UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE ENERGIA E AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA AMBIENTAL

IGOR RUIZ ATAKE

A QUALIDADE DA ÁGUA COSTEIRA NA BAÍA DE UBATUBA-SP: INTEGRAÇÃO ENTRE MODELAGEM NUMÉRICA E MÉTODOS ECONOMÉTRICOS PARA DIAGNÓSTICO BASEADO EM SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

SÃO PAULO

2022

IGOR RUIZ ATAKE

A QUALIDADE DA ÁGUA COSTEIRA NA BAÍA DE UBATUBA-SP: INTEGRAÇÃO ENTRE MODELAGEM NUMÉRICA E MÉTODOS ECONOMÉTRICOS PARA DIAGNÓSTICO BASEADO EM SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental do Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências.

Área de Concentração: Interdisciplinar

Orientador: Prof. Dr. Joseph Harari

Co-orientador: Prof. Dr. Paulo Antônio de Almeida Sinisgalli

Versão Corrigida
(Versão original disponível na Biblioteca do Instituto de Energia e Ambiente e na Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP)

SÃO PAULO

2022

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

FICHA CATALOGRÁFICA

Atake, Igor Ruiz.

A qualidade da água costeira na Baía de Ubatuba-SP: integração entre modelagem numérica e métodos econométricos para diagnóstico baseado em serviços ecossistêmicos. /Igor Ruiz Atake; orientador: Joseph Harari; Co-orientador: Paulo Antônio de Almeida Sinisgalli. -- São Paulo, 2022.

179 f.: il., 30 cm.

Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Programa de Pós-
Graduação em Ciência Ambiental – Instituto de Energia e Ambiente da
Universidade de São Paulo.

1. Qualidade da água - serviços. 2. Ecossistemas costeiras.3. Hidrodinâmica - modelagem. I. Título.

Nome: Igor Ruiz Atake

Título: A Qualidade da Água Costeira na Baía de Ubatuba-SP: Integração entre Modelagem Numérica e Métodos Econométricos para Diagnóstico baseado em Serviços Ecossistêmicos

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental do Instituto de Energia e Ambiente da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciência Ambiental.

Área de Concentração: Interdisciplinar

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr._____Instituição:_____
Julgamento:_____Assinatura:_____

Prof. Dr._____Instituição:_____
Julgamento:_____Assinatura:_____

Prof. Dr._____Instituição:_____
Julgamento:_____Assinatura:_____

Prof. Dr._____Instituição:_____
Julgamento:_____Assinatura:_____

À Lina Atake
Filha, Tia e Tia Avó.
Herdeira de sobrenome fictício cravado no amor e na dor
Mensageira da Paz, Afeto e Cuidado

Agradecimentos

Agradeço primeiramente aos meu pais Lucio e Rosi. Sem o apoio incondicional, cada um de seu modo, jamais seria capaz de chegar onde cheguei. Graças a vocês fui o primeiro da família a ter oportunidade de chegar numa universidade pública e hoje escrever uma dissertação de mestrado. À minha irmã Mayume por ser compreensiva e entender que de conquistas não nascem apenas de bons momentos. Obrigado pela sua parceria e paciência.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Joseph Harari, por ter aberto as portas de seu laboratório mesmo após anos depois de nosso último contato e me dar liberdade para o desenvolvimento do projeto de pesquisa conforme fui me aprofundando em leituras e exposições. Sempre muito receptivo, solicito e compreensivo, sendo fundamental. Agradeço ao meu co-orientador Prof. Dr. Paulo Sinisgalli por embarcar na ideia de um projeto tão misto e contribuir com o desenvolvimento da pesquisa e do meu desenvolvimento ao incentivar a busca por informações fora da minha zona de conforto.

Aos amigos, sinto-me honrado de poder contar com tantos núcleos e pessoas. A vivência, ombros amigos, conversas profundas, conversas de bar e até mesmo profissionais e acadêmicas, fizeram parte dessa trajetória e ajudaram a consolidar este documento. Chagas e Lays, meus amigos de longa data, saibam que sempre estiveram comigo mesmo nesse período pandêmico em que estivemos mais distantes. Turma 9 e MUQATX, os oceanógrafos que mesmo que cada um esteja em um barquinho, ainda remamos muito juntos e espero continuarmos remando muito juntos ainda. Um agradecimento em especial ao Ilinho por me ajudar imensamente na viagem de campo, com anotações tão detalhadas e com cuidado que fez os olhos deste que escreve brilharem! Aos amigos formados na Tetra Tech, que embora fosse meu primeiro ambiente profissional, também trouxe amizades para a vida. A presença de vocês foi fundamental para a decisão de percorrer esse caminho acadêmico no PROCAM e realizar um dos meus desejos de vida. As amizades que venho formando na Nestlé, obrigado por ouvirem o oceanógrafo e suas ideias diferentes do que o dia a dia no ambiente corporativo proporciona. O apoio de vocês e dicas foram fundamentais especialmente no capítulo de aprendizado de máquinas. Gostaria de citar nominalmente cada pessoa que passou em minha vida e me gera afeto e saudade até hoje, porém ficaria desapontado de esquecer alguém, então dentre os que não especifiquei, fica minha gratidão ao pessoal do colégio, aos colegas de

intercambio pelo Ciências sem Fronteiras, aos colegas de carnaval, aos companheiros de time do futsal e aos amigos avulsos da vida de USP.

Agradeço ao meu núcleo familiar que sempre esteve presente e apoiando da maneira que cada um pode contribuir, seja no presente ou para minha formação. Aos meus avós Carlos e Guaracy e avós Neusa's. Aos meus tios Rogério, Tato, Jean, Lu e Dalva. Ao meu cunhado Bruno e sua família.

Ao longo do período da pesquisa, estive em dois ambientes profissionais, mantendo as atividades acadêmicas e profissionais ao mesmo tempo. Tive a sorte de contar não só com o apoio, mas com o incentivo dos meus superiores para o avanço e progresso no mundo acadêmico. Muito obrigado Carol e Fábio.

A todes que não citei nominalmente, algumas pessoas tiveram papel pontual e importante para alguma referência ou ideia que ajudou na escrita e na elaboração de caminhos. Outras fizeram parte da minha vida em momentos durante essa jornada e contribuíram não só com a pesquisa, mas para meu amadurecimento como pessoa. Agradeço por fazerem parte desse processo direta ou indiretamente.

Agradeço a todo o corpo de funcionários do IEE e do PROCAM, por toda a prontidão e os serviços prestados à toda a comunidade e a mim.

Agradeço a CAPES pelo fomento na realização da campanha de coleta de dados através da bolsa PROEX.

Estamos a destruir o planeta
e o egoísmo de cada geração não se preocupa
em perguntar como é que vão viver os que virão depois.
A única coisa que importa é o triunfo do agora.
É a isto que eu chamo a cegueira da razão

(José Saramago – Ensaio Sobre a Cegueira)

RESUMO

ATAKE, I. R. **A Qualidade da Água Costeira na Baía de Ubatuba-SP: Integração entre Modelagem Numérica e Métodos Econométricos para Diagnóstico baseado em Serviços Ecossistêmicos.** 2022. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental – Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.

O trabalho tem como objetivo avaliar a qualidade da água na baía de Ubatuba - SP e sua relação com atividades antrópicas, como o turismo e habitação, através de modelagem numérica computacional, utilizando os módulos Delft3D-FLOW, para simular as condições hidrodinâmicas na região costeira, e Delft3D-WAQ, para analisar a qualidade da água no meio marinho e com base nesses resultados, verificar se existe Disposição a Pagar (DAP) implícita por boa qualidade da água costeira, utilizando o preço de imóveis na região do estudo. O Município de Ubatuba apresenta enorme variação populacional, com pico na "alta temporada" de turismo, período que geralmente corresponde ao período de férias escolares. A população flutuante de Ubatuba (aproximadamente 100.000 pessoas em 2012) é maior que do que população fixa do município (80.000 em 2012). A grande variação populacional, aliada a um sistema de esgotos ineficiente (com atendimento aproximado de 47% da população) pode causar um aumento excessivo na concentração de nutrientes e poluentes nas zonas costeiras adjacentes ao município, devido ao descarte de esgoto sem tratamento adequado. A modelagem hidrodinâmica provou-se capaz de reproduzir as condições meteoceanográficas na região, bem como a redução de escala da plataforma continental rasa para a área da bacia de Ubatuba. Foram utilizados dados secundários de qualidade dos corpos hídricos superficiais, além de dados pluviométricos, delimitação de bacias e balneabilidade costeira para elaboração das premissas de modelagem da qualidade da água. Através da análise de dados, verificou-se que o incremento populacional aparenta ser uma variável menos relevante do que a precipitação incidente no município. Na modelagem de qualidade da água, fica evidente que constituintes como fosfato e nitrato apresentam comportamento sazonal similar, ao passo que a concentração de coliformes muda radicalmente de uma estação para outra. As regiões com as piores qualidades se concentram nas imediações da Praia de Itaguá, em especial na foz do Rio Acaraú. Foi aplicado um modelo de precificação hedônica utilizando um algoritmo de aprendizado de máquina, com o modelo XGBoost. O modelo atingiu 97,62 % de acurácia em explicar o preço das casas e através da análise de Interpretabilidade, verificou-se que a balneabilidade não é um fator determinante para o aumento ou redução do preço de um imóvel. Infere-se que as condições ambientais não implicam em escolhas econômicas, apesar de ser um problema reconhecido no município. A baía de Ubatuba atua sim como um serviço ecossistêmico na região, porém, como um uso substituto a uma melhor infraestrutura de saneamento na região.

Palavras-chave: Modelagem Numérica. Modelagem de Qualidade da Água. Serviços Ecossistêmicos Costeiros. Precificação Hedônica. Modelos de Aprendizado de Máquina.

ABSTRACT

ATAKE, I. R. **Coastal Water Quality in the Bay of Ubatuba-SP: Integration between Numerical Modeling and Econometric Methods for Diagnosis based on Ecosystem Services.** 2022. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental – Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.

The objective of this thesis is to evaluate the water quality in Ubatuba Bay - SP and its relationship with human activities, such as tourism and real estate prices, through computational numerical modeling, using the Delft3D-FLOW modules, to simulate the hydrodynamic conditions in the coastal region, and Delft3D-WAQ, to analyze the water quality in the marine environment and based on these results, verify if there is an implicit Willingness to Pay (WTP) for good quality coastal water, using the price of real estate in the study region. The Municipality of Ubatuba has a huge population variation, according to the "high season" of tourism, a period that usually corresponds to the school vacation period. The floating population of Ubatuba (approximately 100,000 people in 2012) is greater than the fixed population of the municipality (80,000 in 2012). The large population variation, combined with an inefficient sewage system (with approximately 47% of the population served) can cause an excessive increase in the concentration of nutrients and pollutants in the coastal areas adjacent to the municipality, due to the disposal of sewage without adequate treatment. The hydrodynamic modeling proved capable of reproducing the meteoceanographic conditions in the region, as well as the reduction of scale from the shallow continental shelf to the Ubatuba bay area. Secondary data on the quality of surface water bodies were used, in addition to rainfall data, basin delimitation and coastal bathing conditions for the elaboration of the water quality modeling assumptions. Through data analysis, it was found that the population increase appears to be a less relevant variable than the precipitation incidence in the municipality. In water quality modeling, it is evident that constituents such as phosphate and nitrate show similar seasonal behavior, while the concentration of Coliforms changes radically from one season to another. The regions with the worst qualities are concentrated in the vicinity of Praia de Itaguá, especially at the mouth of the Acaraú River. A hedonic pricing model was applied using a machine learning algorithm, with the XGBoost model. The model reached 97.62% accuracy in explaining the price of houses and through the Interpretability analysis, it was found that bathing is not a determining factor for the increase or decrease in the price of a property. It is inferred that environmental conditions do not imply economic choices, despite being a recognized problem in the municipality. Ubatuba Bay does function as an ecosystem service in the region, however, as a substitute for better sanitation infrastructure in the region.

Keywords: Numerical Modeling. Water Quality Modeling. Coastal Ecosystem Services. Hedonic Pricing. Machine Learning Models.

Lista de figuras

Figura 1 - Mapa de localização do município de Ubatuba e de sua referência espacial em relação ao Estado de São Paulo, Brasil. 21
Figura 2 – Escalas espaciais e temporais envolvidas nos domínios de campo próximo e afastado e nas quais as zonas de mistura são mais comumente alcançadas (adaptado de JIRKA et al., 1976 e BLENINGER & JIRKA, 2010). 26
Figura 3 – Relação entre o Ecossistema e o Uso e valores associados a estes bens traduzidos como serviços ecossistêmicos costeiros. Ao mesmo tempo que a sociedade utiliza destes serviços, suas ações impactam no próprio ecossistema, formando um ciclo no qual o equilíbrio muda conforme os usos. 29
Figura 4 – Serviços Ecossistêmicos Costeiros da Macro Metrópole Paulista. 30
Figura 5 - Normais Climatológicas de Precipitação elaboradas pelo INMET para o Município de Ubatuba-SP. 36
Figura 6 - Mapa de localização da Baía de Ubatuba em relação ao domínio espacial do Município de Ubatuba e as estações de monitoramento da Qualidade da Água, feitas pela CETESB (INFOAGUAS em azul, Qualidade Costeira em amarelo e Balneabilidade das praias em vermelho). 37
Figura 7 – Fluxograma dos processos, em que são explicitados os dados e/ou forçantes necessários para a realização de cada etapa proposta na pesquisa. 41
Figura 8 – Domínio da Simulação Hidrodinâmica no geral e aproximação para a baía de Ubatuba. No mapa são apresentados os munícipios abrangidos, localização das bordas do modelo e as convenções de referência utilizadas. 44
Figura 9 – Sub divisões dos contornos do modelo. A borda Oeste conta com 6 seções, enquanto a borda Sul possui 5 e a borda Leste tem 2 seções. 45
Figura 10 – Contornos batimétricos (m) considerados nas simulações. 46
Figura 11 – Representação da variação de espessura, com base na profundidade para o sistema de coordenadas verticais SIGMA. 47
Figura 12 – Domínio da Simulação de Qualidade de água no geral e aproximação para a foz do Rio Acaraú, um dos mais poluídos da cidade. A grade de qualidade da água é apresentada em conjunto com o domínio da simulação hidrodinâmica para termos de comparação. 53
Figura 13 – Relação entre parâmetros de qualidade da água, serviços ecossistêmicos e valores atribuídos. 54

Figura 14 – Bacias hidrográficas, obtidas através da topografia do TOPODATA e método de delimitação de Bacias de Wang & Liu (2006). 59
Figura 15 – Bacias hidrográficas ajustadas, obtidas através da topografia do TOPODATA. As bacias apresentadas são utilizadas na elaboração do modelo chuva-vazão para fornecer dados de forçante do modelo de qualidade da água. 60
Figura 16 – Processos de troca de reservatório, modelados pelo modelo SMAP. 62
Figura 17 – Distribuição dos imóveis à venda, coletados pelo web scraper em Ubatuba feito na plataforma do Zap Imóveis em 08/11/2021. 70
Figura 18 – Distribuição do número de residentes fixos por setor censitário, no município de Ubatuba. Camada Vetorial dos Setores Censitários de 2010, fornecida pelo IBGE. 71
Figura 19 – Distribuição da renda média no setor censitário, no município de Ubatuba. Camada Vetorial dos Setores Censitários de 2010, fornecida pelo IBGE. 72
Figura 20 – Pontos de interesse no Município de Ubatuba, obtidos a partir da utilização da API Google Places. 74
Figura 21 – Foto de uma bandeira vermelha com informações sobre a balneabilidade da água em Itaguá, identificando que a região não é adequada para banhos de mar. Foto tirada pelo autor em 15/10/2021. 75
Figura 22 – Todos os pontos de coleta de água para informação sobre balneabilidade, de responsabilidade da CETESB. 75
Figura 23 – Exemplo simplificado de um sistema de Expansão de gradiente de árvores utilizando distintas classificações para compor uma resposta mais sólida ao final do algoritmo. 78
Figura 24 – Localização geográfica dos dados de validação e dos pontos de Interesse no domínio da modelo para análises específicas. 79
Figura 25 – Constantes harmônicas de maré no Porto de São Sebastião, fornecidas pela FEMAR. 80
Figura 26 – Comparação das elevações (m) entre modelo filtrado através da metodologia de Godin (1972) e previsão de maré a partir das constantes harmônicas da FEMAR. 81
Figura 27 – Comparação entre o espectro de frequências (ciclos por dia) do modelo filtrado através metodologia de Godin (1972) e reconstrução de elevações a partir das constantes harmônicas da FEMAR. 81

Figura 28 – Série das componentes U e V de velocidade de resultados do modelo e de medições ADCP (fundeado nas imediações da baía do Araçá, canal de São Sebastião).....83
Figura 29 – Histogramas direcionais de corrente para o ADCP fundeado na baía do Araçá em 2014. O gráfico na esquerda é o dado sem correção da declinação magnética, enquanto no da direita a declinação de 14,84° Oeste foi incluída.....85
Figura 30 – Histograma direcional de correntes calculadas pelo modelo (na mesma posição onde foi realizado o fundeio do ADCP, na baía do Araçá).....85
Figura 31 – Diagrama de dedos e intensidade do Vento do CFS na célula mais próxima à coleta de dados na Baía do Araçá.....87
Figura 32 – Componentes U e V de corrente (m/s), dos dados de ADCP na baía do Araçá e dos correspondentes cálculos do modelo (na camada de superfície). Em vermelho, à direita do gráfico, se encontra a escala da intensidade do vento (m/s).....88
Figura 33 – Intensidade e direção do vento para as células do modelo CFSv2 no dia 19/02/2014 12:00 h GMT, representando um instante de ventos associados à Alta Subtropical.....89
Figura 34 – Intensidade e direção das correntes na superfície para as células do modelo hidrodinâmico no dia 19/02/2014 12:00 h GMT, representando um instante de ventos associados à Alta Subtropical.....90
Figura 35 – Intensidade e direção do vento para as células do modelo CFSv2 no dia 08/05/2014 12:00 h GMT, representando um instante com ventos associados a Sistemas Frontais.....91
Figura 36 – Intensidade e direção das correntes na superfície para as células do modelo hidrodinâmico no dia 08/05/2014 12:00 h GMT, representando um instante com ventos associados a Sistemas Frontais.....92
Figura 37 – Comparação de valores de temperatura (superfície e fundo) do modelo e do CTD, fundeado nas imediações da Baía do Araçá, Canal de São Sebastião.....93
Figura 38 – Comparação de valores de salinidade (superfície e fundo) do modelo e do CTD, fundeado nas imediações da Baía do Araçá, Canal de São Sebastião.....94
Figura 39 – Temperatura (superfície e fundo) do modelo e para o Ponto 1 de amostragem da campanha do NOc. ANTARES.....96
Figura 40 – Temperatura (superfície e fundo) do modelo e para o Ponto 2 de amostragem da campanha do NOc. ANTARES.....96

Figura 41 – Temperatura (superfície e fundo) do modelo e para o Ponto 3 de amostragem da campanha do NOc. ANTARES. 97
Figura 42 – Temperatura (superfície e fundo) do modelo e para o Ponto 4 de amostragem da campanha do NOc. ANTARES. 97
Figura 43 – Temperatura (superfície e fundo) do modelo e para o Ponto 8 de amostragem da campanha do NOc. ANTARES. 98
Figura 44 – Temperatura (superfície e fundo) do modelo e para o Ponto 2 de amostragem da estação de monitoramento costeiro da CETESB para a Baía de Ubatuba. 98
Figura 45 – Temperatura na superfície (Camada SIGMA 1) para as células do modelo hidrodinâmico no dia 13/03/2014, representando uma condição típica de verão. 100
Figura 46 – Temperatura do fundo (Camada SIGMA 8) para as células do modelo hidrodinâmico no dia 13/03/2014, representando uma condição típica de verão. 100
Figura 47 – Temperatura na superfície (Camada SIGMA 1) para as células do modelo hidrodinâmico no dia 29/05/2014, representando uma condição típica de inverno. 101
Figura 48 – Temperatura do fundo (Camada SIGMA 8) para as células do modelo hidrodinâmico no dia 29/05/2014, representando uma condição típica de inverno. 101
Figura 49 – Localização da Baía de Ubatuba e os dados utilizados na análise de qualidade da água. Em amarelo, as localizações dos pontos de coleta no Rio Acaraú. Em azul, as estações automáticas de coleta do CEMADEN. Em vermelho, os pontos de mensuração da balneabilidade das praias, realizadas pela CETESB. Em azul escuro, as estações de monitoramento do INFOAGUAS, realizadas também pela CETESB. Em laranja, finalmente, as estações de monitoramento costeiro também sob responsabilidade da CETESB. 105
Figura 50 – Série Temporal (07/2017 – 12/2018), em escala logarítmica, de Coliformes Termotolerantes Totais, nos 11 pontos de Coleta no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis. 106
Figura 51 – Perfis da concentração de Coliformes Termotolerantes Totais, em escala logarítmica, da Montante (P11) para Jusante (P01), no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis, ao longo das 12 campanhas de coleta (07/2017 – 12/2018). 107
Figura 52 – Séries Temporais (07/2017 – 12/2018) de Fosfato (PO4), nos 11 pontos de Coleta no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis. 108

Figura 53 – Perfil da concentração de Fosfato (PO4), da Montante (P11) para Jusante (P01), no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis, ao longo das 12 campanhas de coleta, entre (07/2017 – 12/2018). 109
Figura 54 – Séries Temporais (07/2017 – 12/2018) de Nitrogênio (NO3), nos 11 pontos de Coleta no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis. 109
Figura 55 – Perfil da concentração de Nitrogênio (NO3), da Montante (P11) para Jusante (P01), no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis, ao longo das 12 campanhas de coleta, entre (07/2017 – 12/2018). 110
Figura 56 – Séries Temporais (07/2017 – 12/2018) de DBO (5,20), nos 11 pontos de Coleta no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis. 111
Figura 57 – Perfil da concentração de DBO (5,20), da montante (P11) para jusante (P01), no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis, ao longo das 12 campanhas de coleta (07/2017 – 12/2018). 111
Figura 58 – Séries Temporais (07/2017 – 12/2018) de Fosfato (PO4), nos 11 pontos de Coleta no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis. 112
Figura 59 – Perfil da concentração de Fosfato (PO4), da montante (P11) para jusante (P01), no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis, ao longo das 12 campanhas de coleta (07/2017 – 12/2018). 113
Figura 60 – Concentração de DBO (5,20) ao longo dos Rios a) Tavares ou Lagoa, b) Grande e c) Indaiá, obtidos através do sistema INFOAGUAS. 115
Figura 61 – Concentração de Oxigênio Dissolvido (O2) ao longo dos Rios a) Tavares ou Lagoa, b) Grande e c) Indaiá, obtidos através do sistema INFOAGUAS. 116
Figura 62 – Concentração de *Escherichia coli* ao longo dos Rios a) Tavares ou Lagoa, b) Grande e c) Indaiá, obtidos através do sistema INFOAGUAS. 117
Figura 63 – Concentração de Nitrato ao longo dos Rios a) Tavares ou Lagoa, b) Grande e c) Indaiá, obtidos através do sistema INFOAGUAS. 118
Figura 64 – Concentração de Fósforo Total ao longo dos Rios a) Tavares ou Lagoa, b) Grande e c) Indaiá, obtidos através do sistema INFOAGUAS. 119
Figura 65 – Séries temporais de Enterococcus (NMP/100 ml) para as estações de monitoramento da CETESB, compreendendo duas estações na Praia de Itaguá, uma na praia de Iperoig e uma na praia de Perequê-Açu. 121
Figura 66 – Decomposição harmônica da concentração de Enterococcus (NMP/100 ml) para a estação da CETESB na Avenida Leovegildo n° 1724. Na figura são apresentadas a

série de valores totais, a tendência, a sazonalidade e o resíduo. A filtragem utilizada na média móvel foi de 52 pontos (semanas). 122
Figura 67 – Séries Temporais da pluviosidade em duas estações automáticas do CEMADEN em Ubatuba. 123
Figura 68 – Decomposição dos dados diários de Pluviometria da Estação Automática Centro II do CEMADEN. Na figura são apresentadas a série de valores totais, a tendência, a sazonalidade e o resíduo. A janela utilizada na média móvel foi de 365, representando uma amostragem equivalente aos 365 dias de um ano.. 124
Figura 69 – Reconstrução de vazão dos rios para a Baía de Ubatuba, entre 01/01/2013 e 01/04/2020, com base na série histórica de pluviosidade da Estação Centro do CEMADEN 125
Figura 70 – Reconstrução de vazão dos rios para a Baía de Ubatuba entre 01/01/2018 e 01/01/2019, com base na série histórica de pluviosidade da Estação Centro do CEMADEN. 126
Figura 71 – Validação do nível da superfície do modelo de maior escala (azul) para o model de escala menor (vermelho), no ponto P2 de monitoramento costeiro, realizado pela CETESB, para o período de verão. 131
Figura 72 – Validação do nível do modelo de maior escala (azul) e do modelo refinado de qualidade da água (vermelho), no ponto P2 de monitoramento costeiro, realizado pela CETESB, para o período de inverno..... 131
Figura 73 – Verificação da conservação de massa do Modelo de Qualidade da água, para os períodos de verão e inverno. 133
Figura 74 – Concentrações máximas de Ortofosfato calculadas nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba. 136
Figura 75 – Concentrações máximas de Nitrato calculadas nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba. 137
Figura 76 – Concentrações máximas de Coliformes Termotolerantes calculadas nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba..... 138
Figura 77 – Concentrações mínimas de Oxigênio dissolvido calculadas nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba..... 139

Figura 78 – Concentrações médias de Ortofosfato calculadas nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba. 141
Figura 79 – Concentrações médias de Nitrato calculadas nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba. 142
Figura 80 – Concentrações médias de Coliformes Termotolerantes calculadas nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba. 143
Figura 81 – Concentrações médias de Oxigênio dissolvido nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba. 144
Figura 82 – Probabilidade de ocorrência de concentrações de Ortofosfato acima de 0,093 mg/l, segundo os cálculos do modelo ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba. 146
Figura 83 – Probabilidade de ocorrência de concentrações de Nitrato acima de 0,7 mg/l, segundo os cálculos do modelo ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba. 147
Figura 84 – Probabilidade de ocorrência de concentrações de Coliformes Termotolerantes acima de 2.500,0 NMP/ 100 ml, segundo os cálculos do modelo ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba. 148
Figura 85 – Probabilidade de ocorrência de concentrações de Oxigênio Dissolvido abaixo de 5,0 mg/l, segundo os cálculos do modelo ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba. 149
Figura 86 – Comparação entre dados observacionais (vermelho) e resultados da modelagem (azul) no Ponto de Monitoramento da balneabilidade da CETESB próximo ao Número 1724 na Avenida Leovegildo, para o período de verão. 151
Figura 87 – Comparação entre dados observacionais (vermelho) e resultados da modelagem (azul) no Ponto de Monitoramento da balneabilidade da CETESB próximo ao Número 230 na Avenida Leovegildo, para o período de verão. 151
Figura 88 – Comparação entre dados observacionais (vermelho) e resultados da modelagem (azul) no Ponto de Monitoramento da balneabilidade da CETESB próximo ao Número 1724 na Avenida Leovegildo, para o período de inverno. 152

Figura 89 – Comparação entre dados observacionais (vermelho) e resultados da modelagem (azul) no Ponto de Monitoramento da balneabilidade da CETESB próximo ao Número 230 na Avenida Leovegildo, para o período de inverno. 152
Figura 90 – Gráfico de distribuição dos preços de casas, da base do ZAP Imóveis, em 21/01/2022. 155
Figura 91 – Gráfico de distribuição dos preços de casas, da base do ZAP Imóveis, em 21/01/2022, após transformação logarítmica dos preços..... 156
Figura 92 – Correlações entre as variáveis da base utilizada para elaboração de Modelo Hedônico de Preços dos imóveis em Ubatuba..... 157
Figura 93 – Validação do modelo de precificação hedônica, utilizando a base de teste para verificação. Nota-se uma acurácia de 97,66 % ao se analisar o conjunto previsto como um todo. 159
Figura 94 – Valores Shapley das variáveis mais significativas do modelo XGBoost..... 160
Figura 95 – Gráfico Enxame de Abelhas das variáveis mais significativas do modelo XGBoost. O eixo X representa o impacto negativo ou positivo dos valores shapley, enquanto a cor das amostras representa a magnitude do valor de cada variável em relação à média. 162
Figura 96 – Relação entre a variável de Área Total, com a média de Enterococcus. 163
Figura 97 – Relação entre a variável de Número de Dormitórios, com a média de Enterococcus..... 164

Lista de tabelas

Tabela 1 – Informação populacional sobre o Município de Ubatuba e sua população flutuante em 2012. 22
Tabela 2 – Serviços ecossistêmicos divididos por categoria. 27
Tabela 3 – Cartas Náuticas utilizadas para a composição dos contornos batimétricos. 45
Tabela 4 – Espessura em Porcentagem das camadas SIGMA utilizadas na modelagem hidrodinâmica. 47
Tabela 5 – Áreas de contribuição total de cada sub bacia hidrográfica. 60
Tabela 6 – Descrição das variáveis consideradas para a precificação hedônica. 76
Tabela 7 – Localização dos Pontos utilizados para comparação temporal de temperatura. 95
Tabela 8 –Correlação de Pearson entre as variáveis analisadas. CB = Coliformes Totais no Ponto P1 coletados pelo Costa Brasilis; EC = Enterococcus coletados pela CETESB, na altura do n°1274 da Avenida Leovegildo; e CC = Chuva Acumulada, coletada pelo CEMADEN, na praia do Tenório. 127
Tabela 9 – Concentrações de constituintes presentes nos rios que chegam à Baía de Ubatuba, para os períodos simulados de verão e inverno. 130
Tabela 10 – Hiperparâmetros Selecionados após o processo de Treino do modelo XGBoost. 158

Sumário

1 Introdução 21

1.1 Modelagem Numérica do Meio Aquático 24

1.2 Serviços Ecossistêmicos Costeiros e Valoração 27

1.3 Justificativa 33

1.4 Área de Estudo 35

1.5 Hipóteses 38

1.6 Objetivos 39

2 Metodologia 40

2.1 Modelagem Hidrodinâmica 42

2.1.1 Domínio da Simulação 43

2.1.2 Condições de Contorno e Forçantes 48

2.2 Modelagem de Qualidade da Água 51

2.2.1 Domínio da Simulação 52

2.2.2 Constituintes Descartados e Critérios 53

2.2.3 Condições de Contorno e Forçantes 57

2.2.4 Delimitação de Bacias 59

2.2.5 Reconstrução de Vazões 61

2.3 Métodos para Validação da Modelagem 64

2.4 Precificação Hedônica 66

2.4.1 Preço dos Imóveis 68

2.4.2 Censo 2010 70

2.4.3 Localizações Google Maps 73

2.4.4 CETESB Balneabilidade da Água 74

2.4.5 Base Geolocalizações 76

2.4.6 Modelo Utilizado: XGBoost 77

3 Resultados e Discussões 79

3.1 Modelagem Hidrodinâmica 79

3.1.1 Validação para Nível 80

3.1.2 Validação para Correntes 82

3.1.3 Validação para Temperatura e Salinidade 92

3.1.4 Considerações sobre a Modelagem Hidrodinâmica 102

3.2 Modelagem de Qualidade da Água 104
3.2.1 Análise de Dados 104
3.2.2 Correlação de Variáveis 126
3.2.3 Elaboração dos Cenários de Modelagem de Qualidade da água 129
3.2.4 Validação da Redução de Escala e Continuidade 130
3.2.5 Resultados da Modelagem de Qualidade da Água 134
3.2.6 Considerações sobre a Modelagem de Qualidade da Água 153
3.3 Precificação Hedônica e Serviços Ecossistêmicos 155
3.3.1 Distribuição do preço dos Imóveis e variáveis Relacionadas 155
3.3.2 Elaboração do Modelo de Preços Hedônicos 158
3.3.3 Interpretabilidade 160
3.3.4 A Baía de Ubatuba e seus Serviços Ecossistêmicos 165

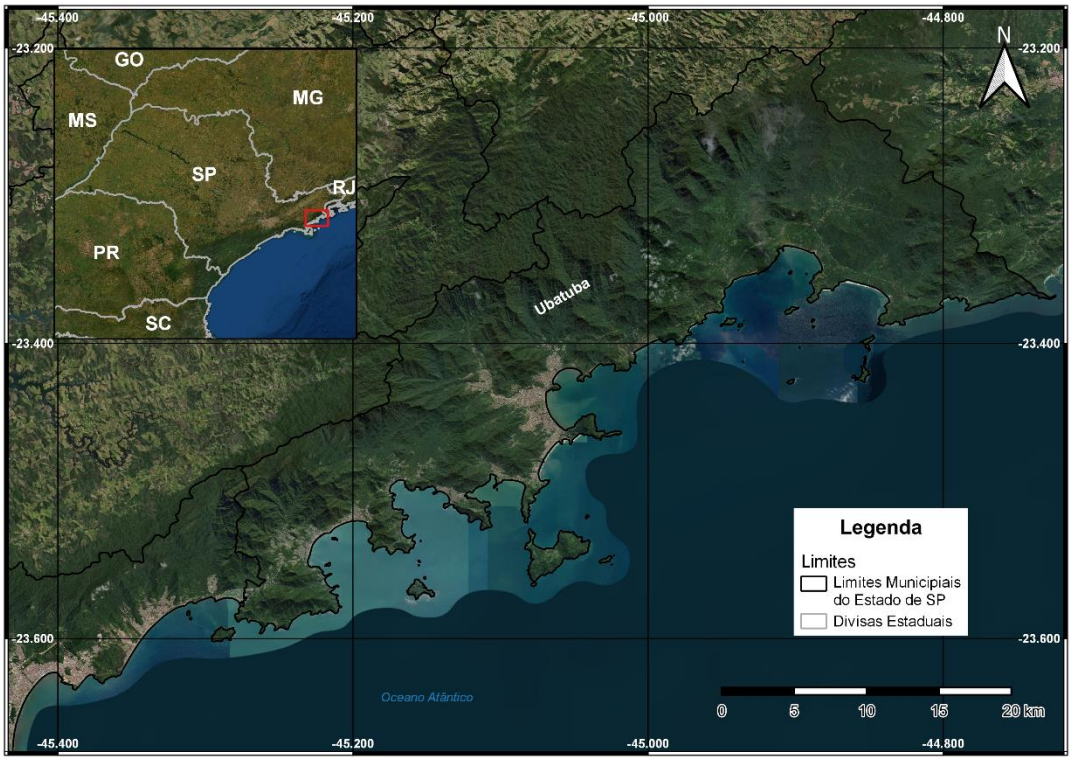
4 Conclusão 168

5 Referências 171

1 Introdução

A região do litoral norte do Estado de São Paulo sofreu uma grande mudança ao longo do século passado. Em 1940, o município de Ubatuba possuía aproximadamente 3.800 habitantes, porém, a partir da década de 50, estradas começaram a ser abertas para a região, retirando o município do isolamento e criando uma dinâmica populacional, ditada principalmente pelo turismo oriundo do município de Taubaté. Com a abertura da BR-101 (Rio-Santos), na década de 80, o turismo atingiu um nível mais elevado no município e, com isso, começou o processo de especulação imobiliária da região, ainda ditada por costumes da população caiçara (LUCHIARI, 1999). Ubatuba está localizada ao extremo leste do Estado de São Paulo. A leste, encontra-se o Município de Paraty-RJ, enquanto a oeste o Município de Caraguatatuba-SP. Na Figura 1 é apresentada a localização do munícipio de Ubatuba e mapa de sua posição no Estado de SP.

Figura 1 - Mapa de localização do município de Ubatuba e de sua referência espacial em relação ao Estado de São Paulo, Brasil.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Há um grave desequilíbrio provocado pela adoção, ao longo do século XX, de um modelo de turismo baseado na sazonalidade e na criação de um significativo parque de residências de veraneio, em todas as cidades litorâneas do Estado de São Paulo. A modalidade de turismo denominada de “segunda residência” traz enormes inconvenientes e desafios. Este tipo de turismo demanda a implantação de infraestrutura urbana para atender os picos das temporadas de veraneio, deixando-a ociosa em grande parte do ano (RAIMUNDO; FRACALANZA; JACOBI, 2017). Como pode-se observar na Tabela 1, adaptada de CBH-LN (2018), a população flutuante de Ubatuba, isto é, a população que não reside permanentemente no município, é maior do que a população fixa.

Tabela 1 – Informação populacional sobre o Município de Ubatuba e sua população flutuante em 2012.

Município	**Fixa (2010 – IBGE)**	**Flutuante de uso ocasional**	**Flutuante de pico (virada de ano e carnaval**	**Fixa + flutuante de uso ocasional**	**Fixa + flutuante de pico**
Ubatuba	78.801	117.901	244.174	196.702	322.975

Fonte Adaptado do Plano de Bacias Hidrográficas do Litoral Norte UGRHI 03 (2016-2019).

Além disso, segundo São Paulo (2011, p.66), os serviços de esgotamento sanitário do Município de Ubatuba estão sob concessão da SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), e o índice de atendimento de Ubatuba é de 33,5%, dos quais 22,5% correspondem ao atendimento dos sistemas públicos pela SABESP, enquanto os 10% restantes referem-se a sistemas alternativos

Um baixo índice de coleta de esgotamento sanitário, aliado a uma grande população flutuante, traz desequilíbrios à região de diversas maneiras. A proximidade e contato com águas contaminadas traz riscos à saúde e demonstra evidente desigualdade social (NERI, 2007), ao mesmo tempo que estas águas contaminadas impactam negativamente o meio ambiente, ao trazer substâncias nocivas aos organismos aquáticos que dependem da biota aquática, causando um desequilíbrio ecossistêmico.

O desequilíbrio ecossistêmico causado por ações antrópicas é algo que volta contra a própria sociedade, pois estes são responsáveis por prover serviços e bens que muitas vezes não são contabilizados, pois não são reconhecidos como tal. Neste sentido surgiram trabalhos que definem tais contribuições como ***serviços ecossistêmicos***. Estes, por sua vez, fornecem

provisões para sustentar a vida humana através de suas reações e complexidades (ASSESSMENT, 2005; COSTANZA et al., 1997; DE GROOT et al., 2010).

Uma das maneiras de observar os impactos de despejo de esgoto clandestino é através da qualidade da água de corpos superficiais. As bacias hidrográficas do Litoral Norte são de área restrita, onde os rios deságuam, em geral, em bacias próximos de sua área fonte (CBH-LN, 2017). Neste contexto, os rios de baixa vazão e pequena extensão espacial, tem pouco tempo de realizar a autodepuração dos contaminantes orgânicos, fazendo com que parte da poluição chegue às zonas costeiras.

Estas zonas contaminadas podem expor banhistas a diversos agentes patogênicos, que podem vir a desenvolver doenças, principalmente nos casos de crianças, idosos ou pessoas com baixa resistência (SÃO PAULO, 2020). Lamparelli et al. (2015) verificaram que aumentos das concentrações de coliformes termotolerantes, nas águas das praias do sudeste brasileiro, estão associados a mais casos de internação por doenças causadas por agentes patogênicos.

Portanto, pode-se dizer que a falta de saneamento prejudica a qualidade das águas costeiras, causa prejuízos aos serviços ambientais e ainda coloca em risco vidas humanas. Assim, monitorar e garantir a qualidade dos corpos hídricos é um indicativo de qualidade social e ambiental. Neste sentido, o presente trabalho visa quantificar o impacto do desequilíbrio na qualidade da água no município de Ubatuba. Para isso, propõe-se a elaboração de um modelo hidrodinâmico que fornece subsídios para a modelagem de qualidade da água. Após efetivação destes modelos, pretende-se avaliar a relação da qualidade da água com os serviços ambientais costeiros. A partir do entendimento sobre a qualidade das águas no município de Ubatuba, avaliou-se como esta qualidade da água, que representa um serviço ecossistêmico importante para um município voltado ao turismo, poderia refletir na disposição a pagar pela boa qualidade da água costeira como fator relevante para aquisição de imóveis.

1.1 Modelagem Numérica do Meio Aquático

De um modo geral, a modelagem numérica utiliza dados e teorias sobre o comportamento do oceano, possibilitando a simulação dos seus processos. A modelagem hidrodinâmica constitui a base dos demais modelos em Oceanografia, pois seus resultados são utilizados na modelagem de ondas, sedimentos, poluentes entre outros (HARARI, 2015).

Uma das grandes vantagens da utilização de modelos para avaliar a qualidade da água é a possibilidade de simular cenários hipotéticos, prevendo como as mudanças impactam o que é observado na qualidade do meio. Em geral, a melhora na qualidade costeira, envolvem ações coordenadas do poder público, através de obras de engenharia, conscientização, controle do lançamento de esgoto in natura, entre outros. Sendo assim, a modelagem pode prever como ações ou inações melhoram ou pioram, quantitativamente, a qualidade do meio, dando subsídio aos tomadores de decisões.

Algumas pesquisas utilizaram a modelagem numérica abordando áreas muito extensas, como por exemplo a costa da Holanda. Neste estudo, os pesquisadores utilizaram os módulos Delft3D-FLOW (Deltares,2011a) e Delft3D-WAQ (Deltares,2011b) para criar um modelo hidrodinâmico e das concentrações de nutrientes na zona costeira, para prever “blooms” de algas marinhas, e posteriormente utilizar a lógica difusa para explicitar as condições que causam o bloom das algas (CHEN; MYNETT, 2006).

Kaçıkoç e Mehmet (2014) elaboraram um modelo hidrodinâmico e de qualidade da água numa área de pequena extensão territorial, o lago Eğirdir, na Turquia. Nesta área, havia 7 pontos de monitoramento de pH, oxigênio dissolvido, clorofila-a e formas de fósforo e nitrogênio, que coletaram dados de dezembro de 2010 a novembro de 2011. Para as análises hidrodinâmica e de qualidade da água, Kaçıkoç e Mehmet (op. cit.) também utilizaram os módulos Delft3D-FLOW e Delft3D-WAQ, respectivamente. Os índices de calibração indicaram que a clorofila-a foi bem representada no modelo. Os resultados indicaram que todos os pontos analisados tiveram carga de nutrientes elevados, e que as maiores concentrações foram associadas à produção da agricultura, maior até mesmo do que os aglomerados urbanos.

Por fim, existem estudos acadêmicos com modelagem de qualidade de água sendo feitos no Brasil também, como pode ser constatado em Yang & Harari (2016). Neste trabalho, os autores estudaram o impacto de emissários submarinos e do Rio Itanhaém nos munícipios de Praia Grande, Mongaguá, Itanhaém e Peruíbe – SP. O estudo realizou modelagens de

campo próximo e campo afastado, para identificar as diluições de esgoto, também considerando o turismo como um fator impactante. A variável escolhida foi a concentração de coliformes fecais (Escherichia coli); esse estudo mostrou que os emissários submarinos de Praia Grande foram bem dimensionados, porém, em condições ambientais adversas, as correntes podem transportar os poluentes em direção à costa, tornando as praias impróprias para banho, conforme os limites estabelecidos pela CONAMA 357/05 Classe 1 (BRASIL, 2005).

Ainda em relação à análise de Coliformes Termotolerantes, o estudo realizado por Harari et. al (2013) analisou a Enseada de Santos – SP, que é um dos municípios mais afetados pela baixa qualidade da água, devido ao grande número de habitantes da região. Apesar de a cidade de Santos contar com um emissário submarino, que é uma das melhores maneiras de potencializar o efeito de diluição, ainda é afetada pela excessiva carga de esgotos que impacta a qualidade dos canais presentes na cidade. Desta maneira, o estudo analisou o impacto que os canais de drenagem da cidade têm na qualidade da enseada, além de considerar o emissário submarino como uma fonte poluidora.

Batista & Harari (2016) avaliaram a variação de coliformes termotolerantes em duas enseadas do município de Ubatuba. Uma delas é a enseada do Flamengo, na parte continental, e a outra é a Enseada das Palmas, na Ilha Anchieta. O estudo demonstra que, apesar da balneabilidade ser mantida ao longo dos meses simulados, há um aumento da concentração de microrganismos em fevereiro, correspondendo ao período de alta temporada do turismo de segunda residência na região.

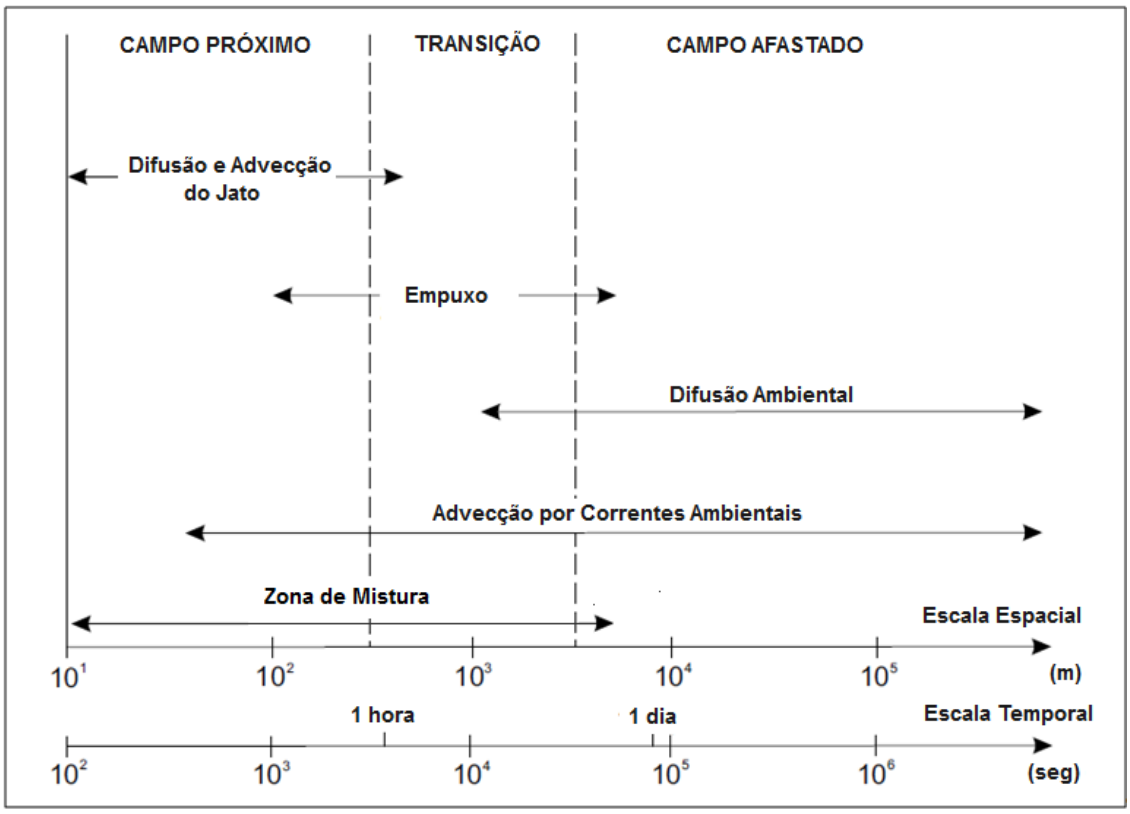
Os estudos citados demonstram como a metodologia de modelagem numérica tem sido frequentemente utilizada para avaliação dos efeitos de poluentes, em diferentes regiões costeiras de todo o mundo, em diferentes escalas, desde o litoral de alguns países, até as áreas costeiras de municípios, ou mesmo regiões de praias com dimensões de centenas de metros.

Quanto se concerne às simulações de poluentes que impactam a pluma ambientes aquáticos, há no geral, duas abordagens distintas de obter resultados através das simulações numéricas. São elas as simulações de Campo Próximo e Campo Afastado (ou Campo Distante).

Nos domínio do campo próximo, as simulações identificam os comportamento de dispersão imediatos da pluma do poluente, dependendo de fatores como a velocidade do jato, ângulo e vazão, portanto, os componentes de advecção são relevantes. No campo afastado, as técnicas compreendem maior tempo e distância da fonte poluidora, onde os parâmetros de difusão e concentração da pluma como um todo são mais determinantes do que as imediações

da dispersão (de JIRKA et al., 1976 e BLENINGER & JIRKA, 2010). Na Figura 2, são apresentadas as escalas espaciais e de tempo envolvidos nos processos de determinação da aplicação de cada técnica de modelagem.

Figura 2 – Escalas espaciais e temporais envolvidas nos domínios de campo próximo e afastado e nas quais as zonas de mistura são mais comumente alcançadas (adaptado de JIRKA et al., 1976 e BLENINGER & JIRKA, 2010).



1.2 Serviços Ecossistêmicos Costeiros e Valoração

Inúmeros autores abordam o tema dos serviços ecossistêmicos, onde uma ampla gama de definições e conceitos foram elaborados, de modo a compreender como a complexidade do sistema natural pode ser interpretada a partir do ponto de vista humano, traduzindo seus bens e serviços para valores monetários ou reconhecendo seus efeitos em atividades que são de difícil valoração.

Para identificação dos serviços ecossistêmicos, uma das abordagens mais utilizadas é considerar as definições em MEA (2003), descritas na Tabela 2.

Tabela 2 – Serviços ecossistêmicos divididos por categoria.

Categoria	Serviços Ecossistêmicos
Provisão (abastecimento)	Alimentos, água, madeira para combustível, fibras, bioquímicos, recursos genéticos
	bioquímicos, recursos genéticos
Regulação	Regulação climática, regulação de doenças, regulação biológica, regulação e purificação da água, regulação de danos naturais, polinização
	biológica, regulação e purificação de água, regulação de danos naturais, polinização
Culturais	Ecoturismo e recreação espiritual, estético e inspiração, educacional, senso de localização, herança cultural
Suporte	Formação do solo, produção de oxigênio, ciclagem de nutrientes, produção primária

Fonte: MEA (2003), traduzido por Andrade & Romeiro (2009).

Estes processos e bens ilustrados acima, tem estrita relação com o bem estar humano e portanto, o valor econômico dado a este, deve-se somente à contribuição que o indivíduo assume que aquele bem vale (BOCKSTAEL et al., 2000; FREEMAN, 1991). O que é

controverso, pois muitas vezes o indivíduo não reconhece ou não sabe quantificar o valor de cada serviço ecossistêmico, uma vez que o conhecimento sobre o serviço muitas vezes é bastante restrito.

Vale lembrar que ao assumir valores para determinados ecossistemas, pode-se ignorar muitas vezes suas variabilidades espaciais e temporais, devido ao seu caráter dinâmico e integrado (COSTANZA et al., 1997). A valoração de determinados ecossistemas e serviços podem mudar conforme a escala e os órgãos responsáveis por sua efetivação (HEIN et al., 2006), pois pode haver conflito de interesses ao longo do estudo para favorecer determinado grupo.

Outro ponto que não deve ser ignorado é que, ao mensurar o valor de um determinado serviço ecossistêmico, os valores monetários podem indicar que algum serviço pode "valer" mais do que o outro, o que levaria a crer que preservar o serviço que "vale" mais seria mais importante. Porém isso só demonstra o caráter antropocêntrico da análise e em casos extremos serviços podem ser ignorados em detrimento daquele que seria mais "valioso". Portanto são necessários estudos que aliem um grande entendimento dos serviços ecossistêmicos, estudos interdisciplinares e princípios éticos(ANDRADE; ROMEIRO, 2009b).

Dadas as dificuldades de aplicar uma metodologia para valorar a complexidade de ecossistemas e seus serviços, por que valorar?

Segundo Worm et al. (2006), na época do estudo, parte de alguns serviços ecossistêmicos costeiros e estuarinos estavam criticamente afetados (Pesca: 33%; Habitats de reprodução: 69%; filtração e desintoxicação: 63%). A perda desses serviços afeta drasticamente as respostas a invasões de espécies invasoras, a qualidade da água e a proteção costeira de inundações e ressacas. Com isso, valorar é trazer para o campo monetário o impacto que a perda dessas funções no ecossistema, trazem para a sociedade (BARBIER et al., 2011).

Na zona costeira ocupada, existe uma ampla interface de contato entre a sociedade e o ambiente, consequentemente o número de serviços ecossistêmicos associados a estes ambientes é uma complexa trama socioecológica. A princípio, tais serviços podem ser classificados como tendo: Valores de Uso e Valores de Não Uso.

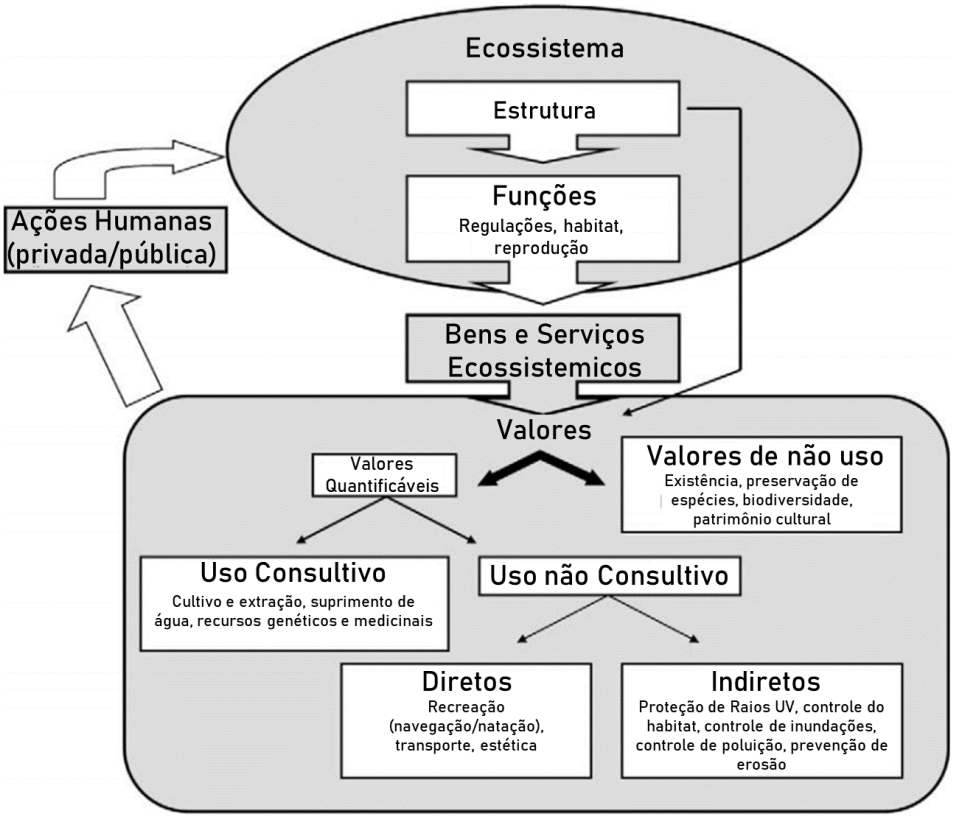
Valores de Uso, no geral, implicam em interação mensurável monetariamente com o ambiente, sendo fácil estimar a relação entre o serviços ecossistêmico e um valor monetário associado a ente. No entanto o inverso ocorre para o de Não Uso, visto que estes representam o valor dado à existência daquele habitat e da sua preservação para o futuro, sendo assim de grande dificuldade para estimar um valor de troca monetário.

Os valores de Uso ainda podem ser divididos em Consultivos e Não Consultivos. No uso Consultivo ocorre a extração do bem do habitat e este não volta ao meio, como por exemplo a pesca, suprimento de água ou recursos medicinais. Já no uso Não consultivo, existe contato com o serviço, mas este se mantém disponível após o "uso".

O Uso Não consultivo também pode ser subdividido em Direto ou Indireto. No uso direto, o contato geralmente é físico com o meio, como na recreação, transporte e apreciação. No uso Indireto, o valor é implícito e de difícil mensuração, pois estes serviços variam de atividades que possuem valor atribuído.

A seguir, na Figura 3, são apresentadas tais relações segundo o trabalho de Barbier et al. (2011). Ao mesmo tempo que a sociedade utiliza os serviços, suas ações impactam no próprio ecossistema, formando um ciclo no qual o equilíbrio muda conforme os usos.

Figura 3 – Relação entre o Ecossistema e o Uso e valores associados a estes bens traduzidos como serviços ecossistêmicos costeiros. Ao mesmo tempo que a sociedade utiliza destes serviços, suas ações impactam no próprio ecossistema, formando um ciclo no qual o equilíbrio muda conforme os usos.



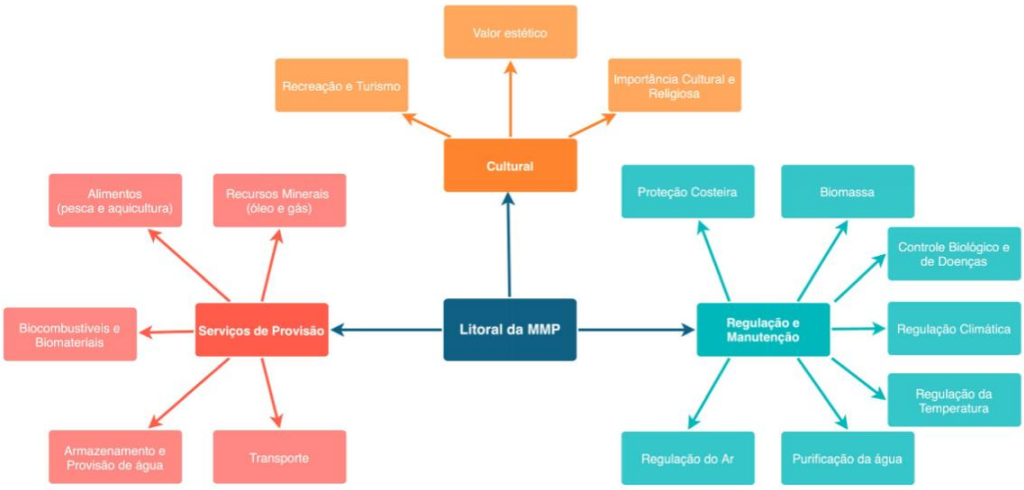
Fonte: Adaptado de Barbier et al. (2011)

Na Figura 3, fica claro como o ecossistema, os serviços ecossistêmicos e as ações antrópicas formam um ciclo que dependente um do outro. Assim, a degradação de um determinado local fará com que este tenha menor capacidade de prover recursos ecossistêmicos. Desta forma, para entender tal complexidade é necessária realização de mais estudos, levando com que seja desenvolvida uma gestão baseada em ecossistemas, nos planejamentos do uso de zonas costeiras (GRANEK et al., 2010). A gestão baseada em ecossistemas consiste na mensuração dos serviços ecossistêmicos mais relevantes de uma determinada área e através deles, elaborar o melhor planejamento com os diversos *stakeholders* envolvidos, fornecendo novas ferramentas para debate, integrando assim as diferentes visões em uma zona comum entre os membros (e.g instituições públicas e privadas).

