



**SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS**

ANDRÉA MARIA ALVES GOMES DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DA
BACIA DO TUCUNDUBA**

**Belém –Pará
Janeiro 2018**

ANDRÉA MARIA ALVES GOMES DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DA
BACIA DO TUCUNDUBA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento, Gestão e Manejo de Recursos Hídricos do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará, para obtenção do grau de Mestre em Recursos Hídricos.

Área de Concentração: Planejamento, Gestão e Manejo
de Recursos Hídricos

Orientador: Prof. Dr. Milton Antônio da Silva Matta.

Belém

2018

ANDRÉA MARIA ALVES GOMES DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DA
BACIA DO TUCUNDUBA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento, Gestão e Manejo de Recursos Hídricos do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará, para obtenção do grau de Mestre em Recursos Hídricos.

Área de Concentração: Planejamento, Gestão e Manejo
de Recursos Hídricos

Data: / /

Banca Examinadora

Profº Milton Antônio da Silva Matta - Orientador
Doutor em Geologia
Universidade Federal do Pará

Profº - Membro
Doutor em
Instituição a que pertence

Profº - Membro
Doutor em
Universidade Federal do Pará

AGRADECIMENTOS

À Deus, minha fonte de sabedoria e Inspiração.

Aos meus Pais, Nilce e Luiz, pela dedicação e ensinamentos que fizeram de mim quem eu sou.

Às minhas irmãs, pelo companheirismo e apoio incondicional.

Ao meu orientador, professor Milton Matta, pelos ensinamentos, contribuições, e serenidade com que me recebeu e me apoiou para realização da pesquisa.

À amiga Dr^a.Conceição, que me conduziu no caminho das águas, pelo exemplo de humildade, dedicação e determinação.

Ao meu cunhado Dr.Jesus Brabo, sempre disposto a colaborar como exemplo de ser humano e profissional.

Aos amigos Iza e Ricardo pela colaboração na pesquisa de campo e pelo exemplo de coragem e determinação.

Aos meus filhos, que mesmo sem muitas vezes entender, colaboraram para que esta etapa fosse cumprida.

Aos amigos do PPRH pelo incentivo e experiências compartilhadas.

RESUMO

A existência da matéria orgânica em um curso de água resulta no consumo de oxigênio dissolvido. Isso se deve aos processos de estabilização da matéria orgânica realizados pelas bactérias decompositoras, as quais utilizam o oxigênio disponível no meio líquido para a sua respiração. O decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido tem diversas implicações do ponto de vista ambiental, constituindo-se em um dos principais problemas de poluição das águas. Diante desta problemática este trabalho tem como objetivo conhecer comportamento do fenômeno da autodepuração na bacia do rio Tucunduba em Belém-PA utilizando-se o modelo de Streeter-Phelps.

Palavras-chave: Bacia Tucunduba. Modelo Streeter-Phelps. Autodepuração.

Separar por vírgulas

O resumo de uma dissertação deve conter todas as informações contidas no trabalho. Dessa forma, o resumo apresentado comenta apenas sobre as perspectivas, e não sobre os resultados encontrados.

- Fazer inclusão dos dados encontrados e das conclusões a partir desses.

ABSTRACT

The existence of organic matter in a watercourse results in the consumption of dissolved oxygen. This is due to the processes of stabilization of the organic matter made by the bacteria decomposers, which use the oxygen available in the liquid medium for their respiration. The decrease in the concentration of dissolved oxygen has several implications from the environmental point of view, constituting one of the main problems of water pollution. In view of this problem, this work aims to know the behavior of the autodepuration phenomenon in the Tucunduba River Basin in Belém-PA using the Streeter-Phelps model.

Keywords: Basin Tucunduba. Streeter-Phelps model. Autodepuration.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Distribuição da água disponível no planeta.....	16
Quadro 1- Disponibilidade Hídrica Per capita nas Regiões Brasileiras.....	17
Figura 2- Distribuição dos recursos hídricos por região.	18
Quadro 2- Tipos de Bactérias que se apresentam nas reações químicas.	24
Figura 3- Fenômenos interagentes no balanço de OD.....	30
Figura 4- Demanda bentônica.	31
Figura 5- Principais zonas de autodepuração	33
Figura 6- Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica.	35
Figura 7- Pontos característicos da curva de depleção de OD.	37
Quadro 3- Etapas da Pesquisa	42
Figura 8- Distribuição dos pontos amostrados ao longo do canal principal da bacia.....	44
Quadro 4- Características físicas da bacia do Tucunduba.	45
Figura 9-Índices Pluviométricos mensais registrados em Belém	47
Quadro 5- Características da estação pluviométrica em Belém.....	47
Figura 10- Precipitações Totais Anuais registradas em Belém (1961-2015)....	48
Figura 11- Resultado do Balanço Hídrico em Belém.....	48
Figura 12- Representação gráfica do balanço hídrico em Belém.....	49
Figura 13- Hidrograma Unitário na área de influência da bacia do Tucunduba.	51
Figura 14- Pontos Amostrados durante as campanhas.	52
Figura 15- Foz do Canal do Tucunduba na confluência com o rio Guamá durante a maré baixa (Ponto de amostragem – TC 01).	52
Figura 16- Ocupações desordenadas às margens da bacia.	53
Figura 17- Medições de campo com sonda multiparamétrica.	53
Figura 18-Coleta de Amostra.	54
Figura 19-- Curva de depleção de oxigênio no tempo.....	57
Figura 20- Pontos selecionados para medição de vazão e profundidade	59
Figura 21- Representação gráfica do perfil da bacia do Tucunduba.	61
Quadro 6- Variáveis de entrada para o modelo – Exemplo da Simulação no ponto TC 01 (1ª campanha)	61

Quadro 7- Resultado das Simulações em 10 pontos de amostragem no Tucunduba – 1ª Campanha.....	66
Quadro 8- Resultado da Autodepuração - 2ª Campanha.....	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Coeficiente de reaeração K2 em função da velocidade e da profundidade. Valores do coeficiente K2 segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C).	40
Tabela 2- Levantamento Batimétrico realizado na bacia do Tucunduba.	60
Tabela 3- Resultados analíticos dos parâmetros físicos químicos na bacia do Tucunduba – Primeira Campanha (Fevereiro 2017).	62
Tabela 4- Resultados analíticos dos parâmetros físicos químicos na bacia do Tucunduba – Primeira Campanha (Junho/2017).....	62

LISTA DE SIGLAS

ANA - Agência Nacional de Águas

COSANPA -Companhia de Saneamento do Pará.

CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais

DBO- Demanda Biológica de Oxigênio

IEC - Instituto Evandro Chagas

PMB – Prefeitura Municipal de Belém

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
1.1 Fundamentação teórica.....	14
1.1.1 Água como recurso natural.	14
1.2 Saneamento Básico	18
1.3 O Tratamento de Esgoto	20
1.4 Características dos Efluentes e os Parâmetros para o Tratamento	22
1.4.1 Características físicas	22
1.4.2 Características Químicas	23
1.4.3 Características Biológicas	28
1.5 Parâmetros legais para despejo de efluentes em corpos receptores.....	28
1.6. Autodepuração nos corpos d'água.....	29
1.6.1 Modelo Streeter e Phelps.....	33
2 Definição e formulação matemática do modelo adotado.....	37
2.1. Parâmetros utilizados na construção do modelo.....	37
2.2. Curva do oxigênio dissolvido.....	38
2.2.1. Coeficiente de desoxigenação	38
2.2.2. A influência da temperatura no coeficiente de desoxigenação.....	38
2.2.3. O déficit de oxigênio e a cinética de reaeração	39
2.2.4. O coeficiente de reaeração e as influências das características do corpo receptor.	39
2.2.5. A influência da temperatura no coeficiente de reareação.....	40
2.2.5 Variação do déficit de oxigênio em função do tempo.	41
OBJETIVOS?	
3 METODOLOGIA.....	41
3.1 Aplicação da Metodologia	41
3.2 Coleta de Dados.....	42

3.3 Localização da área de estudo.....	43
3.4 Parâmetros morfométricos da bacia hidrográfica	44
3.4.1 Topografia	45
3.4.2 Clima	46
3.4.3 Aspecto Hidrológico da bacia do Tucunduba	49
3.5 Coleta de Amostras de água	51
3.6 Determinação da Autodepuração	54
3.6.1 Modelo Streeter e Phelps	55
4 APLICAÇÃO DA METODOLOGIA	58
4.1 Levantamento dos dados	58
4.1.1 Dados de Vazão	58
4.1.2 Parâmetros Físico-químicos.....	61
4.2 Resultado da Autodepuração	63
4.2.1 Dados de Entrada	63
4.2.2 Resultado das Simulações nos Pontos Amostrados	65
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	72
REFERÊNCIAS.....	77

1 INTRODUÇÃO

A água é um dos mais importantes recursos ambientais, sem ela não haveria vida na Terra, no entanto, este recurso escasso vem sendo agredido pelo homem, por isso, toda a sociedade deve buscar soluções para preservá-lo.

