero a 100.

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

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

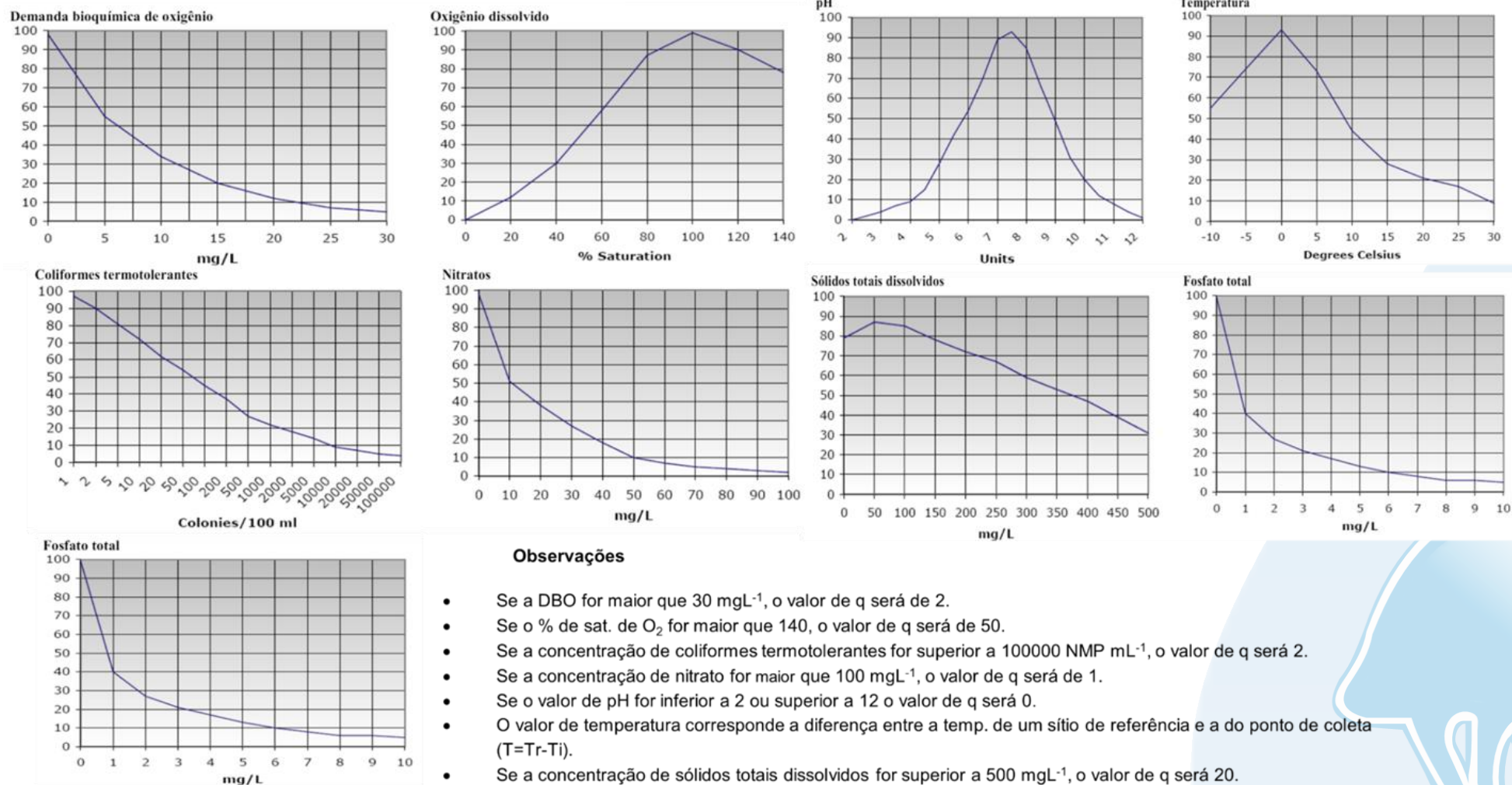
Sendo:

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

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

w_i = 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	$100 \geq \text{IQA} \geq 90$	Águas apropriadas para tratamento convencional visando o abastecimento público.
Boa	$90 > \text{IQA} \geq 70$	
Média	$70 > \text{IQA} \geq 50$	
Ruim	$50 > \text{IQA} \geq 25$	Águas impróprias para tratamento convencional visando o abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados.
Muito Ruim	$25 > \text{IQA} \geq 0$	

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).

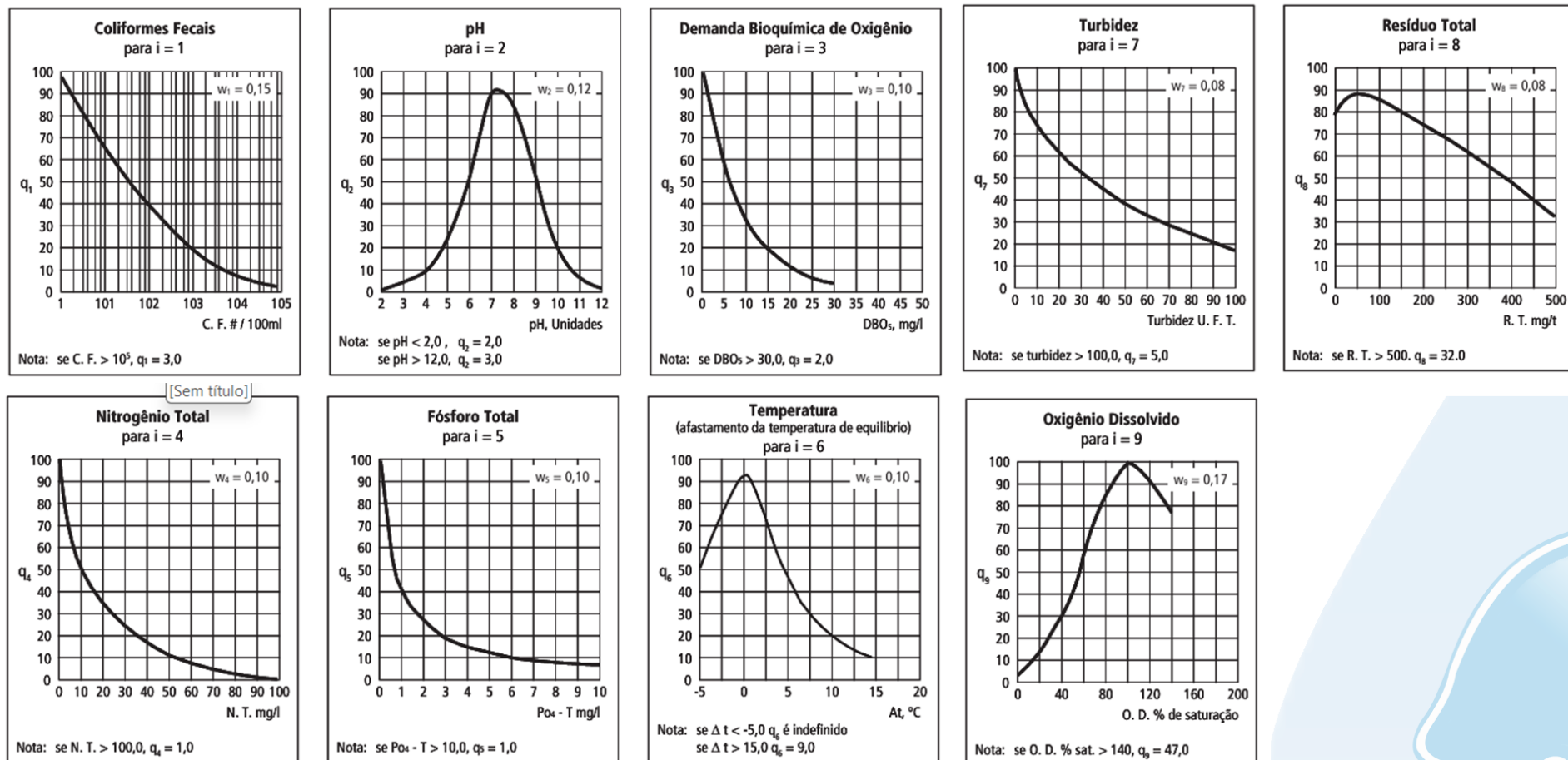
Os parâmetros previamente mencionados do IQA_{CETESB} e seus respectivos pesos estão apresentados no Quadro 5-6 e a Figura 5-5 apresenta a curva de variação de qualidade da água de cada parâmetro. Ressalta-se que a fórmula utilizada para o cálculo do IQA_{CETESB} é a mesma do IQA_{NSF}, a distinção ocorre 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	$79 < \text{IQA} \leq 100$	Águas apropriadas para tratamento convencional visando o abastecimento público.
Boa	$51 < \text{IQA} \leq 79$	
Regular	$36 < \text{IQA} \leq 51$	
Ruim	$19 < \text{IQA} \leq 36$	Águas impróprias para tratamento convencional visando o abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados.
Péssima	$\text{IQA} \leq 19$	

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).

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 Esfereicidade de Bartlett (OLINTO, 2007). Para conferir a adequação da PCA, é 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 analisados no software Jamovi versão 2.3.21 e a PCA, no *Paleontological Statistics* (PAST) na versão 4.03.

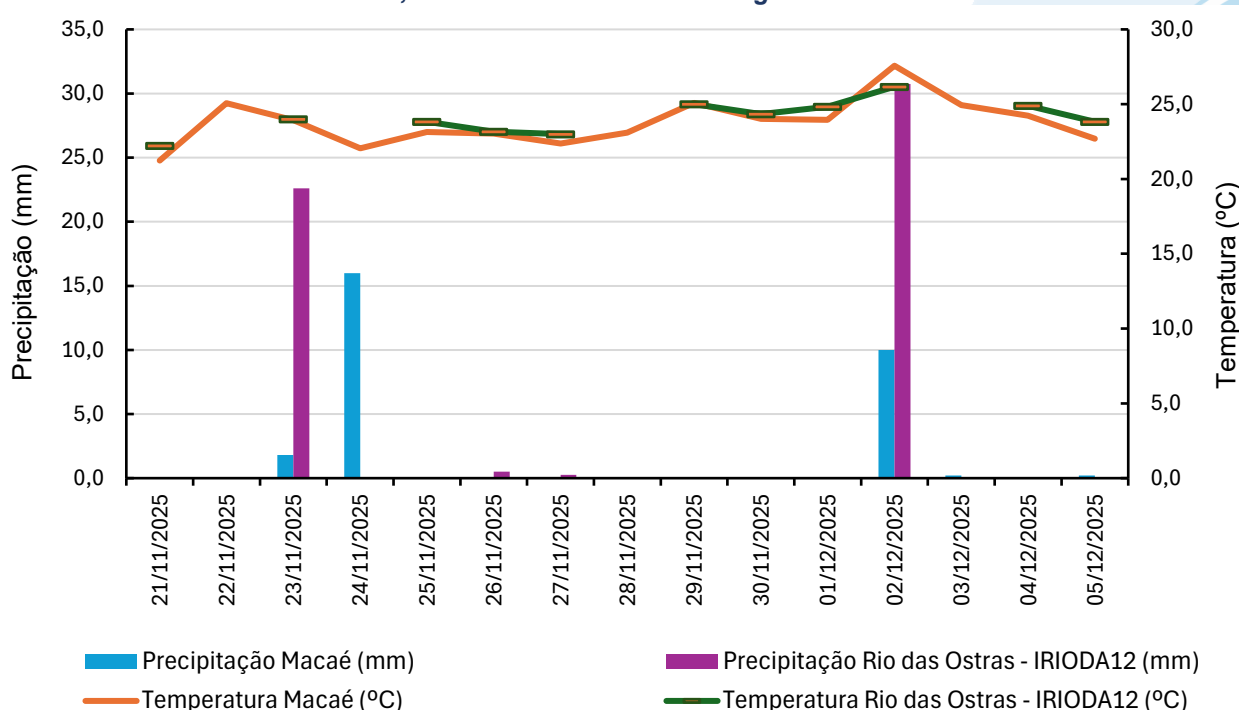
6 Resultados e discussão

6.1 Análise físico-química e biológica

6.1.1 Precipitação

Nos 15 dias que antecederam a coleta, incluindo o dia de amostragem, a temperatura média registrou 23,7°C na estação de Macaé (A608) e 24,1°C (IRIODA12) na estação de Rio das Ostras. Neste mesmo período, a precipitação acumulada foi de 28,2 mm em Macaé e 54,1 mm (IRIODA12) em Rio das Ostras, indicando valores de chuva forte (25,0 a 50,0 mm) e chuva extrema (50,0 mm), respectivamente, de acordo com a literatura que descreve a classificação pluviométrica do INMET (SILVA; FRANCA, 2021). Salienta-se que não havia dados dos dias 22/11/2025, 24/11/2025, 28/11/2025 e 03/12/2025 na estação IRIODA12.