Quando se trata do litoral Norte de São Paulo, a situação adquire maior complexidade, visto que esta é parte integrante da Macrometrópole Paulista (MMP), que é uma rede integrada de municípios e fluxos, abrangendo 75% da população e 80% do PIB do Estado de São Paulo. O litoral da MMP se estende de Peruíbe até Ubatuba, compreendendo 13 municípios costeiros. Estes municípios são polos atrativos de turismo e desenvolvimento econômico, sendo assim os fluxos socioeconômicos e de serviços ecossistêmicos estão intimamente ligados, demandando assim uma governança multinível e policêntrica. (GONCALVES et al., 2020a).

Em Gonçalves et al. (2020b), mais uma vez a necessidade de uma gestão baseada em ecossistemas é reforçada, onde os serviços destes para a MMP, são apresentados na Figura 4.

Figura 4 – Serviços Ecossistêmicos Costeiros da Macro Metrópole Paulista.



Fonte: (GONÇALVES; CORRÊA; TURRA, 2020)

Em Carrilho & Sinisgalli (2018), foi realizado um levantamento qualitativo e quantitativo dos serviços providos pela Baía do Araçá, no município de São Sebastião-SP, localizado no Litoral Norte de São Paulo, estando na mesma área de interesse que o presente estudo. Foram identificados os serviços e usadas as metodologias adequadas para valoração, sendo a verificação de preço de alimentos para fornecimento de alimentos, custo de substituição para refugio naval, acesso ao mar e depuração de efluentes, valoração de projetos para atividades científicas e educacionais e por fim o preço do mercado de carbono para o estoque de carbono na baía. Os Serviços ecossistêmicos mais relevantes identificados foram depuração de efluentes (45,0% do valor total), seguido por refúgio naval e acesso ao mar (35,0% do valor total), posteriormente atividades científicas e educacionais (19,0% do valor total), suprimento de comida (0,8% do valor total), e por último com baixa significância, estoque de carbono (abaixo de 0,1% do valor total). As porcentagens indicam que os serviços são valorados diferentemente conforme a dimensão onde é analisado, clarificando que é preciso considerar distintos tipos de valoração e não apenas o econômico. Ainda assim, os valores obtidos não revelam todas as contribuições reais ao bem-estar humano para as famílias que dependem da baía para sua subsistência.

Alguns outros estudos também abordam a identificação de serviços ecossistêmicos costeiros, porém a partir de uma abordagem mais qualitativa. Santos e Silva (2012) demonstraram que, para o Município de Camaçari-BA, as regiões mais preservadas eram as que mais tinham capacidade e diversidade de serviços ecossistêmicos. De Araújo et al. (2018), no estudo realizado para a Praia da Ponta Negra em Natal-RN, também demonstra que os locais da praia mais próximos ao centro urbanos têm deficiência na provisão de serviços ecossistêmicos.

Finalmente, como traduzir o impacto na qualidade da água no valor dos serviços ecossistêmicos? A maneira proposta nesse trabalho é a de utilização da Precificação Hedônica (ROSEN, 1974), onde discute-se que o preço de um determinado produto é uma função de todas as características incorporadas no bem. Assim, a função de preço hedônico é realmente um equilíbrio de preços e surge como resultado da interação de compradores e vendedores no mercado de bens heterogêneos. Assim, caso seja possível estimar a curva de preços hedônicos, estima-se que é possível quantificar o quanto o valor de uma variável ambiental influencia no preço do bem, no caso o preço dos imóveis na região da baía de Ubatuba.

No artigo pioneiro de Leggett & Bockstael (2000), os autores fazem o estudo baseado na Baía de Chesapeake, que é um local característico de costa não retilínea e com acesso a diversos tipos de recreação aquática. Na época e na área do estudo, existiam locais específicos

na baía com altas concentrações de coliformes fecais, portanto, o interesse da pesquisa era demonstrar se a qualidade da água, através do número de coliformes fecais obtidos em coletas, era refletida nos preços dos imóveis da região. Demonstrou-se que a distância dos imóveis e a concentração maior de coliformes foram variáveis significativas para explicar o preço dos imóveis na baía.

Em Artell (2014), por outro lado, a precificação hedônica foi feita para a Finlândia inteira, utilizando banco de dados nacional sobre venda de imóveis e dados de qualidade da água. Assim como para o primeiro caso, neste estudo, boa parte da população usufrui de imóveis de segunda residência costeiros, sendo que cerca de 40% da população tem acesso ao lazer associado a costas e lagos. Também neste estudo, ficou marcado o efeito de que imóveis próximos a locais com boa qualidade da água, tiveram preços maiores ao longo do país como um todo.

Os dois artigos mostram que a escala de estudo pode ser tanto um território nacional, ou um local restrito. Os resultados de ambos indicam que há disposição a pagar (DAP), que se encontra implícita nos valores dos imóveis, seja a avaliação feita com o número de coliformes fecais ou índice de qualidade da água. Ainda no último artigo (ARTELL, op. cit), demonstra-se que lotes vazios tendem a sofrer mais variação de preços devido à qualidade da água. Também nos dois artigos são citadas a falta de bibliografia associada ao assunto e a necessidade de realizar mais estudos sobre o tema.

Consideradas as diferenças temporais, geográficas e econômicas, pode-se dizer que a situação atual de Ubatuba tem semelhanças com ambos os artigos, pois o Município de Ubatuba conta com várias reentrâncias, com a qualidade da água variando não só espacialmente como temporalmente, devido ao aporte da população flutuante, resultado de uma grande quantidade de casas de segunda residência, para usufruir dos períodos de lazer. Propõe-se então utilizar das metodologias descritas e aplicar a realidade local, utilizando novas técnicas, principalmente os algoritmos de inteligência artificial e como tais ferramentas podem trazer novas abordagens aos métodos clássicos já empregados.

1.3 Justificativa

Segundo o Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico de Ubatuba (2007), o índice de atendimento do sistema de esgotamento sanitário de Ubatuba é de 33,5%. Já em setembro de 2019, foi publicada a revisão deste Plano, atualizando a porcentagem para 47,5%. Assim, dentro das métricas utilizadas no plano, houve um incremento em 12% do total, ainda muito distante do projetado de 95 % em 2035, de acordo com horizonte projetado do Atlas de Esgotos da ANA (2017). Mesmo desconsiderando o fato de Ubatuba ser uma estância turística, a porcentagem de atendimento do esgoto é muito distante da realidade proposta de universalização do saneamento básico, apresentada na Lei nº. 11.445/2007 (BRASIL, 2007), e também da média de atendimento no Estado de São Paulo, que é de 84,54% (SNIS, 2016).

Confirmando essas informações, a série de 7 vídeos “Reunião Saneamento Básico na Maranduba” (Maranduba TV, 2018), contou com a presença representantes da sociedade, SABESP e do prefeito de Ubatuba. Esta série de vídeos apresenta discussões em torno de obras de saneamento, em execução e em fase de projeto executivo, sob controle da SABESP, além da demanda popular para que a situação do saneamento seja melhorada o mais rápido possível.

É relatado pela comunidade que odores de esgoto são frequentemente notados nos rios e nas praias, além da presença em grande abundância de “bichos geográficos” (Larva migrans). A presença desses parasitas indica que esgoto não tratado está chegando às praias e contaminando a população local. Somado a isso, é possível verificar que parte da população frequentemente corre o risco de contrair doenças associadas à falta de saneamento básico, como disenterias, diarreias, entre outras. Foi possível notar, no encontro citado, que existe uma demanda da população residente de uma melhora do saneamento básico, evidenciando assim que o baixo índice de coleta de esgoto municipal afeta o cotidiano da população.

Não fosse o bastante, o turismo agrava este problema, pelo aumento da população em certas épocas do ano e o enorme aumento de esgoto associado. Uma diminuição do turismo poderia amenizar os problemas ambientais observados, porém isto acarretaria uma diminuição da renda do município, visto que esta atividade é uma das bases de sua economia.

Ocorre que, como descrito em (TEIXEIRA et al., 2012), a previsão de megaprojetos no Litoral Norte, tendem a fazer com que mais pessoas frequentem a região. As novas estradas devem aumentar o trânsito de veículos leves em 58,3 %. Este aumento do fluxo de

pessoas não só irá piorar a qualidade do ar, bem como o incremento de pessoas, implica em uma piora da qualidade da água, principalmente no que concerne ao turismo.

Em 2020, com a promulgação da Lei 14.026/2020 (BRASIL, 2020), o marco do Saneamento Básico foi revisto. Porém, a Prefeitura de Ubatuba também fechou contrato pelos próximos 30 anos com a SABESP para efetivação dos serviços de saneamento básico. Alves (2019), indica que anteriormente a este novo marco, demonstra que há um conflito dos grupos ligados a universalização do saneamento básico em Ubatuba. A autora demonstra que muitas vezes a lógica da privatização e do lucro no fornecimento do serviço, além de entraves legais, inviabilizam a instalação de atendimento da infraestrutura necessária.

Presume-se então que há ainda incerteza em como o cenário do saneamento básico decorrerá no município. O presente estudo propôs analisar diferentes óticas e perspectivas, utilizando a modelagem como ferramenta quantitativa de estimar benefícios e malefícios, tanto ambientais, como econômicos, em um horizonte de alguns anos.

Ainda sob a ótica de Melo & Furlan (2017), a maneira como o Município foi ocupado e a manutenção da especulação imobiliária em decorrência do turismo, faz com que ocorra um deslocamento da população de menor aquisitivo, para posições mais afastadas, causando supressão ambiental até mesmo de áreas de conservação, e aumentando áreas onde não há saneamento básico adequado, evidenciando ainda mais das desigualdades e vulnerabilidades sociais. Tais movimentos ampliam outro problema de natureza sistêmico, que por sua vez, torna a compreensão da dimensão dos desafios ainda mais latente pela população, que é a desigualdade educacional.

A natureza do problema constitui uma interação entre as políticas local, social e ambiental. A adoção das obras de saneamento não resolverá o problema do município a curto prazo, pois estas obras são caras e demoram para ser implementadas.

Para a parte ambiental, sabe-se que a questão de utilizar nutrientes para o estudo levanta não apenas a possibilidade de avaliar o impacto do esgoto de origem antrópica, como também possibilita a avaliação dos efeitos do aumento do esgoto e o impacto no ecossistema local. De fato, o aumento da concentração de nutrientes é um agente causador da eutrofização, um efeito que já foi verificado no município de Ubatuba (FRAZÃO, 2001).

Quanto à metodologia de precificação, visa demonstrar como os donos de imóveis consideram implicitamente uma disposição a pagar por regiões onde a qualidade da água superficial é melhor. Apenas Carrilho & Sinisgalli (2018), fizeram um estudo de quantificação de serviços ecossistêmicos costeiros no Litoral Norte (na Baía de Araçá, São Sebastião-SP), assim este estudo também visa aumentar a contribuição neste sentido.

1.4 Área de Estudo

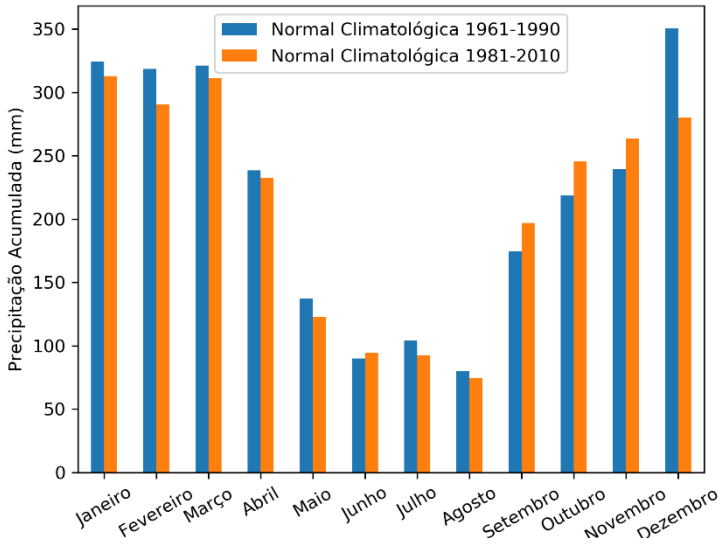
A extensão territorial do Município de Ubatuba é de 708,15 km², dos quais 83% estão localizados no Parque Estadual da Serra do Mar[1]. A costa do município se estende por cerca de 70 km em linha reta, contendo mais de 100 praias, correspondendo ao maior número absoluto de praias de todo o território brasileiro.

O clima do Município, conforme a classificação estabelecida por Köeppen (1948) é definido como **Af,** ou seja sendo tropical chuvoso, sem estação seca. Para visualização do volume de chuvas acumulado, são utilizadas as Normais Climatológicas do INMET, demonstrando a variação ao longo dos períodos considerados.

O período da Normal Climatológica brasileira de 1981-2010 é resultado de um projeto concluído em março de 2018, que tem como objetivo analisar e registrar as alterações do clima durante os dois decêndios subsequentes à edição anterior, as Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990, divulgado pelo INMET em 2009, abrangendo cerca de 440 estações meteorológicas de superfície do INMET em operação, no período de 01/01/1981 a 31/12/2010. A seguir, na Figura 5, são apresentadas as precipitações acumuladas mensais, para os dois períodos climatológicos, conforme dados do INMET.

[1] https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/ubatuba/panorama

Figura 5 - Normais Climatológicas de Precipitação elaboradas pelo INMET para o Município de Ubatuba-SP.



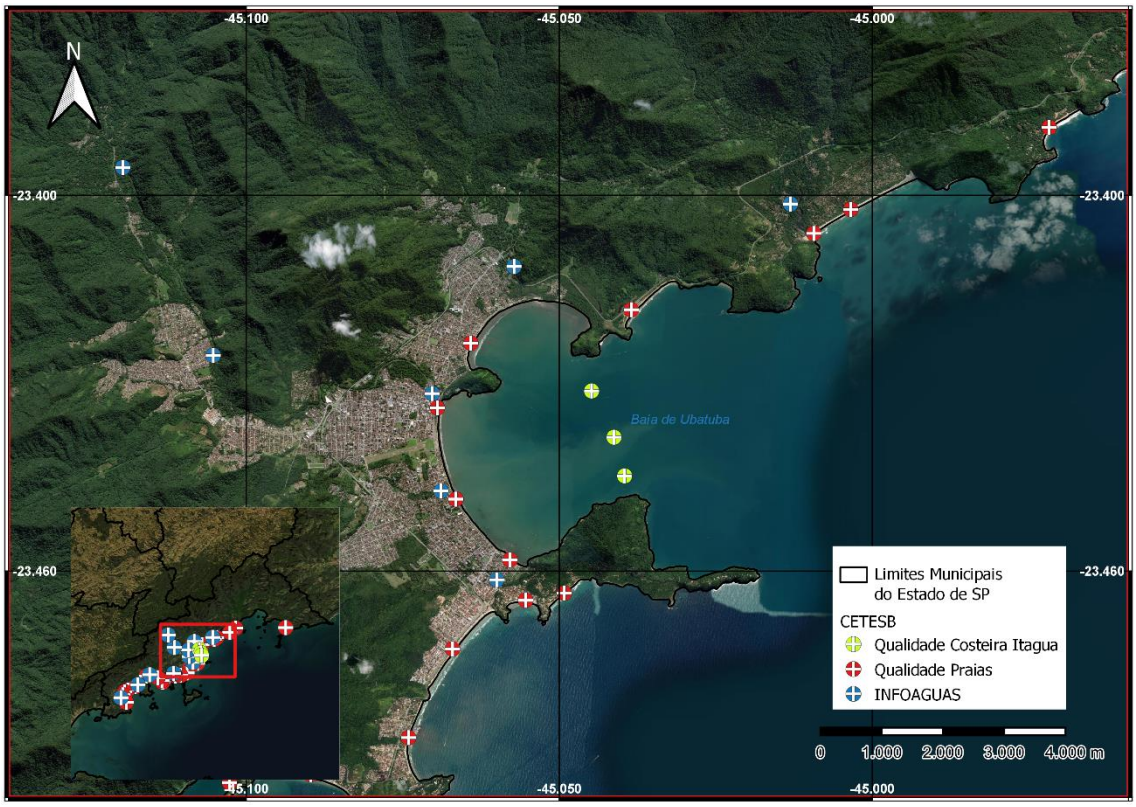
Quanto às características oceanográficas da região, a plataforma continental pode ser dividida em dois domínios, sendo definidos como interior (distâncias menores que 50 km da costa) e exterior (distâncias maiores que 50 km da costa). No domínio interior, ocorre a interação de 3 massas de água, que definem o comportamento termohalino na região, são elas: Água Costeira - AC (Temperatura: 24,0 °C, Salinidade: 34,9); Água Tropical – AT (Temperatura: 24,0 °C, Salinidade: 37,0); e Água Central do Atlântico Sul – ACAS (Temperatura: 13,0 °C, Salinidade: 35,4) (CASTRO FILHO; MIRANDA; MIYAO, 1987).

Durante o verão ocorre uma estratificação vertical de temperatura, na superfície há predominância da AC, misturada com AT, enquanto no fundo há presença da ACAS. A mistura vertical dessas massas de água só ocorre em locais muito próximos à costa no verão. Já durante o inverno, a intrusão não ocorre no domínio interior, fazendo com que neste domínio a AC seja a massa de água predominante. Com base nas observações, concluiu-se que o domínio interno tem suas características oceanográficas controladas pelo padrão de vento (CASTRO FILHO; MIRANDA; MIYAO, 1987). A interação entre a água menos salina superficial, aliado as correntes baroclínicas com sentido nordeste, gera uma feição conhecida como franja litorânea.

Devido à extensão territorial e diversidade de características socioambientais do Município de Ubatuba, se estabelece neste estudo como meta analisar as condições de qualidade da água apenas para a baía de Ubatuba, de modo que possa ser dada mais atenção

aos dados utilizados no estudo. A seguir, na Figura 5, são apresentados o mapa para a baía de Ubatuba e a relação de dados utilizados para a mensuração da qualidade da água.

Figura 6 - Mapa de localização da Baía de Ubatuba em relação ao domínio espacial do Município de Ubatuba e as estações de monitoramento da Qualidade da Água, feitas pela CETESB (INFOAGUAS em azul, Qualidade Costeira em amarelo e Balneabilidade das praias em vermelho).



A análise de sedimentos da baía de Ubatuba indica que é um local protegido da ação de ondas oriundas de S-SO, apresentando consequentemente menor energia hidrodinâmica (MAHIQUES; TESSLER; FURTADO, 1998). A menor hidrodinâmica implica em uma renovação mais lenta da água, sendo algo que não favorece a diluição de compostos oriundos da poluição que chega à baía através do escoamento superficial.

Os dados do monitoramento da qualidade de praias (CETESB, 2020a), demonstram que, nos locais de coleta de dados para análise na praia de Itaguá, as análises indicam esta praia como sendo classificada de qualidade Ruim ou Péssima, ao longo de várias campanhas de Monitoramento. No entanto, segundo as análises do monitoramento de águas costeiras (CETESB,2020b), a baía apresenta qualidade Boa, na maior parte do tempo.

1.5 Hipóteses

Com base em informações do Município de Ubatuba (população residente e população flutuante; e abrangência do sistema de esgotamento sanitário) e dados ambientais (vazão, qualidade da água, correntes e elevação do nível do mar) aliado a métodos computacionais (modelos numéricos hidrodinâmicos e de qualidade da água) há a hipótese que a falta de saneamento é a principal contribuição do impacto antrópico da qualidade da água superficial costeira adjacente à baía de Ubatuba-SP. A partir da qualidade da água encontrada a partir dos modelos, avaliou-se que o impacto na qualidade da água refletiria negativamente nas preferências dos cidadãos e dos turistas. Ou seja, estimou-se que haveria uma relação negativa entre a qualidade da água e os preços dos imóveis; assim, de uma maneira indireta e implícita, quanto menos a qualidade da água costeira e suas adjacências, menor seria a disposição a pagar (DAP) pelo bem (imóvel) e vice versa.

1.6 Objetivos

Esta pesquisa tem como objetivo principal estimar a qualidade da água costeira no cenário atual, na baía de Ubatuba, através da modelagem hidrodinâmica e de qualidade da água, considerando as entradas pontuais e difusas de cargas poluidoras na região considerada. Com os resultados da modelagem de qualidade da água, pretende-se avaliar se a qualidade da água tem impacto nos preços dos imóveis, através da estimação de preços hedônicos, permitindo a projeção da disposição a pagar implícita, com base nos cenários considerados no estudo. Sendo assim, os objetivos específicos são:

1. Elaboração de um modelo hidrodinâmico, através do sistema de modelos Delft3D, que seja capaz de representar adequadamente as condições de correntes, nível do mar e características termohalinas da região, de acordo com a bibliografia estabelecida;
2. Implementar a modelagem de qualidade da água na baía de Ubatuba, utilizando o módulo de qualidade Delft3D-WAQ. Para isso, são considerados tanto a modelagem hidrodinâmica quanto as fontes de poluição na bacia hidrográfica, a qual chega na baía de Ubatuba pelo escoamento das águas superficiais;
3. Avaliar, usando os resultados das plumas de impacto do modelo de qualidade da água, se há uma precificação implícita nos imóveis da região, de acordo com qualidade da água costeira. Para isso, são utilizadas variáveis ambientais, sociais e econômicas, de modo a verificar o peso da qualidade da água no preço hedônico dos imóveis.

2 Metodologia

Para realização desta pesquisa, optou-se por utilizar dados secundários em todas as etapas. Isto deve-se ao fato de que atualmente existe uma rede de informações mais robusta e ampla do que anos atrás, seja considerando dados de outros modelos, ou mesmo dados coletados *in situ*.

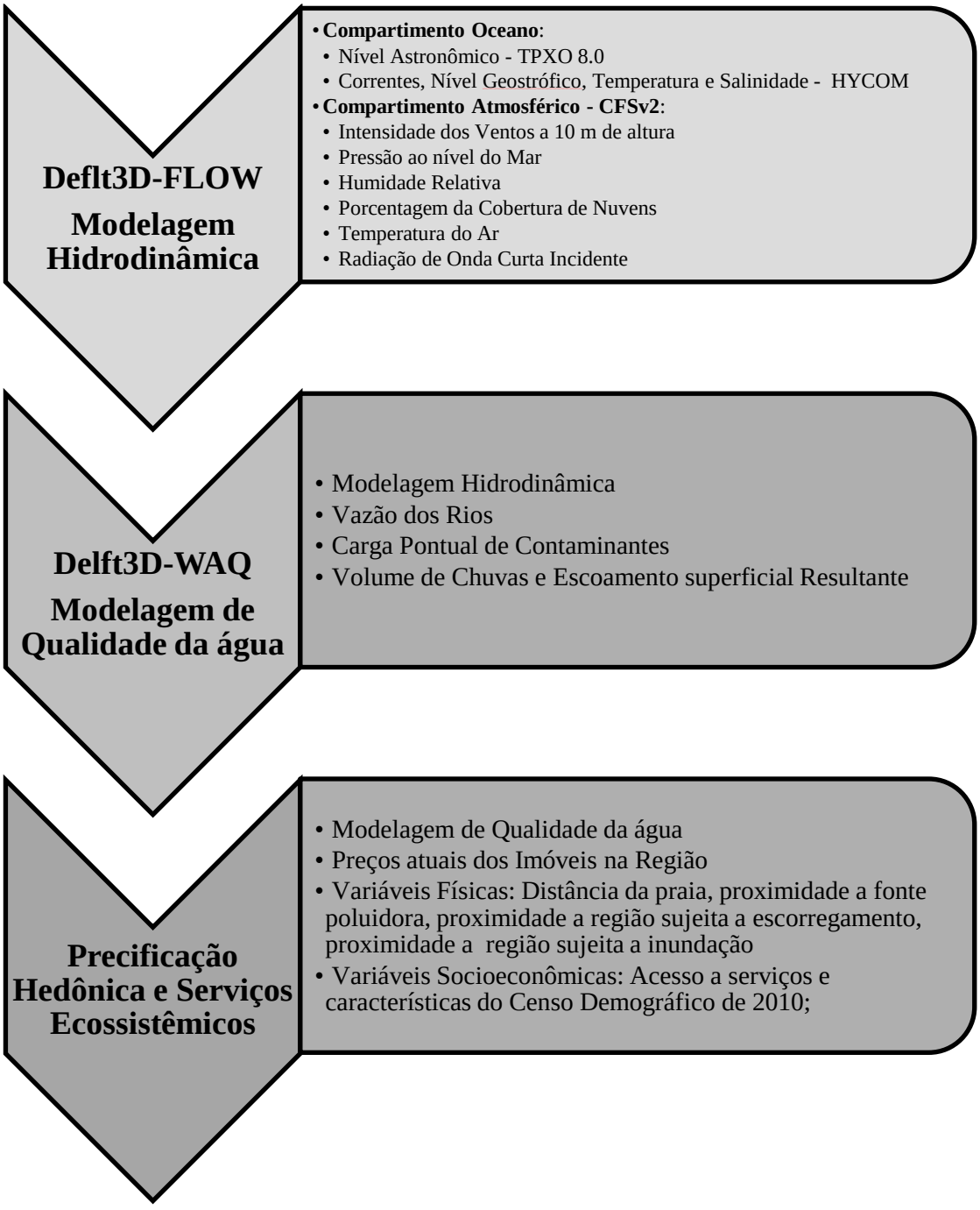
Desta maneira, a pesquisa foi iniciada avaliando o cenário atual, para delimitação da extensão espacial e temporal dos impactos na qualidade da água costeira na baía de Ubatuba, visto que há coletas da CETESB, com parâmetros ambientais tanto nos rios, como nas praias e na costa.

Verificando que a modelagem da qualidade da água consegue reproduzir o que é observado no meio ambiente, é avaliado, com métodos de precificação hedônica, se há disposição a pagar por área menos impactadas pela poluição originada do fluxo de águas superficiais.

Na Figura 7, é apresentado um fluxograma com a ordem dos processos executados na pesquisa. Ainda nesta figura, são descritos resumidamente alguns dos dados e ou forçantes necessárias para cada etapa.

Ao longo das próximas seções deste capítulo, são descritos os métodos considerados, com maior detalhamento.

Figura 7 – Fluxograma dos processos, em que são explicitados os dados e/ou forçantes necessários para a realização de cada etapa proposta na pesquisa.



2.1 Modelagem Hidrodinâmica

A construção de uma base hidrodinâmica que representa os processos físicos do ambiente costeiro aquático é essencial para a determinação da pluma de poluentes proveniente de águas continentais.

Visando determinar o comportamento hidrodinâmico da baía de Ubatuba é preciso simular os processos oceano-atmosféricos que ocorrem na plataforma rasa adjacente ao local de interesse, de modo a realizar a redução de escala dos fenômenos da plataforma continental do Litoral Norte do Estado de São Paulo.

A redução de escala é necessária pois, em geral, as informações sobre a zona costeira disponíveis, sejam de banco de dados ou de modelagens de larga escala, consideram amplos domínios, que não conseguem representar aspectos de pequena escala, como por exemplo na baía de Ubatuba.

É nesse sentido que se propõe a utilização do sistema de Modelos Delft3D (DELTARES, 2013a), para fazer a redução dos processos de meso e larga escala, para uma dimensão em que é possível observar os processos de diluição de contaminantes na zona costeira.

O Delft3D possibilita representar diversos processos físicos em suas formulações. No entanto, como a modelagem hidrodinâmica proposta para a região do estudo é a redução de escala das observações de dimensões maiores, apenas alguns processos são considerados para simulação, sendo esses:

1. Coordenadas verticais na convenção Sigma (σ);
2. Sistema de Cooordenadas Geográficas na Horizontal;
3. Gradientes de superfície livre (Efeitos Barotrópicos);
4. Efeito de Rotação da Terra (Força de Coriolis);
5. Água com densidade variável;
6. Gradientes horizontais de densidade na pressão (Efeitos Baroclínicos);
7. Turbulência e fluxos de momentum (Modelos de Fechamento Turbulento);
8. Variação espacial e temporal do efeito de atrito na superfície da água;
9. Atrito uniforme ao longo do tempo e espaço no fundo
10. Variação espacial de pressão atmosférica na superfície da água;
11. Troca de calor na superfície da água.

No presente estudo, não foram incluídas as descargas fluviais e nem a precipitação, pois considera-se que a região recebe relativamente pouco aporte de água não salina, devido à ausência de grandes sistemas estuarinos (CASTRO FILHO, 2014). Sabe-se que a presença de cargas fluviais e pluviosidade tem impacto na redução da salinidade, assim como evidenciado por outro estudo de modelagem baroclínica na região (SILVA; MIRANDA; CASTRO FILHO, 2005). Porém, estimar a quantidade de vazão de cada rio ou estuário através de deflúvio da chuva não é uma abordagem viável num estudo inicial. Para a modelagem de qualidade da água, posteriormente, são considerados tais aportes, visto que são o principal processo que afeta a qualidade da água.

2.1.1 Domínio da Simulação

O domínio numérico tem dimensões de aproximadamente 103 x 46 km, compreendendo integralmente as costas dos Municípios de Ubatuba, Caraguatatuba, Ilhabela e parcialmente do município de São Sebastião.

Para a discretização da região, foram utilizadas, 497 células no sentido longitudinal e 238 células no sentido latitudinal, totalizando 95.226 células. Foram utilizadas células homogêneas em tamanho, medindo 209 m no sentido longitudinal e 218 m no sentido latitudinal. A escolha por células do mesmo tamanho ao longo do domínio visa facilitar o ajuste dos parâmetros numéricos de calibração, evitando a necessidade de ajustes espaciais dos coeficientes (difusão, viscosidade, atrito).

O domínio numérico foi ajustado aos contornos da linha da costa, de modo a evitar cálculos computacionais em células secas ou que inundam em pequena parte do tempo. Esta abordagem foi escolhida, pois o modelo não foca em representar os processos que ocorrem nas regiões rasas, mas sim, as características gerais na plataforma.

Devido a estas escolhas, o modelo possui três fronteiras abertas principais, sendo referidas como: Borda Leste, Borda Sul e Borda Oeste. Cada borda é dividida em subseções, para representar as forçantes impostas nestes contornos.

Na Figura 8 são apresentados o domínio numérico, as convenções utilizadas para se referir à orientação da grade e as fronteiras. Observa-se que, devido à grande extensão da grade e a resolução adotada (209 x 218 m), na figura não se pode evidenciar as células do modelo. Assim, é apresentada uma aproximação para a baía de Ubatuba, que é objeto de estudo desta dissertação. Na Figura 9, são apresentadas as subdivisões utilizadas nos contornos do domínio numérico.

Figura 8 – Domínio da Simulação Hidrodinâmica no geral e aproximação para a baía de Ubatuba. No mapa são apresentados os munícipios abrangidos, localização das bordas do modelo e as convenções de referência utilizadas.

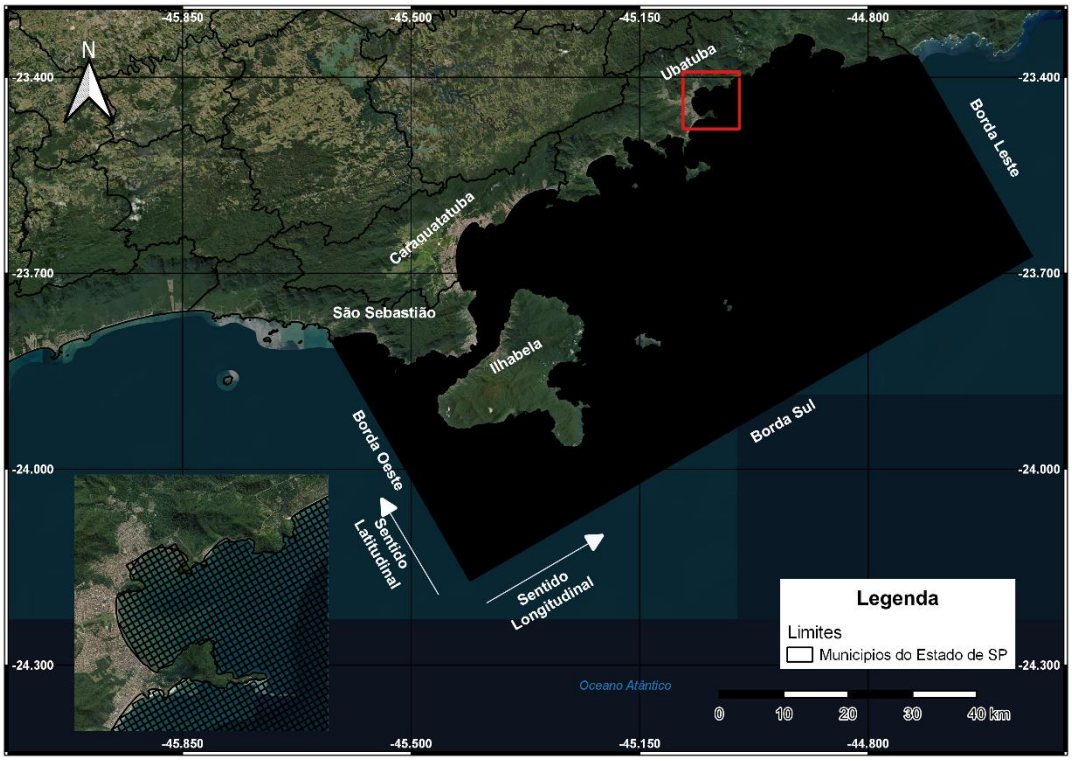
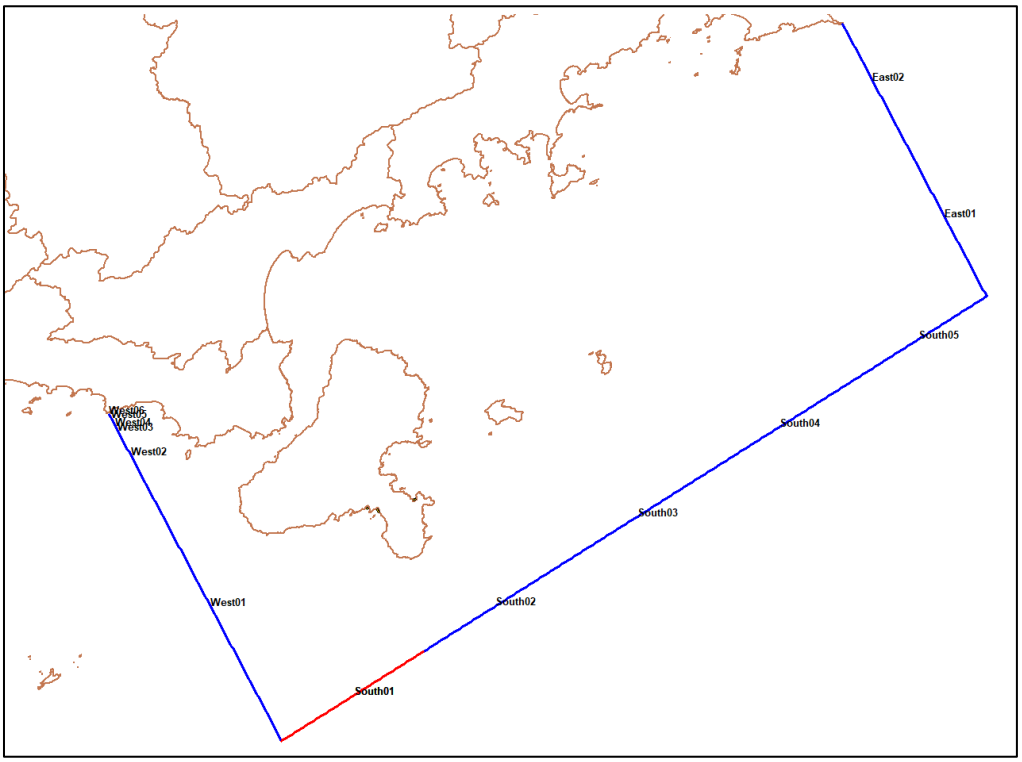


Figura 9 – Sub divisões dos contornos do modelo. A borda Oeste conta com 6 seções, enquanto a borda Sul possui 5 e a borda Leste tem 2 seções.



A batimetria utilizada no modelo foi integralmente obtida da digitalização de Cartas Náuticas elaboradas pelo Centro de Hidrografia da Marinha[2]. A seguir na Tabela 3, é apresentada a relação de cartas náuticas consideradas.

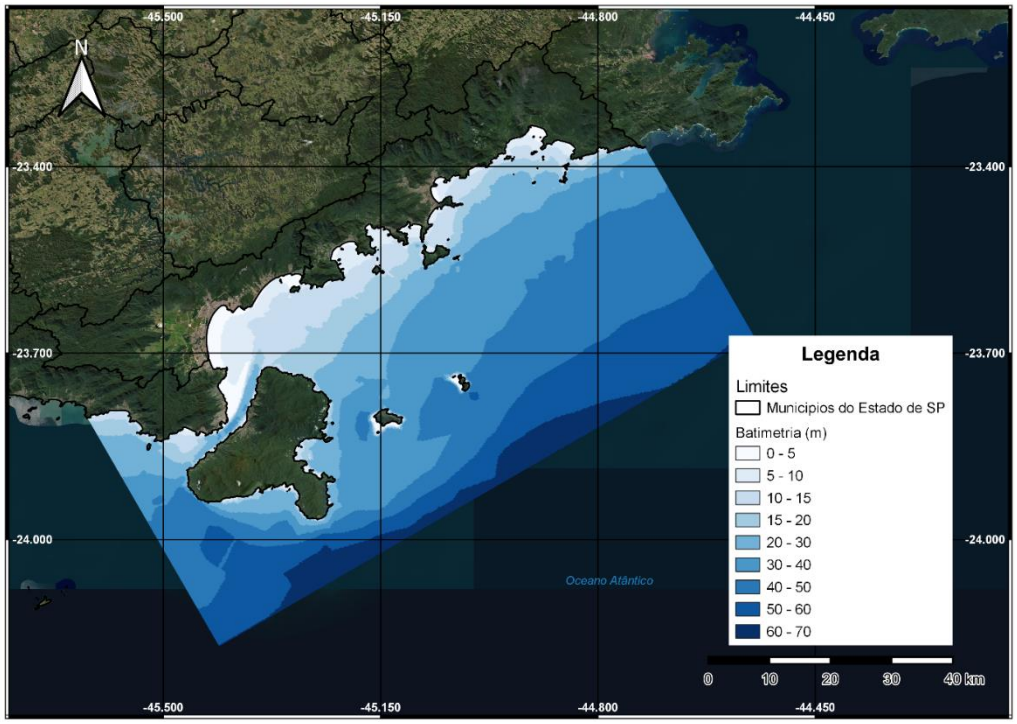
Tabela 3 – Cartas Náuticas utilizadas para a composição dos contornos batimétricos.

Carta Náutica	**Escala**
Enseada de Ubatuba	1:20.000
Da Ponta de Juatinga a Ilha das Couves	1:40.000
Da Ilha das Couves a Ilha do Mar Virado	1:39.983
Da Enseada do Mar Virado ao Porto de São Sebastião	1:39.914
Do Rio de Janeiro a Santos	1:300.000

[2] Fonte: https://www.marinha.mil.br/chm/dados-do-segnav/cartas-raster.

Ao adequar as cartas náuticas ao domínio do modelo, observa-se que na região amostrada, a profundidade máxima é de aproximadamente 70 m. Na Figura 10 é apresentada a batimetria interpolada para as células do modelo hidrodinâmico.

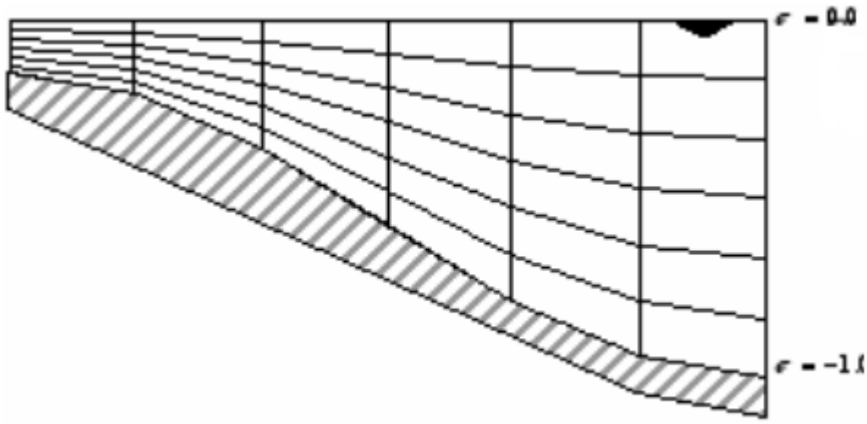
Figura 10 – Contornos batimétricos (m) considerados nas simulações.



Para a discretização vertical, devido à intrusão da ACAS no período de verão e consequente estratificação vertical de densidades (CASTRO FILHO, 2014; CASTRO FILHO; MIRANDA; MIYAO, 1987), é necessário que as camadas verticais sejam capazes de reproduzir os efeitos da intrusão de uma massa da água mais densa na plataforma rasa.

O sistema de coordenadas verticais SIGMA (PHILLIPS, 1957), escolhido para a correspondente representação do modelo, permite que o modelo tenha o mesmo número de camadas na vertical ao longo de todo o domínio , como é possível observar na Figura 11.

Figura 11 – Representação da variação de espessura, com base na profundidade para o sistema de coordenadas verticais SIGMA.



Fonte: Adaptado de Deltares (2011a)

No entanto, devido à variação da espessura das camadas, podem ocorrer erros na representação da picnoclina (camada onde se tem variação abrupta de densidade), por conta da intersecção entre as isolinhas de densidade e as células verticais do modelo. Isso leva a inconsistências, trazendo efeitos de difusão verticais não observados em situações reais (LEENDERTSE, 1990; STELLING; VAN KESTER, 1994).

Para contornar esta limitação, especialmente nos meses de verão, foram utilizadas 8 camadas SIGMA, de modo a aumentar a resolução vertical e evitar os efeitos indesejados de difusão vertical. As espessuras são descritas na Tabela 4.

Tabela 4 – Espessura em Porcentagem das camadas SIGMA utilizadas na modelagem hidrodinâmica.

Camada	**Espessura (%)**
1	5
2	10
3	10
4	10
5	10
6	20
7	30
8	5

2.1.2 Condições de Contorno e Forçantes

As condições de contorno de modelos hidrodinâmicos são especificadas nas fronteiras onde as condições existentes são impostas, de acordo com a necessidade do estudo. Para esta dissertação, as condições de contorno são essencialmente as de processos da dinâmica costeira (maré, nível médio do mar, correntes, temperatura e salinidade).

Além das condições de contorno, utiliza-se forçantes que atuam em todo o domínio. Neste caso específico, são as forçantes atmosféricas - vento, pressão, umidade, temperatura do ar, cobertura de nuvens e radiação de onda curta incidente – que atuam de forma variável no espaço e no tempo, ao longo do domínio numérico.

2.1.2.1 Compartimento Oceânico

As condições de contorno aplicadas são inseridas no modelo, variando temporalmente ao longo das bordas estabelecidas e apresentadas na Figura 9. Considera-se que cada uma das bordas possui duas extremidades, referidas pelo Delft3D como Ponto A e Ponto B. O modelo aplica uma interpolação linear entre as duas extremidades de cada borda, fornecendo uma transição mais suave de processos físicos nessas regiões limítrofes.

Dentre as opções disponíveis de condições de contorno no Delft3D, a borda escolhida foi a do tipo Riemann (VERBOOM; SLOB, 1984). Esta condição estabelece que as bordas do modelo não sejam reflexivas, aplicando um filtro passa-baixa, e evitando a propagação de efeitos numéricos que não representam processos físicos.

A fórmula da Variante Riemann utilizada na fronteira é:

$$f(t) = U \pm \zeta\sqrt{\frac{g}{d}}$$

Onde:

U = Velocidade Normal à Seção da Borda;

ζ = Nível Total (Maré + Nível médio do mar);

g = Aceleração da Gravidade;

d = profundidade média o Ponto da borda.

Com base nessa fórmula, foram determinadas as fontes de dados necessárias para impor os processos físicos da plataforma no modelo numérico.

Para as correntes, nível médio do mar, temperatura e salinidade, optou-se em utilizar o modelo HYCOM[3] (CHASSIGNET et al., 2007). A tradução da sigla utilizada para nomear o modelo é “Modelo Oceânico de Coordenadas Híbridas”, sendo assim, a sigla uma ideia de como o modelo é estruturado.

O HYCOM possui três sistemas de coordenadas verticais: Isopicnais, SIGMA e Z. As coordenadas Isopicnais são utilizadas em regiões onde há transições entre distintas massas de água oceânicas, enquanto as coordenadas SIGMA são utilizadas em regiões onde há grande variação de batimetria marinho (morros submarinos e plataforma costeira), enquanto as coordenadas Z representam os níveis mais superficiais, visto que expressam apenas a espessura de cada camada. Para o modelo desta dissertação, os resultados extraídos do HYCOM são apenas referentes ao sistema de Coordenadas Z.

O modelo é operado por diversas instituições e universidades norte americanas, que atuam em conjunto para disponibilização em formato aberto, disponibilizando experimentos iniciados desde 1994 e até mesmo experimentos atuais, sendo os dados atualizados quase que diariamente.

Para maré, as constantes harmônicas do TPXO 8.0 (EGBERT; EROFEEVA, 2002), foram extraídas através do software Delft Dashboard. As constantes são tratadas em procedimentos internos do aplicativo, de modo a ajustar seus parâmetros oceânicos, para regiões costeiras.

Na fórmula da condição de contorno Riemann, necessita-se da elevação total, portanto, é realizada a soma da previsão harmônica (SCHUREMAN, 1958) com as elevações obtidas pela extração de dados do modelo HYCOM, para cada período desejado. As velocidades normais à borda são obtidas a partir da decomposição vetorial de cada componente de velocidade do HYCOM. Para a profundidade média dos pontos de borda, foi utilizada a profundidade dos contornos batimétricos das cartas náuticas, com as devidas interpolações para as posições de interesse.

2.1.2.2 Compartimento Atmosférico

O Delft3D permite ao usuário que este forneça os dados de entrada atmosféricos variando ao longo do espaço e no tempo no modelo. Por conta da dimensão da grade, essa foi

[3] Disponível em: https://www.hycom.org/

escolhida como a melhor abordagem para representar a interação oceano-atmosfera na modelagem hidrodinâmica.

O conjunto de dados selecionado para esta etapa foi o NCEP CFSv2[4] (SAHA et al., 2014). A sigla CFS traduz-se como Sistema de Previsão Climática. O CFSv2 é um modelo oceânico-atmosférico-terrestre, acoplando diversos dados de entrada e fornecendo previsões diárias para diversas variáveis ambientais. Embora faça previsões, o modelo é constantemente avaliado com bases de dados coletados, tornando-o não apenas uma fonte de previsões, mas também de reanálise. Através desta consideração, o CFSv2 é uma robusta e validada base de dados que é utilizada em diversos estudos, por conta da sua abrangência e confiabilidade. O CFSv2 conta com dados disponíveis a partir de 2011, enquanto seu antecessor (CFS), fornece o banco de dados de 1979 a 2011.

Como forçantes atmosféricas do modelo foram utilizadas a intensidade e direção dos ventos a 10 m de altura do nível médio do mar, além da pressão atmosférica. Para representar a troca de calor entre o oceano e a atmosfera, foram utilizados os dados de temperatura do ar, umidade relativa do ar, cobertura de nuvens e radiação de onda curta incidente.

[4] Disponível em: https://cfs.ncep.noaa.gov/

2.2 Modelagem de Qualidade da Água

Para a realização da modelagem de qualidade da água, foi utilizado outro módulo do sistema de modelos Delft3D, o Delft3D-WAQ (Deltares,2011b) ou WAQ, sendo este responsável pela representação do transporte de substâncias presentes em meios aquáticos. O módulo WAQ baseia-se na equação de transporte advectivo-difusivo, oferecendo diferentes métodos computacionais para sua solução numérica.

Os processos básicos de transporte operam da mesma maneira para todas as substâncias estudadas. Os processos de qualidade de água são incorporados na equação de transporte advectivo-difusivo, por meio da adição de um termo no balanço de massa. Tais processos são descritos por funções lineares ou não-lineares, envolvendo as variáveis de interesse e os demais parâmetros do modelo.

As formulações referentes a cada processo são organizadas sob a forma de uma biblioteca que está interligada com o módulo de qualidade da água. A biblioteca contém mais de 50 rotinas de processos de qualidade da água, num total de 140 substâncias padronizadas. A interface gráfica do usuário permite selecionar qualquer combinação de substâncias e de processos associados.

O modelo inclui os ciclos naturais completos de elementos químicos: Carbono, Nitrogênio e Fósforo, Oxigênio e Silício. Inclui também processos relacionados aos sedimentos coesivos, às bactérias, à salinidade, à temperatura, aos metais pesados e aos micropoluentes orgânicos. Seguem alguns exemplos de processos de qualidade da água:

1. Troca de substâncias com a atmosfera (Oxigênio, substâncias orgânicas voláteis e calor);
2. Adsorção e dessorção de substâncias tóxicas ou de Ortofosfato;
3. Sedimentação e resuspensão de partículas ou de substâncias adsorvidas;
4. Mortalidade de bactérias;
5. Reações bioquímicas (decaimento de DBO e nitrificação);
6. Crescimento de algas (produção primária);
7. Predação (ex: zooplâncton sobre o fitoplâncton).

2.2.1 Domínio da Simulação

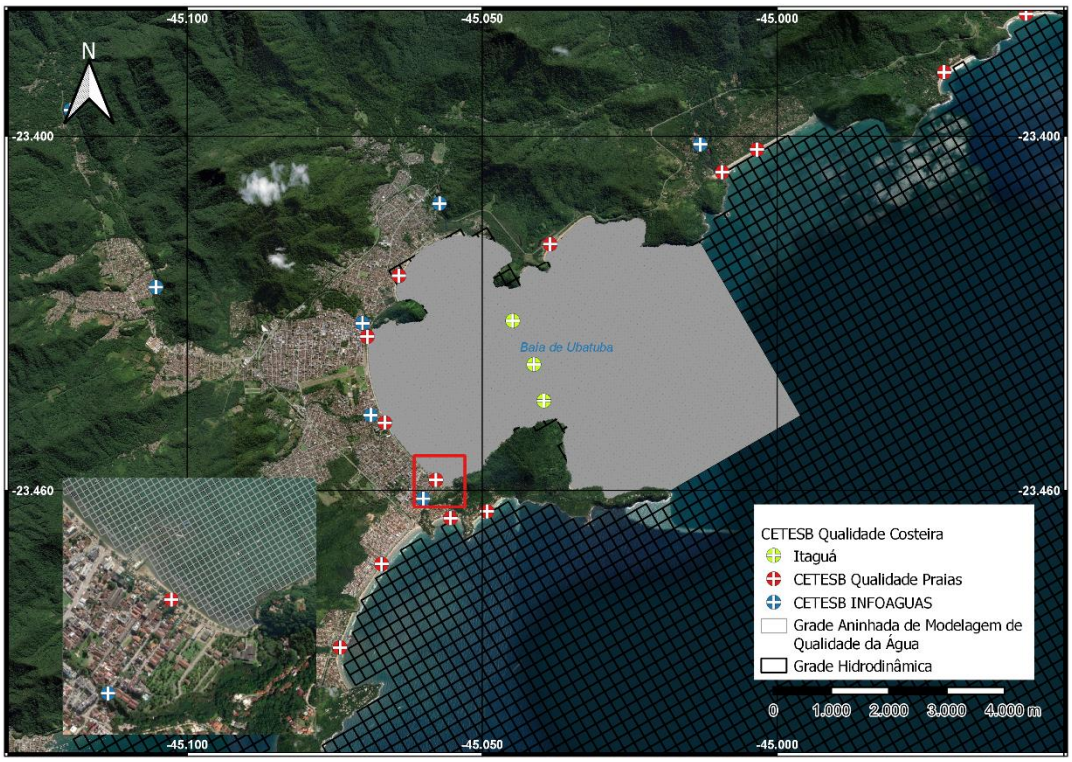
Nos estudos de qualidade da água, é importante que as resoluções horizontais e verticais da grade numérica sejam capazes de atender aos objetivos propostos no estudo. Conforme os monitoramentos realizados pela CETESB (Qualidade dos Rios, Praias e Costeira), as poluições mais críticas na baía estão justamente nas porções adjacentes aos rios e às praias, portanto, o domínio numérico anterior não era o ideal para avaliar como se dá o impacto por poluentes advectados para a baía através do escoamento superficial de água na região de interesse.

Para tanto, a discretização do domínio numérico para a modelagem de qualidade de água foi definida como 10 vezes mais refinada do que a modelagem hidrodinâmica, atingindo resolução horizontal de cerca de 20 x 20 m. Tal fator de aumento do refinamento foi definido de modo a contemplar a maior fidelidade da diluição de constituintes descartados na região de interesse, tendo assim, maior visualização da advecção e difusão das concentrações observadas.

Na Figura 12 é apresentada a grade das simulações de qualidade da água e a grade das simulações hidrodinâmicas, para ilustrar as diferenças em termos de resolução. Ainda nessa figura, estão dispostos os locais de coleta de dados de qualidade da água na região do estudo. O domínio numérico das simulações de qualidade da água foi ajustado para corresponder a esse conjunto de informações, possibilitando o uso dos dados para validação e comparações.

No processo de aninhamento, também foram reduzidas o número de camadas sigma de 8 para 5, visto que, na plataforma rasa, os processos de estratificação térmica e halina perdem relevância. Além disso, a menor profundidade local, implica que os processos estarão restritos a uma lâmina da água menor, diminuindo ainda mais a necessidade de um elevado número de camadas verticais. Tal aproximação reduz a complexidade e o tempo de processamento das simulações, sem prejudicar as premissas da estabilidade dos modelos.

Figura 12 – Domínio da Simulação de Qualidade de água no geral e aproximação para a foz do Rio Acaraú, um dos mais poluídos da cidade. A grade de qualidade da água é apresentada em conjunto com o domínio da simulação hidrodinâmica para termos de comparação.



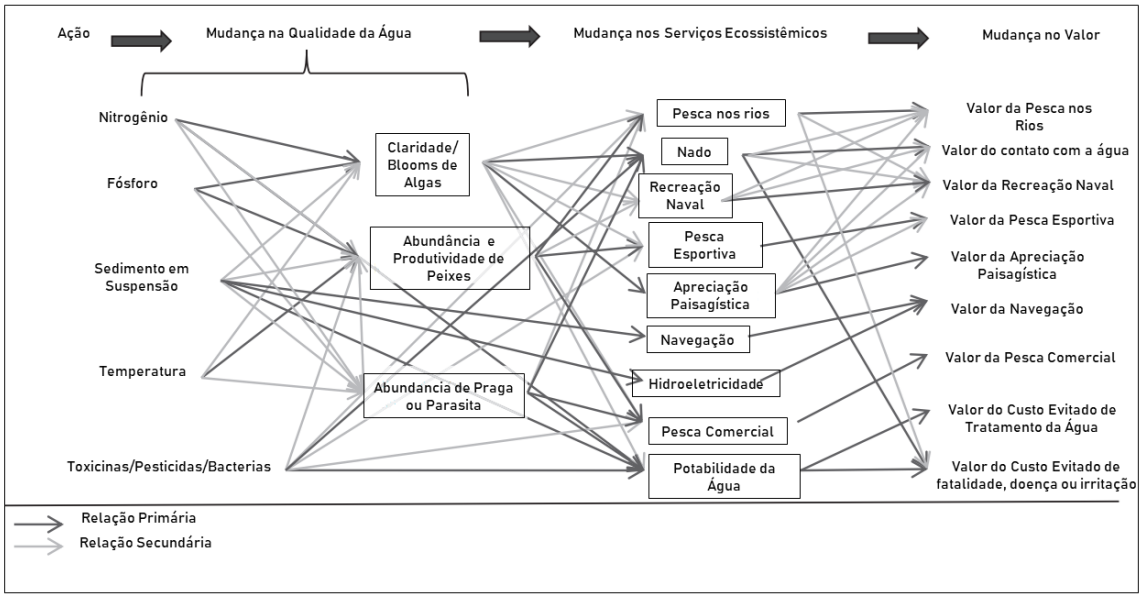
Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

2.2.2 Constituintes Descartados e Critérios

O WAQ possui em sua biblioteca mais de 100 processos e constituintes que podem ser simulados conforme as necessidades de simulação. No entanto, para uma avaliação da qualidade da água e como ela se relaciona com fatores externos, não há necessidade da seleção de tantos critérios.

No artigo de Keeler et al. (2012), onde é proposto um organograma (Figura 13), que relaciona variáveis ambientais a serviços ecossistêmicos, as variáveis de entrada são Nitrogênio, Fósforo, sedimento em suspensão, temperatura, toxinas, pesticidas e bactérias.

Figura 13 – Relação entre parâmetros de qualidade da água, serviços ecossistêmicos e valores atribuídos.



Fonte: Adaptado de Keeler et al. (2012).

Este gráfico ajuda a delimitar o alcance e o escopo do que se deseja obter com a modelagem de qualidade da água. Nota-se que, ao avaliar nutrientes, transparência, temperatura e bactérias, podem ser estimados impactos monetários no tecido socioeconômico. Para o presente estudo, isto é suficiente.