É nesse contexto que surgem as formas de tratamento de efluentes, para tentar impedir, ou ao menos minimizar, o impacto ambiental que os dejetos humanos causam ao serem descartados no meio ambiente (corpo receptor) sem tratamento adequado.

A solução sustentável mais comumente aplicada é a utilização de rede de esgoto coletivo, onde a água residuária é encaminhada para uma estação de tratamento e posteriormente despejada no corpo receptor, com impacto mínimo ao meio ambiente.

De acordo com a última PNS (Política Nacional de Saneamento) (2012-2015), no Brasil, 42 % da população total é atendida por rede coletora de esgoto sanitário. São ao todo 70,94 milhões de brasileiros que produzem diariamente 14,57 milhões de metros cúbicos de esgoto. Deste total, apenas 35% são tratados, ou seja, apenas 5,14 milhões de metros cúbicos. A principal destinação do efluente tratado é o lançamento em corpo d'água.

Em decorrência do baixo índice de redes coletoras de esgoto são graves os problemas relacionados com a saúde pública e com a degradação ambiental, pois a maior parte dos efluentes não encontra destinação adequada, sendo despejado nos rios, lagos, lagoas e no solo sem qualquer tratamento prévio (ANDRADE NETO, 1997, p19.).

A introdução de matéria orgânica em um curso de água resulta no consumo de oxigênio dissolvido. Isso se deve aos processos de estabilização da matéria orgânica realizados pelas bactérias decompositoras, as quais utilizam o oxigênio disponível no meio líquido para a sua respiração. O decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido tem diversas implicações do ponto de vista ambiental, constituindo-se em um dos principais problemas de poluição das águas (HESPANHOL, 2002). Diante desta problemática este trabalho tem como objetivo conhecer comportamento do fenômeno da autodepuração na bacia do rio Tucunduba utilizando-se o modelo de Streeter-Phelps.

1.1 Fundamentação teórica

1.1.1 Água como recurso natural.

A água é, entre os recursos naturais, a que possui maior destaque, pois sua disponibilidade é necessária a todo tipo de vida no planeta, bem como para a maioria dos meios de produção. O uso da água pelo ser humano para qualquer finalidade resulta na deterioração da sua qualidade, **limitando** *em que sentido? Após o uso ou antes do uso?* **geralmente seu potencial de uso** (MEYBECK *et al deve ser em itálico* et al., 1996).

Além disso, o crescimento das cidades nas últimas décadas tem sido responsável pelo aumento da pressão das atividades antrópicas sobre os recursos naturais, como por exemplo, a poluição dos corpos d'água causada pela introdução de matéria e/ou energia (NAGALLI; NEMES, 2009).

O termo água refere-se, via de regra, ao elemento natural, desvinculado de qualquer uso ou utilização. Por sua vez, o termo recurso hídrico é a consideração da água como bem econômico passível de utilização com tal fim. Entretanto, deve-se ressaltar que toda a água da ^Tterra não é, necessariamente, um recurso hídrico, na medida em que seu uso ou utilização nem sempre tem viabilidade econômica (REBOUÇAS, 2002).

A água é uma matéria-prima de difícil valoração como "ativo natural" por ser muito grande a sua utilidade e não haver substituto para a maioria de seus usos. Além disso, os seus valores de mercado são geralmente muito baixos, mesmo se os produtos finais dela derivados alcancem altos valores de venda, tal como os produtos industriais. Desta forma, a maior parte da água utilizada em todos os países do mundo ainda é, com frequência, considerada um bem livre, isto é, seu valor financeiro implícito não faz parte das planilhas de custos dos projetos de abastecimento público, industrial ou agrícola (REBOUÇAS, 2001).

Os recursos hídricos ocupam um lugar especial entre os outros recursos naturais, visto que a água é a base da vida na terra, é o componente principal do ambiente e elemento para a vida humana. Por outro lado, a água é fundamental para sustentar uma melhor qualidade de vida e para o desenvolvimento econômico e social. A água também pode afetar a saúde

humana quando contaminada. Em excesso ou déficit, causa doenças, calamidades e outros danos ao ambiente (RIBEIRO, 2004).

Tanto a quantidade como a qualidade das águas sofrem alterações em decorrência de causas naturais ou antrópicas. Entre as causas naturais que alteram o clima e, conseqüentemente, a disponibilidade de água, destacam-se as flutuações sazonais periódicas e outras variações climáticas. Entre as ações humanas que podem alterar o balanço hídrico, destacam-se em escala local e regional o desmatamento e a mudança do uso do solo, além dos usos da água dentro da cidade. Em escala planetária, destaca-se a mudança climática global decorrente da alteração das características químicas da atmosfera com gases que promovem o efeito estufa (SALATI et al., 2002).

Von Sperling (2007) comenta que a qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e da atuação do homem. De maneira geral, pode-se dizer que a qualidade de uma determinada água é função das condições naturais (escoamento superficial e infiltração no solo, resultantes da precipitação atmosférica, já que a água é um solvente universal ela adquire características físico-químicas e minerais do ambiente onde se encontra) e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, onde a interferência do homem na forma concentrada, como na geração de despejos domésticos e industriais ou de forma dispersa, como na aplicação de defensivos agrícolas no solo, que agrega compostos na água.

Silva e Pruski (2000), comentam sobre o acentuado crescimento demográfico ocorrido nos últimos anos, e o quanto a conseqüente expansão econômica decorrente deste, acarretou um grande aumento da demanda de água, em virtude tanto da ampliação de formas de uso, como do volume requerido por cada um desses usos¹. Além do aumento de demanda são notórios os problemas de deterioração da qualidade da água doce em decorrência da poluição. Como consequência deste contexto começaram a se estabelecer conflitos cada vez mais intensos entre diferentes usuários, e a água passa a ser vista como um recurso escasso, mesmo em regiões em que há tempos atrás era considerado um recurso ilimitado.

¹ Tipos de uso: Doméstico, industrial e comercial.

Repetido:
mesma
idéia.

Reescrever
unindo
parágrafos

A distribuição da água no mundo está ilustrada na figura 1, onde é possível observar que a maior quantidade de água disponível é salgada e portanto inviável para o consumo humano. O percentual de água doce existente está distribuído em rios, lagos e geleiras e corresponde apenas 2.5% de toda água presente na superfície da terra. Deste percentual apenas 0.27% são fontes renováveis de água (UNESCO, 2012).

Da totalidade da água doce disponível,

De toda essa água doce disponível 12% encontra-se em território brasileiro, ou seja, o Brasil pode ser considerado uma potência hídrica, porém contraditoriamente sofre com a crise hídrica. A razão disto é a má distribuição do recurso e a ausência de políticas públicas voltados para gestão desse recurso além da ausência de saneamento básico na maioria das regiões brasileiras, principalmente nas regiões norte e nordeste.

Figura 1- Distribuição da água disponível no planeta.



Fonte: Mesquita (2017).

As reservas hídricas no Brasil encontram-se má distribuídas ao longo do território brasileiro, a região norte com maior disponibilidade hídrica, enquanto o nordeste e sudeste apresentam o menor percentual dessa reserva. Numa relação inversa estas regiões apresentam maior número de habitantes. No quadro 1 é possível observar a disponibilidade hídrica per capita nas regiões brasileiras.

