



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
IFCE *CAMPUS* FORTALEZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

MARIA ROVÊNIA BEZERRA MAIA

AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO COCÓ
UTILIZANDO O MODELO MATEMÁTICO DE STREETER-PHELPS, NO
TRECHO URBANO ENTRE A BARRAGEM COCÓ E A BR 116 EM
FORTALEZA-CE

FORTALEZA-CE

MARIA ROVÊNIA BEZERRA MAIA

AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO COCÓ
UTILIZANDO O MODELO MATEMÁTICO DE STREETER-PHELPS, NO TRECHO
URBANO ENTRE A BARRAGEM COCÓ E A BR 116 EM FORTALEZA-CE.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) – *Campus* Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre. Área de concentração: Hidrologia.

Orientador: Prof. Dr. Mariano Franca Alencar Neto.

FORTALEZA

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Instituto Federal do Ceará - IFCE
Sistema de Bibliotecas - SIBI
Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- M217a Maia, Maria Rovênia Bezerra.
Avaliação da capacidade de autodepuração do Rio Cocó utilizando o Modelo matemático de Streeter-Phelps, no trecho urbano entre a Barragem do Cocó e a BR 116 em Fortaleza-CE. / Maria Rovênia Bezerra Maia. - 2020.
115 f. : il. color.
- Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental, Campus Fortaleza, 2020.
Orientação: Prof. Dr. Mariano Franca Alencar Neto.
1. Rio Cocó. 2. Autodepuração. 3. Streeter-Phelps. 4. Modelagem Matemática. 5. Qualidade de água. I. Título.

CDD 628



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
Av. 13 de maio, 2081 - Bairro Benfica - CEP 60040-531 - Fortaleza - CE - www.ifce.edu.br

AVALIAÇÃO

Processo: 23256.009037/2020-59

Interessado: Coordenadoria do Curso de Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental
(PGTGA)

FOLHA DE APROVAÇÃO

MARIA ROVÊNIA BEZERRA MAIA

AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO COCÓ UTILIZANDO O MODELO MATEMÁTICO DE STREETER-PHELPS, NO TRECHO URBANO ENTRE A BARRAGEM COCÓ E A BR 116 EM FORTALEZA CEARÁ

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - Campus Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental. Área de concentração: Gestão e Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 17/09/2020



Documento assinado eletronicamente por **LEONARDO ALMEIDA BORRALHO, Usuário Externo**, em 18/09/2020, às 20:22, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Mariano da Franca Alencar Neto, Professor do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico**, em 23/09/2020, às 13:36, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Jose Sergio dos Santos, Professor do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico**, em 23/09/2020, às 20:28, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade do documento pode ser conferida no site

[https://sei.ifce.edu.br/sei/controlador_externo.php?](https://sei.ifce.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0)

[acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0](https://sei.ifce.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0) informando o código verificador **1993108** e o código CRC **9DFD2F84**.

A Deus.

À minha maravilhosa família.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo, e por nas horas mais difíceis ter me enviado seu Espírito Santo.

À minha família, pelo incentivo e apoio em especial à minha mãe Rosa pela ajuda com as crianças e as tarefas de casa para que eu pudesse estudar provas e realizar os trabalhos.

Aos colegas de estudo com quem pude compartilhar lições acadêmicas e de vida.

Aos professores, agradeço os ensinamentos, as orientações, os risos, as lágrimas e a atenção.

Ao meu orientador, Professor Mariano, pelas idéias, orientações, reflexões e pela paciência diante do meu escasso tempo.

À SEMACE, na pessoa do Superintendente Carlos Alberto Mendes Júnior, pelo apoio na disponibilização da estrutura e apoio logístico na realização e processamento das coletas.

Ao pessoal do laboratório da SEMACE, em especial o Técnico Macson Sousa pela ajuda na realização e análise das amostras.

Ao colega Carlos Magno pela disponibilidade em intermediar junto a COGERH o fornecimento de informações importantes para este trabalho.

À banca examinadora pela disponibilidade e contribuições.

“A mente que se abre a uma nova ideia jamais
voltará ao seu tamanho original”. (Albert
Einstein)

RESUMO

A proteção dos recursos hídricos envolve o monitoramento e a avaliação de sua qualidade ao longo dos rios, estabelecendo metas e controlando as descargas de poluentes, de forma que o nível da qualidade da água seja mantido. A compreensão da autodepuração dos corpos d'água constitui em elemento básico para a adoção destas medidas e ações. Desse modo, este estudo tem como objetivo estudar a capacidade de autodepuração proveniente de processos biológicos no Rio Cocó, na cidade de Fortaleza-CE, por meio de análises de água superficial e da utilização do modelo matemático clássico de Streeter-Phelps. Para tanto, realizou-se um levantamento de dados de qualidade de água do rio em estudos anteriormente realizados e no monitoramento realizado pela SEMACE, além uma breve caracterização das margens do rio, bem como coleta de amostras de água, medição de velocidade, cálculo de vazões e simulações do processo de autodepuração empregando o modelo de Streeter-Phelps. De acordo com os resultados obtidos, o Rio Cocó apresenta a qualidade da água degradada, com baixos níveis de oxigênio dissolvido e altos índices de DBO, o que pode ser explicado pelos inúmeros pontos de lançamentos de efluentes verificados na visita de campo. Conclui-se que ações de controle de e monitoramento são necessárias para melhorar seu enquadramento na legislação vigente consequentemente a qualidade da água e manutenção da vida aquática e dos processos de autodepuração.

Palavras-chave: Rio Cocó. Autodepuração. Streeter-Phelps. Modelagem Matemática. Qualidade de água.

ABSTRACT

The protecting water resources involves monitoring and assessing water quality along rivers, setting targets and controlling pollutant discharges so that the water quality level is maintained. Understanding the self-purification of water bodies is a basic element for the adoption of these measures and actions. Thus, this study aims to study the self-purification capacity of biological processes in the Cocó River, in the city of Fortaleza-CE, through surface water analysis and using the classic mathematical model of Streeter & Phelps. To this end, a survey of river water quality data was carried out in previous studies and monitoring carried out by SEMACE, as well as a brief characterization of the river banks, as well as water samples collection, velocity measurement, calculation of flows and simulations of the self-purification process using the Streeter-Phelps model. According to the results obtained, the Cocó River presents scenarios of degradation of water quality, which can be explained by the numerous points of effluent discharges verified during the field visit. It is concluded that control and monitoring actions are necessary to improve its compliance with current legislation, consequently water quality and maintenance of aquatic life and self-purification processes.

Keywords: Rio Cocó. Self-purification. Streeter-Phelps. Mathematical Modeling. Water quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Classificação dos usos da água	20
Figura 2 – Divisão das bacias hidrográficas.....	23
Figura 3 – Bacia hidrográfica do Cocó	24
Figura 4 – Bacias hidrográficas de Fortaleza	25
Figura 5 – Canal afluente do Rio Cocó.....	27
Figura 6 –Lançamento de esgoto doméstico	27
Figura 7 - Trecho eutrofizado	27
Figura 8 – Deposição de resíduos sólidos.....	27
Figura 9 - Fenômenos envolvidos no balanço de OD.....	30
Figura 10 – Demanda bentônica.....	32
Figura 11 – Zonas do processo de autodepuração	32
Figura 12 – Progressão temporal do déficit e da concentração de OD	37
Figura 13 – Perfil de oxigênio dissolvido	38
Figura 14 - Influência da profundidade.....	43
Figura 15 - Influência da velocidade	43
Figura 16 - Influência da profundidade.....	44
Figura 17 – Localização do trecho estudado	45
Figura 18 - Pontos monitorados pela SEMACE.....	47
Figura 19 – Localização dos subtrechos na hipótese 1	49
Figura 20 – Localização dos subtrechos na hipótese 2	50
Figura 21 – Localização espacial dos pontos de coleta	52
Figura 22 – Fotos dos pontos de coleta.....	54
Figura 23 – Ponto de coleta 01	55
Figura 24 – Ponto de coleta 08	55
Figura 25 – Ponto de coleta 02	55
Figura 26 – Ponto de coleta 03	55
Figura 27 – Ponto de coleta 05	55
Figura 28 – Canal afluente do Rio Cocó.....	55
Figura 29 – Ponto de coleta 07	56
Figura 30 – BR116 – Ponto de coleta 08	56
Figura 31 – Perfil simplificado de OD nos pontos monitorados pela SEMACE.	63
Figura 32 – Perfil simplificado de DBO nos pontos monitorados pela SEMACE	63
Figura 33 – Cor da água nos pontos de coleta, observada pela percepção virtual	65

Figura 34 – Variação do pH nos pontos estudados.....	65
Figura 35 – Variação da Temperatura nos pontos estudados.....	66
Figura 36 – Variação da Turbidez nos pontos estudados.....	67
Figura 37 – Variação da Condutividade elétrica nos pontos estudados.....	67
Figura 38 – Variação de Cloretos nos pontos estudados.....	68
Figura 39 – Variação da Alcalinidade total nos pontos estudados.....	69
Figura 40 – Variação da quantidade de Sólidos nos pontos estudados.....	70
Figura 41 – Variação do Nitrogênio amoniacal total nos pontos estudados.....	71
Figura 42 – Variação do Nitrito nos pontos estudados.....	71
Figura 43 – Variação do Nitrato nos pontos estudados.....	72
Figura 44 – Variação do Fósforo total nos pontos estudados.....	73
Figura 45 – Variação do Sulfato nos pontos estudados.....	74
Figura 46 – Variação da DQO nos pontos estudados.....	74
Figura 47 – Variação da DBO nos pontos amostrados.....	75
Figura 48 – Variação da DBO nos pontos amostrados no curso do rio Cocó.....	76
Figura 49 – Enquadramento dos pontos amostrados no curso do Rio Cocó quanto ao padrão da Resolução CONAMA 357/2005.....	76
Figura 50 – Variação do Oxigênio dissolvido nos pontos amostrados.....	88
Figura 51 – Variação do Oxigênio dissolvido nos pontos amostrados no curso do rio Cocó.....	77
Figura 52 – Comparativo entre os perfis de OD e DBO nos pontos amostrados no curso do rio.....	78
Figura 53 – Enquadramento dos pontos amostrados no curso do Rio Cocó quanto ao padrão da Resolução CONAMA 357/2005 para oxigênio dissolvido.....	78
Figura 54 – Progressão temporal do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido no trecho I.....	79
Figura 55 – Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica no trecho I.....	80
Figura 56 – Progressão temporal do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido no trecho II.....	81
Figura 57 – Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica no trecho II.....	81
Figura 58 – Progressão temporal do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido no trecho III.....	82
Figura 59 – Progressão espacial da oxidação da matéria orgânica no trecho III.....	83
Figura 60 – Comparativo dos perfis de oxigênio dissolvido nos trechos.....	83
Figura 61 – Progressão temporal do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido	

no trecho total.	84
Figura 62 – Progressão espacial da oxidação da matéria orgânica no trecho total.....	85
Figura 63 – Perfil de oxigênio dissolvido no trecho total.	85
Figura 64 – Perfis de oxigênio dissolvido no trecho total, com eficiência de 50% a 95%.	86
Figura 65 – Perfis de Oxigênio dissolvido considerando os dados refinados	91
Figura 67 – Perfis de DBO considerando os dados refinados	91

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores médios de K_1	41
Tabela 2 – Valores típicos de K_2	42
Tabela 3 – Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos	42
Tabela 4 – Trabalhos realizados na área de estudo.....	46
Tabela 5 – Valores médios de OD no Rio Cocó.....	47
Tabela 6 – Valores médios de DBO no Rio Cocó.....	48
Tabela 7 – Endereço dos pontos de coleta	51
Tabela 8 – Métodos analíticos	53
Tabela 9 – Medição pelo método dos flutuantes	57
Tabela 10 – Vazões.....	57
Tabela 11 – Exemplos de estudo	58
Tabela 12 – Medições realizadas.....	59
Tabela 13 – Resultados do parâmetro Cor	64
Tabela 14 – Coeficientes obtidos.....	78
Tabela 15 – Dados básicos de entrada do trecho I na situação 1	79
Tabela 16 – Dados básicos de entrada do trecho II na situação 1	80
Tabela 17 – Dados básicos de entrada do trecho III na situação 1	82
Tabela 18 – Dados da simulação do cenário 01	84
Tabela 19 – Dados da modelagem do Trecho I na situação 2.....	87
Tabela 20 – Dados da modelagem do Trecho II na situação 2.....	88
Tabela 21 – Dados da modelagem do Trecho III na situação 2.....	88
Tabela 22 – Variação das concentrações em função da idade do aterro.....	89
Tabela 23 – Variação das concentrações dos lixiviados dos aterros brasileiras.....	89
Tabela 24 – Dados de entrada do trecho IV na situação 2.....	90
Tabela 25 – Dados de entrada do trecho V na situação 2.....	90

LISTA DE SIGLAS

ABNT Associação Brasileira de Normas Técnicas

DBO Demanda Bioquímica de Oxigênio

CAGECE Companhia de Água e Esgoto do Ceará

SEMACE Superintendência Estadual de Meio Ambiente

OD Oxigênio Dissolvido

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	18
2 OBJETIVOS	19
2.1 Objetivos específicos	19
3 REFERENCIAL TEÓRICO	19
3.1 Água: distribuição e usos múltiplos	19
3.2 Qualidade da água	21
3.3 Gestão de bacias hidrográficas	22
3.3.1 Bacia hidrográfica do Rio Cocó	22
3.3.2 Rio Cocó: uma história ambiental	26
3.3.3 Caracterização do trecho estudado	26
3.4 Fontes de poluição dos recursos hídricos	27
3.5 Poluição dos rios por matéria orgânica e autodepuração	29
3.6 Modelos matemáticos	33
3.6.1 Modelagem matemática de oxigênio dissolvido	34
3.6.2 Modelo de Streeter-Phelps	36
3.6.2.1 Reaeração	36
3.6.2.2 Equação de Streeter-Phelps	39
4 METODOLOGIA	45
4.1 Localização da área de estudo	45
4.2 Levantamento de pesquisas realizadas na área	46
4.3 Determinação das fontes poluidoras	47
4.4 Levantamento de dados	47
4.5 Identificação dos trechos	48
4.6 Amostragem	50
4.6.1 Escolha dos pontos de coleta	50
4.6.2 Coleta e análise de amostras	53
4.6.3 Estimativas de velocidades e vazões	56
4.6.4 Obtenção dos dados de entrada	59
4.6.4.1 Vazão dos efluentes ou contribuições (Q_e)	59
4.6.4.2 DBO_5 dos efluentes (DBO_{5efl})	60
4.6.4.3 Oxigênio dissolvido no rio (ODr)	60
4.6.4.4 Oxigênio dissolvido no efluente ou contribuição (ODE)	60
4.6.4.5 Cálculo dos coeficientes K_1 , K_2 e C_s	60
4.6.4.6 Tempo de percurso (t)	61

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
5.1. Perfis simplificados dos níveis de oxigênio (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) nos pontos monitorados pela SEMACE de 2010 a 2019	63
5.2. Análise geral da qualidade da água no trecho total de estudo	64
a) Cor	64
b) pH	65
c) Temperatura	66
d) Turbidez	66
e) Condutividade elétrica	67
f) Cloretos	68
g) Alcalinidade	68
h) Sólidos totais	69
i) Nitrogênio Amoniacal Total	70
J) Nitrito	71
k) Nitrato	72
l) Fósforo total	72
m) Sulfato	73
n) Demanda Química de Oxigênio (DQO)	74
o) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	74
p) Oxigênio dissolvido (OD)	76
5.3 Simulações do perfil de oxigênio dissolvido via modelo Streeter-Phelps	78
Cenário 01	84
Cenário 02: Simulação de implantação Estação de Tratamento de Efluentes com eficiências de 50%, 75%, 80%, 85%, 90% e 95%	86
5.4 Modelagem para o caso da divisão em 5 trechos e dados calibrados de vazão.	87
6. CONCLUSÕES	93
REFERÊNCIAS	95

1 INTRODUÇÃO

Dentre tantos outros recursos que o homem dispõe, a água aparece como um dos mais importantes, sendo indispensável para sua sobrevivência. (MOTA,1995, p.1) os atuais padrões atualidade produção e consumo tem provocado o exaurimento dos recursos ambientais. Dentre esses recursos, a água tem sido um dos mais afetados, de forma que atualmente o foco da sua escassez está concentrado tanto no requisito quantidade quanto na qualidade.

A qualidade da água de um manancial é fator fundamental para garantia dos usos múltiplos, entre eles o mais importante – abastecimento humano, bem como para a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas aquáticos. Quando há a introdução de alguma matéria ou energia que altere as características do corpo hídrico, ocorre a poluição. Neste caso, o nível de comprometimento do manancial dependerá do tipo e quantidade da matéria lançada e de sua capacidade de assimilação das cargas poluidoras.

Existem diferentes tipos de metodologias para analisar os indicativos de poluição no corpo hídrico. A modelagem matemática dos rios é um importante mecanismo para identificar, estudar e simular o comportamento do oxigênio dissolvido (OD), que é um importante indicativo de qualidade dos corpos hídricos. Por meio da concentração de OD é possível analisar o comportamento do curso d'água quando recebe lançamentos de esgotos e quando ele se recupera, ou seja, como se conduz autodepuração do rio. Além de disponibilizar um estudo de OD, a modelagem também permite uma análise da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), cuja função é indicar poluição nos corpos hídricos.

O Rio Cocó é um exemplo de corpo hídrico que sofre de desequilíbrio ecológico, constatando-se ao longo de todo o seu curso, graves impactos ambientais decorrentes da destruição da mata ciliar, ocupação das áreas de APP, lançamento de efluentes e lixo, etc. Esse corpo hídrico é de fundamental importância, pois drena cerca de 60% das águas da Região Metropolitana de Fortaleza, abriga diversas unidades geoambientais e ecossistemas, atua na formação de microclima, serve para lazer e pesca, compondo paisagens de rara beleza.

Considerando a importância da área de estudo, a qual se encontra inserida em Unidade de Conservação Estadual, justifica-se a realização do estudo no trecho escolhido, uma vez que este tipo de avaliação se torna importante para prover subsídios aos órgãos ambientais, ao setor acadêmico e a sociedade em geral sobre a capacidade de autodepuração desse recurso hídrico.

2 . OBJETIVOS

Avaliar a capacidade de autodepuração ao longo do trecho urbano do Rio Cocó por meio do modelo matemático de Streeter-Phelps que se baseia no comportamento do oxigênio dissolvido ao longo do rio, no trecho entre a Barragem do Cocó e a BR-116.

2.1. Objetivos específicos

- ✓ Avaliar a qualidade da água sob diversos parâmetros com destaque a curva de oxigênio dissolvido ao longo do trecho estudado.
- ✓ Identificar as fontes de poluição
- ✓ Estimar a carga orgânica lançada no rio no trecho estudado.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Água: distribuição e usos múltiplos

A água é elemento indispensável à vida, FUNASA (2014). Para Mota (1995), dentre tantos outros recursos que o homem dispõe, a água aparece como um dos mais importantes, sendo indispensável para sua sobrevivência. E de acordo com Tucci (1993), dentre os recursos naturais, um dos que apresenta os mais variados, legítimos e correntes usos, é indubitavelmente a água.

O Brasil é um país privilegiado no que diz respeito à quantidade de água. Tem a maior reserva de água doce da Terra, ou seja, 12% do total mundial. Sua distribuição, porém, não é uniforme em todo o território nacional. Os recursos hídricos superficiais gerados no Brasil representam 50% do total dos recursos da América do Sul e 11% dos recursos mundiais, totalizando, como já salientado, 168.870 m³/s. A distribuição desses recursos no País e durante o ano não é uniforme, destacando-se os extremos do excesso de água na Amazônia e as limitações de disponibilidade no Nordeste. A Amazônia brasileira representa 71,1% do total gerado da vazão no Brasil e, portanto 36,6 % do total gerado na América do Sul e 8% em nível mundial. Considerando a vazão total da Amazônia que escoar pelo território brasileiro, a proporção é de 81,1% do total nacional. Considerando esse volume, o total que escoar a partir do Brasil representa 77% total da América do Sul e 17% em nível mundial.

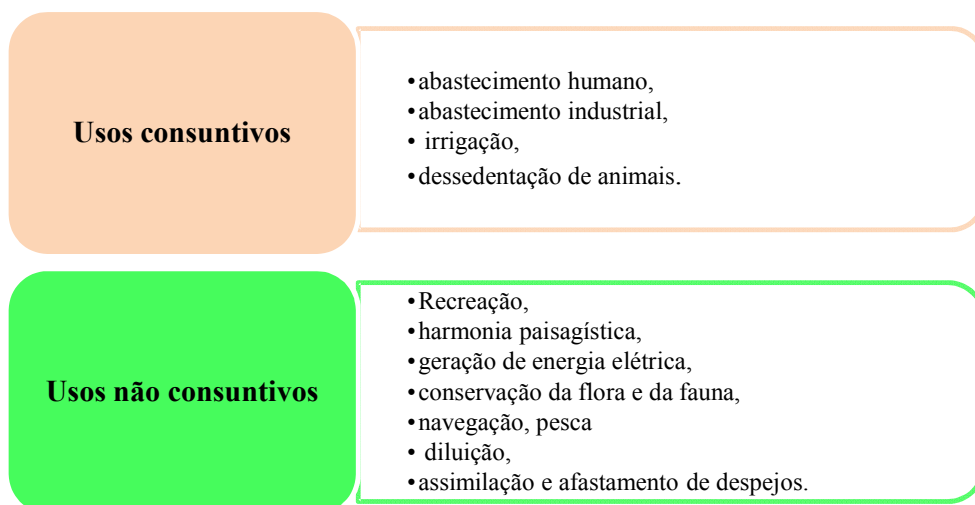
Com tanta água no planeta, parece absurdo discutir o problema da escassez. Atualmente essa problemática diz respeito, não só a quantidade, mas principalmente no que concerne à qualidade.

A utilização cada vez maior dos recursos hídricos, tem resultado não só na escassez, mas na degradação de sua qualidade, uma vez que a água integra praticamente todas as atividades humanas, tais como o abastecimento humano, industrial, irrigação, recreação, uso pastoril, preservação de fauna e flora, geração de energia elétrica, transporte e afastamento de despejos, além do uso estético (TUCCI, 2001).

A escassez da água, no que concerne à sua qualidade, decorre de diversos fatores ligados principalmente à ação antrópica que resulta na poluição hídrica e na consequente inutilização de corpos hídricos. Para Mota (2003) a utilização múltipla dos recursos hídricos, pode ocasionar a modificação da sua qualidade e degradação dos mananciais.

Mota (1997) classifica os principais usos da água como consuntivos (quando ocorre perda entre o que é retirado e o que retorna ao ambiente) e não consuntivos (quando ocorre o contrário). Na figura abaixo podemos observar a divisão das duas categorias:

Figura 1 – Classificação dos usos da água.



Fonte: Autora, 2020.

O consumo de água tende a crescer com o aumento da população, o desenvolvimento industrial e outras atividades humanas. Quanto mais se necessita de água dos mananciais, mais se produz resíduos líquidos que voltam para seus recursos hídricos alterando a sua qualidade.

No caso do rio Cocó, a qualidade da água tem sido um fator determinante para que ocorram apenas usos não consuntivos, tais como pesca, harmonia paisagística, conservação da flora e da fauna, assimilação e afastamento de despejos.

3.2 Qualidade de água

O termo "qualidade da água" não se refere a um grau de pureza absoluto ou mesmo próximo do absoluto, mas sim a um padrão tão próximo quanto possível do natural, isto é, como a água se encontra nos rios e nascentes, antes do contato com o homem (SARDINHA, et al, 2008).

Nesse sentido, a qualidade de água relaciona-se com características físicas, químicas e biológicas. Assim, a qualidade desejada para um determinado recurso hídrico vai depender dos usos para os quais o mesmo se destina (MOTA, 1995). Para Sperling, (1995) a essa interrelação entre o uso da água e a qualidade requerida para mesma é direta.

A qualidade da água de um determinado recurso hídrico é avaliada dependendo das substâncias presentes na água. Tais substâncias caracterizam as condições em que a água se encontra, para os mais variados usos, inclusive para sua preservação no ambiente (MERTEN, MINELLA, 2002).

Conforme citado por Guerra e Cunha (2005) e Sperling (2007) a qualidade de uma determinada água é função das condições naturais e do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica. Toda ação do homem que interfira no ciclo hidrológico pode prejudicar a qualidade das águas, seja através do escoamento superficial, infiltração ou trazidos pela precipitação atmosférica.

As condições geológicas, geomorfológicas e da vegetação na bacia de drenagem, o desempenho dos ecossistemas terrestres e aquáticos e da ação humana, podem alterar a qualidade da água. As ações antropogênicas são as que possuem maior impacto devido aos lançamentos de cargas poluentes nos sistemas hídricos e a alteração do uso da terra acaba provocando intervenções diretas no sistema fluvial (TUCCI, 2007).

As ações humanas de maior impacto no meio ambiente têm origem nos centros urbanos, onde ocorre a degradação da qualidade da água por destruição das áreas de preservação permanente dos corpos hídricos, aterramentos, lançamento de esgotos e resíduos etc. Corroborando com essa ideia, Mota (1999) afirma que as atividades humanas no ambiente urbano, se não desenvolvidas ordenadamente, podem ocasionar alterações drásticas no ambiente, inclusive na qualidade da água.

Os usos múltiplos dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas acarretam grandes variações das características físicas, químicas e bacteriológicas ao longo de seu percurso. Estas características ou parâmetros quando avaliados em conjunto, possibilitam verificar os níveis de poluição de um determinado manancial, promovendo a definição da qualidade da água e seu enquadramento dentro de classes (CARVALHO, 2005).

Para verificação da qualidade da água nos corpos hídricos é necessário a realização de monitoramento contínuo. O monitoramento da qualidade da água prevê o levantamento sistemático de dados em pontos de amostragem selecionados, com muitas observações, medições e avaliações para obter informações ou comportamentos de um conjunto de variáveis, acompanhando as condições de qualidade de água ao longo do tempo (DERISIO, 1992). O monitoramento qualitativo e quantitativo é a base para decisões do aproveitamento múltiplo e integrado da água, bem como para a minimização de impactos ao meio ambiente (COIMBRA, 1991).

O monitoramento da qualidade das águas superficiais é fator essencial á adequada gestão dos recursos hídricos, pois permite a caracterização e a análise de tendências em bacias hidrográficas, sendo necessário para realizar planejamento, outorga, cobrança e enquadramento dos cursos de água (ANA, 2017).

3.3 Gestão de bacias hidrográficas

O gerenciamento adequado dos recursos hídricos é condição fundamental para manutenção da qualidade e garantia de quantidade da água dos mananciais, de modo a proporcionar o uso múltiplo das águas (PNRH, BRASIL, 1997). Para tanto, é necessário que se realize o controle e monitoramento da qualidade da água.