Figura 6-1 Precipitação acumulada e temperatura média nos 15 dias anteriores à campanha realizada em dezembro de 2025, incluindo o dia de amostragem.



Os resultados analíticos obtidos para a campanha de dezembro de 2025 e 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 dezembro de 2025 e limites estipulados pela Resolução CONAMA nº357/2005.

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	05/12/2025	Sup	0,10	201	75	53,2	26,10	6,44	25,23	1,12	11	< 0,01	<0,06	0,6	0,17	23,0
		Fun	0,11	206	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E2		Sup	0,49	919	470	459,5	21,30	5,98	25,58	0,87	14	< 0,01	<0,06	5,2	0,20	>1600,0
		Fun	0,49	919	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E3		Sup	7,96	13830	6890	6790,0	28,30	7,30	26,20	3,66	13	0,34	0,10	2,1	0,28	1600,0
		Fun	9,20	15770	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E4		Sup	0,23	434	250	217,0	25,90	6,54	25,37	3,21	7	< 0,01	<0,06	0,5	0,07	240,0
		Fun	0,25	437	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E5		Sup	3,05	5196	3700	3637,2	34,60	6,27	27,18	1,98	30	0,55	0,68	6,7	0,31	1600,0
		Fun	3,05	5196	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E6		Sup	14,70	24130	16900	16891,0	11,20	7,98	26,60	4,73	14	0,27	0,20	2,2	0,46	1600,0
		Fun	15,88	26160	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E7		Sup	30,10	51200	41144	35840,0	7,70	8,51	26,81	5,31	6	< 0,01	<0,06	0,5	<0,05	130,0
		Fun	30,10	51200	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CONAMA 357/05	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*
	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	

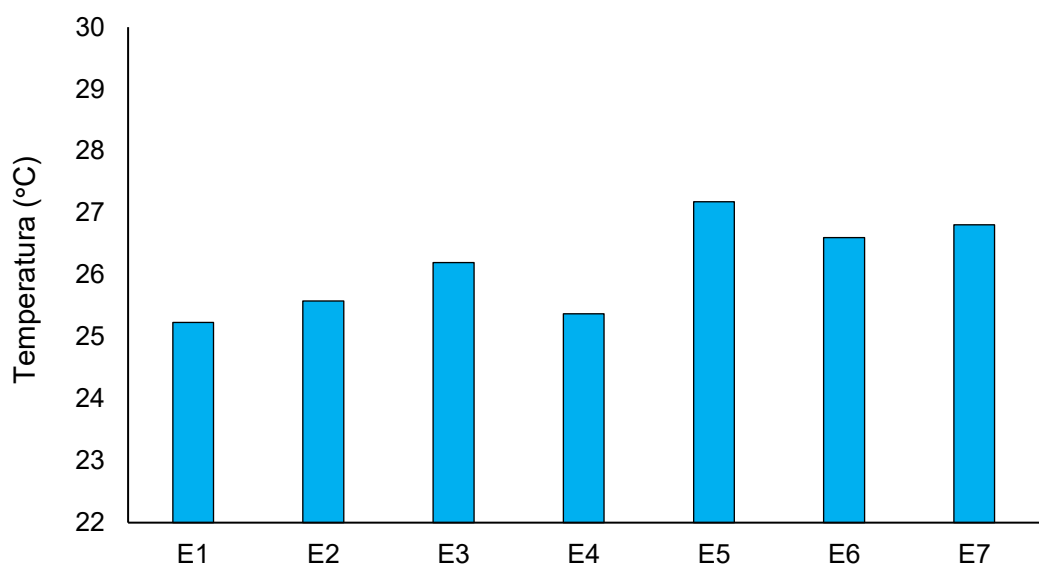
N.D – não detectado.

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).

Os valores de temperatura da água apresentaram variação entre 25,23°C (E1 – afluente do rio Iriry) e 27,18°C (E5 – canal das Corujas) (Figura 6-2).

Figura 6-2. Resultados de temperatura da campanha realizada em dezembro 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 $\leq 0,5\text{‰}$), salobra (salinidade entre 0,5 e 30‰) e salina (salinidade $\geq 30\text{‰}$), e como consequência, nos limites dos diferentes parâmetros monitorados e 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).

A salinidade, na presente campanha, variou entre 0,10‰ e 0,11‰ nas águas do afluente do rio Iriry (E1 - superfície e fundo, respectivamente) e 30,10‰ na amostra da foz do rio das Ostras (E7 – superfície e fundo). 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). Não houve grande distinção entre as salinidades registradas na superfície e no fundo.

As águas analisadas nas estações do rio Iriry, seu afluente (E4 e E1) e do rio Jundiá (E2) foram classificadas como doces (salinidade $\leq 0,5\text{‰}$), sendo seus resultados equiparados aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces Classe 2. As águas amostradas em 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 $\geq 30\text{‰}$). Diante disso, os resultados das estações E3, E5 e E6 foram comparados com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Salobras Classe 1, e os da estação E7, com os limites para Águas Salinas Classe 1.

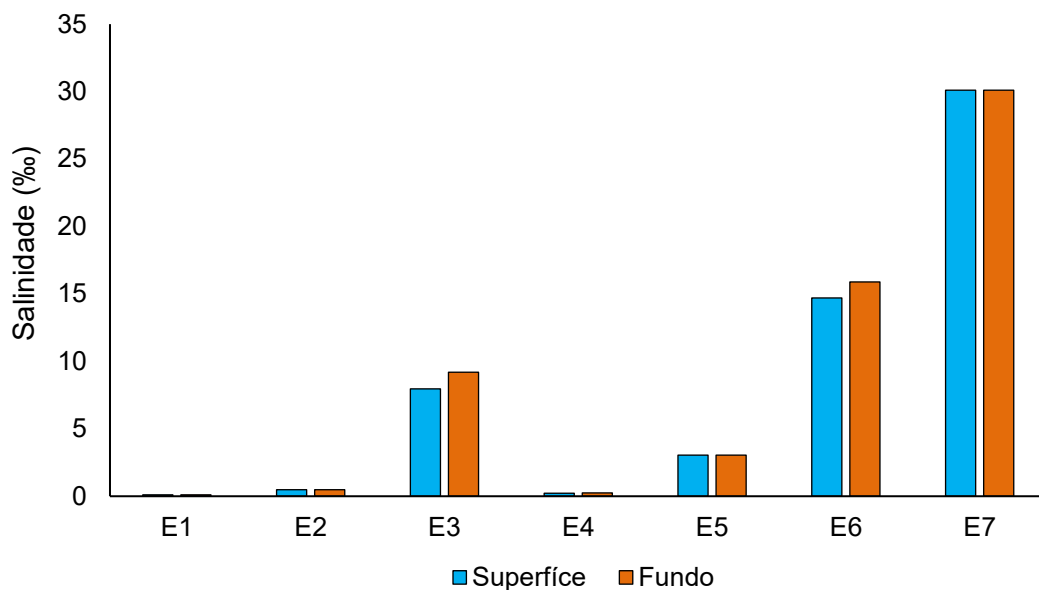
As classificações supracitadas, as quais categorizam quatro das sete amostras, como salobras (E3, E5 e E6) ou salinas (E7), evidenciam a forte contribuição marinha na região. No entanto, ao comparar os resultados atuais com os das duas campanhas anteriores, nota-se redução nos valores de salinidade. Além disso, as águas do rio Jundiá

(E2) deixaram de apresentar características salobras (ago. e out.), sendo classificadas atualmente como doces, mas com resultado limítrofe (0,49‰), já que águas com salinidade acima de 0,5‰ são consideradas salobras. Essa diferença entre as campanhas pode estar relacionada à precipitação. Baixa pluviosidade acumulada, como a observada na campanha de agosto (0,5 mm – IRIODA12), contribui para uma maior influência da cunha salina, enquanto um maior acúmulo pluviométrico, como os registrados em outubro e dezembro (31,0 mm e 54,1 mm – IRIODA12), implicaria em um maior volume de águas doces e, consequentemente, uma maior diluição do efeito da intrusão salina. Os resultados de salinidade dessas três amostragens (agosto, outubro e dezembro de 2025) estão dispostos no Quadro 6-1, enquanto na Tabela 6-1 e na Figura 6-3 são apresentados somente os resultados atuais.

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

Pontos amostrais			E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
Salinidade (‰)	Ago.	Sup.	0,08	1,96	10,37	0,10	6,32	19,15	30,70
		Fun.	0,05	1,91	10,42	0,10	6,62	19,29	30,65
	Out.	Sup.	0,19	0,99	23,20	0,12	8,35	26,26	26,30
		Fun.	0,19	1,01	23,41	0,12	8,37	26,74	26,30
	Dez.	Sup.	0,10	0,49	7,96	0,23	3,05	14,70	30,10
		Fun.	0,11	0,49	9,20	0,25	3,05	15,88	30,10
Classificação	Ago.		doce	salobra	salobra	doce	salobra	salobra	salina
	Out.		doce	salobra	salobra	doce	salobra	salobra	salobra
	Dez.		doce	doce	salobra	doce	salobra	salobra	salina

Figura 6-3. Resultados de salinidade na superfície e no fundo da campanha realizada em dezembro de 2025.