Quadro 1- Disponibilidade Hídrica Per capita nas Regiões Brasileiras

Disponibilidade hídrica per capita (m ³ /habitante/ano)	Estados	Situação
>20.000	AC,AM,AP,GO,MTS,MT,PA,R O,RR,RSE TO	Riquíssimo
>10.000	MA,MG,SC E PR	Muito Rico
>5000	ES,PI	Rico
>2.500	BA E SP	Situação Adequada
<2.500	CE,RN,RJ,DFAL E SE	Pobres
<1.500	PB E PE	Situação crítica

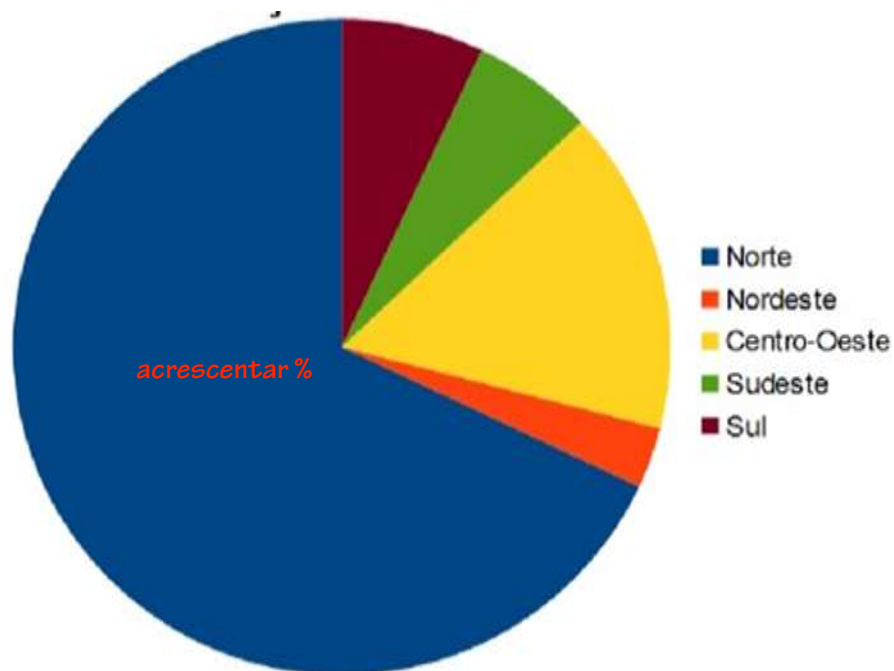
Fonte: ANA,2012

Os estados brasileiros com maior disponibilidade hídrica per capita estão na região norte e Centro-Oeste, pois nestas regiões a densidade populacional é menor e as bacias hidrográficas possuem as maiores vazões. REF

Nas demais regiões a disponibilidade hídrica é menor, porém a densidade populacional é maior, com valores de disponibilidade hídrica <20.000m³/hab./ano, em alguns locais esses valores chegam a ser menor que 1500m³/hab./ano. REF

No gráfico da figura 2 tem-se a distribuição da água no Brasil num cenário que é possível afirmar que na região Norte, que concentra apenas 7% da população brasileira, está 67% de todo o recurso hídrico do Brasil. Já o Nordeste e Sudeste, regiões mais populosas, possuem apenas 3% e 6% das reservas, respectivamente. No entanto, isso não quer dizer que com toda essa disponibilidade hídrica estas regiões não sofrem com a falta d'água e sua população tenha acesso ao recurso de forma eficiente, haja vista que além da disponibilidade são necessários instrumentos de gestão, planejamento e infraestrutura básica para garantia da ampla distribuição do recurso. REF

Figura 2- Distribuição dos recursos hídricos por região.



Fonte: Adaptado ANA, 2010.

Segundo Von Sperling (2005), a ocupação urbana é o fator mais impactante da qualidade dos corpos d' água em função do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. Grandes centros urbanos são responsáveis pela geração e lançamento de esgotos sanitários e efluentes industriais brutos, parcialmente ou inadequadamente tratados e, até mesmo não tratados, de águas pluviais contaminadas pela lavagem da atmosfera, arraste e dissolução de toda sorte de substâncias expostas ao contato com as precipitações e escoamentos superficiais gerados, além de resíduos sólidos de toda espécie, parte dos quais, arrastados para as águas superficiais em decorrência de sua inadequada disposição, manejo ou tratamento. REF

1.2 Saneamento Básico

De acordo com *The World Health Report* (WHO), a Organização Mundial de Saúde define o saneamento como sendo o “controle de todos os fatores do meio físico do homem[?] que exercem ou podem exercer efeito deletério sobre o bem-estar físico mental ou social” (WHO, 2006). A mesma instituição simplifica tal conceito, definindo o saneamento como o “conjunto de medidas

visando preservar ou modificar o meio ambiente, com a finalidade de prevenir doenças e promover a saúde”.

A história do saneamento remonta a muitos séculos antes da Era Cristã. Com efeito, como o processo de formação das cidades ocorreu na presença de cursos d'água, eram necessárias medidas para a preservação da saúde das pessoas (CNS, 1999).

Ainda **CNS**, no Brasil, a história do saneamento também se confunde com o processo de surgimento e formação das cidades. Nos povoados formados na era colonial, o abastecimento de água era feito através de bicas e fontes, de forma rudimentar e precária. A implantação de uma infraestrutura mínima se deu com a chegada da Família Real, notadamente no Rio de Janeiro. Ainda no século XIX verifica-se o crescimento das cidades e elevado fluxo migratório em direção a estas, o que impulsionou o agravamento dos problemas de saneamento básico, como as epidemias.

Embora se tenha registro da coleta de esgotos desde a Roma Antiga, o seu tratamento faz parte da história recente do homem. **REF**

De acordo com Andrade Neto, o tratamento dos esgotos no Brasil, até os anos de 1970, se preocupava apenas com a retirada dos sólidos e do material flutuante de matéria orgânica e de patogênicos. A partir de 1970, se passou a dar atenção aos aspectos estéticos, aos interesses ambientais e à remoção de nutrientes como nitrogênio e fosforo.

Foi somente a partir de 1980 que foram incluídos dentre os objetivos do tratamento dos esgotos a remoção de compostos tóxicos, de metais pesados e de compostos recalcitrantes (de difícil biodegradação).

Com efeito, por conta do grande crescimento populacional e industrial vivido na sociedade moderna, **aumentou-se** a demanda por água, consequentemente, também é ascendente a quantidade de esgoto gerado, podendo este ser definido como todo “líquido que contém resíduo da atividade humana” seja ele doméstico ou industrial (NBR 7.229/1993).

Para se garantir a preservação da saúde, do meio ambiente e o crescimento sustentável, efetivando-se o saneamento se faz necessário tratar os esgotos oriundos das mais diversas atividades humanas (ANDRADE NETO, 1997, p. 20).

A Pesquisa Nacional por Amostragem de Domicílios (PNAD), de autoria do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), feita por amostra em domicílios brasileiros, investiga diversas características socioeconômicas da sociedade, como população, educação, trabalho, rendimento, habitação, previdência social, saúde, nutrição e etc., ^{. Nesse} nesse contexto, 45,7 % das residências brasileiras são atendidas por serviço público de coleta de esgotos, os demais domicílios, 54,3 %, recorrem à fossas sépticas, ou meios menos eficientes, como fossas secas, valas a céu aberto, ou lançamento direto em curso d' água. Do esgoto coletado, 68,8 % passa por algum tipo de tratamento (IBGE, 2008). Além disso, a referida pesquisa também constatou que no município de Belém apenas 6% da população são servidos por alguma rede de coleta de esgotos, segundo dado fornecido pela Cosanpa (Companhia de Saneamento do Pará).

1.3 O Tratamento de Esgoto

De acordo com Santos (2007), os esgotos domésticos são compostos basicamente de água, cerca de 99,9 %, e o restante, cerca de 0,1 %, é composto de matéria orgânica, sabões, alvejantes, papel, plástico, detergentes, desinfetantes, etc. Tais substâncias são originárias das fezes, urina, e das diversas atividades humanas.

Para sistemas individuais de tratamento de esgoto sanitário, ou seja, tratamento realizado em residência, por exemplo, as soluções mais utilizadas no Brasil são: “fossa seca nas suas diversas modalidades; tanque séptico + infiltração no solo; tanque séptico + filtro anaeróbico” (CHERNICHARO, 1997, 278p.).

Para sistemas condominiais de coleta de esgotos, também denominados de sistemas coletivos, Chernicharo (1997) traz as seguintes possibilidades comumente utilizadas no Brasil: “lagoa de estabilização; aplicação no solo; tanque séptico + filtro anaeróbico; reator anaeróbico de manta de lodo; filtro biológico percolador”.