Para Mota (1995) a qualidade de um manancial depende dos usos e atividades desenvolvidas em toda a bacia hidrográfica. Desta forma, entende-se que proteção dos recursos hídricos está intimamente ligada aos usos que se faz do solo na bacia hidrográfica.

No tocante a gestão das bacias hidrográficas, a modelagem matemática de qualidade de água apresenta-se como uma ferramenta importante, pois possibilita gerar cenários futuros, estimar custos, estabelecer planos de gestão, bem como as medidas preventivas a serem tomadas, além de projetar prováveis impactos ambientais das atividades antrópicas (ERTURK et al, 2010).

3.3.1 Bacia hidrográfica do Rio Cocó

“As Bacias Metropolitanas tem o sistema mais complexo de gerenciamento de recursos hídricos” (COGERH, 2010). A região abriga o mais importante centro consumidor de água que é a Região Metropolitana de Fortaleza onde se pode destacar o sistema de

integração das bacias para o atendimento da população e quando houver necessidade, importar água de outras bacias hidrográficas principalmente as transposições Jaguaribe/ RMF através do Canal do Trabalhador e do Eixão das Águas.

Figura 2- Divisão das bacias hidrográficas do Ceará.

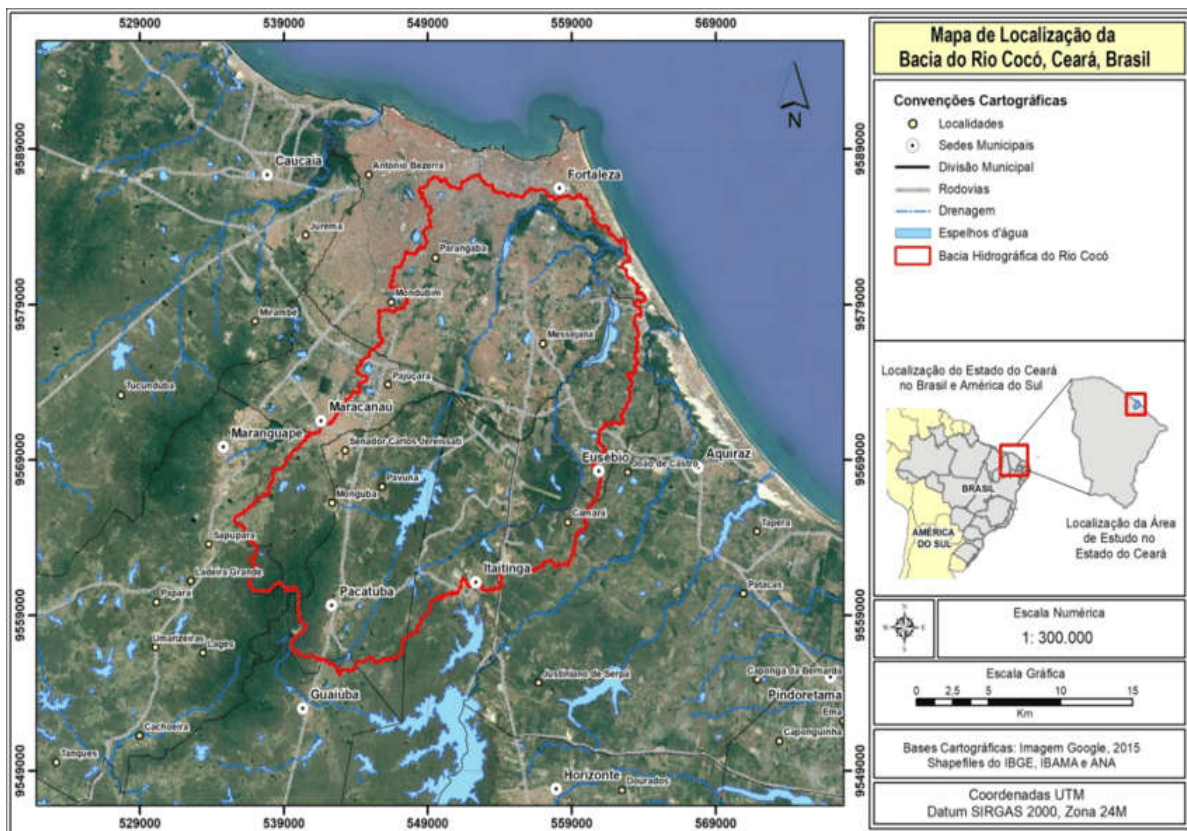


Fonte: COGERH.

Conforme a COGERH (2010), o conjunto de Bacias Hidrográficas da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF) representa um dos sistemas hídricos mais importantes do Estado do Ceará, em virtude do seu parque industrial e por concentrar uma população de aproximadamente 3,5 milhões de habitantes. Dentre as bacias metropolitanas, destaca-se a do Rio Cocó dada a sua importância por ser o principal recurso hídrico da Região de Fortaleza (SEMACE, 2002).

A bacia do Rio Cocó localiza-se a leste do município de Fortaleza, nasce na vertente oriental da serra da Aratanha no município de Pacatuba. Desde as suas nascentes até seu estuário em Fortaleza, adquire diversas denominações, iniciando com o nome de riacho Pacatuba, na serra da Aratanha, após os primeiros quilômetros e já recebendo contribuições troca o nome para riacho Gavião, quando então alimenta um dos reservatórios que abastece a região metropolitana de Fortaleza e após o encontro com o riacho Timbó passa a se chamar Cocó (SEMACE, 2002).

Figura 3- Bacia hidrográfica do Rio Cocó.



.Fonte: França, 2019.

Em seu percurso, ao longo dos segmentos com várias denominações, o rio drena cerca de 60 % das águas da Região Metropolitana de Fortaleza. Os mananciais que compõem a bacia do Rio Cocó são conformados por 6 sub-bacias, (COGERH, 2010), onde os principais macrodrenantes são os rios Cocó, Coaçu, os canais do Tauape, Jardim América e Aguanambi.

O Rio Cocó desenvolve-se totalmente em seu leito natural, alimentado por riachos e grandes talvegues. O curso do rio tem aproximadamente 45,6 km e seu leito estende-se na direção SW-NE por longo trecho de seu percurso, formando em direção à foz uma acentuada curva para o leste e após receber em seu trecho final o rio Coaçu deságua no Atlântico, junto à barra do Cocó na praia do Futuro (FARIAS, 2002), (LEAL, 2009).

O Rio Cocó sofre o efeito do movimento de subida e descida das marés que penetram até 13 km de sua foz. Possui várias ramificações tendo em média 30 afluentes, 16 açudes e 36 lagoas, muitas delas totalmente desaparecidas.

Após adentrar o território da cidade de Fortaleza, o rio Cocó tem sua mata ciliar substituída por áreas urbanizadas, podendo ser observado ao longo do seu percurso, pequenas manchas esparsas bastantes degradadas (COGERH, 2010), tendo ainda conforme o Órgão, uma destacada importância no sistema de drenagem metropolitano, recebendo descargas de

esgotos do maior sistema de drenagem de Fortaleza, formado pelos canais do Jardim América, Eduardo Girão e da Avenida Aguanambi.

Figura 4 - Bacias hidrográficas de Fortaleza.



Fonte: SEUMA, 2015.

No que concerne à degradação ambiental, constata-se através do Relatório Técnico Identificação das Fontes Poluidoras do Rio Cocó (SEMACE) que no ano de 2002 as principais degradações constatadas da nascente à foz eram a ocupação irregular das margens incluindo áreas de preservação permanente - APPs, destruição da mata ciliar, ocupação de dunas fixas e móveis, extração mineral, lançamento de resíduos sólidos, esgotos domésticos e industriais, impactos do lixão do Jangurussu e funcionamento de cemitério. Nas análises realizadas naquele ano, constatou-se que apenas a nascente do rio apresentou parâmetros em conformidade com a Resolução CONAMA 20/86, vigente à época.

Em 2013 Leite L.V. et AL (2013) constatou no estudo “Influência do Lixão Jangurussu sobre a água do Rio Cocó” que o antigo Lixão do Jangurussu, mesmo desativado, ainda influencia a qualidade da água do Rio Cocó.

Conforme o estudo realizado por Silva (2013) na margem direita do Rio Cocó, o adensamento demográfico e ocupação urbana irregular de áreas vulneráveis às margens dos ecossistemas hídricos têm gerado grandes impactos, principalmente nas águas que apresentam um alto grau de comprometimento da qualidade devido ao lançamento de águas residuárias.

3.3.2 Rio Cocó: uma história ambiental

Conforme dados da SEMACE (2003), dada a sua importância ecológica, desde 1977 iniciou-se um movimento em defesa do Rio Cocó com o surgimento da Lei Estadual 10.147/1977 que dispõe sobre o disciplinamento do solo e a proteção dos recursos hídricos da Região metropolitana de Fortaleza. Em 1980 foi criado o Parque Adail Barreto.

Em 1982 foi sancionado o Decreto Estadual 15.274/1982 que dispunha sobre faixas de preservação permanentes dos recursos hídricos e de manejo sustentável. Em 1985 nasceu o movimento SOS Cocó. Em 1986 o Decreto Municipal declarou de relevante interesse público, como Área de Proteção Ambiental, o Vale do Rio Cocó.

Em 1987 foi elaborada a Proposta de parcelamento, uso e ocupação do solo para a APA do Rio Cocó. Em 1989 foram regulamentadas as faixas de 1ª e 2ª categorias nas marginais do Cocó. Em 1989 e 1993 decretou-se a desapropriação de áreas para ampliação da área do parque. Em 1988 elaborou-se termo de referência para revitalização do parque. Em 2000 foi criada a Câmara Técnica do Cocó, e em 2002 houve a criação do Comitê Gestor da Sociedade Civil do Cocó.

Na década atual, os órgãos ambientais têm empreendidos esforços para a regulamentação do Parque do Cocó como Unidade de Conservação estadual. Desde 2011 encontra-se em execução o Projeto do Rio Cocó que consta de um conjunto de intervenções no Rio Cocó e suas margens, abrangendo os municípios de Fortaleza, Pacatuba, Maracanaú e Itaitinga (SECRETARIAS DAS CIDADES, 2011).

A combinação de intervenções inclui obras de controle e amortecimento de ondas de cheias (Barragem Cocó), visando diminuir a faixa inundável ao longo do recurso hídrico, obras de desassoreamento (dragagem) e despoluição do rio (SECRETARIAS DAS CIDADES, 2011). Ainda segundo o Órgão, ocorrerão obras de urbanização e reassentamento de famílias ribeirinhas.

Em 2017, por meio do Decreto Estadual Decreto Estadual nº 32.248/2017 foi regulamentado o Parque Estadual do Cocó como Unidade de Conservação do tipo proteção integral.

3.3.3 Caracterização do trecho estudado

A seção de estudo tem 7,5 km e foi medido com auxílio das ferramentas do Google Earth. A área abrange cerca de 9 bairros de Fortaleza, sendo eles: Conjunto Palmeiras, Passaré, Jangurussu, Barroso, Castelão, Jardim Violeta, Mata Galinha, Cajazeiras e Dias

Macedo, nos quais se verificam um intenso processo de urbanização com a ocupação das Áreas de Preservação Permanente-APP, lançamento de efluentes e resíduos, conforme se vê nas figuras 5 a 8.

Figura 5 - Canal afluente do Rio Cocó.



Fonte: Autora, 2020.

Figura 6 - Lançamento de esgoto.



Fonte: Autora, 2020.

Figura 7 - Trecho eutrofizado. Dez/2017.



Fonte: Autora, 2020.

Figura 8 – Deposição de resíduos. Dez/2017.



Fonte: Autora, 2020.

3.4 Fontes de poluição dos recursos hídricos

As formas de poluição da água são várias, de origem natural ou como resultado das atividades humanas. Existem essencialmente três situações de poluição, cada uma delas característica do estágio de desenvolvimento social e industrial (FUNASA, 2014).

a) Primeiro estágio: poluição patogênica. Neste estágio, as exigências quanto à qualidade da água são relativamente pequenas, tornando-se comuns às enfermidades veiculadas pela água. O uso de estações de tratamento de água e sistemas de adução pode prevenir os problemas sanitários neste estágio;

b) Segundo estágio: poluição total. Este estágio define-se como aquele em que os corpos receptores tornam-se realmente afetados pela carga poluidora que recebem (expressa

como sólidos em suspensão e consumo de oxigênio). Este estágio normalmente ocorre durante o desenvolvimento industrial e o crescimento das áreas urbanas. Os prejuízos causados ao corpo receptor e, em consequência, à população, podem ser reduzidos com a implantação de sistemas eficientes de tratamento de água e de esgotos;

c) Terceiro estágio: poluição química. Este estágio é o da poluição insidiosa, causada pelo contínuo uso da água. O consumo de água aumenta em função do aumento da população e da produção industrial.

Cada dia é maior a quantidade de água retirada dos rios e maior e mais diversa a poluição neles descarregada. Em uma visão global sobre processos poluidores, pode-se citar quatro definições propostas por BARROS et al. (1995):

a) Contaminação é a introdução na água de substâncias nocivas à saúde e a espécies da vida aquática (exemplo: patogênicos e metais pesados);

b) Assoreamento é o acúmulo de substâncias minerais (areia, argila) ou orgânicas (lodo) em um corpo d'água, o que provoca a redução de sua profundidade e de seu volume útil;

c) Eutrofização é a fertilização excessiva da água por recebimento de nutrientes (nitrogênio, fósforo), causando o crescimento descontrolado (excessivo) de algas e plantas aquáticas;

d) Acidificação é abaixamento de pH, como decorrência da chuva ácida (chuva com elevada concentração de íons H^+ , pela presença de substâncias químicas como dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio, amônia e dióxido de carbono), que contribui para a degradação da vegetação e da vida aquática.

Sperling, (1993) também defende que numa ideia genérica de poluição, podem ser incluídos vários processos alteradores de qualidade, como contaminações bacteriológica e química, eutrofização e assoreamento. As contaminações são originárias principalmente do lançamento de águas residuais domésticas e industriais em rios e lagos. A poluição de um ambiente aquático envolve, portanto, processos de ordem física, química e biológica.

De acordo com a FUNASA, (2014) a urbanização é fator de interferência nos recursos hídricos, pois afeta o armazenamento, a trajetória e a qualidade das águas, sendo a intrusão de matéria orgânica, a principal fonte de poluição das águas.

Conforme Guerra e Cunha (2005) a degradação da qualidade ambiental, principalmente a poluição das águas, decorre da má gestão ambiental, da falta de planejamento territorial e ordenamento do uso e ocupação do solo. Desta forma, entende-se que o planejamento territorial e o ordenamento do uso e ocupação do solo são ferramentas indispensáveis para a proteção dos recursos hídricos.

O crescimento populacional, acompanhado do desenvolvimento industrial e a intensificação das atividades humanas, tem resultado em graves impactos na qualidade das águas, especialmente nos corpos hídricos situados em centros urbanos, onde a má gestão do espaço urbano é a maior culpada pela deterioração dos mananciais. (GUERRA E CUNHA, 2005).

Nos centros urbanos onde impera o crescimento desordenado, a população de baixa renda tende a ocupar as margens dos corpos hídricos, provocando grande impacto sobre o manancial, em primeiro lugar pela destruição das matas ciliares, e em segundo plano pelo lançamento de esgotos e lixo, já que esses locais costumam ser desprovidos de serviços de saneamento básico (FUNASA, 2014)

A falta da água, no que concerne à sua qualidade, decorre de diversos fatores ligados principalmente à ação antrópica, como é o caso de urbanização das margens de rios. (GUERRA E CUNHA, 2005).

A degradação dos recursos hídricos vem se agravando cada vez mais. É imprescindível para a saúde humana que a água consumida esteja potável, livre de patógenos e de contaminação tóxica (FUNASA, 2014).

O lançamento de esgotos domésticos aumenta a concentração de matéria orgânica nos corpos hídricos e inicia uma proliferação de bactérias, que por consequência, consumirão o oxigênio existente na água do rio. A qualidade da água fica comprometida, fazendo com que fique inviável para o consumo humano, prejudicando o ecossistema aquático e o meio ambiente.

3.5 Poluição dos rios por matéria orgânica e autodepuração.

Nos cursos d'água ocorrem fenômenos naturais de depuração, nos quais se tenta estabelecer o equilíbrio aquático. De acordo com Sperling (2007), após o lançamento de matéria orgânica em um corpo hídrico, ocorre o consumo de oxigênio dissolvido.

Segundo o autor, quando o oxigênio dissolvido, consumido pelas bactérias decompositoras, diminui, há um aumento significativo nos problemas de poluição das águas. Porém, o corpo hídrico consegue voltar a um equilíbrio novamente. Esse processo natural é chamado de autodepuração.

O fenômeno natural da autodepuração ocorre quando o corpo d'água consegue restabelecer a sua condição de equilíbrio após as mudanças ocasionadas pelos lançamentos de efluentes, retornando às suas características próximas das condições iniciais anteriores ao lançamento.

É claro que, esse processo natural de equilíbrio do corpo hídrico depende da quantidade de matéria orgânica que afluí ao rio, pois cada rio tem sua capacidade de assimilação. Quando a carga é maior que a capacidade de autodepuração, o corpo d'água não consegue atingir a autodepuração, fazendo assim a desordem total do meio aquático, com grande mortandade de espécimes e desequilíbrio de difícil reversão do ecossistema local (SPERLING, 2007).

A autodepuração é decorrente da associação de vários processos de natureza física (diluição, sedimentação e reaeração atmosférica), química e biológica (oxidação e decomposição) (Hynes, 1960; Sperling, 1996). No processo de autodepuração, há um balanço entre as fontes de consumo e de produção de oxigênio, conforme ilustrado na Figura 9 (Sperling, 2007).

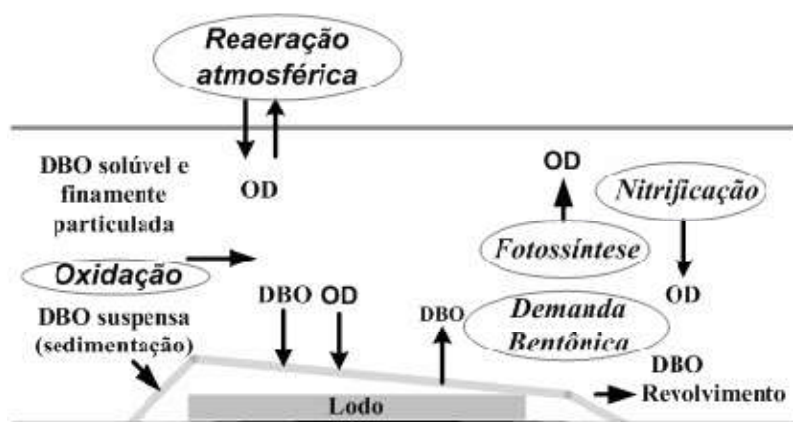
Os principais fenômenos presentes na produção de oxigênio são:

- A reaeração atmosférica;
- A fotossíntese.

Os principais fenômenos que interferem no consumo de oxigênio são:

- A oxidação da matéria orgânica;
- A nitrificação;
- A demanda bentônica.

Figura 9 – Fenômenos envolvidos no balanço de OD.



Fonte: Adaptado de Sperling, 2007.

Em relação à produção de oxigênio, a reaeração atmosférica pode ser considerada como o principal processo responsável pela introdução de oxigênio no corpo hídrico. Esse processo se dá por meio da transferência de gases, que é um fenômeno físico no qual moléculas de gases são trocadas entre o meio líquido e gasoso pela sua interface. Esse intercâmbio resulta num aumento da concentração do oxigênio na fase líquida, caso esta não esteja saturada com o gás. (ANDRADE, 2010). Esta transferência do meio gasoso para o meio

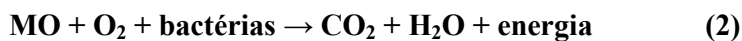
líquido se dá basicamente por meio de dois mecanismos: a difusão molecular e a difusão turbulenta (Sperling, 1996).

Já processo de fotossíntese, apresentado na equação abaixo, pode representar a maior fonte de OD em lagos e rios de movimento lento.



A fotossíntese é o principal processo utilizado pelos seres autotróficos para a síntese da matéria orgânica (Equação 01), sendo característica dos organismos clorofilados, particularmente algas. De acordo com Sperling (1996), os espécimes autótrofos realizam muito mais síntese do que oxidação, gerando sempre um superávit de oxigênio.

A oxidação total da matéria orgânica, também conhecida como mineralização, gera produtos finais, simples e estáveis (por exemplo, CO_2 , H_2O , NO_3^-). Os organismos decompositores, principalmente as bactérias heterotróficas aeróbias, são capazes de oxidar a matéria orgânica MO, como representado na equação abaixo:



A nitrificação é o processo pelo qual as bactérias autotróficas (*Nitrosomonas* e *Nitrobacter*), utilizam o oxigênio dissolvido para transformar formas nitrogenadas de matéria orgânica em nitritos (NO_2^-) e nitratos (NO_3^-). As *Nitrosomonas* são responsáveis pela oxidação da amônia a nitrito e as *Nitrobacter* pela oxidação do nitrito a nitrato.

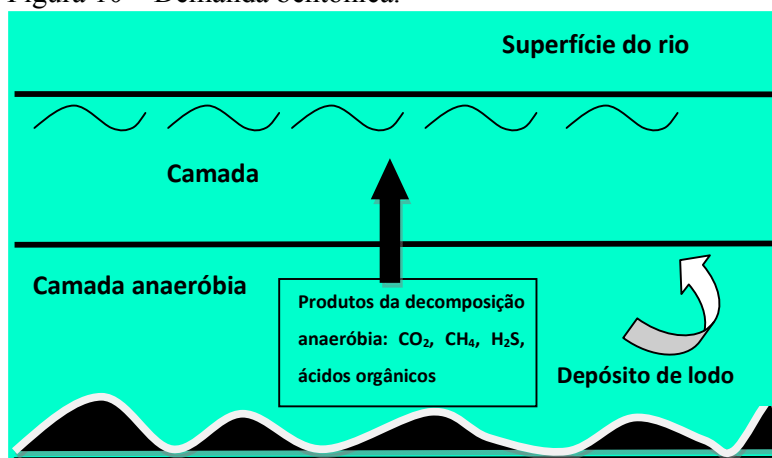
O consumo de oxigênio por estas reações é denominado demanda nitrogenada ou demanda de segundo estágio, por ocorrer numa fase posterior à das reações de oxidação da matéria orgânica carbonácea. Isso ocorre porque as taxas de crescimento menor que as bactérias heterotróficas (Sperling, 1996).

A matéria orgânica decantada também pode consumir oxigênio dissolvido, e nesse caso, essa demanda é denominada demanda bentônica ou demanda de oxigênio pelo sedimento. Grande parte da conversão dessa matéria orgânica se dá em condições anaeróbias, em virtude da dificuldade de penetração do oxigênio na camada de lodo, como demonstrado na Figura 10.

Esta forma de conversão, por ser anaeróbia, não implica, portanto, em consumo de oxigênio. Porém, a camada superficial do lodo em contato direto com a água geralmente sofre decomposição aeróbia, resultando no consumo de oxigênio (Sperling, 1996).

Na maioria das vezes, a sedimentação dessa matéria orgânica implica na redução de DBO, porém, quando a massa decantada é reintroduzida na massa líquida através da suspensão, devido a turbulências ou a altas velocidades de escoamento do líquido, ocorre o contrário, ou seja, o aumento da DBO.

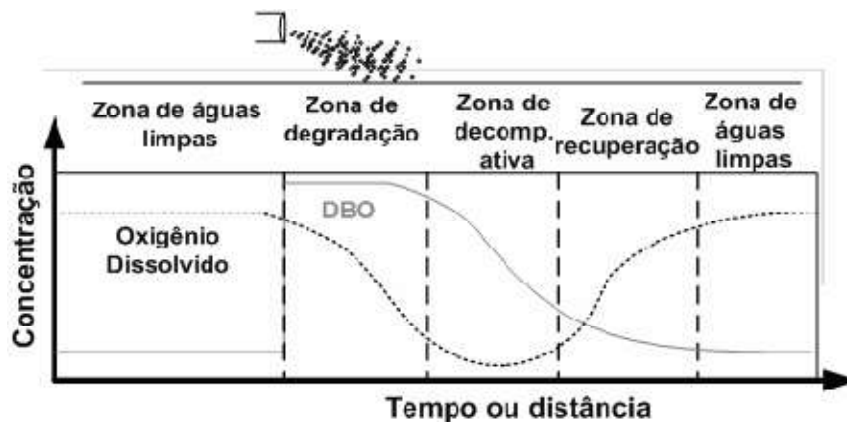
Figura 10 – Demanda bentônica.



Fonte: Autora, 2020.

O processo de autodepuração se desenvolve ao longo do tempo e da direção longitudinal do curso d'água, e segundo Braga (2002), os estágios de sucessão ecológica presentes nesse processo são fisicamente identificados por trechos (Figura 11). Destaca-se que nos casos em que a autodepuração não se processa completamente em decorrência da intrusão de maior carga orgânica que a capacidade de assimilação do corpo hídrico, poderá ocorrer anaerobiose no trecho tendo como indicador a produção de gases característicos.

Figura 11 – Zonas do processo de autodepuração.



Fonte: Sperling, 1996

Sperling (2005) e Braga (2002) definem esses trechos como zonas de autodepuração e os divide em: a autodepuração ocorre em etapas, facilmente distinguidos em zonas, são elas:

- Zona de degradação: onde há uma elevada concentração de matéria orgânica: localizada em região a montante do lançamento do efluente (caso não exista poluição anterior) e também após a zona de recuperação. Essa região é caracterizada pela elevada concentração de oxigênio dissolvido e vida aquática superior;
- Zona de decomposição ativa: é o estágio onde a água está mais deteriorada, com menor concentração de oxigênio dissolvido;
- Zona de recuperação: há um aumento de teor do oxigênio dissolvido; e por último,
- Zona de águas limpas na qual o corpo d'água volta a um equilíbrio de OD parecido com o anterior ao ponto de poluição.

Importante atentar que após a zona de decaimento de oxigênio, a nova fase de águas limpas possui um ecossistema impactado e diferente daquele apresentado anterior ao lançamento, comumente com menos espécies e mais indivíduos de uma mesma espécie, portanto, menos diversificado.

Em relação ao oxigênio dissolvido, este tem sido utilizado tradicionalmente para determinar o grau de poluição e de depuração em cursos d'água. A sua medição é simples, e o seu teor pode ser expresso em concentrações quantificáveis e passíveis de modelagem matemática.

3.6 Modelos matemáticos

Modelos matemáticos são utilizados em muitos campos da atividade humana. Para Bertalanffy (1973) existe uma forma matemática unificada para tratar muitas teorias científicas e matemáticas, o que pode facilitar os trabalhos no progresso com problemas de modelagem.

Conceitualmente, um modelo matemático pode ser apresentado como uma representação de um sistema real, o que significa que ele deve representar um sistema e a forma como ocorrem as modificações no mesmo, além de possibilitar a produção de muitos cenários para análise de diversas variáveis.