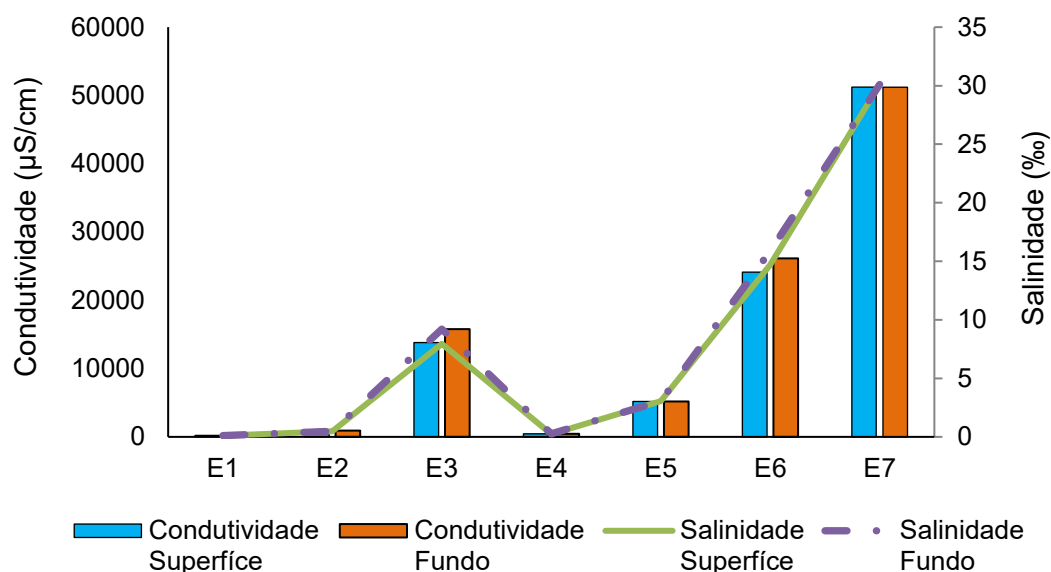


6.1.4 Condutividade

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).

Os resultados de condutividade apresentaram variação espacial seguindo o mesmo padrão observado para salinidade (Figura 6-3). A variação registrada foi de 201 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 206 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nas águas do afluente do rio Iriry (E1 - superfície e fundo, respectivamente) a 51.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na foz do rio das Ostras (E7 - superfície e fundo). Não foi observada diferença expressiva entre superfície e fundo. A semelhança entre os resultados de condutividade e salinidade confirma a relação entre essas duas variáveis, já que a condutividade é um indicativo da quantidade de sais presentes na coluna d'água (CETESB, 2018). Além disso, os altos resultados de 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. Os resultados de condutividade e salinidade estão dispostos na Figura 6-4.

Figura 6-4. Resultados de condutividade e salinidade na superfície e no fundo da campanha realizada em dezembro de 2025.

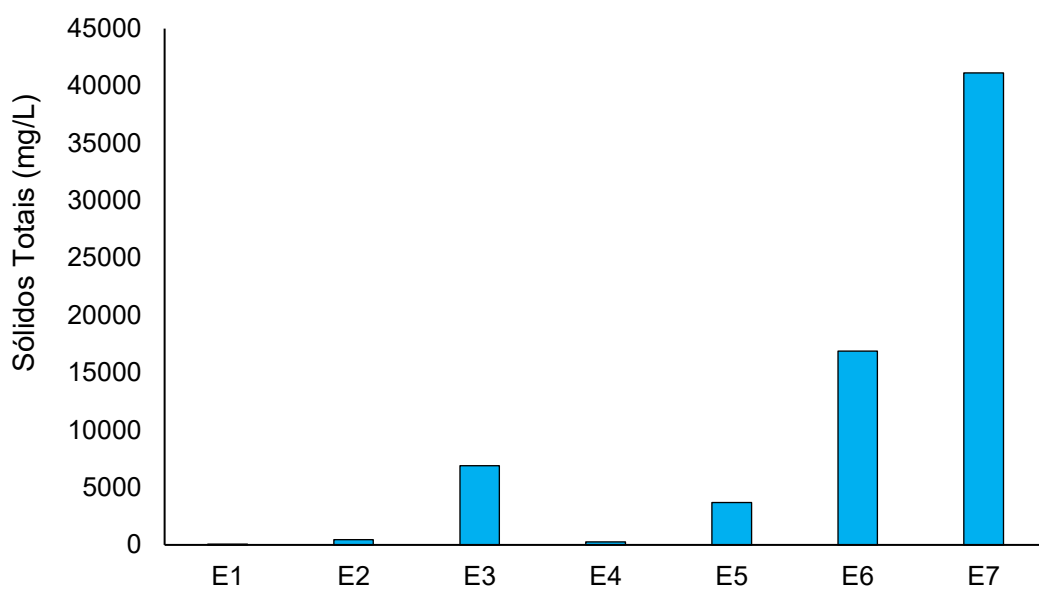


6.1.5 Sólidos totais

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 padrão similar aos de condutividade (Figura 6-4) e salinidade (Figura 6-3). A variação registrada foi de 75 mg/L nas águas do afluente do rio Iriry (E1) a 41.144 mg/L na foz do rio das Ostras (E7) (Figura 6-5). Para esse parâmetro não há valores de referência descritos na Resolução CONAMA nº 357/05.

Figura 6-5. Resultados de sólidos totais da campanha realizada em dezembro de 2025.



6.1.6 Sólidos dissolvidos totais

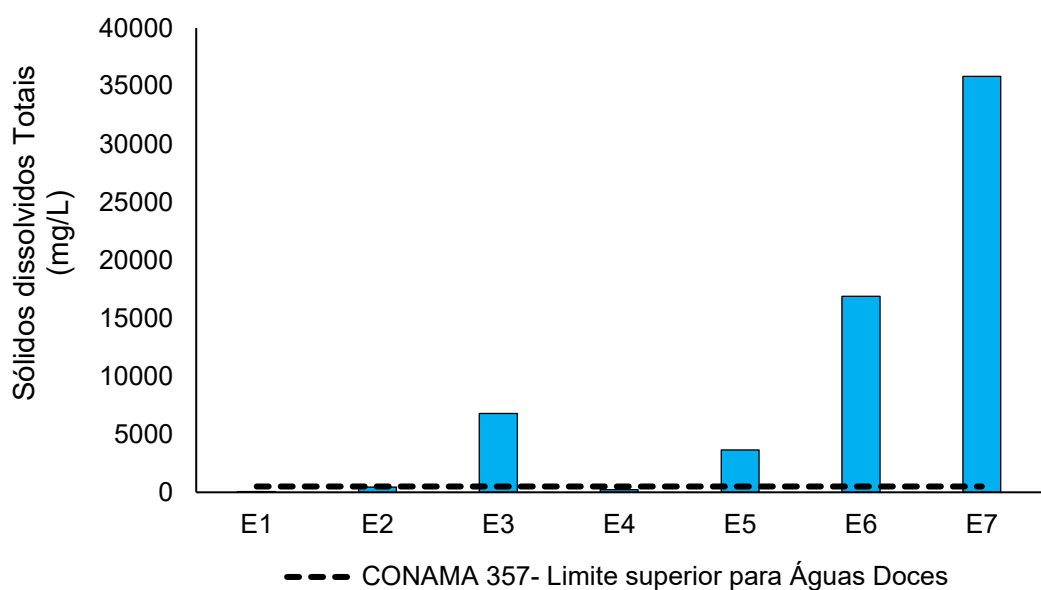
Os sólidos presentes na água são os resíduos que permanecem após diferentes processos, como evaporação, secagem ou calcinação em temperatura e tempo determinados. Segundo a literatura, as principais fontes de sólidos dissolvidos em corpos d'água estão associados ao lançamento de esgoto sem tratamento 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. O menor valor foi registrado nas águas do ponto E1 (53,2 mg/L), situado no afluente do rio Iriry, e o maior na amostra de E7 (35.840,0 mg/L), localizada na foz do rio das Ostras (Figura 6-6). As amostras do rio Iriry (E4 – 217,0 mg/L), do seu afluente (E1 – 53,2 mg/L) e do rio Jundiá (E2 – 459,5 mg/L) estiveram em conformidade com o limite preconizado na Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces Classe 2 (500 mg/L). Não há limite de sólidos dissolvidos totais para águas salobras e salinas na Resolução de referência, inviabilizando a comparação das demais amostras.

Embora não seja possível comparar os resultados das amostras com características salobras e salinas com os limites estabelecidos na 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.

Figura 6-6. Resultados de sólidos dissolvidos totais da campanha realizada em dezembro de 2025.



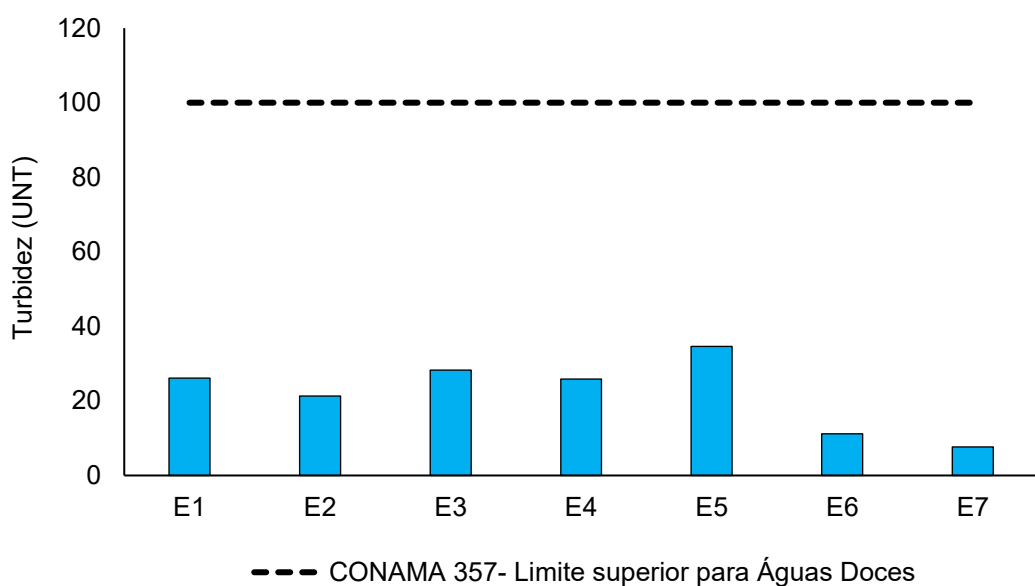
6.1.7 Turbidez

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).

As águas analisadas na foz do rio das Ostras (E7) apresentaram o menor resultado de turbidez, com 7,7 UNT, enquanto as águas do canal das Corujas (E5), o maior, com

34,6 UNT (Figura 6-7). Portanto, as três amostras classificadas como águas doces, rio Iriry (E4), seu afluente (E1) e rio Jundiá (E2), estiveram em conformidade com o limite de 100 UNT preconizado na Resolução CONAMA nº357/2005 para Águas Doces Classe 2. Ressalta-se que para Águas Salobras e Salinas Classe 1 não há valores de referência descritos na normativa supracitada. Cabe destacar que a turbidez diminuiu em todos os pontos amostrais em comparação à campanha de out./2025, na qual os resultados variaram entre 18,3 UNT na foz do rio das Ostras (E7) e 89,3 UNT no rio das Ostras (E6) (Quadro 6-2), com destaque para as estações E2 (rio Jundiá), E3 e E6 (ambos situados no rio das Ostras). Apesar do acúmulo pluviométrico ter sido maior no mês de dezembro, em outubro houve precipitação no dia anterior e no próprio dia de amostragem, o que pode ter contribuído para o aumento da turbidez, devido ao processo de ressuspensão (CBH Macaé Ostras, 2025b).

Figura 6-7. Resultados de turbidez da campanha realizada em dezembro de 2025.



Quadro 6-2. Variação dos resultados de turbidez nas campanhas de outubro e dezembro de 2025.