Importante destacar que, segundo Sperling (1996), no que tange aos sistemas coletivos de tratamento de esgotos, embora existam outras tecnologias passíveis de utilização, entende-se que, no Brasil, entre as décadas de 1940 e

no paragrafo anterior

1990, as últimas cinco relacionadas anteriormente encontram uma maior aplicabilidade.

esses sistemas

Para ele, os sistemas acima apontados são os que mais satisfatoriamente atendem aos requisitos que merecem destaques, quais sejam:

- baixo custo de implantação;
- elevada sustentabilidade do sistema, relacionada a pouca dependência de fornecimento de energia, de peças, de equipamentos de reposição, etc.;
- simplicidade operacional, de manutenção e de controle (pouca dependência de operadores e engenheiros altamente especializados);
- baixos custos para implantação;
- pouco ou nenhum problema com a disposição do lodo gerado na estação;
- baixos requisitos de área;
- adequada eficiência na remoção das diversas categorias de poluentes (matéria orgânica biodegradável, sólidos suspensos, nutrientes, patógenos);
- existência de flexibilidade em relação às extensões futuras e ao aumento da eficiência;
- possibilidade de aplicação em pequena escala (sistemas descentralizados), com pouca dependência da existência de grandes interceptores;
- fluxograma simplificado de tratamento (poucas unidades integrando a estação);
- elevada vida útil;
- ausência de problemas que causem transtorno à população vizinha;
- possibilidade de recuperação de subprodutos úteis, visando sua aplicação na irrigação e na fertilização de culturas agrícolas;

Ainda de acordo com Chernicharo (1997), as peculiaridades de cada caso devem ser observadas no momento da escolha de um projeto de estação de tratamento de esgoto através de relatório preliminar seguido de projeto básico, onde devem ser coletados os seguintes dados: a população a ser atendida, estimativa do coeficiente de retorno, vazão da infiltração, área que

poderá ser destinada a implantação da estação, local de descarte do efluente tratado e do lodo produzido, existência de energia elétrica e água, e mais, definição do nível de tratamento do esgoto a ser processado, sempre levando em consideração o enquadramento nas normas vigentes.

1.4 Características dos Efluentes e os Parâmetros para o Tratamento

Para a caracterização de efluentes é necessário que se tenha conhecimento dos parâmetros físico, químicos e biológicos do mesmo, que servirão de base para a avaliação da qualidade da água.

1.4.1 Características físicas

Fisicamente as características a serem observada são: presença de sólidos em suspensão, a temperatura da água tratada, a cor e a turbidez.

a) Sólidos em suspensão

Os sólidos são matérias que permanecem como resíduo após a temperatura ser elevada entre 103 e 105° C, e podem estar dissolvidos ou em suspensão. Serão dissolvidos quando forem oriundos de moléculas orgânicas e inorgânicas que não podem ser retidos em membrana de porosidade determinada, serão suspensos quando membrana de porosidade determinada puder retê-los (CHERNICHARO, 1997).

A divisão dos sólidos totais de um efluente entre sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos totais é essencial, uma vez que a maioria dos processos de tratamento é efetiva somente sobre um desses dois tipos.

Os sólidos dissolvidos totais caracterizam a porção de sólidos filtráveis enquanto que os sólidos suspensos totais constituem a porção não filtrável, ou seja, a porção que permanece no filtro após a filtração (CASSINI, 2008).

b) Temperatura

Segundo Cassini (2010, p.183), a temperatura, por sua vez, afeta diretamente a eficiência de uma estação de tratamento e influi na manutenção da vida aquática, nas reações químicas e na dissolução do oxigênio da água.

A temperatura pode afetar a eficiência do sistema de remoção de sólidos, pois a diminuição da temperatura gera o aumento da viscosidade do líquido, o que diminui a eficiência da sedimentação dos sólidos presentes. E mais, a temperatura também afeta o desenvolvimento dos microrganismos presentes no efluente (CASSINI, 2008).

c) Cor e turbidez

Alterações na cor e na turbidez podem ser um indicativo ...

A cor e a turbidez demonstram a existência de compostos orgânicos e inorgânicos dissolvidos na água, e podem indicar poluição.

1.4.2 Características Químicas

Entre as características químicas, destacamos as abaixo:

a) Presença de matéria orgânica

No que diz respeito aos aspectos químicos, segundo Chernicharo (1997) as águas provenientes de esgotos possuem grande quantidade de compostos orgânicos suspensos e dissolvidos, os quais são constituídos por matéria orgânica carbonácea e microrganismos vivos e mortos.

Cassini (2008) acrescenta ainda que os efluentes de média carga orgânica contêm cerca de 75 % de sólidos em suspensão, e, desses, 40% são constituídos de sólidos orgânicos. Se essa matéria não for degradada antes de o efluente ser lançado no corpo receptor, as bactérias ali constantes irão iniciar o processo de degradação e, durante o processo, consumirão o oxigênio que se encontra dissolvido no corpo receptor, o que ocasionará a diminuição drástica dos níveis de oxigênio dissolvido, exterminando os peixes e a vida aquática em geral.

Continua Cassini (2008) aduzindo que os principais materiais orgânicos biodegradáveis presentes no efluente são proteínas, carboidratos e lipídios. Ademais, os esgotos podem conter ainda pequenas quantidades de diferentes moléculas orgânicas sintéticas cuja decomposição é muito lenta, ou mesmo, não biodegradáveis biologicamente, sendo esta a principal causa de dificuldades existente nos sistemas de tratamento de efluentes.

As proteínas são um dos principais compostos presentes nos animais. Elas são formadas por aminoácidos e apresentam uma estrutura química complexa e instável, estando, portanto, suscetíveis a muitas formas de

decomposição. Além disso, algumas proteínas apresentam solubilidade em água, enquanto outras não.

As moléculas de proteína são formadas por átomos de carbono, oxigênio e hidrogênio, além de conter um elevado teor de nitrogênio, cerca de 16 %, sendo esse o fator que a diferencia dos demais compostos orgânicos. REF

Registre-se ainda que a decomposição de proteína ocasione odores desagradáveis nos efluentes; REF

Os carboidratos, por sua vez, são compostos largamente distribuídos na natureza, incluindo entre eles os açúcares, o amido e a celulose. Como as proteínas, as moléculas de carboidrato são formadas por carbono, oxigênio e hidrogênio. Dentre os carboidratos presentes nos efluentes, a celulose é o mais resistente à decomposição;

Os lipídios também são compostos cujas moléculas são formadas por carbono, hidrogênio e oxigênio e formam uma variedade de substâncias orgânicas, dentre elas, as gorduras, os óleos e as graxas. Essa forma de matéria orgânica é uma das de mais difícil degradação por bactérias.

As bactérias se utilizam dessas matérias orgânicas para a realização de seus metabolismos, razão pela qual, elas podem ser usadas para a eliminação do material orgânico, na forma de reações químicas. A seguir encontra-se no quadro 2, os tipos de bactérias:

Quadro 2- Tipos de Bactérias que se apresentam nas reações químicas.

Matéria Orgânica		O ₂	+	Bactéria aeróbica	→	O ₂ +	Energia + Novas Células + Produtos mineralizados
		O ₃	+	Bactéria anaeróbica (desnitrificantes)	→	2O +	
		O ₄	+	Bactéria anaeróbica (redução de sulfato)	→	O ₂ + H ₂ S +	
		+		Microrganismos anaeróbicos (bactéria e archaeas metanogênicas)	→	O ₂ + CH ₄ +	

Fonte: Santos (2010).

Creio que a tabela apresentada esteja incompleta (células incompletas). Também falta identificação do que está representado em cada coluna.

A partir do conhecimento dos parâmetros químicos de qualidade da água e das reações acima referidas é possível escolher o processo que será usado para tratar o esgoto no que diz respeito às matérias orgânicas.

Como o material orgânico é vastíssimo em águas residuárias domésticas, é muito difícil identificar individualmente cada uma de suas espécies. Por isso, divide-se o material orgânico a ser tratado em dois grupos: o que pode ser oxidado e o que contém carbono orgânico. Tal medição é feita através de um método indireto de cálculo do consumo de oxigênio presente na amostra, para se concluir a quantidade de material orgânico que ali existe.

Os métodos usados que se baseiam na oxidação do material orgânico são: Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).

A DBO é a medida da quantidade de matéria orgânica biodegradável através da aferição da quantidade de oxigênio dissolvido (OD) necessária para estabilizar bioquimicamente a matéria orgânica através da ação de bactérias aeróbicas. Usualmente é medida em mgO_2/L . Importante destacar ainda que quanto maior o DBO, maior será o consumo de oxigênio nos corpos d'água e, conseqüentemente, maiores os danos ao meio ambiente (SANTOS, 2007).