O ato de modelar, conhecido como *modelagem*, pode ser aplicado a um grande número de problemas. Por exemplo, o estudo da análise ambiental nas proximidades de um rio, a forma da asa de um avião, um sistema econômico, uma cultura agrícola, um estudo populacional etc.

O objetivo mais importante de uma modelagem é que ela permite entender de uma forma simples ou então descrevê-la mais completamente, de modo que possa ser tão precisa quanto o mundo real. (SODRÉ, 2007).

Um modelo é normalmente uma simplificação do mundo real ou alguma forma conveniente de trabalhar com este mundo, mas as características essenciais do mundo real devem aparecer no modelo, de modo semelhante aquele do sistema modelado. (SODRÉ, 2007)

Modelar matematicamente consiste em se utilizar de um conjunto de equações que representam de uma forma quantitativa, as hipóteses que foram usadas na construção do modelo, as quais se apoiam sobre o sistema real (SODRÉ, 2007). Tais equações são resolvidas em função de alguns valores conhecidos ou previstos pelo modelo real e podem ser testadas através da comparação com os dados conhecidos ou previstos com as medidas realizadas no mundo real.

As equações matemáticas não proporcionam a própria explicação científica do modelo, mas simplesmente interpretam as hipóteses de um ponto de vista quantitativo, dando-nos a condição de deduzir consequências e mostrar-nos onde estão os detalhes que deverão ser aceitos ou recusados, uma vez que permite a análise de diversos cenários aplicados a cada situação.

3.6.1 Modelagem matemática do oxigênio dissolvido

O impacto no meio aquático oriundo do lançamento de efluentes gera uma busca de meios para analisar a qualidade da água e reverter a situação de degradação. Para tanto, existem diferentes tipos de metodologias para analisar os indicadores de poluição no corpo hídrico.

Os equacionamentos matemáticos de qualidade de água são inerentes ao conhecimento técnico-científico, que simulam condições reais, quantificam os impactos causados, sendo, portanto, uma ferramenta importante para o gerenciamento dos usos dos recursos hídricos (TUCCI, 1998).

O ensaio matemático dos rios é um importante mecanismo para identificar, estudar e simular o comportamento do oxigênio dissolvido (OD), que é um importante indicativo de qualidade dos corpos hídricos. Sendo possível também estimar as condições da qualidade ao longo do percurso e simular efeitos da aplicação ou redução da carga poluidora nos cursos d'água.

O principal objetivo na modelagem é determinar, baseado em dados conhecidos, as variações de concentração de determinada carga poluidora em função do tempo e do espaço.

Isto se baseia em conhecimentos básicos de fenômenos transporte de massa difusivo e convectivo, e de cinética das reações biológicas envolvidas no processo (SANTOS, 2001).

Por meio da concentração de OD é possível analisar o comportamento do curso d'água quando recebe lançamentos de esgotos e quando ele se recupera, ou seja, como se conduz autodepuração do rio. Além de disponibilizar um estudo de OD, a modelagem também permite uma análise da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), cuja presença é um indicativo de poluição nos corpos hídricos.

A disposição final de efluentes pode ser estudada utilizando-se modelos computacionais de qualidade de água que contemplem fontes/sumidouros de DBO, ou de outras substâncias, o seu transporte ao longo do corpo de água e a sua interação com outras substâncias.

De acordo com CUNHA et. Al (2003) é possível, ainda, desenvolver níveis de monitoramento específicos, considerando que a modelagem computacional responde mais rapidamente às variações de concentrações dos efluentes do que as medições analíticas feitas em laboratórios (2003).

Ainda, segundo CUNHA et al. (2003), existem vários modelos de qualidade de água que abrange a modelagem de diversas substâncias. O QUAL2E, por exemplo, é um modelo de qualidade de água desenvolvido pela EPA (United States Environmental Protection Agency) em 1987, que possibilita a simulação do processo considerando o efeito de diversas variáveis de qualidade de água: temperatura, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, nitrito, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes, constituintes arbitrários não conservativos e três constituintes conservativos. A principal desvantagem deste modelo está na modelagem do transporte difusivo, feita a partir de coeficientes de difusão constantes.

Outros modelos também foram desenvolvidos de modo a aprimorar a modelagem das variáveis referentes à qualidade da água. Gastaldini (1982) apresenta um histórico das modificações e evolução dos modelos de simulação de OD/DBO, propostas por STREETER e PHELPS (1925). Essas equações são utilizadas para descrever o processo de consumo de oxigênio pela oxidação da matéria orgânica, no momento que as cargas orgânicas são lançadas nos cursos d'água, e a produção de oxigênio pela reaeração atmosférica, dependente das suas características físicas, após o balanço entre OD, o que constitui-se atualmente num modelo clássico e simplificado, já que abrange somente os principais fenômenos.

Existem modelos matemáticos que incorporam todos os fenômenos descritos acima no balanço do oxigênio dissolvido (CAMP, 1954; EPA, 1985). Entretanto, a maior parte destes modelos abrange apenas os dois principais fatores: o consumo de oxigênio (oxidação da matéria

orgânica durante a respiração) e a produção de oxigênio (reaeração atmosférica) (VON SPERLING, 1996).

Na estrutura dos modelos, deve ser levado em consideração o regime hidráulico do curso de água. Conforme Sperling (1996), há três tipos de modelos hidráulicos para um corpo hídrico: fluxo de pistão, mistura completa e fluxo disperso.

Um corpo de água em regime de mistura completa ideal caracteriza-se por ter a mesma concentração em todos os pontos da massa líquida, enquanto que no fluxo em pistão, não há intercâmbios entre as seções de jusante e de montante. Na verdade, os corpos d'água apresentam uma característica de dispersão dos poluentes intermediária entre as duas situações extremas: dispersão total (mistura completa) e dispersão nula (fluxo de pistão).

A implementação da modelagem para a análise da qualidade do rio gera resultados que refletem uma aproximação com a realidade que ocorre no curso do corpo hídrico quando recebe efluente. Nesse sentido, a modelagem tem resultados satisfatórios e de fácil aplicação. Por isso, é um método importante para supervisionar a qualidade dos recursos hídricos e as condições de autodepuração dos corpos hídricos que recebe cargas poluidoras.

3.6.2 Modelo Streeter-Phelps

Na modelagem de estudos de oxigênio dissolvido (OD), o modelo clássico é o de Streeter-Phelps que foi desenvolvido em um estudo do Rio Ohio nos Estados e publicado em 1925, que serviu de base para o desenvolvimento de modelos mais avançados (BHARGAVA, 1986) para a caracterização e predição da contaminação hídrica por compostos orgânicos, que utilizam outras variáveis em busca de estreitar a precisão das simulações (EPA, 1976).

No Brasil também é adotado esse modelo por ter uma simplicidade teórica e por não necessitar de muitos dados de entrada e parâmetros (SPERLING, 2008). O modelo é usado em lançamento pontual único, lançamentos múltiplos (esgotos ou tributários) e contribuição por drenagem direta ou por poluição difusa.

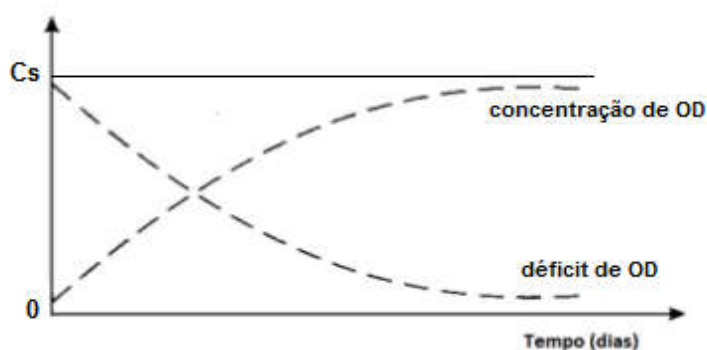
Para o balanço de OD, o modelo se baseia em dois fenômenos de grande impacto no OD em rios, que são a desoxigenação e a reaeração.

Esse estudo de análise de OD na água nos rios tem como objetivo quantificar e caracterizar, o máximo possível, as diversas relações que existem entre a biologia, química e hidrologia (THOMANN E MUELLER, 1987).

3.6.2.1 Reaeração

A reaeração é a inserção de oxigênio no corpo hídrico. Essa troca de gases é um fenômeno físico, que quando não há saturação, ocasiona a elevação de concentração do gás no líquido. Quando a matéria orgânica se estabelece e reduz o oxigênio, as concentrações de OD são abaixo aos de saturação. Nessas condições, ocorre o que se chama de déficit de oxigênio (Figura 12). Portanto, um novo cenário de equilíbrio do corpo hídrico é procurado para permitir uma melhor captação de oxigênio (SPERLING, 2007).

Figura 12 - Progressão temporal do déficit e da concentração de OD.



Fonte: Adaptado de Sperling, 2007.

Heller e Pádua (2006) afirmam que a poluição está diretamente associada à diminuição dos teores de oxigênio dissolvido, e essa diminuição está relacionada à Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Porém, o consumo de oxigênio muda com o passar do tempo, ou seja, a DBO também será diferente ao longo do tempo.

Utiliza-se a DBO padrão por questão de normalização, que é representada por DBO_5 a 20°C . A DBO é dividida em dois segmentos complementares, sendo eles a DBO remanescente, que, segundo Heller e Pádua (2006), indica a concentração de matéria orgânica remanescente na água em um instante de tempo, e a outra é a DBO exercida que representa o oxigênio consumido para equilibrar a matéria orgânica até este instante.

Streeter e Phelps (1925) comentam que seu modelo é utilizável em condições estacionárias onde se assume que todas as condições são definitivamente as mesmas e não se alteram com o tempo, e características uniformes do trecho simulado, usado onde há alguma modificação nas características do rio, assim como a entrada e saída de vazões, nesse caso o trecho deverá ser dividido em subtrechos, onde cada qual seja invariável.

Quando há um caso onde a concentração calculada de oxigênio dissolvido seja negativa, essa condição quer dizer que foi atingida a anaerobiose. Nessa situação, o modelo de Streeter-Phelps não é mais válido. O modelo de Streeter-Phelps (1925) também permite determinar a

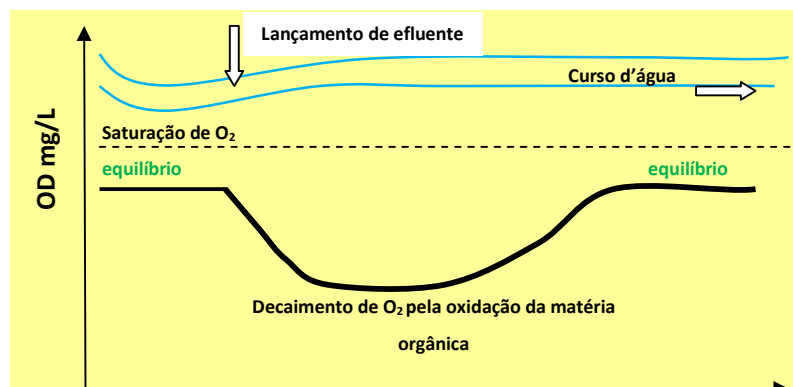
carga máxima de DBO nos esgotos, para isso a concentração crítica de OD tem que ser precisamente igual à mínima tolerada.

Conforme Streeter e Phelps (1925) para começar a usar o seu modelo, devem-se utilizar dados de entrada, que são:

- tempo do percurso,
- coeficiente de desoxigenação (depende das características da matéria orgânica)
- coeficiente de decomposição (taxa de decomposição da matéria orgânica)
- coeficiente de reaeração, (depende das características do trecho)
- concentração de saturação de OD,
- vazão do rio,
- vazão de esgotos,
- oxigênio dissolvido no rio a montante do lançamento,
- oxigênio dissolvido no esgoto,
- DBO_5 no rio a montante do lançamento,
- DBO_5 do esgoto,
- velocidade de percurso do rio,
- temperatura do líquido.

Após cada dado ser obtido e aplicado na equação de modelagem de Streeter-Phelps, será possível construir um gráfico de perfil do oxigênio dissolvido (Figura 13). Com esse gráfico é possível identificar onde ocorre o ponto crítico de consumo de oxigênio dissolvido. A partir deste ponto, começa a autodepuração do corpo d'água, ocorrido na zona de recuperação (SPERLING, 2007). Portanto, o mecanismo de Streeter-Phelps proporciona uma estrutura analítica entre a decomposição da matéria orgânica e o oxigênio dissolvido (CHAPRA, 1997).

Figura 13 - Perfil de oxigênio dissolvido.



Fonte: Autora, 2020.

É possível ainda acrescentar ao modelo a ação de algas tanto no que se refere ao consumo (respiração) quanto à produção de oxigênio por meio da fotossíntese. Outro fator introduzido no modelo é a ação da demanda bentônica tendo característica distribuída cuja origem está no consumo de oxigênio pela superfície do lodo acumulado no fundo raso (CHAPRA, 1997). Finalizando a entrada do modelo utilizado com:

- Taxa de consumo de OD das algas,
- Taxa de produção de OD pela fotossíntese,
- Demanda Bentônica.

Como características geométricas do rio são importantes à identificação da seção e inclinação, com ênfase na profundidade média e volume de água no trecho. No modelo adotado a velocidade do rio é determinada a partir da vazão estimada por uma seção padrão do trecho, tendo a profundidade e extensão como balizador do volume total utilizado. Portanto, constitui importante dados indiretos de entrada, na medida em que permitem o cálculo da velocidade do rio, considerada aqui como constante, e da distribuição da demanda bentônica e cargas distribuídas por volume:

- Forma da seção (trapezoidal, Triangular, Retangular, etc)
- Profundidade
- Extensão

3.6.2.2 Equação de Streeter-Phelps

O modelo de Streeter-Phelps (1925) possibilita o cálculo do perfil de oxigênio dissolvido em função do tempo. O modelo completo compõe em sua fórmula a distribuição pontual e a difusa.

O balanço do déficit de oxigênio pode ser descrito pela Equação 03:

$$\frac{dD}{dt} = -K_a D - K_d L + \frac{K_d}{K_r} S_L (1 - e^{-K_r t}) - P + R + \frac{S_b'}{H} \quad (03)$$

Resolvendo a equação anterior obtemos a Equação 04:

$$D = D_0 e^{-k_1 t} + \frac{k_d L_0}{k_a - k_r} (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) + \frac{-P + R + \frac{S_b'}{H}}{k_a} (1 - e^{-k_1 t}) + \frac{k_d S_L}{k_a k_r} (1 - e^{-k_1 t}) - \frac{k_d S_L}{k_r (k_a - k_r)} (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t})$$

Déficit Pontual – Pontual DBO – Déficit Distribuído – DBO Distribuída

(04)

Após a obtenção de todos os dados de entrada necessários para a aplicação do modelo é possível inserir na Equação 05:

$$C_t = C_s - \left[(C_s - C_o) \cdot e^{-k_a \cdot t} + \frac{k_d \cdot L_o}{k_a - k_r} \cdot (e^{-k_r \cdot t} - e^{-k_a \cdot t}) + \frac{-P + R + \frac{S_b'}{H}}{k_a} \cdot (1 - e^{-k_a \cdot t}) + \frac{k_d \cdot S_l}{k_a \cdot k_r} \cdot (1 - e^{-k_a \cdot t}) - \frac{k_d \cdot S_l}{k_r(k_a - k_r)} \cdot (e^{-k_r \cdot t} - e^{-k_a \cdot t}) \right] \quad (05)$$

A equação principal é constituída pelas seguintes sub Equações 06 e 07:

$$C_o = \frac{Q_r \cdot ODr + Q_e \cdot ODe}{Q_r + Q_e} \quad (06)$$

$$DBO_{5o} = \frac{Q_r \cdot DBO_r + Q_e \cdot DBO_e}{Q_r + Q_e} \quad (07)$$

Onde:

C_t = concentração final de OD (mg.L^{-1})

C_s = concentração de saturação do oxigênio (mg.L^{-1})

C_o = concentração inicial de oxigênio (mg.L^{-1})

L_o = concentração de DBO inicial (mg.L^{-1})

Q_r = vazão do rio a montante do lançamento ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

Q_e = Vazão de esgotos ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

OD_r = concentração de OD no rio, a montante do lançamento (mg.L^{-1})

ODE = concentração de OD no esgoto (mg.L^{-1})

DBO_r = concentração de DBO no rio, a montante do lançamento (mg.L^{-1})

DBO_e = concentração de DBO no esgoto (mg.L^{-1})

K_d = coeficiente de decomposição (dia^{-1})

K_r = coeficiente de desoxigenação (dia^{-1})

K_a = coeficiente de reaeração (dia^{-1})

S_L = taxa de DBO da fonte distribuída ($\text{g.m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)

S_b' = taxa superficial de demanda de oxigênio de sedimentos ($\text{g.m}^{-2} \cdot \text{d}$)

P e R = taxa volumétrica da fotossíntese e respiração das plantas ($\text{g.m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)

H = profundidade do rio (m)

O coeficiente de desoxigenação (K_1) depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Valores médios de K_1 são apresentados na tabela 1.

Tabela 1 – Valores médios de K_1 (base e, 20°C)

Origem	K_1 (dia ⁻¹)
Água residuária concentrada	0,35 – 0,45
Água residuária de baixa concentração	0,30 - 0,40
Efluente primário	0,30 - 0,40
Efluente secundário	0,12 - 0,24
Rios com águas limpas	0,09 - 0,21
Águas para abastecimento público	< 0,12

Fonte: Adaptado de Fair et, al, 1973; Arceivala, 1981.

Existem processos estatísticos e matemáticos que podem ser utilizados para a determinação do coeficiente de desoxigenação, caso se disponha de amostra de água a ser analisada. Os dados de entrada para os tais métodos são os valores da DBO em outros dias, tipicamente 1, 2, 3, 4, e 5 ou 1, 3, 5, 7 e 9. Desta forma, os testes de laboratório devem incluir, não apenas a DBOa 5 dias, mas também a DBO em outros dias, para que se possa estimar a taxa de desoxigenação. Os métodos mais conhecidos para a determinação de K_1 são:

- Método dos mínimos quadrados, de Reed-Therault (apud Barnwell, 1980)
- Método da inclinação, de Thomas (1937)
- Método dos momentos, de Moore, Thomas e Snow (1950)
- Método de Thomas (apud Povinelli, 1973; Metcalf & Eddy, 1981)
- Método da diferença de logaritmos, de Fair (1936)

O coeficiente de aeração (K_2) varia de acordo com as características hidráulicas do corpo d'água. O valor de K_2 tem maior influência no balanço de oxigênio dissolvido que o coeficiente K_1 , pelo fato das faixas de variação do último serem mais estreitas (SPERLING, 1995).

Existem três métodos para obtenção de um valor para K_2 :

- Valores médios tabelados;
- Valores em função das características hidráulicas do corpo d'água;
- Valores correlacionados com a vazão do curso d'água.

a) Valores médios tabelados

Existem alguns pesquisadores, estudando corpos d'água de diversas características, obtiveram valores médios de K_2 , apresentados na Tabela 2 a seguir:

Tabela 2 - Valores típicos de K_2 (base e, 20°C)

Corpo d'água	K_2 (dia ⁻¹)	
	profundo	raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	>1,15	>1,61

Fonte: Adaptado de Fair et al, 1973; Arceivala, 1981.

Segundo Sperling (1995), corpos d'água mais rasos e mais velozes tendem a um maior coeficiente de reaeração, devido, respectivamente, à maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e à criação de maiores turbulências nas superfícies. Os dados da tabela 2 podem ser usados na ausência de dados específicos acerca do corpo d'água. Deve se levar em consideração, no entanto, que os valores constantes deste quadro são usualmente menores do que os obtidos pelos outros métodos expostos a seguir.

b) Valores em função das características hidráulicas do corpo hídrico

Outros pesquisadores tentaram correlacionar o coeficiente de reaeração K_2 com as variáveis hidráulicas do curso d'água. Várias técnicas de campo foram empregadas na elaboração dos estudos, por meio de traçadores radioativos, distúrbios de equilíbrio, balanço de massa e outros.

A literatura relata diversas fórmulas conceituais, e empíricas, relacionando K_2 com a profundidade e a velocidade do curso d'água. A tabela 3 apresenta três principais fórmulas, com faixa de atuação que se complementam.

Tabela 3 – Valores do coeficiente K_2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos (base e, 20°C)

Pesquisador	Fórmula	Faixa de aplicação
O'Connor e Dobbins (1958)	$3,73 \cdot v^{0,5} H^{-1,5}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,05m/s \leq v < 0,8m/s$
Churchil et al (1962)	$5,0 \cdot v^{0,97} H^{-1,85}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,8m/s \leq v < 1,5m/s$
Owens et al (apud Branco, 1976)		$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05m/s \leq v < 1,5m/s$

Fonte: Faixas de aplicabilidade ligeiramente modificadas de Covar (apud EPA, 1985)

c) Valores correlacionados a vazão do curso d'água

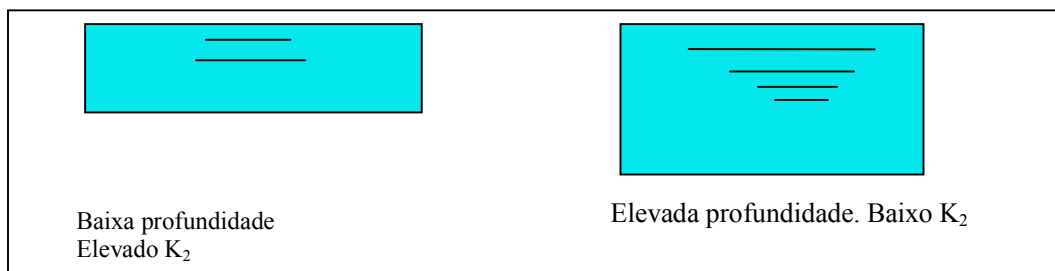
Uma abordagem complementar é através da correlação entre a vazão do curso d'água e o coeficiente K_2 . Tal se justifica pelo fato da profundidade e da velocidade estarem intimamente associadas à vazão. Assim, esta, por transitividade, pode estar relacionada ao K_2 (SPERLING, 1995).

O procedimento se baseia na determinação de K_2 por meio de fórmulas hidráulicas, para cada par de valores de v e H da série histórica dos dados fluviométricos disponíveis. Posteriormente, efetua-se a análise da regressão entre os valores de K_2 obtidos e os valores correspondentes da vazão. A relação entre K_2 e Q pode ser descrita pela fórmula $K_2 = m.Q^n$, onde m e n são coeficientes de ajuste.

A vantagem desta forma de expressão é a obtenção do coeficiente de reaeração para quaisquer condições de vazão (por extrapolação e interpolação), principalmente as vazões mínimas, independente do conhecimento da profundidade e da velocidade.

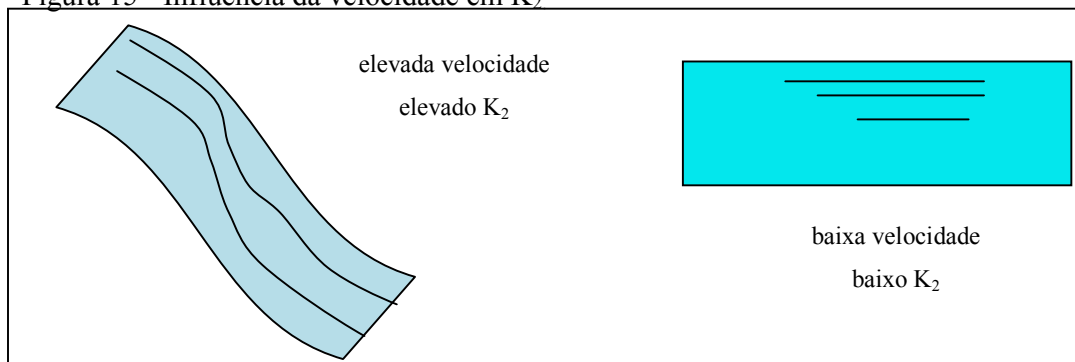
O Coeficiente de reaeração (K_2) sofre influência da profundidade, velocidade e temperatura.

Figura 14 - Influência da profundidade em K_2 .



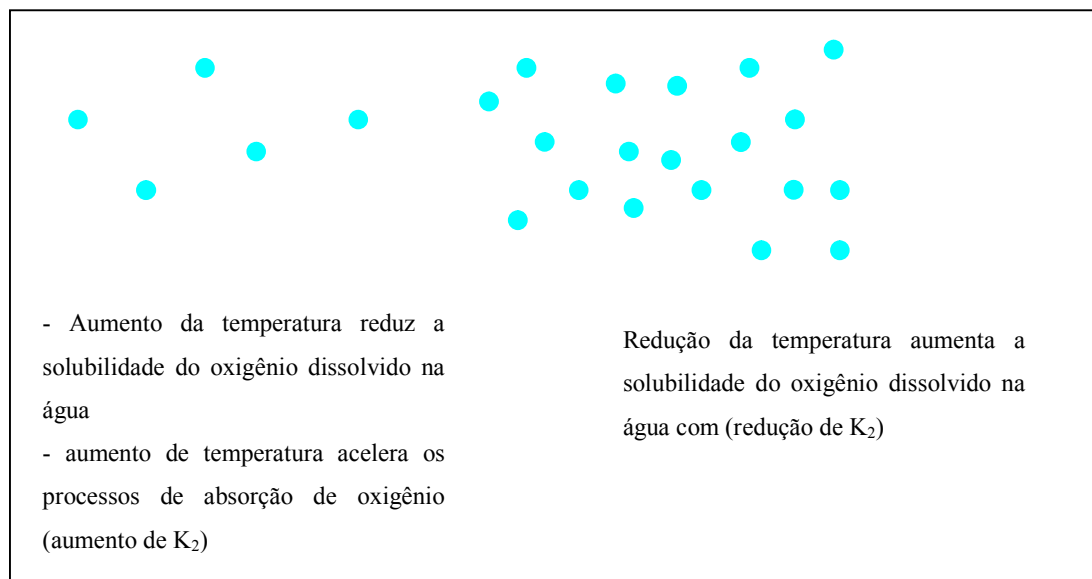
Fonte: Autora, 2020

Figura 15 - Influência da velocidade em K_2 .



Fonte: Autora, 2020.

Figura 16 - influência da temperatura em K_2 .



Fonte: Autora, 2020.