Pontos amostrais		E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
Turbidez (UNT)	Outubro	33,4	48,6	53,5	34,0	43,9	89,3	18,3
	Dezembro	26,1	21,3	28,3	25,9	34,6	11,2	7,7

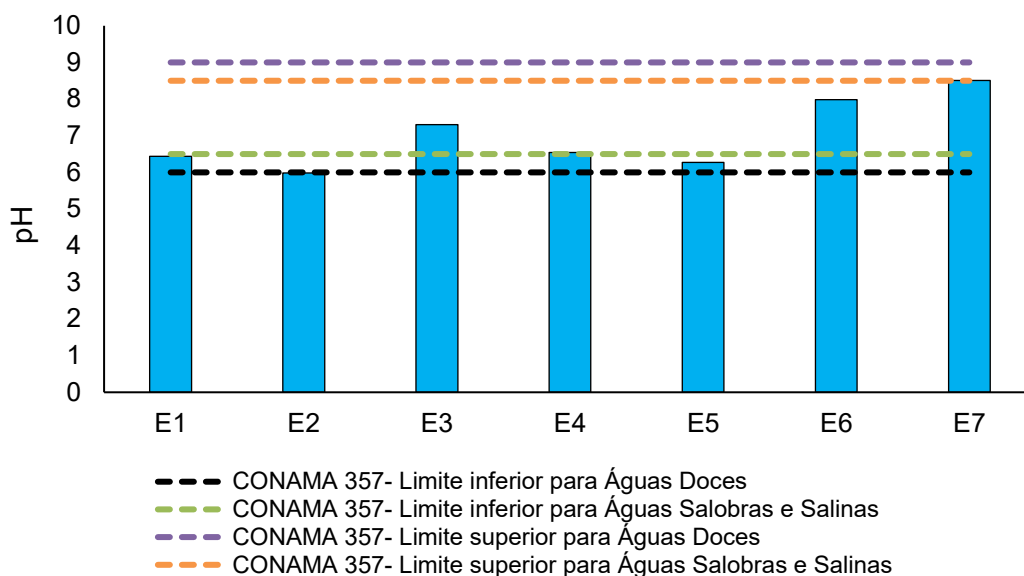
6.1.8 pH

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, desde a composição geológica da bacia, descarga de efluentes industriais e de mineração, composição do lixiviado, até a presença de atividade agropecuária (VON-SPERLING, 2017).

Para esse parâmetro, foi observada variação entre 5,98 (E2), nas águas analisadas no rio Jundiá, e 8,51 (E7), na foz do rio das Ostras. Em relação a comparação com a norma, apenas as amostras do rio Jundiá (E2), do canal das corujas (E5) e da foz rio das Ostras (E7) apresentaram inconformidade com os limites estabelecidos na Resolução CONAMA nº357/2005 para Águas Doces Classe 2 (E2) (pH entre 6 e 9) e Águas Salobras (E5) e Salinas Classe 1 (E7) (pH entre 6,5 e 8,5) (Figura 6-8).

Diante disso, nota-se que o pH da maioria das amostras diminuiu em relação à campanha de out./2025 (Quadro 6-3). 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), como foi observado em outubro de 2025. Nesse período, o rio Jundiá (E2) exibiu características salobras e pH de 6,76, e na campanha atual suas águas foram classificadas como doces, com pH de 5,98.

Figura 6-8. Resultados de pH da campanha realizada em dezembro de 2025.



Quadro 6-3. Variação dos resultados de pH nas campanhas de outubro e dezembro de 2025.

Pontos amostrais		E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
pH	Outubro	6,56	6,76	7,44	6,39	8,06	7,34	8,10
	Dezembro	6,44	5,98	7,30	6,54	6,27	7,98	8,51

6.1.9 Oxigênio dissolvido (OD)

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).

Os resultados de OD variaram de 0,87 mg/L, nas águas analisadas no rio Jundiá (E2), a 5,31 mg/L na foz do rio das Ostras (E7). Portanto, todas as amostras apresentaram concentrações abaixo dos respectivos valores indicados pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para Águas Doces Classe 2 (≥ 5 mg/L) (E1, E2 e E4), Águas Salobras Classe 1 (≥ 5 mg/L) (E3, E5 e E6) e Águas Salinas Classe 1 (≥ 6 mg/L) (E7) (Figura 6-9).

Os resultados supracitados 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, considerando que nenhuma amostra apresentou o mínimo estabelecido pela norma para proteção das comunidades aquáticas. Dentre esses, é possível destacar ainda valores extremamente baixos, como os do rio Jundiá (E2), com 0,87 mg/L, do afluyente do rio Iriry (E1), com 1,12 mg/L e do canal das Corujas (E5), com 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 ecológico de forma generalizada (CETESB, 2023).

Em relação ao rio Jundiá (E2), um estudo realizado por Regina e colaboradores (2021) na bacia hidrográfica do rio das Ostras, que contém um ponto de coleta próximo à estação E2 do presente monitoramento ambiental, indicou que esse corpo hídrico recebe o lançamento de águas residuais sem tratamento, pois é uma área afetada por invasões e processos de favelização, com o descarte de efluentes diretamente no rio. Essas condições, somadas aos resultados de nitrogênio total e coliformes termotolerantes, os quais serão discutidos em seção específica, contribuem para o quadro de hipoxia observado nesse corpo hídrico, que apresentou a menor concentração de OD da campanha atual, com 0,87 mg/L.

Considerando o afluyente do rio Iriry (E1), a partir da Figura 6-10, nota-se a presença de uma película oleosa nesse corpo hídrico, caracterizado por baixa renovação hídrica e intensa cobertura vegetal. Esse cenário pode favorecer a permanência de contaminantes, pois a combinação desses fatores dificulta a aeração do corpo hídrico, comprometendo a troca gasosa natural entre a água e a atmosfera (VON SPERLING, 1996). Como consequência, observa-se a condição de hipoxia nas águas amostradas (1,12 mg/L), e a ausência de monitoramento de parâmetros como óleos e graxas dificulta a interpretação dos resultados nessa estação amostral.

O canal das Corujas (E5) foi a estação amostral cujo resultado de OD foi o terceiro mais crítico da campanha atual (1,98 mg/L). Destaca-se que estudos como o de Jardim (2020) indicam esse canal como um dos principais contribuintes para a poluição das águas do rio das Ostras, o que é corroborado pelos resultados de nutrientes e coliformes termotolerantes do presente monitoramento.

Salienta-se que a questão da baixa oxigenação das águas amostradas é histórica, uma vez que dados desse mesmo projeto de janeiro e março de 2023 já exibiam

concentrações de OD baixíssimas nas estações analisadas. Em janeiro de 2023, os resultados de OD variaram entre menor que o limite de quantificação do método analítico ($<0,1$ mg/L) no rio Iriry (E4) e 3,87 mg/L no rio das Ostras (E3). Já em março de 2023 a variação observada foi de 1,4 mg/L na estação E1 a 6,0 mg/L em E7 (CBH MACAÉ OSTRAS, 2023b) ([Quadro 6-4](#)).

Considerando que as coletas são realizadas em maré de sizígia, os resultados atuais mais altos de OD em E7 (5,31 mg/L), quando comparados aos demais pontos amostrais, provavelmente são decorrentes da localização deste ponto em uma área de entrada estuarina. Essa região possui uma 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, 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 da campanha realizada em dezembro de 2025.

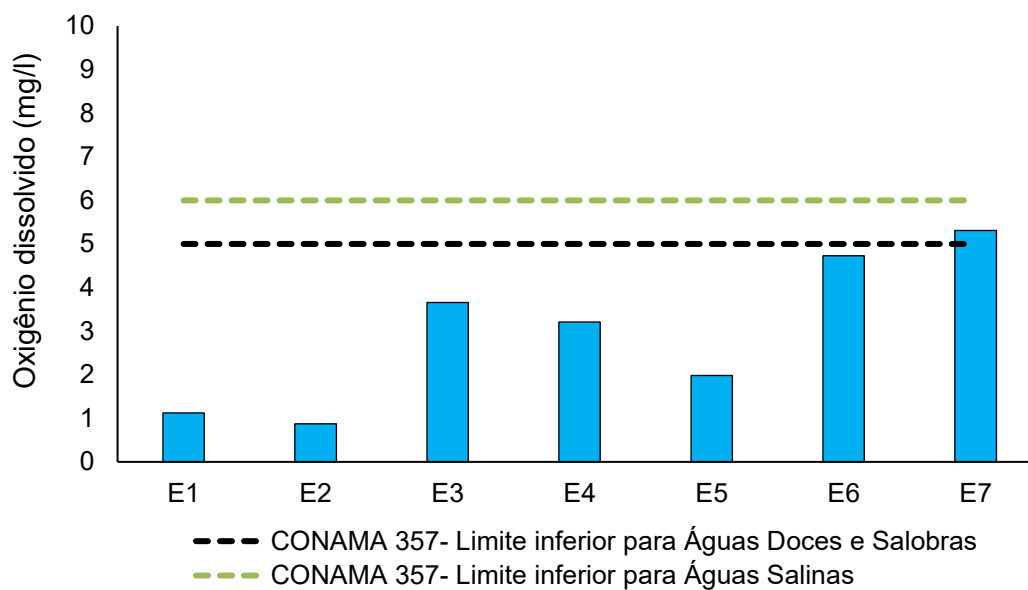


Figura 6-10. Afluente do rio Iriry (E1).



Quadro 6-4. Variação dos resultados de OD nas campanhas de janeiro e março de 2023 e dezembro de 2025.

Pontos amostrais		E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Janeiro/23	0,28	1,10	3,87	<0,1	0,89	3,32	3,25
	Março/23	1,40	3,10	3,75	3,73	4,21	4,03	6,00
	Dezembro/25	1,12	0,87	3,66	3,21	1,98	4,73	5,31

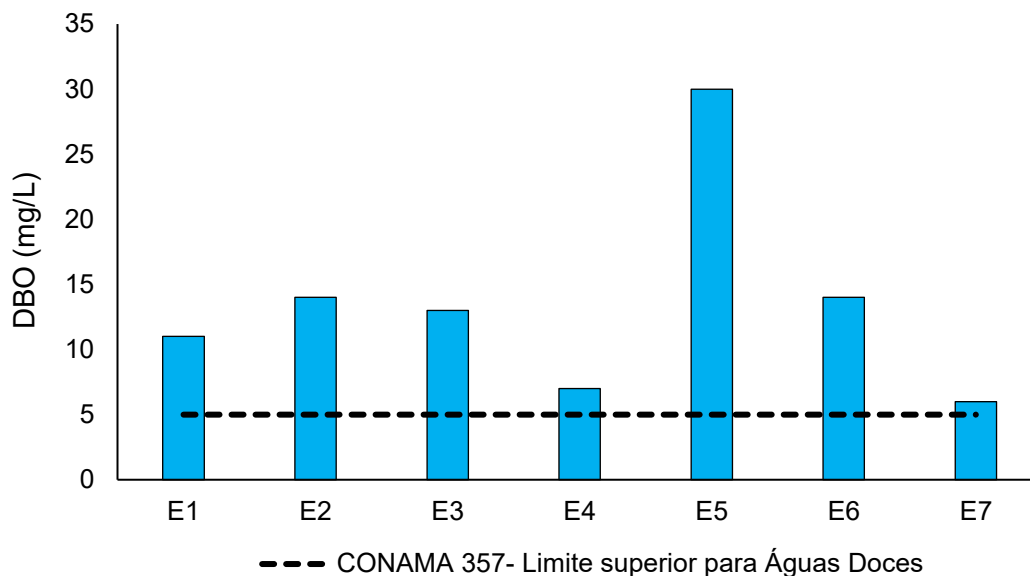
6.1.10 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

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, os resultados estiveram entre 6 mg/L, na amostra da foz do rio das Ostras (E7) e 30 mg/L, nas águas do canal das Corujas (E5). Os resultados encontrados reforçam que mais uma vez, assim como nas duas campanhas anteriores (ago. e out./25), o maior resultado de DBO (30 mg/L) foi registrado no canal das Corujas, que apresentou um dos menores resultados de OD (1,98 mg/L).