A análise da DBO, portanto, pode ser usada para quantificar o teor e a concentração de substâncias consumidoras de oxigênio presentes no efluente. As substâncias que consomem oxigênio são compostas por porções carbonáceas, que se referem ao teor de carbono do efluente, assim, o carbono reagirá com o oxigênio dissolvido presente no efluente produzindo CO_2 e nitrogênio.

duante
processo de
degradação

Para se estimar a DBO, incuba-se uma amostra por 5 dias sob a temperatura de 20°C e mede-se a quantidade de oxigênio consumida nesse tempo, esse é o valor da DBO, medido em $\text{DBO}_5 \text{ O}_2$ (CASSINI, 2008).

De acordo com Santos (2007) a DQO mede o oxigênio equivalente ao conteúdo de matéria orgânica de uma amostra que pode ser oxidada por um forte oxidante químico em meio ácido. No teste do DQO, uma amostra de água residuária é a uma mistura de dicromato de potássio e ácido sulfúrico, um forte oxidante. A mistura é aquecida até seu ponto de ebulição e, a oxidação das

adicionada

substâncias orgânicas estará praticamente completa (mais de 95 %) a DQO é expressa em mgO_2/L .

Assim como na aferição da DBO, quanto maior a DQO em um dado efluente, maior sua poluição. Além disso, o valor estimado de DQO de um efluente fornece uma boa ideia da quantidade total de matéria orgânica presente, pois o método consegue uma oxigenação bastante eficiente de toda a matéria orgânica e, inclusive, de alguns constituintes inorgânicos, como NO_2^- , S^{2-} , Fe^{2+} , SO_3^{2-} . (CASSINI, 2008).

As análises de DBO e de DQO conduzem a diferentes resultados, sendo o valor do primeiro maior que o do segundo tendo em vista que a oxidação microbiológica envolve a parcela biodegradável e a parcela não biodegradável da amostra. Além disso, via de regra, a realização de uma das análises acima referida exclui a realização da outra, pois, o valor da DQO pode ser estimado empiricamente através de relação com o valor da DBO (CASSINI, 2008).

A análise da quantidade de nitrogênio, segundo Santos (2007), também é de fundamental importância para a aferição da qualidade da água. É importante destacar que tal composto é natural de vários compostos biológicos, como as proteínas, as clorofilas, etc. e é indispensável para o crescimento de microrganismos responsáveis pela depuração biológica.

Conforme Santos (2007), este componente causa o desenvolvimento de algas e plantas aquáticas (eutrofização) e subsequente comprometimento da qualidade dos corpos receptores.

A proteína contém cerca de 16 % de nitrogênio, sendo este denominado de nitrogênio orgânico. Analisando-se o teor de nitrogênio orgânico presente na amostra, chega-se à quantidade de proteína. Quando a matéria orgânica é degradada pelos microrganismos, ocorre a hidrólise da proteína a um tipo de amônia, denominada de amônia livre (CASSINI, 2008).

Ainda CASSINI traduz, que a amônia livre pode ser hidrolisada produzindo o íon amônio, nos termos da reação a seguir Eq.1:



Eq. 1

adicionar informação de pH, com seta

Quando o pH do meio for inferior a 7, o equilíbrio da reação se desloca para a direita e a espécie de nitrogênio predominante é NH_4^+ . Se o pH do meio for superior a 7, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda e a espécie predominante de oxigênio é a amônia, sendo a forma não ionizada a mais letal para a vida na água.

Por conseguinte, para se tratar o efluente poluído com alguma das citadas formas do nitrogênio é necessário um processo denominado de *nitrificação*, que consiste na oxidação da amônia, realizado por bactérias autotróficas, formando o nitrito, na presença de O_2 . Em outro processo denominado de *desnitrificação*, realizado por bactérias heterotróficas, o nitrito formado é convertido em gás nitrogênio, na ausência de O_2 (SANTOS, 2007).

CASSINI (2008), afirma que somando as porções de nitrogênio orgânico, amônia livre, nitrito e nitrato tem-se o nitrogênio total. Cada uma dessas formas de nitrogênio é importante para a manutenção da vida aquática saudável, no entanto, deve estar presente apenas em doses adequadas, por isso a necessidade de um eficiente tratamento. Ademais, o nitrogênio na forma de nitrito é bastante instável, sendo facilmente oxidado em nitrato. Já o nitrato é a forma mais oxidada do nitrogênio presente no efluente, sendo considerado um importante parâmetro a ser controlado.

Observa-se que a retirada do nitrogênio dos efluentes para o seu tratamento é um processo que demanda muito controle, o qual exige também uma rigorosa observância das taxas de oxigênio, o pH, a alcalinidade.

De acordo com SANTOS (2007), assim como o nitrogênio, o fósforo é um nutriente essencial para os microrganismos decompositores da matéria orgânica e também é um dos responsáveis pela eutrofização causada pelo crescimento das algas e que, nos esgotos sanitários, o fósforo é oriundo, principalmente, do uso de detergentes.

b) pH e alcalinidade

Ainda no âmbito das características químicas da água tratada, deve-se observar o pH e a alcalinidade. O controle do pH no tratamento das águas residuárias é de fundamental importância para o desenvolvimento das reações químicas e bioquímicas do processo.

De acordo com CASSINI^(ano), o pH das soluções aquosas exerce influência direta nas principais características desta solução, como qual

substância se dissolve em determinado efluente. Além disso, o pH influencia no potencial corrosivo do efluente.

Ainda de acordo com a mesma autora, o controle do pH é determinante no tratamento biológico dos efluentes, pois, a depender da faixa em que ele se encontre, serão permitidas ou não a ação de bactérias.

e a alcalinidade?

1.4.3 Características Biológicas

Por fim, no tratamento dos esgotos ainda deve ter em conta as características biológicas da água, controlando os microrganismos nela presentes para um efetivo tratamento. Existem microrganismos que são utilizados para estabilizar a matéria orgânica, outro grupo é usado para eliminar o nitrogênio, outro para eliminar o fósforo, e assim por diante. Destaque-se ainda que existem micro-organismos que somente desempenham suas funções catabólicas e anabólicas na presença do oxigênio, são os aeróbicos e outros, desempenha suas funções na ausência de oxigênio, são os anaeróbicos.

Nessa situação você está considerando duas categorias de microrganismos. Os que estão presentes naturalmente na água ou em decorrência da contaminação, ou ii) os microrganismos que podem ser utilizados para tratar a água (biodegradação).

Tome cuidado pois você não fez distinção entre essas formas

1.5 Parâmetros legais para despejo de efluentes em corpos receptores

De acordo com SPERLING (1996, p.211), compete ao Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabelecer os padrões para lançamento de efluentes. Tais parâmetros foram estabelecidos através da Resolução n°. 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.

A referida Resolução determina que “efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento a fim de garantir a saúde pública e a preservação ambiental”.

No trabalho realizado por Verônica Jussara Costa Santos (2010) o corpo hídrico ^{*Tucunduba?*} objeto deste estudo, corresponde à classe 4 de acordo com os parâmetros de qualidade da água estabelecidos pela resolução Conama 357/2005.

Como dito na introdução, devida às limitações técnicas, foram escolhidos os seguintes parâmetros para análise: temperatura, PH, condutividade, oxigênio dissolvido (OD), DBO₅ (demanda biológica de oxigênio),

? esse paragrafo parece perdido nesse contexto.

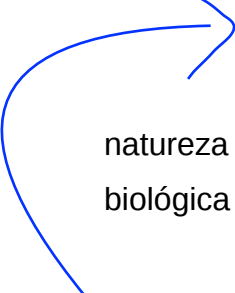
DQO (demanda química de oxigênio), TDS (sólidos totais dissolvidos), salinidade, cor verdadeira, cloreto, dureza, fosfato, Nitrito, Nitrato, Sólidos em Suspensão, Turbidez e nitrogênio amoniacal.

Quanto aos parâmetros acima referidos a Resolução 357/2005 do CONAMA define em seu artigo 15, combinado com o art. 14 quais são os limites permitidos:

- a) para DBO: 5 dias a 20°C até 5 mg/L O₂;
- b) Nitrito: 1,0 mg/L Ntds ;
- c) Nitrato: 10,0 mg/LN;
- d) Sólidos em suspensão: 100 mg/L;
- e) Turbidez: até 100 UNT;
- f) Cor: até 75 mg Pt /L;
- g) Nitrogênio amoniacal total: 3,7 mg / LN, para pH ≤ 7,5; 2,0 mg/LN, para 7,5 < pH ≤ 8,0; 1,0 mg / LN, para 8,0 < pH ≤ 8,5; 0,5 mg / LN, para pH > 8,5.
- h) pH: 6,0 a 9,0.

Em relação ao parâmetro DQO, embora a resolução do CONAMA 357/2005 não faça referência no lançamento de efluentes líquidos, algumas legislações ambientais estaduais estabelecem limites máximos.