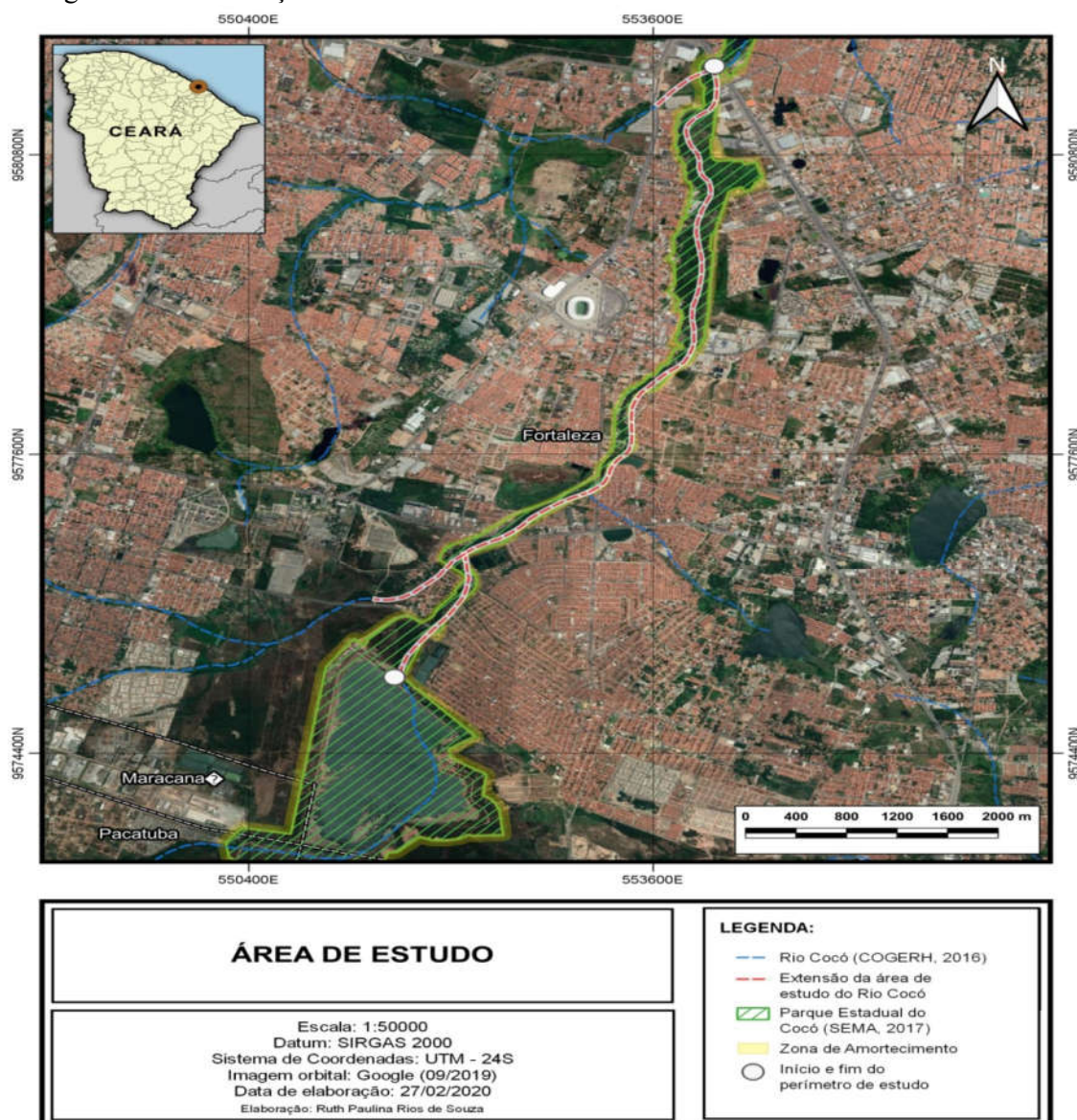
4. METODOLOGIA

Para a consecução da pesquisa fez-se necessária a realização das seguintes etapas:

4.1 Localização da área de estudo

Para delimitação da área de estudo e identificação das fontes poluidoras, fez-se um a análise de imagens aéreas do Google Earth, no qual se verificou um trecho do Rio Cocó no perímetro urbano da Cidade de Fortaleza – Ceará, localizado a partir da barragem do Cocó até a BR-116, entre as coordenadas 9575212N//551551E e 9581747N554083E.

Figura 17 - Localização do trecho estudado.



Fonte: Autora, 2020.

4.2 Levantamento de pesquisas realizadas na área

Para realização deste trabalho foi feito um levantamento bibliográfico de trabalhos antigos realizados na mesma área de estudo que contivesse análise ambiental, análise e modelagem de qualidade de água e estudos de vazão, velocidade, declividade que são parâmetros necessários para aplicação no modelo de Streeter-Phelps. De acordo com as pesquisas realizadas, o Rio Cocó foi muito estudado nas últimas 3 décadas e sob vários aspectos, mas todos sugerem a presença de degradação ambiental especialmente no trecho em estudo. Não foram encontrados trabalhos com o modelo Streeter-Phelps. A Tabela 4 lista os principais trabalhos a partir do ano 2000 na área de interesse.

Tabela 4 – Trabalhos realizados na área de estudo.

Ano	Autor	Conclusão
2012	Barbosa, et al.	Elevado grau de trofia no trecho analisado. O lixão do Jangurussu ainda exerce influência negativa sobre o rio Cocó
2013	Lima	A ausência de sistema de coleta e tratamento de esgoto provoca impactos sobre os recursos hídricos e o ambiente, resultando em efeitos nocivos, sobre aqueles que deles fazem uso. Os resultados dos parâmetros de oxigênio dissolvido, matéria orgânica, nutrientes, metais pesados e bactérias de origem fecal, que estão muito acima dos valores máximos permitidos pela legislação.
2013	Leite, et al.	O antigo Lixão do Jangurussu, mesmo desativado, ainda influencia negativamente na qualidade da água do Rio Cocó. Além disso, a alta concentração de enterobactérias (<i>Escherichia coli</i>) indica a falta de saneamento no local. Diante disso podemos perceber a necessidade de ações de educação ambiental e fiscalização sanitária na área estudada.
2013	Silva	A ocupação urbana irregular de áreas vulneráveis às margens dos ecossistemas hídricos tem gerado grandes impactos; Os resultados das análises das águas indicaram o avanço da poluição causada principalmente por aporte de águas residuárias domésticas e comerciais e disposição inadequada de resíduos sólidos; áreas situadas às margens do rio foram consideradas de alta vulnerabilidade socioambiental, pois apresentam um alto grau de comprometimento da qualidade de suas águas devido ao lançamento de águas residuárias sem tratamento; devido a esse aporte contínuo de poluentes, através das entradas pontuais, as águas estão em constante processo de degradação, impedindo o seu processo natural de autodepuração.
2016	Rocha, et al	Ponto de amostragem à montante do lixão do Jangurussu, já apresenta grau significativo deterioração na qualidade da água, todavia ela tende a piorar após passar pelo antigo lixão do Jangurussu, em decorrência da contribuição que recebe do chorume produzido pela decomposição dos resíduos.
2018	Sabadia, et al.	As variáveis físicas, químicas mostram que o corpo hídrico está em processo avançado de poluição devido ao aporte contínuo de poluentes provenientes de fontes pontuais e difusas, o que impede o processo de autodepuração. O Jangurussu encontra-se em processo de atenuação.
2009	Leal	Compila vários trabalhos da década de 90 nos quais se pode concluir baixos níveis de oxigênio, altos teores de nutrientes e um cenário de degradação.

Fonte: Autora, 2020.

4.3 Determinação das fontes poluidoras

Após a determinação da área de estudo, com auxílio das imagens de satélite do ano 2018, localizou-se contribuições de poluições mais significativas que chegam rio no trecho escolhido. As contribuições encontradas provêm de quatro tipos:

- Contribuição de efluentes de lagoas de estabilizações;
- Contribuição de efluentes de esgotos domésticos clandestinos;
- Contribuição de riachos que deságuam no rio Cocó;
- Contribuição do lixão do Jangurussu.

A cada contribuição de efluente, seja ela de qualquer tipo, uma nova vazão agrega-se ao rio. Isso faz com que a partir do ponto de chegada de esgoto a vazão do rio mude, sendo necessária uma mudança de trecho.

4.4 Levantamento de dados

Realizou-se levantamento de dados do monitoramento realizado pela SEMACE, no qual existem 03 pontos inseridos na área de estudo, conforme a figura 19.

Figura 18 – Pontos monitorados pela SEMACE.



Fonte: Autora, 2020.

Realizou-se a tabulação dos parâmetros de OD e DBO dos anos de 2010 até 2018, nos pontos monitorados, conforme as tabelas 5 e 6:

Tabela 5 – Valores médios de oxigênio dissolvido (mg/LO₂) no Rio Cocó.

ANO	A montante do lixão do Jangurussu	A jusante do lixão do Jangurussu	BR 116
2010	1,00	0,80	0
2011	2,60	2,00	2,3
2012	1,20	0,82	Sem informações
2013	1,20	1,24	Sem informações
2015	2,80	2,10	1,30
2016	3,20	1,90	1,00
2017	6,00	5,40	0,80
2018	Sem informações	1,70	

Fonte: Autora, 2020.

Tabela 6 – Valores médios de DBO (mg/LO₂) no Rio Cocó.

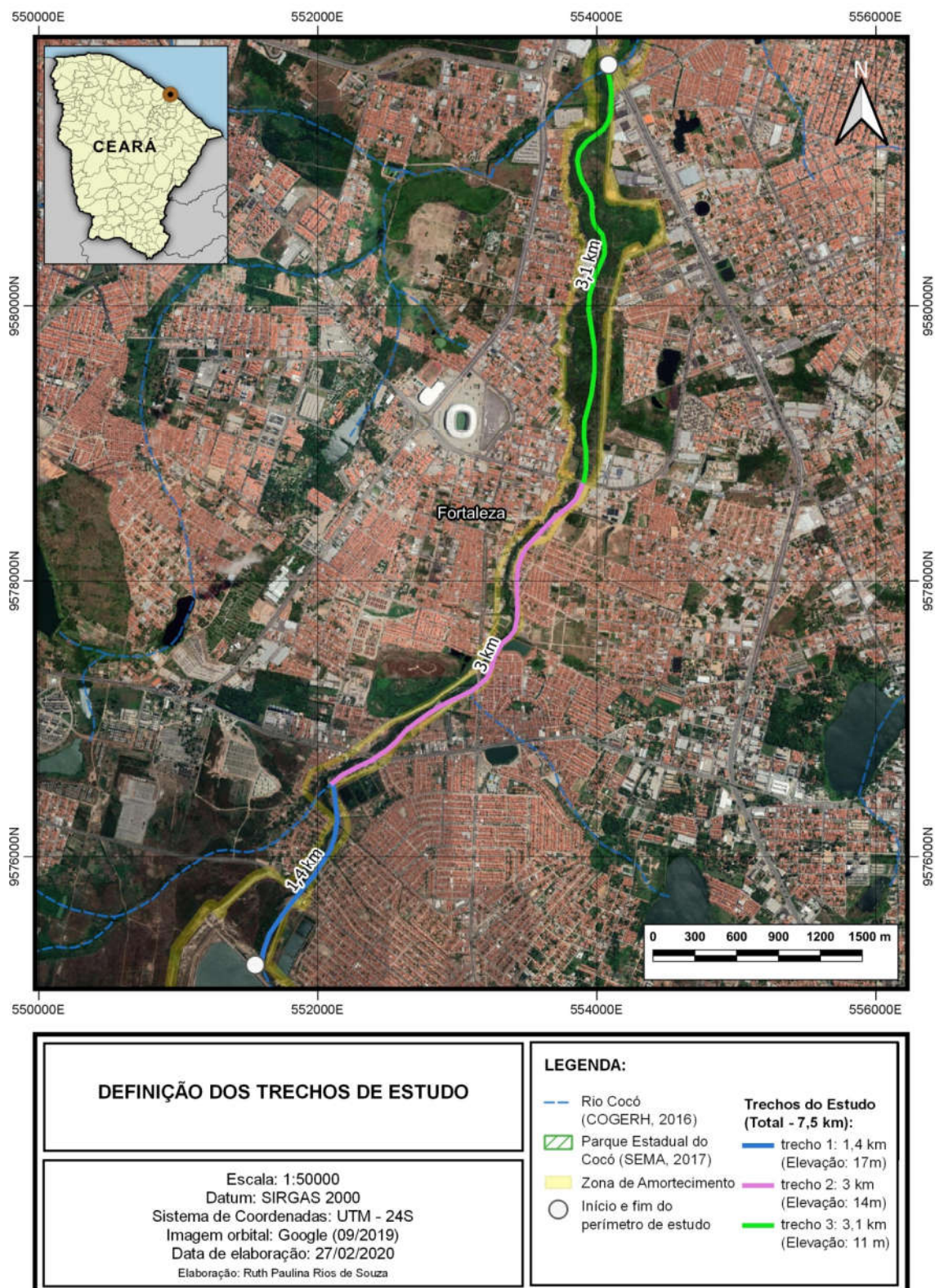
ANO	A montante do lixão do Jangurussu	A jusante do lixão do Jangurussu	BR 116
2010	48,4	60	76,3
2011	9,60	3,60	14,40
2012	59,40	83,20	Sem informações
2013	38,40	38,80	Sem informações
2015	14,1	10,8	12,5
2016	11,50	28,30	23,5
2017	2,60	2,00	12,7
2018	Sem informações	23,80	Sem informações

Fonte: Autora, 2020.

4.5. Identificação dos trechos

Para a identificação do subtrechos, realizou-se estudo das imagens aéreas, sendo identificadas 17 seções, considerando os pontos de contribuição. Quando da realização das coletas, verificou-se in loco, uma quantidade muito maior de lançamentos que não aparece nas imagens, o que torna inviável a aplicação do modelo pela necessidade de um grande volume de dados de entrada, bem como a inaplicabilidade da modelagem para seções tão pequenas, podendo gerar resultados inadequados no que concerne ao processo de autodepuração. Considerando os aspectos supramencionados, as simulações foram feitas em duas situações: considerando a divisão do trecho geral em 3 grandes subtrechos (situação 1) , e simulação com divisão do trecho geral em 5 subtrechos (situação 2) , ambos considerando as contribuições mais significativas afluentes ao rio, conforme se apresenta nas figuras 19 e 20:

Figura – 19: Localização dos subtrechos na hipótese 1.



Fonte: Autora, 2020.

Figura – 20: Localização dos subtrechos na hipótese 2.



Fonte: Autor, 2020.

4.6. Amostragem

4.6.1 Escolha dos pontos de coleta

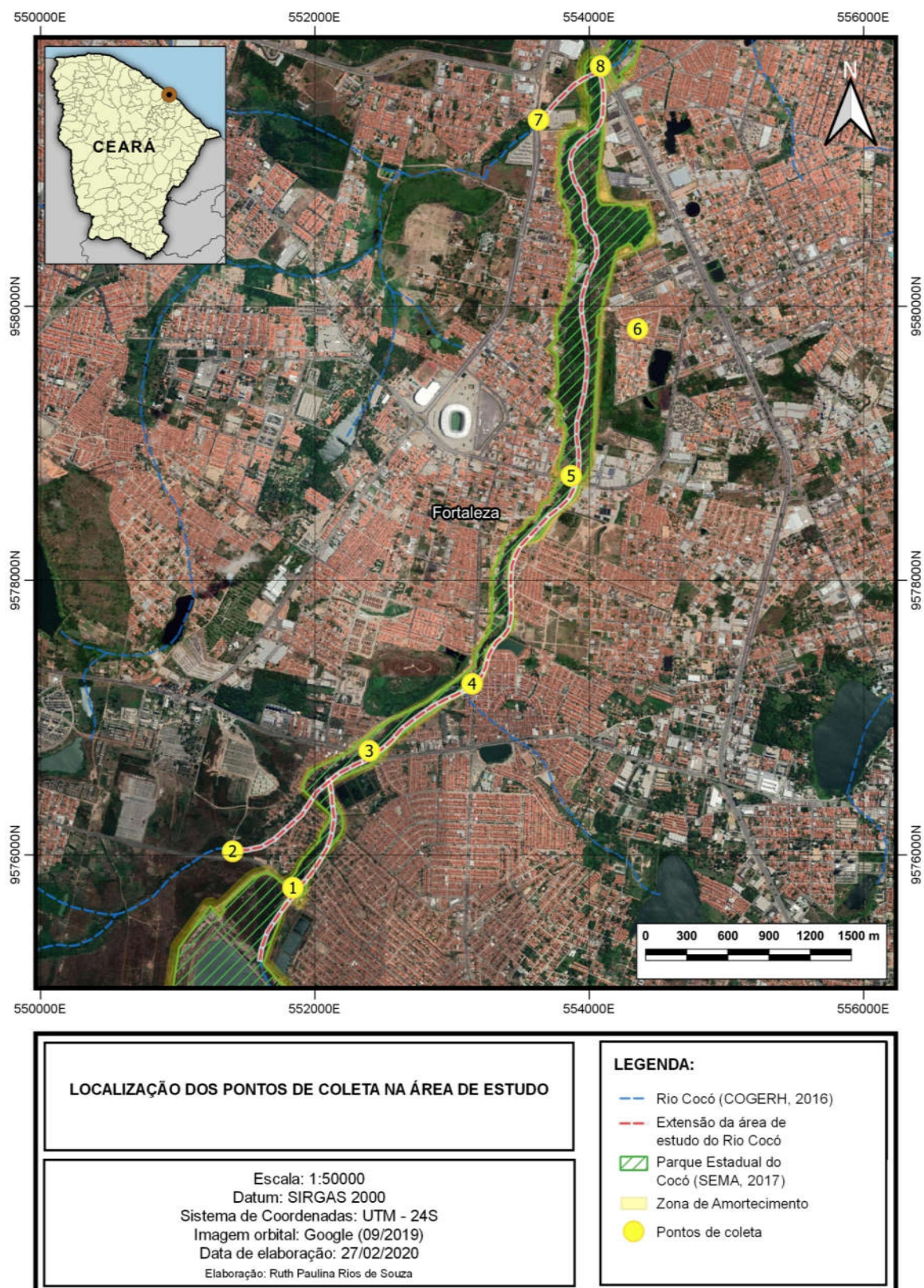
Os pontos de coletas foram escolhidos considerando a representatividade dentro da área de estudo em função da localização das fontes poluidoras e dos trechos estudados, bem como acessibilidade, a segurança do local. A localização dos pontos de amostragem é apresentada na tabela 7 e na Figura 21.

Tabela 7 – Endereços dos pontos de coleta.

Locais de coleta		
Ponto	Endereço	Coordenadas UTM
01	Ponte sobre o Rio Cocó na Avenida Valparaíso	9575756N//551839E
02	Riacho afluente do rio Cocó, á margem da Avenida Valparaíso	9576027N//551400E
03	À montante do lixão do Jangurussu, na margem esquerda, com endereço à Avenida Perimetral, Nº 3639, Jangurussu.	9576758N//552396E
04	Ponte sobre o Rio Cocó na Avenida Pompílio Gomes	UTM 9577246N//553145E
05	A jusante do lixão do Jangurussu, na margem direita, na Avenida Deputado Paulino Rocha, Nº 1988, Jangurussu,	9578760N//553867E
06	Riacho/canal afluente do Rio Cocó	9579835N//554351E
07	Ponte sobre riacho afluente do Rio Cocó, na Avenida Alberto Craveiro, próximo à CHESF.	9581357N//553629E.
08	Ponte sobre o Rio Cocó na BR 116.	9581748N//554081E

Fonte: Autora, 2020.

Figura 21 – Localização espacial pontos de coleta.



Fonte: Autora, 2020.

4.6.2 Coleta e análise de amostras

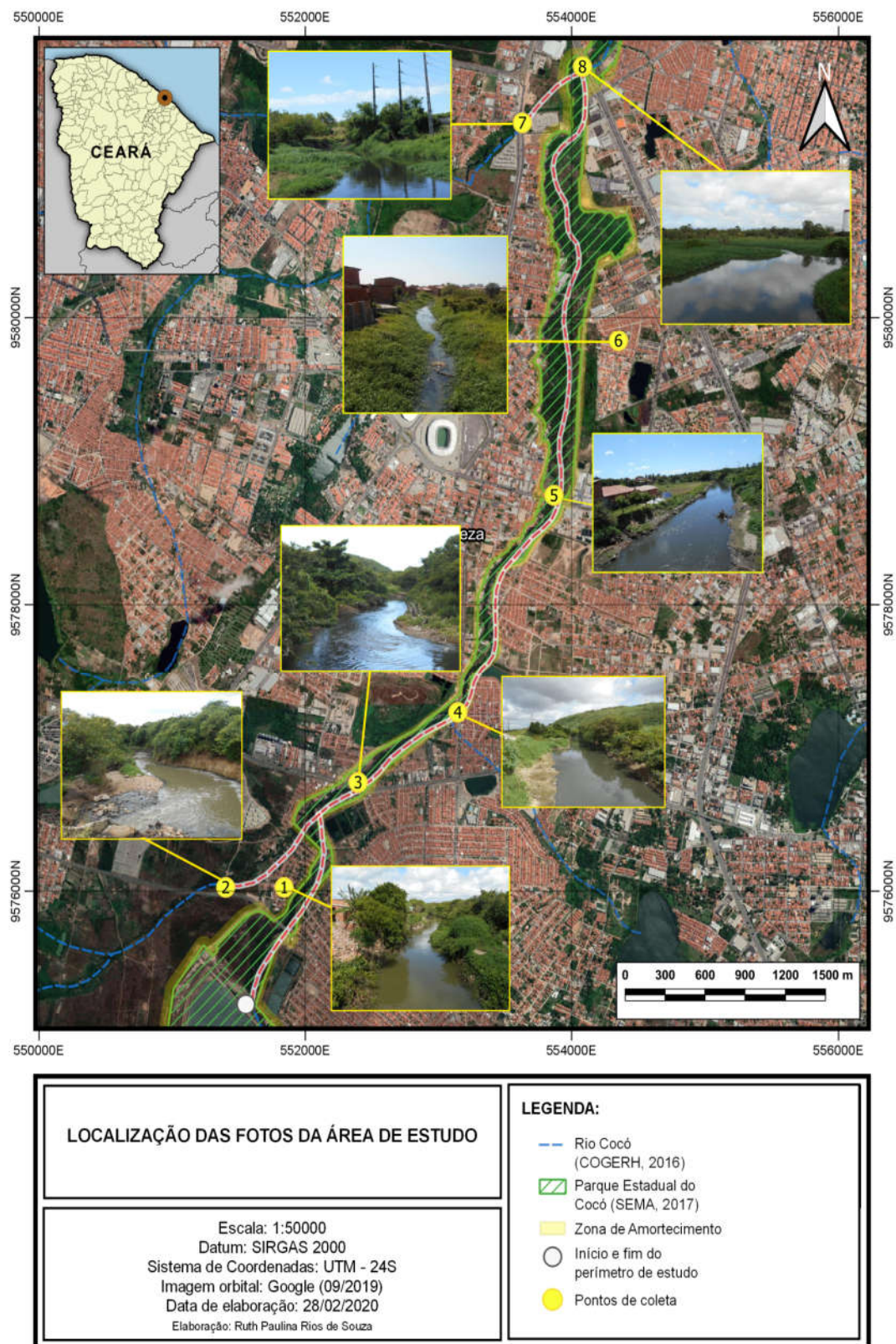
Em 29/06/2019 realizou-se coleta de amostras em 08 pontos inseridos na área de estudo (ver figuras 23 a 30), com análise para os parâmetros de alcalinidade, condutividade, pH, cor, turbidez, temperatura, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal total, sulfato, OD, DBO, DQO, cloretos, condutividade, fósforo total, sólidos totais, substâncias solúveis em hexano e coliformes termotolerantes, sendo as análises processadas no laboratório da SEMACE, exceto os parâmetros de OD, temperatura, saturação, condutividade e salinidade cujos valores foram medidos em campo por meio de sonda multiparamétrica. Os métodos analíticos são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Métodos analíticos.

Parâmetro	Método Analítico	Equipamento (Marca/Modelo)
pH	Potenciométrico	Phmetro Orion Star – A211
Cor Verdadeira	Colorimétrico	Espectrofotômetro HACH – DR 5000
Turbidez	Nefelométrico	Turbidímetro HACH – 2100Q
Temperatura da Água	Termométrico	Sonda HACH – Hq40d
Nitrato	Colorimetria – Método 8171/HACH – USEPA	Espectrofotômetro HACH – DR 5000
Nitrito	Colorimetria – Método 8507/HACH - USEPA	Espectrofotômetro HACH – DR 5000
Oxigênio Dissolvido – OD	Winkler	Sonda HACH – Hq40d
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO	Winkler	
Demanda Química de Oxigênio – DQO	Digestão com Dicromato de Potássio	Espectrofotômetro HACH – DR 5000
Nitrogênio Amoniacal Total	Nessler	
Sulfato	Espectrofotométrico	Espectrofotômetro HACH – DR 5000
Sólidos totais	Gravimétrico	
Cloretos	Titulométrico	
Condutividade	Condutivimétrico	Condutivímetro
Alcalinidade total	Titulométrico	
Alcalinidade em Hidróxido	Titulométrico	
Alcalinidade em Carbonato	Titulométrico	
Alcalinidade em Bicarbonato	Titulométrico	
Fósforo total	Digestão com Persulfato	
Substâncias solúveis em hexano	Gravimétrico	
Coliformes termotolerantes	Tubos múltiplos	

Fonte: Autora, 2020.

Figura 22 – Fotos dos pontos de coleta.



Fonte: Autora, 2020.

Figura 23 – Ponto de coleta 01. Análise in loco. Figura 24 – Ponto de coleta 08.



Fonte: Autora, 2020.



Fonte: Autora, 2020.

Figura 25 – Ponto de coleta 02.

Figura 26 – Ponto de coleta 03. Água com forte odor.



Fonte: Autora, 2020 .



Fonte: Autora, 2020.

Figura 27 - Nas proximidades do castelão com as mesmas características de poluição.

Figura 28 – Canal afluente do Rio Cocó. Ponto de coleta 06.



Fonte: Autora, 2020.



Fonte: Autora, 2020.

Figura 29 – Riacho afluente do Rio Cocó na Alberto Craveiro. Ponto de coleta 07.



Fonte: Autora, 2020.

Figura 30 – Ponto de coleta 08. BR 116.



Fonte: Autora, 2020.

4.6.3 Estimativa de velocidades e vazões

Para a estimativa das velocidades do rio utilizou-se do método expedito de medição com flutuantes. O método consiste em determinar a velocidade de deslocamento de um objeto flutuante, medindo o tempo utilizado para o seu deslocamento num determinado trecho de rio de comprimento conhecido (SANTOS et al., 2001, p.196). Normalmente se utiliza desse método quando não há disponível no momento, molinete e ou outros equipamentos necessários à realização de vazão líquida por processos mais precisos. Esse método foi utilizado por Silva (2016),

A determinação da velocidade média da água em cada ponto de coleta foi obtida pelo método do flutuante. Foram utilizadas laranjas que serviram como objeto flutuante e um cronômetro para determinação do tempo em que o flutuador levava para percorrer o espaço. O flutuador foi lançado no centro da calha do rio, de lado da ponte, medindo-se o tempo de percurso até ultrapassar a ponte. Em cada trecho, o procedimento foi repetido três vezes para melhor obtenção dos resultados. Os comprimentos das pontes foram medidos utilizando as imagens do Google Earth do ano de 2018.