Como a Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece limites de DBO para Águas Salobras Classe 1 e Salinas Classe 1, não foi possível comparar os resultados da maioria das estações amostrais. As amostras do rio Iriry (E4 – 7 mg/L), seu afluente (E1 – 11 mg/L) e do rio Jundiá (E2 – 14 mg/L), classificadas como doces, apresentaram resultados acima do limite estipulado para Águas Doces Classe 2 (5 mg/L). Ainda que a comparação com a normativa tenha sido inviabilizada para a maioria das amostras, destaca-se o valor elevado da DBO no canal das Corujas (E5) (Figura 6-11).

Figura 6-11. Resultados de DBO da campanha realizada em dezembro 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).

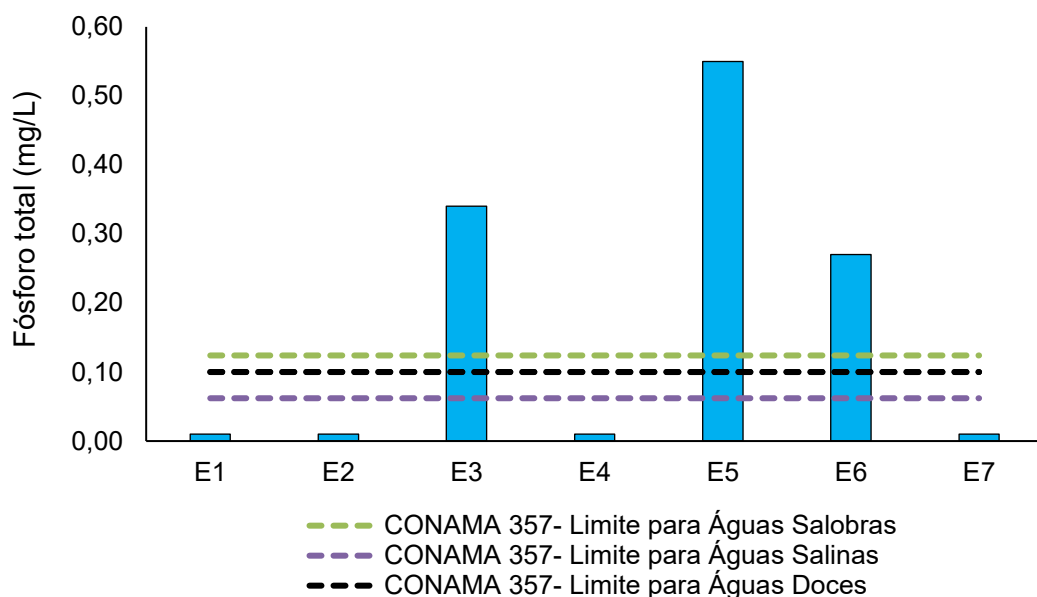
Quanto ao fósforo total, os resultados foram de <0,01 mg/L, nas amostras dos pontos E4, E1 (rio Iriry e seu afluente), E2 (rio Jundiá) e E7 (foz do rio Ostras), a 0,55 mg/L, nas águas analisadas em E5 (canal das Corujas). A maioria das amostras esteve em conformidade com o valor estipulado na Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces Classe 2 (0,1 mg/L) (E1, E2 e E4) e Águas Salinas Classe 1 (0,062 mg/L) (E7). As exceções foram as amostras do rio das Ostras (E3 – 0,34 mg/L e E6 – 0,27 mg/L) e do canal das Corujas (E5 – 0,55 mg/L) que estiveram acima do limite de 0,124 mg/L para Águas Salobras Classe 1 (Figura 6-12).

Os resultados desse nutriente reforçam o nível de degradação hídrica das águas do canal das Corujas (E5), que apresentaram a maior concentração de fósforo total

(0,55 mg/L), contribuindo para o maior valor de DBO (30 mg/L) e baixa oxigenação (OD 1,98 mg/L) de suas águas. Esses resultados são indicativos de um aporte considerável de matéria orgânica no canal das Corujas (E5), possivelmente proveniente do lançamento de efluentes sem tratamento ou parcialmente tratados.

A partir da comparação entre os resultados da campanha atual e os da anterior (outubro/2025), nota-se um aumento da concentração desse nutriente nos pontos E3, E6 (ambos localizados no rio das Ostras) e E5 (canal das Corujas). Altas concentrações de fósforo total sugerem aporte considerável de efluentes não tratados ou parcialmente tratados nesses corpos hídricos (CETESB, 2018).

Figura 6-12. Resultados de fósforo total da campanha realizada em dezembro de 2025.



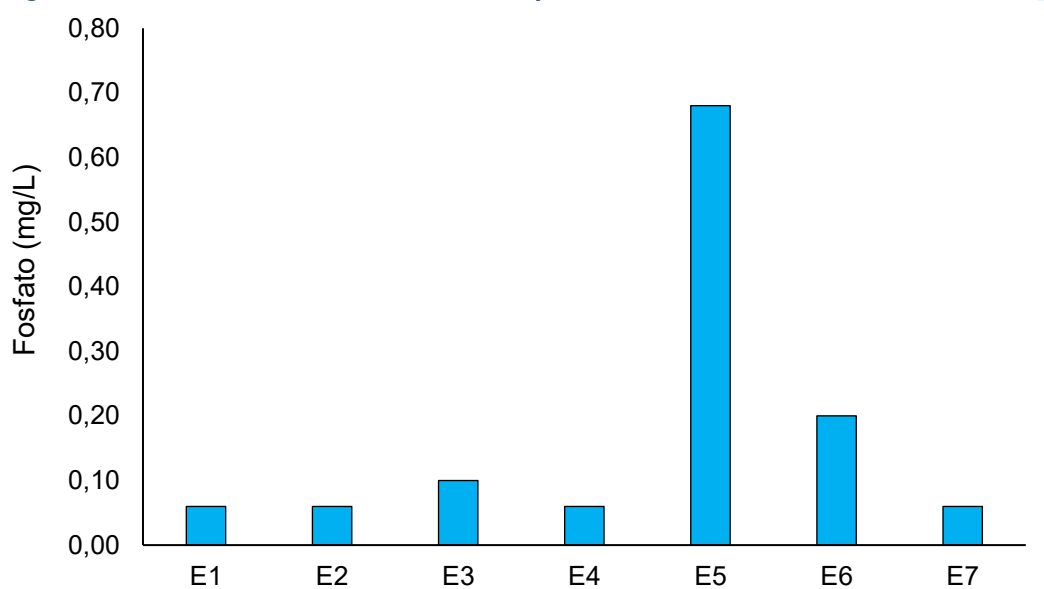
6.1.12 Fosfato

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 variaram de $<0,06$ mg/L nas amostras dos pontos E4, E1, E2 e E7 (rio Iriry e seu afluente, rio Jundiá e foz do rio das Ostras, respectivamente), a 0,68 mg/L no canal das Corujas (E5) (Figura 6-13).

Assim como o observado para fósforo total (Figura 6-12), a concentração mais alta de fosfato também foi registrada no canal das Corujas (Figura 6-13) e, de maneira geral, os resultados podem ser indicativos de contaminação das águas analisadas por efluentes sem tratamento ou parcialmente tratados. É importante mencionar que na Resolução CONAMA nº 357/2005 não há valores de referência para fosfato.

Figura 6-13. Resultados de fosfato da campanha realizada em dezembro de 2025.



6.1.13 Nitrogênio total

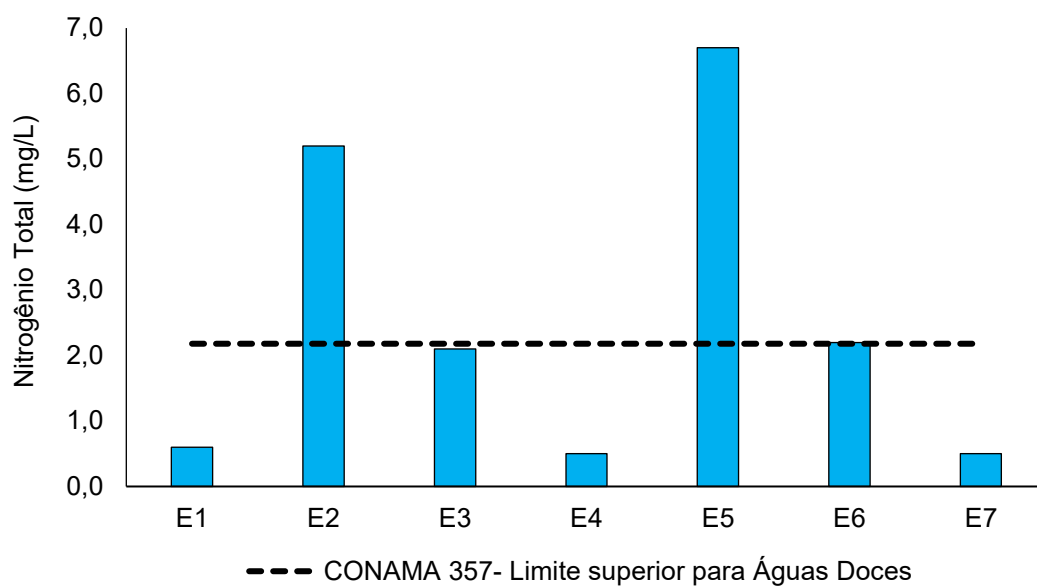
As fontes de nitrogênio para os sistemas aquáticos são diversas. No entanto, o esgoto sanitário é a principal fonte, lançando nitrogênio orgânico na água. Alguns efluentes industriais provenientes de petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, também realizam descarte de nitrogênio orgânico e amoniacal 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).

Os resultados de nitrogênio total variaram de 0,5 mg/L nas águas do rio Iriry (E4) e da foz do rio das Ostras (E7), a 6,7 mg/L no canal das Corujas (E5) (Figura 6-14). No que tange à comparação com a Resolução CONAMA nº 357/2005, as amostras do afluentes 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). Já a amostra do rio Jundiá (E2), também classificada como doce, ultrapassou consideravelmente esse limite, registrando 5,2 mg/L. As demais amostras foram categorizadas como salobras (E3, E5 e E6) e salinas (E7) e não há limites, estabelecidos na legislação de referência, para essas classificações de Classe 1.

Ao comparar os resultados atuais com os da campanha de out./2025, conforme exposto no Quadro 6-5, a maioria das amostras apresentou redução nas concentrações de nitrogênio total. Supõe-se que a diferença observada possa ter relação com o acúmulo pluviométrico nesses períodos. Apesar da chuva, através do escoamento superficial, acabar carreando contaminantes para os corpos hídricos, especialmente aqueles sem mata ciliar, ela também pode contribuir para a diluição dos efeitos da poluição. Embora a pluviosidade acumulada (nos 15 dias que antecederam as coletas, incluindo os dias de amostragem) tenha sido alta nos dois períodos, outubro registrou 31,0 mm e dezembro 54,1 mm, ambos em Rio das Ostras (IRIODA12).