1.6. Autodepuração nos corpos d'água



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, 211p.).

A autodepuração é um processo natural, no qual cargas poluidoras, de origem orgânica, lançadas em um corpo d'água são neutralizadas.

De acordo com Sperling (1996), a autodepuração pode ser entendida como um fenômeno de sucessão ecológica, em que o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, ou seja, a busca pelo estágio inicial encontrado antes do lançamento de efluentes, é realizada por mecanismos essencialmente naturais.

No processo de autodepuração, há um balanço entre as fontes de consumo e de produção de oxigênio, conforme ilustrado na Figura 1 (SPERLING, 2007, 211p).

Os principais fenômenos interagentes no consumo de oxigênio são, por exemplo:

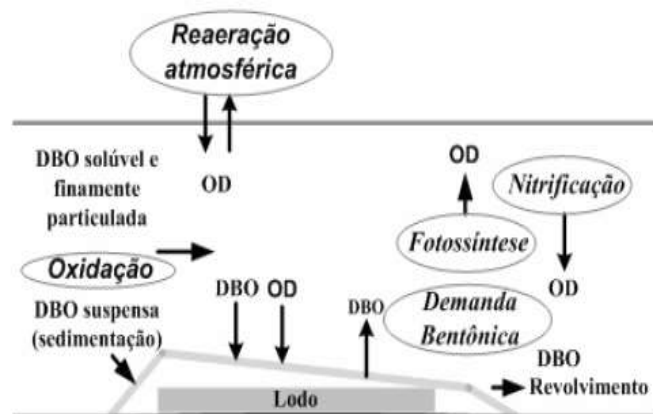
- a oxidação da matéria orgânica;
- a nitrificação;
- a demanda bentônica.

Na produção de oxigênio são:

- a reaeração atmosférica;
- a fotossíntese.

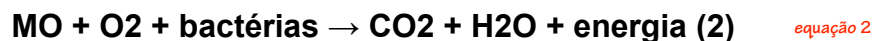
A oxidação é o processo nos quais elétrons são removidos de uma substância, aumentando o seu estado de oxidação. Ou seja, a oxidação é uma forma de transformar poluentes em compostos menos indesejáveis ao meio ambiente.

Figura 3- Fenômenos interagentes no balanço de OD.



Fonte: adaptado por Sperling (2007).

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:



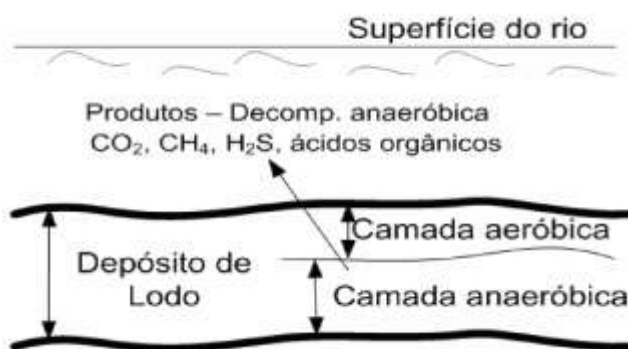
A nitrificação é o processo pelo qual bactérias autotróficas (*Nitrosomonas* e *Nitrobacter*), utilizam o oxigênio dissolvido para transformar formas nitrogenadas de matéria orgânica em nitritos (NO_2) e nitratos (NO_3). As *Nitrosomonas* são responsáveis pela oxidação da amônia a nitrito e as *Nitrobacter* 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 a das reações de oxidação da matéria orgânica carbonácea. Isso ocorre porque as bactérias nitrificantes, autotróficas, possuem uma taxa 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 4.

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 diminuição de DBO da massa líquida, porém, quando a massa decantada é ressuspensa, devido, por exemplo, a turbulências ou a altas velocidades de escoamento do líquido, ocorre o contrário.

Figura 4- Demanda bentônica.



Fonte: Adaptado de Eckenfelder, 1980.

Com 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. 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).

O 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 3), sendo característica dos organismos clorofilados, particularmente algas. De acordo com Sperling(1996), os seres autótrofos realizam muito mais síntese do que oxidação, gerando sempre um superávit de oxigênio.

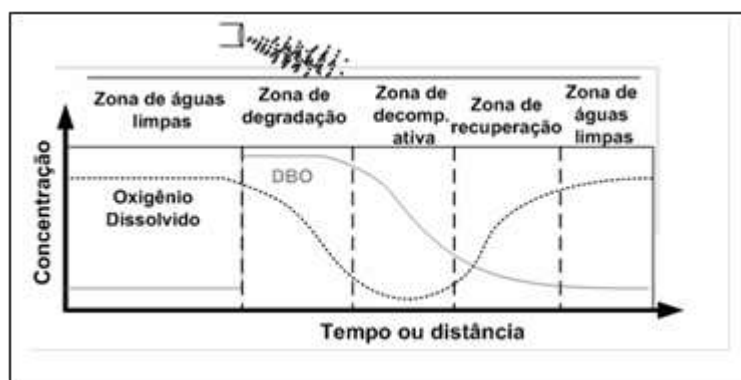
Os rios possuem características essencialmente dinâmicas, seja nos aspectos físicos, químicos ou biológicos. Quando ocorre qualquer alteração de sua estabilidade, como lançamentos de efluentes, o mesmo tende a tentar readquirir suas características anteriores.

O processo de autodepuração se desenvolve ao longo do tempo e da direção longitudinal do curso d'água, e segundo Braga e col. (2002), os estágios de sucessão ecológica presentes nesse processo são fisicamente identificados por trechos (Figura 5). Braga e col. (2002) define^messes trechos como zonas de autodepuração e os divide em:

- zona de águas limpas - localizada em região à 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 degradação - localizada à jusante do ponto de lançamento, sendo caracterizada por uma diminuição inicial na concentração de oxigênio dissolvido e presença de organismos mais resistentes;

- zona de decomposição ativa - região onde a concentração de oxigênio dissolvido atinge o valor mínimo e a vida aquática é predominada por bactérias e fungos (anaeróbicos);
- zona de recuperação - região onde se inicia a etapa de restabelecimento do equilíbrio anterior à poluição, com presença de vida aquática superior.

Figura 5- Principais zonas de autodepuração.



Fonte: Adaptado de Braga e Col, (2002).

Segundo Spelling (1996), a quantificação e a compreensão do fenômeno de autodepuração são de extrema importância, principalmente quando se busca controlar o lançamento de cargas de efluentes que estejam acima da capacidade de assimilação do corpo hídrico.

Segundo Stehfest (1973), a decomposição da matéria orgânica por microorganismos aeróbios corresponde a um dos mais importantes processos integrantes do fenômeno da autodepuração. Esse processo é responsável pelo decréscimo nas concentrações de oxigênio dissolvido na água devido à respiração dos microorganismos, que por sua vez decompõem a matéria orgânica.

Os pesquisadores Streeter e Phelps desenvolveram um modelo em 1925, que propiciou grande impulso para o entendimento do fenômeno de autodepuração em águas receptoras de cargas poluentes.

1.6.1 Modelo Streeter e Phelps

A principal característica da equação de Streeter-Phelps (2007) é calcular a taxa de variação de OD. Através disso pode-se calcular a eficiência requerida de uma ETE por exemplo, para que a carga orgânica residente no efluente consiga ser assimilada pelo corpo receptor sem prejuízo para a sua vida aquática.

O modelo Streeter - Phelps considera, no balanço do oxigênio, apenas dois processos: o consumo de oxigênio, pela oxidação da matéria orgânica durante a respiração, e a produção de oxigênio, pela reaeração atmosférica. Além disso, o modelo adota as seguintes simplificações:

- sistema unidimensional;
- regime permanente com vazão e seção constante;
- lançamento do efluente pontual e constante.

A hipótese básica do modelo Streeter -Phelps é que a taxa de decomposição da matéria orgânica no meio aquático (ou taxa de desoxigenação dL/dt) é proporcional à concentração da matéria orgânica presente em um dado instante de tempo, que é dada por:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L \quad (4) \quad \text{equação 4}$$

L é a DBO remanescente ao fim do tempo t , em mg/l e, K_1 é o coeficiente de decaimento, ou constante de desoxigenação, dada por dia^{-1} e t é o tempo, em dias. Na literatura, o coeficiente de desoxigenação (K_1) é também denominado coeficiente de decomposição (K_d).