No Brasil, para avaliação dos critérios de qualidade da água e enquadramento dos corpos hídricos, a legislação a ser considerada é a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). De acordo com esta:

> *"Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências."*

A Resolução teve como objetivo, a necessidade de se criar instrumentos para avaliar a evolução da qualidade das águas, em relação às classes estabelecidas no enquadramento, de forma a facilitar a fixação e controle de metas visando atingir gradativamente os objetivos propostos. Dentro deste contexto, para corpos de águas salinas, a Resolução divide-se em três artigos:

Art.18 -Águas Salinas Classe 01, Art. 19 – Águas Salinas Classe 02, Art. 20 – Águas Salinas Classe 03.

Nos três artigos, a resolução indica os valores limites de concentração para diversas substâncias que impactam a qualidade do corpo de água. Os corpos de água Classe 01 são os mais restritivos, desta maneira, as concentrações limites das substâncias no Art. 18 são menores do que nos artigos subsequentes. A seguir, segue um pequeno resumo da destinação de cada Classe conforme os artigos citados:

1. Classe 1: Recreação de contato primário, Proteção das comunidades aquáticas, Aquicultura e Atividade de pesca;
2. Classe 2: Pesca amadora e Recreação de contato secundário;
3. Classe 3: Navegação e Harmonia paisagística.

Compete aos órgãos ambientais a determinação de uma Classe a um corpo hídrico ou a uma seção costeira, definindo assim os objetivos de preservação ou uso conforme a Classe de qualidade estabelecida.

Além da avaliação da qualidade da água, também pretende-se inferir sobre a balneabilidade da região de estudo modelando a concentração de coliformes termotolerantes. Para tanto, são utilizadas as considerações expressas na Resolução CONAMA nº 274/2000 (BRASIL, 2001).

De acordo com o Art. 2°, Parágrafo primeiro, as águas são classificadas em próprias ou impróprias para contato. Quando próprias, podem ser subdivididas em condições: Excelente, Muito Boa e Satisfatória. A seguir, são descritos os critérios para as classes de balneabilidade de acordo com o número de coliformes obtidos nas amostras:

1. ***Excelente***: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 250 coliformes fecais (termotolerantes) ou 200 Escherichia coli ou 25 enterococos por l00 mililitros;
2. ***Muito Boa***: Muito Boa: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 500 coliformes fecais (termotolerantes) ou 400 Escherichia coli ou 50 enterococos por 100 mililitros;

3. ***Satisfatória***: quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo 1.000 coliformes fecais (termotolerantes) ou 800 Escherichia coli ou 100 enterococos por 100 mililitros.
4. ***Imprópria:*** quando o valor obtido na última amostragem for superior a 2500 coliformes fecais (termotolerantes) ou 2000 Escherichia coli ou 400 enterococos por 100 mililitros.

Diante dos critérios de qualidade brasileiros, da estrutura que relaciona a qualidade da água aos serviços ecossistêmicos e dos processos disponíveis no módulo WAQ, propõe-se a modelagem dos seguintes constituintes:

1. **Nutrientes**: Nitrogênio, Fósforo, Carbono Total;
2. **Coliformes Termotolerantes**;
3. **Composto conservativo** (Constituinte que simula uma substância que não reage com outros componentes do sistema aquático, sendo ideal para simulação de metais pesados ou outras substâncias estáveis.

Com base nessas observações, foram coletados dados de diferentes fontes para definir os valores nas bordas dos modelos, segundo os Constituintes selecionados.

1. **Incremento da População**: Feriados municipais (São Paulo), estaduais (SP) e federais.
2. **Qualidade da Águas Superficial**: Qualidade da Água do Rio Acaraú. Dados obtidos a partir do projeto "Mapeamento e avaliação da dinâmica da poluição da Bacia do Rio Acaraú como subsídio à efetivação do enquadramento", organizado pelo Instituto Costa Brasilis[5].
3. **Balneabilidade Costeira**: Os dados foram obtidos a partir da consolidação dos relatórios de qualidade das praias litorâneas do Estado de São Paulo, do ano de 2012 a 2020 (CETESB, 2020).

[5] http://costabrasilis.org.br/

2.2.3 Condições de Contorno e Forçantes

As cargas poluidoras dependem de uma gama de processos muito complexos, com a modelagem utilizando informações e estimativas disponíveis. A seguir, são elencados alguns dos processos e variáveis que influenciam a carga de poluentes nos corpos hídricos superficiais:

1. Condições hidrodinâmicas;
2. Vazão dos rios;
3. Precipitação;
4. População residente e fixa;
5. Bacias hidrográficas;
6. Saneamento (redes, porcentagem de efluentes domésticos tratados);
7. Poluição difusa.

As condições de contorno que são impostas na grade de Qualidade da água, são oriundas da modelagem hidrodinâmica, através do processo de aninhamento “offline”. Nesta abordagem, o modelo hidrodinâmico é simulado e seus resultados são armazenados, de modo que possam ser utilizados para modelagens em sub regiões específicas, como no caso da baía de Ubatuba. Portanto, as condições hidrodinâmicas, temperatura e salinidade da água do mar, obtidas e demonstradas na Seção 3.1, são utilizadas como condições de contorno da modelagem de qualidade da água. Assim como para o modelo hidrodinâmico, as condições atmosféricas são especificadas em todo domínio espacial. No entanto, o diagnóstico da qualidade da água na baía de Ubatuba não depende apenas das condições do mar costeiro. A seguir, são discutidas outras condições de contorno, referentes às condições físicas e socioeconômicas do Município de Ubatuba.

De modo a restringir o escopo do estudo, alguns autores (AMATO et al., 2016; NIENCHESKI et al., 2007; ULLMAN et al., 2003) reconhecem e quantificam o impacto que a descarga de água subterrânea tem na qualidade da água costeira. Devido à grande utilização de fossas em muitas residências e a profundidade do aquífero costeiro em Ubatuba, infere-se que estes fluxos podem contribuir para a piora na qualidade da água. Povinec et al. (2008) demonstraram que as estimativas do fluxo de água subterrânea para algumas praias de Ubatuba, utilizando isótopos radioativos como traçadores, indicam que existe variabilidade até mesmo em poucos metros de distância em uma mesma praia. Como também não há

monitoramento da qualidade da água subterrânea no litoral, optou-se por não considerar o fluxo de águas subterrâneas nas simulações de qualidade da água do presente trabalho.

Complementando as metodologias e dados que definem as condições de contorno do modelo aninhado, foi adicionada a vazão de corpos hídricos superficiais; devido à ausência de informações nas fontes consultadas, foi preciso estimar as vazões a partir da chuva incidente no município. Para os dados de chuva foi utilizada a seguinte fonte:

1. **Pluviosidade**: Banco de estações automáticas do Centro Nacional de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais (CEMADEN[6])

[6] https://www.gov.br/mcti/pt-br/rede-mcti/cemaden

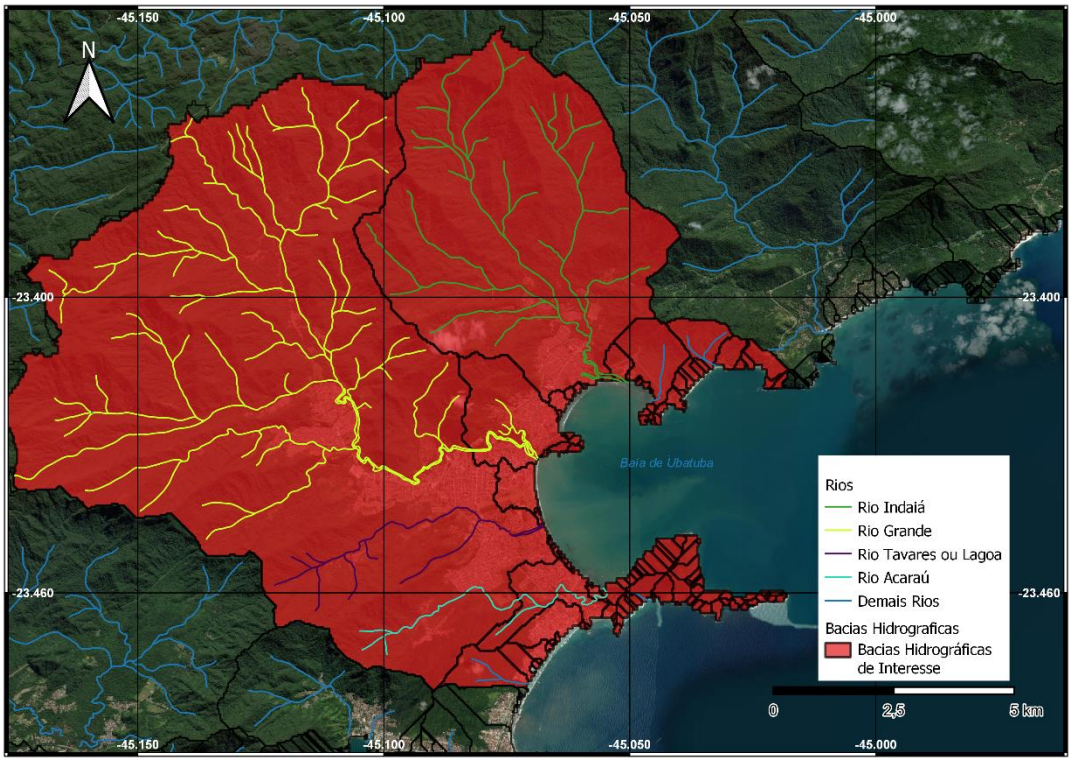
2.2.4 Delimitação de Bacias

As delimitações do Comitê de Bacias Hidrográficas do Litoral Norte (CBH-LN, 2017), não abrangem a discretização de sub bacias necessárias para avaliar o escoamento do fluxo na região de interesse. Com isso, optou-se em utilizar o modelo de elevação digital TOPODATA[7] (VALERIANO, 2008), para realizar a delimitação de bacias hidrográficas com maior precisão.

O projeto TOPODATA, utiliza informações de satélites SRTM e, através de ajustes numéricos, fornece um modelo de elevação digital para todo o território brasileiro, com resolução horizontal de 25 m (de forma gratuita).

A seguir, na Figura 14, são apresentadas as delimitações das bacias hidrográficas, obtidas através do método proposto por Wang & Liu (2006), além dos principais corpos hídricos na região de interesse.

Figura 14 – Bacias hidrográficas, obtidas através da topografia do TOPODATA e método de delimitação de Bacias de Wang & Liu (2006).

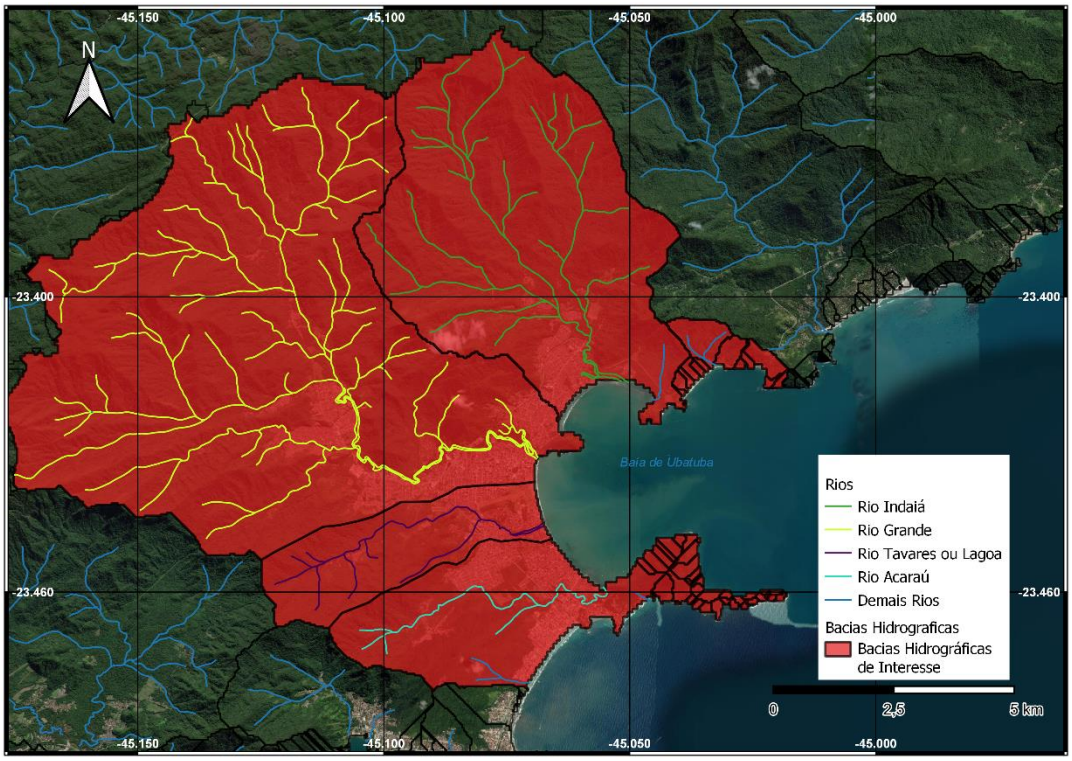


Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

[7] Disponível em: http://www.dsr.inpe.br/topodata/

Observa-se que, nas regiões da planície costeira, o algoritmo cria bacias de pequeno tamanho que, muitas vezes, não representam as verdadeiras bacias hidrográficas, devido a imprecisões do modelo de elevação digital utilizado. Assim, optou-se por delimitar as bacias de acordo com a forma do relevo, de maneira visual, para fazer com que a bacia de cada rio fosse ajustada a uma única jusante. O procedimento pode ser observado na Figura 15. Na Tabela 5, são fornecidas as áreas resultantes após o processo de delimitação final da bacia de cada rio na região de interesse;

Figura 15 – Bacias hidrográficas ajustadas, obtidas através da topografia do TOPODATA. As bacias apresentadas são utilizadas na elaboração do modelo chuva-vazão para fornecer dados de forçante do modelo de qualidade da água.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Tabela 5 – Áreas de contribuição total de cada sub bacia hidrográfica.

Sub-bacia	**Área (km²)**
Rio Grande	73,50
Rio Indaía	36,94
Rio Acaraú	13,21
Rio Lagoa ou Tavares	9,60

2.2.5 Reconstrução de Vazões

Conforme citado no item 2.2.3, apesar de terem sido coletadas informações quanto à qualidade dos corpos hídricos superficiais (rios e praias), não foram encontrados valores referentes a suas vazões. Embora a qualidade seja de suma importância, a vazão associada aos constituintes dita o volume que é transportado de montante dos rios até sua foz, criando a interface entre o ambiente de regime hidrológico e o costeiro.

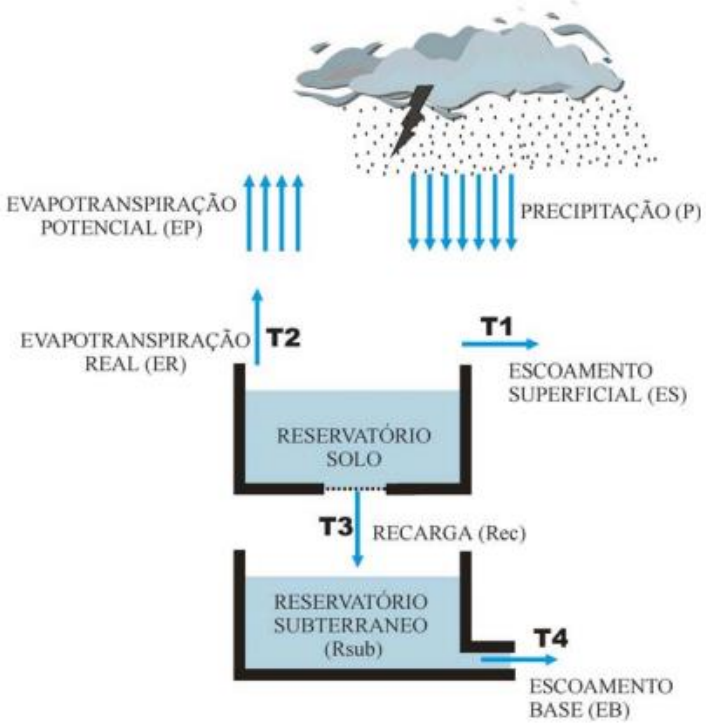
A partir deste fato, optou-se por seguir uma abordagem de reconstrução dos valores utilizando as séries temporais de chuva, disponíveis na base de dados do CEMADEN. Existem métodos, como a regionalização de vazões (TUCCI, 2002), em que dados de um rio disponível em uma bacia similar são replicados na bacia de interesse, de modo a recriar vazões com a maior similaridade disponível.

No entanto, em Ubatuba, Buchianeri (2004) em sua dissertação de mestrado utilizou modelos de chuva-vazão, isto é, modelos hidrológicos simplificados que utilizam séries históricas de chuva, além de características meteorológicas e hidrológicas para fornecer séries de vazões aproximadas ao que seriam em eventos reais.

O modelo adotado foi o SMAP - Soil Moisture Accounting Procesure (LOPES; BRAGA JR; CONEJO, 1981). O SMAP é um modelo determinístico, que se baseia na divisão da vazão em escoamento superficial e em escoamento subterrâneo. Utiliza a equação de runoff (curve number), do Soil Conservation Service (SCS) do US Department of Agriculture, sendo que as parcelas de cada tipo de escoamento são armazenadas em reservatório fictícios assim como mostrado na Figura 16. Os reservatórios considerados no modelo são:

1. T1: Escoamento Superficial
2. T2: Evapotranspiração Real
3. T3: Recarga de Água Subterrânea
4. T4: Escoamento Base

Figura 16 – Processos de troca de reservatório, modelados pelo modelo SMAP.



Fonte: Adaptado de Buchianeri (2004)

Para adoção do modelo, existem parâmetros de calibração que ajustam as equações numéricas ao ambiente estudado em questão. Neste sentido, a alteração dos valores de referência adequará os resultados da vazão resultante em função da característica determinada por cada variável. Os principais parâmetros de calibração são:

1. Área de drenagem: área em km², da bacia que está sendo considerada nos cálculos. Dentro desta bacia, serão aplicadas as mesmas constantes informadas nos outros parâmetros, portanto, considera-se a bacia homogênea ao longo da extensão.
2. Capacidade de saturação do solo: capacidade que o solo tem de absorção de água, após atingir a saturação, não há mais capacidade de o solo absorver a água incidente, deixando mais água disponível para o escoamento superficial.
3. Parâmetro de escoamento superficial: Este parâmetro indica de maneira indireta a permeabilidade do solo, visto que quanto menos permeável, menos água penetra e mais água estar é presente na superfície, aumentando consequentemente a vazão dos corpos hídricos superficiais. Sendo assim quanto maior o parâmetro, mais água na superfície

4. Parâmetro de recarga subterrânea: A permeabilidade do solo em questão, quanto maior a porcentagem, maior a intrusão de água superficial e menos água estará disponível para o corpo hídrico superficial
5. Evapotranspiração potencial: Parâmetro que indica a potencialidade de transformação da água no estado liquido para gasoso, portanto, quanto maior o valor, mais água passará do estado liquido para o gasoso, diminuindo a disponibilidade de água para o corpo hídrico superficial

A abordagem adotada em Buchianeri (2004), levou a um modelo com 83% de correlação entre dados e o cálculo do SMAP, portanto considera-se que a abordagem adotada pode ser replicada neste estudo, levando em consideração, como premissa, os valores de calibração adotados pela autora no desenvolvimento de seu trabalho. Ademais, os valores foram ajustados apenas para o Rio Grande, sendo adotados os mesmos parâmetros para os demais rios da Baía de Ubatuba, por questão de similaridade, devido à ausência de estudos nas outras sub-bacias. Os parâmetros de calibração são:

1. Área de drenagem: variável para cada bacia
2. Capacidade de saturação do solo: 1105 mm
3. Parâmetro de escoamento superficial: 4,3
4. Parâmetro de recarga subterrânea: 57,7%
5. Evapotranspiração potencial (THORNTHWAITE, 1955): variável por mês para a Bacia do Rio Grande

Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
126,9	119,7	121,3	85,9	68,5	52,1	51,3	59,5	65,1	82,2	96,8	120,3

2.3 Métodos para Validação da Modelagem

Embora a modelagem hidrodinâmica através do Delft3D seja uma ferramenta eficiente para representação de padrões, é necessário garantir que a modelagem está sendo efetuada da maneira correta. A implementação das forçantes com algum erro pode levar a resultados não compatíveis com o local de estudo.

O processo de validação visa comparar informações independentes (ou observações) com os resultados da modelagem, de modo a garantir a qualidade das simulações. A seguir, são apresentados os índices quantitativos utilizados para a validação da modelagem implementada, usando a notação OBS para as séries temporais das informações independentes (ou observações) e MOD para as correspondentes séries dos resultados do modelo (e com a barra superior indicando o valor médio no tempo); n é o número de dados das séries.

Erro Absoluto Médio (Eabs)

Este índice é simplesmente a média do módulo das diferenças entre os valores observados e produzidos pelo modelo. Quando menor o índice, mais o modelo se aproxima das observações, sendo o cálculo feito através de:

$$Eabs = \frac{\sum(|OBS - MOD|)}{n}$$

Erro Absoluto Percentual Médio (EPabs)

Este índice é calculado pela expressão a seguir, e menores valores indicam melhores simulações numéricas:

$$EPabs = \frac{\sum(|\frac{OBS - MOD}{OBS}|)}{n}$$

Erro Quadrático Médio (Erms)

Na expressão fornecida, o Erro quadrático médio é particularmente útil quando há grandes diferenças entre as séries comparadas; novamente, menores valores do índice indicam melhores qualidades de simulação:

$$Erms = \sqrt{\frac{\sum(|OBS - MOD|)^2}{n}}$$

Índice Skill (Skill)

Proposto por Willmott (1981), este índice compara duas séries temporais, parametrizando as diferenças para um índice que varia de 0 a 1; quanto mais próximo de 0, menor a semelhança entre as séries; e quanto mais próximo de 1, maior é a semelhança. O índice é calculado como:

$$Skill = 1 - \frac{\sum(|OBS - MOD|)^2}{\sum(|MOD - \overline{OBS}| + |OBS - \overline{OBS}|)^2}$$

Índice de Concordância (IOA)

O IOA é uma revisão do índice Skill (WILLMOTT; ROBESON; MATSUURA, 2012), na qual o índice comparativo também é parametrizado, mas varia entre -1 e 1: próximo a -1 corresponde a ausência de concordância entre as séries, e próximo a 1 corresponde a uma boa concordância entre o modelo e as observações. O IOA é calculado através de:

$$IOA = 1 - \frac{\sum(|MOD - OBS|)}{2\ \sum(|OBS - \overline{OBS}|)}$$

2.4 Precificação Hedônica

Assim como discutido na introdução, a precificação hedônica de preços marginais, associados à qualidade da água, no Brasil, é incipiente. Mesmo em locais como Estados Unidos e Europa, são escassos os artigos que fazem essa conexão. Ainda no Brasil há outro fator determinante para a dificuldade da aplicação do método, que é sua heterogeneidade espacial, permitindo para que o mercado de imóveis seja distinto e tenha suas próprias mensurações de acordo com cada local.

Nesta etapa, propõe-se utilizar as metodologias descritas em artigos com resultados obtidos para países desenvolvidos do Hemisfério Norte, e verificar se essas metodologias podem ser replicadas em um país em desenvolvimento, no Hemisfério Sul. Os estudos utilizados como referências teóricas foram os de Artell (2014) e Leggett & Bockstael (2000). Considera-se o fato da dificuldade de considerar a técnica em um mercado heterogêneo como no Brasil, mas sua aplicação pode trazer a tona mais discussões que embasam estudos futuros.

Ambos os estudos consideraram que existe colinearidade espacial entre variáveis utilizadas na precificação dos imóveis. A colinearidade invalida a utilização do método de regressão linear através dos mínimos quadrados (MMQ), que geralmente é usado para esta quantificação. Portanto, foram consideradas correções que removem os erros associados à correlação geográfica entre as variáveis.

Então, afinal como são definidos os preços? Segundo a hipótese, o preço das residências contém implicitamente o valor da disposição a pagar por locais com melhor qualidade da água. Com isso, pode-se dizer que o preço final de um lote e uma residência é uma função alguns fatores, incluindo a qualidade da água, podendo ser representada como:

$$pi = p(QA, L, Z, S)$$

QA corresponde aos índices utilizados como referência para qualidade da água.

L indica a localização, seja nacional ou local, variando conforme o escopo. Z corresponde a variáveis de zoneamento da área, como por exemplo distância de supermercados, segurança, acesso a saneamento, entre outros. S descreve características físicas da propriedade, como tamanho, número de banheiros, número de quartos, entre outros.

Segundo os estudos, o preço dos lotes ou residências não obedece a uma regressão linear, portanto, um ajuste suficiente é por um logaritmo natural para a curva de preços. A equação ajustada é da forma:

$$\ln p = \beta_0 + QA\beta_1 + L\beta_2 + Z\beta_3 + S\beta_4 + \varepsilon$$

Onde os índices β, são os coeficientes da função logarítmica e ε é o valor residual do ajuste.

No entanto, como descrito antes, existe autocorrelação entre as variáveis, principalmente quando a precificação se dá entre variáveis econômicas e ambientais. Além disso, os preços dos imóveis podem refletir um padrão de mercado da região, isto é, os valores dos imóveis tendem a acompanhar seus semelhantes na mesma região, denotando assim outra forma de autocorrelação. Para comparação, também se sugere a utilização da forma do erro espacial (LE SAGE; PACE, 2010):

$$\varepsilon = W_\varepsilon + u \rightarrow \varepsilon = (1 - W)^{-1}u$$

Onde u são as variáveis não consideradas, que possuem distribuições independentes, mas com o mesmo comportamento das variáveis levadas em conta na equação econométrica. W é uma matriz de peso espacial. Devido ao fato da escala deste estudo ser semelhante à considerada em Leggett & Bockstael (2000), o peso espacial será correspondente a 0 em distâncias maiores que 2 km.

Além dos artigos clássicos, devido à maior presença de dados virtuais e maior exposição de dados de imóveis em sites, outras abordagens metodológicas vêm surgindo para justificar a escolha por um determinado imóvel em detrimento de outro. Para isso, vem sendo utilizados algoritmos de aprendizado de máquina, para encontrar relações ocultas entre variáveis, de modo a trazer novas técnicas complementares aos métodos clássicos.

Os trabalhos de CHEN et al.(2020) e GRYBAUSKAS et al (2021), demonstram como distintos modelos de aprendizado de máquina são capazes de explicar a influência de fatores locais na definição dos preços de imóveis, em suas respectivas áreas de estudo. Para isso, são utilizados os valores shapley (HART, 1989; SHAPLEY, 1953), que são baseados na teoria dos jogos, isto é, um ramo da matemática aplicada que busca identificar como ações de jogadores influenciam uma ação de opositores. Pela ampla aplicabilidade da teoria, ela é utilizada em diversos campos do conhecimento, com destaque na área econômica.

Desta maneira, para explicar os resultados oriundos dos modelos, são utilizados algoritmos para identificar que fatores que determinaram os resultados obtidos - no caso deste presente estudo, o preço dos imóveis. Para isso é utilizada a biblioteca SHAP. (LUNDBERG; LEE, 2017).

Finalmente, para compor uma base de dados capaz de fornecer respostas aos preços hedônicos dos imóveis, são necessários dados das imediações, identificando potenciais fatores que aumentam ou diminuem o preço de um determinado imóvel. Para elaborar essa base, foram coletados dados de imóveis no Zap Imóveis, e a partir da geolocalização destes, foram adicionadas informações socioeconômicas, pontos de interesse local e a condição de balneabilidade, conforme dados da CETESB.

Em poder de tais dados, é possível aplicar um modelo e inferir se há ou não impacto significativo causado pela má ou boa balneabilidade na região do estudo. A seguir, nas próximas subseções, são descritos os dados utilizados para composição deste banco de dados.

2.4.1 Preço dos Imóveis

Visita a Ubatuba

No dia 16/10/2021, foi realizada uma visita ao município de Ubatuba, para coletar dados com imobiliárias locais acerca das condições do mercado de residências. Por se tratar de dados sigilosos das empresas e dos locatários e ou vendedores, os empreendimentos visitados não forneceram seus bancos de dados. Contudo, algumas informações relevantes ajudaram a delimitar a escolha do banco de dados utilizado para compor as informações de preços de imóveis. Adicionalmente, o cartório de imóveis também foi visitado, e as principais respostas foram:

1. Cada consulta a um imóvel no cartório (endereço, preço de venda), custa cerca de R$ 5,00, inviabilizando a coleta massiva de informações;
2. Não há compartilhamento público acerca de tais informações de outra maneira;
3. Demanda atual é maior do que a oferta de casas para venda;
4. Valor das casas apresentadas nos sites de venda de imóveis não difere muito do valor da venda, apenas em torno de 10%;
5. Casas com maior singularidade, isto é, características únicas como por exemplo um jardim de inverno amplo, tendem a manter o preço do imóvel do site, casas mais para dentro do bairro, por exemplo, há uma negociação maior antes da venda;
6. Há uma intensa chegada de novos moradores;
7. Pessoas vendendo casas em Santos e Guarujá e comprando em Ubatuba;

8. Poluição não aparenta ser determinante nas questões dos clientes, mas há questionamentos sobre inundações;
9. Preocupação com estrutura de qualidade ambiental no futuro, em cerca de 5 anos.

Desta maneira, apesar da falta dos dados específicos, as informações obtidas trazem a visão e a vivência dos atores imersos na realidade local. Para seguir com o estudo, decidiu-se utilizar a base secundária de informações do site do Zap Imóveis, visto que a variação do preço do imóvel apresentado versus o negociado se limita a aproximadamente 10 % do valor.

Zap Imóveis

Com base na abordagem escolhida, foi necessário avaliar fontes disponíveis para dados, de modo a elaborar um modelo capaz de prever o preço dos imóveis em Ubatuba. Como referido anteriormente, segundo informe das imobiliárias locais, em geral, não há margens grandes de variação entre o preço apresentado em um site e o pagamento efetuado, uma vez que há uma demanda crescente por imóveis na região. Com isso, optou-se por utilizar o preço apresentado nas plataformas virtuais, como o valor concreto de negociação.

Apesar de parte das imobiliárias em Ubatuba possuírem sites, uma base difusa sem harmonização na coleta aumentaria a dificuldade de uma padronização necessária para o seguimento da análise. Com isso, a base de imóveis escolhida para tal tarefa foi a do site Zap Imóveis. Visando otimizar e automatizar a busca por todos os imóveis no município de Ubatuba, foi utilizado um web scrapping, isto é, uma raspagem de dados das páginas, de maneira a consolidar os dados dos imóveis disponíveis em uma única base de dados. Foi utilizada uma biblioteca, em python, chamada zapimoveis-scraper[8], que realizou a busca automaticamente, com base nos parâmetros de entrada fornecidos.

A consulta, feita em 08/11/2021, retornou 1049 imóveis com geolocalização definida ao menos por bairro. Para cada imóvel, são fornecidas as variáveis:

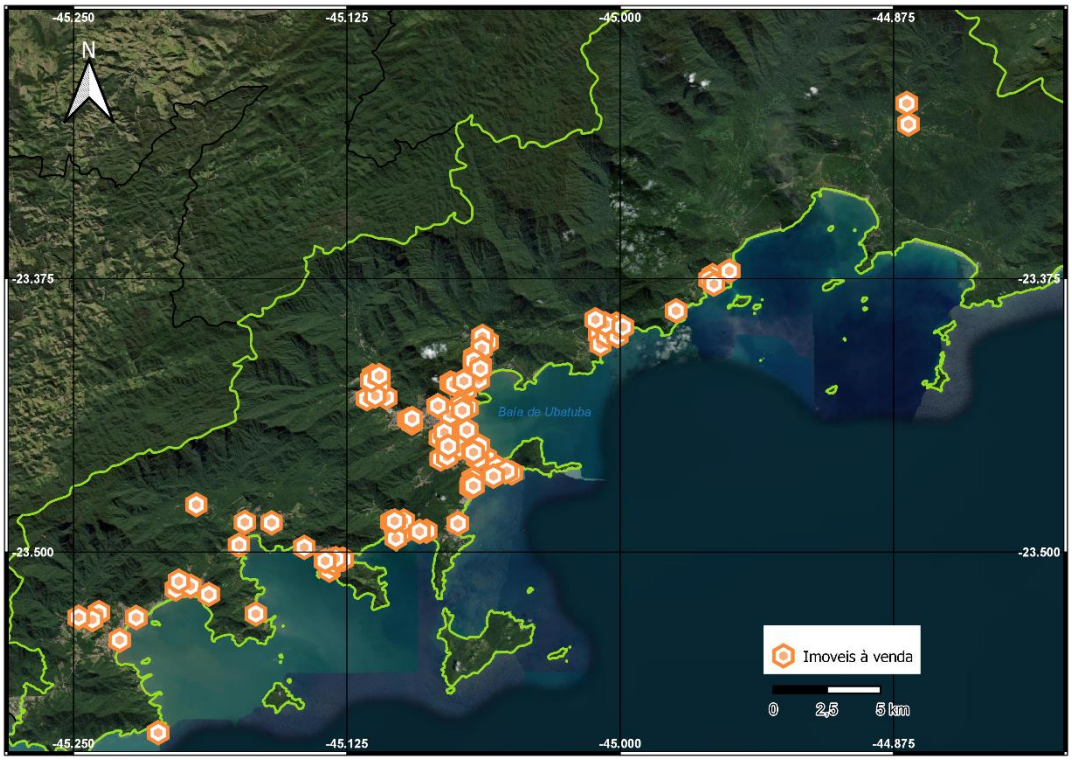
1. Valor de consulta: preço em reais (R$ disposto na plataforma do Zap Imóveis
2. Área total em m²
3. Número de dormitórios
4. Número de banheiros

[8] Disponível em: https://github.com/GeovRodri/zapimoveis-scraper

5. Número de vagas

A seguir, na Figura 17, são apresentadas as localizações geográficas dos imóveis coletados pelo web scraper no dia 08/11/2021. Para cada um desses imóveis são consideradas as variáveis citadas acima, além de que nas próximas seções, são trazidas informações, através geolocalização para cada uma dessas residências.

Figura 17 – Distribuição dos imóveis à venda, coletados pelo web scraper em Ubatuba feito na plataforma do Zap Imóveis em 08/11/2021.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

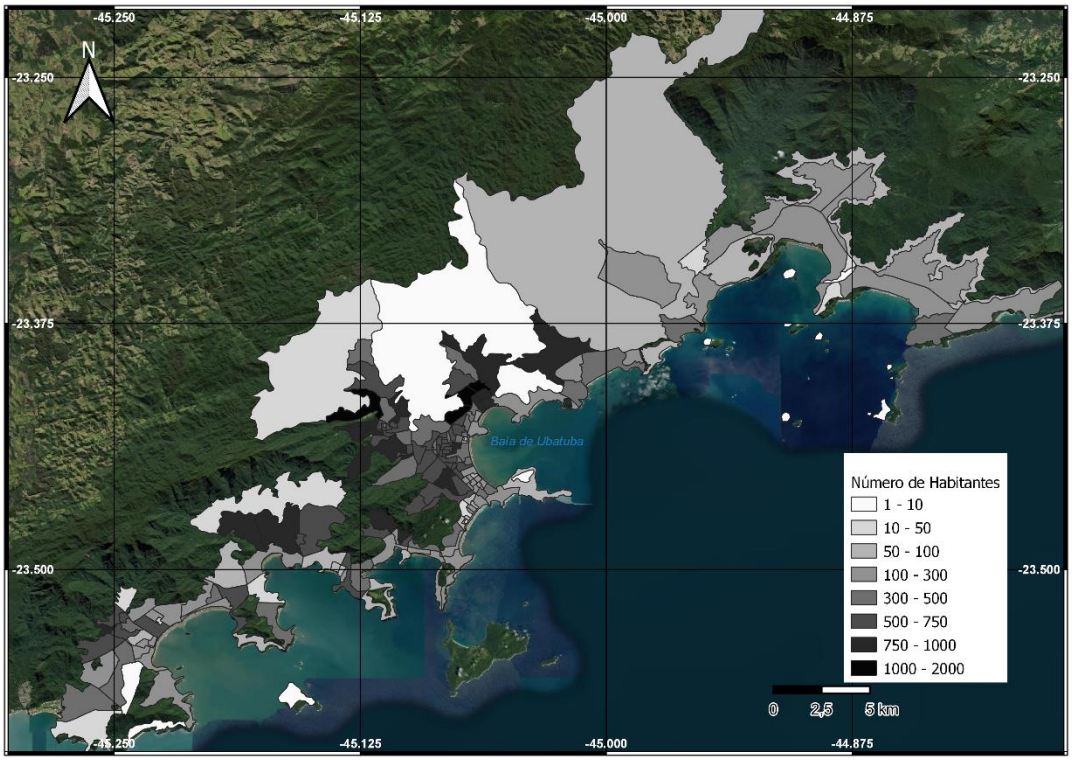
2.4.2 Censo 2010

O Censo Demográfico é a mais complexa operação estatística realizada por um país, quando são investigadas as características de toda a população e dos domicílios do Território Nacional. Os Censos Demográficos, por pesquisarem todos os domicílios do País, constituem a única fonte de referência para o conhecimento das condições de vida da população em todos os municípios e em seus recortes territoriais internos – distritos, subdistritos e bairros – incluindo classificação de acordo com a localização dos domicílios em áreas urbanas ou rurais (BRASIL, 2010).

Devido à pandemia de COVID, não foi realizado o Censo 2020, de modo que se optou por usar as malhas digitais do último Censo realizado, em 2010.

A seguir, na Figura 18, é apresentado o mapa de número de habitantes fixos, na camada vetorial de setores censitários fornecidos pelo IBGE para o Censo de 2010[9].

Figura 18 – Distribuição do número de residentes fixos por setor censitário, no município de Ubatuba. Camada Vetorial dos Setores Censitários de 2010, fornecida pelo IBGE.



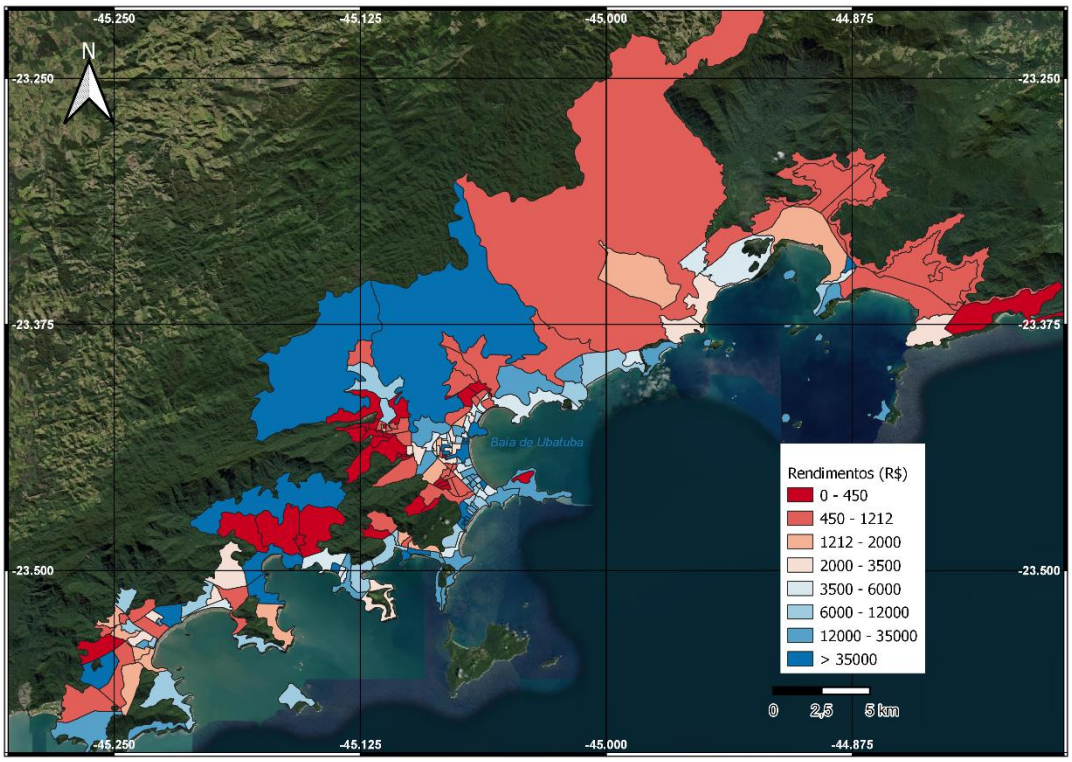
Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Este mapa inclui as considerações mais relevantes ao presente estudo. Nota-se que os maiores números absolutos de residentes fixos, encontram-se nas franjas do munícipio, já próximo ao Parque Estadual da Serra do Mar, nas zonas conhecidas como “Sertões”.

[9] Disponível em: https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/malhas-digitais/

Quando a informação a ser disposta é a renda média (Figura 19), por setor, notam-se padrões que se correlacionam com o que é disposto na Figura 18. Observa-se que locais onde há menor renda média, em geral, tendem a ser os mesmos lugares onde há alto número de habitantes no setor.

Figura 19 – Distribuição da renda média no setor censitário, no município de Ubatuba. Camada Vetorial dos Setores Censitários de 2010, fornecida pelo IBGE.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Com base nestes mapas, pode-se dizer que há padrões sociais marcados espacialmente no Município de Ubatuba. Infere-se que tais características ajudam a compor a explicação do preço dos imóveis em cada um destes setores censitários. Assim, para compor a base de dados, foram utilizadas algumas informações base da pesquisa do censo. As variáveis selecionadas são:

1. Tipo: rural ou urbano
2. Número de domicílios
3. Residentes
4. Residentes por domicílio
5. Densidade de habitantes por km²
6. Rendimento per capita

2.4.3 Localizações Google Maps

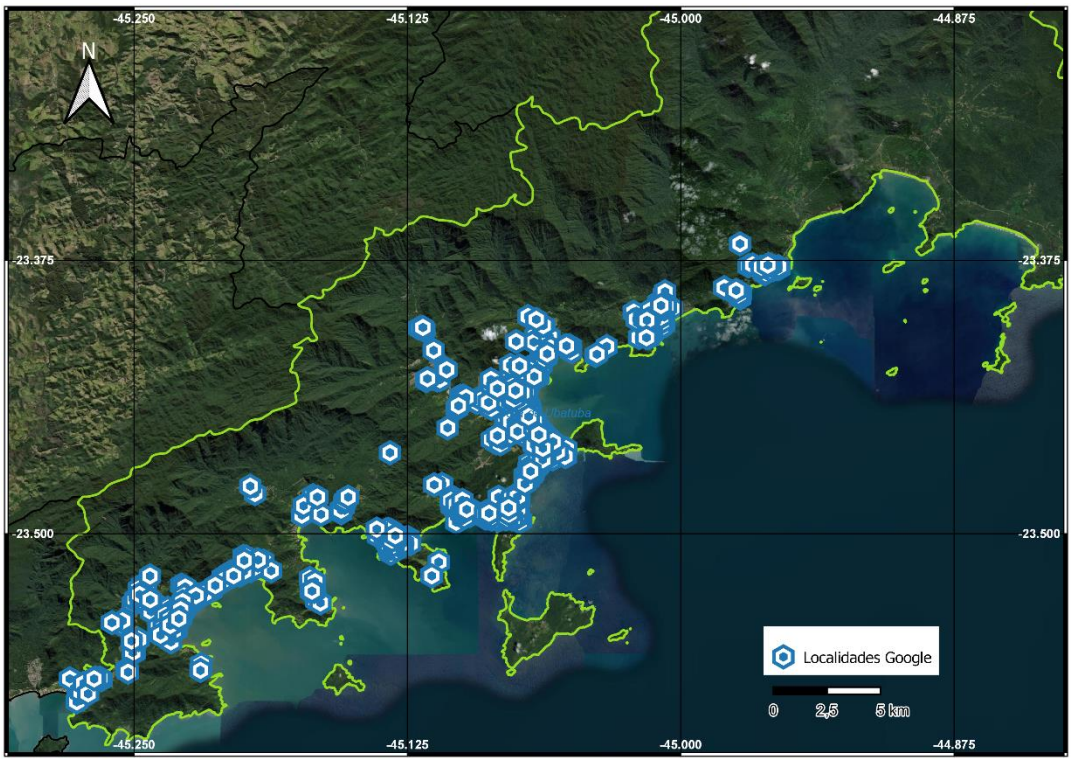
Para incluir mais elementos espaciais ao conjunto de dados do CENSO 2010, optou-se por utilizar a API (Application Programming Interface) do Google Places, de modo a coletar estabelecimentos e outros pontos de interesse localizados na área de interesse.

Não há limitação de raio para solicitações de pesquisa. No entanto, o Google Places só pode retornar no máximo 60 Pontos de Interesse próximos para as coordenadas geográficas de cada consulta, e uma conta gratuita da API do Google Place tem um limite de 150.000 solicitações gratuitas por período de 24 horas. Assim, foi feita uma busca pelos principais bairros de Ubatuba, buscando de 60 em 60 pontos por vez e, após a obtenção dos dados para cada uma das localidades, foram retirados os locais duplicados. Após a coleta, os locais coletados dividem-se nas categorias:

1. Restaurantes
2. Bares
3. Lojas
4. Super mercados
5. Mercados
6. Policia
7. Escola
8. Loja de conveniência,
9. Padaria
10. Caixa automático de banco
11. Posto de combustíveis
12. Academia
13. Café
14. Salão de Beleza

A seguir, na Figura 20, são apresentadas as localizações geográficas dos Pontos de Interesse obtidos em Ubatuba através da coleta de Dados da API Google Places.

Figura 20 – Pontos de interesse no Município de Ubatuba, obtidos a partir da utilização da API Google Places.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

2.4.4 CETESB Balneabilidade da Água

Quanto à qualidade da água, definiu-se por utilizar as coletas realizadas pela CETESB na região costeira do Município de Ubatuba. Estas informações são essenciais para determinar se é possível ou não se banhar nas imediações de onde há uma bandeira indicando a qualidade da água. Na Figura 21 é apresentada uma bandeira vermelha em Itaguá, no dia 15/10/2021, demonstrando a qualidade ruim da balneabilidade local.

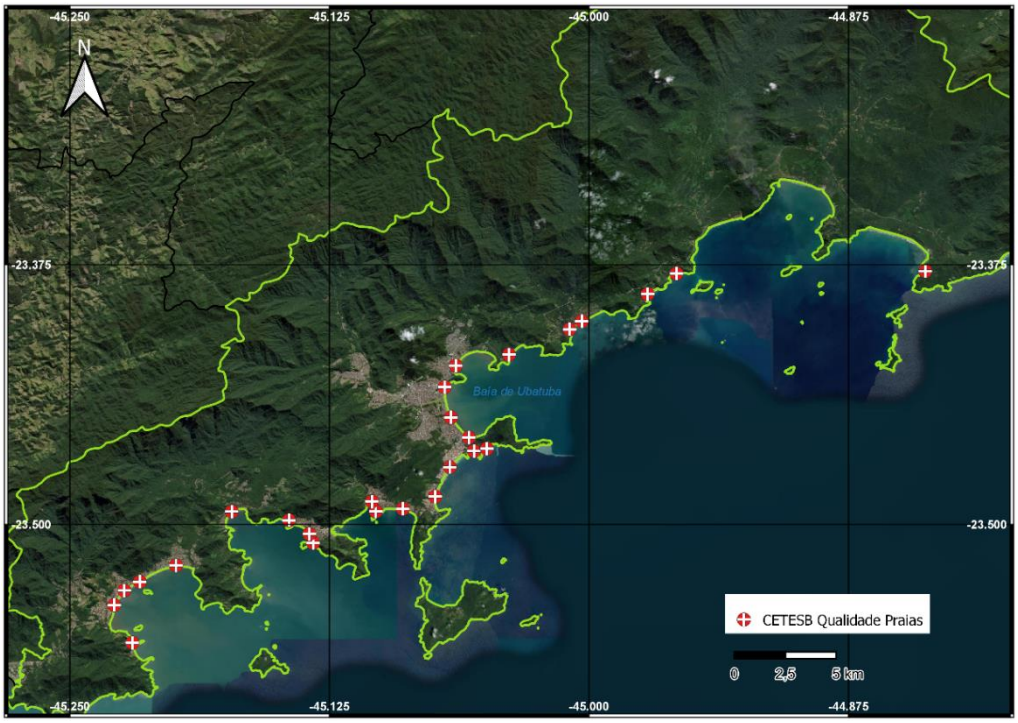
Para agregar os dados na base, foram coletados a partir da série temporal de Enterococos os seguintes dados:

1. Distância do imóvel até a bandeira da CETESB mais próxima
2. Concentração média de Enterococcus (2006-2020)
3. Concentração máxima de Enterococcus (2006-2010),

Na Figura 22, são apresentados todos os pontos de coleta distribuídos ao longo da costa do Município de Ubatuba.

Figura 21 – Foto de uma bandeira vermelha com informações sobre a balneabilidade da água em Itaguá, identificando que a região não é adequada para banhos de mar. Foto tirada pelo autor em 15/10/2021.

Figura 22 – Todos os pontos de coleta de água para informação sobre balneabilidade, de responsabilidade da CETESB.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

2.4.5 Base Geolocalizações

Após a coleta e agregação de informações, todas as características espaciais foram adicionadas a cada imóvel coletado na Base do Zap Imóveis. A técnica utilizada para realizar tais operações é chamada de junção espacial (spatial join).

Com exceção da Base Google places, e das características dos imóveis, todas as outras variáveis foram adicionadas buscando pela informação na menor distância possível. Para a base de localidades, foram contabilizados quantos pontos de interesse havia em um raio de 2 km de distância da propriedade. Assim, na Tabela 6 são demonstradas resumidamente as variáveis consideradas em cada um dos imóveis, de modo a aplicar um algoritmo de aprendizado de máquina e descobrir as relações "ocultas" no conjunto de informações.

Tabela 6 – Descrição das variáveis consideradas para a precificação hedônica.

Variável	**Tipo**	**Unidade**
Variável Dependente		
Preço Anunciado da Propriedade	Variável dependente	R$
Características do Imóvel		
Área Total		m²
Número de Banheiros		Quantidade
Número de Quartos		Quantidade
Número de Vagas		Quantidade
CENSO 2010		
Rural ou Urbano	dummy	-
Número de Domicílios		Quantidade
Número de Residentes		Quantidade
Residentes por Domicílio		Quantidade
Densidade Habitantes		Hab./km²
Renda média per capita		R$/Hab.
Google Places		
Número de Restaurantes dentro de 2,0 km		Quantidade
Número de Bares dentro de 2,0 km		Quantidade
Número de Lojas dentro de 2,0 km		Quantidade
Número de Supermercados dentro de 2,0 km		Quantidade
Número de Conveniências dentro de 2,0 km		Quantidade
Número de Delegacias de Polícia dentro de 2,0 km		Quantidade
Número de Escolas dentro de 2,0 km		Quantidade
Número de Padarias dentro de 2,0 km		Quantidade
Balneabilidade da água Costeira - CETESB		
Média da concentração de Enterococcus 2012-2020		NMP/100 ml
Máximo da concentração de Enterococcus 2012-2020		NMP/100 ml
Distância do imóvel até a bandeira mais próxima		km

Para finalizar o tratamento da base de dados, foram necessários alguns ajustes, de modo a retirar valores espúrios e imóveis fora da região escopo. Observou-se que alguns imóveis não se encontravam na região do Município de Ubatuba, portanto, uma delimitação geográfica foi aplicada para remover tais locais. Além disso, alguns imóveis não contavam com sua geolocalização bem definida, impossibilitando assim o cruzamento com informações geoespaciais e limitando a eficácia da aplicação dos modelos. Finalmente, alguns poucos imóveis apresentavam valores de anúncio muito elevados, pois estes estavam “em consulta”, isto é, ainda passando pelo processo de avaliação do custo do imóvel.

Ao final do tratamento, as dimensões da base atingiram o número de 1049 imóveis, com 19 variáveis explicativas.

2.4.6 Modelo Utilizado: XGBoost

A aplicação de técnicas de aprendizado em dados e suas técnicas vêm crescendo mais e mais ano após ano. Problemas complexos podem ser resolvidos em poucas linhas de comando com os modelos de aprendizado de máquina, que utilizam tanto sofisticadas como também simples teorias matemáticas, numa técnica que traz novas perspectivas de análise de grandes conjuntos de dados.

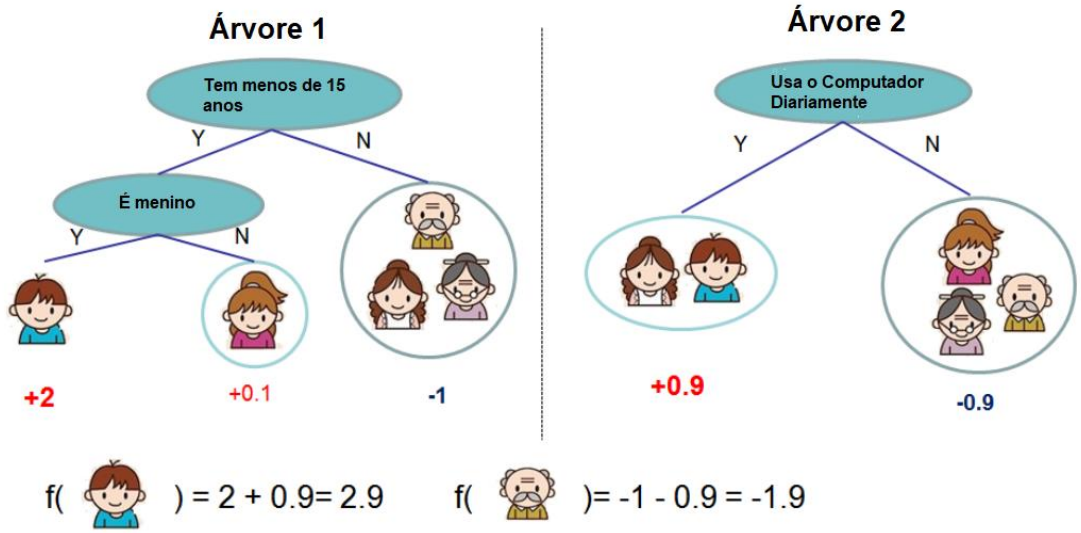
A questão de explicar como as variáveis locais influem no preço de um imóvel em Ubatuba é um dos problemas que estas técnicas trazem novas perspectivas. Neste caso, ao tentar indicar o preço de um imóvel, ou seja, um valor, precisa-se de um modelo capaz de fornecer este resultado. Para esta finalidade, os modelos que melhor se adequam a esta finalidade são os modelos regressivos, isto é, aqueles que, através de equações lineares, são capazes de ponderar pesos que elevam ou diminuem o preço de acordo com as características associadas à variável dependente.

O modelo XGBoost é um modelo de Expansão do Gradiente de Árvores (Tree Gradient Boosting), que usa um conjunto de árvores de explicação para encontrar uma equação a partir das inúmeras possibilidades passadas ao modelo como parâmetros de entrada (CHEN; GUESTRIN, 2016). Para exemplificar visualmente, na Figura 23, são apresentadas duas árvores de decisão e como as classificações em conjunto dos dois submodelos, ajudam a compor a informação final, atuando como um *ensemble,* ou seja, uma junção de preditores fracos que ao final do processo de treinamento, fornecem um preditor mais robusto.

Existe uma ampla gama de modelos capazes de fornecer tal resposta, entretanto, como visto ao longo dos artigos apresentados de base teórica, o modelo XGBoost tende a ser o de

maior capacidade de acurácia e poder de previsão em quase todos os cenários apresentados. Inclusive, na dissertação de mestrado de Nielsen (2016), este autor discorre sobre a maleabilidade e potencialidade deste modelo, demonstrando como suas capacidades numéricas o levam a ser um dos modelos que mais ganham desafios em competições do Kaggle (plataforma para desafios de modelos de aprendizado de máquina). Desta maneira, para simplificação do trabalho, optou-se por seguir com apenas um modelo explicativo, embora testes com mais modelos possam ser alternativas para futuros trabalhos.

Figura 23 – Exemplo simplificado de um sistema de Expansão de gradiente de árvores utilizando distintas classificações para compor uma resposta mais sólida ao final do algoritmo.



Fonte: Adaptado de Chen, Guestrin (2016)

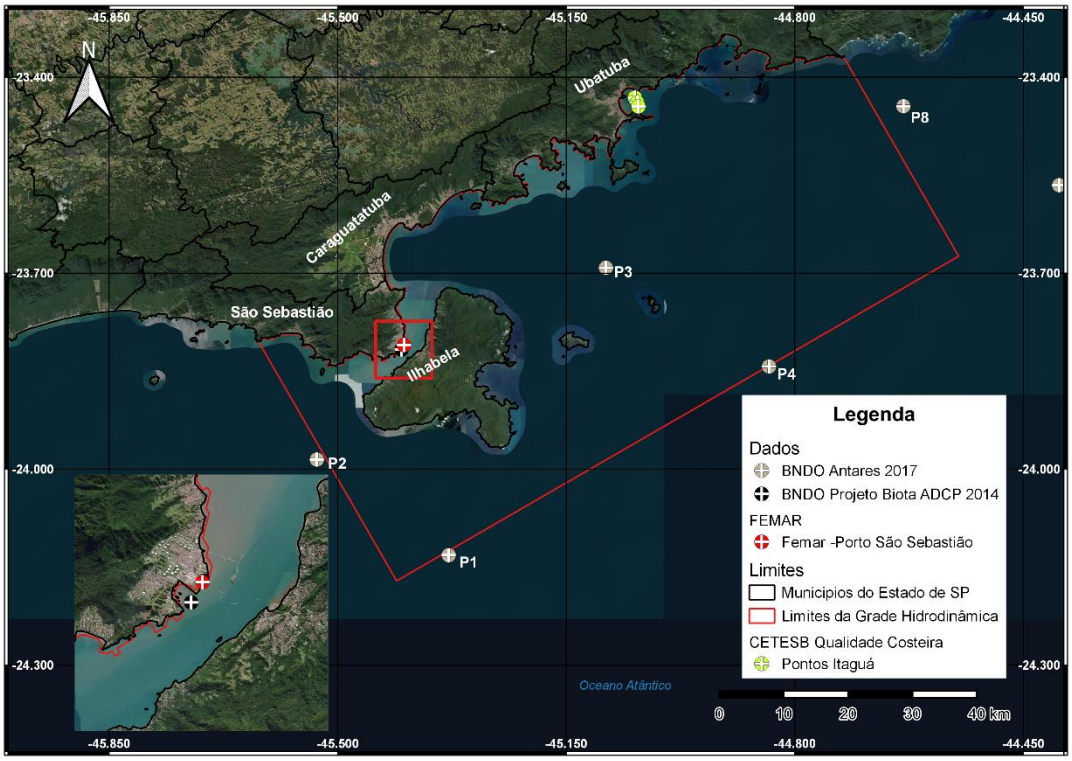
3 Resultados e Discussões

3.1 Modelagem Hidrodinâmica

Antes de utilizar os resultados da modelagem hidrodinâmica, é preciso demonstrar sua capacidade de representar os fenômenos físicos costeiros, de modo que se possa atingir os objetivos propostos nas simulações. A validação do modelo hidrodinâmico consiste na comparação de resultados do modelo e conjuntos de dados independentes confiáveis.