A velocidade (v) foi determinada pela divisão da distância percorrida pelo flutuador e a média das repetições dos tempos entre a seção superior e inferior.

$$V = \frac{\Delta s}{\Delta t}$$

Onde: v = velocidade média (m/s^{-1})

Δs = distância entre as seções (m)

Δt = variação de tempo (s)

A velocidade, vazões e profundidades do rio e dos afluentes foram medidas nos mesmos pontos de coleta já mencionados. As profundidades nos pontos analisados foram

medidas utilizando método de batimetria por meio de corda com peso (balde de coleta), determinando a profundidade das seções. Para efeitos de cálculo de área, o fundo das seções foi considerado retangular. Calculou-se a média das áreas da seção.

Tabela 9 - Medição pelo método dos flutuantes

Pontos	largura méd. da seção	Prof média	área da seção (m²)	V medida (m/s)	Q calculada
P01	12	1,4	16,8	0,35	5,88
P02	7	0,8	5,6	0,29	1,62
P03	12	1,4	16,8	0,4	6,72
P04	12	1,4	16,8	0,42	7,06
P05	12	1,4	16,8	0,42	7,06
P06	4	0,3	1,2	0,05	0,06
P07	18	1,6	28,8	0,09	2,59
P08	16	2	32	0,27	8,64

Fonte: Autora, 2020.

As vazões das contribuições foram obtidas por meio de estimativa, cálculo e informações da COGERH.

Correção das Vazões:

De posse dos dados medidos em cada ponto: Largura da seção, Profundidade do centro da seção e Velocidade média no centro da seção, procurou-se calibrar as vazões ao longo do trecho do Rio Cocó considerando as possibilidades de a calha de cada ponto possuir seção retangular, trapezoidal (laterais 1:1) ou triangular. A média das velocidades na seção foi avaliada considerando a termo médio da parábola que compõe o escoamento teórico, resultando em redução da velocidade no centro da seção em 2/3.

Tabela 10 - Vazões

Ponto		Vazão	Controle	Erro
0 = A		<u>3,660</u>		
	+	<u>0,068</u>		
1		<u>3,728</u>	3,728	-0,01%
2=B	+	<u>1,582</u>		
3 = C		<u>5,310</u>	4,256	19,85%
4 = D		<u>5,310</u>	4,256	19,85%
5 = E		<u>5,310</u>	4,256	19,85%
6	+	<u>0,040</u>		
		<u>5,350</u>		
7 = F	+	<u>0,864</u>		
8 = F		<u>6,214</u>	5,184	16,58%

Fonte: Autora, 2020.

Admitiram-se correções em torno de 10% do valor medido na correção das velocidades computadas. Procedeu-se calibração manual dos valores K_r , K_d e K_a para o trecho AB do Rio, considerando os valores tabelados e fórmulas propostas e depois abordou-se trecho a trecho no sentido montante–jusante para calibração desses valores. Os valores foram refinados com a calibração das contribuições difusas SL e Sb' referentes à contribuição e DBO difusa e demanda Biotônica, também procedeu-se trecho a trecho no sentido Montante – Jusante. Ambas as calibrações atentou-se para o equilíbrio entre os erros referentes ao comportamento do OD e da DBO ao longo do rio. Produziram-se gráficos de DBO e OD. Os passos de 1 a 5 foram retroalimentados até atingir um gráfico próximo aos pontos de controle, tomando como referência o erro médio.

Tabela 11 – Exemplo de estudo.

<u>Dados Primários</u>	[m]	
Profundidade	1,40	
Largura	12,00	
<u>Seção</u>	<u>Área [m²]</u>	
Quadrada	16,80	
Trapezoidal	14,84	
Triangular	8,40	
<u>Velocidades</u>	[m/s]	<u>Correção</u>
Velocidade superfície (centro)	0,33	<u>-4,9%</u>
2/3	0,22	
4/9	0,15	
Média	0,23	
<u>Vazões superfície</u>	[m³/s]	
Quadrada	5,59	
Trapezoidal	4,94	
Triangular	2,80	
<u>Vazões 2/3</u>	[m³/s]	
Quadrada	3,73	
Trapezoidal	3,29	
Triangular	1,86	
<u>Vazões 4/9</u>	[m³/s]	
Quadrada	2,49	
Trapezoidal	2,20	
Triangular	1,24	
<u>Vazões Média</u>	[m³/s]	
Quadrada	3,94	
Trapezoidal	3,48	
Triangular	1,97	

Fonte: Autora, 2020.

Após a correção dos dados, obtiveram-se as seguintes informações:

Tabela 12 – Medições realizadas

Data		29/jun/19						
Ponto	Descrição	Temperatura [°C]	OD [mg/l]	DBO5 [mg/l]	Distância [Km]	Largura Seção [m]	Prof. Centro [m]	Velocidade [m/s]
0 = A	BarragemCocó				0,000			
	Lagoa ETE				0,000			
1	<u>Ponto Medição 1 (Ponte)</u>	<u>29,2</u>	7,300	5,900	0,702	12,0	1,40	0,35
2 = B	Riacho Timbó 2	27,6	0,31	95	1,717	7,0	0,80	0,29
3 = C	<u>Ponto Medição 3 (antes Lixão)</u>	<u>29,0</u>	4,4	10,7	2,042	12,0	1,40	0,40
4 = D	<u>Ponto Medição 4 (depois Lixão)</u>	<u>29,6</u>	3,2	11,9	2,986	12,0	1,40	0,42
5 = E	<u>Ponto Medição 5 (castelão)</u>	<u>29,8</u>	2	14,2	4,779	12,0	1,40	0,42
6	Esgoto canal 6	31,1	2,5	21,4	6,279	4,0	0,30	0,05
7 = F	Riacho Uirapuru 7	29,4	3,2	21,4	8,462	18,0	1,60	0,09
8 = F	<u>Ponto de Medição 8 (Ponto)</u>	<u>28,8</u>	1,5	16,4	8,790	16,0	2,00	0,27

**Vermelho - pontos ao longo do Rio Cocó*

Fonte: Autora, 2020.

Para a modelagem foram utilizados dois formatos: na primeira situação foi feita a divisão do trecho total em 3 subtrechos, considerando 3 contribuições principais, com os dados brutos de vazão e sem a inclusão da fonte difusa (contribuição do lixão do Jangurussu. Na segunda situação optou-se por uma forma mais refinada, dividindo-se o trecho total em 5 subtrechos e incluindo-se a contribuição difusa emitida pelo lixão do Jangurussu e os dados calibrados de vazão.

4.6.4. Obtenção dos dados de entrada

4.6.4.1 Vazão dos efluentes ou contribuições (Qe)

As vazões das contribuições de riachos/canais conforme descrito anteriormente, cujos resultados são apresentados na tabela 2, e no caso específico do trecho I, foi calculado considerando a carga de DBO lançada pela lagoa facultativa do Conjunto Palmeiras, conforme a equação 14. Foram empregados os seguintes dados: População=36599 habitantes; Consumo per capita água = 200L/hab/dia; Coeficiente de retorno = 0,8; Carga per capita de DBO = 50mg/L/hab/dia. Eficiência de remoção = 80% para sistema LAF- lagoa anaeróbia seguida de facultativa.

Cálculo da vazão média de efluente

$$Q_{med_{efl}} (m^3/dia) = (População \times consumo \text{ per capita} \times coeficiente \text{ de retorno}) / 1000 \quad (09)$$

$$Q_{med_{efl}} (m^3/dia) = (36599 \times 200 \times 0,8) / 1000 = 5855,84 m^3/d$$

Transformando para m³/s

$$Q_{med_{efl}} = 5855,84 \text{ m}^3/\text{d} / 86400$$

$$Q_{med_{efl}} = 0,068 \text{ m}^3/\text{s}$$

4.6.4.2 DBO₅ dos efluentes (DBO_{5efl})

A DBO das contribuições foi medida por meio de coleta e análise conforme descrito nos itens anteriores da metodologia. Para o caso específico do trecho I a DBO média foi calculada considerando os dados da ETE do Conjunto Palmeiras, conforme descrito no item anterior e empregados nas equações 10, 11 e 12.

Carga de DBO

$$\text{Carga kg/d} = (\text{população} \times \text{carga per capita})/1000 \quad (10)$$

$$\text{Carga kg/d} = (36599 \times 50)/1000$$

$$\text{Carga kg/d} = 1829,95 \text{ kgDBO/dia}$$

Concentração de DBO

$$\text{Concentração g/m}^3 = (\text{carga (kg/dia)} \times 1000) / \text{vazão (m}^3/\text{d)} \quad (11)$$

$$\text{Concentração} = (1829,95 \times 1000)/5855,84 = 312,5 \text{ mg/L}$$

Eficiência de remoção E=80%

$$DBO_{efl} = (1 - E/100) \times DBO_e \quad (12)$$

$$DBO_{efl} = (1 - 0,8) \times 312,5$$

$$DBO_{efl} = 62,5 \text{ mg/L}$$

4.6.4.3 Oxigênio dissolvido no rio (ODr)

O OD no rio foi medido in loco com auxílio de sonda multiparamétrica.

4.6.4.4 Oxigênio dissolvido no efluente ou contribuição (ODE)

O OD de todas as contribuições de efluentes e riachos foi medido in loco com auxílio de sonda multiparamétrica, exceto a contribuição da ETE do Conjunto Palmeiras, cujo OD foi estimado em 5mg/L, considerando que os efluentes das lagoas facultativas possuem OD próximo a saturação, (SPERLING, 1996).

4.6.4.5 Cálculo dos coeficientes K₁, K₂ e C_s

Com relação aos coeficientes utilizados na modelagem, o coeficiente de desoxigenação do esgoto (K_1) adotado foi obtido da literatura pela dificuldade de realização de ensaios laboratoriais.

O valor de (K_1) adotado inicialmente para a modelagem foi de $0,35d^{-1}$ (Tabela 1 para efluente primário), para todos os trechos para a temperatura de $20^\circ C$, sendo corrigido para a temperatura das amostras medidas no dia da coleta. Para a correção foi usada a equação 13 como sugere Phelps (1925).

$$K_{1T} = K_{120} \cdot O^{(T-20)} \quad (13)$$

Onde:

K_{1T} = K_1 a uma temperatura T em qualquer dia (d^{-1})

K_{120} = K_1 a uma temperatura $T=20^\circ C$ (d^{-1})

T = Temperatura do líquido ($^\circ C$)

O = Coeficiente de temperatura = $1,047$ (-)

O K_2 foi calculado conforme o modelo de O'Connor e Dobbins (1958) considerando os dados hidráulicos do rio de profundidade $0,6m \leq H < 4,0m$ e velocidades $0,05m/s \leq v < 0,8m/s$, conforme a equação 15.

$$3,73 \cdot v^{0,5} H^{-1,5} \quad (14)$$

$$K_{2T} = K_{220} \cdot O^{(T-20)} \quad (15)$$

O Coeficiente de saturação de oxigênio dissolvido (C_s) foi calculado por meio da equação 16.

$$C_s = 14,652 - 0,41022 \times 10^{-1} \cdot T + 0,0070991 \times 10^{-3} \cdot T^2 - 0,000077774 \times 10^{-5} \cdot T^3 \quad (16)$$

Os dados obtidos das pesquisas e da coleta foram compilados utilizando o Excel, sendo cada parâmetro analisado de forma individual e sua relação com os demais, comparando-se com o padrão da Resolução CONAMA 357/2005 para águas doce Classe II. Após análise geral, o comportamento da relação OD x DBO foram inseridos no Modelo de Streeter-Phelps, gerando os gráficos do comportamento do oxigênio dissolvido para 4 trechos.

4.6.4.6 Tempo de percurso (t)

O tempo de percurso foi calculado individualmente para cada trecho por meio da equação 17:

$$t = \frac{X}{V \cdot 86400} \quad (17)$$

Sendo,

t = tempo de percurso (dias)

x = distância percorrida (metros)

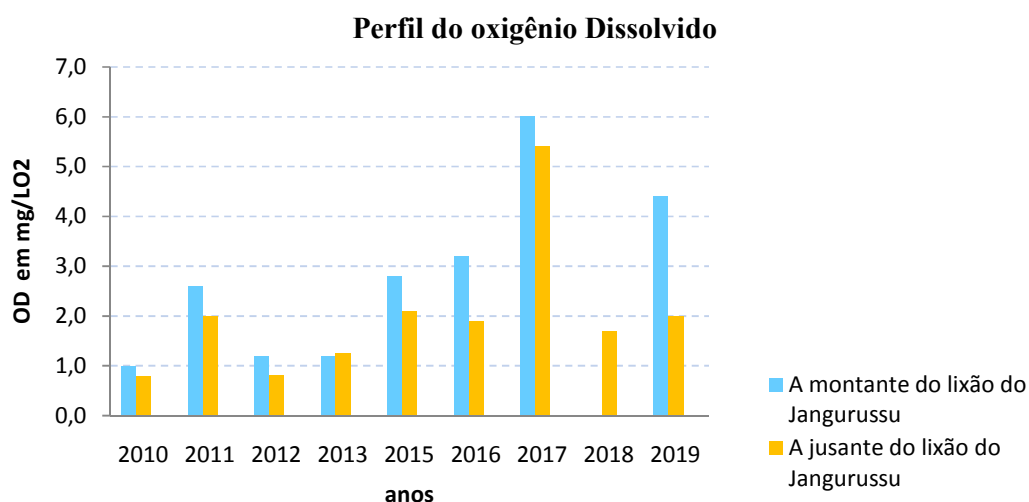
v = velocidade do rio

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir são apresentados e discutidos os resultados das análises realizadas nas seções estudadas, conforme as duas situações descritas.

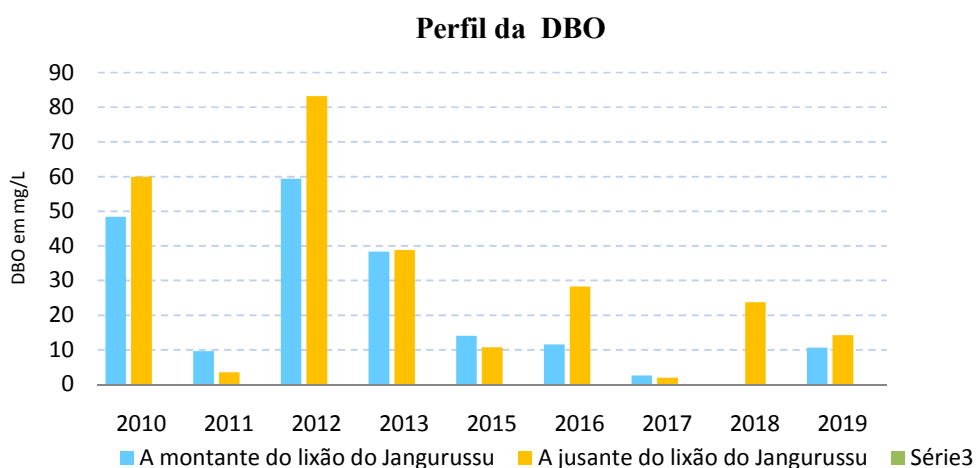
5.1 Perfis simplificados dos níveis de oxigênio (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) nos pontos monitorados pela SEMACE de 2010 a 2019.

Figura 31 - Perfil simplificado de OD nos pontos monitorados pela SEMACE.



Fonte: Autora, 2020.

Figura 32 - Perfil simplificado de DBO nos pontos monitorados pela SEMACE.



Fonte: Autora, 2020.

Nas figuras 31 e 32 acima, observa-se que entre os anos de 2010 e 2019 o parâmetro de Oxigênio dissolvido esteve sempre em níveis críticos especialmente nos pontos a jusante do lixão do Jangurussu, o que pode ser justificado pela carga orgânica oriunda da decomposição dos resíduos ali depositados e do lançamento de efluentes. Nota-se que os níveis mais baixos ocorrem em anos com menores índices de pluviosidade. Observa-se ainda que houve uma sensível melhora a partir do ano 2017, provavelmente em virtude da mudança no regime de escoamento proporcionada pelo início da operação da barragem com a manutenção de vazão constante e aumento da velocidade.

Já a DBO tem um comportamento inverso ao do OD, comprovando-se essa relação quando ocorre poluição por matéria orgânica, ou seja, nos pontos em que foram detectados baixos níveis de oxigênio dissolvido, houve a incidência de altas taxas de DBO. Klein (1962), citado por Sperling (1996), propõe que corpos d'água cuja DBO ≥ 5 apresenta qualidade duvidosa, passando a ruim quando superior a 10. Nestas considerações encaixa-se o segmento hídrico analisado. Observa-se uma redução da concentração de DBO5 para o ano de 2019, ainda sim estes valores estiveram acima de 5 mg. L⁻¹ os quais extrapolam o limite estabelecido para enquadramento de corpos hídricos Classe 2.

Quanto ao enquadramento da qualidade da água, observa-se que os parâmetros de OD e DBO, estiveram na maior parte do tempo em todos os pontos estudados, compatíveis com a qualidade de um rio Classe IV.

5.2. Análise geral da qualidade da água no trecho total de estudo

a) Cor

Esse parâmetro diz respeito à coloração da água e está associado à presença de sólidos dissolvidos, que podem ser provenientes da decomposição de matéria orgânica, principalmente de vegetais (ácidos húmicos e fúlvicos), da presença de ferro ou manganês ou ainda resíduos industriais e esgotos domésticos (SPERLING, 1996). Na tabela abaixo, apresentam-se os resultados desse parâmetro.

Tabela 13 – Resultados do parâmetro cor.

Cor (uH)

P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08
ND	ND	ND	ND	146	ND	ND	ND
*ND: não determinado.							

Fonte: Autora, 2020.

Na tabela 13 acima, observa-se que a determinação da cor somente foi possível no ponto P05, e este ultrapassa o padrão da legislação que é de ≥ 75 uH. Normalmente, quando não é possível a determinação da cor, isso ocorre por que coloração está acima da capacidade de leitura do equipamento. In loco constatou-se visualmente que a cor variou de marrom escuro no ponto P01 nos pontos P02; de cinza muito escuro ao preto, P03, P04, P05 e P06; e marrom esverdeada nos pontos P07 e P08, conforme a figura 33.

Figura 33 – Cor da água nos pontos de coleta, observada pela percepção virtual.

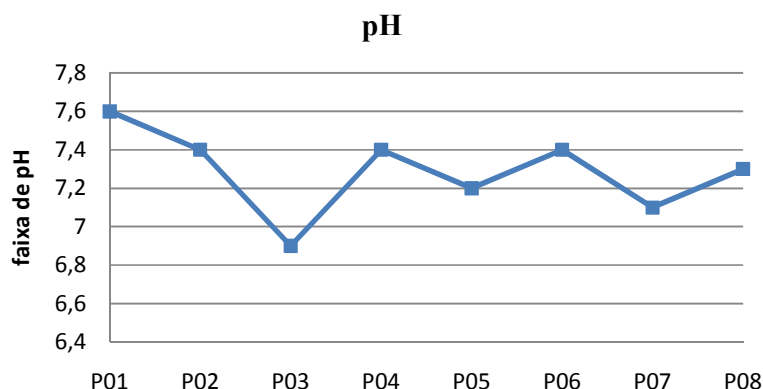
P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08

Fonte: Autora, 2020.

b) pH

O pH (potencial hidrogeniônico) representa a concentração de íons hidrogênio H^+ dando uma indicação sobre as condições de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. Os constituintes responsáveis por esse parâmetro são os sólidos e gases dissolvidos. As alterações do pH na água pode ser de forma natural ou antropogênica, sendo que na primeira condição é oriunda da dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica ou da fotossíntese, e na segunda, é proveniente de despejos de despejos domésticos ou industriais (SPERLING, 1996). Conforme a figura 34, é possível observar que não houve variação significativa do pH, com uma média de 7,2, sendo o índice mais básico encontrado no ponto P01 e o mais ácido no ponto P03.

Figura 34 – Variação do pH nos pontos estudados.

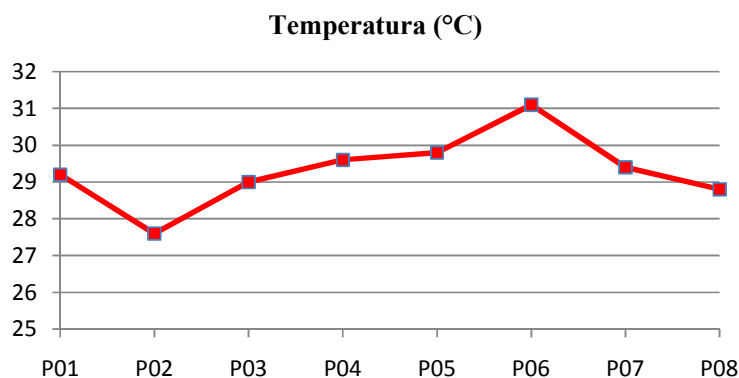


Fonte: Autora, 2020.

c) Temperatura

Temperatura é medição da intensidade de calor. Esse parâmetro nas águas pode ser afetado pela transferência de calor pela radiação, condução ou convecção. De forma antropogênica, a temperatura pode sofrer alteração em função de lançamento de efluentes domésticos e industriais. A temperatura tem grande influência na solubilidade do oxigênio e metabolismo microbiano, afetando, por conseguinte, as taxas de estabilização da matéria orgânica. Na figura 35, observa-se que a temperatura variou em até 3,5°C entre os pontos estudados, sendo registrada a menor temperatura no ponto P02 (27,6°C) e a maior no ponto P06 (31°C). Essa elevação de temperatura se justifica pelo fato de que o ponto P06 trata-se de um riacho canalizado, afluente do rio Cocó, que possui profundidades que não ultrapassam 30cm, com lançamentos diretos de efluente sanitário.

Figura 35 – Variação da temperatura nos pontos estudados.



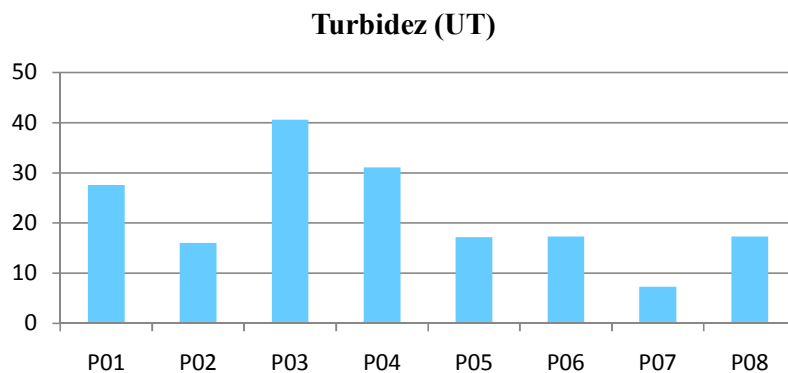
Fonte: Autora, 2020.

d) Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência com a passagem da luz através da água, conferindo aparência turva à mesma (SPERLING, 1996). O principal constituinte da turbidez é a presença de sólidos em suspensão, que podem ser de origem natural tais como partículas de rocha, argila, silte, algas e outros microrganismos e de origem antropogênica com despejos domésticos ou industriais. Na figura 36 abaixo, observa-se que os maiores picos de turbidez ocorreram nos pontos P01, P03 e P04. Esses valores podem ser justificados no ponto P01 pela localização posterior a barragem e a uma lagoa de estabilização; o ponto P03 se localiza após 02 lagoas de estabilização, e um riacho com efluente industrial, e o ponto P04 se localiza após todos os eventos anteriores, acrescido do lixão do Jangurussu e de pequenos lançamentos de efluentes domésticos. Nos pontos P03 e P04 a mata ciliar é rala ou inexistente, o que favorece o carreamento de materiais sólidos para o leito do rio. Nenhum dos valores apresentados

ultrapassou os limites estabelecidos Resolução CONAMA 357/2005, a Classe 2 – águas doces, cujo valor deve ser menor ou igual a 100UT.

Figura 36 – Variação da turbidez nos pontos estudados.

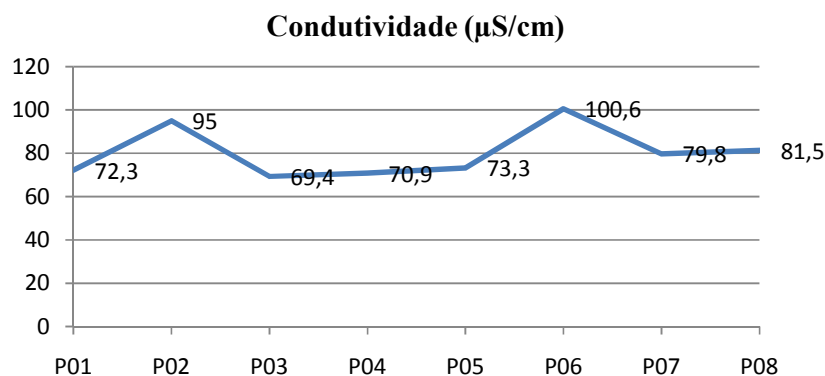


Fonte: Autora, 2020.

e) Condutividade elétrica

A condutividade é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Este parâmetro está relacionado com a presença de íons dissolvidos na água, que são partículas carregadas eletricamente. Como observado na figura 37 os valores de condutividade variaram 69,4uS/cm no ponto 03 a 100,6 uS/cm no Ponto P06.

Figura 37 – Variação da condutividade elétrica nos pontos estudados.



Fonte: Autora, 2020.

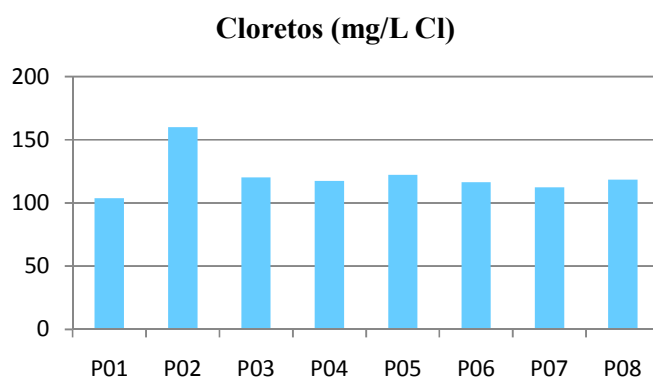
Esteves (1998) comenta que a condutividade elétrica da água é uma das variáveis mais importantes da limnologia, devido à sua capacidade de fornecer informações significativas concernentes tanto ao metabolismo do ecossistema aquático quanto aos fenômenos relevantes que ocorrem na bacia de drenagem.