Integrando a equação 4, entre L_0 e L , tem se:

$$L = L_0 e^{-K_1 t} \quad (5)$$

Onde: L_0 é a DBO inicial de mistura (efluente + corpo receptor), no ponto de lançamento, em mg/l. Em termos de consumo de oxigênio, é importante a quantificação da DBO exercida, que pode ser obtida pela equação abaixo:

$$y = L_0 (1 - e^{-K_1 t}) \quad (6)$$

y é a DBO exercida em um tempo t (mg/l).

Segundo Sperling (2005), o conceito de DBO pode ser representado tanto pela DBO remanescente quanto pela DBO exercida (Figura 6). O primeiro termo significa a concentração de matéria orgânica remanescente na massa líquida em um dado instante. Já o segundo, é o oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até determinado instante, ambos tendo como unidade de massa o oxigênio por unidade de volume.

Figura 6- Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica.



Fonte: Adaptado de Sperling, 1996

O consumo de OD no meio líquido ocorre simultaneamente à reação de reoxigenação desse meio, na qual, por meio de reações exógenas, o oxigênio passa da atmosfera para a água. Esse processo é modelado pela seguinte equação:

$$\frac{dL}{dt} = -K_2 D \quad (7)$$

Dessa forma, como o déficit de saturação de oxigênio dissolvido corresponde a resultante da soma dos efeitos de desoxigenação e reaeração, obtém-se a seguinte equação diferencial:

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D \quad (8)$$

D é o déficit de oxigênio, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação do oxigênio no meio líquido e a concentração de oxigênio dissolvido na água em um dado instante, e K₂ é a constante de reoxigenação do corpo d'água. Com a integração da equação 8, tem-se:

$$D_t = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t} \quad (9)$$

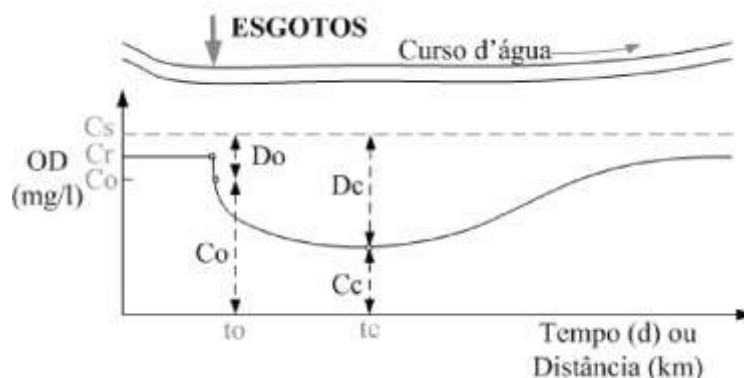
D_t é o déficit de saturação de oxigênio no tempo t, em mg/l; D₀ é o déficit inicial de oxigênio dissolvido no curso de água, em mg/l; L₀ é a DBO no ponto de lançamento. A concentração de oxigênio no tempo C(t) é dada pela diferença entre a concentração de saturação nas condições do experimento (C_s) e o déficit de oxigênio dissolvido num tempo D(t).

$$C(t) = C_s - D(t) \quad (10)$$

$$C_t = C_s - \left\{ \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + (C_s - C_0) e^{-K_2 t} \right\} \quad (11)$$

A curva do perfil de OD em função do tempo é apresentada na figura 8. De acordo com Sperling (2007), nesse perfil são identificados os seguintes pontos: a concentração de OD no rio a montante (C_r), a concentração de OD na mistura (C₀), a concentração crítica de OD (C_c).

Figura 7- Pontos característicos da curva de depleção de OD.



Fonte: (Adaptado de Sperling, 2007).

É importante ressaltar que as equações descritas são válidas apenas em condições aeróbias, ou seja, enquanto a disponibilidade de oxigênio igualar ou exceder o seu consumo (SPERLING, 2007).

2 DEFINIÇÃO E FORMULAÇÃO MATEMÁTICA DO MODELO ADOTADO

O modelo adotado para determinação do processo de autodepuração do Igarapé Tucunduba foi o modelo desenvolvido por Marcos Von Sperling, em 2007, da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Este modelo se baseia nas equações de Streeter-Phelps descritas no tópico anterior.

2.1. Parâmetros utilizados na construção do modelo.

As variáveis consideradas para a construção do modelo são:

- vazão do rio, a montante do lançamento (Q_r).
- vazão de esgotos (Q_e)
- oxigênio dissolvido no rio, a montante do lançamento (OD_r)
- oxigênio dissolvido no esgoto (ODE)
- DBO_5 no rio, a montante do lançamento (DBO_r)
- coeficiente de desoxigenação (K_1)
- coeficiente de reaeração (K_2)
- velocidade de percurso do rio (v)
- tempo de percurso (t)

- concentração de saturação de OD (C_s)
- oxigênio dissolvido mínimo permissível (OD min).

2.2. Curva do oxigênio dissolvido

O decréscimo de oxigênio ao longo do curso d'água pode ser conhecido através da construção da curva do oxigênio dissolvido. Alguns aspectos muito importantes são obtidos através dessa curva como: o ponto crítico de menor concentração de OD, adequação do ponto crítico com a legislação estabelecida, local onde o curso d'água restabelece suas características normais (SPERLING, 2005).

2.2.1. Coeficiente de desoxigenação

O coeficiente de desoxigenação (K_1) depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e de outras substâncias. Como dito anteriormente, nesse parâmetro deve se conhecer a DBO última, pois o grau de degradabilidade da matéria orgânica nos efluentes, principalmente industriais, é diferente (SPERLING, 2005). Ele é obtido através da seguinte Equação:

$$L = L_0 * e^{-K_1 * t} \quad (12)$$

Onde:

L = DBO remanescente em um tempo qualquer (mg/l);

L_0 = DBO remanescente em $t = 0$ (mg/l);

K_1 = coeficiente de desoxigenação (dia⁻¹);

t = tempo (dia).

2.2.2. A influência da temperatura no coeficiente de desoxigenação

A temperatura possui grande contribuição no metabolismo dos mananciais, devido às influências desta com a solubilidade do oxigênio. Empiricamente essa relação é definida da seguinte forma: $K_{1t} = K_{120} * \theta^{(T-20)}$ (SPERLING, 2005).

Onde:

$K_{1t} = K_1$ a uma temperatura T qualquer (dia⁻¹);

$K_{120} = K_1$ a uma temperatura $T=20^{\circ}\text{C}$ (dia⁻¹);

T = temperatura do líquido. ($^{\circ}\text{C}$);

Θ = coeficiente de temperatura

2.2.3. O déficit de oxigênio e a cinética de reaeração

A taxa de absorção de oxigênio sofre grande alteração na presença de matéria orgânica, pois mesmo que o curso d'água esteja saturado de oxigênio, ocorre troca estáveis entre gás e líquido. Após o despejo, o sentido atmosfera-líquido de troca de oxigênio se torna maior, devido ao aumento da necessidade da massa líquida por oxigênio (IMHOFF E IMHOFF, 1985). Essa taxa é estabelecida pela Equação:

$$D=D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t}.$$

(13)

2.2.4. O coeficiente de reaeração e as influências das características do corpo receptor.

O coeficiente de reareação (K_2) é obtido através de três métodos distintos (SPERLING, 2005). O primeiro é calculado através de valores médios tabelados, onde corpos mais rasos e mais velozes tendem a possuir um maior K_2 , devido ao maior contato com a atmosfera e, segundo Imhoff e Imhoff (1985), os efluentes têm maior contato com plantas e bactérias, propiciando a estabilização mais rápida da matéria orgânica, consequentemente o consumo de oxigênio é acelerado.

O segundo método é obtido através dos valores em função das características hidráulicas do corpo d'água (Tabela1). Esse método é calculado com base na velocidade e altura da lâmina d'água.

O terceiro método são os valores obtidos correlacionados com os valores da vazão do curso d'água. Essa forma é utilizada quando desconhece a velocidade e a altura da lâmina d'água, utilizando apenas os valores da vazão.

Tabela 1- Coeficiente de reaeração K₂ em função da velocidade e da profundidade. Valores do coeficiente K₂ segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d'água (base e, 20°C).

Pesquisador	Fórmula	Faixa de aplicação aproximada
O'Connor & Dobbins (1958)	$3,73.v^{0,5}.H^{-1,5}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,05m/s \leq v < 0,8 m/s$
Churchill et al (1962)	$5,0.v^{0,97}.H^{-1,67}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,8m/s \leq v < 1,5 m/s$
Owens et al (apud Branco, 1978)	$5,3.v^{0,67}.H^{-1,85}$	$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05m/s \leq v < 1,5 m/s$

Fonte: Sperling (2007).

v: velocidade do curso d'água (m/s); H: altura da lâmina d'água (m).