O período escolhido para avaliação da qualidade da modelagem hidrodinâmica foi de meados de janeiro de 2014 até o final de maio de 2014. Neste período, houve um monitoramento contínuo de velocidades de correntes superficiais, temperatura e salinidade no Canal de São Sebastião. Na Figura 24, estão dispostas as localizações dos pontos de validação, no domínio do modelo hidrodinâmico, além de pontos de interesse para análise dos resultados da modelagem.

Figura 24 – Localização geográfica dos dados de validação e dos pontos de Interesse no domínio da modelo para análises específicas.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Os resultados de validação apresentados neste capítulo foram obtidos ao final de inúmeras simulações, onde os parâmetros físicos de calibração (atrito do vento, atrito de fundo, coeficientes de difusão e viscosidade) foram modificados para que o modelo computacional pudesse simular corretamente os processos observados.

3.1.1 Validação para Nível

Para a época escolhida de calibração, não foram obtidos dados de livre acesso para monitoramento do nível do mar na região. Porém, em poder das constantes harmônicas de maré da Fundação de Estudos do Mar (FEMAR[10]) para o Porto de São Sebastião, foi efetuada uma previsão harmônica (SCHUREMAN, 1958), fornecendo as elevações do nível do mar com base nas condições astronômicas, como mostrado na Figura 25.

Figura 25 – Constantes harmônicas de maré no Porto de São Sebastião, fornecidas pela FEMAR.

FEMAR-FUNDAÇÃO DE ESTUDOS DO MAR *Catálogo de Estações Maregráficas Brasileiras*

Nome da Estação :	**SÃO SEBASTIÃO (PORTO) – SP**		
Localização :	No Cais do Porto		
Organ. Responsável :	DHN		
Latitude :	23° 48,6' **S**	**Longitude :**	45° 23,9' **W**
Período Analisado :	01/12/72 a 01/01/73	**Nº de Componentes :**	36
Análise Harmônica :	Método Almirante Santos Franco		
Classificação :	Maré de Desigualdades Diurnas		
Estabelecimento do Porto: (HWF&C)	11 H 46 min	**Nível Médio (Zo):**	66 cm acima do NR.
Média das Preamares Superiores (MHHW) :	124 cm acima do NR.	**Média das Preamares Inferiores (MLHW) :**	102 cm acima do NR
Média das Baixa-mares Superiores (MHLW) :	24 cm acima do NR.	**Média das Baixa-mares Inferiores (MLLW) :**	14 cm acima do NR.

CONSTANTES HARMÔNICAS SELECIONADAS

Componentes	Semi-amplitude (H) cm	Fase (g) graus (°)	Componentes	Semi-amplitude (H) cm	Fase (g) graus (°)
Sa	-	-	**MU_2**	3,8	140
Ssa	-	-	**N_2**	2,7	102
Mm	13,9	258	**NU_2**	0,5	102
Mf	-	-	**M_2**	30,1	075
MTM	-	-	**L_2**	1,2	122
Msf	10,4	128	**T_2**	1,0	089
Q_1	3,2	048	**S_2**	16,9	089
O_1	11,2	079	**K_2**	4,6	089
M_1	0,7	036	**MO_3**	0,2	199
P_1	2,0	135	**M_3**	2,3	203
K_1	6,1	135	**MK_3**	1,7	098
J_1	0,3	312	**MN_4**	2,3	307
OO_1	0,1	098	**M_4**	5,1	352
MNS_2	-	-	**SN_4**	0,2	181
$2N_2$	0,4	129	**MS_4**	3,1	088

Referências de Nível: RN-1 situada próxima à guarita do cais comercial.
RN-2 localizada na extremidade sul do cais.

Obs: Outros Períodos : 21/07/35 a 18/08/35; 18/08/61 a 18/09/61; 01/04/91 a 01/05/91.
Consta das Tábuas das Marés.

Código BNDO: 50210

[10] Disponível em: https://fundacaofemar.org.br/portalwordpress/

Para demonstrar a validade do modelo, aplica-se um tratamento através da metodologia desenvolvida por Godin (1972). São aplicados filtros, de maneira a retirar os sinais não relacionados à maré astronômica, possibilitando a comparação entre a previsão harmônica de maré e os resultados do modelo. O resultado da série filtrada é demonstrado na Figura 26, enquanto as frequências resultantes após a filtragem são plotadas na Figura 27.

Figura 26 – Comparação das elevações (m) entre modelo filtrado através da metodologia de Godin (1972) e previsão de maré a partir das constantes harmônicas da FEMAR.

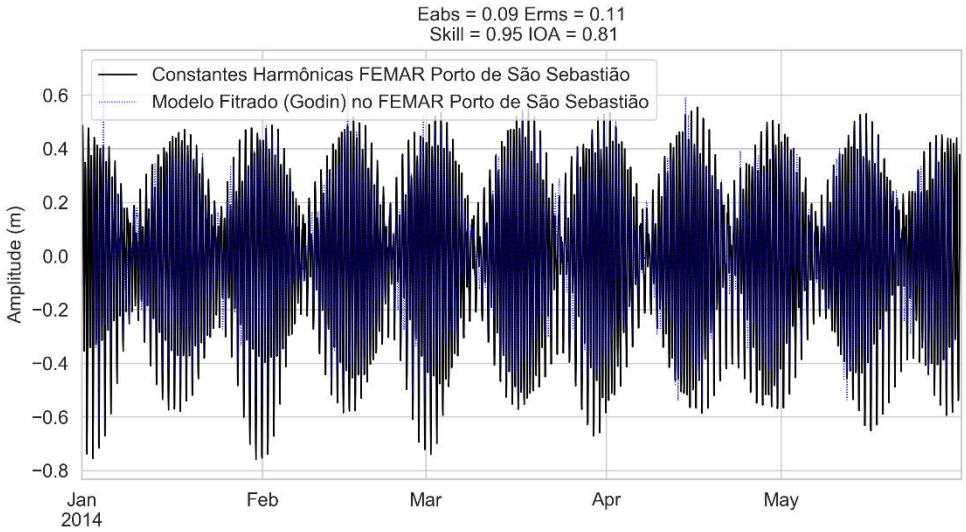
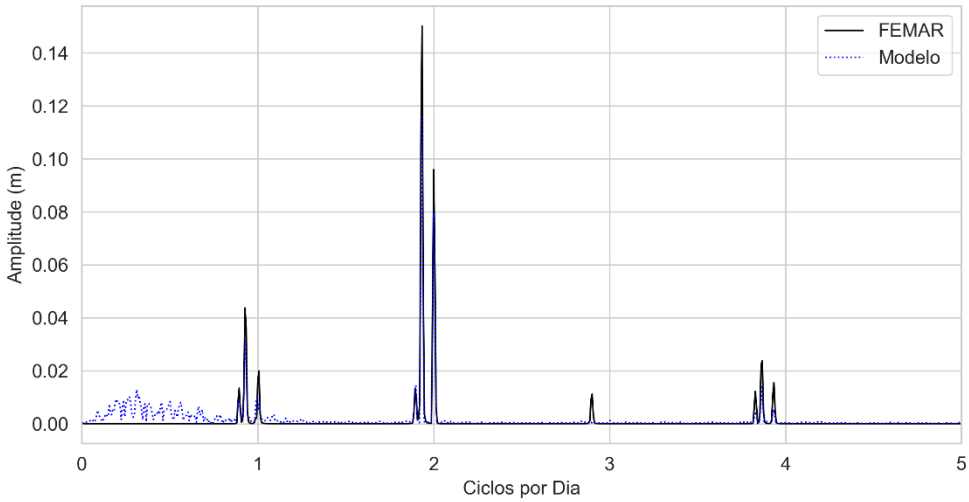


Figura 27 – Comparação entre o espectro de frequências (ciclos por dia) do modelo filtrado através metodologia de Godin (1972) e reconstrução de elevações a partir das constantes harmônicas da FEMAR.



Os ciclos de maré astronômica são marcados por terem períodos muito bem definidos, como a previsão harmônica da FEMAR (linha em preto) demonstra. Nota-se que a maior faixa de elevação se concentra ao redor de 2 ciclos por dia, que é uma característica padrão de locais que são caracterizados por ter maré semi-diurna, ou seja, que possuem dois ciclos completos de maré ao longo de um dia.

Após a realização dos procedimentos numéricos, demonstra-se que o modelo é capaz de reproduzir a previsão harmônica da FEMAR, com um índice skill (WILLMOTT, 1981) de 0,95, enquanto o índice de Concordância (WILLMOTT; ROBESON; MATSUURA, 2012), foi de 0,81. Embora o filtro remova a maior parte dos sinais não associados a maré, ainda são visíveis sinais com frequência menor que um ciclo por dia, embora não sejam significativos a ponto de alterar a validação apresentada.

A variação do nível da superfície está de acordo com os estudos de (CASTRO FILHO; LEE, 1995) e (CASTRO FILHO; MIRANDA, 1998), descrevendo que a elevação da superfície é devida a forçantes astronômicas locais, além de forçantes de baixa frequência, de origem sinótica.

3.1.2 Validação para Correntes

Através de solicitação ao Banco Nacional de Dados Oceanográficos (BNDO[11]), do Centro de Hidrografia da Marinha (CHM), foram obtidos dados coletados para o Projeto Biota, com interesse na Baía do Araçá, região vizinha ao Porto de São Sebastião.

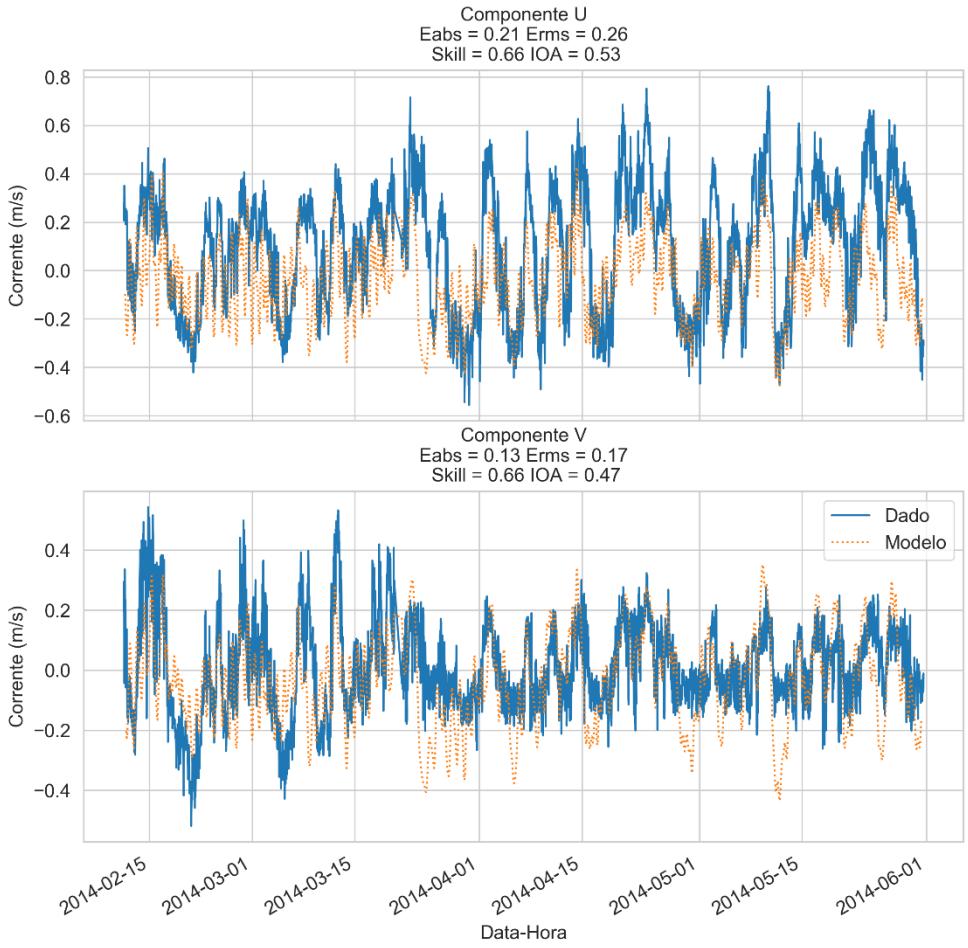
Os dados de corrente foram coletados de 15 de janeiro de 2014 até 31 de maio de 2014, compreendendo boa parte das estações de verão e outono, na posição 23,81 S 45,40 W. O equipamento utilizado foi um ADCP (Instrumento que mede perfis de correntes através do Efeito Doppler), e as informações foram registradas apenas para uma profundidade.

Não são fornecidas maiores informações do que as citadas anteriormente, com isso, uma análise exploratória foi realizada e havia dados inconsistentes gravados do dia 15/01/2014 até o dia 11/02/2014. Desta maneira, este período foi descartado e foram usados apenas os dados posteriores a esta data. Com isso, na Figura 28 são apresentadas as séries temporais de velocidades decompostas na direção U (zonal) e V (meridional), para as

[11] Disponível em: https://www.marinha.mil.br/chm/bndo

medições e para os resultados do modelo (referentes à posição geográfica onde o ADCP foi fundeado).

Figura 28 – Série das componentes U e V de velocidade de resultados do modelo e de medições ADCP (fundeado nas imediações da baía do Araçá, canal de São Sebastião).



O índice skill para as componentes U e V chega a 0,66, e o índice de concordância foi de 0,53 para a componente U e 0,47 para a componente V. Embora não seja próximo ao valor da concordância para maré, a calibração para correntes é em geral mais difícil, devido a sua grande variabilidade, em função dos inúmeros fatores que influenciam a sua magnitude e direção.

Ao fazer uma análise visual, se constata que o modelo representa satisfatoriamente as medições do ADCP. Há períodos em que praticamente não há diferenças entre os dados e os valores fornecidos pelo modelo. Caso fosse selecionado um período mais restrito de dados para a validação, onde as diferenças são menores, o índice de concordância seria ainda maior. Portanto, os índices atingidos para 4 meses de simulação são consideravelmente robustos e demonstram validação das velocidades calculadas pelo modelo com base nos dados do ADCP.

Outra forma visual de quantificar o comportamento das correntes é através do histograma direcional de velocidades, no qual intensidade, direção e frequência das correntes são plotadas no mesmo gráfico.

Como não há informações no conjunto de dados, não se sabe se os dados do ADCP foram submetidos à correção da declinação magnética. O processo de declinação consiste em corrigir a direção na qual as correntes foram gravadas, pois o ADCP registra a direção através de uma bussola interna, em relação ao Norte Magnético. Por outro lado, a modelagem utiliza a convenção cartográfica, sendo necessário corrigir essa a diferença entre o Norte magnético e o Norte geográfico.

De acordo com a calculadora de declinação da NOAA, a declinação para a plataforma do Litoral Norte de SP é de aproximadamente 14.84° Oeste, no ano de 2020. Assim, na Figura 29, são apresentados os histogramas direcionais para os dados, efetuando a correção da declinação magnética. Ao passo que, na Figura 30, dispõe-se o histograma direcional dos resultados do modelo (na mesma coordenada geográfica de fundeio do ADCP).

Figura 29 – Histogramas direcionais de corrente para o ADCP fundeado na baía do Araçá em 2014. O gráfico na esquerda é o dado sem correção da declinação magnética, enquanto no da direita a declinação de 14,84° Oeste foi incluída.

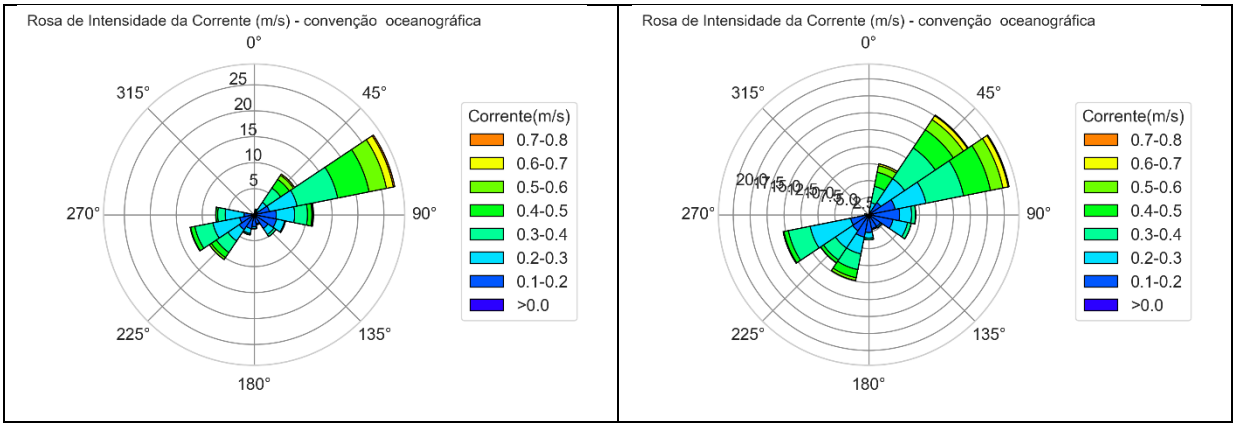
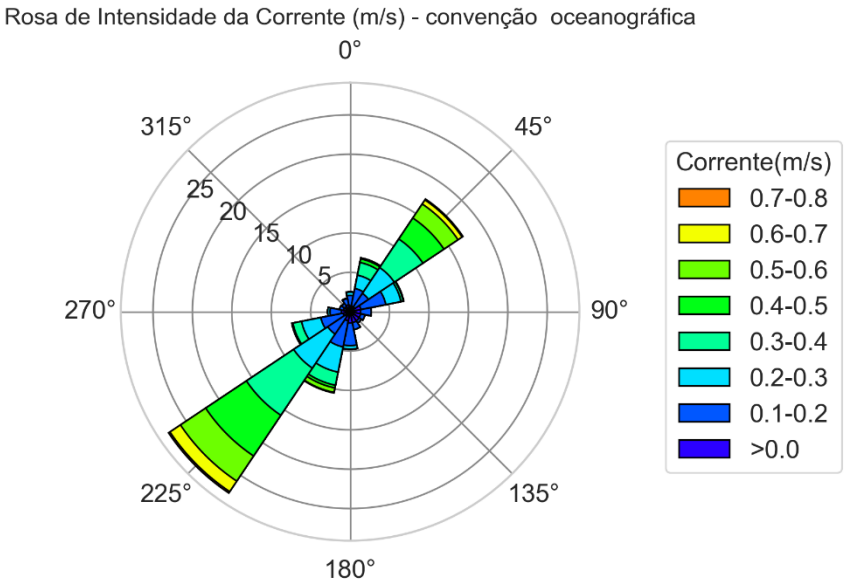


Figura 30 – Histograma direcional de correntes calculadas pelo modelo (na mesma posição onde foi realizado o fundeio do ADCP, na baía do Araçá).



Tanto os histogramas direcionais dos dados, quanto dos resultados do modelo, são bimodais, isto é, caracterizam-se por correntes marcadas em duas direções distintas, no caso, o eixo Sudoeste-Nordeste.

O gráfico com os dados considerando a declinação magnética apresenta maior similaridade com o padrão de correntes do modelo. Contudo, mesmo que as intensidades das correntes medidas e calculadas sejam similares, na simulação é nítida uma maior frequência de correntes para sudoeste, e nas medições de ADCP a maior frequência é para nordeste.

Tanto os dados quanto os resultados do modelo representam o que vários autores observaram com outros conjuntos de dados para o Canal de São Sebastião (CASTRO FILHO; MIRANDA, 1998; DOTTORI; SIEGLE; CASTRO FILHO, 2015; SILVA; MIRANDA; CASTRO FILHO, 2005). No canal as correntes geradas por maré são de menor intensidade quando comparadas às correntes forçadas pelos ventos sinóticos e locais. Essas correntes superficiais, por sua vez, tem resposta quase que instantânea com a direção dos ventos locais e também de ventos gerados pela Alta Subtropical do Atlântico Sul ou Sistemas de Frentes Frias (CASTRO FILHO, 1990).

Na Figura 31, são apresentadas as intensidades do vento CFSv2 na célula mais próxima ao ponto de fundeio na baía do Araçá. Em conjunto, é plotado o "diagrama de dedos" (stickplot), que indica a direção e intensidade destes ventos.

Para o período em questão, a partir do final de março, a variância da intensidade dos ventos aumenta em relação ao período anterior. Concomitantemente, o vento passa a apresentar maior intensidade na direção nordeste, possivelmente indicando a presença de sistemas frontais na área de estudo. No presente estudo, não será analisado especificamente o efeito de frentes frias, pois o interesse é somente de estimar a resposta das correntes superficiais do modelo ao efeito do vento, e comparar com o descrito na literatura.

Para identificar a resposta das correntes aos ventos, na Figura 32 são plotados em conjunto as componentes U e V das correntes do dado coletado pelo ADCP na baía do Araçá e da célula mais próxima do modelo, em conjunto com a intensidade do vento da célula mais próxima nos resultados do CFS. A figura mostra que a corrente calculada pelo modelo responde ao efeito do vento e que o modelo hidrodinâmico corresponde, em geral, ao que é observado nos dados. Portanto, conclui-se que a metodologia de utilizar dados do modelo CFS, e a calibração considerada para o Modelo Delft3D, conseguem reproduzir satisfatoriamente a relação entre vento e correntes no Canal de São Sebastião.

Figura 31 – Diagrama de dedos e intensidade do Vento do CFS na célula mais próxima à coleta de dados na Baía do Araçá.

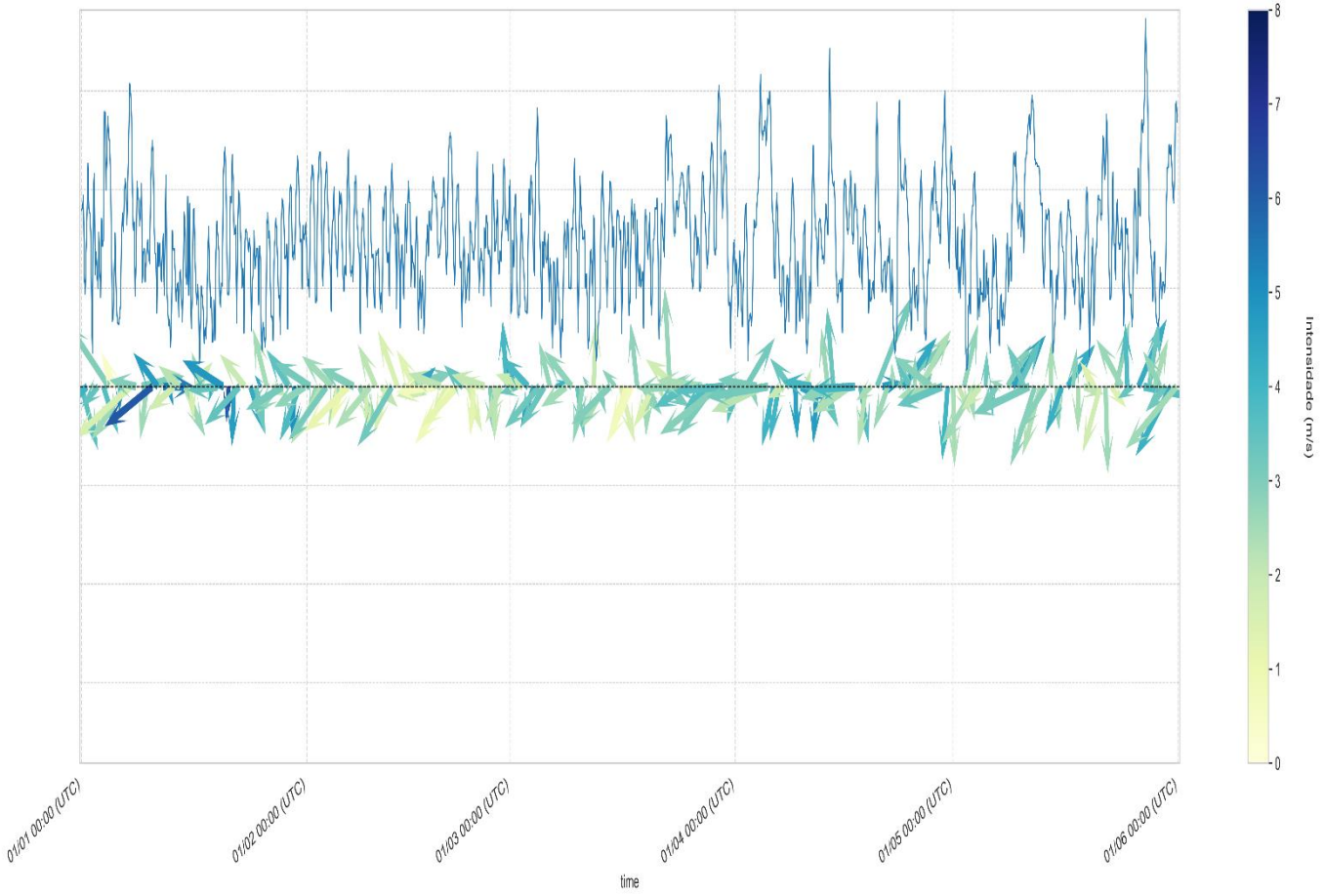
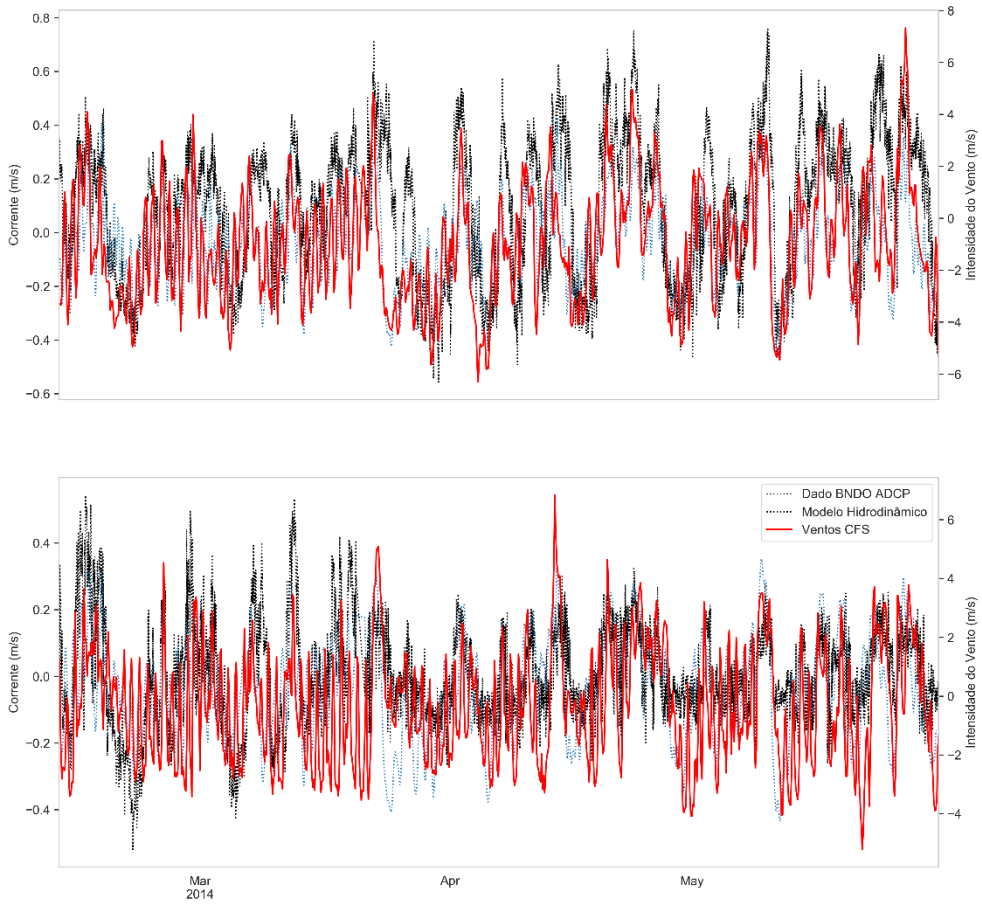


Figura 32 – Componentes U e V de corrente (m/s), dos dados de ADCP na baía do Araçá e dos correspondentes cálculos do modelo (na camada de superfície). Em vermelho, à direita do gráfico, se encontra a escala da intensidade do vento (m/s).



Embora a validação comprove que as condições hidrodinâmicas são bem representadas no Canal de São Sebastião, a região de interesse está situada a cerca de 60 km de distância ao norte deste canal. Entretanto, vários estudos demonstram que os padrões oceanográficos e meteorológicos que ocorrem na plataforma sudeste brasileira, delimitada do Cabo de São Tomé (RJ) até o Cabo de Santa Marta (SC), ocorrem de maneira sinótica (CASTRO FILHO; LEE, 1995; DOTTORI; CASTRO FILHO, 2009), ou seja, os processos respondem da mesma maneira às condicionantes ambientais, na escala de dias. Portanto, o que foi descrito, analisado e quantificado para o Canal de São Sebastião, pode ser considerado de maneira equivalente no restante do domínio de simulação.

A seguir, são apresentados gráficos referentes a dois instantes típicos para as condições de vento que dominam o padrão de correntes na plataforma interna do litoral norte de SP. Na Figura 33 e Figura 34, são apresentados respectivamente o campos de ventos do modelo CFS e o campo de correntes na superfície do modelo hidrodinâmico, para o dia 19/02/2014, representando um período típico de ventos associados à da Alta Subtropical do Atlântico (Ventos de Nordeste). Por outra lado, na Figura 35 e Figura 36, são apresentadas as mesmas variáveis, para o dia 08/05/2014, onde ocorre a passagem de um Sistema Frontal (Ventos de Sudeste).

Figura 33 – Intensidade e direção do vento para as células do modelo CFSv2 no dia 19/02/2014 12:00 h GMT, representando um instante de ventos associados à Alta Subtropical.

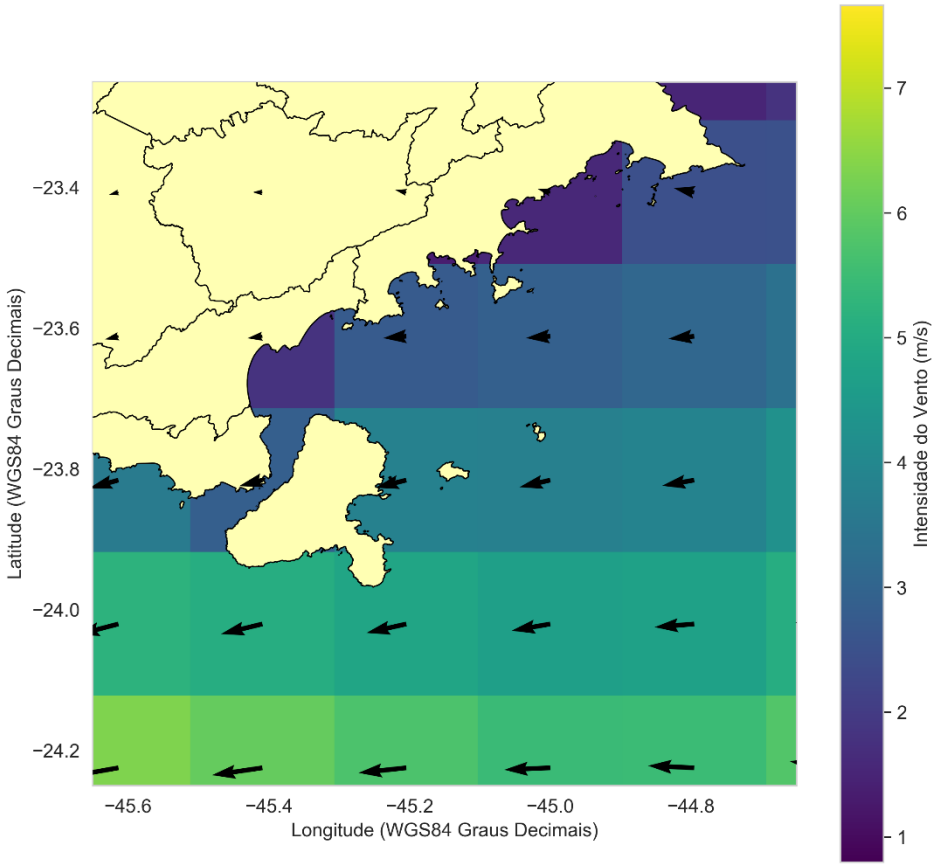
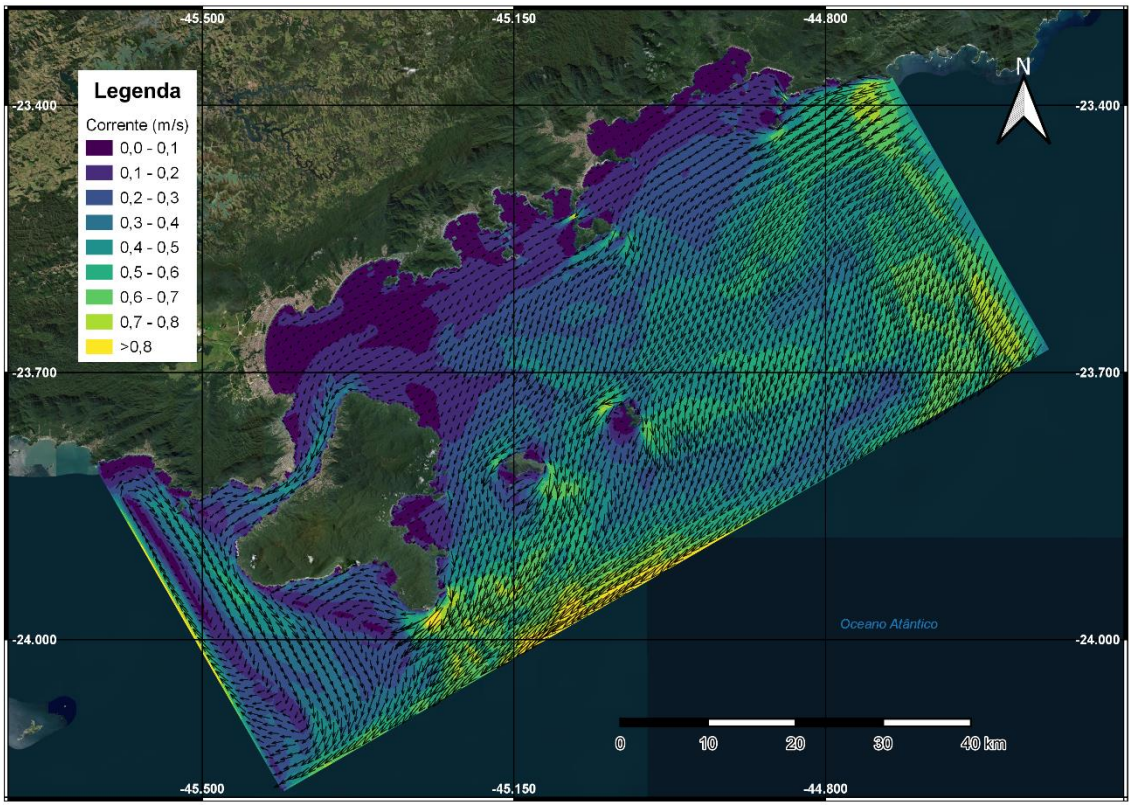


Figura 34 – Intensidade e direção das correntes na superfície para as células do modelo hidrodinâmico no dia 19/02/2014 12:00 h GMT, representando um instante de ventos associados à Alta Subtropical.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Figura 35 – Intensidade e direção do vento para as células do modelo CFSv2 no dia 08/05/2014 12:00 h GMT, representando um instante com ventos associados a Sistemas Frontais.

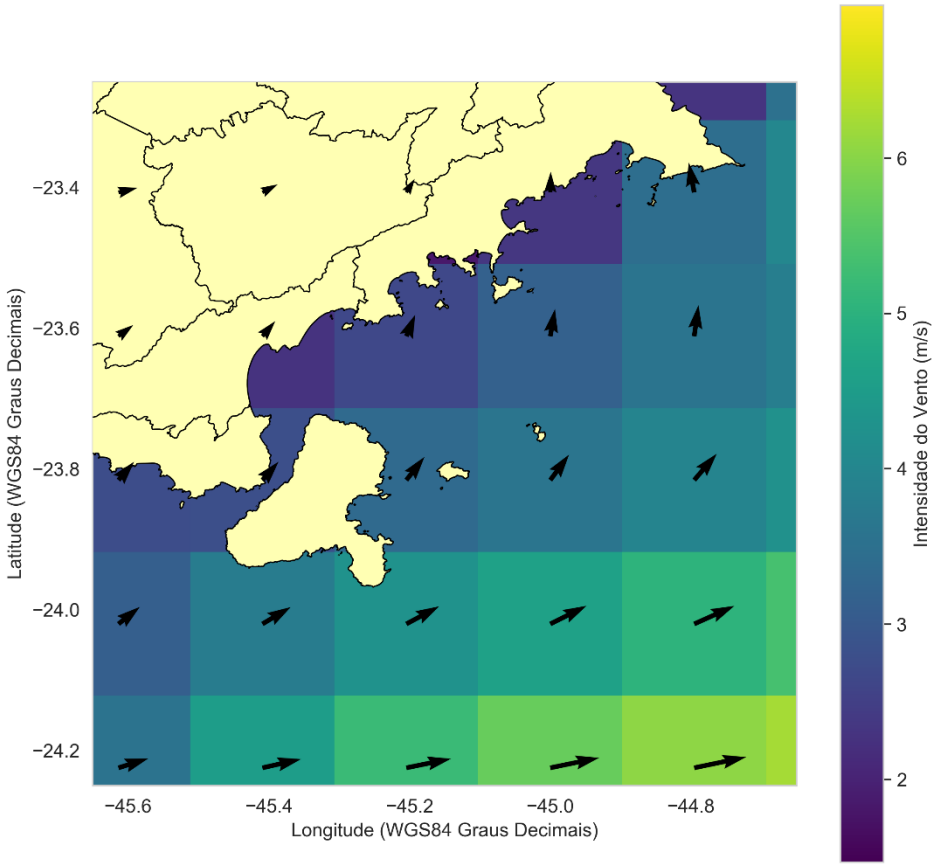
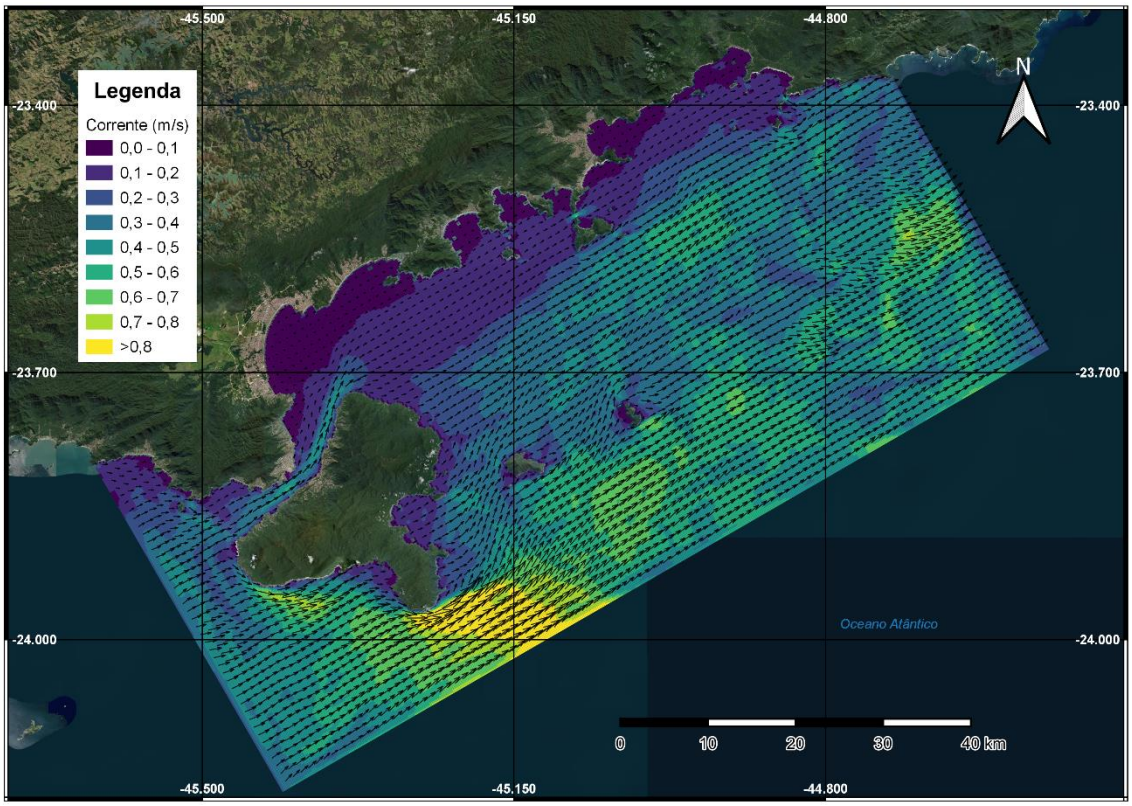


Figura 36 – Intensidade e direção das correntes na superfície para as células do modelo hidrodinâmico no dia 08/05/2014 12:00 h GMT, representando um instante com ventos associados a Sistemas Frontais.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

As figuras exemplificam “fotos” instantâneas de como as correntes e ventos se comportam ao longo do período simulado. Estes instantes, quando analisados em conjunto com a validação pontual, reforçam a afirmação que as correntes da área modelada respondem ao vento que incide na região do estudo de maneira global, quase uniforme. Conclui-se, então, que os resultados de correntes do modelo concordam com a bibliografia e medições.

3.1.3 Validação para Temperatura e Salinidade

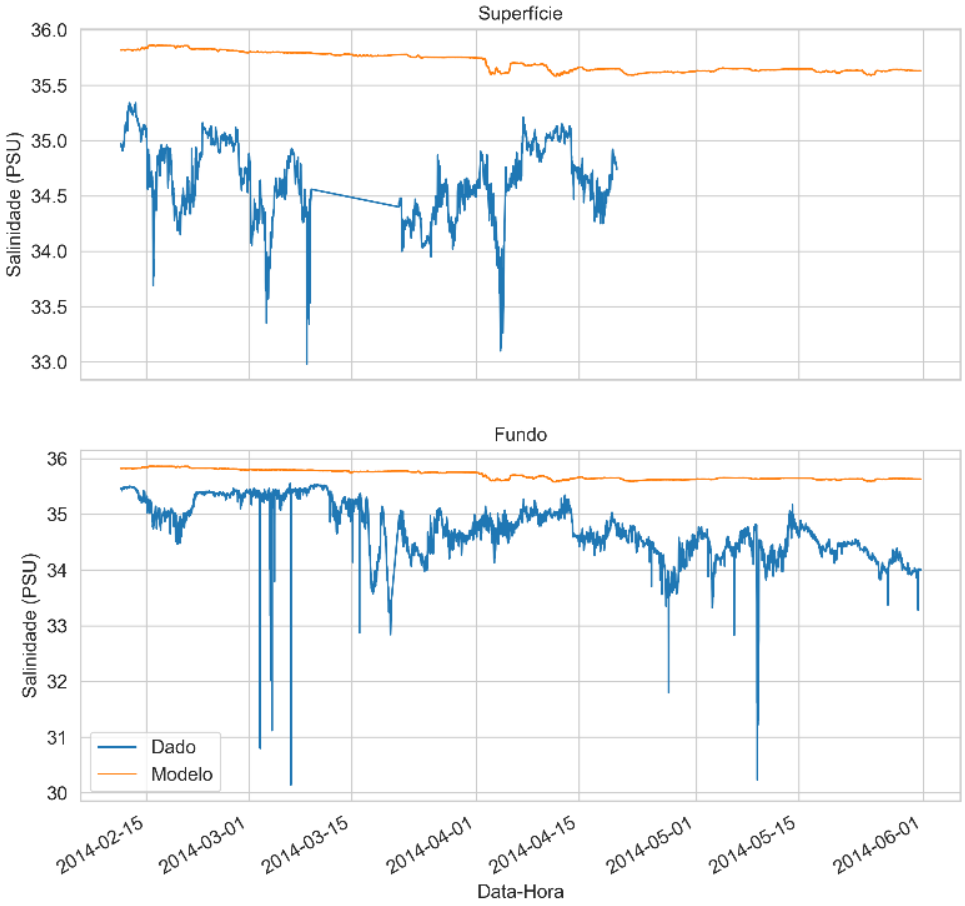
Os dados de temperatura e salinidade também foram obtidos do conjunto fornecido pelo BNDO. Os dados foram coletados através de um CTD (Instrumento que mede Condutividade, Temperatura e Pressão), também para o mesmo período acima consideram, de janeiro de 2014 a maio de 2014.

Após a análise preliminar dos dados, encontrou-se a mesma falta de qualidade nos primeiros dias de coleta. Os dados com falhas foram novamente descartados e foram

utilizados apenas os de 11/02/2014 em diante. Na Figura 37 é apresentada a comparação de temperatura medida com a calculada pelo modelo no ponto de coleta, enquanto na Figura 38, analisa-se a salinidade.

Figura 37 – Comparação de valores de temperatura (superfície e fundo) do modelo e do CTD, fundeado nas imediações da Baía do Araçá, Canal de São Sebastião.

Figura 38 – Comparação de valores de salinidade (superfície e fundo) do modelo e do CTD, fundeado nas imediações da Baía do Araçá, Canal de São Sebastião.



Foram obtidos dados em apenas duas camadas ao longo do período total de coleta. A aproximadamente a partir do dia 20/04/2020, são disponíveis apenas dados próximos ao fundo do Canal de São Sebastião (CSS).

É notória a discrepância entre os dados de salinidade e os resultados do modelo. Este comportamento indica que, no CSS, a influência do aporte de águas menos salinas do continente e da Ilhabela, além das chuvas, influencia a salinidade, visto que estes efeitos não foram incluídos no modelo. O mesmo problema foi observado por Silva et al (2005).

Por outro lado, para a temperatura, exceto nos primeiros 15 dias de março, onde há uma queda abrupta da temperatura para os dados coletados em profundidade, o modelo

acompanha razoavelmente o que foi medido, com a diminuição da temperatura ao longo do tempo, conforme as medidas são realizadas no decorrer do outono.

O que se espera, para a região, é uma estratificação marcante no período de verão e sua ausência no inverno (CASTRO FILHO, 2014; CASTRO FILHO; MIRANDA; MIYAO, 1987; CERDA; CASTRO FILHO, 2014), . Porém, novamente os dados permitem apenas uma análise pontual e restrita para o CSS, e os resultados obtidos não permitem observar uma estratificação conforme esperada. Dessa forma, foram utilizados outros pontos de dados ao longo da plataforma interna, compreendendo locais mais afastados da costa e que possivelmente registram melhor as feições oceanográficas esperadas. Os pontos escolhidos foram as localizações das coletas feitas pelo monitoramento do NOc. Antares em 2017, além de um ponto dentre as estações de monitoramento costeiro da CETESB na Baía de Ubatuba.

Apesar de realizada em 2017, a campanha de monitoramento do NOc. ANTARES amostrou abrangentes localizações da plataforma interna do litoral Norte de SP. Não foi viável na presente etapa de pesquisa a modelagem para o período de 2017, devido a limitação de tempo e de recursos computacionais. No entanto, a localização dos pontos demonstra sua utilidade como base de comparação com os resultados de modelagem. Também decidiu-se selecionar um dos pontos de monitoramento da CETESB para analisar o comportamento da estrutura térmica calculada pelo modelo.

Como para a salinidade as discrepâncias das medições para os resultados do modelo foram muito grandes, a seguir são apresentadas somente comparações das séries temporais de temperatura, na superfície e no fundo. A seguir na Tabela 7, são apresentadas as coordenadas geográficas de todos os pontos utilizados para a verificação.

Tabela 7 – Localização dos Pontos utilizados para comparação temporal de temperatura.

Ponto	**Latitude (Graus Decimais)**	**Longitude (Graus Decimais)**
Ponto 1 / NOc. ANTARES	24,13 S	45,33 O
Ponto 2 / NOc. ANTARES	23,98 S	45,53 O
Ponto 3 / NOc. ANTARES	23,69 S	45,08 O
Ponto 4 / NOc. ANTARES	23,84 S	44,83 O
Ponto 8 / NOc. ANTARES	23,44 S	44,63 O
Ponto 2 / CETESB	23,43 S	45,04 O

Figura 39 – Temperatura (superfície e fundo) do modelo e para o Ponto 1 de amostragem da campanha do NOc. ANTARES.

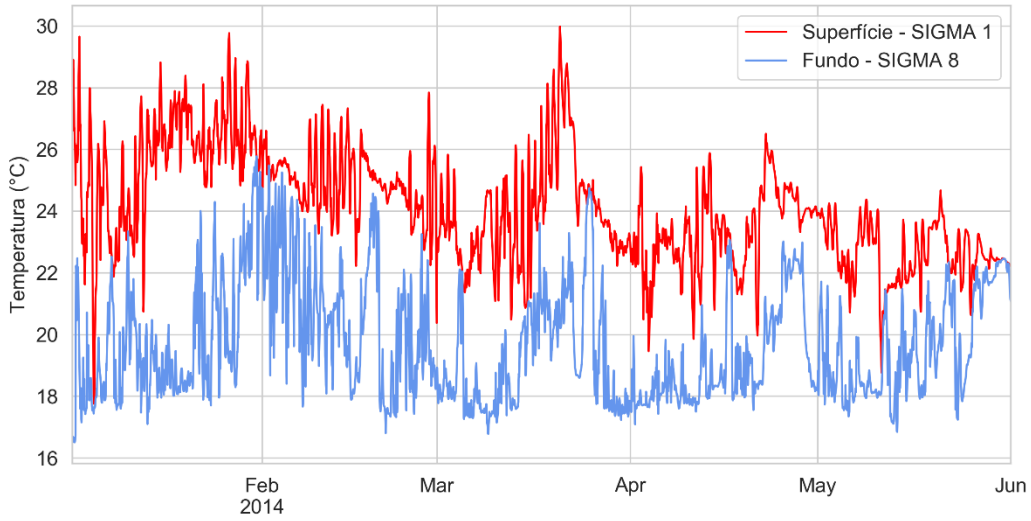


Figura 40 – Temperatura (superfície e fundo) do modelo e para o Ponto 2 de amostragem da campanha do NOc. ANTARES.

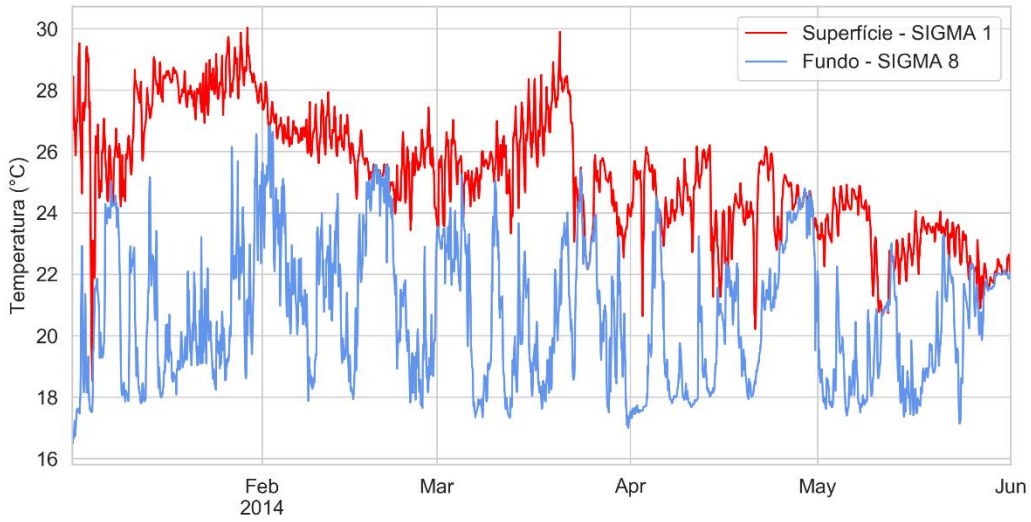


Figura 41 – Temperatura (superfície e fundo) do modelo e para o Ponto 3 de amostragem da campanha do NOc. ANTARES.

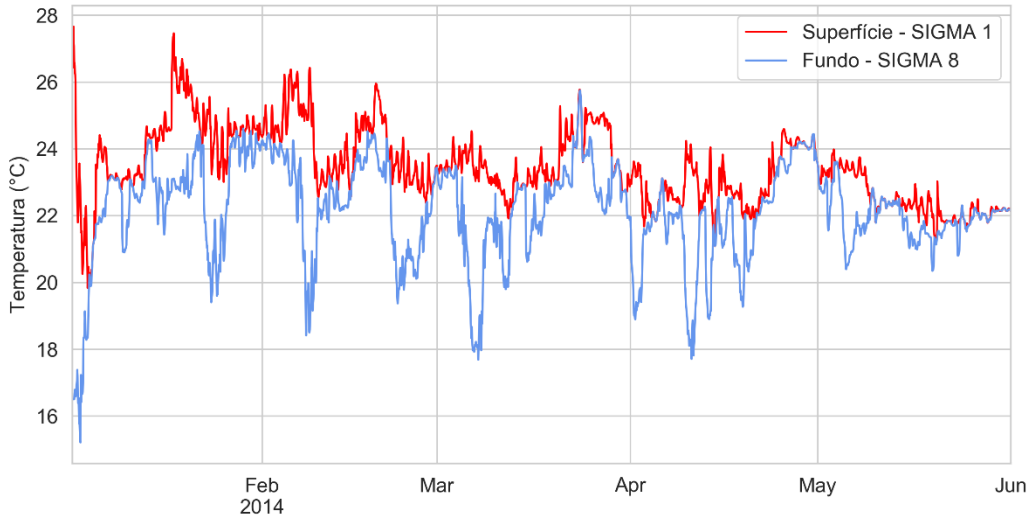


Figura 42 – Temperatura (superfície e fundo) do modelo e para o Ponto 4 de amostragem da campanha do NOc. ANTARES.

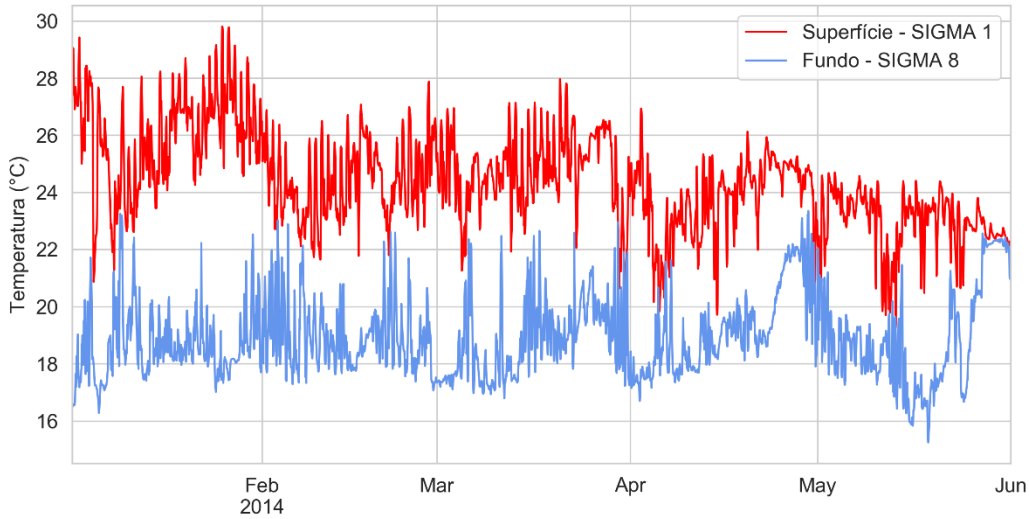


Figura 43 – Temperatura (superfície e fundo) do modelo e para o Ponto 8 de amostragem da campanha do NOc. ANTARES.

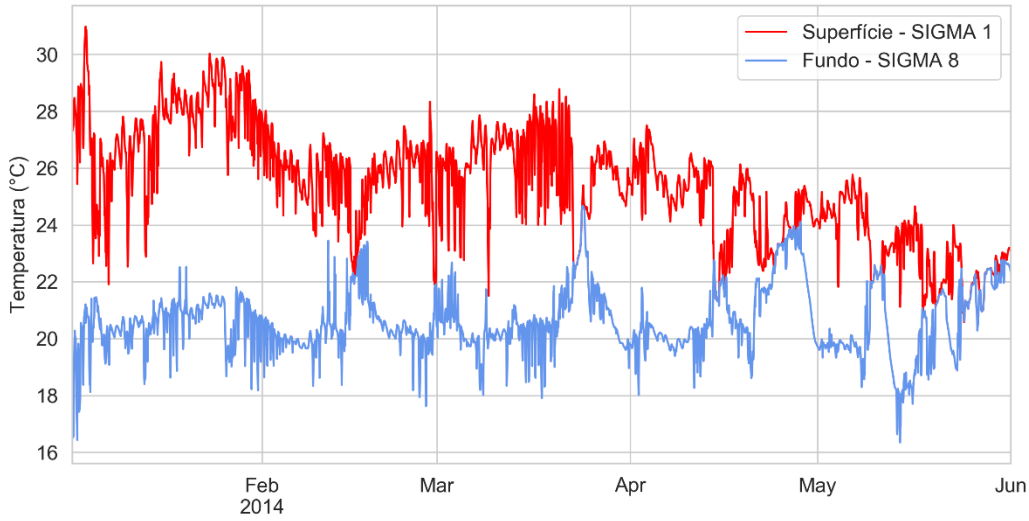


Figura 44 – Temperatura (superfície e fundo) do modelo e para o Ponto 2 de amostragem da estação de monitoramento costeiro da CETESB para a Baía de Ubatuba.