De acordo Alves (2009), os maiores valores de condutividade têm uma relação do parâmetro avaliado com o lançamento de efluentes e assim o aumento das concentrações iônicas. Pela média dos pontos observados, verificou-se que os valores mais altos ocorreram nos pontos P02 e P06, nos quais são evidentes os despejos industriais e domésticos respectivamente. Observa-se ainda que houve elevação sequenciada quando se compara valores de montante e jusante ao lixão do Jangurussu representados pelos pontos P03, P04 e P05.

f) Cloretos

Todas as águas naturais, em maior ou menor escala, contêm íons resultantes da dissolução de minerais (SPERLING, 1996). O constituinte principal do parâmetro são os sólidos dissolvidos, que pode ser natural proveniente da dissolução de minerais e intrusão de águas salinas, e de origem antropogênica oriunda de despejos domésticos, industriais ou águas de irrigação. Na figura 38, verifica-se que os maiores valores foram observados nos pontos P02 e P05, o que se justifica pela presença de lançamento de efluentes industriais no ponto P02 e pela influencia do lixão do Jangurussu no ponto P05. Nenhum dos pontos ultrapassou o padrão da legislação. Sobre este parâmetro é válido ainda comentar que, assim como os dados históricos, os resultados mostram que não há influência de maré no trecho estudado.

Figura 38 – Variação de cloretos nos pontos estudados.



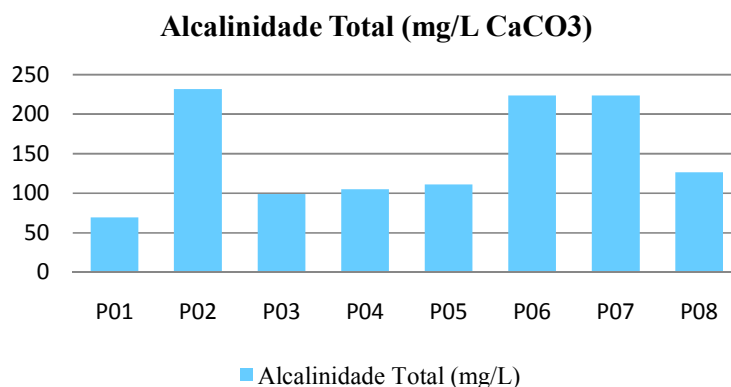
Fonte: Autora, 2020.

g) Alcalinidade

A alcalinidade das águas naturais constitui-se na capacidade de neutralizar ácidos, expressando, portanto, a sua capacidade de tamponamento. A presença de alcalinidade em águas naturais é causada principalmente por hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos (APHA et al., 1995).

Libânio (2008) comenta que na maioria dos ambientes aquáticos naturais, a alcalinidade é devida exclusivamente à presença de bicarbonatos, com valores de alcalinidade na faixa de 30 a 500 mg de CaCO_3/L , sendo que valores mais elevados nos corpo de água estão associados aos processos de mineralização da matéria orgânica, com consequente aumento da autotrofia que, consumindo espécies carbônicas, muda as formas de alcalinidade aumentando seus valores. Outro fator relevante é o lançamento de esgotos industriais. Conforme as figura 39, os maiores valores de alcalinidade foram observados nos pontos P02, P06 e P07, justamente em afluentes do Rio Cocó nos quais se podem constatar lançamentos de efluentes domésticos e industriais. Importante ressaltar que a alcalinidade em todos os pontos foi devido a bicarbonatos.

Figura 39 – Variação da alcalinidade total nos pontos estudados.



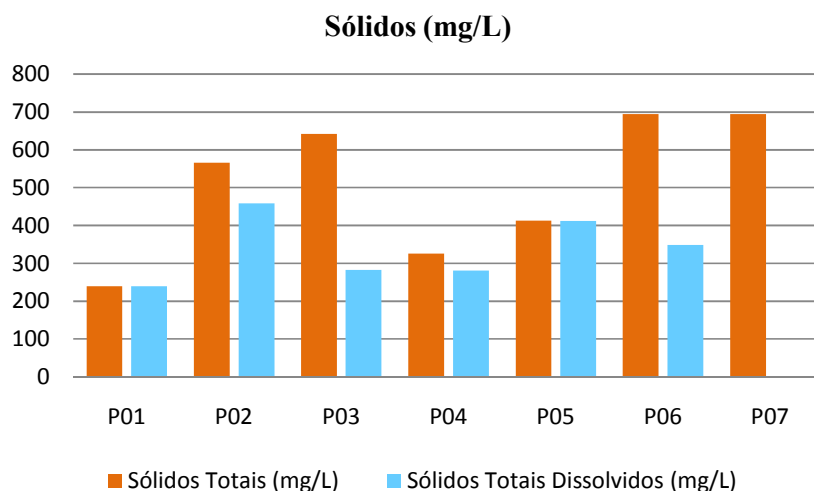
Fonte: Autora, 2020.

h) Sólidos Totais

Em estudos de controle de poluição das águas naturais e principalmente nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais, a determinação dos níveis de concentração das diversas frações de sólidos resulta em um arranjo geral da distribuição das partículas com relação ao tamanho (sólidos em suspensão e dissolvidos) e com relação à natureza (fixos ou minerais e voláteis ou orgânicos) (SILVA, 2013).

Os Sólidos Dissolvidos Totais correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após de evaporação e secagem da amostra a uma temperatura entre 103 e 105°C durante um tempo fixado. (SILVA et al, 2001). Na figura 40, verifica-se que os maiores níveis de sólidos totais ocorreram nos pontos P02, P03, P06, P07, e os dissolvidos em P02, P05 e P06, justamente onde ocorrem aportes ao rio com lançamentos de efluentes.

Figura 40 – Variação da quantidade de sólidos nos pontos estudados.



Fonte: Autora, 2020.

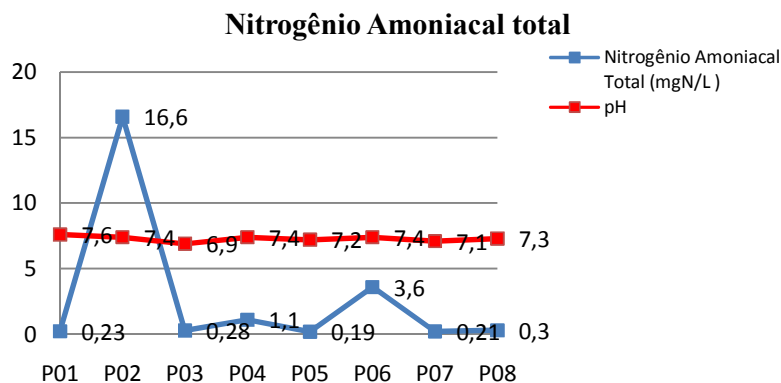
i) Nitrogênio Amoniacal Total

A amônia total, ou nitrogênio amoniacal total, refere-se à soma das formas iônica (NH_4^+) e molecular (NH_3). A presença de nitrogênio amoniacal na água significa matéria orgânica em decomposição evidenciando que ambiente está deficiente em oxigênio dissolvido. Segundo Pessoa (2002) a principal fonte deste composto no ambiente aquático se dá por meio de despejos de esgoto doméstico, lançado in natura no corpo hídrico. Sperling (2005) destaca que a presença de compostos nitrogenados e a identificação da forma predominante do nitrogênio podem também fornecer informações sobre o estágio de poluição nos corpos hídricos, revelando sua qualidade sanitária. Assim, quando a poluição for recente, o perigo para a saúde será maior, pois nesse caso o nitrogênio se apresenta na forma orgânica e amoniacal, visto que se apresenta pouco oxidado. Na forma amoniacal livre é muito tóxico, sendo menos danoso na forma mais oxidada (nitrito e nitrato).

Na figura 41, observa-se que os maiores níveis de nitrogênio amoniacal total ocorrem nos pontos P02 e P06, o que se justifica pelo fato de que nesses pontos foram identificados lançamentos brutos de efluentes industriais e sanitários respectivamente. Salienta-se que apenas no ponto P02 foi ultrapassado o padrão da Resolução CONAMA 357.

No tocante à contribuição do lixão do Jangurussu, Barbosa et. al (2010) registrou uma concentração de amônia de $79,6 \text{ mg.L}^{-1}$ em um ponto localizado a jusante do lixão, podendo-se concluir que essa fonte de poluição está se esgotando e reduzindo seu impacto no Rio Cocó.

Figura 41 – Variação do Nitrogênio amoniacal total nos pontos estudados.



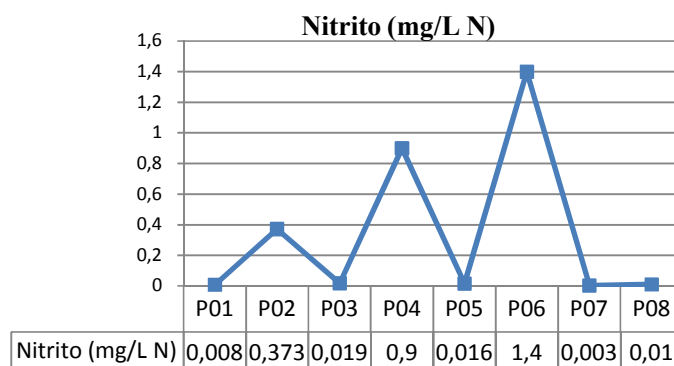
Fonte: Autora, 2020.

j) Nitrito

O nitrito representa uma fase intermediária entre a amônia e o nitrato. Sua presença em água indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica recente, sendo suas concentrações influenciadas pela disponibilidade de oxigênio dissolvido, uma baixa concentração de OD acelera o processo de desnitrificação (passagem do nitrato a nitrogênio gasoso) reduzindo assim a concentração de nitrato e aumentando as de nitrito. (BARBOSA et.al, 2010; PESSOA, 2002).

A concentração do nitrito variou entre 0,008 mg.L⁻¹ a 1,4 mg.L⁻¹. A Figura 42 traz o comportamento dessa variável ao longo do trecho estudado, sendo os maiores picos nos pontos P02 (riacho com lançamento de efluentes industriais), P04 (a jusante do lixão do Jangurussu) e P06 (riacho canal com lançamento de efluentes sanitários). O nitrito encontrado no rio, apresentou valores inferiores ao valor máximo permitido pela resolução CONAMA 357/2005, para classe II no qual o limite permitido é de 1,0 mg.L⁻¹.

Figura 42 – Variação do Nitrito nos pontos estudados.



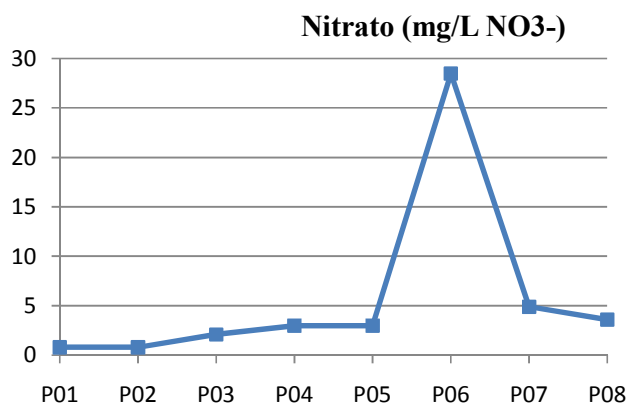
Fonte: Autora, 2020.

k) Nitrato

Dentre as diferentes formas de compostos nitrogenados, o nitrato, juntamente com o íon amônio, assume grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários. (PESSOA, 2002). Conforme Silva (2013) a quantidade natural de nitrato em águas superficiais é baixa ($< 1 \text{ mg/L}$), de modo que as concentrações acima de 5 mg/L de nitrato (NO_3^-), normalmente indicam poluição por fertilizantes usados na agricultura ou dejetos humanos e de animais.

A concentração de nitrato no Rio Cocó e seus afluentes variou entre $0,8$ e $28,5 \text{ mg.L}^{-1}$ sendo o menor valor observado no ponto P01 e P02 igualmente, e a maior concentração foi registrado no ponto P06, onde ocorre lançamento de efluente doméstico bruto e tratado continuamente. Quanto ao trecho adjacente ao lixão, neste se observa que houve um leve aumento de montante para jusante nos pontos P03, P04 e P05, conforme se observa na figura 43.

Figura 43 – Variação do Nitrato nos pontos estudados.



Fonte: Autora, 2020.

l) Fósforo Total

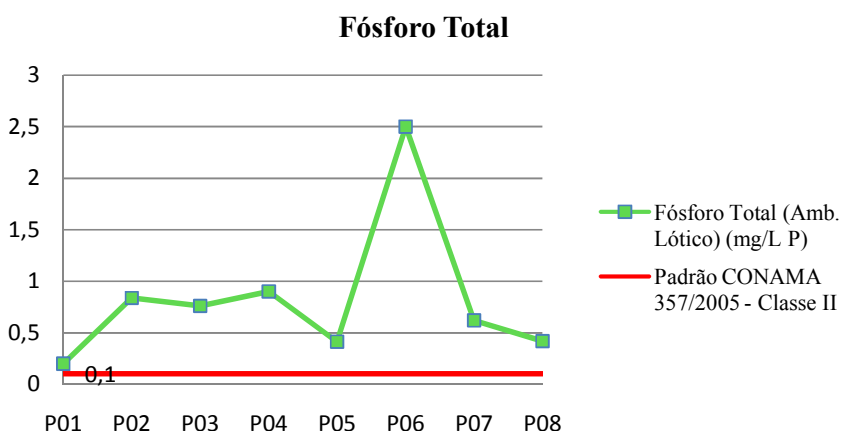
Segundo Sperling (1995) o fósforo na água apresenta-se principalmente nas formas de ortofosfato, polifosfatos, e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidades de conversão as formas mais simples. O fósforo é proveniente da intrusão de sólidos em suspensão e dissolvidos, que podem ser de origem natural (dissolução de compostos do solo e decomposição da matéria orgânica) e de origem antrópica (despejos domésticos e industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes).

O Fósforo e o Nitrogênio são essenciais ao crescimento de todos os seres vivos. Em corpos d'água são elementos fundamentais para o controle das taxas de crescimento de algas e

cianobactérias e outros responsáveis pela estabilização da matéria orgânica (SAWYER et al., 1994). O crescimento exagerado desses organismos pode conduzir ao estado de eutrofização.

A figura 44 mostra o comportamento do fósforo nos pontos analisados, sendo constatado uma média de $0,83 \text{ mg.L}^{-1}\text{P}$, com menor valor no ponto P01 e a maior concentração no ponto P06. É possível verificar que o valor máximo permitido pela Resolução CONAMA 357/2005 $0,1 \text{ mg.L}^{-1}\text{P}$ foi excedido em todos os pontos estudados

Figura 44 – Variação do fósforo total nos pontos estudados.



Fonte: Autora, 2020.

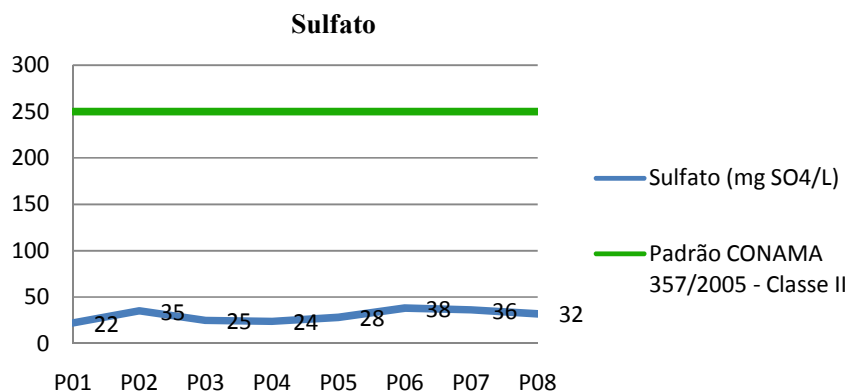
m) Sulfato

Os compostos sulfurosos apresentam-se tanto na forma de sulfetos como sulfatos. Os sulfetos constituem a forma oxidada do enxofre. Encontra-se com frequência em águas subterrâneas, onde há carência de oxigênio, (PEREIRA, 2004).

De acordo Esteves (1998), os sulfatos normalmente se originam da oxidação do gás sulfídrico no meio aquático oxigenado. Esta oxidação pode ser química ou biológica, neste caso realizado por bactérias.

A distribuição do sulfato é também fortemente influenciada pela formação geológica da bacia de drenagem do sistema hídrico. Em ambientes próximos ao mar, as concentrações de sulfato são maiores, já que nos oceanos o sulfato é mais abundante (SILVA, 2013). Na figura 45, observam-se os valores de sulfato nos pontos estudados, sendo a média $30 \text{ mg SO}_4/\text{L}$. No ponto P07 ocorreu o maior valor e no ponto P01 (início da área de estudo).

Figura 45 – Variação do sulfato nos pontos estudados.

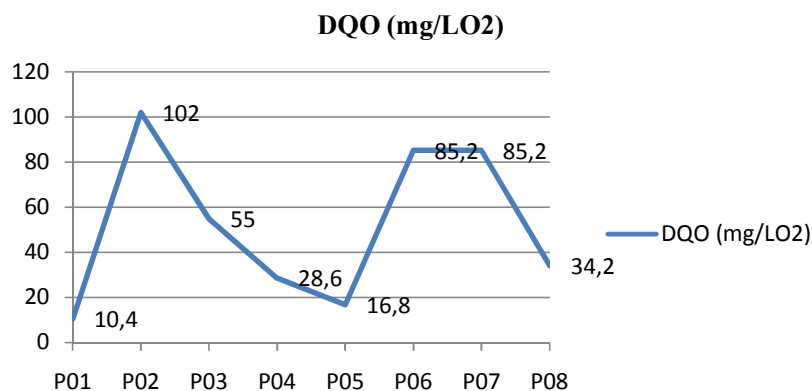


Fonte: Autora, 2020.

n) Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO é um indicador de matéria orgânica baseado na concentração de oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica, biodegradável ou não, em meio ácido e condições energéticas por ação de um agente químico oxidante forte. O aumento da concentração de DQO num corpo d'água deve-se principalmente a despejos de origem industrial (CETESB 2009). A figura 46 mostra os valores obtidos, sendo as maiores concentrações registradas nos pontos P02, P06 e P07. Isso se justifica pelo fato de que nesses locais foram identificados lançamento de efluentes sanitários e industriais.

Figura 46 – Variação da DQO nos pontos estudados.



Fonte: Autora, 2020.

o) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A DBO retrata de forma indireta, o teor de matéria orgânica nos esgotos ou em corpos d'água, sendo, portanto, uma indicação potencial do consumo de oxigênio dissolvido. A demanda bioquímica é de fundamental importância na caracterização do grau de poluição de um corpo hídrico (SPERLING, 1995). A DBO nas águas pode ser proveniente de origem natural (matéria orgânica vegetal e animal) ou antropogênica (despejos domésticos e industriais). A figura 47 apresenta o perfil da DBO nos pontos amostrados. A concentração variou entre 5,9mg.LO₂ a 95mg.LO₂. O maior valor foi registrado no ponto P02 que é um riacho recebe afluente do rio Cocó que efluentes do distrito industrial de Maracanaú. O menor valor foi registrado no P01 no trecho inicial de estudo. Importante ressaltar que todos os valores medidos superaram o limite de 5mg.LO₂ estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005.

A figura 48 apresenta o perfil da DBO no Rio Cocó considerando apenas os pontos amostrados no leito do rio, excluindo-se os afluentes. Nessa análise, tem-se a média das concentrações em 11,82 mg.LO₂, variando de 5,9 mg.LO₂ a 16,4mg.LO₂. Pode se inferir que a DBO apresenta um comportamento crescente, provavelmente em virtude do recebimento de sucessivas contribuições de esgotos de fontes pontuais e difusas ao longo do trecho estudado. É perceptível que no trecho 02 (pontos P03, P04 e P05) houve elevação dos valores com um incremento de 3,5mg.LO₂ após o lixão do Jangurussu.

A figura 49 mostra o enquadramento dos pontos estudados no Rio Cocó quanto à classe de qualidade proposta pela Resolução CONAMA 357/2005, donde se pode concluir que quanto à DBO nenhum ponto alcançou a qualidade da classe II, ficando 20% na classe III e 80% na classe IV.

Figura 47 – Variação da DBO nos pontos amostrados

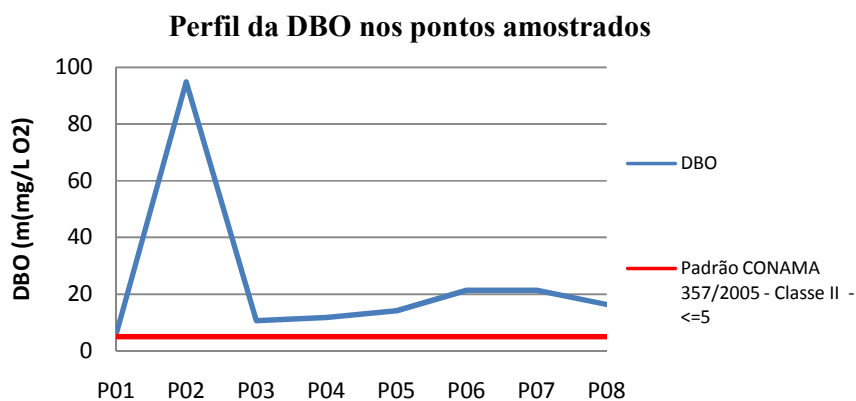


Figura 48 – Variação da DBO nos pontos amostrados no curso do Rio Cocó.

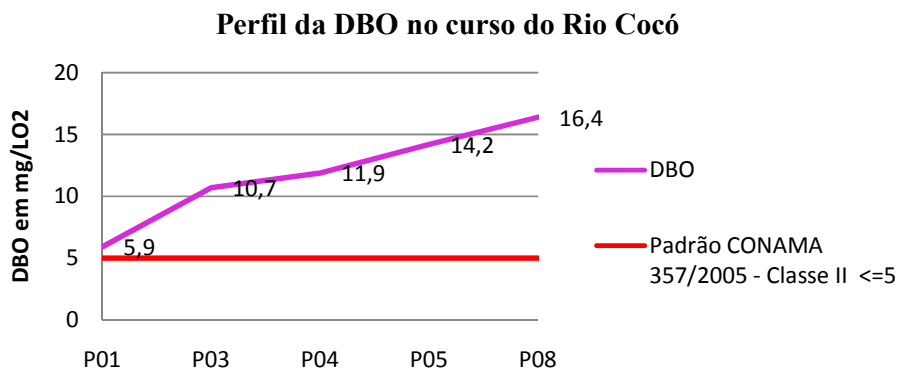
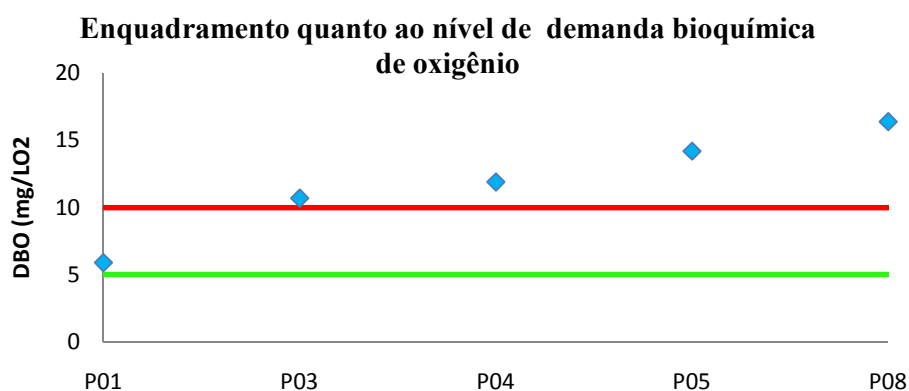


Figura 49 – Enquadramento dos pontos amostrados no curso do Rio Cocó quanto ao padrão da Resolução CONAMA 357/2005.

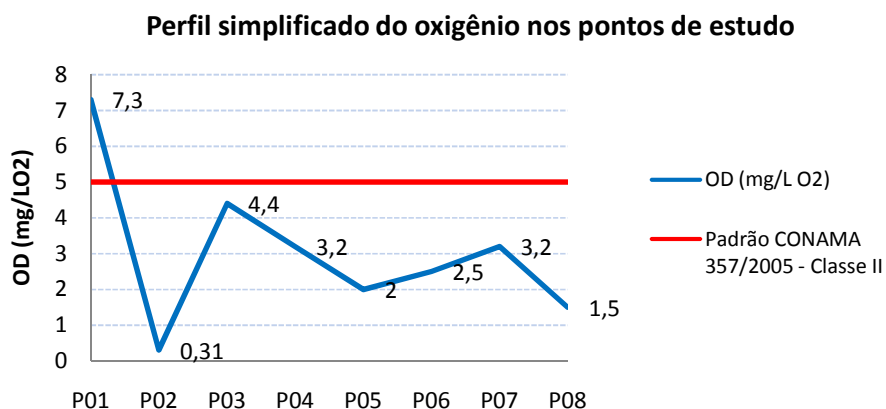


p) Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido (OD) é essencial para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar a redução de sua concentração no meio. Dependendo da magnitude desse fenômeno pode-se atingir a anaerobiose (SPERLING,1995).

Na figura 50, são apresentados os resultados desse parâmetro nos pontos estudados, sendo constatada uma média de 3,05mg.LO₂, incluindo as análises nos afluentes. A maior concentração (7,3mg.LO₂) foi verificada no ponto P01 (início do trecho de estudo) e a menor no ponto P02.

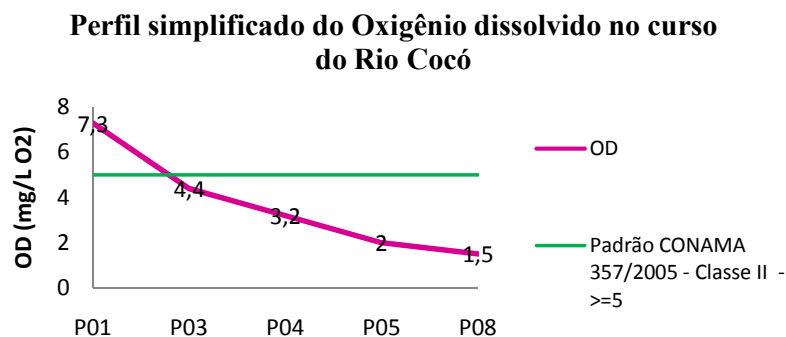
Figura 50 – Variação do oxigênio dissolvido nos pontos amostrados.



Fonte: Autora, 2020.

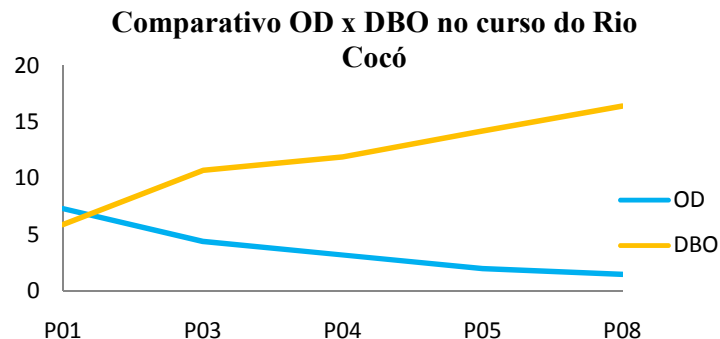
A figura 51 apresenta o comportamento do oxigênio dissolvido considerando apenas os pontos estudados no curso do Rio Cocó. O parâmetro apresentou uma média de 3,68mg.LO₂, sendo o maior valor encontrado ponto P01(início do trecho de estudo) e a menor concentração no ponto P08 (fim do trecho de estudo). Esse decaimento da concentração de oxigênio dissolvido ao longo do curso do rio reflete a quantidade de lançamentos de cargas poluidoras ao longo do trecho estudado, o que pode ser provado pelo crescimento da DBO nos mesmos pontos, conforme mostra a figura 52 onde o comportamento da DBO é o inverso ao do OD. Observa-se ainda que a jusante do lixão do Jangurussu a depleção foi significativa. O ponto mais crítico foi o P08, onde finaliza o segmento doce do rio e se inicia um formato de lagamar. Nesse local é perceptível a redução da velocidade da água e a eutrofização do corpo hídrico. Importante destacar que apenas o ponto P01 atende o limite estabelecido da legislação.