Diante dos resultados, as águas do ponto E5, referente ao canal das Corujas, e E2, situado no rio Jundiá, requerem muita atenção. Apesar da amostra do canal das Corujas (E5) ter apresentado redução na concentração atual de nitrogênio total (6,7 mg/L), quando comparada à de outubro (13,6 mg/L), o resultado permaneceu alto, destoando de todos os demais (Quadro 6-5). Outra concentração muito alta foi a obtida na amostra do rio Jundiá (2), com 5,2 mg/L, resultado consideravelmente maior que o da campanha de outubro (2,4 mg/L). O elevado nível de nitrogênio total, junto às concentrações dos demais nutrientes previamente mencionados (no caso de E5), sugere a ocorrência de eutrofização em ambos os corpos hídricos. Cenários de eutrofização impulsionam o crescimento exacerbado de algas e macrófitas aquáticas (CETESB, 2018) (Figura 6-15). Um dos principais impactos desse processo é a produção de toxinas por cianobactérias, que podem causar efeitos negativos à biota e à saúde humana, além de reduzirem os níveis de oxigênio dissolvido (0,87 mg/L no rio Jundiá e 1,98 mg/L no canal das Corujas), provocando a mortalidade de organismos aquáticos (FIGUEIRÊDO et al., 2007; MORAES, 2009; COSTA et al., 2021).

Figura 6-14. Resultados de nitrogênio total da campanha realizada em dezembro de 2025.



Quadro 6-5. Variação dos resultados de nitrogênio total nas campanhas de outubro e dezembro de 2025.

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

Figura 6-15. Proliferação de macrófitas no rio Jundiá (E2) nas campanhas de outubro e dezembro de 2025.



6.1.14 Nitrato

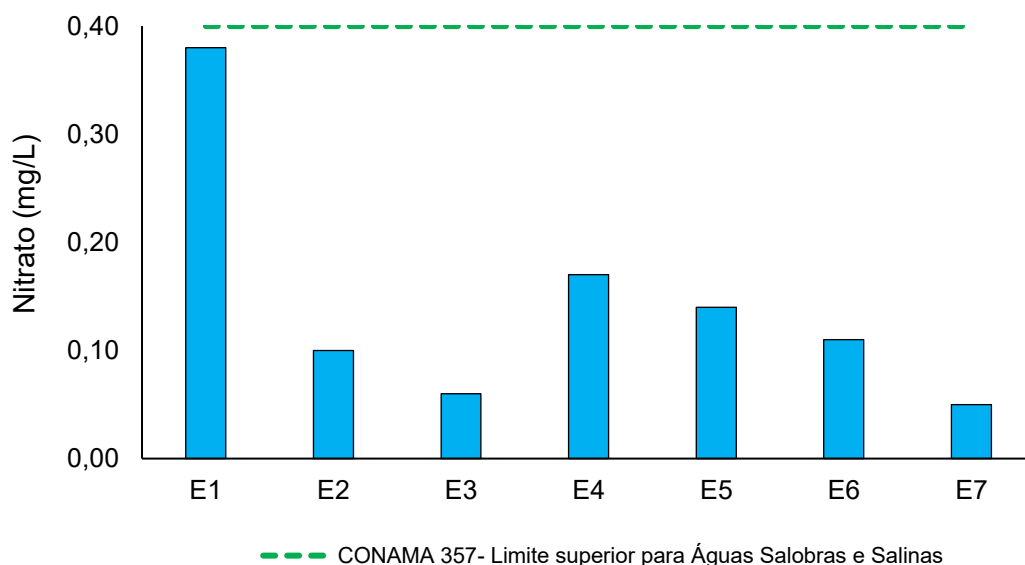
O nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato (CETESB, 2014). Nesse sentido, destaca-se que o nitrato é um íon relevante e ocorre naturalmente no ambiente, mas, atualmente, sua detecção em excesso nos diferentes compartimentos ambientais está 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 relação ao nitrato, a variação de resultados foi de $<0,05$ mg/L, nas águas analisadas em E7 (foz do rio das Ostras), a 0,46 mg/L nas águas analisadas em E6 (rio

das Ostras). Quando equiparados aos limites descritos na Resolução CONAMA nº 357/2005, nota-se que a maioria das amostras apresentou resultados abaixo dos limites de 10,0 mg/L para Águas Doces Classe 2 (E1, E2 e E4) e de 0,4 mg/L para Águas Salobras (E3 e E5) e Salinas (E7) Classe 1 (Figura 6-16). A exceção foi a amostra do ponto E6, localizado no rio das Ostras, a jusante do canal das Corujas, que registrou 0,46 mg/L, ultrapassando ligeiramente o limite de 0,4 mg/L para Águas Salobras de Classe 1. 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 6-16).

Comparando os resultados atuais com os de out./2025, nota-se que a maioria das amostras apresentou redução na concentração do nutriente, conforme exposto no Quadro 6-6.

Figura 6-16. Resultados de nitrato da campanha realizada em agosto de 2025.



Quadro 6-6. Variação dos resultados de nitrato nas campanhas de outubro e dezembro de 2025.

Pontos amostrais		E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
Nitrato (mg/L)	Outubro	0,27	0,31	0,26	0,33	0,56	0,29	0,79
	Dezembro	0,17	0,20	0,28	0,07	0,31	0,46	<0,05

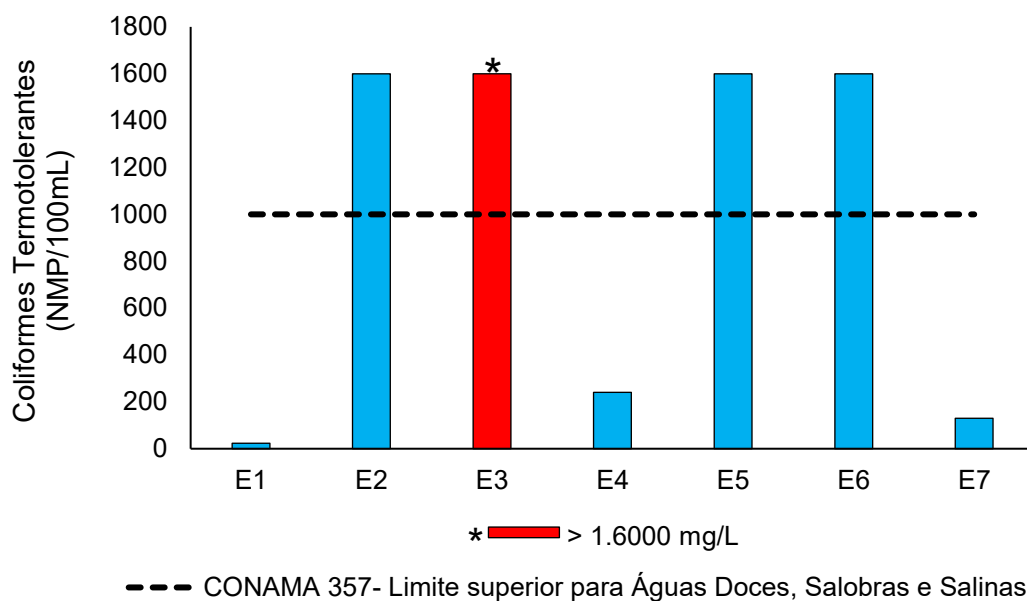
6.1.15 Coliformes termotolerantes

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, os resultados variaram de 23 NMP/100mL, nas águas analisadas no afluente do rio Iriry (E1), a >1.600,0 NMP/100mL, nas águas do rio Jundiá (E2). A partir da Figura 6-17, nota-se o nível de contaminação dos corpos hídricos monitorados, haja vista que 4 dos 7 analisados (E2, E3, E5 e E6) apresentaram resultado de coliformes termotolerantes maior que o limite de quantificação do método analítico (>1.600,0 NMP/100mL – E2) ou 1.600 NMP/100mL (E3, E5 e E6). Comparativamente aos dados de out./2025, os resultados das amostras dos pontos E2, E3, E5 e E6 permaneceram altos (>1.600 NMP/100mL ou 1.600 NMP/100mL), enquanto os resultados dos demais pontos amostrais diminuíram. Diante disso, as amostras dos pontos E1, E4 e E7 foram as únicas em conformidade com o limite de 1.000 NMP/100mL estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces de Classe 2 (E1 e E4) e Águas Salinas de Classe 1 (E7).

A diminuição de coliformes nas estações localizadas em áreas 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. De forma geral, os resultados registrados sugerem o lançamento de alta carga de efluentes sanitários não tratados ou parcialmente tratados nos diferentes corpos hídricos monitorados.

Figura 6-17. Resultados de coliformes termotolerantes da campanha realizada em dezembro 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 das campanhas de agosto, outubro e dezembro (Quadro 6-1). Essa extensa intrusão salina na Bacia do Rio das Ostras, que se estende até o rio Jundiá, já havia sido registrada no estudo de Barroso e Molisani (2019), no qual as águas desse corpo hídrico, assim como nas campanhas de agosto e outubro, também foram classificadas como salobras.

Em relação à salinidade observada em E5 (canal das Corujas) e E3 (rio das Ostras), os resultados atuais, assim como observado nas campanhas anteriores, foram maiores em E3. Sugere-se que esses resultados possam estar relacionados a localização de E5 e a vazão. Segundo Prioste (2007), o canal das Corujas era uma planície embrejada e em seu centro foi aberto um canal artificial. Portanto, tendo em vista que esse canal tem função de drenagem urbana e que no período considerado (15 dias anteriores à coleta, incluindo o dia de amostragem) o acúmulo pluviométrico foi alto, a vazão pode ter contribuído para uma menor influência salina nesse ponto. Além disso, por se tratar de outro corpo hídrico, sugere-se que a influência da bacia a montante seja maior no canal das Corujas do que a contribuição marinha.

Como esperado devido a 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 desse mesmo projeto, referentes às campanhas de setembro e novembro de 2022 e janeiro, março e maio de 2023, também apontam o incremento do pH no estuário do rio das Ostras e da maioria dos parâmetros supracitados, indicando um padrão de resultados mais elevados para essa localidade (CBH MACAÉ OSTRAS, 2023a).

Em relação à turbidez, as únicas amostras classificadas como doce, rio Iriry, seu afluente (E4 e E1) e rio Jundiá (E2), estiveram abaixo do limite de 100 UNT estabelecido pela normativa de referência para Águas Doces Classe 2. Além disso, os resultados atuais, quando comparados aos de out./2025 foram consideravelmente menores, o que pode ter relação com os resultados de sólidos totais que, em sua maioria, também diminuíram.

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 (CBH MACAÉ OSTRAS, 2023) e na campanha atual todas as amostras apresentaram resultados abaixo dos limites mínimos de 5 mg/L e 6 mg/L estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Doces Classe 2 e águas Salobras Classe 1 (5 mg/L) e para Águas Salinas Classe 1 (6 mg/L). Esse cenário evidencia o estado de degradação e o elevado aporte de matéria orgânica nos corpos hídricos monitorados. A situação mais crítica se concentrou no rio Jundiá (E2 - 0,87 mg/L), no afluente do rio Iriry (E1 - 1,12 mg/L) e no canal das Corujas (E5 - 1,98 mg/L).