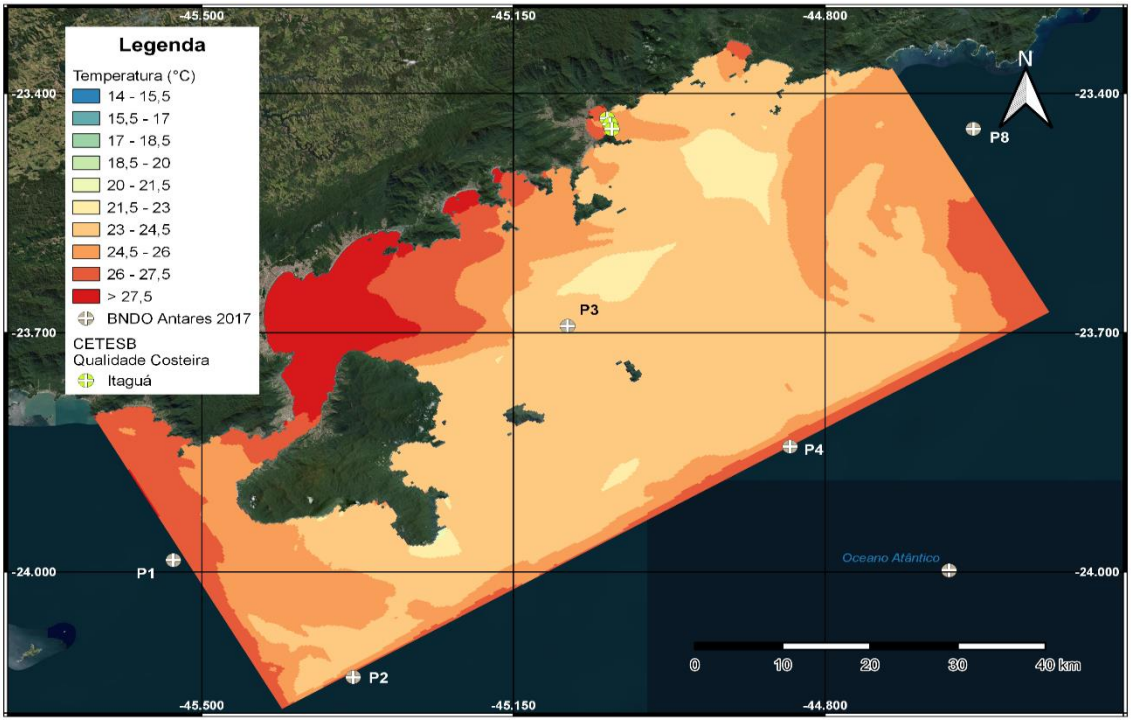
Os resultados do modelo hidrodinâmico nos pontos de amostragem da campanha do NOc. ANTARES, em geral, ilustram as diferenças de temperatura entre a superfície e fundo, deixando claro que existe estratificação, conforme esperado, ao longo do domínio simulado. A temperatura máxima para todas as estações esteve ligeiramente acima de 30 °C, enquanto a temperatura mínima esteve pouco abaixo de 16°C.

Já para a estação de monitoramento da CETESB na Baía de Ubatuba, a estratificação térmica não fica marcada na maior parte do tempo, reforçando que, em locais costeiros, o aporte de águas continentais é de suma importância.

Infelizmente, não foi possível a realização de modelagem comparativa entre verão e inverno para avaliação da ausência de estratificação no inverno. Porém, nas estações de monitoramento do NOc.ANTARES, nos últimos dias do período modelado, nota-se claramente igualdade entre as temperaturas da superfície e fundo do modelo, indicando a transição para a característica termohalina de inverno, ou seja, sem estratificação vertical. A homogeneidade da coluna da água não só acontece, como observa-se que o que ocorre é uma diminuição da temperatura da superfície e um aumento da temperatura do fundo, provavelmente indicando que foi cessada a intrusão da ACAS na plataforma rasa, conforme observado no trabalho de Castro et al (1987), onde, coletas em períodos de verão e inverno, demonstram que, devido aos processos de ventos mais intensos e ausência da ACAS, as águas do fundo na plataforma rasa do litoral Norte de SP possuem temperatura maior no inverno do que no verão.

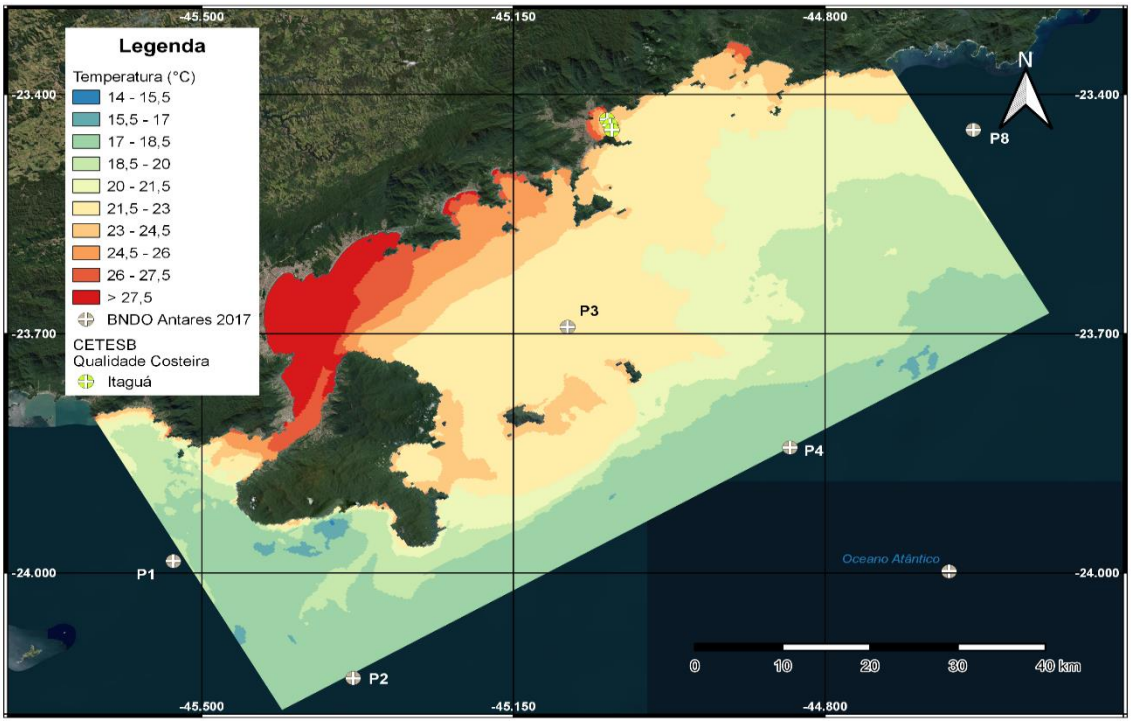
Para ilustrar visualmente, a seguir são apresentados mapas de temperatura da superfície e do fundo, para um período em que há estratificação (típico de verão – 13/03/2014) e onde não há estratificação (típico de inverno – 29/05/2014). Nas figuras também são novamente adicionados os pontos de interesse, apresentados nas séries temporais desta seção.

Figura 45 – Temperatura na superfície (Camada SIGMA 1) para as células do modelo hidrodinâmico no dia 13/03/2014, representando uma condição típica de verão.



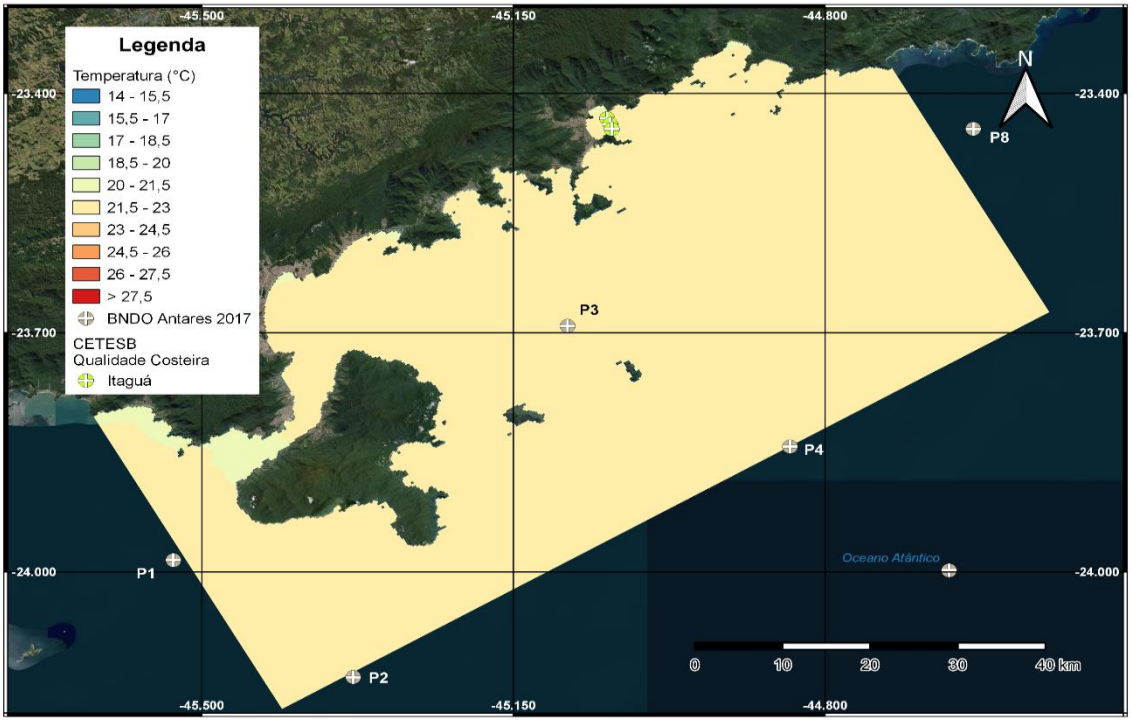
Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Figura 46 – Temperatura do fundo (Camada SIGMA 8) para as células do modelo hidrodinâmico no dia 13/03/2014, representando uma condição típica de verão.



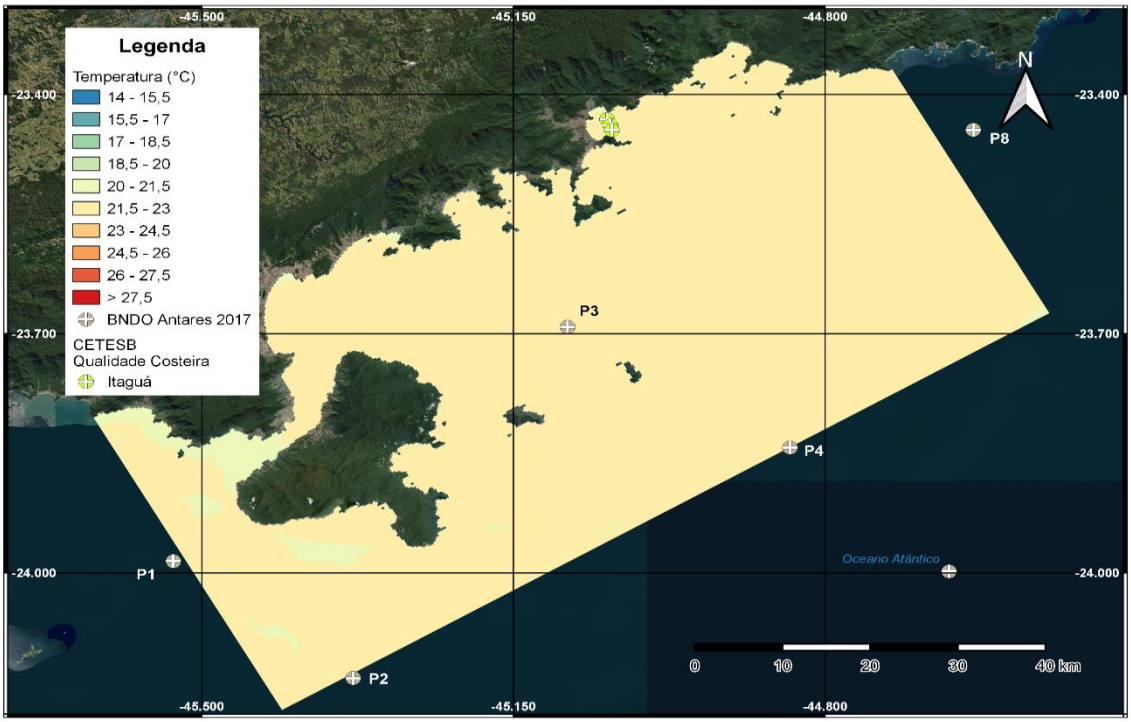
Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Figura 47 – Temperatura na superfície (Camada SIGMA 1) para as células do modelo hidrodinâmico no dia 29/05/2014, representando uma condição típica de inverno.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Figura 48 – Temperatura do fundo (Camada SIGMA 8) para as células do modelo hidrodinâmico no dia 29/05/2014, representando uma condição típica de inverno.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

A escala de cores de temperatura foi mantida igual tanto para o dia 13/03, quanto para o dia 29/05, para ilustrar os efeitos descritos. Nota-se que no dia 13/03 há diferenças de temperatura entre a superfície e o fundo, especialmente em locais onde a profundidade é maior, indicando a intrusão da ACAS pelo fundo. No entanto, no dia 29/05 a similaridade na região simulada é tanta que mal se pode distinguir o fundo e a superfície, trazendo uma nova perspectiva que, além da homogeneidade vertical, também há a horizontal.

3.1.4 Considerações sobre a Modelagem Hidrodinâmica

Através dos resultados do modelo e sua validação com os dados, além de comparação com a bibliografia de referência, pode-se afirmar que a metodologia proposta é capaz de reproduzir as feições oceanográficas satisfatoriamente. Em resumo:

1. Para validação do nível, só foi possível utilizar as constantes harmônicas da FEMAR. Demonstrou-se que o modelo, além de conseguir reproduzir as oscilações harmônicas, também representa os sinais de baixa frequência, resultado de ventos que ocorrem na região modelada e ventos sinóticos (larga escala e ao longo de vários dias);
2. As correntes são principalmente forçadas pelos ventos sinóticos e locais. Foi provado que as correntes de superfície do modelo, tanto para o ponto de validação, quanto para o domínio espacial, respondem aos ventos incidentes. Existem dois padrões básicos de escala sinótica que atuam nas feições: Ventos associados à Alta Subtropical (de Nordeste) e Ventos devidos a Sistemas Frontais (de Sudoeste). As correntes tendem a fluir na direção do vento predominante.
3. Fica evidente que a ausência de precipitação e do aporte de águas continentais afeta os resultados de salinidade do modelo. No entanto, para o padrão térmico, representa-se as condições conforme especificado na bibliografia, ou seja, períodos de verão com estratificação vertical, devido à intrusão da ACAS plataforma adentro, e ausência de estratificação no inverno, por conta de ventos de origem sudoeste mais frequentes e energéticos, que inibem a intrusão da ACAS e misturam a coluna da água, tornando-a homogênea.

A modelagem hidrodinâmica feita neste estudo visa fornecer forçantes de boa qualidade para a modelagem específica da Baía de Ubatuba; apesar de deficiências da modelagem nas áreas mais rasas, devido à falta de aporte de águas continentais, isso não invalida a modelagem, pois foi utilizada a abordagem de aninhamento separado, de alta resolução, para a Baía de Ubatuba.

Na modelagem de qualidade da água, foi elaborado um novo modelo hidrodinâmico de escala ainda mais reduzida, utilizando os resultados do modelo de maior escala devidamente validado. A vantagem desta abordagem segmentada é que, ao refinar o modelo, é possível dar maior atenção ao volume de água continental incidente na costa, podendo ser estimadas vazões incidentes através dos dados existentes ou modelos chuva - vazão, ao mesmo tempo que se utilizam resultados de maior escala que foram verificados e validados. A inclusão do aporte de águas continentais, nas grades aninhadas, proporciona mais complexidade e representatividade das condições ambientais.

3.2 Modelagem de Qualidade da Água

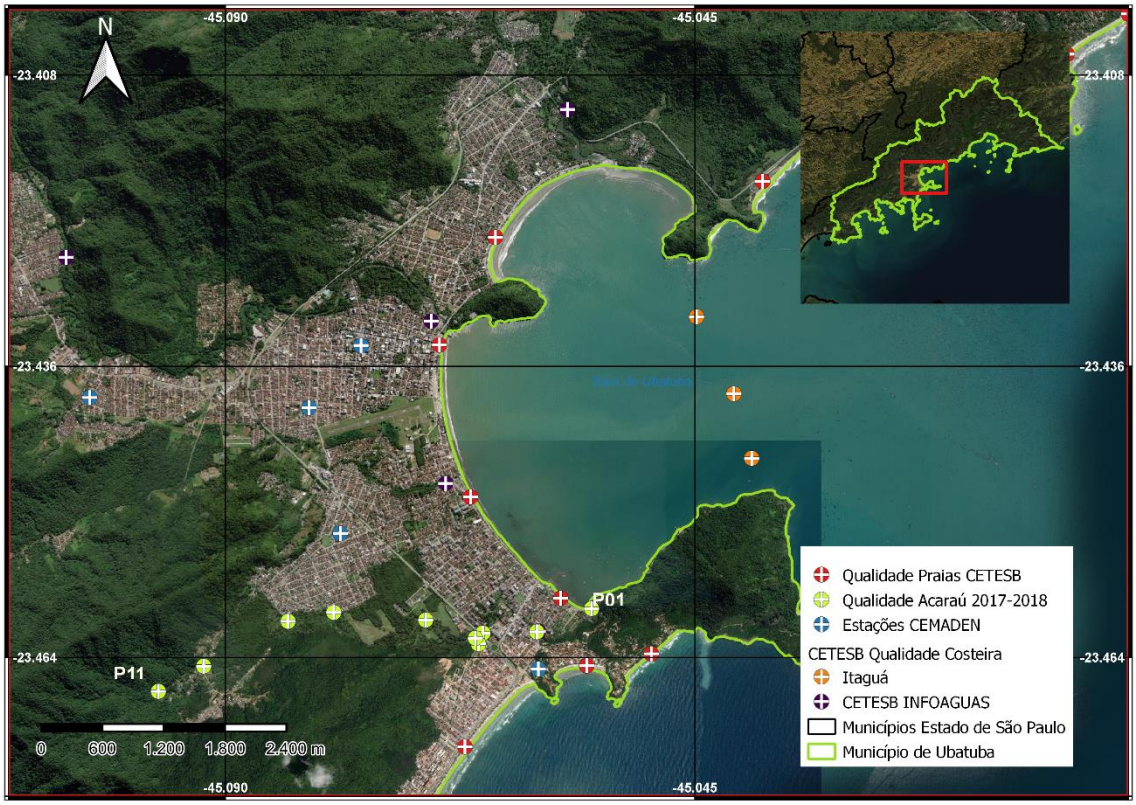
Nesta seção, são discutidas as premissas adotadas para a modelagem da qualidade de água na Baía de Ubatuba.

3.2.1 Análise de Dados

Em contraste com a modelagem hidrodinâmica, apresentada na seção 3.1, para a modelagem de qualidade da água, são necessárias algumas premissas as quais só podem ser obtidas a partir de uma análise de dados disponíveis na região de interesse.

Para avaliar o impacto que a qualidade da água continental afeta a região costeira, são necessários dados quantitativos dos constituintes ao longo de um determinado período, de modo a identificar as relações entre as variáveis que impactam a vazão e a qualidade dos corpos hídricos. A seguir na Figura 49, são apresentadas as posições de coleta dos dados utilizados nas imediações da Baía de Ubatuba.

Figura 49 – Localização da Baía de Ubatuba e os dados utilizados na análise de qualidade da água. Em amarelo, as localizações dos pontos de coleta no Rio Acaraú. Em azul, as estações automáticas de coleta do CEMADEN. Em vermelho, os pontos de mensuração da balneabilidade das praias, realizadas pela CETESB. Em azul escuro, as estações de monitoramento do INFOAGUAS, realizadas também pela CETESB. Em laranja, finalmente, as estações de monitoramento costeiro também sob responsabilidade da CETESB.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

3.2.1.1 Rio Acaraú - Instituto Costa Brasilis

As informações referentes à qualidade da água do Rio Acaraú foram obtidas a partir do projeto “Mapeamento e avaliação da dinâmica da poluição da Bacia do Rio Acaraú como subsídio à efetivação do enquadramento”, organizado pelo Instituto Costa Brasilis. Os dados coletados compreenderam as seguintes variáveis: Salinidade, Oxigênio Dissolvido (mg/L), Coliformes Termotolerantes, pH, DBO (mg/L), N03 (mg/L), P04 (mg/L), Turbidez (mg/L) e Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L).

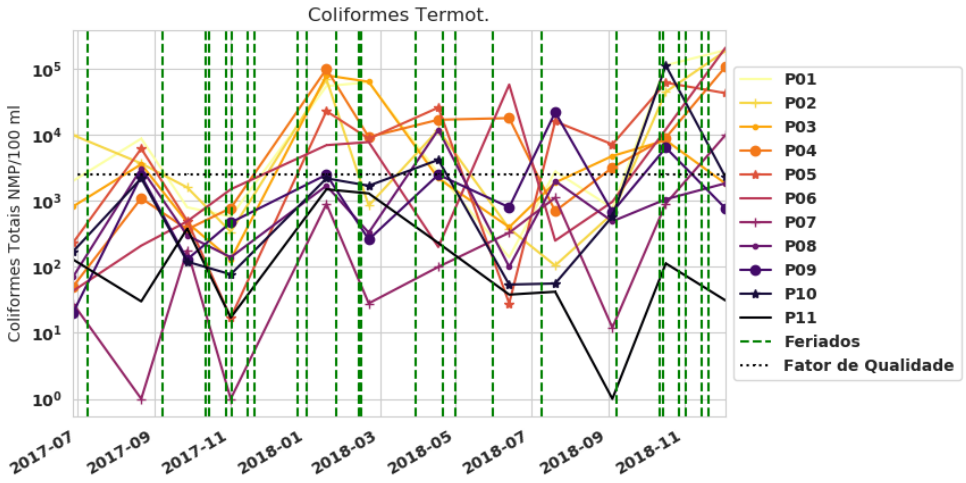
A seguir, é analisada a evolução temporal dos Coliformes Totais no Rio Acaraú, de duas maneiras: a primeira (Figura 55) observando como a concentração dos coliformes varia em todos os pontos ao longo do tempo; a seguir, são identificados todos os feriados que

ocorreram no Estado de São Paulo no período avaliado, para identificar se ocorreu aumento de concentrações devido ao maior fluxo de pessoas no município.

Na segunda abordagem de análise (Figura 50), observa-se a evolução por cada uma das 12 campanhas de coleta realizadas.

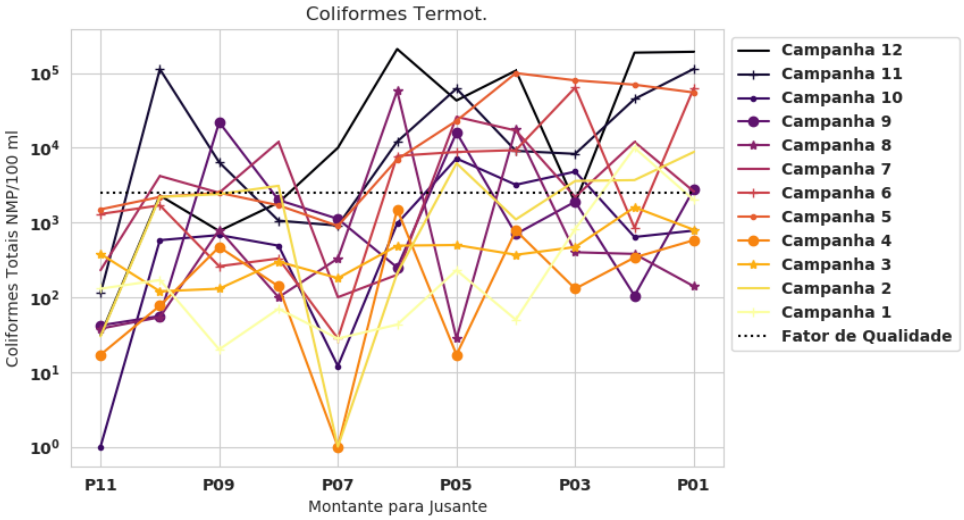
Em termos de comparação, também é plotado o limite para classificação de água imprópria para banho para Coliformes Termotolerantes, segundo a Resolução CONAMA 274/2000, correspondendo a uma concentração de 2.500 Coliformes em 100 ml.

Figura 50 – Série Temporal (07/2017 – 12/2018), em escala logarítmica, de Coliformes Termotolerantes Totais, nos 11 pontos de Coleta no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis.



Na Figura 50, fica nítido que os pontos a jusante do Rio Acaraú, apresentam maior concentração de coliformes totais do que os pontos a montante. Na maior parte das coletas nos pontos P01 e P02, a concentração de coliformes esteve acima do limite estabelecido na Resolução CONAMA 274/2000. A presença de feriados aparenta não impactar as concentrações. Os maiores valores de concentração de coliformes foram observados na última campanha de coleta (12/2018), no ponto P01.

Figura 51 – Perfis da concentração de Coliformes Termotolerantes Totais, em escala logarítmica, da Montante (P11) para Jusante (P01), no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis, ao longo das 12 campanhas de coleta (07/2017 – 12/2018).



Há uma tendência de aumento no número de coliformes da montante para jusante, em todas as campanhas. O que é esperado, visto que o rio recebe efluentes e esgoto doméstico ao longo de sua extensão. No P07, observa-se uma queda no número de coliformes em todas as campanhas. Este ponto está localizado a montante de onde o Rio Acaraú recebe o afluente oriundo da Praia Grande. Portanto, deve ocorrer, no decorrer das campanhas, alguma diluição e/ou autodepuração nesta área. A partir do P03, em nenhuma das campanhas, o número de coliformes esteve abaixo de 1000 NMP/ml.

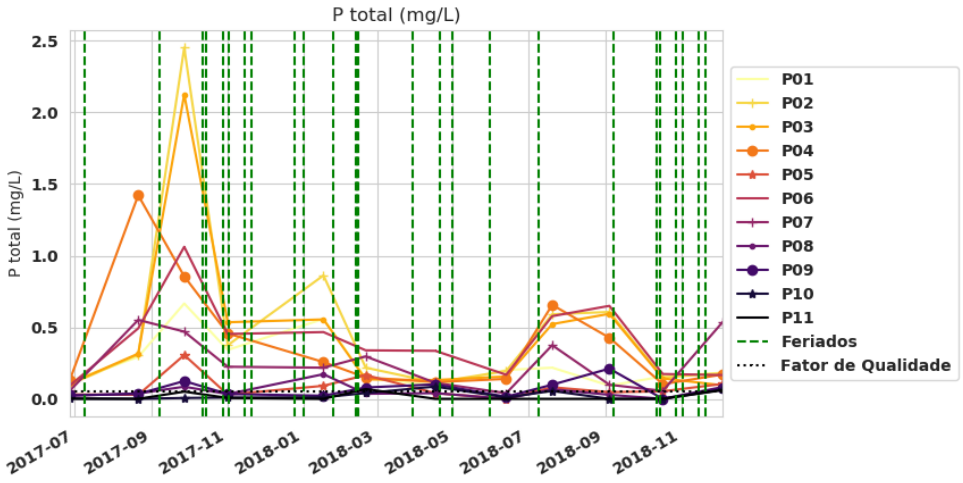
A seguir, são apresentadas as correspondentes séries temporais para o Fosfato (PO4), Nitrato (NO2), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5,20) e o Oxigênio Dissolvido (O2/ml). De acordo com Decreto Estadual nº 10.755 de 1977, a maior parte do Rio Acaraú constitui um corpo hídrico de classe 2, portanto, as concentrações limitantes dos constituintes analisados são:

1. PO4: Como não há concentração definida para fosfato, foi preciso converter os valores obtidos para fósforo total, este sim, contemplado na Resolução CONAMA 357/05.
    a. Conversão: PO4 / 3,06
2. Fósforo Total: até 0,050 mg/L, em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.
3. NO2: 10,0 mg/L

4. DBO (5,20): Não superior a 5 mg/L
5. O2: Não inferior a 5 mg/L

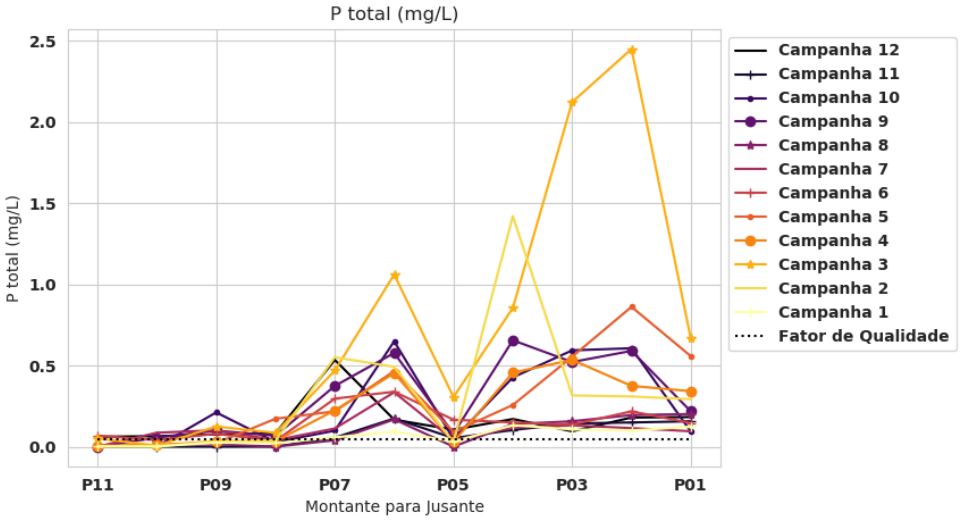
Assim como para os dados de Coliformes termotolerantes, da Figura 52 à Figura 59, são apresentadas tanto as séries temporais por cada ponto de coleta, bem como cada campanha e os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05. Também na figura de séries temporais dos pontos, são apresentados os feriados do município de São Paulo, de modo a verificar a possibilidade de influência de maior presença de turistas no Município de Ubatuba.

Figura 52 – Séries Temporais (07/2017 – 12/2018) de Fosfato (PO4), nos 11 pontos de Coleta no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis.



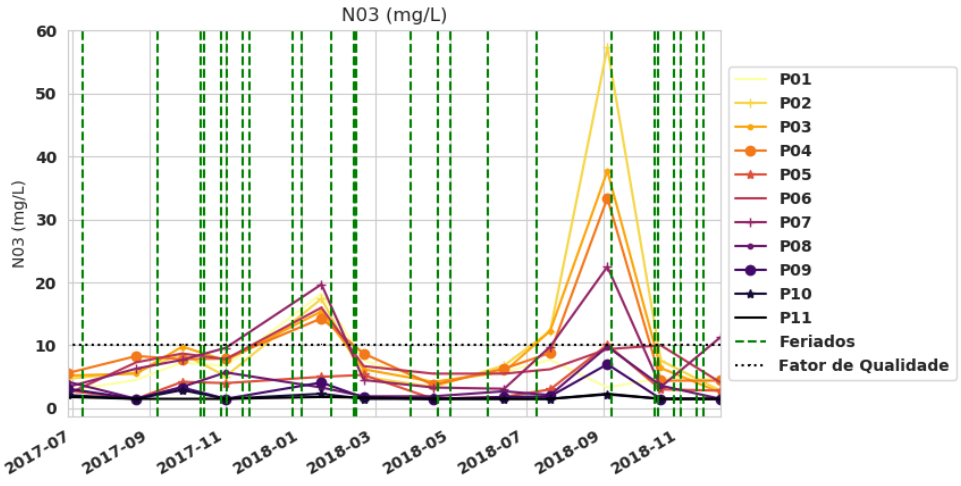
Na Figura 52, fica evidente, que quase todas as amostras apresentaram fósforo total acima do estabelecido na Resolução CONAMA 35705. As maiores concentrações foram observadas em 10/2017.

Figura 53 – Perfil da concentração de Fosfato (PO4), da Montante (P11) para Jusante (P01), no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis, ao longo das 12 campanhas de coleta, entre (07/2017 – 12/2018).



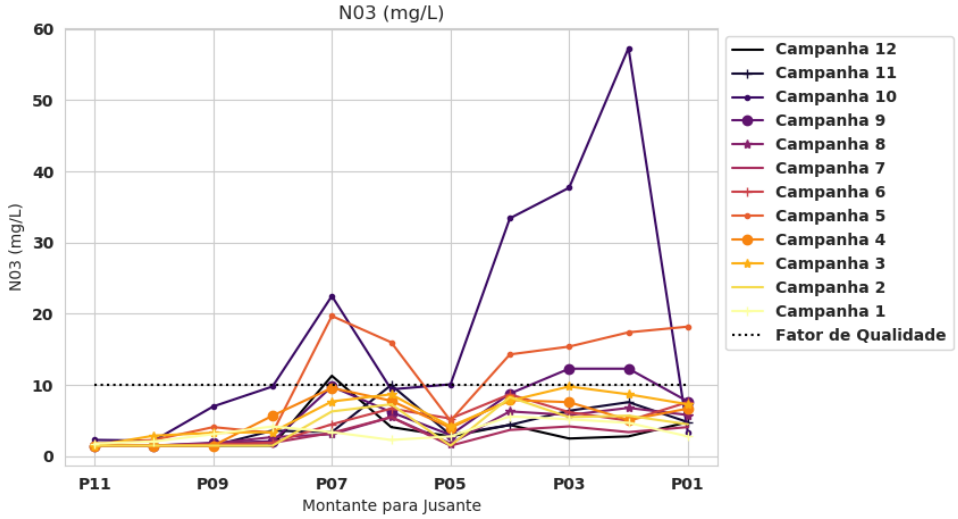
Na Figura 53, os perfis de concentração do fósforo no rio evidenciam que as concentrações aumentam em níveis significativos a partir do P07. No P05, há um declínio das concentrações em todas as campanhas. A partir do P06, todos os pontos apresentam concentrações de fósforo total acima do limite da Resolução CONAMA 357/05.

Figura 54 – Séries Temporais (07/2017 – 12/2018) de Nitrogênio (NO3), nos 11 pontos de Coleta no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis.



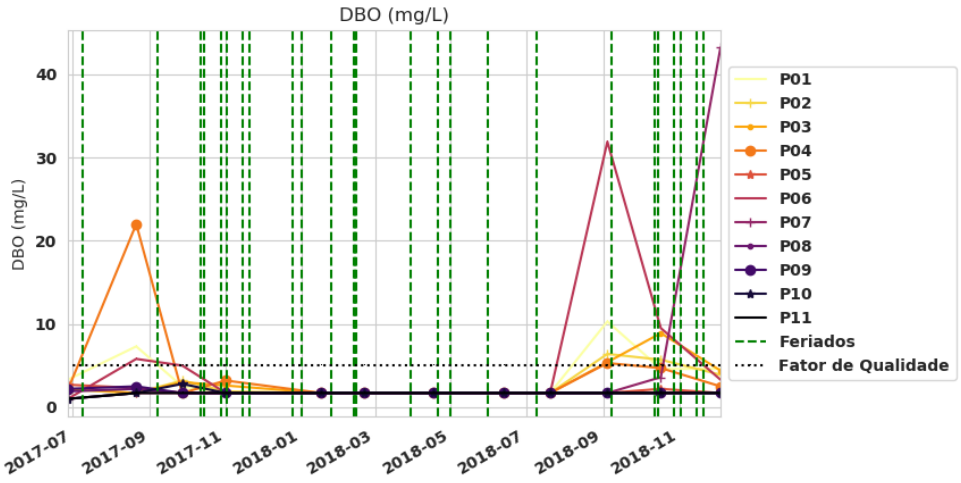
Ao contrário do fósforo total, o nitrato (Figura 54), excedeu os limites da Resolução CONAMA 357/05 em apenas 2 das 12 campanhas de coleta. 02/2018 e 09/2018, não coincidindo com as situações nas quais o fósforo total apresentou máximas concentrações.

Figura 55 – Perfil da concentração de Nitrogênio (NO3), da Montante (P11) para Jusante (P01), no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis, ao longo das 12 campanhas de coleta, entre (07/2017 – 12/2018).



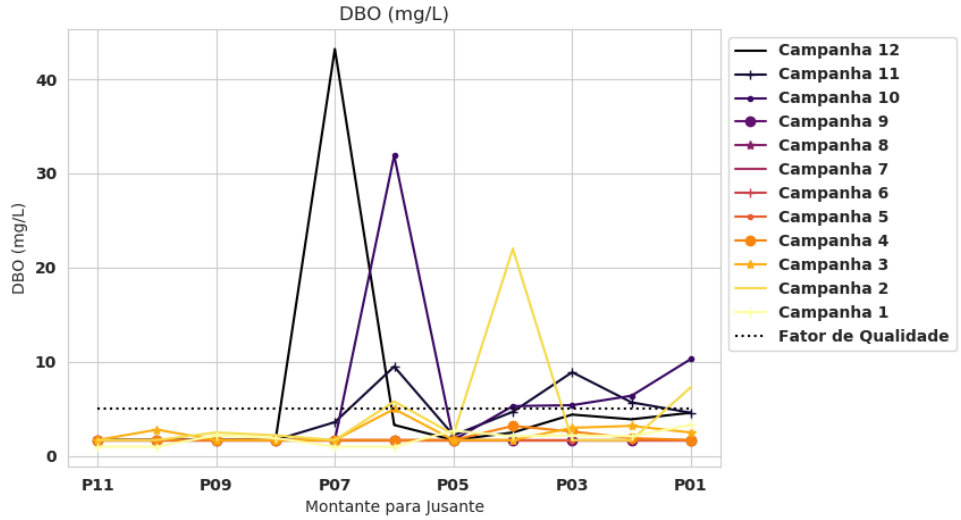
Embora os picos de concentrações de fósforo total sejam diferentes dos de nitrato, na Figura 55, nota-se uma característica comum: há um aumento das concentrações no ponto P07, ocorrendo decréscimo em P05 e posterior aumento a partir de P04.

Figura 56 – Séries Temporais (07/2017 – 12/2018) de DBO (5,20), nos 11 pontos de Coleta no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis.



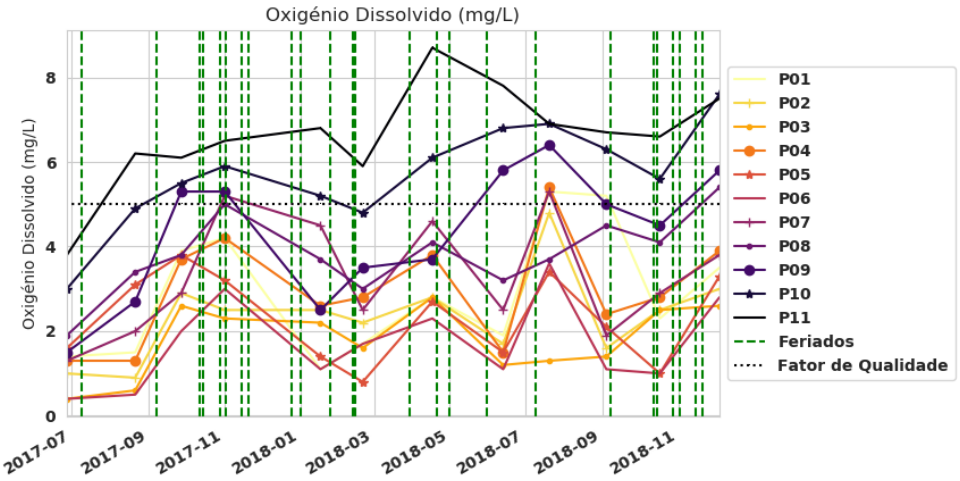
Na Figura 56, percebe-se que a série temporal de DBO 5,20 apresenta valores abaixo de 5 mg/L, na maior parte do tempo, excedendo este limite em poucos pontos e em poucas campanhas.

Figura 57 – Perfil da concentração de DBO (5,20), da montante (P11) para jusante (P01), no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis, ao longo das 12 campanhas de coleta (07/2017 – 12/2018).



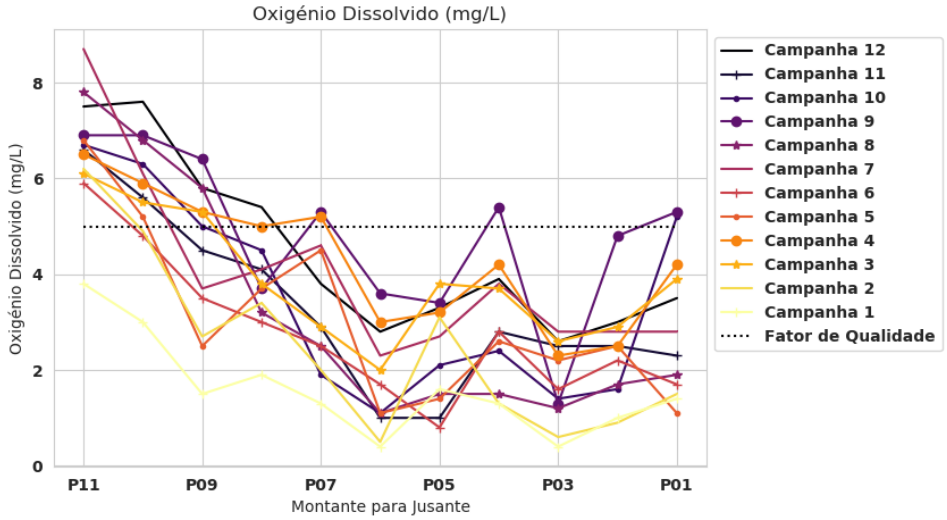
Na Figura 57, tem o mesmo comportamento observado para o fósforo total e o nitrato. Em alguns instantes a DBO esteve elevada nos pontos P07 e P06, mas nunca esteve acima do limite no Ponto P05. No entanto, a partir do P04, nota-se que os valores aumentam, excedendo o critério de qualidade em algumas campanhas.

Figura 58 – Séries Temporais (07/2017 – 12/2018) de Fosfato (PO4), nos 11 pontos de Coleta no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis.



Na Figura 58 fica clara a diferença de concentração de O2 dissolvido entre os pontos a montante e a jusante. Sabe-se que a turbulência, temperatura e total de carga orgânica influenciam na concentração desse gás. Não fica evidente uma sazonalidade nas concentrações ou que feriados tenham afetado os valores encontrados.

Figura 59 – Perfil da concentração de Fosfato (PO4), da montante (P11) para jusante (P01), no Rio Acaraú, na pesquisa realizada pelo Instituto Costa Brasilis, ao longo das 12 campanhas de coleta (07/2017 – 12/2018).



O perfil de concentração do O2 dissolvido (Figura 59) evidencia como, a partir do Ponto P07, são raras as campanhas nas quais os valores estiveram acima do limite imposto pela Resolução CONAMA 357/05.

Ao final das análises, pode-se chegar a algumas observações:

1. A qualidade da água nos pontos à montante do Rio é superior à dos pontos a jusante. Há Pontos, como P06 e P05, onde alguns constituintes têm aparente melhora nos seus valores.
2. Alguns constituintes, como nitrato e fósforo total, não apresentam as maiores concentrações na mesma campanha de coleta, indicando que há uma relação complexa entre as respectivas concentrações. Ou que há um processo de liberação destes componentes em velocidades distintas, associadas à decomposição da matéria orgânica.
3. Não há evidente sazonalidade, nem tendência de melhora ou piora da qualidade da água do rio nos dois anos de coleta. Também não há indicação clara que feriados causem a piora na qualidade do corpo hídrico.

3.2.1.2 Rios Tavares, Grande e Indaiá – CETESB - INFOAGUAS

Além dos dados do Rio Acaraú coletados pelo Instituto Costa Brasilis, também foram avaliados os dados do sistema INFOAGUAS[12] da CETESB, para avaliar a composição e qualidade das águas dos outros rios que deságuam na Baía de Ubatuba: Tavares ou Lagoa, Grande e Indaiá

Neste conjunto de dados, para cada rio, as coletas são feitas num mesmo ponto ao longo do período amostral. Com exceção do Rio Grande, os outros rios têm apenas um ponto de amostragem. Porém, em contraste com o conjunto de dados do Rio Acaraú, algumas séries temporais têm início no ano de 2006, fornecendo uma visão de longo prazo mais precisa do comportamento dos constituintes nos corpos hídricos amostrados.

Para ser comparável aos dados já apresentados do Rio Acaraú, nesta seção serão apresentados somente os constituintes analisados na seção 3.2.1.1. Em termos de comparação, são agrupados os contribuintes dos três rios distintos, de maneira a analisar como ocorrem as variações temporais das concentrações nestes corpos hídricos que deságuam na mesma baía.

Da Figura 60 à Figura 64, são apresentadas as concentrações para os Rios Tavares ou Lagoa, Grande (no ponto mais a jusante) e Indaiá, de DBO 5,20, Oxigênio Dissolvido (O2), Escherichia coli (utilizado no lugar de Coliformes Termotolerantes Totais, devido à ausência de dados recentes), concentração de Nitrato (NO3) e, por fim, Fósforo Total.

[12] https://cetesb.sp.gov.br/infoaguas//

Figura 60 – Concentração de DBO (5,20) ao longo dos Rios a) Tavares ou Lagoa, b) Grande e c) Indaiá, obtidos através do sistema INFOAGUAS.

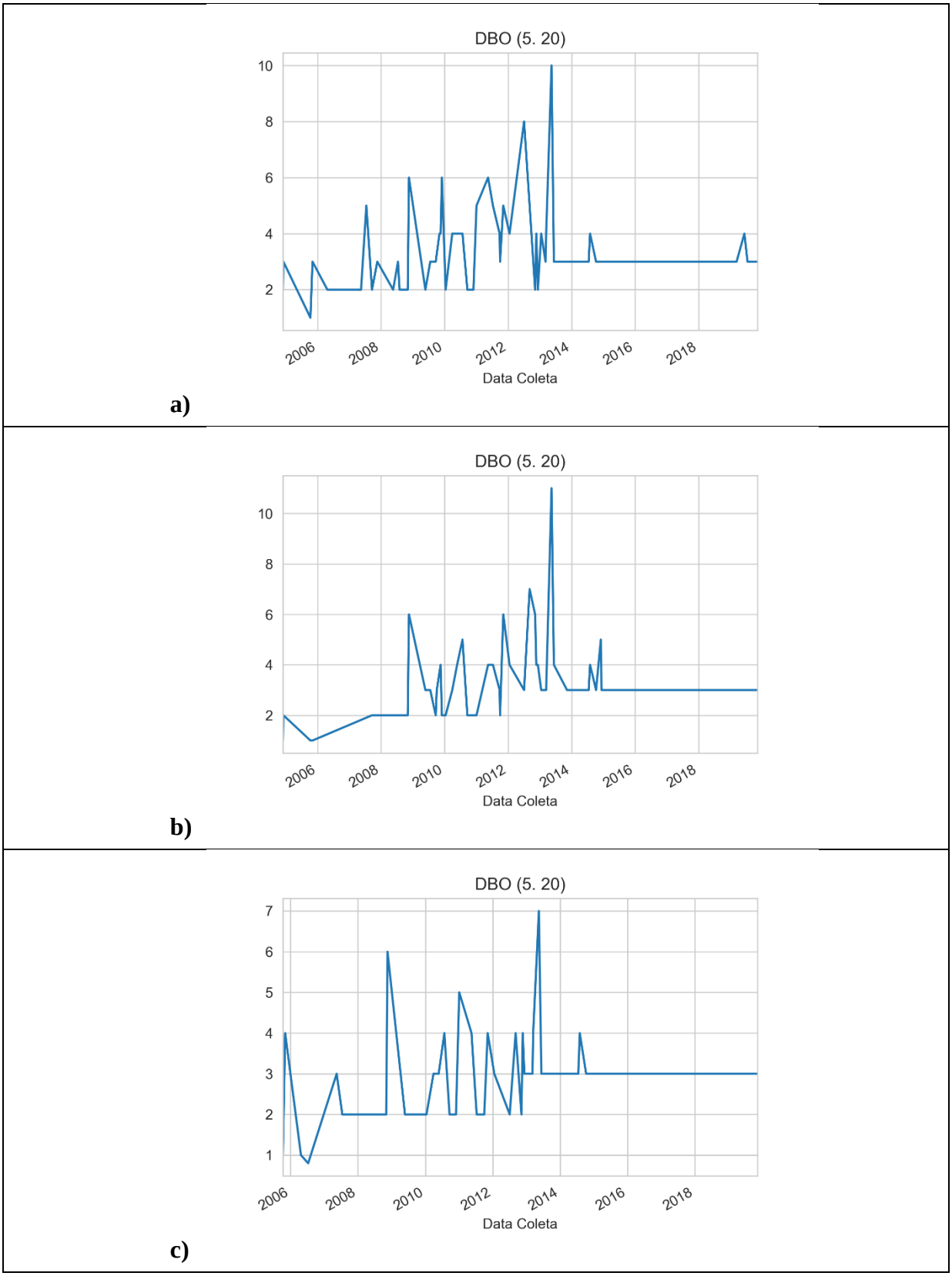
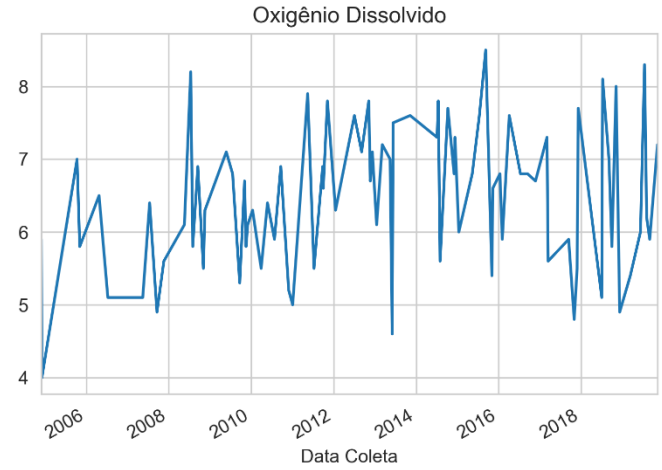
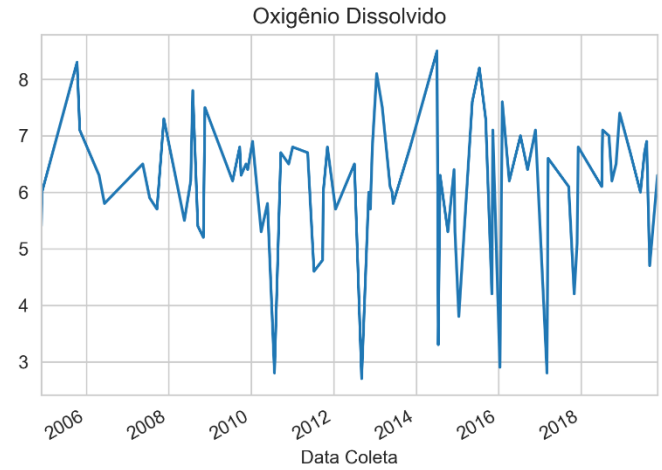


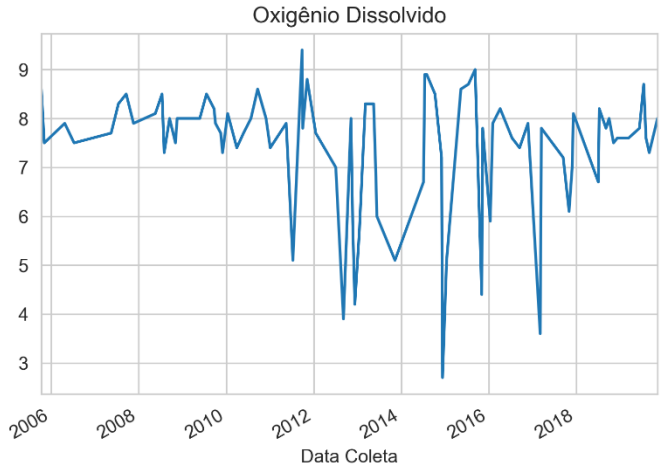
Figura 61 – Concentração de Oxigênio Dissolvido (O2) ao longo dos Rios a) Tavares ou Lagoa, b) Grande e c) Indaiá, obtidos através do sistema INFOAGUAS.



a)

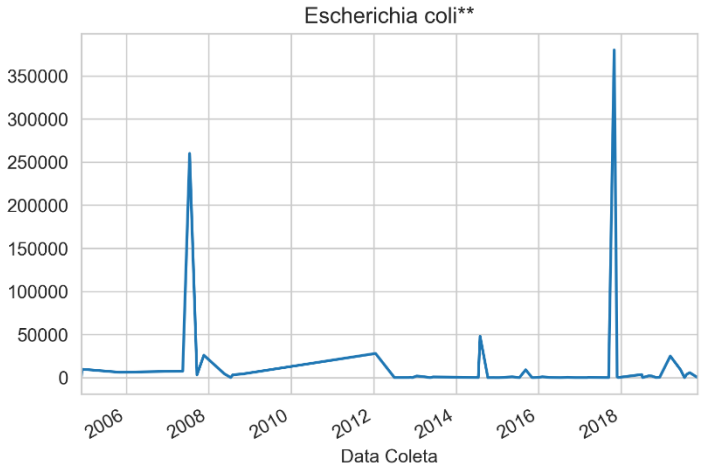


b)

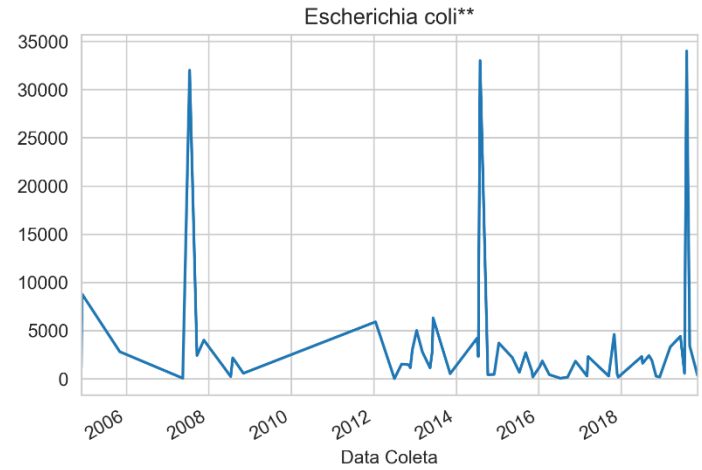


c)

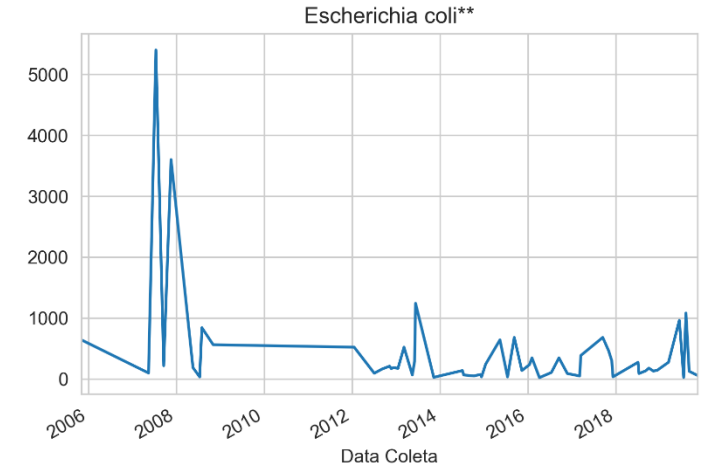
Figura 62 – Concentração de *Escherichia coli* ao longo dos Rios a) Tavares ou Lagoa, b) Grande e c) Indaiá, obtidos através do sistema INFOAGUAS.



a)



b)



c)

Figura 63 – Concentração de Nitrato ao longo dos Rios a) Tavares ou Lagoa, b) Grande e c) Indaiá, obtidos através do sistema INFOAGUAS.