Figura 51 – Variação do oxigênio dissolvido nos pontos amostrados no curso do Rio Cocó.



Fonte: Autora, 2020.

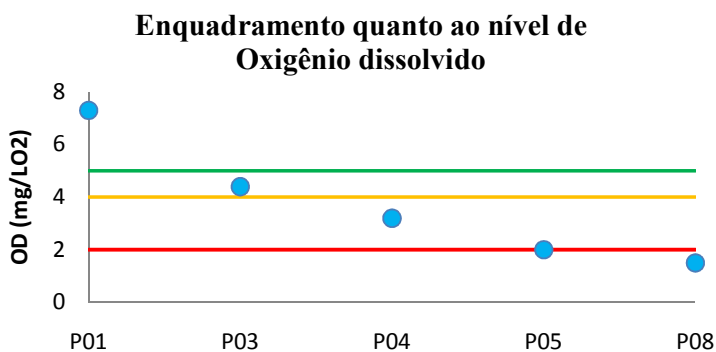
Figura 52 – Comparativo entre os perfis de OD e DBO nos pontos amostrados no curso do rio.



Fonte: Autora, 2020.

Em relação ao enquadramento em classe de qualidade conforme a Resolução CONAMA 357/2005, o ponto P01, está na classe II com $OD \geq 5 \text{ mg.LO}_2$, o Ponto P03 está na classe III com $5 \text{ mg.LO}_2 < OD \leq 4 \text{ mg.LO}_2$, o pontos P04 está na classe IV com $OD > 2 \text{ mg.LO}_2$ e os P05 e P08 se apresenta com qualidade inferior à qualidade da classe IV com OD inferior ou igual a 2 mg.LO_2 .

Figura 53 – Enquadramento dos pontos amostrados no curso do Rio Cocó quanto ao padrão da Resolução CONAMA 357/2005 para oxigênio dissolvido.



Fonte: Autora, 2020.

5.3 Simulações do perfil de oxigênio dissolvido via modelo Streeter-Phelps.

Para as simulações foram obtidos os coeficientes da Tabela 14.

Tabela 14 - Coeficientes obtidos.

Trecho	K_1	K_d	K_2	C_s
I	0,35	0,53	1,66	7,6
II	0,35	0,53	1,76	7,6
III	0,35	0,55	1,84	7,5
total	0,35	0,54	1,71	7,5

Fonte: Autora, 2020.

Trecho I

Dados de entrada no modelo – para a situação I

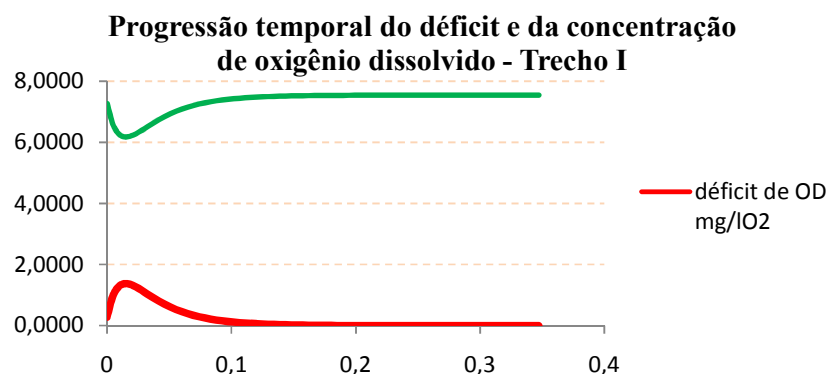
Tabela 15 – Dados básicos de entrada do trecho I na situação 1.

Dados	Rio	Efluente
Vazão	5,88m³/s	0,068m/s
OD	7,3mg/LO ₂	5mg/LO ₂
DBO	5,9mg/L	62,5mg/L
Velocidade	0,35m/s	
Profundidade	1,4m	
Temperatura	29,2°C	

Fonte: Autora, 2020.

Como resultados da simulação obtiveram-se os gráficos representados nas figuras 54 e 55 do comportamento da progressão do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido no trecho I. O perfil da concentração de oxigênio pode ser observado na figura 60.

Figura 54 – Progressão temporal do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido no trecho I.

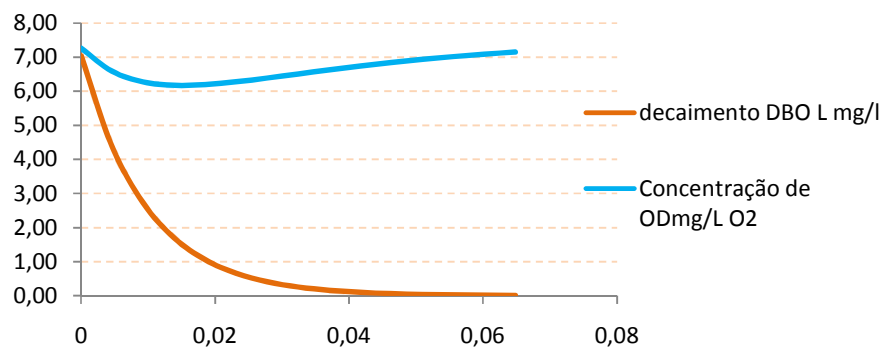


Fonte: Autora, 2020.

Na figura 54 observa-se que as curvas do déficit e da concentração são simétricas e em imagem de espelho. Logo, à medida que a concentração se eleva devido à reaeração, o déficit diminui, podendo-se inferir que a taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao déficit existente.

Figura 55 – Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica no trecho I.

Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica



Fonte: Autora, 2020.

A figura 55 mostra a evolução da oxidação da DBO ao longo do tempo, sendo que a estabilização total se processa a um tempo de 0,074 dias, a uma altura de 1,5km, portanto fora do trecho estudado. É notável que a concentração de oxigênio dissolvido também se estabiliza nesse mesmo intervalo. Nesse trecho, as simulações indicam um bom potencial de autodepuração, visto que não ocorrem níveis críticos de oxigênio, e o mesmo se recupera, chegando no fim do trecho, com 7,2mg/LO₂, conforme se verifica na figura 60.

Trecho II

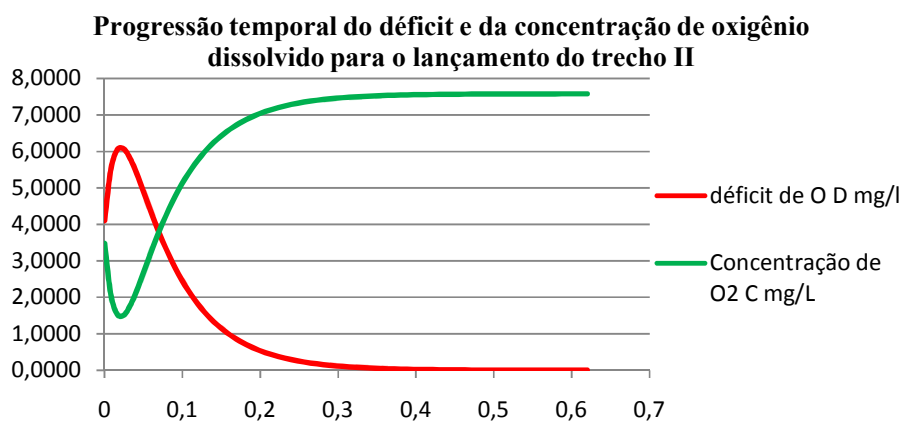
Tabela 16 – Dados básicos de entrada do trecho II na situação 1.

Dados	Rio	Efluente
Vazão	6,72m ³ /s	1,62m ³ /s
OD	4,4mg/LO ₂	0,31mg/LO ₂
DBO	10,7mg/L	95mg/L
Velocidade	0,40m/s	
Profundidade	1,4m	
Temperatura	29°C	
Distância	3km	

Fonte: Autora, 2020.

Como resultados da simulação obtiveram-se os gráficos representados nas figuras 56 e 57 do comportamento da progressão do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido no trecho 01. O perfil da concentração de oxigênio pode ser observado na figura 60.

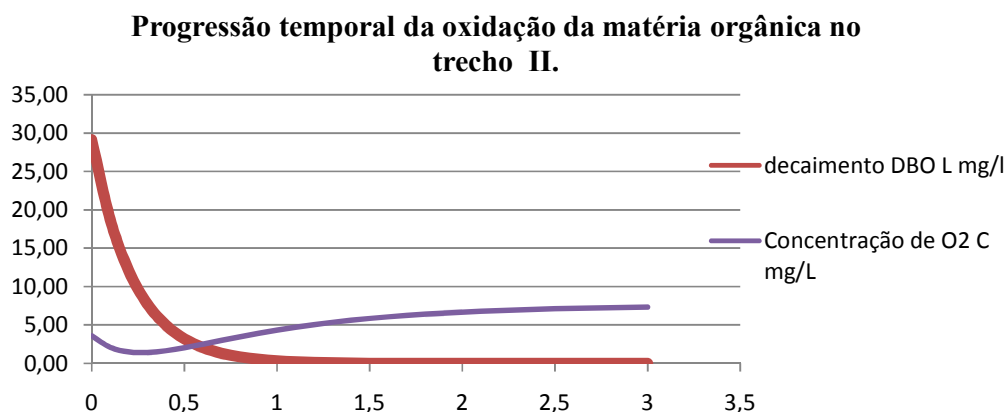
Figura 56 – Progressão temporal do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido no trecho II.



Fonte: Autora, 2020.

De maneira análoga ao trecho I, o gráfico do trecho II para a progressão temporal da concentração e do déficit de oxigênio dissolvido, apresenta simetria, porém, nesse caso, os picos de déficit e a concentração crítica de oxigênio são maiores. O déficit alcançou o nível de 6,14mg/LO₂, correspondendo para este instante, a concentração mais crítica de 1,4mg/LO₂. Esse pico deve-se ao lançamento de uma grande carga de DBO no ponto inicial, e neste local, a concentração de OD do rio já apresentava nível abaixo do recomendado para água doce classe II, com elevada DBO.

Figura 57 – Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica no trecho II.



Fonte: Autora, 2020.

As simulações indicaram que o trecho apresenta o menor potencial de autodepuração dentre os trechos estudados, pois nele ocorrem os maiores níveis de DBO e os índices mais críticos de oxigênio dissolvido. Apesar de na simulação apontar para uma recuperação a partir da marca de 1,3 km com elevação do OD a 5,4mg/LO₂ e 7,3mg/LO₂ para a marca de 3km

(fim do trecho), isso não ocorre na realidade, pois o OD real medido nesses dois pontos foram 3,2 mg/LO₂ e 2,0mg/LO₂ respectivamente. Ressalta-se que a média histórica medida em monitoramentos da SEMACE nos últimos 10 anos para a marca de 3km do trecho II que corresponde ao ponto P05 deste estudo, é de 2mg/LO₂. Essa discrepância entre o modelo e o sistema real pode estar associada às contribuições pontuais menores, à poluição difusa presente no entorno do toda a área de estudo, e da contribuição do lixão do Jangurussu que não puderam ser computadas para entrada no modelo. Este fato reafirma a impossibilidade de depuração de novos aportes de matéria orgânica nesse e no próximo trecho.

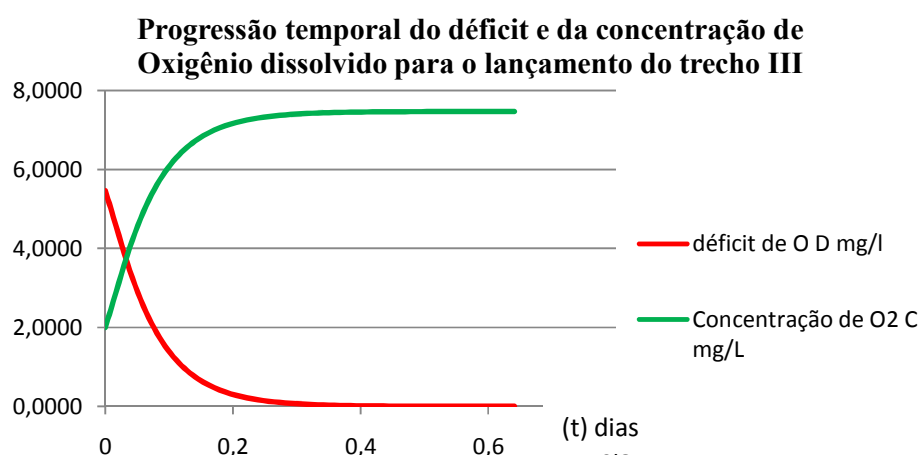
Trecho III

Tabela 17 – Dados básicos de entrada do trecho III na situação 1.

Dados	Rio	Efluente
Vazão	7,06m ³ /s	0,05m ³ /s
OD	2,0mg/LO ₂	2,5mg/LO ₂
DBO	14,2mg/L	21,4mg/L
Velocidade	0,42m/s	
Profundidade	1,4m	
Temperatura	29,8°C	
Distância	3,1km	

Fonte: Autora, 2020.

Figura 58 – Progressão temporal do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido no trecho III.

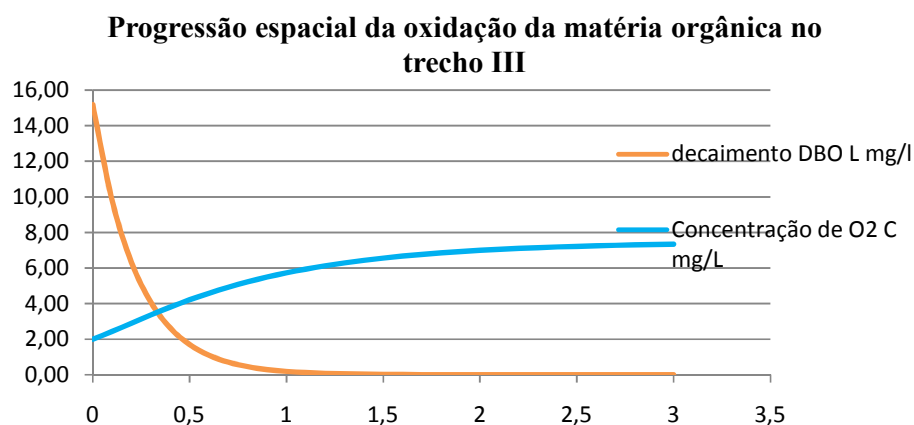


Fonte: Autora, 2020.

A figura 58 apresenta a progressão da concentração e do déficit de oxigênio dissolvido ao longo do tempo. Nesse trecho observa-se que o pico inicial foi mais suave que nos trechos anteriores, provavelmente em virtude de autodepuracão ter se processado mais rapidamente

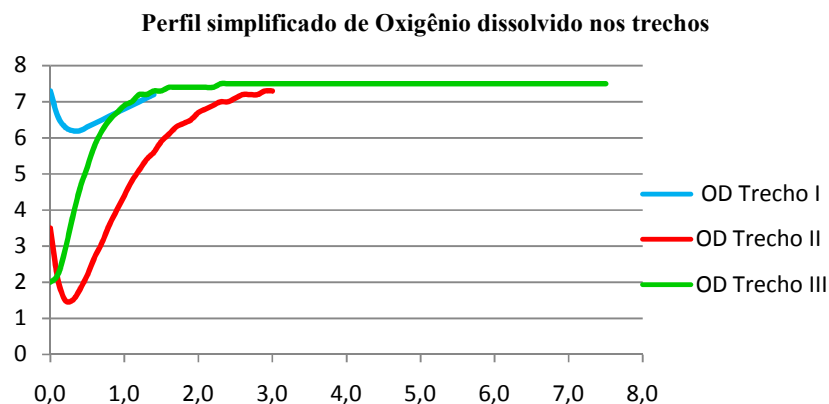
no ponto de lançamento e em suas proximidades, donde se verifica que o déficit zera a partir do instante $t = 0,162$ dias após o lançamento. Corroborando com isso, a figura 59 mostra que a DBO se processa nos primeiros instantes do lançamento e nos primeiros 500 metros do trecho. Em comportamento inverso, o oxigênio dissolvido não chega a decrescer, chegando a $7,5 \text{ mg/L O}_2$ no fim do trecho. Ocorre que no sistema real, o fim do trecho é historicamente marcado por níveis muito baixos de oxigênio dissolvido. Essa discrepância pode ser atribuída à poluição difusa, à entrada de um riacho na altura da Alberto Craveiro e ao lançamento de uma ETE de supermercado próximo ao fim do trecho. No fim do trecho o OD medido na coleta correspondente ao ponto P08, chegou a $1,5 \text{ mg/L O}_2$.

Figura 59 – Progressão espacial da oxidação da matéria orgânica no trecho III.



Fonte: Autora, 2020.

Figura 60 – Comparativo dos perfis de oxigênio dissolvido nos trechos.



Fonte: Autora, 2020.

Considerando o perfil apresentado nas figuras 60, as simulações indicaram que trecho II apresenta a menor capacidade de autodepuração dentro do trecho estudado, devido à grande carga orgânica lançada e os baixos níveis de oxigênio dissolvido ao longo do rio. Este fato reafirma a impossibilidade de depuração de novos aportes de matéria orgânica.

Cenário 01:

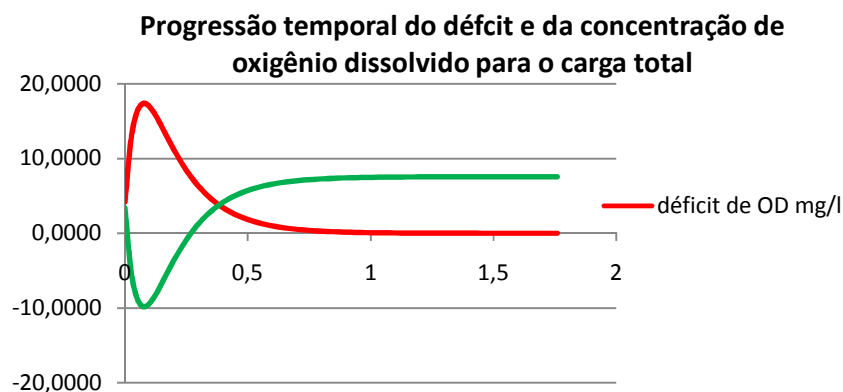
Como forma de verificar o potencial de oxidação da matéria orgânica no trecho total de estudo correspondente a 7,5km, testou a hipótese de um lançamento único somando a carga estimada da ETE do Conjunto Palmeiras lançada no trecho I, e todas as cargas reais medidas nos pontos P02, P06 e P07. Para tanto, foram realizada a soma das cargas de DBO e das vazões dos efluentes, e retirada a média para os demais parâmetros. Para os dados do rio de temperatura, OD, DBO, profundidade, velocidade e vazão foram consideradas as médias dos pontos P01, P03, P04, P05 e P08, conforme determinados na tabela 18, obtendo-se os gráficos das figuras 61 a 63.

Tabela 18 - Dados da simulação do cenário 01.

DADOS	OD mg/LO ₂	DBO mg/L	Q (m ³ /s)	T (°C)	Profundidade (m)	V m/s	Distância (m)	K ₁	K _d obtido	K ₂ obtido
Rio	2,7	11,82	7,07	29,3	1,4	0,37	7500	0,35	0,54	1,71
Efluente	3,7	200,3	4,3	-	-	-	-	-	-	-

Fonte: Autora, 2020.

Figura 61 – Progressão temporal do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido no trecho total.



Fonte: Autora, 2020.

Figura 62 – Progressão espacial da oxidação da matéria orgânica no trecho total.

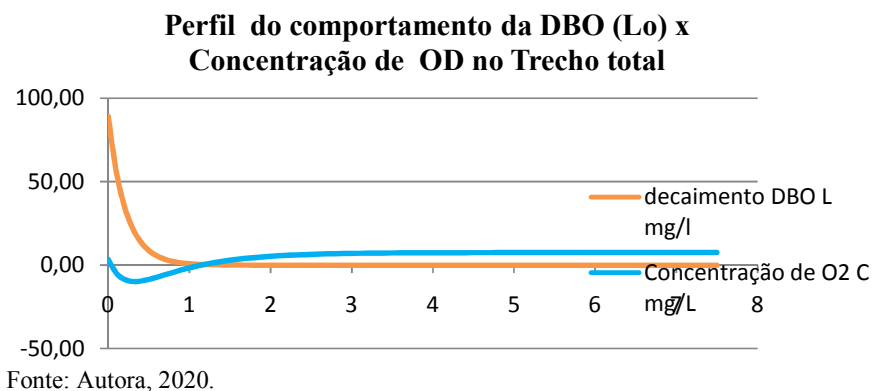
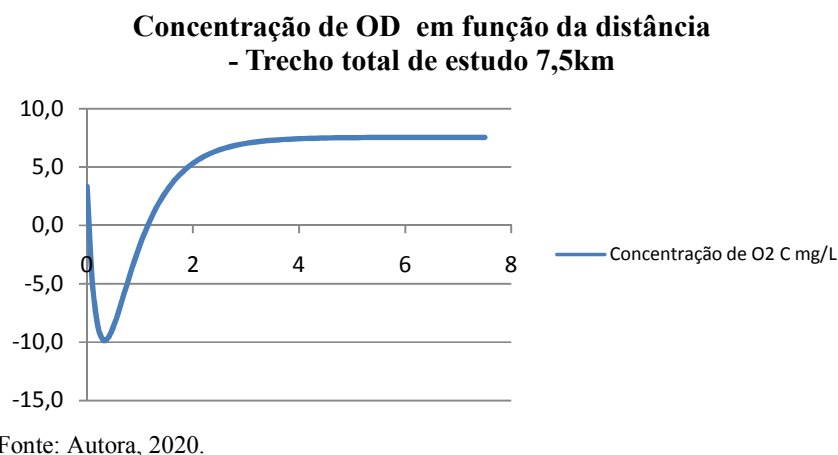


Figura 63 – Perfil de oxigênio dissolvido no trecho total.



Analisando os resultados da simulação do cenário 01, observa-se que na hipótese de ocorrência do lançamento único de todas as cargas medidas, no mesmo ponto de lançamento com uma DBO da ordem de 200mg/L, ocorreria uma desordem geral no ecossistema, levando imediatamente o trecho de 1km a anaerobiose. Isso pode ser observado na figura 61 no alongamento das curvas do pico de consumo e concentração de oxigênio dissolvido atingindo um valor de 17,33 mg/LO₂ e -9,8mg/LO₂ respectivamente para o instante $t = 0,07$ dias do lançamento. Para esta situação, ressalta-se que o modelo de Streeter-Phelps não é válido. A concentração negativa de oxigênio dissolvido é matematicamente possível conforme mostrado nas figuras 61, 62 e 63, mas não tem significado físico. Isto quer dizer que ocorreu anaerobiose.

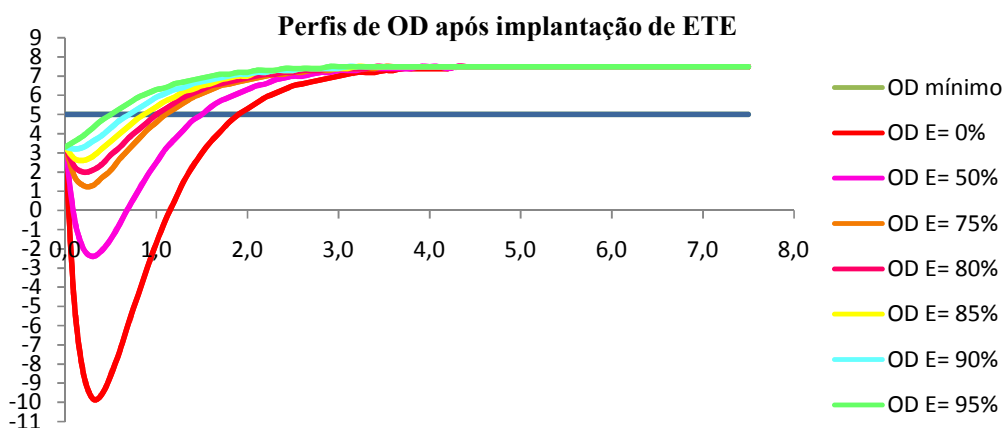
As figuras supramencionadas mostram ainda que após 1km de anaerobiose, o rio volta às condições aeróbias, subindo o nível de OD gradativamente. Na marca de 1900 metros o rio já atinge o OD mínimo de para a classe II (5mg/LO₂), chegando em nível de saturação a partir de 4300 metros. Importante destacar que essa recuperação ocorre na modelagem e na hipótese

de não haver nenhum outro lançamento ao longo do trecho, porém, na realidade, existem contribuições pontuais e difusa ao longo de todo o trecho estudado que não foram medidas, e certamente influenciam na concentração de oxigênio, fazendo com que valores próximos da saturação não ocorram após a depuração inicial.

Cenário 02: Simulação de implantação Estação de Tratamento de Efluentes com eficiências de 50%, 75%, 80%, 85%, 90% e 95%.

A cenarização da implantação de ETEs foi baseada em na hipótese do lançamento único no início do trecho total de 7,5km, somando-se toda a carga de DBO e demais informações reais medidas nas coletas, conforme descritos na Tabela 19.

Figura 64 – Perfis de oxigênio dissolvido no trecho total, considerando ETEs com eficiência de 50% a 95%.



Fonte: Autora, 2020.

Conforme os perfis de oxigênio apresentados na figura 64, infere-se que a implantação de uma ETE com eficiência de 50%, ocorre anaerobiose imediatamente após o lançamento e se estende por um trecho 600 metros e mais um trecho de 800 metros com valores inferior a mínimo permissível (5mg/LO₂) para classe II da Resolução CONAMA. As eficiências de 75%, 80% e 85% proporcionam valores muito próximos de zero e se estende por 600 metros. Somente a partir de 1km é que se tem satisfeita a regra do OD mínimo, conforme a legislação. Importante ressaltar que mesmo os tratamentos com 90% e 95% de eficiência de remoção apresentam trechos de até 600 e 400 metros respectivamente com valores de OD abaixo do mínimo permissível. Considerando as condições reais do manancial e que há a necessidade de respeitar o padrão do corpo receptor, a alternativa mais satisfatória para remoção da DBO seria uma ETE com eficiência a partir 90%.