Além do supracitado, o canal das Corujas (E5) registrou as concentrações mais altas de fósforo total (0,55 mg/L), fosfato (0,68 mg/L), nitrogênio total (6,7 mg/L), DBO (30 mg/L) e coliformes termotolerante igual 1.600 NMP/100mL. Esse cenário favoreceu a condição de hipoxia desse corpo hídrico.

Similarmente, o rio Jundiá (E2) apresentou resultados elevados de nitrogênio total (5,2 mg/L) e coliformes termotolerantes (>1.600 NMP/100mL), contribuindo para a baixa disponibilidade de oxigênio observada (0,87 mg/L).

É possível que os valores de DBO (11 mg/L) e OD (1,12 mg/L), observados na região do afluente do rio Iriry (E1), tenham relação com a contaminação por óleos e graxas, haja vista a película oleosa na água superficial (Figura 6-10). Conforme Berti et al. (2009), a formação de uma película oleosa atua como barreira à aeração das águas, e sua decomposição reduz a concentração de OD, resultando em aumento da DBO e da Demanda Química de Oxigênio (DQO).

Em relação ao pH, os maiores resultados foram registrados nas amostras do rio das Ostras (E3, E6 e E7), provavelmente devido à maior contribuição marinha, que tende a aumentar o pH (D'AQUINO, 2010).

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 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)	218
Graus de liberdade	78
Significância estatística (p valor)	<0,001

A PCA realizada indica que os eixos PC1 e PC2 explicam, respectivamente, 49,75% e 34,69% da variação dos dados, totalizando 84,44%.

Com base na Figura 7-1, nota-se que os pontos E3, E2 e E5, situados no rio das Ostras, rio Jundiá e no canal das Corujas, respectivamente, posicionaram-se ao longo do eixo da Componente 2, o que indica semelhança entre si. Desses pontos, destaca-se E3, cuja distribuição foi fortemente influenciada pelas altas concentrações dos nutrientes das séries fosfatada e nitrogenada, DBO, além dos altos resultados de coliformes termotolerantes.

Os coliformes termotolerantes, grupo de bactérias presentes no trato intestinal dos animais, são indicativos do aporte de esgoto sanitário, que também contribui para o aumento da concentração de nutrientes. Essa maior disponibilidade de matéria biodegradável favorece a atividade microbiana, resultando em maior consumo de OD, e consequentemente, aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

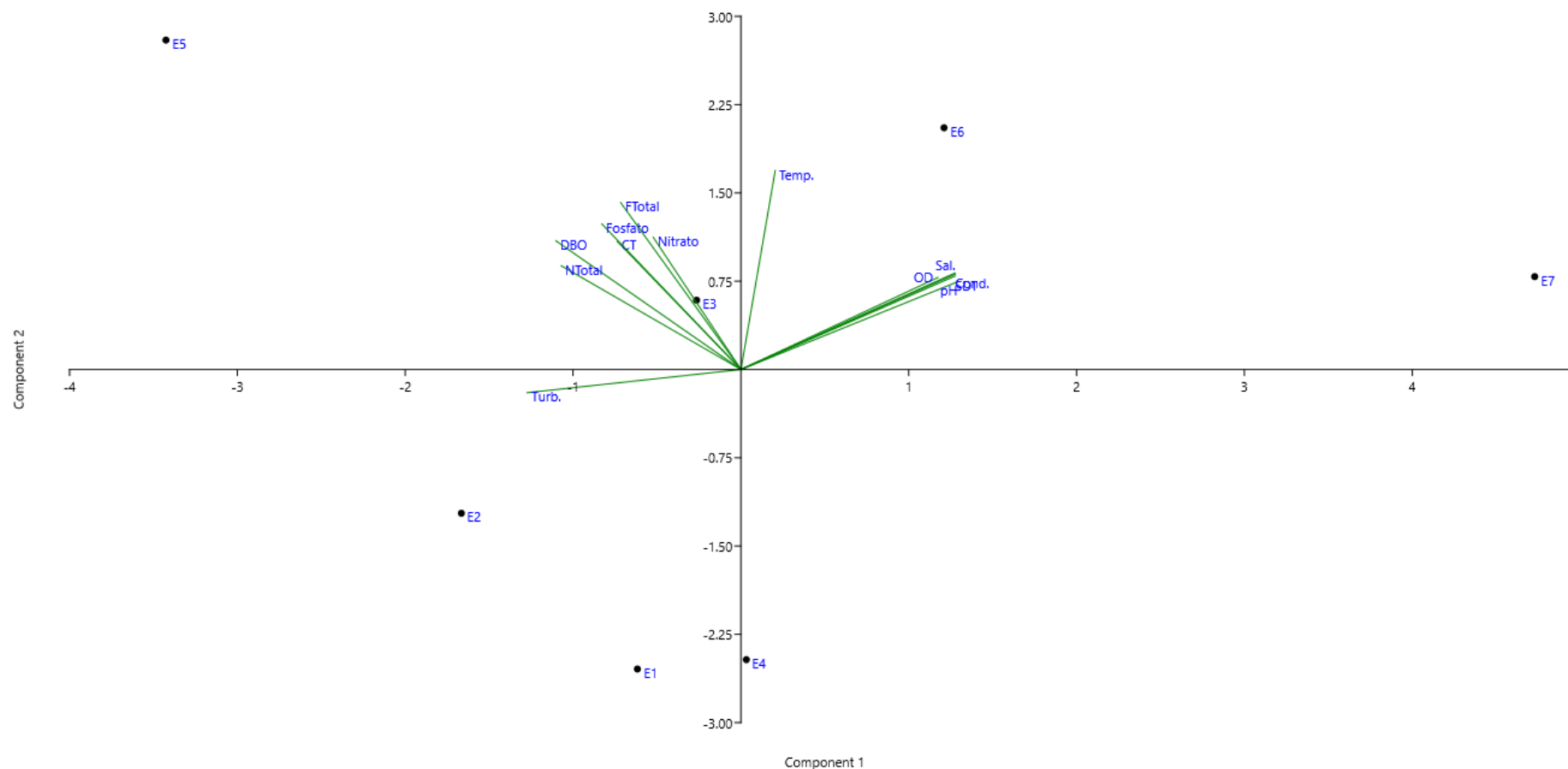
Ainda que o ponto E2, localizado no rio Jundiá, esteja no quadrante negativo da Componente 2, pode-se dizer que a distribuição desse ponto também foi influenciada

pelos altos resultados dos parâmetros acima descritos, porém, de forma secundária quando comparado ao ponto E3.

A distribuição dos pontos E2, E1 (afluente do rio Iriry) e E4 (rio Iriry) opõe-se aos vetores de OD, salinidade, sólidos dissolvidos totais (SDT), condutividade e pH, uma vez que esses parâmetros têm relação com a contribuição marinha. As águas dos pontos E2, E1 e E4, por localizarem-se mais a montante na bacia, apresentam influência salina reduzida ou inexistente, conforme as classificações obtidas na campanha atual e nas duas anteriores ([Quadro 6-1](#)). Ademais, cabe ressaltar que as amostras dos pontos E2 e E1 apresentaram as menores concentrações de OD da campanha atual, com 0,87 mg/L e 1,12 mg/L, respectivamente.

De modo inverso, os pontos E6 e E7, situados no rio das Ostras, sendo E7 localizado na foz, formaram um grupamento no quadrante positivo da Componente 1. Portanto, sugere-se que a distribuição desses pontos tenha sido influenciada pelas elevadas concentrações de OD, salinidade, SDT, condutividade e pH, evidenciando a forte contribuição marinha nesses trechos.

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



Legenda: CT – Coliformes Termotolerantes; Cond. – Condutividade; DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; Ftotal – Fósforo Total; Ntotal – Nitrogênio Total; Sal. – Salinidade; SDT – Sólidos Dissolvidos Totais; Temp. – Temperatura e Turb. – Turbidez.

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 coluna de resultado, 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 segunda coluna de resultados, 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}. Enquanto no IQA_{CETESB} apareceram 4 classificações boas, no IQA_{NSF} as classificações variaram entre ruim e média.

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 28,06 no IQA_{CETESB} e 28,18 no IQA_{NSF}, e o maior valor na foz do rio das Ostras (E7), com 65,80 no IQA_{CETESB} e 65,54 no IQA_{NSF}. Em relação às faixas de classificação, as águas do canal das Corujas foram categorizadas como ruins tanto no IQA_{CETESB} quanto no IQA_{NSF}, o que evidencia a degradação de suas águas devido ao excesso de nutrientes (Figura 6-12, Figura 6-13 e Figura 6-14), coliformes termotolerantes (Figura 6-17), a alta DBO (Figura 6-11) e a baixa disponibilidade de OD (Figura 6-9).

Já a amostra da foz do rio das Ostras (E7), apesar de ter apresentado valores praticamente iguais nos dois índices, foi classificada como boa no IQA_{CETESB} e média no IQA_{NSF}. As principais variáveis relacionadas à essas classificações foram o OD, parâmetro de maior peso nos dois índices, os coliformes termotolerantes e a DBO. A amostra do E7 apresentou o maior valor de OD da campanha atual (5,31 mg/L), o segundo menor de coliformes (130 NMP/100mL) e a menor concentração de DBO (6 mg/L), o que está provavelmente relacionado a constante ação hidrodinâmica nesse trecho, por se tratar de um ambiente estuarino. No entanto, apesar da classificação boa obtida no IQA_{CETESB}, o valor de OD registrado não alcançou o mínimo estabelecido para a proteção das comunidades aquáticas, conforme preconizado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para Águas Salinas de Classe 1 (6 mg/L), evidenciando a baixa qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio das Ostras.

Ao comparar os resultados atuais do IQA, de ambos os métodos, com os da campanha anterior, realizada em out./2025, nota-se que a maioria das classificações se mantiveram as mesmas. Quanto as diferenças de pontuação, a maior registrada foi na amostra de E6, totalizando em torno de 13 a 14 pontos. Diante disso, e conforme disposto na [Tabela 7-3](#) e na [Tabela 7-4](#), vê-se que as amostras dos pontos E3 a E7 aumentaram a pontuação em ambos os índices. Apesar disso, considerando o IQA_{CETESB}, a única amostra que apresentou mudança qualitativa (faixa de classificação) foi a do ponto E6, que foi de regular para boa. Já em relação ao IQA_{NSF}, foram observadas diferenças qualitativas em duas amostras. O canal das Corujas (E5), que em out./25 foi categorizado como muito ruim, passou a receber, em dez./25, a categorização ruim; e o rio das Ostras, no trecho a jusante da foz do canal das Corujas (E6), passou de ruim, em out./25, para médio, em dez./25.

A partir da Tabela 7 3, que dispõe sobre o IQA_{CETESB} em outubro e dezembro de 2025, nota-se que a diferença quantitativa entre as duas campanhas nas águas do rio Iriry, seu afluente e na foz do rio das Ostras (E4, E1 e E7), foi de apenas, aproximadamente, 2 pontos. As demais amostras apresentaram diferenças de ao menos 5 pontos. O rio Jundiá (E2), cujo registrou em outubro foi de 48,32 pontos, apesar de ter mantido o resultado qualitativo (regular), apresentou uma queda na qualidade hídrica, visto que a pontuação de dezembro foi de 37,83. O OD foi o principal parâmetro responsável pela diferença observada, pois sua concentração passou de 3,98 mg/L, em outubro, para 0,87 mg/L em dezembro, aproximando-se de um quadro de anoxia (ausência de oxigênio). Supõe-se que essa queda de OD tenha sido decorrente de um maior aporte de efluentes não tratados ou parcialmente tratados, já que a concentração de nitrogênio total passou de 2,4 mg/L para 5,2 mg/L na campanha atual.