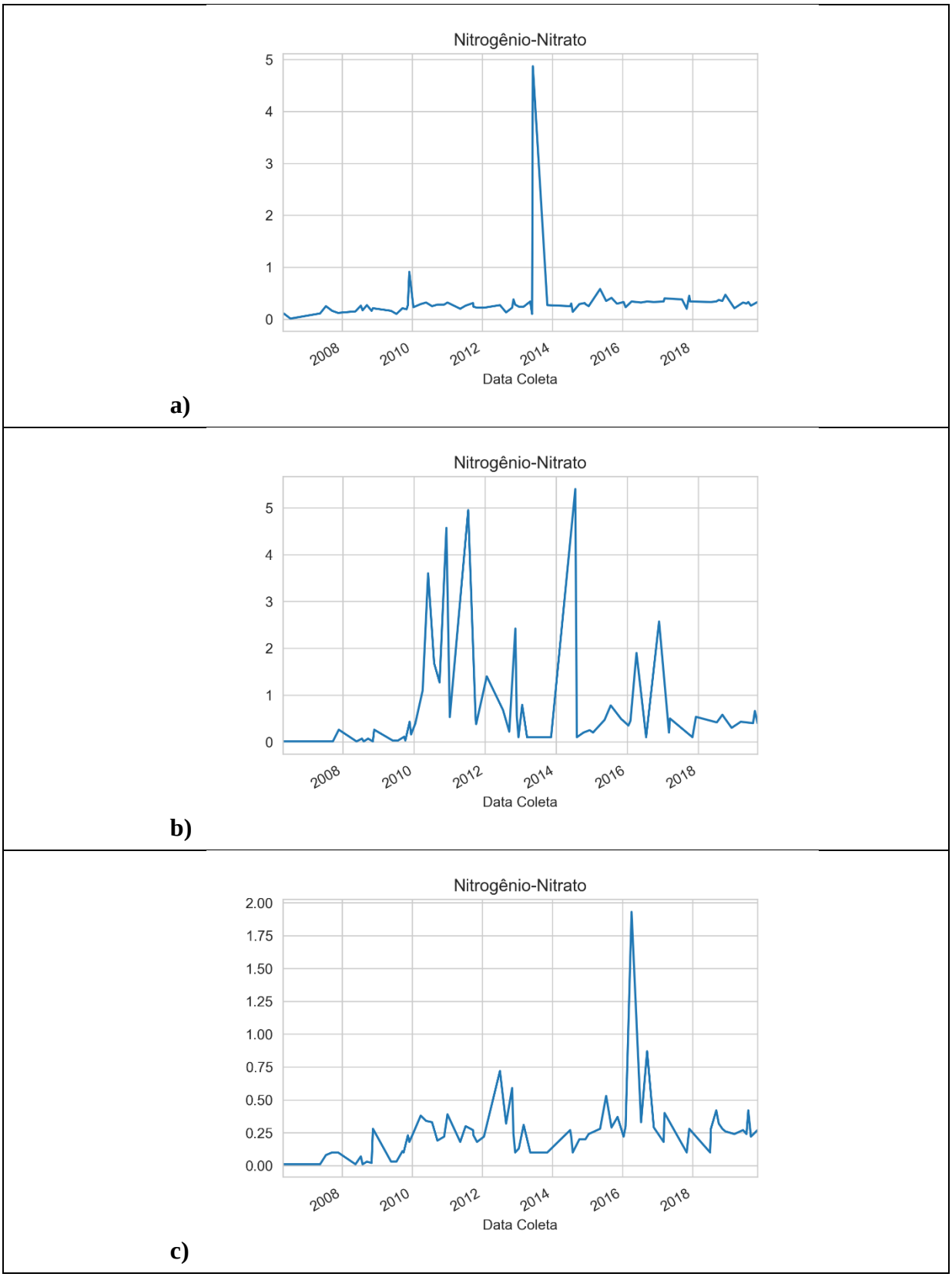
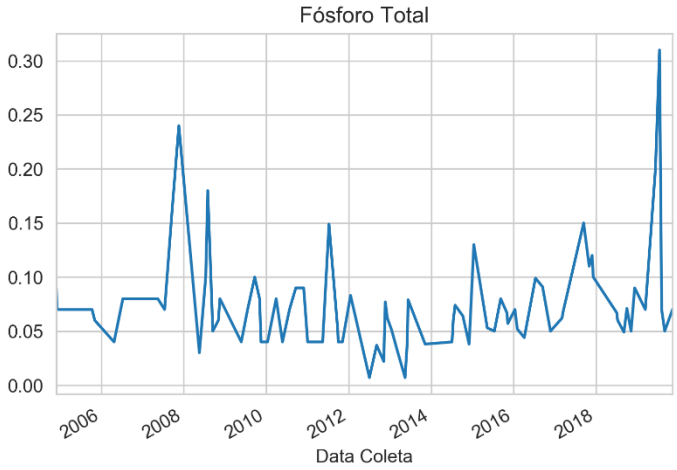
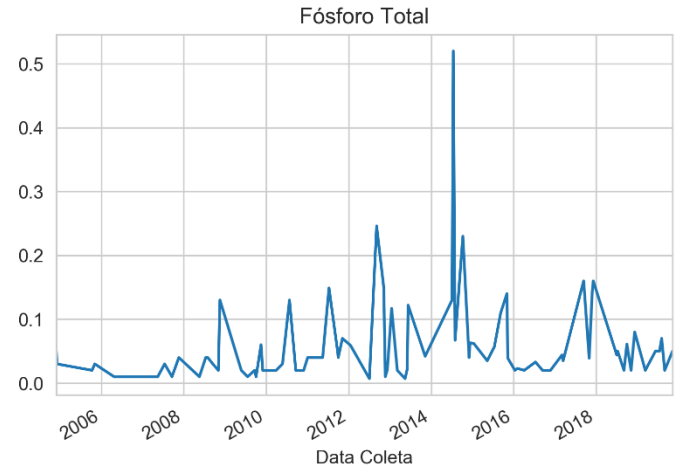


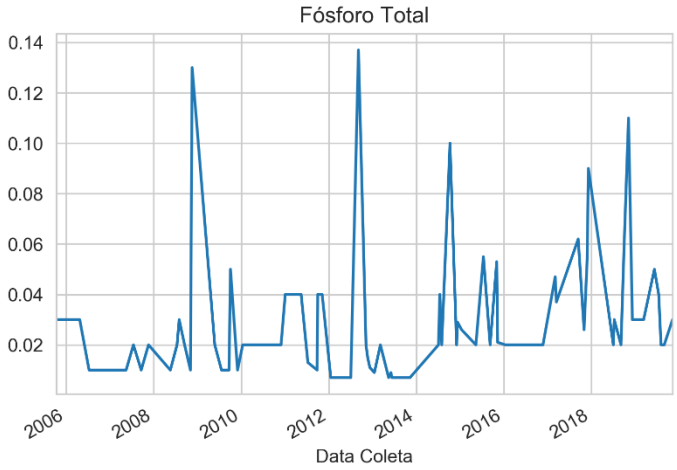
Figura 64 – Concentração de Fósforo Total ao longo dos Rios a) Tavares ou Lagoa, b) Grande e c) Indaiá, obtidos através do sistema INFOAGUAS.



a)



b)



c)

Observa-se, para os dados de DBO 5,20, até 2014 ocorriam picos ocasionais que superam o valor limite de 5 mg/L do constituinte. No entanto, após este período, as concentrações se estabilizaram para todos os rios, revelando um controle da qualidade ou ausência de dados.

Quanto ao oxigênio dissolvido, não é possível notar nenhum padrão de mudança ao longo do tempo para os rios, exceto que as concentrações em alguns períodos ficam abaixo do limiar de 5 mg/L.

Como os dados para Coliformes Termotolerantes tiveram a série interrompida em 2011, foram utilizadas as séries de Escherichia coli, para manter análise da evolução de coliformes termotolerantes. Nota-se que, com exceção de alguns máximos, os valores de concentrações variam pouco de rio para rio, sendo de aproximadamente 5.000 NMP/100 ml para o Rio Grande, 1.000 NMP/100 ml para os Rios Indaiá e Tavares. Apesar disso, não se nota uma tendência definida no número de bactérias ao longo do tempo.

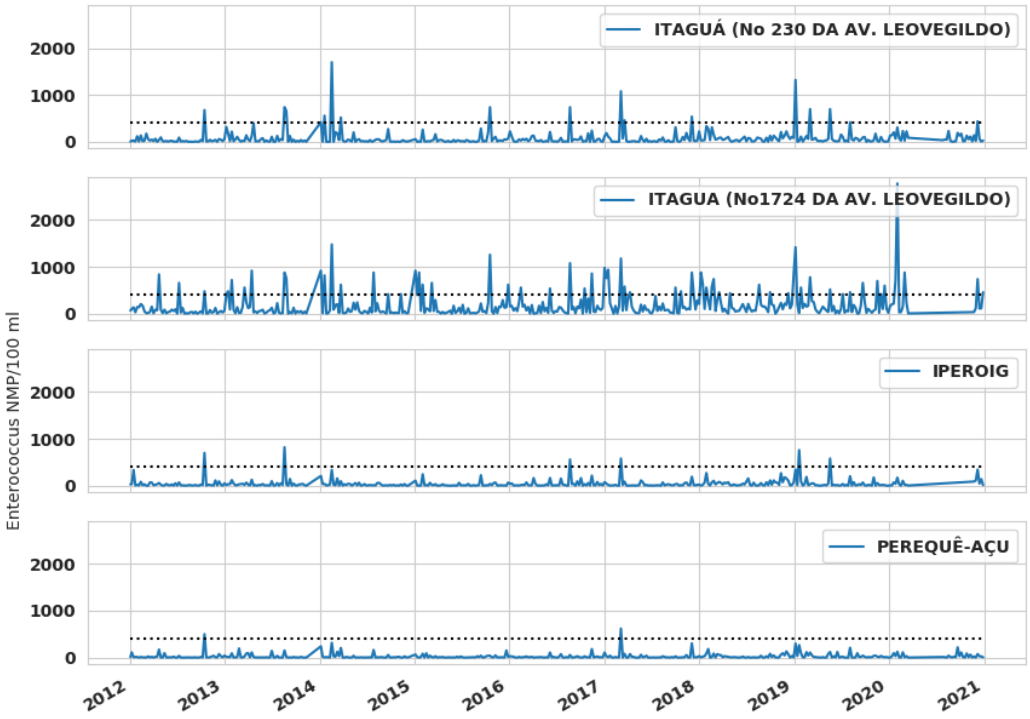
Para o constituinte nitrato, nenhum dos rios apresentou valores superiores ao valor limite de 10 mg/L da Resolução CONAMA 357/05, embora pareça haver uma leve tendência de aumento ao longo do período amostral. Por outro lado, para o fósforo total, nos rios Tavares e Grande, na maior parte do tempo as concentrações estavam acima do limiar de 0,05 mg/L de fósforo total. Entretanto, o Rio Indaiá ultrapassou esse limar menos vezes do que os outros rios.

Embora a estratégia de coleta seja diferente, as séries temporais aqui analisadas podem ser comparadas em termos de ordem de magnitude com os dados obtidos para o Rio Acaraú. A comparação demonstra que estes rios, embora também não tenham condições adequadas ao longo de todo o tempo, possuem condições mais favoráveis do que as encontradas no Rio Acaraú.

3.2.1.3 Balneabilidade Costeira - CETESB

Para os dados de qualidade das praias, foram utilizados os dados das coletas semanais de Enterococcus, realizadas pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Os dados foram obtidos a partir da consolidação dos relatórios de qualidade das praias litorâneas do Estado de São Paulo, do ano de 2012 a 2021 (CETESB, 2020). A seguir, na Figura 65, são apresentadas as 4 séries temporais de estações de monitoramento da CETESB na Baía de Ubatuba.

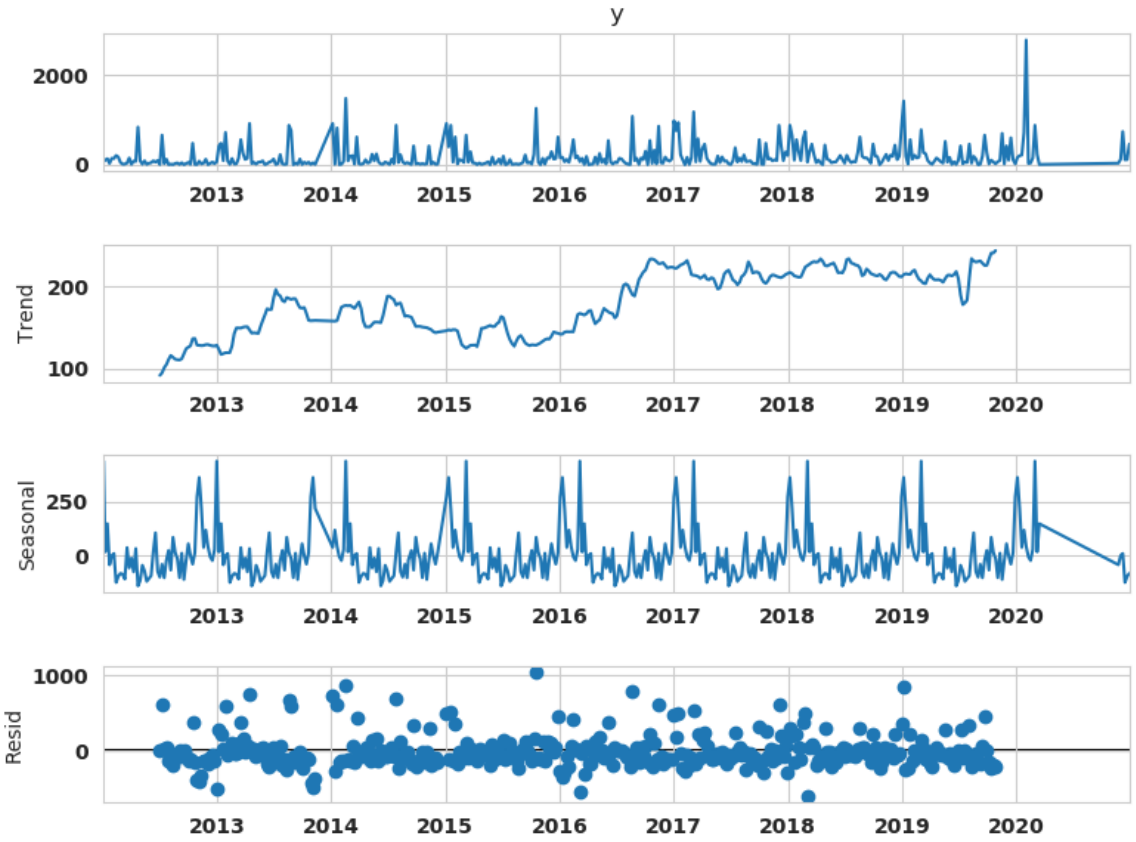
Figura 65 – Séries temporais de Enterococcus (NMP/100 ml) para as estações de monitoramento da CETESB, compreendendo duas estações na Praia de Itaguá, uma na praia de Iperoig e uma na praia de Perequê-Açu.



Observa-se que o ponto em Itaguá, mais próximo da desembocadura do Rio Acaraú, possui as maiores concentrações de Enterococcus. A maior parte das vezes em que as concentrações excederam o limite de 400 NMP/100 ml foram nas estações na Praia de Itaguá, enquanto nas praias de Iperoig e Perequê-Açu foram poucos períodos nos quais as concentrações excederam o limite da legislação.

Para uma análise mais profunda da sazonalidade, foi selecionada a estação de Itaguá, no número 1724 da Avenida Leovegildo para uma decomposição harmônica, de modo a determinar os padrões cíclicos na série temporal. Na Figura 66, são apresentadas as séries temporais da concentração de Enterococcus, decompostas em tendência, sazonalidade e resíduo, considerando um filtro de 52 semanas.

Figura 66 – Decomposição harmônica da concentração de Enterococcus (NMP/100 ml) para a estação da CETESB na Avenida Leovegildo n° 1724. Na figura são apresentadas a série de valores totais, a tendência, a sazonalidade e o resíduo. A filtragem utilizada na média móvel foi de 52 pontos (semanas).



De 2012 até 2020, ocorreu uma tendência de aumento na concentração de Enterococcus, passando de 100 para aproximadamente 220 NMP/100 ml ao final do período.

Quanto aos efeitos da sazonalidade, nota-se que estes podem ser tanto positivos como negativos. A análise mostra que há, em geral, dois picos (máximos) nas concentrações, no começo de cada ano e dois meses após. A oscilação desta componente varia de aproximadamente -100 até +450 NMP/100 ml. Este comportamento pode estar associado às férias de fim de ano e ao período de carnaval, onde há aumento expressivo da população no município.

Por outro lado, durante os meses de inverno, a contribuição da componente de sazonalidade é negativa, indicando que neste período outros fatores contribuem na definição da concentração de Enterococcus.

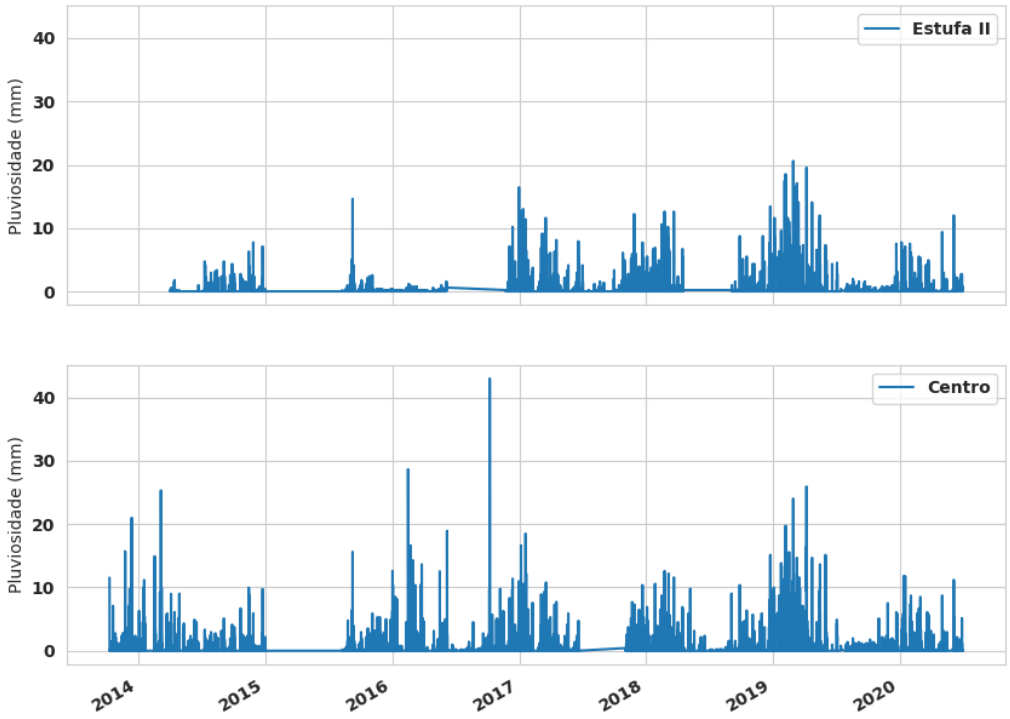
Quanto aos resíduos, ao eliminar as contribuições harmônicas e de tendência, a série indica, em geral, valores próximos a 0 ou levemente negativos. Porém, em alguns períodos, há

máximos na concentração de Enterococcus, por volta de 1.000 NMP/100 ml. Desta maneira, o resíduo pode ter valor maior do que a tendência e a sazonalidade somadas, indicando que eventos pontuais têm impacto relevante da piora na balneabilidade da estação de coleta da CETESB.

3.2.1.4 Pluviosidade - CEMADEN

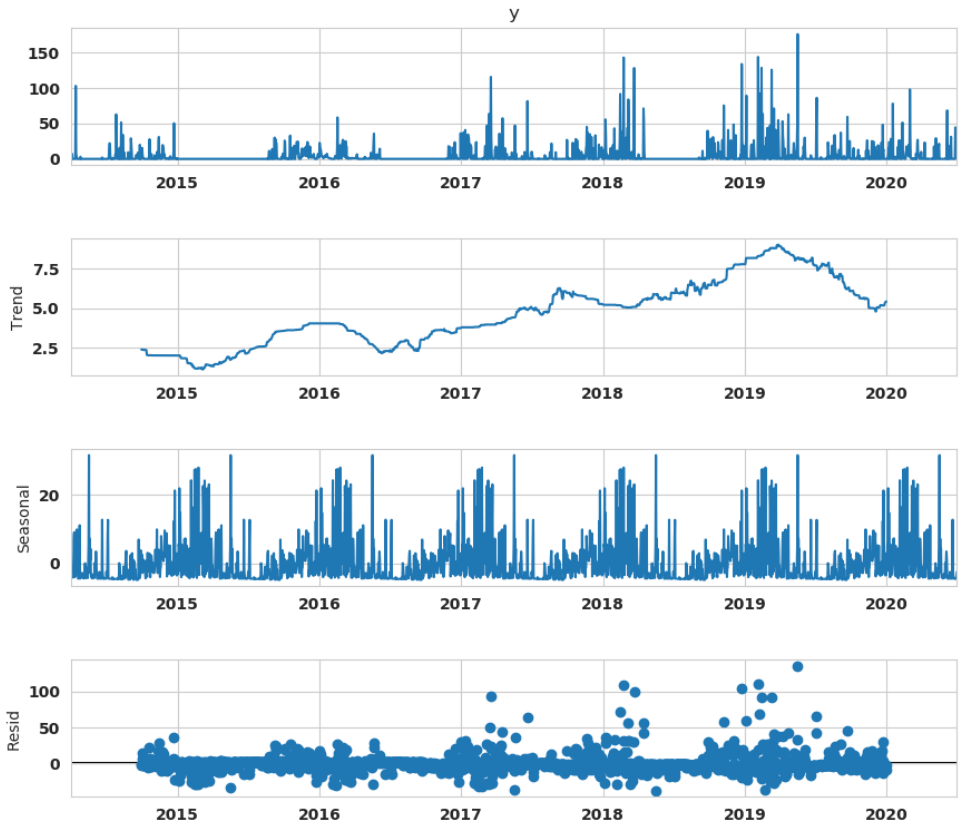
Os dados de Precipitação foram obtidos do banco de estações automáticas do Centro Nacional de Monitoramento e Alerta de Desastres Naturais (CEMADEN). As estações fornecem dados de precipitação acumulada diária para algumas localidades no Município de Ubatuba. Os dados foram coletados de março de 2014 a junho de 2020. Na Figura 68, são apresentados os dados válidos para o período do monitoramento, correspondentes às Estações Estufa II e Centro.

Figura 67 – Séries Temporais da pluviosidade em duas estações automáticas do CEMADEN em Ubatuba.



Assim como para os dados de balneabilidade da CETESB, na Figura 68, são apresentadas as séries temporais da chuva acumulada em um dia, em milímetros, decompostas em tendência, sazonalidade e resíduo, considerando um intervalo de 365 dias como filtro, de modo a capturar os sinais dentro de um ano.

Figura 68 – Decomposição dos dados diários de Pluviometria da Estação Automática Centro II do CEMADEN. Na figura são apresentadas a série de valores totais, a tendência, a sazonalidade e o resíduo. A janela utilizada na média móvel foi de 365, representando uma amostragem equivalente aos 365 dias de um ano..



De 2014 a 2020 ocorreu um aumento da componente da tendência, saindo de 2,5 mm em 2014 e chegando ao máximo de 9 mm em 2019, e diminuindo novamente, para 5 mm, ao final de 2020.

Quanto à sazonalidade, observa-se que existe um período bem definido dos três a quatro primeiros meses de todos os anos. Exceto os três últimos meses do ano, durante a estação de seca, a variação desta componente apresenta valores negativos.

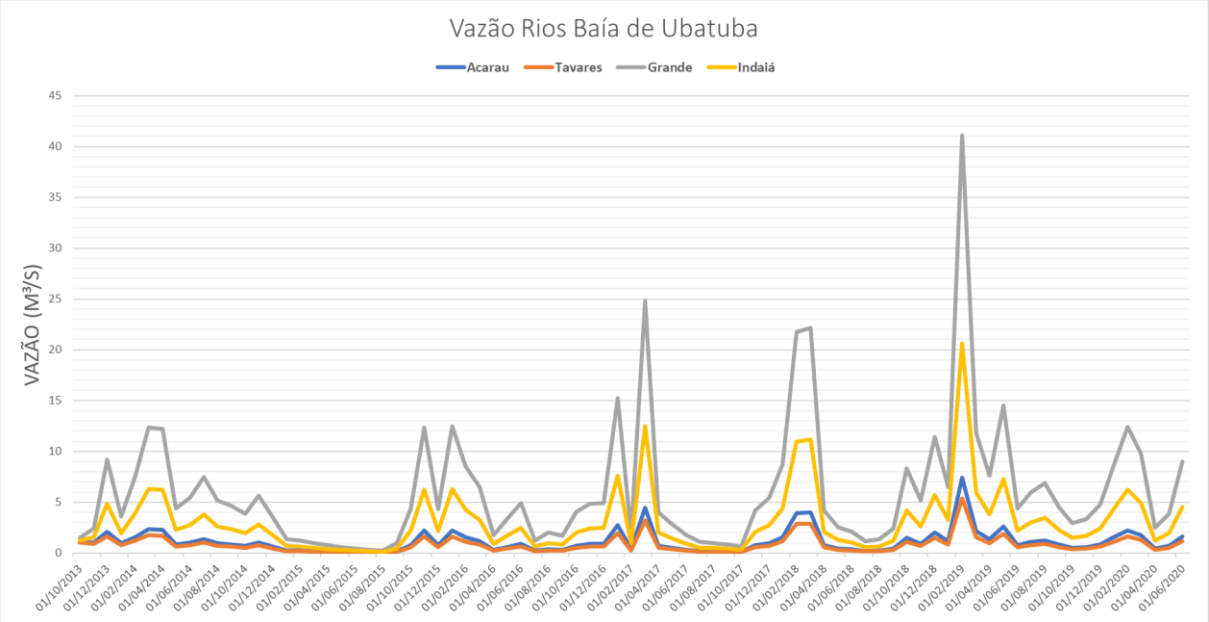
Como observado na concentração de Enterococcus, os valores de pluviosidade residuais apresentam as maiores magnitudes no aumento da variável, ultrapassando 100 mm em alguns períodos. No entanto, em geral, a maior parte dos valores oscila ao redor de 0, com leve tendência negativa.

3.2.1.5 Reconstrução de Vazões - SMAP

Nesta seção, são apresentadas as séries temporais de vazão reconstruídas, utilizando o modelo SMAP e as premissas consideradas na seção 2.2.5, e considerando as áreas das sub-bacias, definidas na seção 2.2.4.

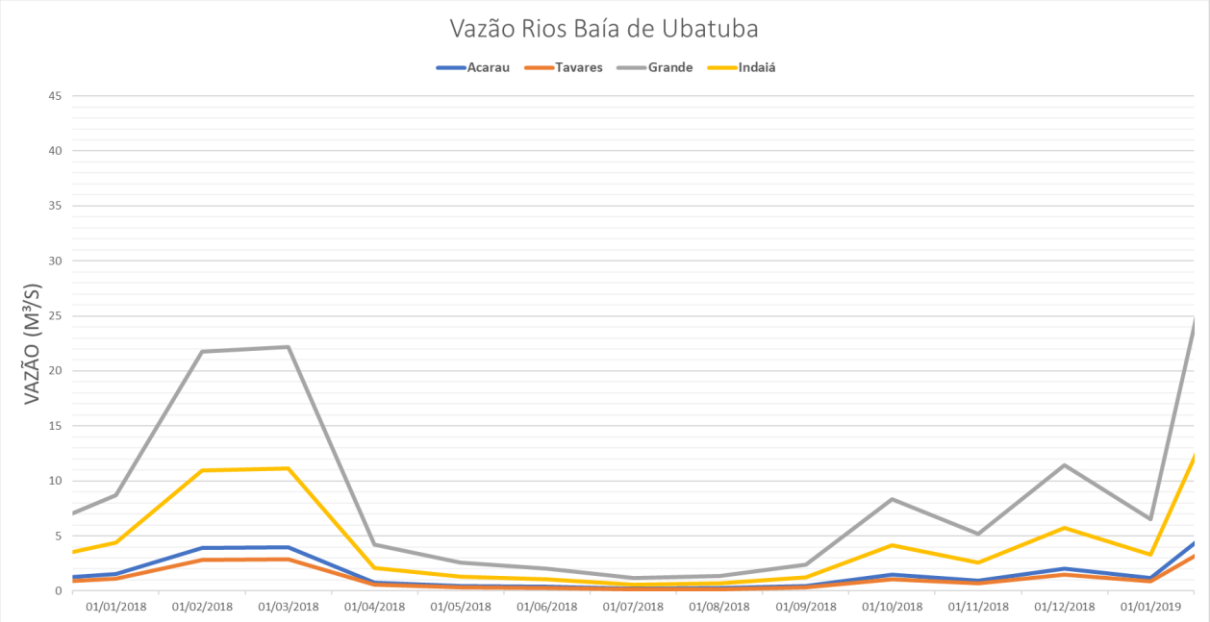
Na Figura 69, são apresentadas as séries de vazão, do começo de 2013 até meados de maio de 2020. Como a vazão depende muito da pluviosidade, nota-se o mesmo padrão de aumento da vazão nos três primeiros meses do ano, e menores fluxos de abril até outubro. Assim como esperado, o Rio Grande, por possuir a maior bacia, também apresenta as maiores vazões, chegando até um máximo de 42 m³/s durante um evento de alta pluviosidade em fevereiro de 2019. Nota-se que o Rio Acaraú, o mais poluído da baía, não teve vazão superior a 8 m³/s, durante este mesmo evento, indicando que é um rio que transporta pouco volume de água à Baia de Ubatuba.

Figura 69 – Reconstrução de vazão dos rios para a Baía de Ubatuba, entre 01/01/2013 e 01/04/2020, com base na série histórica de pluviosidade da Estação Centro do CEMADEN



Na Figura 70, são apresentadas as mesmas séries, porém focalizando no ano de 2018, pois é neste período que o modelo de qualidade da água foi processado. O padrão geral de 2013-2020 pode ser visto também nessa figura, indicando que de janeiro a março há elevada vazão nos rios, que diminui de abril até outubro. Fica evidente que o Rio Acaraú não teve vazão superior a 5 m³/s neste período.

Figura 70 – Reconstrução de vazão dos rios para a Baía de Ubatuba entre 01/01/2018 e 01/01/2019, com base na série histórica de pluviosidade da Estação Centro do CEMADEN.



3.2.2 Correlação de Variáveis

Embora os dados de qualidade da água coletados no Rio Acaraú englobem diversas variáveis, foram considerados apenas os Coliformes Termotolerantes Totais, para que fosse possível uma comparação Quali-Quantitativa com os dados da CESTEB, que apresentam a quantidade de Enterococcus

Sendo assim, embora os dados da CETESB e os coletados pelo Instituto Costa Brasilis representem metodologias distintas de quantificação, ambos ainda expressam a qualidade no quesito necessário à balneabilidade da água, validando, portanto, a abordagem deste estudo. De fato, estudos como os de Litsky et al(1953) e Vilanova et al. (2004), apontam para a colinearidade entre as concentrações de Coliformes Totais e as de Enterococcus.

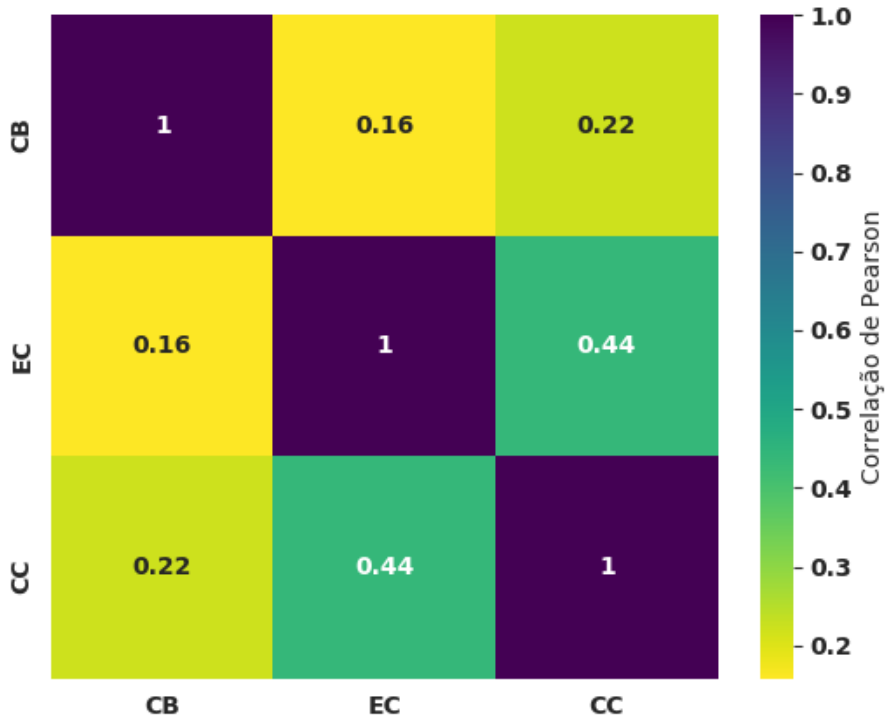
O método utilizado para verificar se os níveis de coliformes totais no Rio Acaraú impactam a qualidade da água, ou se a precipitação é o fator mais determinante, é o

Coeficiente de Correlação de Pearson. O índice de correlação de Pearson varia de -1 (correlação oposta), passando por 0 (ausência de correlação) e chegando até +1 (correlação perfeita).

Embora não seja sempre possível afirmar que a correlação seja causal, neste estudo busca-se demonstrar se a existe correlação, de modo a indicar como os dados (de concentrações e de pluviosidade) de dois compartimentos ambientais (praia e rio) podem ter relações entre si.

Sendo assim, as séries temporais das variáveis são ajustadas para uma resolução semanal, permitindo a comparação dos parâmetros. Na Tabela 8, são apresentados os valores das correlações de Pearson entre os compartimentos propostos.

Tabela 8 –Correlação de Pearson entre as variáveis analisadas. CB = Coliformes Totais no Ponto P1 coletados pelo Costa Brasilis; EC = Enterococcus coletados pela CETESB, na altura do n°1274 da Avenida Leovegildo; e CC = Chuva Acumulada, coletada pelo CEMADEN, na praia do Tenório.



A análise da correlação entre as séries temporais possibilita entender a relação entre diferentes fontes de dados, embora seja necessário verificar todo o contexto ambiental.

Um dos fatores que pode ser determinante para a qualidade da água na Praia de Itaguá pode ser o fluxo de água subterrânea do lençol freático na região. Alguns autores (AMATO et

al., 2016; NIENCHESKI et al., 2007; ULLMAN et al., 2003) reconhecem e quantificam o impacto que a descarga de água subterrânea tem na qualidade da água costeira. Devido à extensa utilização de fossas em muitas residências e à pequena profundidade do aquífero costeiro em Ubatuba, infere-se que estes fluxos podem de fato contribuir para a piora na qualidade da água. Povinec et al. (2008) demonstraram que, na estimativa do fluxo de água subterrânea para algumas praias de Ubatuba, utilizando isótopos radioativos como traçadores, existe variabilidade até mesmo em poucos metros de distância em uma mesma praia.

O fluxo de água subterrânea dos aquíferos costeiros pode apresentar correlação com a pluviosidade no munícipio, porém tal afirmação só pode ser feita mediante a análise de dados e cálculo de correlações cruzadas. Outras variáveis não exploradas, que poderiam causar alteração na qualidade da água, são:

1. Elevações do nível do mar: Os ciclos de maré e/ou elevações causadas por fenômenos meteorológicos, podem afetar a forma como as correntes costeiras atuam na região da baía, favorecendo ou prejudicando a diluição de constituintes na água.
2. Incidência de radiação: A maior incidência de raios solares está associada a uma maior mortalidade dos Coliformes.
3. Temperatura e Salinidade da água do mar: parâmetros físico-químicos são associados a maior ou menor vitalidade dos bacilos.

Dada a complexidade do sistema analisado, a verificação de uma correlação positiva e relativamente significante (0,44), entre pluviosidade e os índices de qualidade da água na Praia de Itaguá, indica que é possível usar dados secundários para estimar as condições de balneabilidade da praia. Ressalte-se também que, apesar que piora na balneabilidade estar mais associada a chuvas do que a quantidade de coliformes no Rio Acaraú, deve-se frisar que o fator predominante nesse contexto é a falta de saneamento ambiental pleno na região. De fato, os problemas com a coleta e tratamento de esgotos são apresentados no próprio Plano de Saneamento Básico do Município de Ubatuba. (Ubatuba, 2019).

3.2.3 Elaboração dos Cenários de Modelagem de Qualidade da água

Conforme demonstrado no item 3.2.2, há evidências que o incremento de coliformes fecais no Rio Acaraú possui um menor impacto na balneabilidade costeira do que a precipitação. Portanto, dialogando com a hipótese de que o aumento da população flutuante seria a única responsável, observou-se que há uma interação importante de fatores que torna esta avaliação mais complexa.

Desta maneira, se verifica que apenas a inclusão de coliformes nas fontes de água superficiais não é suficiente para reproduzir os níveis de contaminação, há outros processos na Baía que afetam a qualidade de suas águas.

Assim, a modelagem foi realizada para dois períodos, nos quais as três bases de dados (Costa Brasilis, CETESB e CEMADEN) coincidem. Os períodos são:

1. Verão: 10/01/2018 – 10/02/2018
2. Inverno: 10/06/2018 – 10/07/2018

Nestes períodos de um mês, são utilizados os resultados do aninhamento do modelo de maior escala, para os de menor escala, com a utilização de todas as componentes oceânicas e atmosféricas do modelo maior. Em contrapartida, a vazão e os constituintes de cada rio são inseridos na modelagem, a partir das análises no capítulo 3.2.1.

No que concerne aos constituintes descartados presentes nos rios, na Tabela 9, são apresentados valores de concentração para os períodos simulados de verão e inverno.

Tabela 9 – Concentrações de constituintes presentes nos rios que chegam à Baía de Ubatuba, para os períodos simulados de verão e inverno.

Rio	Período	Vazão Média (m^3/s)	Ortofosfato (mg/l PO4)	Nitrato (mg/ lNO3)	Oxigênio Dissolvido (mg/l O2)	Coliformes Totais (NMP 100/ml)
Acaraú	Verão	**2,75**	**1,71**	**18,2**	**1,1**	**55.000,0**
	Inverno	**0,22**	**0,62**	**5,8**	**1,9**	**140,0**
Tavares ou Lagoa	Verão	**1,93**	**0,05**	**0,37**	**5,8**	**1.800,0**
	Inverno	**0,16**	**0,1**	**0,35**	**6,0**	**176,0**
Grande	Verão	**15,25**	**0,05**	**0,5**	**6,2**	**1.900,0**
	Inverno	**1,24**	**0,6**	**1,43**	**6,5**	**264,0**
Indaiá	Verão	**7,66**	**0,05**	**0,32**	**8,0**	**176,0**
	Inverno	**0,62**	**0,33**	**0,28**	**7,5**	**128,0**

3.2.4 Validação da Redução de Escala e Continuidade

Antes da análise dos resultados de modelagem da qualidade de água, é necessário validar o aninhamento adotado, e garantir que o modelo de maior escala consegue propagar os sinais para o de menor escala.

Como apresentado no início do capítulo, no aninhamento, a redução do tamanho de célula foi de aproximadamente 10 vezes. Para validar a abordagem, foi selecionado o ponto de P2 do monitoramento Costeiro realizado, onde foram comparados os dados dos modelos hidrodinâmicos de maior e menor escala, em relação à variação do nível da água: sendo as séries semelhantes, a abordagem adotada na redução de escala pode ser considerada válida. Não foram comparadas as velocidades dos dois modelos pois, com a mudança de escala, as velocidades podem diferir bastante, devido efeitos topográficos não resolvidos no modelo de escala maior.

A seguir, na Figura 71 é apresentada a validação para o período de verão, e na Figura 72, para o inverno. As similaridades entre as séries comparadas indicam que a redução de escala foi implementada de forma precisa.

Figura 71 – Validação do nível da superfície do modelo de maior escala (azul) para o model de escala menor (vermelho), no ponto P2 de monitoramento costeiro, realizado pela CETESB, para o período de verão.

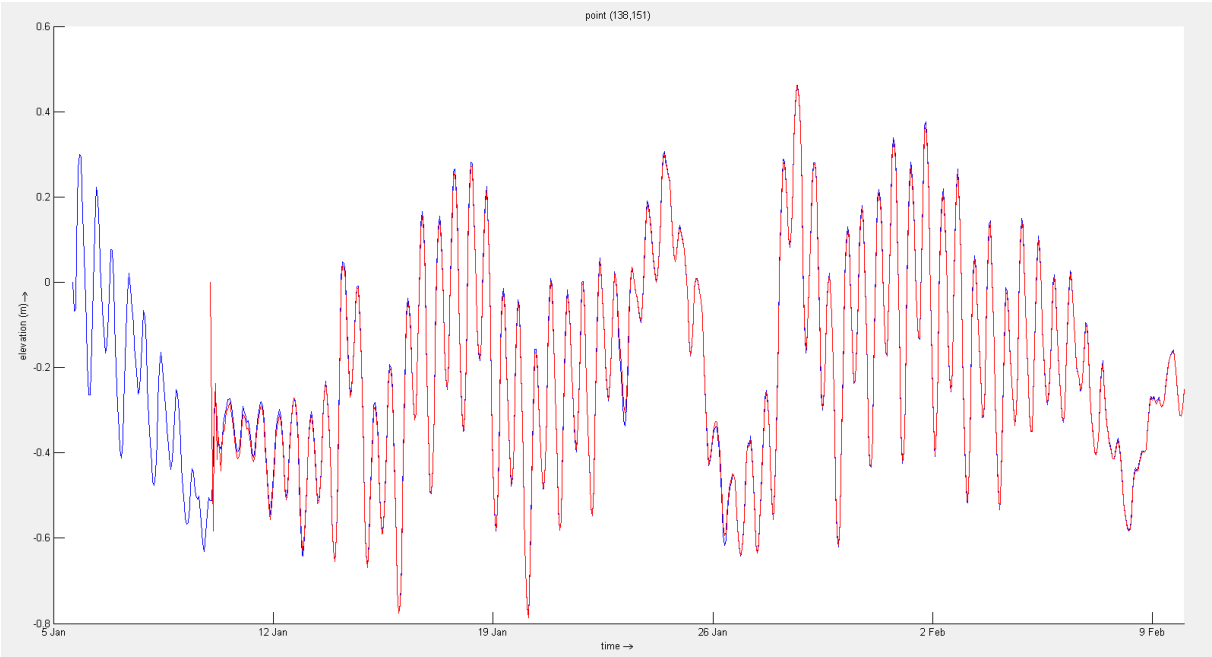
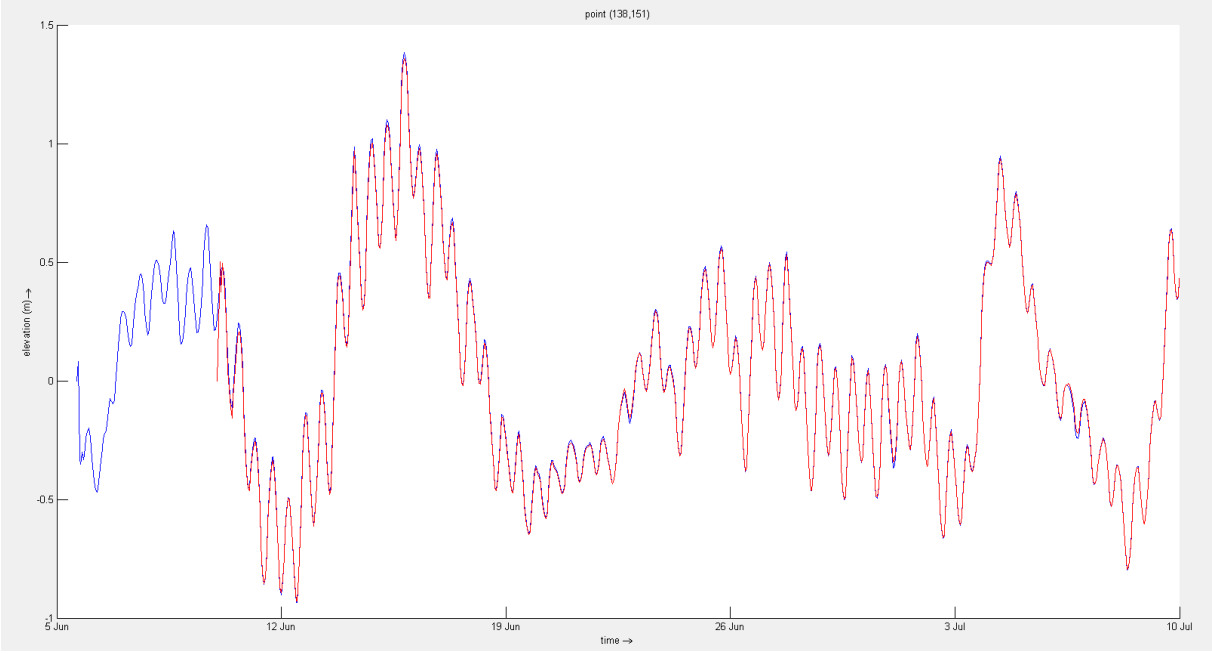


Figura 72 – Validação do nível do modelo de maior escala (azul) e do modelo refinado de qualidade da água (vermelho), no ponto P2 de monitoramento costeiro, realizado pela CETESB, para o período de inverno.



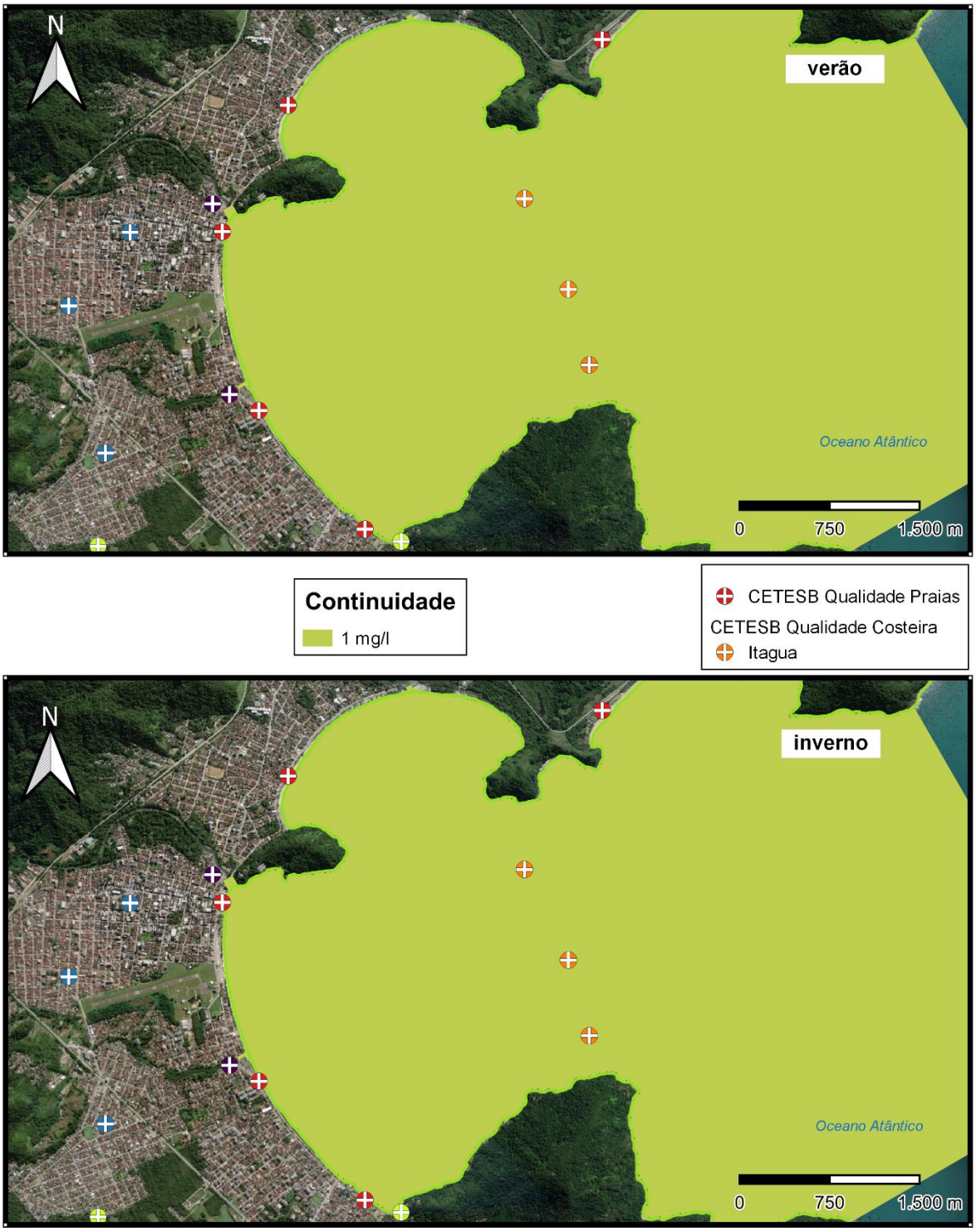
Após a validação hidrodinâmica, outra etapa essencial para a viabilidade de uso dos resultados do modelo de qualidade da água é a verificação da conservação de massa no novo domínio, nos períodos simulados.

Como a simulação de qualidade da água no módulo Delft3D-WAQ considera processos de advecção já calculados pelo módulo hidrodinâmico, caso o acoplamento entre os módulos não seja realizado de maneira correta, pode ocorrer perda de massa entre as camadas e as bordas dos modelos. Portanto, sugere-se processamentos de validação da continuidade no novo domínio simulado.

Nesses processamentos, um composto sem decaimento é descartado a partir de todas as bordas abertas do modelo, com concentração de 1 mg/l. Para verificar a conservação de massa, a simulação precisa manter, do início ao fim do período de simulação, a concentração de 1 mg/l, evidenciando que não há nenhum sorvedouro ou fonte adicional de massa aos constituintes.

Os processamentos, assim como a redução de escala, demonstram que o modelo de qualidade da água tem conservação de massa, nos períodos simulados de verão e no inverno (Figura 73).

Figura 73 – Verificação da conservação de massa do Modelo de Qualidade da água, para os períodos de verão e inverno.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

3.2.5 Resultados da Modelagem de Qualidade da Água

De acordo com a apresentação das características dos descartes apresentados na Tabela 9, observa-se que no verão há uma maior vazão dos rios, acompanhada de uma piora na qualidade da água da baía de Ubatuba. No entanto, para ponderar tais observações em um domínio tridimensional na modelagem, identificando o alcance e a abrangência da pluma na região costeira, foi adotada uma estratégia probabilística.

Neste contexto, as concentrações de coliformes totais, ortofosfato, nitrato e oxigênio dissolvido são apresentadas em mapas contendo a probabilidade de ocorrência de uma dada concentração em cada célula, se excedente ou superior ao limiar estabelecido. Também são apresentadas as concentrações máximas (ou mínimas no caso do oxigênio dissolvido) e concentrações médias que foram atingidas ao longo de um mês de simulação. Tal estratégia visa consolidar as informações decorridas ao longo do período de simulação, de modo a identificar padrões, ao invés de informações apenas instantâneas dos constituintes descartados.

Para verificação do impacto das águas superficiais oriundas dos corpos hídricos superficiais, foi necessário estabelecer algumas premissas nas condições iniciais da grade do modelo de qualidade da água. Todos os constituintes tiveram uma concentração inicial nula (0 mg/l para Ortofosfato e Nitrato, e 0 Coliformes/ml); e para o oxigênio dissolvido, adotou-se 7 mg/l como valor de referência inicial para ambas as estações.

Estes valores serão também utilizados como constantes nas bordas oceânicas do modelo, mantendo a região modelada sem influências externas provindas do mar aberto. As premissas adotadas como condições iniciais e de contorno permitem isolar o impacto que os rios causam na baía de Ubatuba, esclarecendo se os efeitos das águas superficiais são relevantes ou não na região modelada.

Ademais, apesar de o modelo possuir 5 camadas na vertical, foram consideradas as piores condições também na vertical, para assim demonstrar o resultado das concentrações mais limitantes possíveis em termos de qualidade da água na baía.

Para ilustração visual das concentrações obtidas ao final dos pós processamento do modelo, foram adotadas paletas de cores e valores que referenciam as condições encontradas nas normas ambientais. Assim, como a Baía de Ubatuba é uma zona costeira e de uso não restritivo, foram adotados os Artigos 18 e 19 da Resolução CONAMA 357/05, que dispõe sobre os limites de corpos salinos Classe 1 e Classe 2. Ainda para a balneabilidade, foram

utilizados os valores da CONAMA 257/00, que dispõe sobre os valores de Coliformes Totais limites. Com isso, as paletas escolhidas foram:

Fosfato (PO4 mg/l):

1. > 0,093 mg/l – Limiar de Enquadramento Classe 2
2. 0,062 – 0,093 mg/l – Maior que Classe 1 e menor que Classe 2
3. < 0,062 mg/l – Valores enquadrados conforme Classe 1

Nitrato (NO3 mg/l):

1. > 0,7 mg/l – Limiar de Enquadramento Classe 2
2. 0,4 – 0,7 mg/l – Maior que Classe 1 e menor que Classe 2
3. < 0,4 mg/l – Valores enquadrados conforme Classe 1

Total Coliformes Termotolerantes (NMP/100 ml):

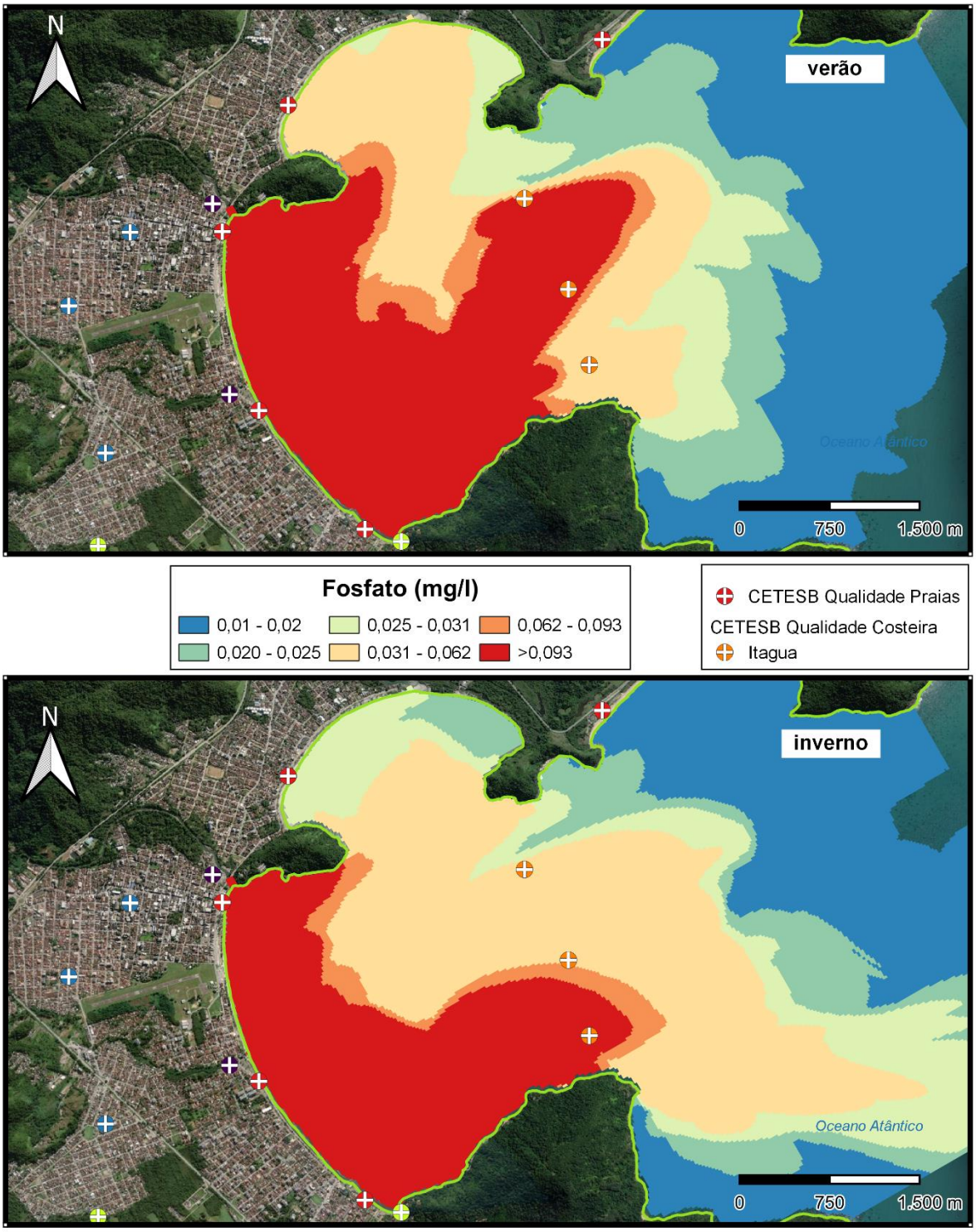
1. > 2.500 NMP/100 ml – Balneabilidade Insatisfatória
2. < 1.000 NMP/100 ml – Balneabilidade Satisfatória

Oxigênio Dissolvido (O2 mg/l):

1. < 5,0 mg/l – Limiar de Enquadramento Classe 2
2. 5,0 – 6,0 mg/l – Maior que Classe 2 e menor que Classe 1
3. > 6,0 mg/l – Valores enquadrados conforme Classe 1

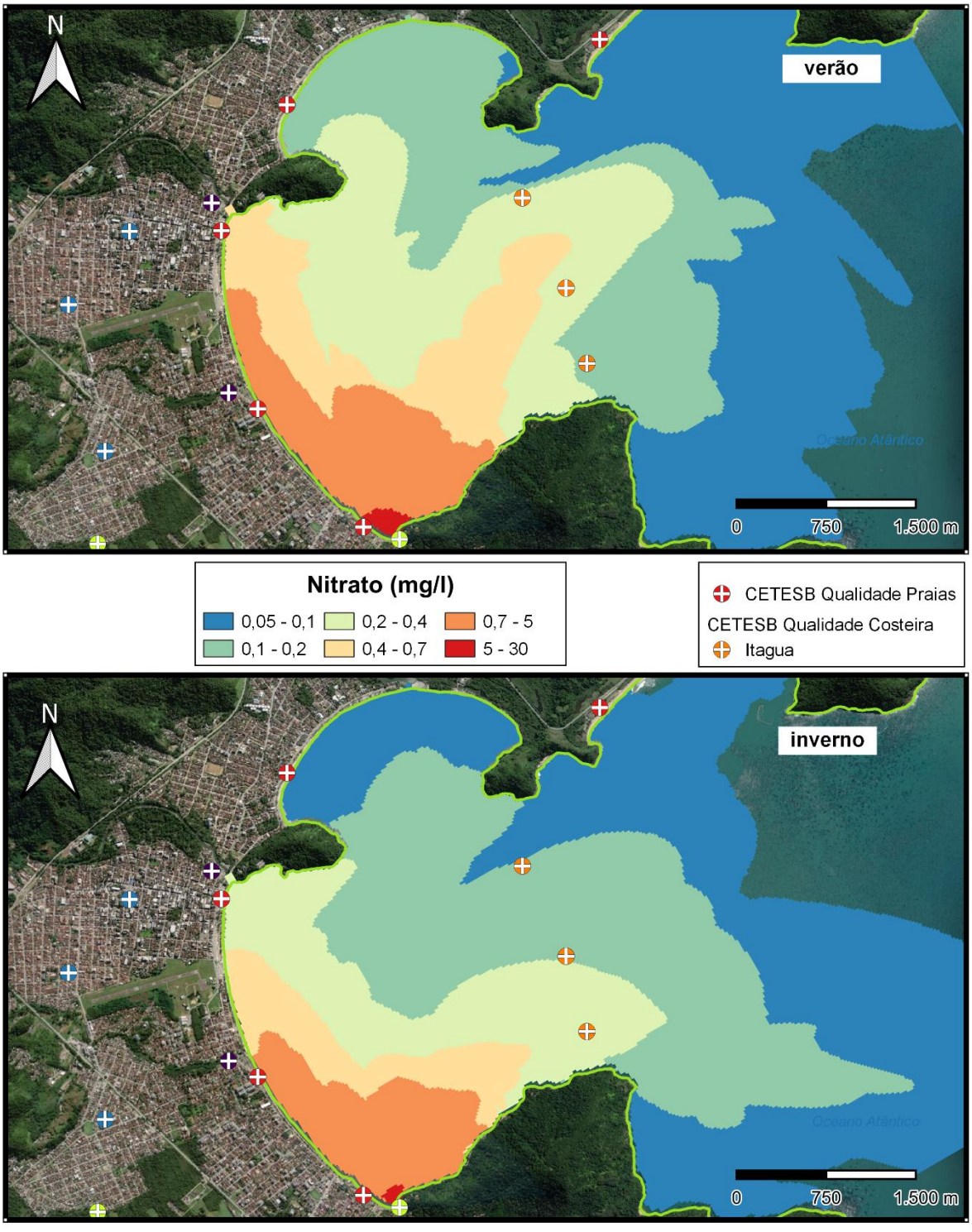
A seguir, da Figura 74 até a Figura 77, são apresentadas as concentrações máximas para os constituintes de Ortofosfato, Nitrato e Coliformes Termotolerantes, além da concentração mínima de Oxigênio dissolvido. Estes mapas apresentam a maior concentração (ou menor, para o oxigênio dissolvido) para cada elemento de grade do modelo ao longo do período simulado. Portanto, representam o pior cenário em termos da qualidade da água, que foi atingido ao longo do período simulado.