5.4 Modelagem para o caso da divisão em 5 trechos e dados calibrados de vazão.

Tabela 19 – Dados da modelagem do Trecho I na situação 2.

Trecho 1				
Inicial [m]	0			
Final [m]	1 700			
Temperatura [oC]	29,2			
Profundidade [m]	1,4			
Cs [mg/l]	7,6			
Velocidade [m/s]	0,32			
Parâmetros	Esti./Calc.	Correção temp.		Ks [dia ⁻¹]
Kr [dia ⁻¹]	0,795	1,21		vs [m/dia]
Kd [dia ⁻¹]	0,53	0,81		
Ka [dia ⁻¹]	1,66	2,06		
Ponto 0 (Barragem)	Km	Q [m ³ /s]	Co[mg/l]	DBOo5[mg/l]
Vazão de Regularização (barragem Cocó)	0	3,660	7,6	0
ETE	0	0,068	0	300
Mistura	0	3,728	7,46	5,47
				DBOu
				5,48
Controle	Km	OD[mg/l]	DBO5[mg/l]	DBOu[mg/l]
Medido - Ponto 1	0,702	7,3	5,9	5,9
Calculado - Ponto 1	0,700	7,36		5,32
Diferença		-0,8%		11,2%

Tabela 20 – Dados da modelagem do Trecho II na situação 2.

Trecho 2				
Inicial [m]	1700			
Final [m]	2050			
Temperatura [oC]	29,20			
Profundidade [m]	1,40			
Cs [mg/l]	7,60			
Velocidade [m/s]	0,38			
Parâmetros	Esti./Calc.	Correção temp.		
Kr	0,795	1,21		
Kd	0,77	1,17		
Ka	0,43	0,53		
Contribuições	Km	Q [m ³ /s]	Co[mg/l]	DBOo5[mg/l]
Rio Cocó	1717	3,73	7,23	5,07
Riacho Timbó	1717	1,58	0	23,79
Mistura	1717	5,31	5,07	10,65
				DBOu
				10,85

Fonte: Autora, 2020.

Tabela 21 – Dados da modelagem do Trecho III na situação 2.

Trecho 3							
Inicial [m]	2050			Dados trecho e Fonte Pontual Inicial			
Final [m]	2950				v		0,25
Temperatura [°C]	29,60				Co		4,96
Cs [mg/l]	7,60				Lo		10,93
Profundidade [m]	1,4				Kr		1,24
Velocidade [m/s]	0,25				Kd		1,20
					Ka		2,58
Parâmetros	Esti./Calc.	Correção temp.			Cs		7,60
Kr	0,795	1,24			H		1,4
Kd	0,77	1,20					
Ka	1,66	2,58			Dados Fonte Difusa		
					SL		50
Contribuições	Km	Q [m³/s]	Co[mg/l]	DBO5[mg/l]	P		0
Rio Cocó	2050	5,31	4,96	10,70	R		0
Mistura	2050	5,31	4,96	10,70	SB'		40
				DBOu			
				10,93			
Controle	Km	OD[mg/l]	DBO5[mg/l]	DBOu[mg/l]			
Medido - Ponto 4	2,986	3,2	11,9	11,9			
Calculado - Ponto 4	2,986	3,5		12,5			
Diferença		-8,3%		-4,6%			

Fonte: Autora, 2020.

A partir do trecho 3 foi aplicado a contribuição difusa de DBO emitida pelo lixão do Jangurussu na ordem de 50. Essa contribuição foi estimada com base na literatura, a qual apresenta valores mais prováveis de ocorrência de DBO em 75 e 50 para aterros com mais de 20 anos de idade, conforme se observa nas tabelas 22 e 23.

Tabela 22 – Variação das concentrações em função da idade do aterro.

Parâmetro*	Idade do aterro (anos)			
	0 a 5	5 a 10	10 a 15	>20
DBO	10.000-25.000	1.000-4.000	50-1.000	< 50
DQO	15.000-40.000	10.000-20.000	1.000-5.000	< 1.000
Nitrogênio Kjeldahl	1.000-3.000	400-600	75-300	< 50
Nitrogênio amoniacal	500-1.5000	300-500	50-200	< 30
SDT	10.000 - 25.000	5.000-10.000	2.000-5.000	< 1.000
pH	3,0 - 6,0	6,0-7,0	7,0-7,5	7,5
Cálcio	2.000-4.000	500-2.000	300-500	< 300
Sódio e Potássio	2.000-4.000	500-1.500	100-500	< 100
Ferro e Manganês	500-1.500	500-1.000	100-500	< 100
Zinco	100-200	50-100	out/50	< 10
Cloreto	1.000-2.000	500-2.000	100-500	< 100
Sulfato	500-2.000	200-1.000	50-200	< 50
Fóforo	100-300	10-100	-	< 10

*Todos os valores em mg/L, exceto pH (adimensional)

Fonte: Adaptado de EL-FADEL *et al.* (2002) citado por SANTOS (2010)

Tabela 23 – Variação das concentrações dos lixiviados dos aterros brasileiros.

Variável*	Faixa Máxima	Faixa mais provável	FVMP* (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade total	750 - 11.400	750 - 7.100	69
Dureza	95 - 3.100	95 - 2.100	81
Condutividade	2.950 - 25.000	2.950 - 17.660	77
DBO	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600	75
DQO	190 - 80.000	190 - 22.300	83
Óleos e graxas	10 - 480	10 - 170	63
Fenóis	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58
NTK	80 - 3.100	Não há	-
N - amoniacal	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800	72
N - orgânico	5 - 1.200	400 - 1.200	80
N - nitrito	0 - 50	0 - 15	69
N - nitrato	0 - 11	0 - 3,5	69
Fósforo total	0,1 - 40	0,1 - 15	63
Sulfeto	0 - 35	0 - 10	78
Sulfato	0 - 5.400	0 - 1.800	77
Cloreto	500 - 5.200	500 - 3.000	72
Sólidos totais	3.200 - 21.900	3.200 - 14.400	79
Sólidos totais fixos	630 - 20.000	630 - 5.000	60
Sólidos totais voláteis	2.100 - 14.500	2.100 - 8.300	74
Sólidos suspensos totais	5 - 2.800	5 - 700	68
Sólidos suspensos voláteis	5 - 530	5 - 200	62
Ferro	0,01 - 260	0,01 - 65	67
Manganês	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79
Cobre	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61
Níquel	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71
Cromo	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89
Cádmio	0 - 0,26	0 - 0,065	67
Chumbo	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64
Zinco	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70

*FVM: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis; Todas as variáveis em mg/L, exceto pH (adimensional) e condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Fonte: Adaptado de SOUTO e POVINELLI (2007), citado por PROSAB (2009)

Tabela 24 – Dados de entrada do trecho IV na situação 2.

Trecho 4							
Inicial [m]	3000				Dados trecho e Fonte Pontual Inicial		
Final [m]	6300				v	0,25	
Temperatura [oC]	29,2				Co	3,57	
Cs [mg/l]	7,6				Lo	12,60	
Profundidade [m]	1,4				Kr	1,21	
Velocidade [m/s]	0,25				Kd	1,17	
					Ka	0,31	
					Cs	7,6	
Contribuições	Km	Q [m ³ /s]	Co[mg/l]	DBO ₅ [mg/l]	H	1,4	
Rio Cocó	2950	5,310	3,566	12,367			
Mistura	2950	5,310	3,566	12,367	Dados Fonte Difusa		
				DBOu	SL	50	
				12,60	P	0	
					R	0	
					SB'	0	

	Tabelas	Correção temperatura					
Kr	0,795	1,21			Fonte Difusa MO		
Kd	0,77	1,17			Fonte difusa de OD		
K2	0,25	0,31					

Fonte: Autora, 2020.

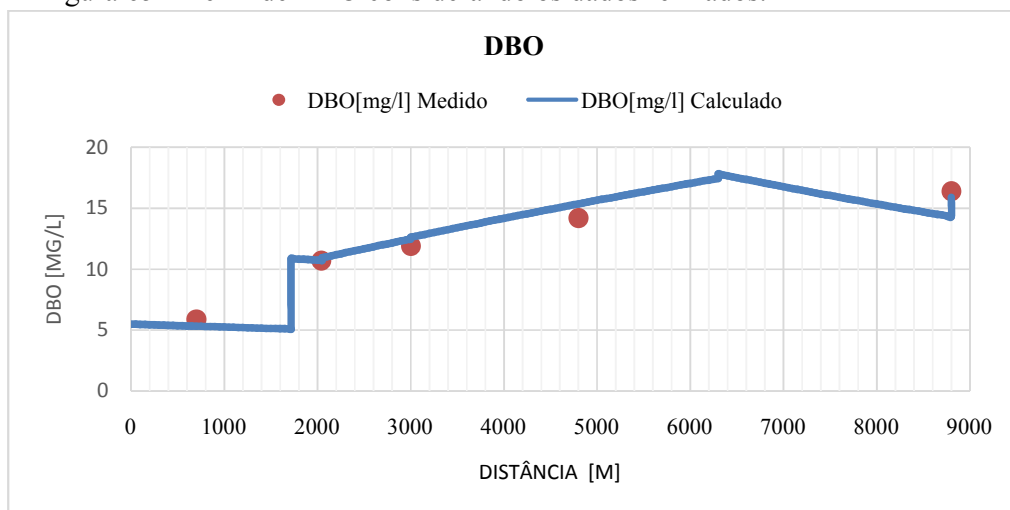
Tabela 25 – Dados de entrada do trecho V na situação 2.

Trecho 5						
Inicial [m]	6300				Dados trecho e Fonte Pontual Inicial	
Final [m]	8800				v	0,16
Temperatura [oC]	29,2				Co	1,11
Cs [mg/l]	7,6				Lo	17,81
Profundidade [m]	1,4				Kr	1,21
Velocidade [m/s]	0,16				Kd	1,17
					Ka	2,06
					Cs	7,6
Contribuições	Km	Q [m ³ /s]	Co[mg/l]	DBOo5[mg/l]	H	1,4
Rio Cocó	6300	5,310	1,103	17,404		
Esgoto Canal Pt 6	6300	0,040	2,500	21,400	Dados Fonte Difusa	
Mistura	6300	5,350	1,113	17,434	SL	0
				DBOu	P	0
Velocidade				17,81	R	0
					SB'	0
	Tabelas	Correção temperatura			Fonte Difusa MO	
Kr	0,795	1,21			Fonte difusa de OD	
Kd	0,77	1,17				
K2	1,66	2,06				

Fonte: Autora, 2020.

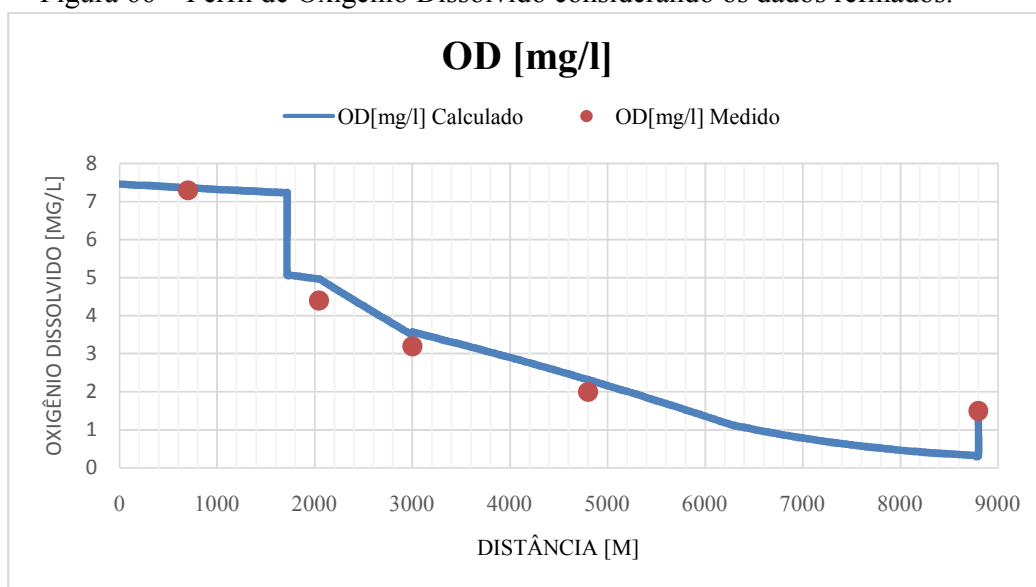
Como resultado da aplicação dos dados refinados de vazão obteve-se os gráficos das figuras 66 e 66.

Figura 65 – Perfil de DBO considerando os dados refinados.



Fonte: Autora, 2020.

Figura 66 – Perfil de Oxigênio Dissolvido considerando os dados refinados.



Fonte: Autora, 2020.

As figuras 65 e 66 apresentam linhas inversas, o que comprova o comportamento da DBO e do OD durante o processo de autodepuração. Pelo resultado da modelagem é possível concluir que após o lançamento proveniente do Riacho Timbó, o nível de oxigênio sofre uma grande queda e continua a decrescer a níveis críticos a partir do trecho 3 onde está situado o lixão do Jangurussu. Ao contrário do que foi observado no caso da modelagem com dados de vazão não tratados, o rio não consegue se recuperar e retornar as condições de oxigênio aos níveis iniciais, o que pode ser visto também nos pontos de controle. Isso se deve ao fato de o rio receber muitas cargas pontuais e difusas de matéria orgânica o que inviabiliza o processamento total da autodepuração.

6 CONCLUSÕES

Acerca da modelagem, conclui-se que existe uma grande dificuldade na aplicação do modelo matemático de Streeter-Phelps, não por causa da utilização da equação, mas pela obtenção dos parâmetros para aplicar na modelagem, que nesse caso, são a falta de acesso aos locais de coleta, insegurança do local, a quantidade de lançamentos com entradas de córregos, riachos e canais de drenagem urbana, o que gera a necessidade de muitos pontos de coletas e muitos cálculos por trecho.

Apesar das dificuldades da implementação do modelo, pode-se afirmar que a modelagem matemática é um mecanismo importante para pesquisar e analisar a qualidade dos corpos hídricos, simulando e mostrando o comportamento dos rios e a autodepuração. Portanto, a modelagem proporciona uma perspectiva das alterações de um corpo hídrico perante os despejos de poluentes.

É considerável que os órgãos de gestão ambiental e de recursos hídricos comecem a utilizar esse recurso para o monitoramento da qualidade dos rios, para que a modelagem deixe de ser uma ferramenta apenas para pesquisas científicas e passe a ser aplicada em situações reais, pois os resultados são satisfatórios em relação à proximidade com a realidade do corpo hídrico, podendo ser analisados vários cenários como, por exemplo, com vazões máximas e mínimas, em período chuvoso e seco, com ou sem a inclusão de determinadas contribuições, etc.

A partir da análise dos dados históricos de monitoramento, de trabalhos científicos e da coleta realizada na área de estudo, é possível concluir que a qualidade da água no trecho estudado é ruim, compatível com o padrão de qualidade da Classe IV (água doce) da Resolução CONAMA 357/2005, e isso ocorre devido à falta de saneamento na sua bacia hidrográfica que propicia uma grande quantidade de efluentes brutos de fontes tanto pontuais quanto difusas com lançamentos diários ou constantes diretamente no rio.

Conclui-se que a poluição no Rio Cocó é predominantemente de natureza orgânica, o que se prova pelos altos índices de DBO e baixos níveis de oxigênio dissolvido ao longo do rio, especialmente da metade do trecho para o final.

Importante destacar que o lixão do Jangurussu aporta carga poluidora significativa que contribui para abaixamento dos níveis de oxigênio, uma vez que historicamente os níveis mais críticos ocorrem a jusante do referido lixão. Nessa perspectiva, cabe ainda inferir que essa fonte de poluição tende a se esgotar e reduzir seu impacto no rio Cocó, conforme pode se verificar em trabalhos anteriores, por exemplo, a DBO e as formas nitrogenadas que são responsáveis diretos pelo abaixamento do OD, têm reduzido suas cargas naquele ponto.

Corroborando com a hipótese de contribuição direta do lixiviado do lixão do Jangurussu, o trecho II foi o que apresentou menor capacidade de autodepuração. Destaca-se que na simulação com dados não tratados, ocorreu o processo de recuperação do rio, podendo se observar claramente as zonas de autodepuração, entretanto, no sistema real, a autodepuração não se processa como no modelo, uma vez que quando o rio inicia um processo de recuperação, em seguida recebe uma contribuição seja ela pontual ou difusa que compromete os níveis de oxigênio, conforme observado in loco.

Outro fator que pode afetar os índices de oxigênio dissolvido no rio é a Barragem do Cocó que é responsável por manutenção de uma vazão mínima, velocidade, turbulência, e diluição dos despejos e, assim, contribuir positivamente para elevar o oxigênio na água.

É imperioso ressaltar que a inclusão do trecho estudado no interior da unidade de conservação Parque Estadual do Cocó contribui para uma sensível melhoria na qualidade da água do manancial, uma vez que passa a ser um espaço protegido com aplicação mais direta das políticas públicas que são de impacto positivo na qualidade da água, tais como a implementação de cercamento da área, remoção de residências da APP, eliminando, assim, muitas contribuições difusas de esgoto. É imprescindível a continuidade do desenvolvimento de políticas públicas relacionadas à Unidade de Conservação e à bacia hidrográfica do Rio Cocó para que se possa obter uma real melhoria na qualidade da água. Dentre as medidas que podem ser implementadas, sugere-se um programa de educação ambiental voltado para as comunidades do entorno; monitoramento sistemático das fontes de poluição e do próprio rio com periodicidade bimestral; a eliminação das fontes difusas por meio da instalação de redes coletoras e Estações de Tratamentos de Esgotos na bacia do Cocó, sobretudo, nas comunidades que margeiam o rio.

A partir desse estudo, poderão ser realizados estudos mais complexos e completos com a utilização de outros modelos e a inclusão de outros parâmetros.

De modo geral, a análise dos índices de oxigênio dissolvido (OD) e da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) pesquisados em trabalhos antigos, do monitoramento da SEMACE, e da coleta realizada, indica que a capacidade de autodepuração do Rio Cocó está comprometida, podendo vir a ocorrer anaerobiose em alguns trechos.

REFERÊNCIAS

- ALVES, E. C. F. R.; SILVINO, A. N. O.; ANDRADE, N. L. R. Gestão dos Recursos Hídricos no Estado de Mato Grosso. RBRH — **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14 n.3. Jul/Set, p.69-80, 2009.
- APHA, AWWA, WEF, “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”. 18 st ed. American Public Health Association, Washington, D.C, 1995.
- BARBOSA, B. C. A.; WANDERLEY, I. R. P.; AZEVEDO, I. M. do N.; PESSOA, K. A. R.; SILVA, G. M. M.; SANTOS, G. O. Teores de Nitrogênio e Fósforo no trecho do Rio Cocó sob influência do lixão do Jangurussu (Fortaleza/CE). v. c, n. 1, p. 0–7, 2010.
- BARROS, R. T. V. et al. **Saneamento**. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1995.
- BERTALANFFY, L. **Teoria Geral dos Sistemas**, Editora Vozes, 1973, Petrópolis.
- BASSANEZI, R. C. Ferreira Jr., W. C. **Equações Diferenciais com aplicações**, Editora Harbra Ltda., São Paulo, 1988.
- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. São Paulo, CETESB. 1976. 620p.
- BHARGAVA, D. S. Models for polluted streams subject to fast purification, Water Research, Vol. 20, no 1, pag. 1-8, 1986.CETESB, São Paulo (SP). 1978. 620p.
- BONIFÁCIO, C. M.; FREIRE, R. Comparação de três métodos para a medição da vazão e velocidade aplicados em dois cursos d’água da bacia do Ribeirão Maringá. Periódico Eletrônico Fórum ambiental da Alta Paulista, v. 9, n. 2, p. 406-415, 2013.
- CARVALHO, R. C. Análise matemática de investimentos em processos de despoluição de bacias hidrográficas. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambientais). Universidade Federal do Paraná. 2005.
- CETESB. Qualidade das águas interiores no estado de São – Apêndice A. Relatório Técnico CETESB, 2009. 44p.
- CHAPRA, C. S. **Surface Water Quality Modeling**. Waveland Press, Inc. Tufts University, 1997.
- COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS DO CEARÁ – COGEHR. **Revisão do Plano de Gerenciamento das Águas das Bacias Metropolitanas**. Fase 1: Estudos Básicos e diagnósticos. Ed. Definitive. Fortaleza, COGERH, 2010. Disponível em: < <http://portal.cogerh.com.br/planos-de-bacias/category/351-planos-de-gerenciamento-das-bacias-metropolitanas.html>. Acesso em 18 Nov. 2016.
- CUNHA, C. L. N. et al. **Avaliação da poluição em rios usando modelagem computacional**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 8 - Nº 3 - jul/set 2003, 126-134.

DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 1. ed. São Paulo: CETESB, 1992.

EPA, United States Environmental Protection Agency. **Environmental modeling and simulation**. Office of Planning and Management, 1976.

ESTADO DO CEARÁ. Obras da barragem do rio Cocó chegam a 97% de execução. Site institucional. Disponível em: <<http://www.ceara.gov.br/sala-de-imprensa/noticias/17614-obras-da-barragem-do-rio-coco-chegam-a-97-de-execucao>>. Acesso em 12 Nov 2016.

ERTURK, A.; GUREL, M.; EKDAL, A.; TAVSAN, C.; UGURLUOGLU, A.; SEKER, D. Z.; TANIK, A.; OZTURK, I. **Water quality assessment and meta model development in Melen watershed – Turkey**. Journal of Environmental Management, v.91, n.7, p.1526- 1545, 2010.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**, Rio de Janeiro, - Editora Interciência Ltda – FINEP. 574p, 1988.

FARIAS, M. K. **Identificação das Fontes Poluidoras do Rio Cocó**. Ed.1. Fortaleza: SEMACE, 2002.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de Saneamento**. Normas e Diretrizes. Ed. 3. rev. Brasília: FUNASA, 2006.

GONÇALVES, E. M. **Avaliação da qualidade da água do rio Uberabinha – Uberlândia – MG**. Dissertação de Mestrado em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2009. Disponível em: <http://186.202.79.107/download/qualidade-da-agua-do-rio-uberabinha.pdf>. Acesso em 10 Nov 2016.

GASTALDINI, M.C.C. **Análise do Mecanismo de Auto-Depuração do Rio Jacaré-Guaçu através de um Modelo de Qualidade da Água**. São Paulo: Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 1982. Dissertação de Mestrado.

.Gestão da água no Brasil. Brasília: UNESCO, 2001. 156p. Disponível em: <http://unesdhttp://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>pnroh. oc.unesco.org/images/0012/001298/129870por.pdf. Acesso em 20 Nov. 2016.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (organizadores). **Impactos Ambientais Urbanos no Brasil**. 3ª Ed. Rio de Janeiro: Bertrand, 2005.

HELLER, L., PÁDUA, V. L. de. **Abastecimento de Água para o Consumo Humano**. Editora UFMG, 2006.

HOLLANDA, M.P.; CAMPANHARO, W.A.; CECÍLO, R.A. **Manejo de bacias hidrográficas e a gestão sustentável dos recursos naturais**. Cap. 4. [s.l]. [s.n]. Disponível em:<http://proclima.cetesb.sp.gov.br/wpcontent/uploads/sites/28/2014/05/ManejoBaciasHidrograficas_GestaoSustentavel_RecursosNaturais.pdf>. Acesso em 18 Nov. 2016.

JORDÃO, E. P., PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 3ª Edição, 1995.

LEAL, J. R. L. V. **Estudo da Evolução do Rio Cocó para a Determinação de sua Capacidade de Suporte e Proposta de Recuperação**. Tese de Doutorado - UFPE, Pernambuco, 2009.

LEITE, L. V. et al. **A influência do lixo do Jangurussu sobre a água do Rio Cocó**. I CONICBIO. Universidade Católica de Pernambuco. Recife. 2013. Disponível em: <<http://www.unicap.br/simcbio/wp-content/uploads/2014/09/INFLU%C3%8ANCIA-DO-LIXO-JANGURUSSU-SOBRE-A-%C3%81GUA-DO-RIO-COC%C3%93.pdf>>. Acesso em 13 Nov 2016.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 2a edição. 2008.

MAVIGNIER, A. L. **Estudo Físico, Químico e Bacteriológico do Rio Cocó**. Dissertação de Mestrado, UFC. Fortaleza, 1992.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. **Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura**. Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável. Porto Alegre, 2002.

MOTA, Suetônio. **Preservação e Conservação dos Recursos Hídricos**. 2 ed. rev. e atualizada. Rio de Janeiro. ABES, 1995.

PALHARES, J. C. P. et al. **Medição da Vazão em Rios pelo Método do Flutuador**. Comunicado técnico. Concórdia: Embrapa, 7 p. 2007.

PESSOA, E. V. **Estudo Do “Standing-Crop” Da Água Do Estuário Do Rio Cocó (Ceará-Brasil) Como Indicador Das Modificações Físico-Químicas Do Meio**. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Organização do Espaço - Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2002.

SANTOS, Irani dos et al. **Hidrometria Aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001.

SARDINHA, D. S. et al. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme-SP**. ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Rio de Janeiro, V.13 n.3, jul/set. 2008.

SECRETARIA DAS CIDADES. **Projeto rio Cocó**. Portal Institucional. Fortaleza. 2011. Disponível em: <http://www.cidades.ce.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=43439:rio-coco1&catid=10:categoria-3&Itemid=92>. Acesso em 18 Nov. 2016.

SILVA, J. C. da C. **A poluição no Rio Cocó, sub-bacia B-2, margem direita, e a expansão urbana de Fortaleza-ce**. Tese de Doutorado. Rio Claro, São Paulo. Universidade Estadual Paulista, 2013. Disponível em: <<http://repositorio.unesp.br/handle/11449/104411>>. Acesso em 12 Nov 2016.

SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **Proposta de Proteção, Conservação e Recuperação do Rio Cocó**. Fortaleza: SEMACE, 2003.

STREETER, H.W., PHELPS, E.B. **A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River.** Public Health Bulletin, 146, Washington, 1925.

THOMANN, V.R., MUELLER, A.J. **Principles of Surface Water Quality Modeling and Control.** Happer& Row, Publishers, New York, 1987.

TUCCI, C. **Modelos hidrológicos.** Ed. UFRGS, ABRH, Porto Alegre, 1998.

TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia Ciência e Aplicação.** Edição da Universidade. Porto Alegre. EDUSP, 1993.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**, cap. 1, 2, 6, 7 e 8, DESA, Ed. UFGM, Minas Gerais, 2008.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios.** V. 7, Editora UFMG, 2007.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** V. 1 – 3ª edição, Editora UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** 2ª ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996. Vol. 1.

VON SPERLING, M. Princípio do tratamento biológico de águas residuárias. *In: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.* 1995.

VON SPERLING, M. **Considerações sobre a saúde de ambientes aquáticos.** *Bio* 1993; 2(3):53-6.