Em relação ao desempenho da amostra do rio das Ostras, no trecho do ponto E3, o que se observa é a situação inversa da supracitada, ou seja, um aumento na pontuação em torno de 5 pontos ([Tabela 7-3](#)). Isso pode ter ocorrido devido a diminuição na concentração de DBO, que foi de 19 mg/L, em outubro, para 13 mg/L em dezembro. Apesar de ter tido aumento no resultado de fósforo total nessa estação (<0,01 mg/L em outubro e 0,34 mg/L em dezembro), a redução da DBO foi mais relevante, contribuindo para uma pontuação maior do que a obtida na campanha anterior.

Similarmente, no canal das Corujas (E5) também foi registrado aumento na pontuação, porém de forma mais expressiva, em torno de 13 pontos. Durante esse mês,

as concentrações de nitrogênio total (13,6 mg/L em outubro e 6,7 mg/L em dezembro) e fósforo total (1,24 mg/L em outubro e 0,55 mg/L em dezembro) diminuíram consideravelmente, contribuindo para queda da DBO (37 mg/L em outubro e 30 mg/L em dezembro) e aumento de OD (1,42 mg/L em outubro e 1,98 mg/L em dezembro). No entanto, todos os resultados supracitados permanecem críticos.

Além de E3 e E5, a amostra do ponto E6 do rio das Ostras também apresentou aumento considerável na pontuação, uma vez que em outubro foi registrado 38,51 pontos e em dezembro 51,75. Os principais parâmetros relacionados a essa melhoria foram o nitrogênio total (6,4 mg/L em outubro e 2,2 mg/L em dezembro) e a DBO (24 mg/L em outubro e 14 mg/L em dezembro). Apesar de ter sido registrado aumento na concentração de fósforo total (0,1 mg/L em outubro e 0,27 mg/L em dezembro), a redução de DBO e nitrogênio total foi mais expressiva.

A Tabela 7-4 ilustra a mesma dinâmica supracitada, porém, levando em consideração as diferenças no IQA_{NSF} de outubro e dezembro de 2025. O que diverge, além das classificações e pontuações, são os parâmetros analisados. Enquanto a Tabela 7-3 dispõe sobre o nitrogênio total e fósforo total, a Tabela 7-4 abrange o nitrato e fosfato.

Tabela 7-2. Resultados do IQA em cada estação amostral da campanha realizada no mês de dez./2025. IQA_{CETESB}: vermelho = ruim; amarelo = regular; verde = boa; IQA_{NSF}: laranja = ruim; amarelo = média; verde = boa.

Estação	Localização	IQA _{CETESB}	IQA _{NSF}
E1	Afluente do rio Iriry	53,23	52,38
E2	Rio Jundiá (a montante do deságue no rio das Ostras)	37,83	38,72
E3	Rio das Ostras (a jusante do encontro dos rios Iriry e Jundiá)	46,08	49,74
E4	Rio Iriry (na intersecção com a rodovia Engº Luiz Gonzaga Quirino Tannus)	59,26	58,46
E5	Canal das Corujas (a montante do deságue no rio das Ostras)	28,06	28,18
E6	Rio das Ostras (a jusante da foz do canal das Corujas)	51,75	53,34
E7	Rio das Ostras (a montante da sua foz, após a área urbana)	65,80	65,54
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_{CETESB} de out./25 e dez./25 com destaque para os valores dos parâmetros que provocaram as maiores diferenças de pontuação observadas.

Estação	Localização	IQA out./25		IQA dez./25	
E1	Afluentes do rio Iriry	55,34	-	53,23	-
E2	Rio Jundiá (a montante do deságue no rio das Ostras)	48,32	3,98 mg/L de OD 2,4 mg/L de nitrogênio total	37,83	0,87 mg/L de OD 5,2 mg/L de nitrogênio total
E3	Rio das Ostras (a jusante do encontro dos rios Iriry e Jundiá)	41,15	19 mg/L de DBO	46,08	13 mg/L de DBO
E4	Rio Iriry (na intersecção com a rodovia Engº Luiz Gonzaga Quirino Tannus)	57,12	-	59,26	-
E5	Canal das Corujas (a montante do deságue no rio das Ostras)	22,55	1,42 mg/L de OD 37 mg/L de DBO 13,6 mg/L de nitrogênio total 1,24 mg/L de fósforo total	28,06	1,98 mg/L de OD 30 mg/L de DBO 6,7 mg/L de nitrogênio total 0,55 mg/L de fósforo total

Estação	Localização	IQA out./25		IQA dez./25	
E6	Rio das Ostras (a jusante da foz do canal das Corujas)	38,51	24 mg/L de DBO 6,4 mg/L de nitrogênio total	51,75	14 mg/L de DBO 2,2 mg/L de nitrogênio total
E7	Rio das Ostras (a montante da sua foz, após a área urbana)	63,31	-	65,80	-
Intervalo de Valores de IQA		79 < IQA ≤ 100 51 < IQA ≤ 79 36 < IQA ≤ 51		19 < IQA ≤ 36 IQA ≤ 19	
Utilização no tratamento convencional para abastecimento		Águas apropriadas		Águas impróprias	

Pesos das variáveis supracitadas no IQA_{CETESB}: OD – 0,17; Coliformes Termotolerantes – 0,15; Nitrogênio total e Fósforo total – 0,10.

Tabela 7-4. Resultados do IQA_{NSF} de out./25 e dez./25 com destaque para os valores dos parâmetros que provocaram as maiores diferenças de pontuação observadas.

Estação	Localização	IQA out./25		IQA dez./25	
E1	Afluente do rio Iriry	54,74	-	52,38	-
E2	Rio Jundiá (a montante do deságue no rio das Ostras)	48,71	3,98 mg/L de OD	38,72	0,87 mg/L de OD
E3	Rio das Ostras (a jusante do encontro dos rios Iriry e Jundiá)	40,56	19 mg/L de DBO	49,74	13 mg/L de DBO
E4	Rio Iriry (na intersecção com a rodovia Eng° Luiz Gonzaga Quirino Tannus)	56,60	-	58,46	-
E5	Canal das Corujas (a montante do deságue no rio das Ostras)	20,61	1,42 mg/L de OD 37 mg/L de DBO 0,56 mg/L de nitrato 3,06 mg/L de fosfato	28,18	1,98 mg/L de OD 30 mg/L de DBO 0,31 mg/L de nitrato 0,68 mg/L de fosfato

Estação	Localização	IQA out./25		IQA dez./25	
E6	Rio das Ostras (a jusante da foz do canal das Corujas)	39,71	24 mg/L de DBO	53,34	14 mg/L de DBO
E7	Rio das Ostras (a montante da sua foz, após a área urbana)	62,49	-	65,54	-
Intervalo de Valores de IQA		$100 \geq \text{IQA} \geq 90$ $90 > \text{IQA} \geq 70$ $70 > \text{IQA} \geq 50$		$50 > \text{IQA} \geq 25$ $25 > \text{IQA} \geq 0$	
Utilização no tratamento convencional para abastecimento		Águas apropriadas		Águas impróprias	

Pesos das variáveis supracitadas no IQA_{CETESB}: OD – 0,17; Coliformes Termotolerantes – 0,16; Nitrato e Fosfato – 0,10.

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 do ponto de coleta RO015, descrito nos relatórios consolidados do INEA da Região Hidrográfica VIII - Macaé e das Ostras. Na campanha de dezembro 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, e janeiro, março, maio, agosto e outubro de 2025. Esse resultado indica a manutenção do padrão de melhoria na qualidade da água, considerando que nas campanhas de dezembro de 2023, fevereiro e abril de 2024, o índice havia categorizado essas águas como ruins.

Esse padrão de melhoria também é observado no boletim do IQA médio anual da RH VIII Macaé e das Ostras disponibilizado pelo INEA, uma vez que em 2023 a classificação para o ponto RO015 era ruim e em 2024 passou a ser média (INEA, 2024).

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* e contaminação por nutrientes, que refletem diretamente na qualidade das águas.

Destaca-se que as águas do canal das Corujas (E5), assim como na campanha anterior, realizada em outubro de 2025, foram as que apresentaram a pior qualidade no presente monitoramento. Nessas águas foram registradas concentrações elevadas de coliformes termotolerantes, fósforo total, fosfato, nitrogênio total, DBO e o concentração consideravelmente baixa de OD. Embora os resultados quantitativos tenham sido maiores do que os obtidos no monitoramento de out./2025, a situação de degradação desse canal permanece crítica, sugerindo 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 na categorização do IQA, que indicou águas ruins, nos dois índices (IQA_{CETESB} e 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 e que todas as amostras apresentaram inconformidade com os limites mínimos estabelecidos pela norma de referência. Esse cenário é provavelmente decorrente do elevado aporte de águas residuais sem tratamento nos sistemas, que implica em aumento da atividade microbiana, alta DBO e consequentemente, baixa concentração de OD.

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 em 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 Zanolli. 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://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>. Acesso em: 24 mai. 2023.

ALAH, 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, salinidad, 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, Grasiane 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.

BERTI, A. P. et al. Efeitos da contaminação do ambiente aquático por óleos e agrotóxicos. **SaBios: Rev. Saúde e Biol.**, v. 4, n. 1, p. 45-51, 2009. Disponível em: <https://periodicos.grupointegrado.br/revista/index.php/sabios/article/view/152/237>. Acesso em: 04 abr. 2026.

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.

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://cbhmacae.eco.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://cbhmacae.eco.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 Consolidado Final 01)**. 2023a. Disponível em: https://comitemacaeostras.org.br/wp-content/uploads/2023/09/Produto_7_Relatorio_CILSJ-RO_Oceanus_final_rev02.pdf. Acesso em: 17 set. 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 Técnico Parcial IV)**. 2023b. Disponível em: https://comitemacaeostras.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). **Bacia Hidrográfica**. Disponível em: <https://cbhmacae.eco.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://cbhmacae.eco.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 03)**. 2025a. Disponível em: https://comitemacaeostras.org.br/wp-content/uploads/2022/10/20250801121151_15JPEER60T0_Relatorio_CILSJ-RO_Oceanus_final_rev02-1.pdf. Acesso em: 17 set. 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 Técnico Parcial XVII)**. 2025b. Disponível em: <https://comitemacaeostras.org.br/wp-content/uploads/2022/10/31.pdf>. Acesso em: 04 abr. 2026.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS MACAÉ E DAS OSTRAS (CBH Macaé Ostras). **Sobre**. Disponível em: <https://comitemacaeostras.org.br/sobre/>. Acesso em: 30 abr. 2026

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/file/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.

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 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%A9dio-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.btdt.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.

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/XV_I_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 WRATIC 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.btd.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

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. **Centro Meteorológico Colégio Mosaico - IRIODA9**. Wunderground, 2025. Disponível em: <https://www.wunderground.com/dashboard/pws/IRIODA9/table/2025-01-16/2025-01-16/monthly>. Acesso em: 14 maio 2025.

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