Figura 74 – Concentrações máximas de Ortofosfato calculadas nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba.



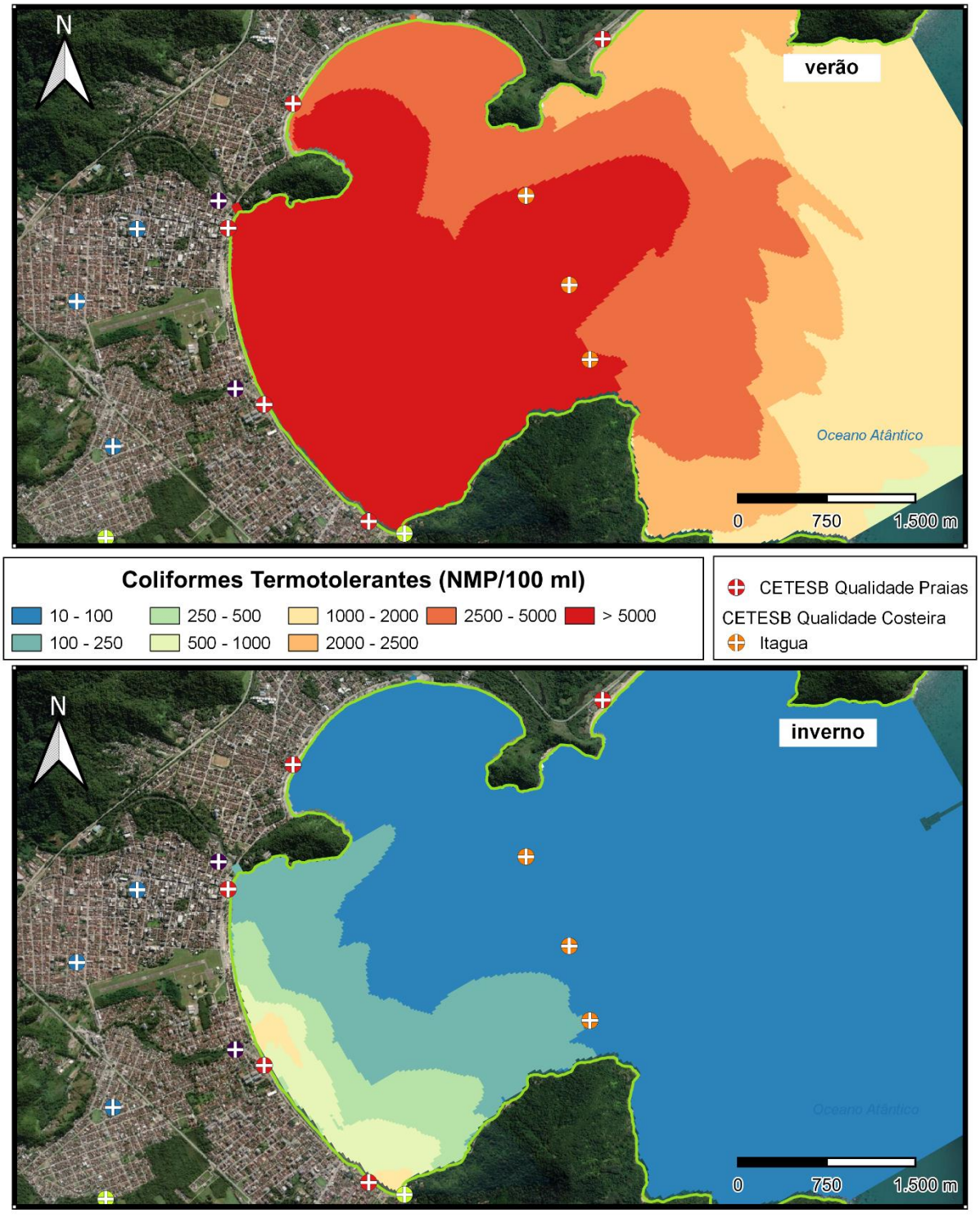
Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Figura 75 – Concentrações máximas de Nitrato calculadas nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Figura 76 – Concentrações máximas de Coliformes Termotolerantes calculadas nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Figura 77 – Concentrações mínimas de Oxigênio dissolvido calculadas nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba.

Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Observa-se nos mapas de concentrações extremas dos constituintes que há comportamentos associados mais ao constituinte em si do que à sazonalidade, com exceção do Total de Coliformes. Outra característica marcante é que nas imediações da foz do Rio Acaraú são observadas as maiores concentrações, o que já era esperado, de acordo com as informações da Tabela 9.

Para o constituinte Fosfato (PO4), tanto o verão como o inverno as concentrações máximas acima da Classe 2 preenchem toda a baía em frente à Praia de Itaguá, havendo pontos de qualidade ruim inclusive nas localizações geográficas das estações costeiras da CETESB.

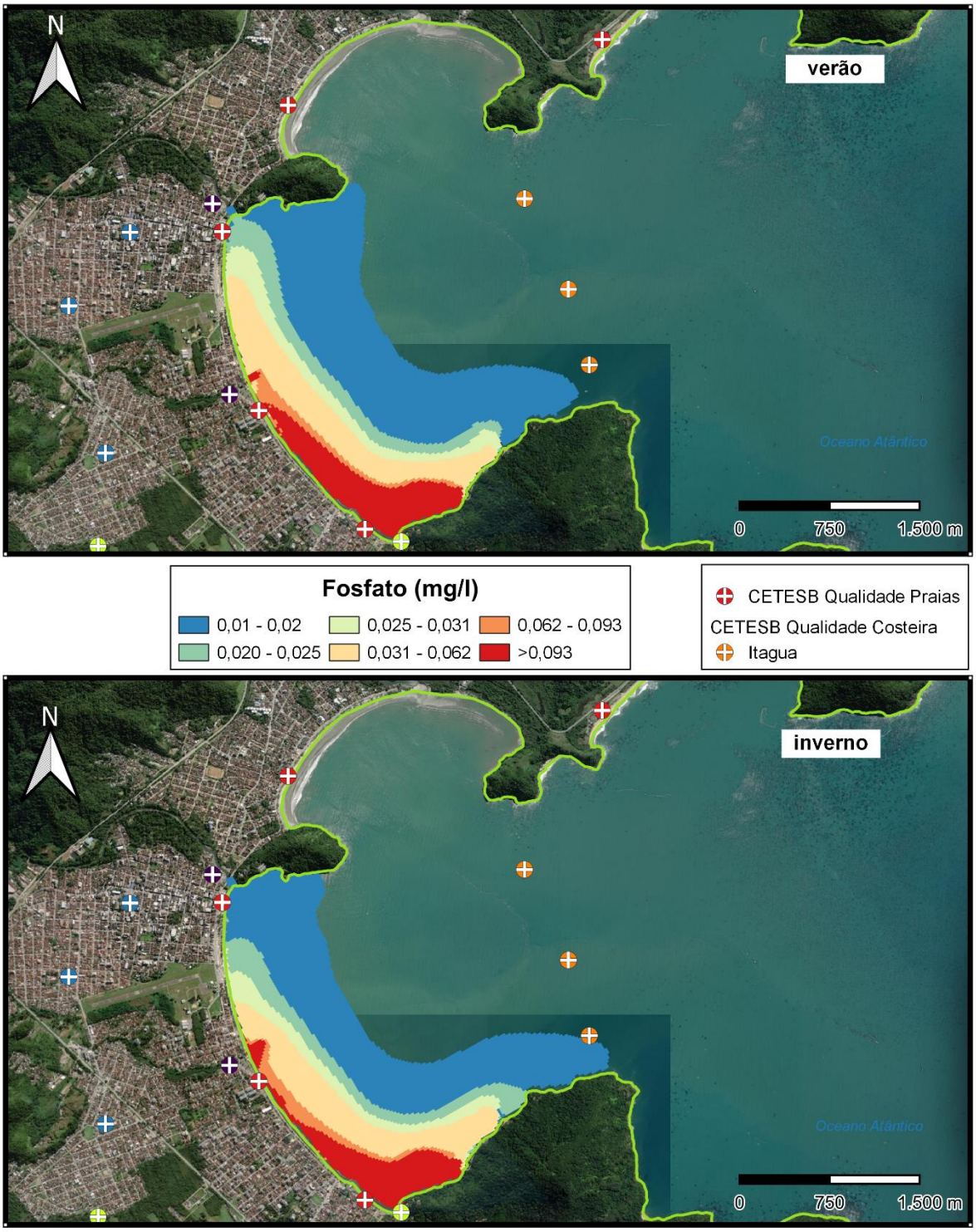
No caso do constituinte Nitrato (NO3), as distribuições também são similares nas estações de verão e inverno, porém a extensão na qual os limites da Classe 2 são ultrapassados se restringe a uma pequena área ao redor da foz do Rio Acaraú. Quando se considera os limites da Classe 1, a extensão da contaminação aumenta pela orla da Praia de Itaguá. No entanto, ao contrário do fosfato, não se observam concentrações acima dos valores de referência nas estações de monitoramento da água costeira da CETESB.

Para a concentração de Coliformes Termotolerantes Totais, as distribuições são diferentes do comportamento dos outros elementos e períodos de verão e inverno. No verão, nota-se que praticamente a baía inteira conta com concentrações acima de 5.000 coliformes por 100 ml, deixando toda a região classificada como balneabilidade insatisfatória. Em contraposição, no inverno, não são encontradas concentrações acima de 1.000 coliformes por 100 ml.

Por outro lado, para o oxigênio dissolvido, embora os valores de entrada, em especial na foz do Rio Acaraú, sejam muito baixos, o modelo indica que a baixa oxigenação, resultante do aporte hídrico superficial, fica restrita à foz do Rio Acaraú, tanto no verão como no inverno. A baía tem a capacidade de manter a troca entre o meio atmosférico e o aquático. Nesse estudo, exclui-se a possibilidade de ressuspensão de matéria orgânica sedimentar e de outros aportes de águas com baixa concentração de oxigênio, que possam vir a afetar a concentração do gás.

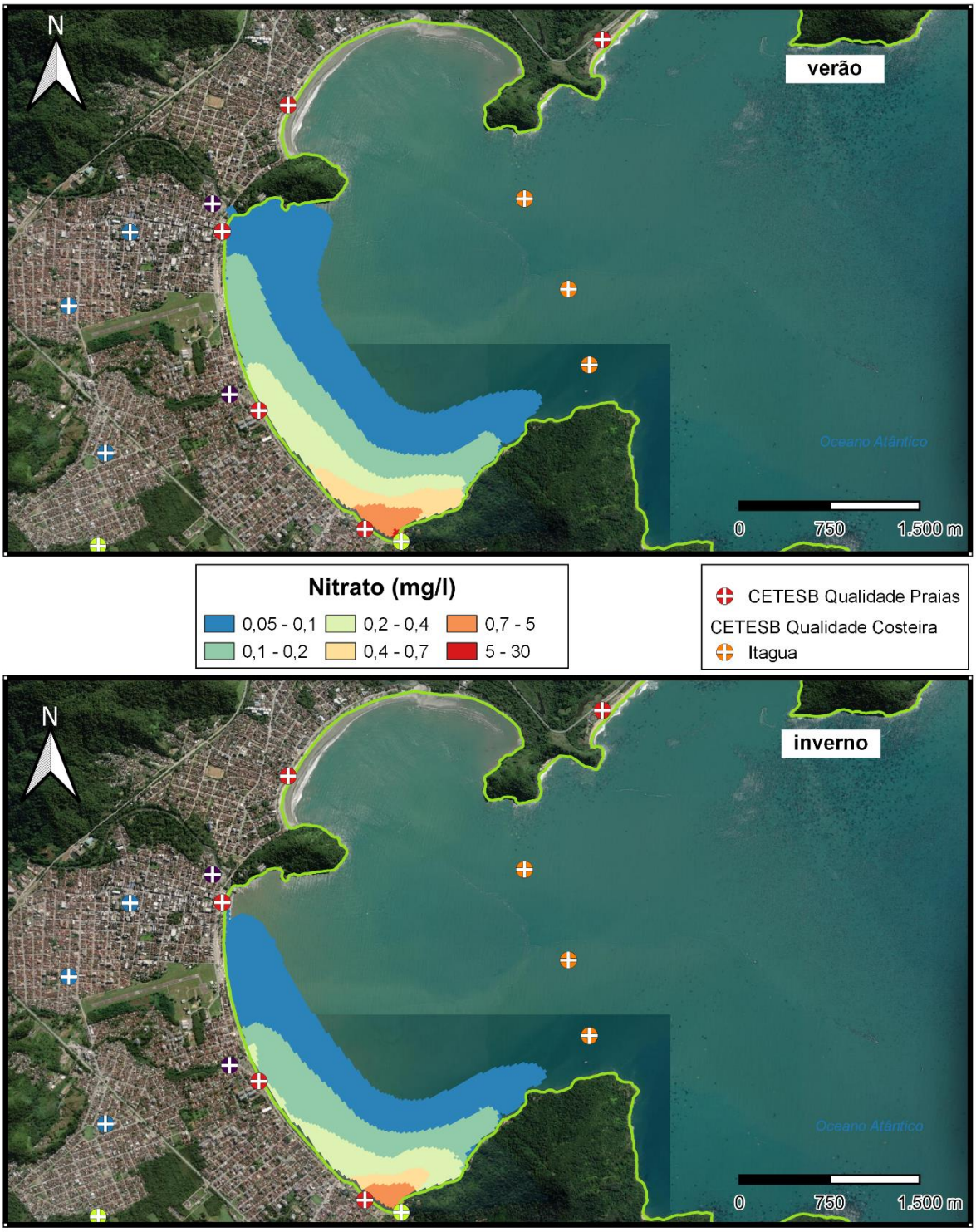
A seguir, da Figura 78 até a Figura 81, são apresentadas as concentrações médias para os constituintes Ortofosfato, Nitrato e Coliformes Termotolerantes, além da concentração média de Oxigênio dissolvido, para cada elemento de grade do modelo, ao longo do período simulado. Estas figuras procuram mostrar um cenário característico para cada região ao longo do período simulado.

Figura 78 – Concentrações médias de Ortofosfato calculadas nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba.



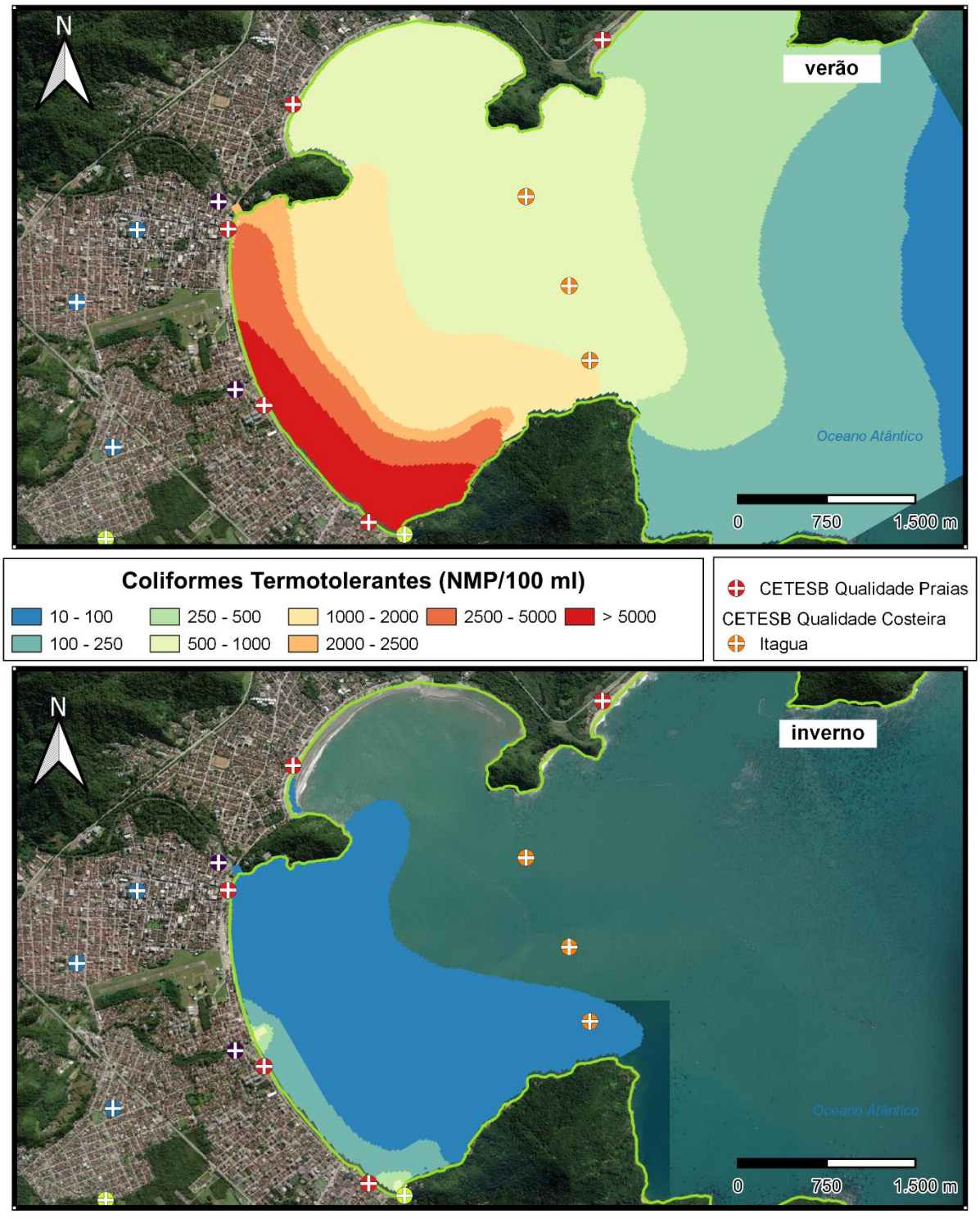
Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Figura 79 – Concentrações médias de Nitrato calculadas nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba.



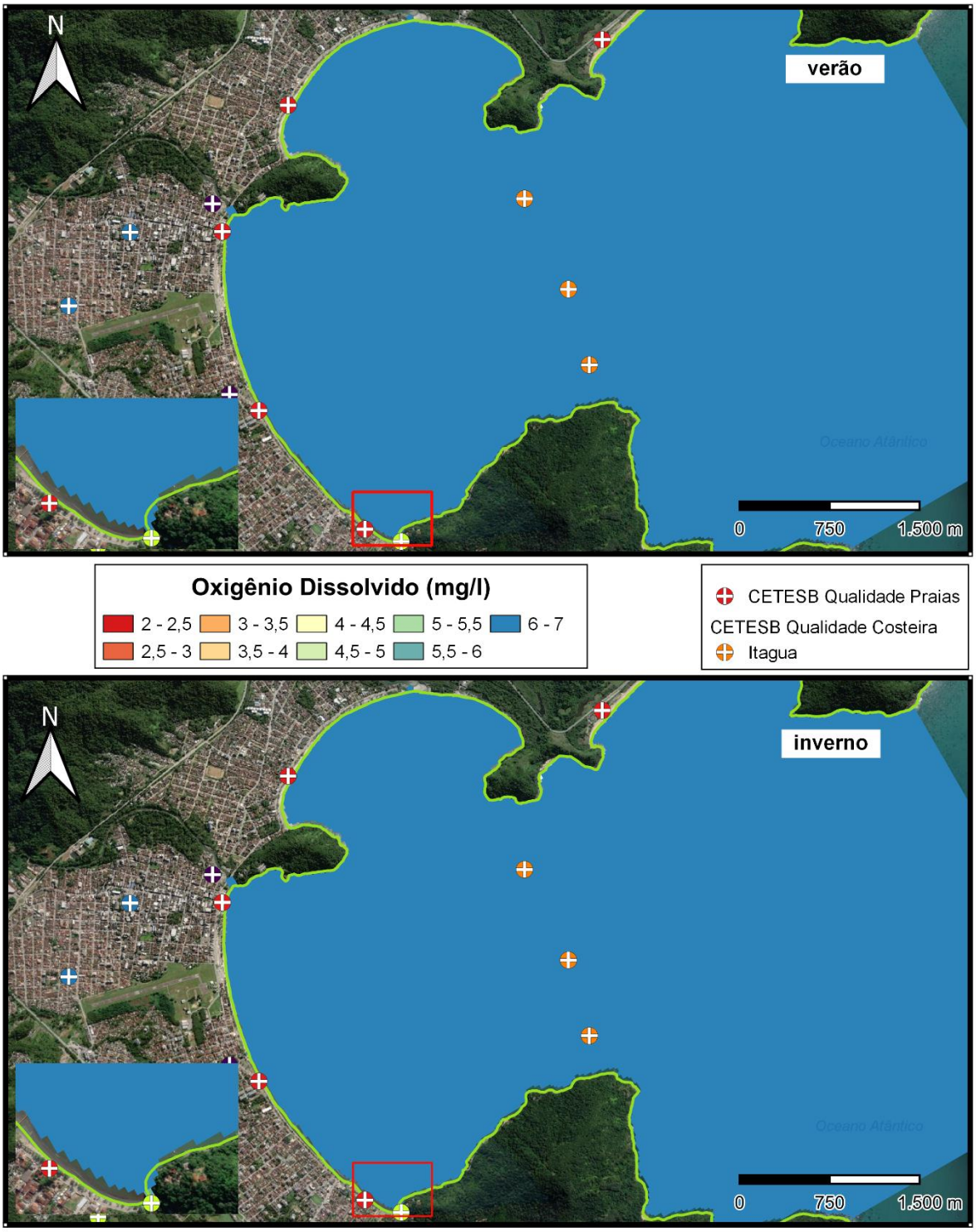
Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Figura 80 – Concentrações médias de Coliformes Termotolerantes calculadas nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Figura 81 – Concentrações médias de Oxigênio dissolvido nos processamentos do modelo de qualidade da água, ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Pode-se observar que os mapas de concentrações médias dos constituintes complementam os mapas de concentrações extremas, mas a abrangência de concentrações médias mais elevadas tende a ser mais concentrada, especialmente na região mais próxima da Praia de Itaguá.

Para o constituinte Fosfato (PO4), tanto o verão como o inverno as concentrações acima do limite de Classe 2 ficam restritas à praia de Itaguá, com uma abrangência espacial muito menor do que no caso de concentrações máximas. Também não são observadas concentrações excedentes nos pontos de monitoramento da qualidade costeira da CETESB.

No caso do constituinte Nitrato (NO3), novamente as distribuições são muito similares às do fosfato, porém a zona de impacto de concentrações acima do limite da Classe 2 fica restrita à foz do Rio Acaraú.

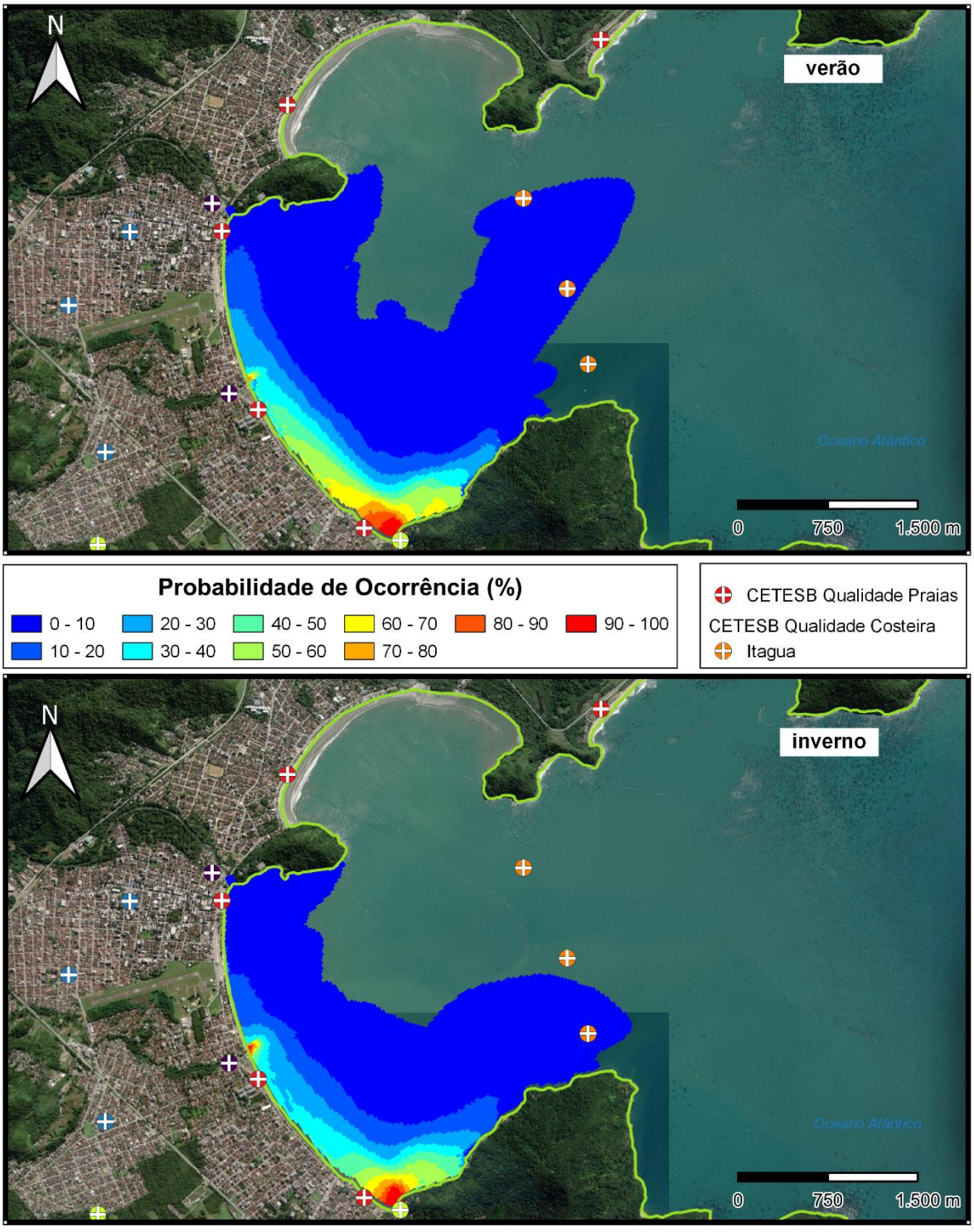
Para os Coliformes Termotolerantes Totais, as concentrações médias ainda demonstram relevante impacto na estação de verão, sendo que mesmo nas estações de monitoramento costeiro da CETESB ainda são verificadas concentrações da ordem de 1.000 NMP/ 100 ml. Por outro lado, no inverno, nas estações de monitoramento da Balneabilidade Costeira da CETESB, não são observadas concentrações maiores do que 100 NMP / 100 ml.

Já no caso do oxigênio dissolvido, observa-se que o impacto na redução deste elemento é pontual tanto espacialmente quanto temporalmente, que não se notam variações na distribuição da concentração do constituinte.

A seguir, da Figura 82 até a Figura 85, são apresentadas as probabilidades de ocorrência de concentrações acima dos limiares estabelecidos nos critérios de enquadramento para cada um dos constituintes (ou abaixo do limiar, para o caso do Oxigênio dissolvido). O limiar definido para cada um dos constituintes foi de:

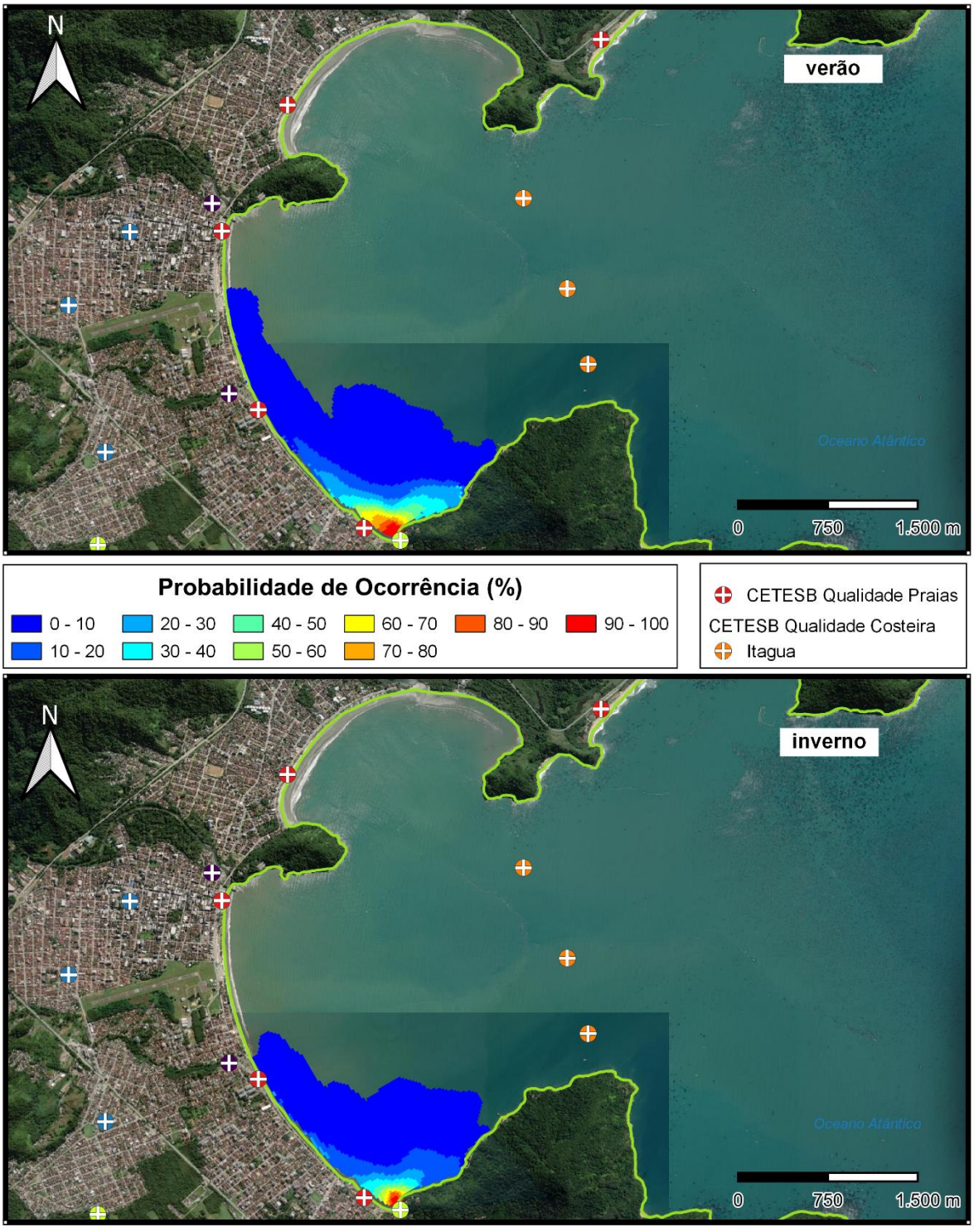
1. Ortofosfato:> 0,093 mg/l
2. Nitrato: > 0,7 mg/l
3. Coliformes Termotolerantes: > 2.500 NMP/100 ml
4. Oxigênio Dissolvido: < 5,0 mg/l

Figura 82 – Probabilidade de ocorrência de concentrações de Ortofosfato acima de 0,093 mg/l, segundo os cálculos do modelo ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba.



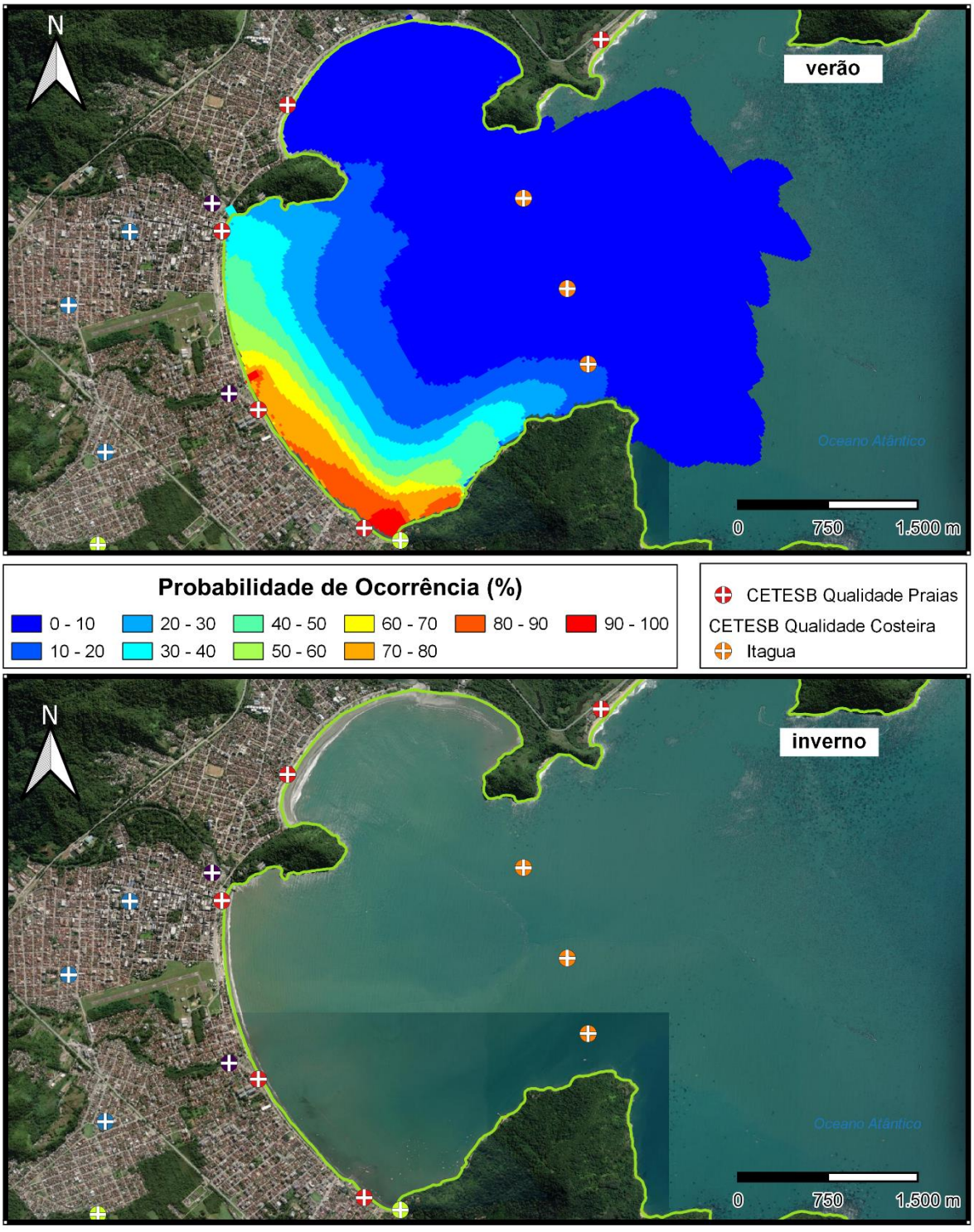
Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Figura 83 – Probabilidade de ocorrência de concentrações de Nitrato acima de 0,7 mg/l, segundo os cálculos do modelo ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba.



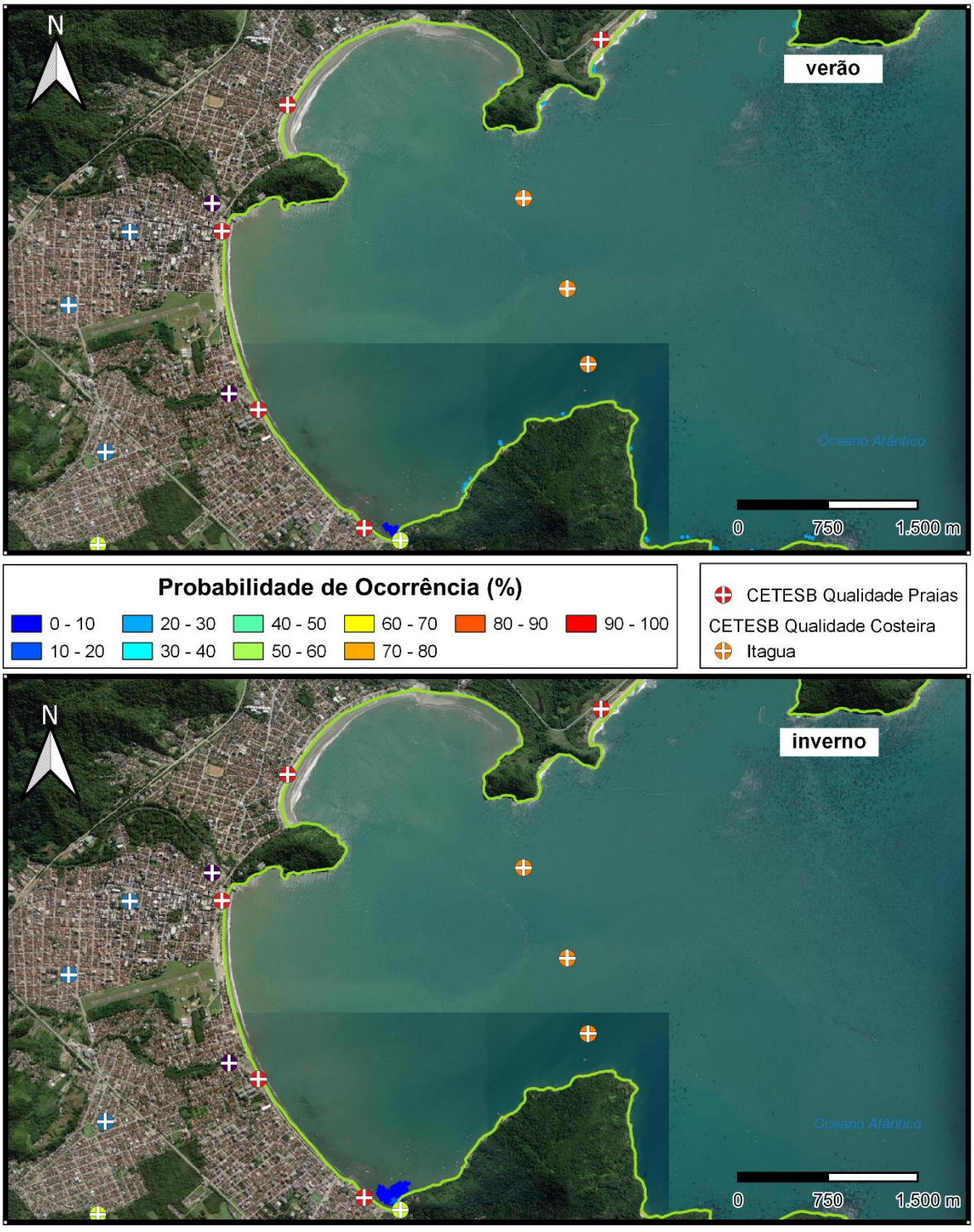
Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Figura 84 – Probabilidade de ocorrência de concentrações de Coliformes Termotolerantes acima de 2.500,0 NMP/ 100 ml, segundo os cálculos do modelo ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

Figura 85 – Probabilidade de ocorrência de concentrações de Oxigênio Dissolvido abaixo de 5,0 mg/l, segundo os cálculos do modelo ao longo dos períodos de verão e inverno, na Baía de Ubatuba.



Fonte: Autor próprio, QGIS 3.12, Google Earth Satellite

As distribuições das probabilidades de ocorrência informam as porcentagens de tempo em que cada célula do modelo tem concentrações acima dos valores de referência. Em geral, as distribuições das probabilidades e de concentrações médias proporcionam um panorama geral do problema em questão. As distribuições de probabilidades obtidas neste estudo indicam a região com maior probabilidade de estar em desconformidade com os padrões requeridos de qualidade das águas: a região próximo à praia de Itaguá, com destaque negativo para a proximidade da foz do Rio Acaraú.

Para o oxigênio dissolvido, fica evidente que o impacto é pontual e com baixa persistência no tempo.

Para os Coliformes Termotolerantes, o impacto ficou associado à sazonalidade. No verão, toda a praia de Itaguá fica ao menos 40% do tempo em condições de balneabilidade insatisfatória. Já no inverno, a condição não foi atingida em nenhum período.

Para Fosfato e Nitrato, as condições parecem se manter ao longo das estações, tendo comportamentos similares. A pluma de distribuição do fosfato é ligeiramente maior do que a do Nitrato.

Embora os mapas contribuam com uma informação estatística agregada no tempo e no espaço, foram também avaliadas as séries temporais dos constituintes com dados usados na validação. Assim como no item 3.2.2, são feitas comparações da concentração de Coliformes Termotolerantes Totais, resultantes do modelo, com os valores de Enterococcus coletados pela CETESB nos pontos de monitoramento na Avenida Leovegildo.

Da Figura 86 à Figura 89, são apresentadas as séries temporais para ambos os pontos de monitoramento, nos períodos de verão e inverno.

Figura 86 – Comparação entre dados observacionais (vermelho) e resultados da modelagem (azul) no Ponto de Monitoramento da balneabilidade da CETESB próximo ao Número 1724 na Avenida Leovegildo, para o período de verão.

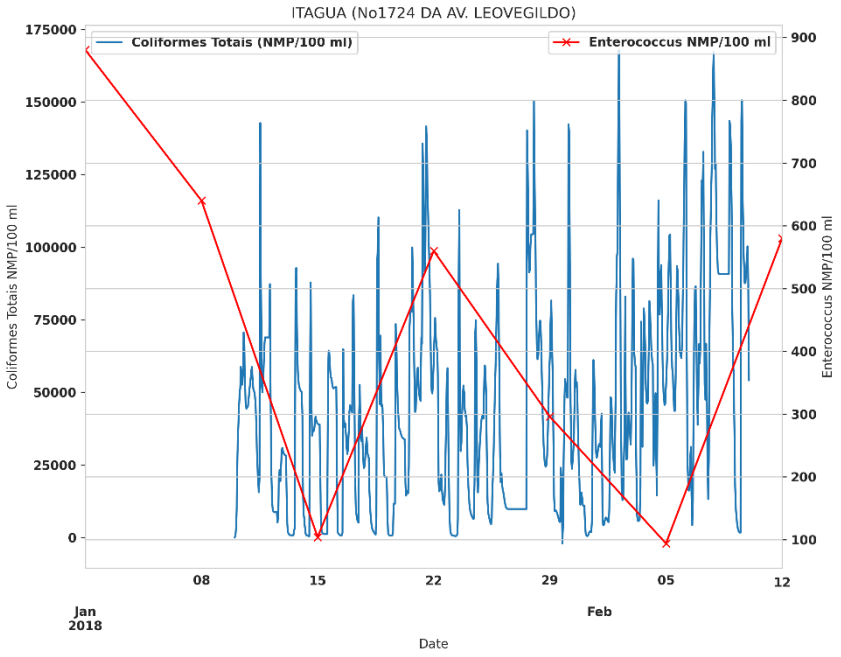


Figura 87 – Comparação entre dados observacionais (vermelho) e resultados da modelagem (azul) no Ponto de Monitoramento da balneabilidade da CETESB próximo ao Número 230 na Avenida Leovegildo, para o período de verão.

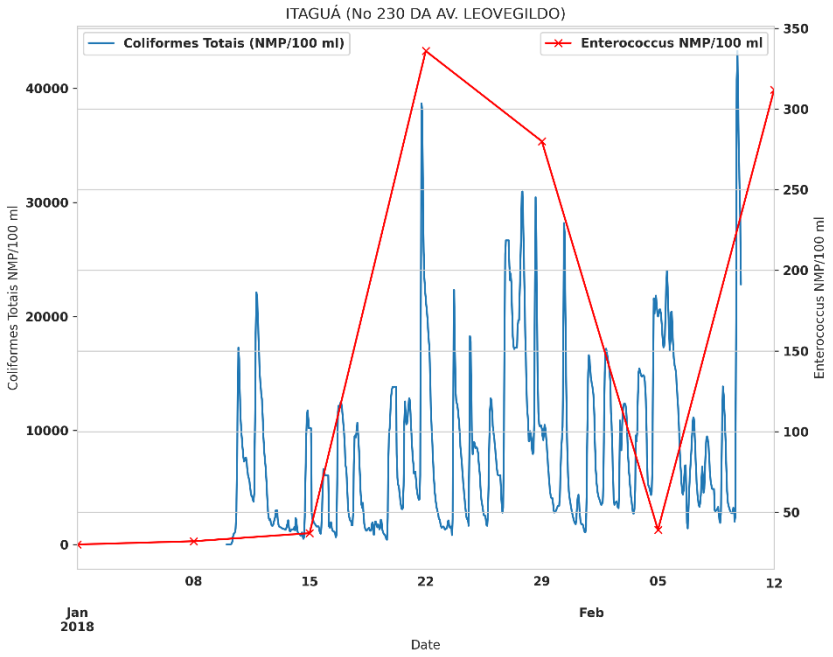


Figura 88 – Comparação entre dados observacionais (vermelho) e resultados da modelagem (azul) no Ponto de Monitoramento da balneabilidade da CETESB próximo ao Número 1724 na Avenida Leovegildo, para o período de inverno.

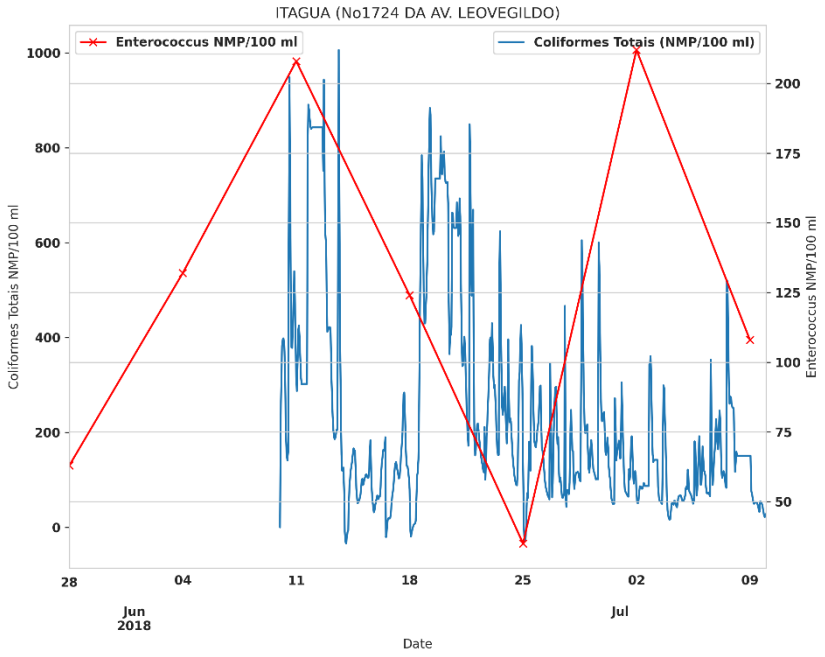
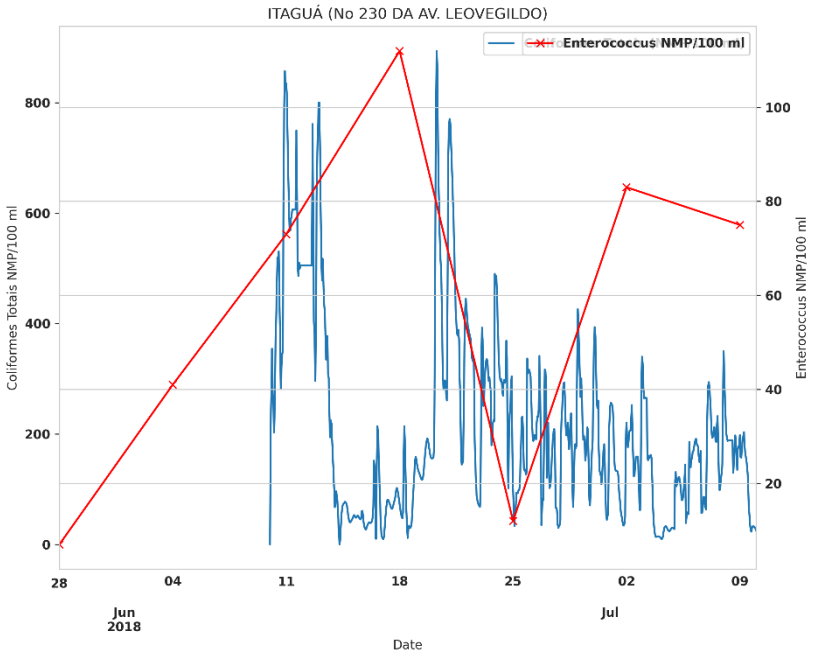


Figura 89 – Comparação entre dados observacionais (vermelho) e resultados da modelagem (azul) no Ponto de Monitoramento da balneabilidade da CETESB próximo ao Número 230 na Avenida Leovegildo, para o período de inverno.



De modo geral, há dificuldade de comparação, visto que as séries temporais do modelo são horárias e as de coletas são diárias. Ademais, nas medições de campo há de se considerar os efeitos da radiação solar, que matam os coliformes, reduzindo sua concentração.

Entretanto, mesmo que considere médias diárias nos resultados do modelo, as concentrações de coliformes no período de verão apresentam valores muito superiores ao limite estabelecido na Resolução CONAMA 274/2000, correspondendo a 2.500 NMP/100 ml. Durante o mesmo período, o dado de Enterococcus coletado pela CETESB também apresenta desconformidade com o limiar (> 400 NMP/ 100 ml), mas a ordem de grandeza da variação é muito menor do que no modelo.

Para o inverno, tanto o modelo quanto o dado apresentam valores abaixo dos limites estabelecidos na legislação, em ambos os pontos de coleta de campo.

Outra premissa que afeta os resultados de modelagem e sua comparação com medições é que nas simulações numéricas considera-se um valor fixo e inalterado de descarte de coliformes na foz dos rios que chegam à baía, devido à falta de dados sobre sua variabilidade; provavelmente, o modelo adiciona um número maior de coliformes do que realmente entram no sistema natural.

3.2.6 Considerações sobre a Modelagem de Qualidade da Água

A elaboração de um modelo de Qualidade de Água depende de muitos fatores e variáveis; mesmo quando adotadas simplificações, a complexidade dos processos requer uma interpretação cautelosa, podendo haver questionamentos a conclusões obtidas.

No caso deste estudo, todas as informações utilizadas são de fontes secundárias e de distintas instituições, projetos e até mesmo modelos. Sabe-se que, a partir de distintas abordagens e métodos, os dados coletados e utilizados na modelagem podem diferir das condições do mundo real. Porém, mesmo com tais limitações, a utilização dessas informações possibilita construir cenários realísticos para avaliação da qualidade da água, além da possibilidade de as mesmas técnicas serem replicadas com dados primários.

A partir dos resultados de verão e inverno, dos mapas probabilísticos e das séries temporais, pode-se inferir as seguintes conclusões:

1. O Rio Acaraú tem papel relevante na piora da qualidade ambiental da Baía de Ubatuba. Sendo o rio mais poluído do município, as imediações da sua foz tendem a apresentar concentrações acima dos limites ambientais estabelecidos

2. Há sazonalidade no aporte de coliformes termotolerantes na Baía de Ubatuba. Não foi observada variação sazonal quando se considera fosfato e nitrato. Oxigênio Dissolvido tem impacto limitado na foz do Rio Acaraú.
3. Concentrações abaixo dos limites ambientais chegam eventualmente até a estação de monitoramento da qualidade da água costeira, realizada pela CETESB.
4. De acordo com os mapas de probabilidade de ocorrência, as piores condições ambientais tendem a ficar muito próximo da faixa de areia e proximidades da Praia de Itaguá.
5. A comparação dos resultados de modelagem com dados reais é imprecisa devido às diferentes resoluções temporais e de unidades de medida.

A partir de tais resultados, admite-se que o modelo fornece um diagnóstico correto das condições de qualidade da água. Contudo, seria conveniente a obtenção de mais dados para validação da modelagem.

Além disso, conforme citado ao longo do texto, neste estudo foram considerados apenas os efeitos das águas superficiais, sem considerar efeitos de água subterrânea e outros efeitos secundários, como por exemplo a ressuspensão de matéria orgânica no fundo da baía.

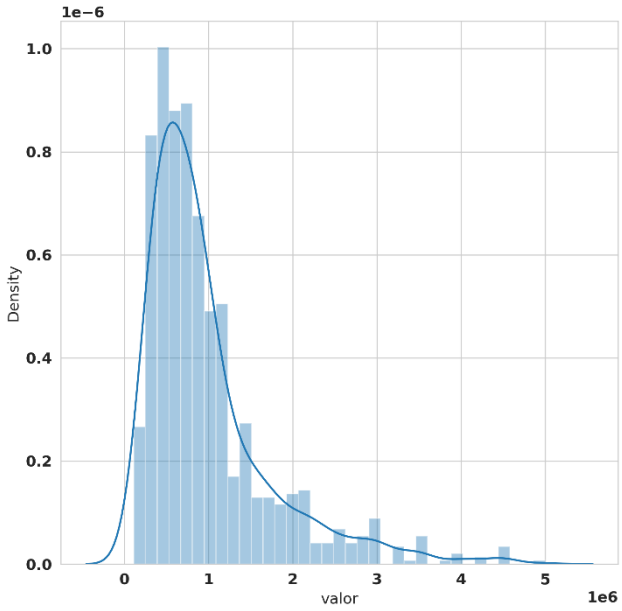
3.3 Precificação Hedônica e Serviços Ecossistêmicos

Neste capítulo, são discutidas as relações entre a modelagem da precificação hedônica dos imóveis coletados da Base do ZAP imóveis e os serviços ecossistêmicos na região. Desta maneira, deseja-se responder se a qualidade da balneabilidade costeira influencia os preços dos imóveis no Município de Ubatuba como um todo.

3.3.1 Distribuição do preço dos Imóveis e variáveis Relacionadas

Na Figura 90, é apresentada a distribuição do preço anunciado dos imóveis em Reais e a densidade de imóveis em cada classe de preços. Fica evidente que a distribuição de preços possui forma assimétrica para esquerda. A maior densidade de preços se encontra de R$ 200.000 – 1.000.000. A partir deste limiar, o número de imóveis passa a diminuir, até restar pouquíssimos imóveis a partir de R$ 3.000.000.

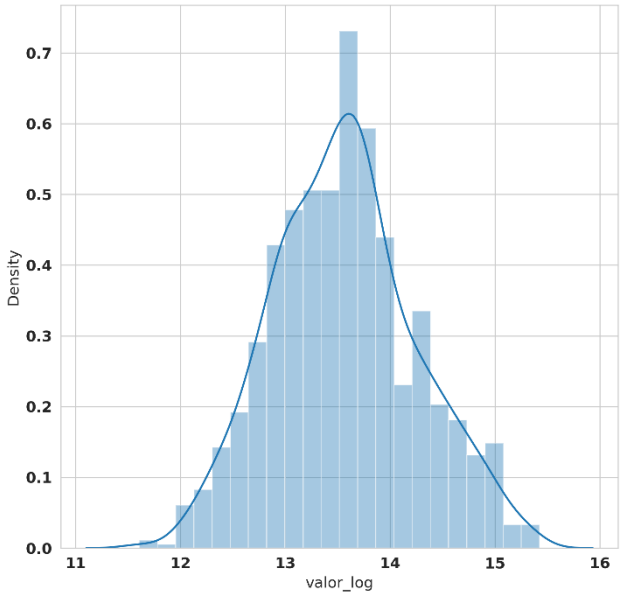
Figura 90 – Gráfico de distribuição dos preços de casas, da base do ZAP Imóveis, em 21/01/2022.



A assimetria da curva é algo esperado neste conjunto de dados e já sugerido pela bibliografia (seção 2.4), de modo que a distribuição de imóveis assume uma curva logarítmica. Para tanto, aplicou-se o logaritmo natural no conjunto de preços de forma a

verificar como se dá o ajuste da curva normal transformada. Na Figura 91 é apresentada a nova distribuição.

Figura 91 – Gráfico de distribuição dos preços de casas, da base do ZAP Imóveis, em 21/01/2022, após transformação logarítmica dos preços.

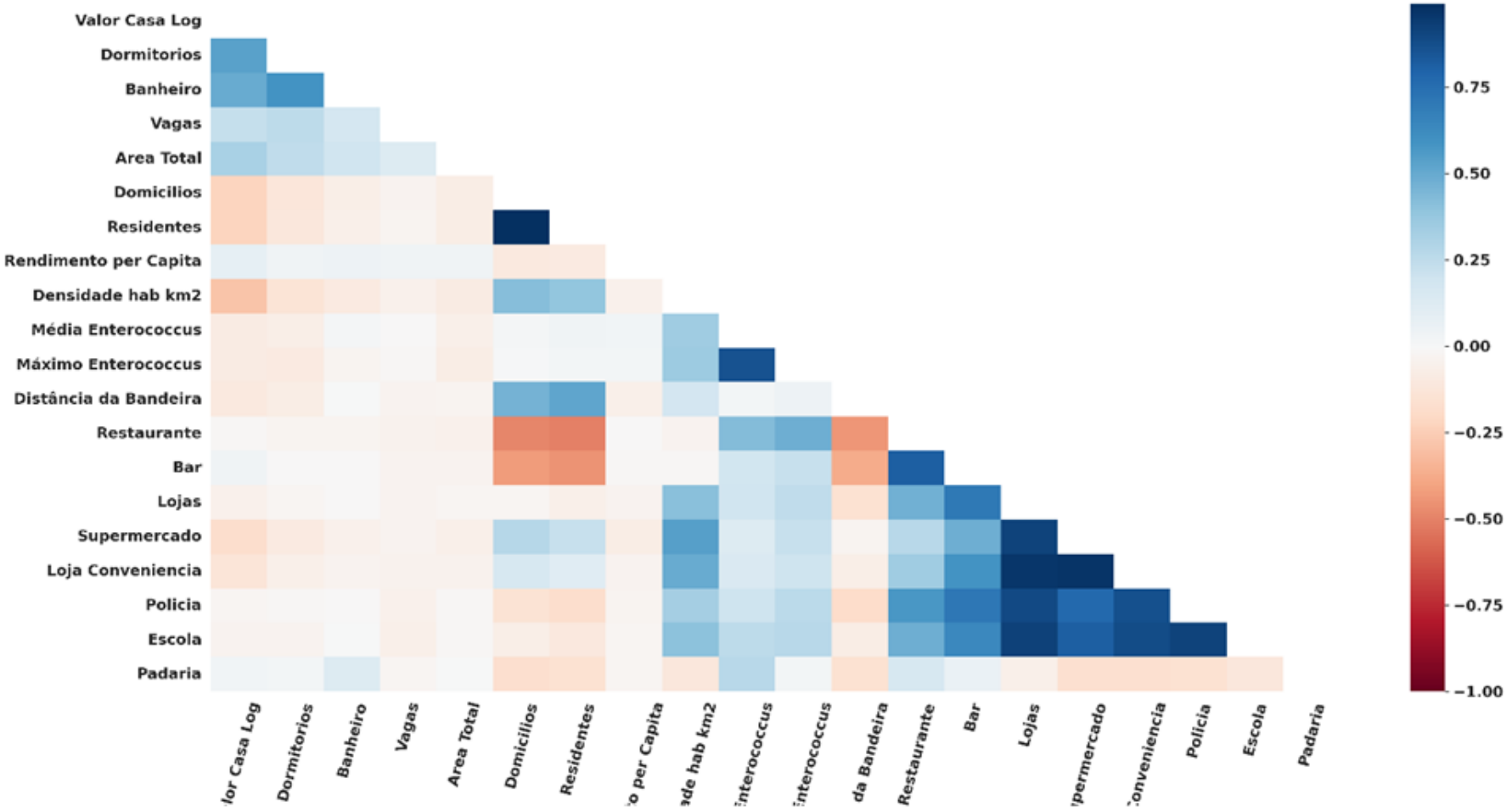


Ao se fazer o tratamento numérico na curva, nota-se que o logaritmo do preço se ajusta mais fielmente a uma curva normal, eliminando a distribuição assimétrica vista nos preços anunciados originalmente.

No entanto, não basta apenas verificar a distribuição da variável dependente (preços), mas também visualizar como se dá a relação dela com as outras variáveis selecionadas para o modelo. Na Figura 92 são apresentadas as correlações entre todas as variáveis selecionadas e a variável do preço anunciado das casas (em logaritmo natural).

Nota-se que a maior correlação com o preço da residência se dá pelas próprias características do imóvel em si. Também se nota uma alta correlação entre variáveis do Google Places, indicando que os estabelecimentos e ou pontos de interesse se concentram muito próximos entre si, porém sem indicar correlação positiva com o preço anunciado dos imóveis.

Figura 92 – Correlações entre as variáveis da base utilizada para elaboração de Modelo Hedônico de Preços dos imóveis em Ubatuba.



3.3.2 Elaboração do Modelo de Preços Hedônicos

Para a elaboração de um modelo de preços hedônicos, seguindo a abordagem de modelos de aprendizado de máquina, é preciso dividir o conjunto de dados em dois compartimentos: Treino e Teste.

Para tanto, o conjunto total de 1049 imóveis foi dividido em 75% para treino (786 imóveis) e 25% para teste (263). Este processo é necessário para ajustar os hiperparâmetros do modelo XGBoost, de modo a diminuir os erros ao fazer as previsões de preços.

No processo de treino, o modelo recebe o conjunto de dados de treino e uma série de testes randômicos são aplicados, de modo a encontrar os melhores parâmetros que ajustam a curva de previsão aos preços reais informados. A seguir, na Tabela 10, são apresentados os valores obtidos após submeter a base de teste a um teste aleatório.

Tabela 10 – Hiperparâmetros Selecionados após o processo de Treino do modelo XGBoost.

Hiperparâmetros	**Valor**
Colsample_bytree	0,8
Gamma	1,0
Learning_rate	0,5
Max_depth	500,0
Min_child_weight	25,0
N_estimators	400,0
Reg_alpha	0,5
Reg_lambda	3,0

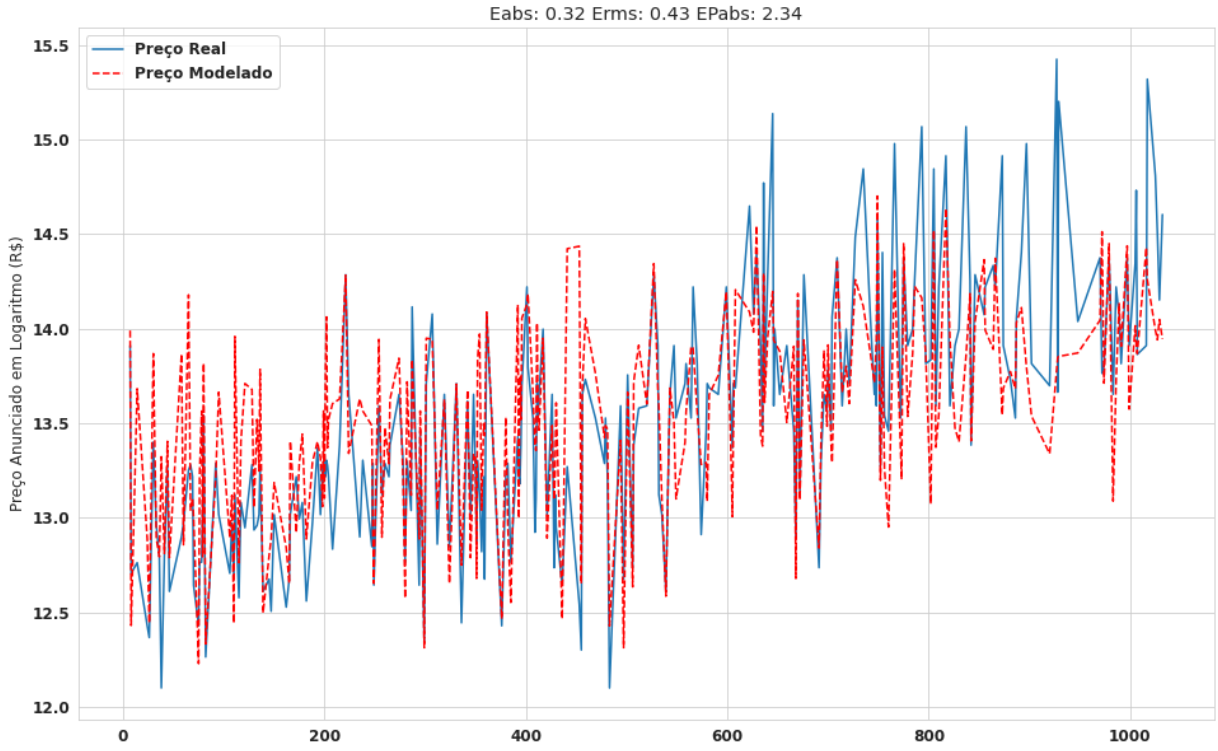
Após o processo de treinamento e seleção dos melhores hiperparâmetros, o modelo treinado deve ser aplicado na base de testes para verificação da efetividade do algoritmo, indicando se ele é aplicável fora do treinamento. Este processo é necessário para verificar se o modelo ficou hiper ajustado aos dados de treinamento ou pouco ajustado, pois em ambos os casos, isto indica que o treinamento não foi o mais adequado.

No processo de validação, o modelo XGBoost utilizado para elaboração do modelo de precificação hedônica foi capaz de atingir uma acurácia média de 97,66% (ou Erro Absoluto Médio de 2,34 %) em relação ao conjunto de testes, demonstrando o potencial que a

metodologia teve em aprender as alavancas das variáveis na base de informações geoprocessadas.

Na Figura 93, são apresentadas as comparações entre o preço anunciado real (azul), e o preço anunciado modelado (vermelho tracejado). Observa-se que o modelo reproduz com bastante eficácia a maior parte dos imóveis com valores inferiores a 14,0 log do preço real (equivalente a aproximadamente R$ 1.200.000,00). No entanto, a partir deste limiar, a aderência do modelo aparentemente perde acurácia. No entanto, há menos imóveis a partir deste limite, o que prejudicou a base de treino, fazendo com que a performance não atingisse a precisão atingida em imóveis mais baratos.

Figura 93 – Validação do modelo de precificação hedônica, utilizando a base de teste para verificação. Nota-se uma acurácia de 97,66 % ao se analisar o conjunto previsto como um todo.



Assim, a partir dos resultados obtidos, considera-se que o modelo tem capacidade de responder com alta precisão no que tange à dinâmica de preços dos imóveis na região de Ubatuba, demonstrando que características especiais dos próprios imóveis são o suficiente para encontrar uma aproximação ao preço de negociação.

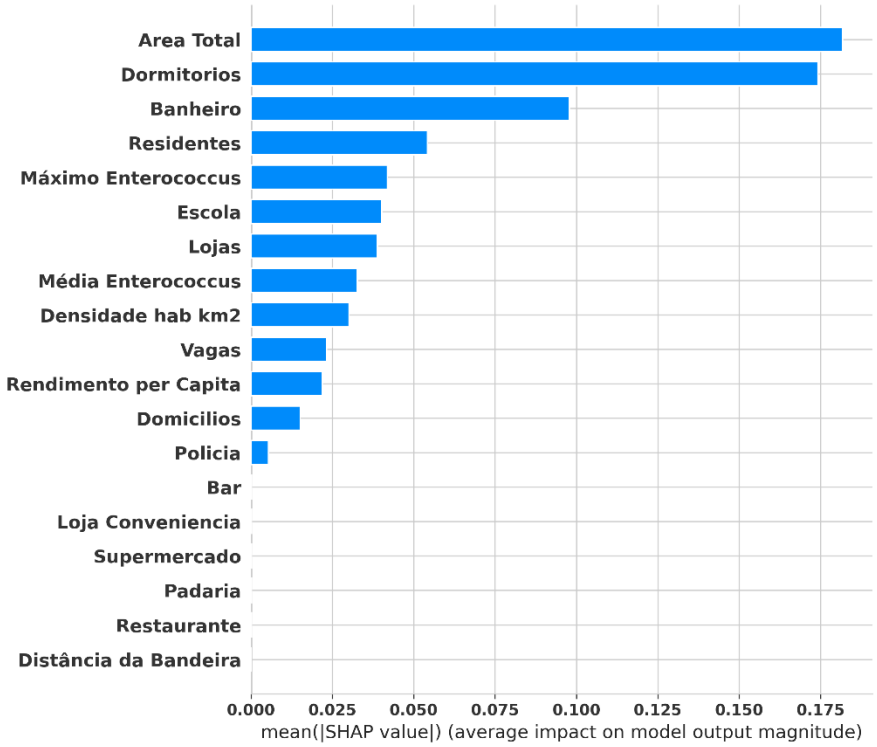
3.3.3 Interpretabilidade

A partir da validação numérica realizada na seção anterior, obtém-se um modelo validado que pode predizer o preço dos imóveis em Ubatuba. Entretanto, isso por si só não é capaz de dizer quais foram as principais alavancas e como o modelo as interpreta para alcançar tais resultados.

A partir daí é utilizada a biblioteca Shap, para trazer a teoria dos jogos aplicada às variáveis utilizadas, para elucidar as relações em maior profundidade e facilitar o processo de discussão sobre os resultados obtidos.

Na Figura 94 são apresentados os pesos explicativos das variáveis em valores modulares, isto é, desconsiderando o impacto negativo das variáveis. Assim, a ordem apresentada vai da variável mais relevante até a menos relevante, dentre as consideradas pelo modelo XGBoost.

Figura 94 – Valores Shapley das variáveis mais significativas do modelo XGBoost.



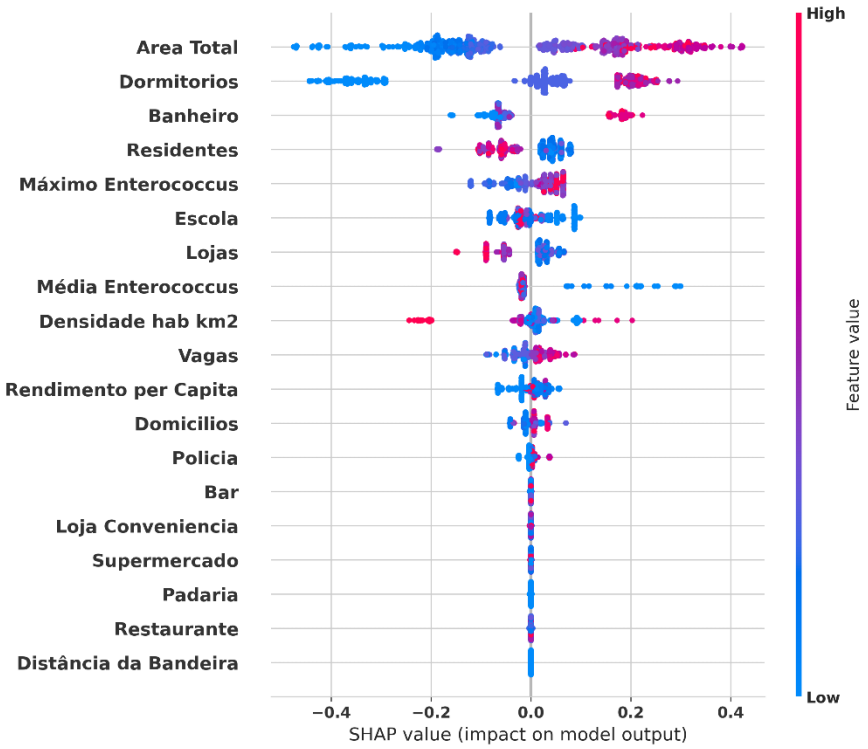
Assim como discutido no correlograma (Figura 92), quanto ao peso das variáveis, fica evidente como as três principais variáveis explicativas são associadas às próprias características dos imóveis em si. Em seguida, vem o número de residentes e logo depois o valor máximo de Enterococcus. Nota-se que o valor máximo de Enterococcus tem peso aproximadamente 4,375 vezes menor do que a Área Total (m^2), que foi a variável predominante, em conjunto com o número de dormitórios. Além disso, bares, lojas de conveniência, supermercados, padarias, restaurantes e a distância da bandeira da CETESB tem pouquíssimo efeito na explicação de preço dos imóveis.

Para deixar a análise mais clara, na Figura 95 é apresentado o gráfico "enxame de abelhas", muito similar ao gráfico anterior, mas agora os valores shapley são apresentados sem considerar apenas o módulo, demonstrando, portanto, como uma variável pode ser responsável por abaixar ou aumentar o preço de um imóvel. A linha central vertical indica o valor 0 shapley, ou seja, baixo impacto. Quanto mais distante de 0 no eixo X, maior é o impacto da variável. A cor de cada ponto representa o quanto o valor de cada variável representava na amostra de cada imóvel.

Fica evidente que, quanto maior a área do imóvel, mais caro ele tende a ser, e quanto menor, mais barato. O mesmo padrão se repete para o número de dormitórios e de banheiros. Quanto a número de residentes, nota-se que quanto maior o número de residentes nas imediações, menor o preço de um imóvel. Este mesmo efeito se repete no número de lojas nas imediações e na densidade de habitantes (número de habitantes por km^2).

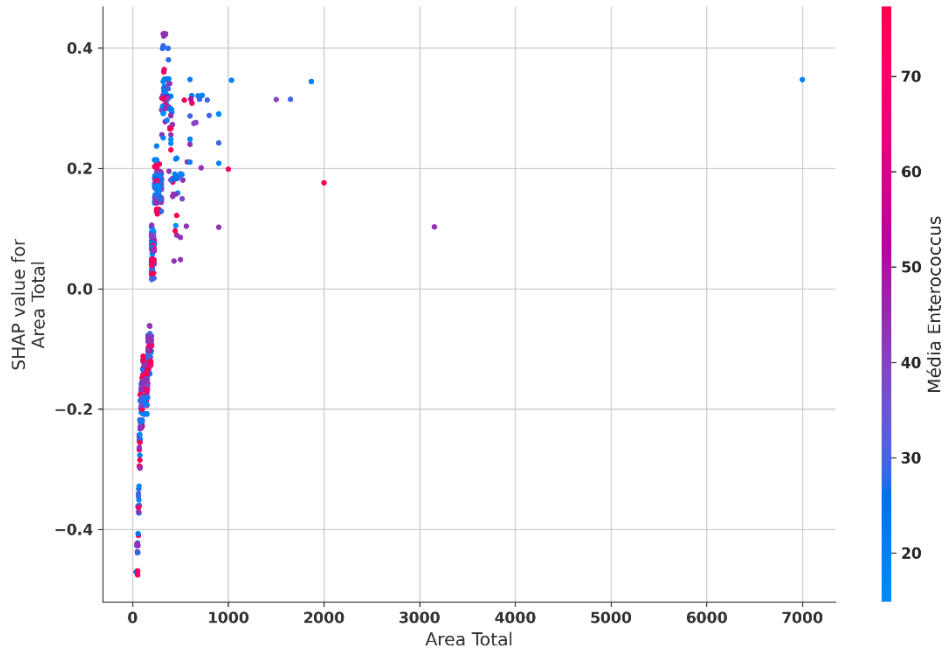
Ao analisar as variáveis de poluição (Máximo valor de Enterococcus e Média de Enterococcus), quanto menor o valor de máximo de Enterococcus, maior seria o preço de um imóvel; mas isto não foi verificado. Na verdade, a variável Máximo Enterococcus identifica mais o Bairro de Itaguá do que a poluição em si; isto se dá pelo fato que ambas as estações mais poluídas do município de Ubatuba se encontram nas duas estações de monitoramento de Itaguá, ao mesmo tempo que é uma das regiões mais valorizadas do município. Nesse caso, tal peso demonstra que a poluição em si não explica a piora nas condições locais e, com base nesta análise, não sendo considerada na negociação de um imóvel.

Figura 95 – Gráfico Enxame de Abelhas das variáveis mais significativas do modelo XGBoost. O eixo X representa o impacto negativo ou positivo dos valores shapley, enquanto a cor das amostras representa a magnitude do valor de cada variável em relação à média.



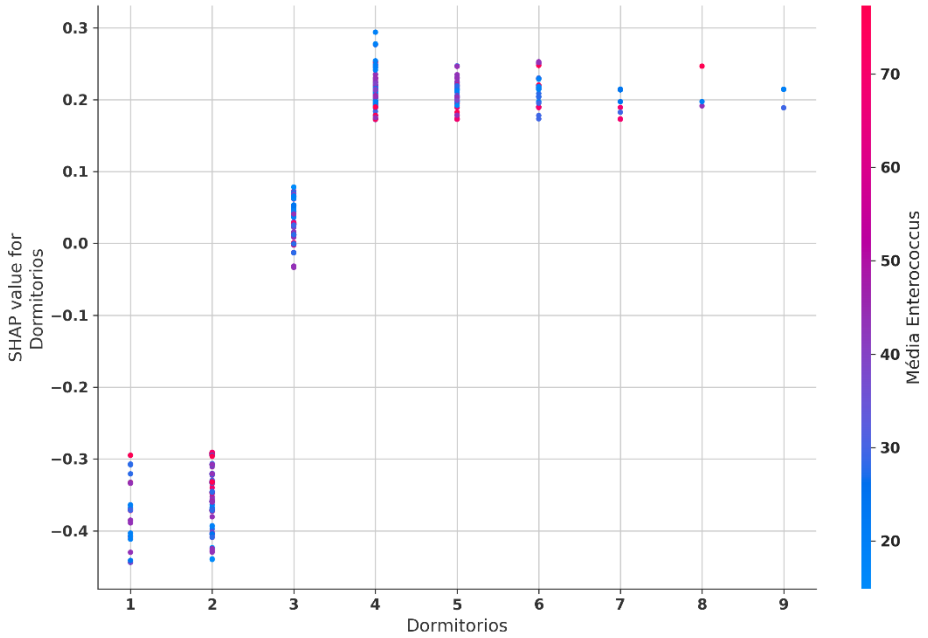
Para confirmar a afirmação acima, são feitos mais dois gráficos utilizando a relação entre as duas variáveis mais importantes (Área Total e Número de Dormitórios) e a média de Enterococcus. Na Figura 96, são apresentadas as relações entre os valores de Área Total (eixo X), os valores shapley (eixo Y) e a concentração média de Enterococcus na cor dos pontos

Figura 96 – Relação entre a variável de Área Total, com a média de Enterococcus.



Na Figura 97, são apresentadas as relações entre os valores de Número de Dormitórios (eixo X), os valores shapley (eixo Y) e a concentração média de Enterococcus na cor dos pontos

Figura 97 – Relação entre a variável de Número de Dormitórios, com a média de Enterococcus.



Nas duas análises fica claro que, mesmo com o aumento da área e o aumento do número de dormitórios, o que em geral leva os imóveis a possuírem um preço maior, há imóveis caros com alta média de Enterococcus, indicada pela baixa condição de balneabilidade na bandeira mais próxima da CETESB. Outro fator que reforça isso é que mesmo quando a área diminui ou o número de dormitórios é menor, ainda há imóveis com baixa balneabilidade por perto, indicando, claramente, que o peso da poluição não é determinante no preço anunciado de um imóvel.

Diante dos resultados apresentados, apesar de o modelo prever com alta precisão os preços dos imóveis, a Interpretabilidade das alavancas deixa evidente que a poluição/balneabilidade não é um fator que leva os compradores a considerar no momento da compra de um imóvel. Dessa maneira, atualmente, a dinâmica de preços em Ubatuba se dá por outros mecanismos que não a qualidade das águas nas praias, embora não se possa garantir que no futuro isto possa vir a ser alterado.

Com base na região central de Ubatuba, presume-se que a má qualidade da água é normalizado a partir das características da região, isto é, por ser uma zona de grande quantidade de serviços e alta concentração de pessoas, a má qualidade é algo dado e não aborda-se como um problema, visto que a região não seria destinada a sua balneabilidade.

3.3.4 A Baía de Ubatuba e seus Serviços Ecossistêmicos

As técnicas elaboradas para chegar aos resultados são produto de um corte espacial, ao considerar apenas os imóveis em Ubatuba, e um corte no tempo, visto que só foram avaliados imóveis que estavam à disposição para venda no período da pesquisa. Uma abordagem mais precisa poderia utilizar dados pretéritos e verificar como os resultados do modelo de preços varia ao longo do tempo. Outro ponto importante é que, mesmo que no presente a poluição não parece ser relevante, isto não significa que virá a ser no futuro. Pode ser apenas uma questão de tempo até que o problema passe a afetar financeiramente os proprietários de primeira e segunda residências.

Além disso, não foram considerados imóveis num amplo espectro regional. Isto é, caso a análise fosse feita para os imóveis de todo o litoral paulista, o resultado da pesquisa poderia ser diferente, e a balneabilidade da praia ser um fator relevante. Tal afirmação reflete a importância das escalas dos efeitos observados e analisados. No caso da análise neste estudo, resultou que, para Ubatuba, a balneabilidade não é um fator chave.

O artigo de meta-análise de Boyle e Kiel (2001), discute diferentes modelos de preços hedônicos que considerem variáveis ambientais, tais como qualidade do ar, qualidade da água e proximidade a aterros sanitários e outros acidentes ambientais, nos Estados Unidos da América. Especialmente para a qualidade da água, todos os estudos apontaram efeitos significativos de queda de preço em localidades de pior qualidade. No entanto, a pior qualidade esteve mais associada a fatores visuais, como por exemplo a alta turbidez da água.

Pela escassez de estudos similares no Brasil, pode-se inferir que uma possibilidade é a existência de um mercado que não leve em conta alguns fatores, ou mesmo não há informação adequada na hora da compra, ao menos no município de Ubatuba. Isto é, as condições ambientais que impactam os preços não são relevantes no contexto local. Há ainda a possibilidade de se avaliar que a precificação hedônica pode não ser uma metodologia precisa para identificar o valor associado aos serviços ecossistêmicos neste recorte temporal e espacial.

Para contrapor os resultados apresentados neste capítulo, Belosevich et al (2017), verificaram com turistas, através de 387 entrevistas estruturadas indutivas, a disposição a pagar (DAP), de modo a preservar a qualidade da água. Os resultados indicaram que:

1. Custo médio do gasto na viagem: R$ 190,13 por pessoa/dia;
2. 24,8% não pagariam nada a mais pela qualidade da água
3. 18,3 % pagariam entre 1 % e 4 % do valor
4. 35,10% pagariam entre 4 % e 10 % do valor
5. 8 % pagariam entre 10 % e 25 % do valor
6. 7,2 % pagariam entre 25 % e 50 % do valor
7. 5,2 % pagariam mais que 50 %
8. DAP média de R$ 17,82

Assim, tal abordagem, identifica que ao menos com turistas, a qualidade da água é vista como um fator importante que existe a disposição explícita a contribuir com para que a qualidade da água se mantenha boa. Embora na aquisição de um imóvel esta observação não esteja refletida, na vontade do turista, a água limpa é vista como um serviço ecossistêmico do município, visto que há disposição a pagar pela manutenção de boas condições.

Considerando que nos últimos 2 anos, o mundo vive uma nova situação após a eclosão da pandemia do Coronavírus, as relações de habitação e deslocamento mudaram drasticamente para alguns grupos da sociedade. Ubatuba vive desde a abertura da rodovia Rio-Santos, um processo de especulação imobiliária que vem se intensificando ao longo dos anos, e teve uma intensificação associada às novas condições de trabalho remoto (, segundo os atores que atuam com o ramo imobiliário na região). Conforme os agentes imobiliários locais, essa conjunção de fatores levou a uma maior procura e um aumento de demanda para compra de residências no município, especialmente relatando uma busca por melhor qualidade de vida.

Em consonância com os estudos, assume-se que tal busca com melhores condições está associadas à beleza natural e condições ambientais do município. Analisar a precificação apenas pela lente da qualidade da água restringe a contabilização e mensuração de outros tipos de serviços ecossistêmicos presentes no município.

No entanto, assim como discutido em Carrilho e Sinisgalli (2018), na baía do Araçá, a maior contribuição de serviços ecossistêmicos foi justamente o serviço de substituição de tratamento de efluentes na baía, visto que a capacidade de autodepuração do meio substituía em parte a necessidade de uma infraestrutura sanitária no valor de milhões de reais. Paralelamente, tal serviço também é prestado pela Baía de Ubatuba, em outra escala de grandeza.

Em relação aos fatores que contribuem com este custo, pode-se citar:

1. A região da Baía de Ubatuba é uma área urbana consolidada com baixo índice de coleta e tratamento de esgotos. Tal fator, leva grande número de residentes a dispor de fossas sanitárias, nas quais, um certo número pode apresentar vazamentos para o lençol freático. Há necessidade de incorporar estas residências à rede formal de tratamento ou viabilizar a conformidade das estruturas;
2. Não há informações da qualidade de água subterrânea, impossibilitando a inferência de que esta água piora a qualidade da água local. Seria necessário estabelecer e manter uma rede de monitoramento;
3. Infraestrutura de coleta de águas pluviais. Como bem mostrado, a chuva é determinante na piora da qualidade ambiental, podendo ser tanto pelo aumento do transporte de águas subterrâneas contaminadas bem como pela advecção da poluição difusa na mancha urbana (óleos, pedaços de pneu, matéria orgânica natural e antrópica). A infraestrutura é necessária para tratar tal volume de água contaminada;
4. Estações de Tratamento de Esgoto. Independente da abordagem, seja por estações centralizadas ou descentralizadas, nota-se que a Baía de Ubatuba se encontra fora dos limites de condições ambientais nas Resoluções CONAMA. O aumento da capacidade das ETE's ou construções de novas estações de tratamento se faz necessário e isto é inclusive identificado nos planos das ações futuras para o município.

O fato da baía de Ubatuba estar poluída na maior parte do tempo, é conhecido por residentes e turistas. Na plataforma Trip Advisor[13], por exemplo, é clara a discussão acerca da péssima qualidade da água da praia. Ao mesmo tempo, são relatados os outros serviços na baía, como acesso a restaurantes e a beleza da orla.

Levando em conta todos estes fatores e custos envolvidos, pode-se dizer que a região central de Ubatuba atua como uma zona de sacrifício ambiental, evitando custos na ordem de milhões para manter uma qualidade ambiental, visto que o problema da qualidade da água fica em segundo plano e outras praias do município podem prover o entretenimento a quem é capaz de se locomover e arcar com os custos.

[13] Disponível em: https://www.tripadvisor.com.br/Attraction_Review-g303633-d2344598-Reviews-Praia_do_Itagua-Ubatuba_State_of_Sao_Paulo.html/

4 Conclusão

Considerando todos os resultados e discussões apresentadas nos capítulos anteriores, antes de aprofundar sobre as considerações decorrentes desta pesquisa, primeiramente, retomo neste capítulo respondendo as principais perguntas de pesquisa realizadas.

Pergunta 1: O incremento da população flutuante tem impacto na qualidade da água costeira em Ubatuba?

Resposta 1: Como foi observado o aumento da população flutuante no período do verão não é o único fator que impacta a qualidade da água em Ubatuba. Apesar de a qualidade ambiental ser pior nos períodos de verão, como esperado, o fator chuva se mostra determinante na piora das condições. Esta observação acaba por levantar um ponto que não foi possível investigar sobre o impacto causado a partir da piora da qualidade da água subterrânea.

Pergunta 2: A pior qualidade da água superficial costeira acarreta uma percepção da população, levando a pagar mais em imóveis próximos a uma condição de balneabilidade satisfatória?

Resposta 2: Não. Apesar de a variável da concentração máxima de Enterocooccus ser relevante no modelo de preços hedônicos, houve a indicação do bairro de Itaguá onde ocorrem aumentos de concentração deste parâmetro. Verificou-se que os fatores associados às características do imóvel são mais relevantes para os compradores a decidir pela aquisição do que a qualidade ambiental.

Dito isso, a negativa das hipóteses não diminui a importância das conclusões obtidas e da metodologia aplicada. As relações de diferentes métodos, com modelagens de hidrodinâmica, qualidade da água e de preços hedônicos, ilustra como é possível conectar distintas áreas de conhecimento, em busca de respostas para problemas complexos como os ambientais. Assim, são importantes as conclusões expostas a seguir.

A modelagem hidrodinâmica, elaborada de Ilhabela até aproximadamente a divisa dos Estados de São Paulo e Rio de Janeiro, provou-se capaz de reproduzir as condições barotrópicas e baroclínicas da circulação costeira. Complementarmente, a redução de escala de um modelo com elementos de grade de 200 n x 200 m, para outro refinado, com elementos de grade de 20 x 20 m, através de aninhamento offline, foi efetuada com sucesso.

A modelagem implementada permite a reprodução do estudo feito na Baía de Ubatuba para as outras localidades, permitindo analisar condições locais específicos, e considerar não

apenas a qualidade da água, bem como transporte de sedimentos, incidência de ondas e outros efeitos de cunho oceanográfico ou socioambiental.

No que tange à modelagem da qualidade de água, algumas premissas simplificadoras foram adotadas, como por exemplo, a influência da água subterrânea não foi considerada. Não foi possível fazer o mesmo tipo de validação realizado para a modelagem hidrodinâmica, por não se dispor de dados adequados na análise de qualidade da água; ainda sim, foi possível estabelecer que a chuva é a variável determinante para a piora da qualidade ambiental ante a concentração de coliformes no Rio Acaraú.

Os resultados identificaram que existe uma dualidade nas estações, sendo que o verão tende a apresentar resultados de pior qualidade ambiental do que o inverno, especialmente em relação à concentração de Coliformes Totais. Espacialmente, as piores concentrações ficam localizadas próximo à Praia de Itaguá, devido a descarga de contaminantes oriundos da foz do Rio Acaraú.

Com um maior número de dados primários e mais informações, como por exemplo a qualidade da água subterrânea, será possível validar de forma mais precisa o modelo de qualidade da água na baía, e estabelecer uma previsão operacional da qualidade da água na região. Inclusive, prever cenários futuros com base no incremento populacional, atendimento de serviços de esgotamento sanitário e quantidade de chuvas incidentes.

A abordagem de modelagem da precificação hedônica, levando em conta os dados de balneabilidade no município, não encontrou impacto relevante das concentrações para a determinação dos preços dos imóveis no município. As maiores contribuições para mudanças no preço dos imóveis são as próprias características dos mesmos. Através da análise de Interpretabilidade dos algoritmos, encontrou-se que a variável do número máximo de Enterococcus estava mais relacionada ao bairro de Itaguá do que à condição de balneabilidade.

A partir da comparação com a bibliografia e com outros estudos que aplicaram métodos distintos, infere-se que, para Ubatuba, no recorte espacial e temporal adotado, a precificação hedônica não é uma boa ferramenta para mensuração dos serviços ecossistêmicos. Assim como levantado na metodologia, o fato de o Brasil ser um país heterogêneo em diversas maneiras (economicamente, geomorfologicamente), implica em maior dificuldade da aplicação do método de precificação hedônica. Verifica-se que a baía de Ubatuba hoje atua como um serviço de substituição no município, evitando custos de construção e manutenção de aparatos de saneamento básico e ou ambiental.

O presente estudo utilizou métodos numéricos para encontrar relações entre variáveis ambientais e a economia local. Sabe-se que estas relações são muito complexas e envolvem situações diferentes das encontradas em outros locais onde as mesmas técnicas foram aplicadas. O processo especulativo imobiliário, devido à chegada de novos residentes ou na transformação do município em um polo turístico, tem reflexos nas comunidades tradicionais locais, em especial os caiçaras. A transformação do bairro do Pereque aos olhos das comunidades pesqueiras é vista com bons olhos, porque vem junto com empregos para as famílias. Os pescadores trocam seu ofício original para se dedicar ao turismo. Relatam que existe uma piora na qualidade ambiental em termos de aumento de lixo, mas isto é compensado pela oportunidade de renda extra, vendo o cenário como mais positivo em relação à situação anterior (BRUNO; RAIMUNDO; FUJITA, 2020).

Em conversas com os agentes imobiliários locais, foi relatado que as condições de balneabilidade atuais não seriam um empecilho na escolha e compra de um imóvel no município, porém, no futuro, isto poderia vir a ser. Com isso, aumentam as perguntas e implicações do estudo atual. Em que época as hipóteses desta pesquisa serão verificadas?

Caso venha a ser encontrada relação entre melhora da qualidade da água e o preço dos imóveis, isto implicaria num aumento dos preços nos imóveis próximos à orla? Tal processo poderia inviabilizar grupos de baixa renda a habitar tais locais, e serem deslocados para regiões mais baratas, como os sertões? Muitos destes grupos, já ocupam regiões de preservação da APA da Serra do Mar. É possível que o processo especulativo acelere esse movimento, incrementando a piora da qualidade ambiental e expondo maior número de indivíduos a vulnerabilidade socioambiental.

A análise aqui desenvolvida se restringiu a modelos e interpretações, a partir de dados pretéritos, para o presente. Não foram considerados efeitos como as mudanças climáticas, aumento populacional e fatores socioeconômicos futuros. Entender o papel dos serviços ecossistêmicos, e a maneira com que são capazes de aumentar a resiliência e prover o bem comum, é fundamental para evitar inflexões severas das condições ambientais, que acarretam piora nas condições socioeconômicas. Contudo, o estudo demonstra que novas técnicas e premissas devem ser adotadas, de modo a mostrar como a preservação gera bens econômicos, em prol da conservação, ao invés de promover a exploração e a especulação.

5 Referências

ALVES, Estela Macedo. Trajetórias das decisões sobre políticas públicas de esgotamento sanitário e as influências das coalizões de defesa: estudo de caso de Ubatuba - SP. 2019. Doutorado em Ciência Ambiental - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019. DOI: 10.11606/T.106.2019.tde-12062019-105820. Disponível em: http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/106/106132/tde-12062019-105820/. Acesso em: 4 set. 2020.

AMATO, Daniel W.; BISHOP, James M.; GLENN, Craig R.; DULAI, Henrietta; SMITH, Celia M. Impact of Submarine Groundwater Discharge on Marine Water Quality and Reef Biota of Maui. PLOS ONE, v. 11, n. 11, p. e0165825, 2016. DOI: 10.1371/journal.pone.0165825.

ANDRADE, Daniel Caixeta; ROMEIRO, Ademar Ribeiro. Capital natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico: rumo a uma "Economia dos Ecossistemas". XXXVII Encontro Nacional de Economia. Foz do Iguaçu: ANPEC, 2009. a.

ANDRADE, Daniel Caixeta; ROMEIRO, Ademar Ribeiro. Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. Campinas: IE/UNICAMP, v. 155, p. 1–43, 2009. b.

ARAÚJO, Isailma Silva; MACIEL, Ana Beatriz Câmara; FERREIRA, Joyce Clara Vieira; LIMA, Zuleide Maria Carvalho. Identificação de serviços ecossistêmicos na praia de Ponta Negra, Natal-RN. Revista de Geociências do Nordeste, v. 4, p. 298–313, 2018.

ARTELL, Janne. Lots of value? A spatial hedonic approach to water quality valuation. Journal of Environmental Planning and Management, v. 57, n. 6, p. 862–882, 2014.

ASSESSMENT, Millennium Ecosystem. Living beyond our means: Natural assets and human well-being: Statement from the board.: Millennium Ecosystem Assessment, 2005.

BARBIER, Edward B.; HACKER, Sally D.; KENNEDY, Chris; KOCH, Evamaria W.; STIER, Adrian C.; SILLIMAN, Brian R. The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecological Monographs, v. 81, n. 2, p. 169–193, 2011. DOI: 10.1890/10-1510.1.

BATISTA, Silvana Simone; HARARI, Joseph. Modelagem da dispersão de coliformes termotolerantes e enterococos em duas enseadas na região costeira de Ubatuba (SP), Brasil. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 22, n. 2, p. 403–413, 2016. DOI: 10.1590/s1413-41522016158594.

BELOSEVICH, Pablo; AMAZONAS, Iuri Tavares; SINISGALLI, Paulo Almeida; TURRA, Alexander; JACOBI, Pedro; ZANETTI, Vitor Baccarin; KAMPEL, Milton. O método de disposição a pagar como forma de avaliação da importância dada pelos turistas ao ambiente marinho conservado. 2018.

BLENINGER, T. & JIRKA, G.H., 2010. Environmental planning, prediction and management of brine discharges from desalination plants. Middle East Desalination Research Center (MEDRC) Series of R&D Reports; MEDRC Project: 07-AS-003, Muscat, Sultanate of Oman, December, 2010.

BOCKSTAEL, Nancy E.; FREEMAN, A. Myrick; KOPP, Raymond J.; PORTNEY, Paul R.; SMITH, V. Kerry. On measuring economic values for nature.: ACS Publications, 2000.

BOYLE, Melissa; KIEL, Katherine. A Survey of House Price Hedonic Studies of the Impact of Environmental Externalities. Journal of Real Estate Literature, v. 9, n. 2, p. 117–144, 2001. DOI: 10.1080/10835547.2001.12090098.

BRASIL, CONAMA. Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Publicada no DOU, n. 18, p. 70–71, 2001.

BRASIL, IBGE. Instituto Brasileiro de geografia e Estatística. Censo demográfico, v. 2010, p. 11, 2010.

BRASIL, Lei. 11.445/2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, 2007.

BRASIL, LEI. LEI Nº 14.026, DE 15 DE JULHO DE 2020 - DOU - Imprensa Nacional. [s.d.]. Disponível em: https://www.in.gov.br/web/dou. Acesso em: 29 set. 2020.

BRAZIL, CONAMA. 357/2005. 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, 2005.

BRUNO, Priscilla Lopes; RAIMUNDO, Sidnei; FUJITA, Dennis Minoru. A persistencia da cultura caiçara em Perequê-Açú–Ubatuba-Brasil. Research, Society and Development, v. 9, n. 10, p. e6299109030–e6299109030, 2020.

BUCHIANERI, Viviane Coelho. Geração da série histórica de vazão por meio do modelo SMAP: subsídio para o plano de manejo da bacia do Rio Grande de Ubatuba. 2004. Mestrado em Recursos Florestais - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004. DOI: 10.11606/D.11.2004.tde-14072004-165104. Disponível em: http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-14072004-165104/. Acesso em: 4 set. 2020.

CARRILHO, Cauê Dias; SINISGALLI, Paulo Antonio de Almeida. Contribution to Araçá Bay management: The identification and valuation of ecosystem services. Ocean & Coastal Management, v. 164, p. 128–135, 2018.

CASTRO FILHO, Belmiro M. Wind driven currents in the Channel of São Sebastião: winter, 1979. Boletim do Instituto Oceanográfico, v. 38, n. 2, p. 111–132, 1990.

CASTRO FILHO, Belmiro M. Summer/winter stratification variability in the central part of the South Brazil Bight. Continental Shelf Research, v. 89, p. 15–23, 2014. DOI: 10.1016/j.csr.2013.12.002.

CASTRO FILHO, Belmiro M.; LEE, Thomas N. Wind-forced sea level variability on the southeast Brazilian shelf. Journal of Geophysical Research: Oceans, v. 100, n. C8, p. 16045–16056, 1995.

CASTRO FILHO, Belmiro Mendes De; MIRANDA, Luiz Bruner De. Hydrographic properties in the São Sebastião Channel: daily variations observed in March 1980. Revista Brasileira de Oceanografia, v. 46, n. 2, p. 111–123, 1998.

CASTRO FILHO, Belmiro Mendes De; MIRANDA, Luiz Bruner De; MIYAO, Sadako Yadoya. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. Boletim do Instituto Oceanográfico, v. 35, n. 2, p. 135–151, 1987. DOI: 10.1590/S0373-55241987000200004.

CERDA, Cecilia; CASTRO FILHO, Belmiro M. Hydrographic climatology of South Brazil Bight shelf waters between Sao Sebastiao (24 S) and Cabo Sao Tome (22 S). Continental Shelf Research, v. 89, p. 5–14, 2014.

CETESB, COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO. SÃO PAULO. Qualidade das Praias Litorâneas no Estado de São Paulo 2019. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2020.

CHASSIGNET, Eric P.; HURLBURT, Harley E.; SMEDSTAD, Ole Martin; HALLIWELL, George R.; HOGAN, Patrick J.; WALLCRAFT, Alan J.; BARAILLE, Remy; BLECK, Rainer. The HYCOM (hybrid coordinate ocean model) data assimilative system. Journal of Marine Systems, v. 65, n. 1–4, p. 60–83, 2007.

CHEN, Liujia; YAO, Xiaojing; LIU, Yalan; ZHU, Yujiao; CHEN, Wei; ZHAO, Xizhi; CHI, Tianhe. Measuring Impacts of Urban Environmental Elements on Housing Prices Based on Multisource Data—A Case Study of Shanghai, China. ISPRS International Journal of Geo-Information, v. 9, n. 2, p. 106, 2020. DOI: 10.3390/ijgi9020106.

CHEN, Qiuwen; MYNETT, Arthur E. Modelling algal blooms in the Dutch coastal waters by integrated numerical and fuzzy cellular automata approaches. Ecological modelling, v. 199, n. 1, p. 73–81, 2006.

CHEN, Tianqi; GUESTRIN, Carlos. Xgboost: A scalable tree boosting system. *In*: PROCEEDINGS OF THE 22ND ACM SIGKDD INTERNATIONAL CONFERENCE ON KNOWLEDGE DISCOVERY AND DATA MINING 2016, p. 785–794.

COSTANZA, Robert et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. nature, v. 387, n. 6630, p. 253–260, 1997.

DE GROOT, Rudolf S.; ALKEMADE, Rob; BRAAT, Leon; HEIN, Lars; WILLEMEN, Louise. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. Ecological complexity, v. 7, n. 3, p. 260–272, 2010.

DOTTORI, Marcelo; CASTRO FILHO, Belmiro Mendes. The response of the Sao Paulo Continental Shelf, Brazil, to synoptic winds. Ocean Dynamics, v. 59, n. 4, p. 603–614, 2009. DOI: 10.1007/s10236-009-0209-2.

DOTTORI, Marcelo; SIEGLE, Eduardo; CASTRO FILHO, Belmiro Mendes. Hydrodynamics and water properties at the entrance of Araçá Bay, Brazil. Ocean Dynamics, v. 65, n. 12, p. 1731–1741, 2015. DOI: 10.1007/s10236-015-0900-4.

EGBERT, Gary D.; EROFEEVA, Svetlana Y. Efficient inverse modeling of barotropic ocean tides. Journal of Atmospheric and Oceanic technology, v. 19, n. 2, p. 183–204, 2002.

FRAZÃO, Luciana Rocha. Eutrofização por esgotos domésticos e sua relação com a ecologia e fisiologia do fitoplâncton marinho no litoral do Estado de São Paulo (Ubatuba, Praia Grande e Santos). 2001. 2001.

FREEMAN III, A. Myrick. Valuing environmental resources under alternative management regimes. Ecological Economics, v. 3, n. 3, p. 247–256, 1991.

GODIN, Gabriel. The analysis of tides. 1972.

GONCALVES, Leandra R.; XAVIER, Luciana Y.; TURRA, Alexander; TORRES, Pedro Henrique; ZIONI, Silvana; JACOBI, Pedro R. O litoral da macrometrópole: tão longe de Deus e tão perto do Diabo. Desenvolvimento e Meio Ambiente, v. 54, 2020.

GONÇALVES, Leandra Regina; CORRÊA, Marina Ribeiro; TURRA, Alexander. Eu dependo, tu dependes e nós dependemos: os serviços ecossistêmicos no litoral da Macrometrópole Paulista. Diálogos Socioambientais na Macrometrópole Paulista, v. 3, n. 07, p. 20–23, 2020.

GRANEK, Elise F. et al. Ecosystem Services as a Common Language for Coastal Ecosystem-Based Management. Conservation Biology, v. 24, n. 1, p. 207–216, 2010. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01355.x.

GRYBAUSKAS, Andrius; PILINKIENĖ, Vaida; STUNDŽIENĖ, Alina. Predictive analytics using Big Data for the real estate market during the COVID-19 pandemic. Journal of Big Data, v. 8, n. 1, p. 105, 2021. DOI: 10.1186/s40537-021-00476-0.

HARARI, J. Fundamentos de modelagem numérica em Oceanografia. Ed. Salt, Sea & Limno Technology, São Paulo, 2015.

HARARI, Joseph; FERREIRA, Fernando; DEGASPARI, Fernando; SARTOR, Sílvia. Modelagem Numérica da Hidrodinâmica e da Dispersão de Esgoto na Baía de Santos, SP. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 18, n. 1, p. 205–214, 2013. DOI: 10.21168/rbrh.v18n1.p205-214.

HART, Sergiu. Shapley value. *In*: Game theory.: Springer, 1989. p. 210–216.

HEIN, Lars; VAN KOPPEN, Kris; DE GROOT, Rudolf S.; VAN IERLAND, Ekko C. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. Ecological economics, v. 57, n. 2, p. 209–228, 2006.

JIRKA, G.H.; ABRAHAM, G. & HARLEMAN, D.R.F. An Assessment of Techniques for hydrothermal prediction. Technical Report. Department of Civil Engineering, MIT for U.S. Nuclear Regulatory Commission, Cambridge. 1976.

KAÇIKOÇ, Meltem; BEYHAN, Mehmet. Hydrodynamic and water quality modeling of Lake Eğirdir. CLEAN–Soil, Air, Water, v. 42, n. 11, p. 1573–1582, 2014.

KEELER, B. L.; POLASKY, S.; BRAUMAN, K. A.; JOHNSON, K. A.; FINLAY, J. C.; O'NEILL, A.; KOVACS, K.; DALZELL, B. Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 109, n. 45, p. 18619–18624, 2012. DOI: 10.1073/pnas.1215991109.

KOEPPEN, Wilhelm. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. 1948.

LAMPARELLI, Claudia Condé; POGREBA-BROWN, Kristen; VERHOUGSTRAETE, Marc; SATO, Maria Inês Zanoli; DE CASTRO BRUNI, Antonio; WADE, Timothy J.; EISENBERG, Joseph N. S. Are fecal indicator bacteria appropriate measures of recreational water risks in the tropics: A cohort study of beach goers in Brazil? Water Research, v. 87, p. 59–68, 2015. DOI: 10.1016/j.watres.2015.09.001.

LEENDERTSE, JJ. TURBULENCE MODELING OF SURFACE-WATER FLOW AND TRANSPORT. 3. ASCE TASK COMMITTEE ON TURBULENCE MODELS IN HYDRAULIC COMPUTATIONS-CLOSURE. JOURNAL OF HYDRAULIC ENGINEERING-ASCE, v. 116, n. 4, p. 602–602, 1990.

LEGGETT, Christopher G.; BOCKSTAEL, Nancy E. Evidence of the Effects of Water Quality on Residential Land Prices. Journal of Environmental Economics and Management, v. 39, n. 2, p. 121–144, 2000. DOI: 10.1006/jeem.1999.1096.

LESAGE, James P.; PACE, R. Kelley. Spatial econometric models. *In*: Handbook of applied spatial analysis.: Springer, 2010. p. 355–376.

LITSKY, Warren; ROSENBAUM, M. J.; FRANCE, R. L. A Comparison of the Most Probable Numbers of Coliform Bacteria and Enterococci in Raw Sewage. p. 4, 1953.

LOPES, J. E. G.; BRAGA JR, B. P. F.; CONEJO, JOÃO GILBERTO LOTUFO. SMAP, A simplified hidrologic model. *In*: SYMPOSIUM ON RAINFALL RUNOFF MODELING. MISSISSIPPI 1981

LUNDBERG, Scott; LEE, Su-In. A Unified Approach to Interpreting Model Predictions. arXiv:1705.07874 [cs, stat], 2017. Disponível em: http://arxiv.org/abs/1705.07874. Acesso em: 26 jan. 2022.

MAHIQUES, M. M.; TESSLER, M. G.; FURTADO, V. V. Characterization of Energy Gradient in Enclosed Bays of Ubatuba Region, South-eastern Brazil. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 47, n. 4, p. 431–446, 1998. DOI: 10.1006/ecss.1998.0368.

MELO, Kelly Cristina; FURLAN, Sueli Ângelo. Diferentes paisagens do município de Ubatuba-SP: um estudo geográfico. GEOUSP Espaço E Tempo (Online), v. 21, n. 3, p. 650–666, 2017.

NERI, Marcelo Cortes. Trata Brasil: saneamento e saúde. Rio de Janeiro: FGV/IBRE, CPS, 2007.

NIELSEN, Didrik. Tree Boosting With XGBoost. p. 110, 2016.

NIENCHESKI, L. Felipe H.; WINDOM, Herbert L.; MOORE, Willard S.; JAHNKE, Richard A. Submarine groundwater discharge of nutrients to the ocean along a coastal lagoon barrier, Southern Brazil. Marine Chemistry, v. 106, n. 3–4, p. 546–561, 2007. DOI: 10.1016/j.marchem.2007.06.004.

PHILLIPS, N. A. A COORDINATE SYSTEM HAVING SOME SPECIAL ADVANTAGES FOR NUMERICAL FORECASTING. Journal of Meteorology, v. 14, n. 2, p. 184–185, 1957. DOI: 10.1175/1520-0469(1957)014<0184:ACSHSS>2.0.CO;2.

POVINEC, P. P. et al. Isotope tracing of submarine groundwater discharge offshore Ubatuba, Brazil: results of the IAEA–UNESCO SGD project. Journal of Environmental Radioactivity, v. 99, n. 10, p. 1596–1610, 2008. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2008.06.010.

RAIMUNDO, Sidnei; FRACALANZA, Ana Paula; JACOBI, Pedro Roberto. GOVERNANÇA DA ÁGUA EM ÁREAS TURÍSTICAS: UM ESTUDO DE CASO DO LITORAL NORTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL. CHÁVEZ, Eduardo Salinas; MAURO; Cláudio Antonio Di; MORETTI, Edvaldo Cesar (Org.). Água, recurso hídrico: bem social transformado em mercadoria. Tupã: ANAP, p. 189–200, 2017.

ROSEN, Sherwin. Hedonic prices and implicit markets: product differentiation in pure competition. Journal of political economy, v. 82, n. 1, p. 34–55, 1974.

SAHA, Suranjana et al. The NCEP Climate Forecast System Version 2. Journal of Climate, v. 27, n. 6, p. 2185–2208, 2014. DOI: 10.1175/JCLI-D-12-00823.1.

SANTOS, Rodrigo Cerqueira; SILVA, Iracema Reimão. Serviços ecossistêmicos oferecidos pelas praias do município de Camaçari, litoral norte do estado da Bahia, Brasil. Cadernos de Geociências, v. 9, n. 1, p. 47–56, 2012.

SCHUREMAN, Paul. Manual of harmonic analysis and prediction of tides.: US Government Printing Office, 1958. v. 4

SHAPLEY, Lloyd S. Stochastic games. Proceedings of the national academy of sciences, v. 39, n. 10, p. 1095–1100, 1953.

SILVA, Lourval dos Santos; MIRANDA, Luiz Bruner De; CASTRO FILHO, Belmiro Mendes De. Numerical study of circulation and thermohaline structure in the São Sebastião Channel. Revista Brasileira de Geofísica, v. 23, n. 4, p. 407–425, 2005.

STELLING, Guus S.; VAN KESTER, Jan A. Th M. On the approximation of horizontal gradients in sigma co-ordinates for bathymetry with steep bottom slopes. International Journal for Numerical Methods in Fluids, v. 18, n. 10, p. 915–935, 1994.

TEIXEIRA, Leonardo; IWAMA, Allan Yu; JOLY, Carlos; FERREIRA, Leila; CERGOLE, M.; RENO, F.; VIEIRA, J.; FREIRE DE MELLO, Leonardo. Megaprojetos no Litoral Norte de São Paulo, Brasil: uma análise integrada. 2012.

THORNTHWAITE, Charles Warren. The water balance. 1955.

TUCCI, Carlos EM. Regionalização de vazões.: Editora da Universidade/UFRGS, 2002.

ULLMAN, William J.; CHANG, Bonnie; MILLER, Douglas C.; MADSEN, John A. Groundwater mixing, nutrient diagenesis, and discharges across a sandy beachface, Cape Henlopen, Delaware (USA). Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 57, n. 3, p. 539–552, 2003. DOI: 10.1016/S0272-7714(02)00398-0.

VALERIANO, M. de M. Topodata: guia para utilização de dados geomorfológicos locais. São José dos Campos: INPE, p. 72, 2008.

VERBOOM, Gerrit K.; SLOB, Arie. Weakly-reflective boundary conditions for two-dimensional shallow water flow problems. Advances in water resources, v. 7, n. 4, p. 192–197, 1984.

VILANOVA, X.; MANERO, A.; CERDÀ-CUÉLLAR, M.; BLANCH, A. r. The composition and persistence of faecal coliforms and enterococcal populations in sewage treatment plants. Journal of Applied Microbiology, v. 96, n. 2, p. 279–288, 2004. DOI: 10.1046/j.1365-2672.2003.02149.x.

WANG, Lei; LIU, Hongxing. An efficient method for identifying and filling surface depressions in digital elevation models for hydrologic analysis and modelling. International Journal of Geographical Information Science, v. 20, n. 2, p. 193–213, 2006.
WILLMOTT, Cort J. On the validation of models. Physical geography, v. 2, n. 2, p. 184–194, 1981.

WILLMOTT, Cort J.; ROBESON, Scott M.; MATSUURA, Kenji. A refined index of model performance. International Journal of Climatology, v. 32, n. 13, p. 2088–2094, 2012.

WORM, Boris et al. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. science, v. 314, n. 5800, p. 787–790, 2006.

YANG, Samuel Hora; HARARI, Joseph. Modeling extreme conditions of sewage plumes in central-south coastal region of São Paulo State-Brazil. Revista DAE, n. 204, p. 73–80, 2016.