Faixas de aplicabilidade adaptadas e ligeiramente modificadas de Covar (apud EPA, 1985), para efeito de simplicidade

2.2.5.A influência da temperatura no coeficiente de reareação.

O aumento da temperatura produz dois diferentes aspectos no corpo d'água, diminui a solubilidade de oxigênio, como já foi dito, e acelera o metabolismo dos organismos decompositores, aumentando a demanda por OD. Os valores dessa influência na temperatura são expressos pela equação:

$$K_2T = K_{220} \cdot \theta(T-20)$$

(14)

Onde:

K₂T = K₂ a uma temperatura T qualquer. (dia⁻¹).

K₂20 = K₂ a uma temperatura T = 20°C. (dia⁻¹).

T = temperatura do líquido (°C).

θ = coeficiente de temperatura.(-).

2.2.5 Variação do déficit de oxigênio em função do tempo.

A curva da concentração de OD pode ser obtida através da equação 15, expressando a variação do déficit em função do tempo.

$$D_t = k_1 * L_0 * (e^{-k_1 * t} - e^{-k_2 * t}) + D_0 * e^{-k_2 * t}$$

(15)

O trabalho não apresenta Objetivos?

3 METODOLOGIA

3.1 Aplicação da Metodologia

A proposta deste trabalho é a avaliação da capacidade de autodepuração da bacia do Tucunduba através da simulação matemática aplicando-se o modelo de Streeter-Phelps. *Isso é objetivo!*

A pesquisa contemplou os seguintes procedimentos metodológicos:

1. Delimitação da área de estudo na Bacia do Igarapé Tucunduba através de mapas, imagem;
2. Coleta de amostras de água ao longo da bacia afim de se quantificar as variáveis físico-químicas necessárias à simulação matemática. Dentre elas, a Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) principalmente.

Objetivos específicos

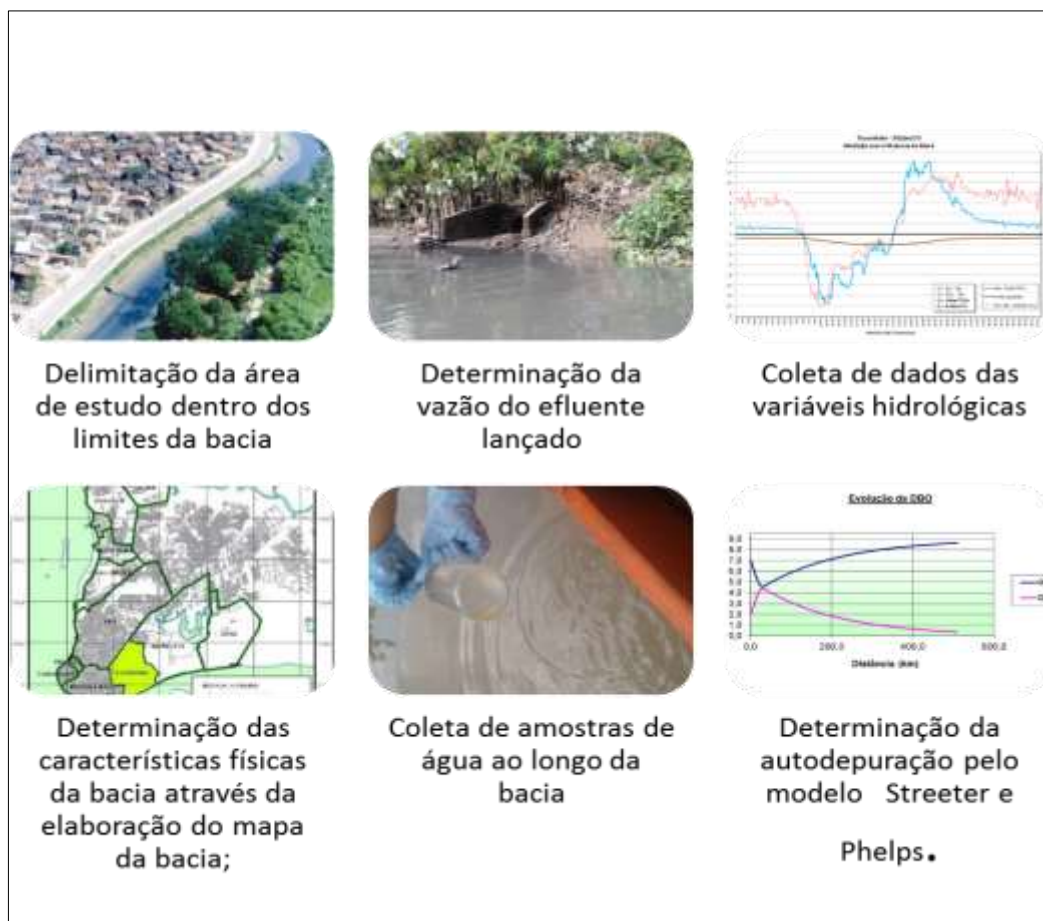
3. Determinação da vazão do efluente lançado no corpo hídrico;
4. Determinação das características físicas da bacia através da elaboração do mapa da bacia;
5. Coleta de dados das variáveis hidrológicas da Bacia, especialmente a determinação da vazão do corpo hídrico, para verificar se o mesmo possui volumes suficiente para diluição no corpo receptor;
6. Dispondo da Resolução do CONAMA 357 no que se refere os parâmetros ideais para qualidade de água em corpos hídricos de água doce; *Comparação das variáveis investigadas com dados da resolução*
7. Determinação da autodepuração pelo modelo Streeter e Phelps.

METODOLOGIA

Para execução dos objetivos propostos, as informações coletadas foram armazenadas em uma planilha no programa Excel (Microsoft (R))

Nas etapas acima, utilizou-se aplicativo Excel para o processamento das informações.

Quadro 3- Etapas da Pesquisa



Fonte: O Autor

organizar na ordem que foi proposto no texto

3.2 Coleta de Dados

A coleta inicial dos dados bibliográficos foi realizada em livros, revistas, artigos, jornais e sites da internet. Em uma etapa posterior buscou-se informações nos órgãos oficiais como SESAN (Secretaria Municipal de Saneamento), COSANPA (Companhia de Saneamento do Pará) e por último na CPRM (Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais).

Para as coletas de campo, foram selecionados 10 pontos de amostragem ao longo do canal da Bacia em estudo. Para a escolha dos pontos

utilizou-se de imagem de satélite figura 8 (Google Earth 2008, escala 1:9000).
 , amostras foram coletadas em maré alta e baixa
 Para os 10 (dez) pontos amostrados em maré baixa e alta foram realizadas análises dos parâmetros temperatura, PH, condutividade, oxigênio dissolvido, TDS, salinidade, cor verdadeira, cloreto, DBO, dureza, fosfato, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, sulfato, STS e turbidez.

3.3 Localização da área de estudo

A bacia hidrográfica do igarapé Tucunduba possui 10,55km², composta de 13 canais totalizando 14.175m de extensão. A mesma corta 4 bairros da capital paraense sendo uma bacia inteiramente urbana (PM, 2000b, apud PEMAS,2001).

Esta bacia possui uma densa malha de drenagem, sendo o Igarapé Tucunduba o principal corpo hídrico da bacia com uma extensão de 3.600m, sendo o maior contribuinte para os rotineiros alagamentos dos terrenos localizados nas baixadas do bairro do Guamá (adaptado de BELÉM, 2001). Toda a drenagem da extensa área da bacia é feita através do Tucunduba, que nasce na TV Angustura (entre Almirante e 1º de dezembro), nas coordenadas 1º 26'10,38" S 48º 27' 15,84"O e tem sua foz no Rio Guamá, dentro da Universidade Federal do Pará, nas coordenadas 1º 28' 31,6"S e 48º 27' 16,0"S .

Segundo dados da Prefeitura municipal Belém (BELEM, 2001) a bacia possui 100% de ocupação totalizando uma população de 198.350 habitantes, desse total 125.000 habitam palafitas localizadas à margem da bacia do Tucunduba. Estão inseridos na bacia os bairros do Guamá, Terra firme, Universitário, Canudos e Marcos.

No aspecto físico, a área do Tucunduba se parece com um arco sendo por um lado ocupada por residências em alvenaria, inclusive por conjuntos habitacionais construídos pela PMB, e do outro lado por vegetação típica de mangue e palafitas cujo acesso é feito por passagem de aterro e estivas.

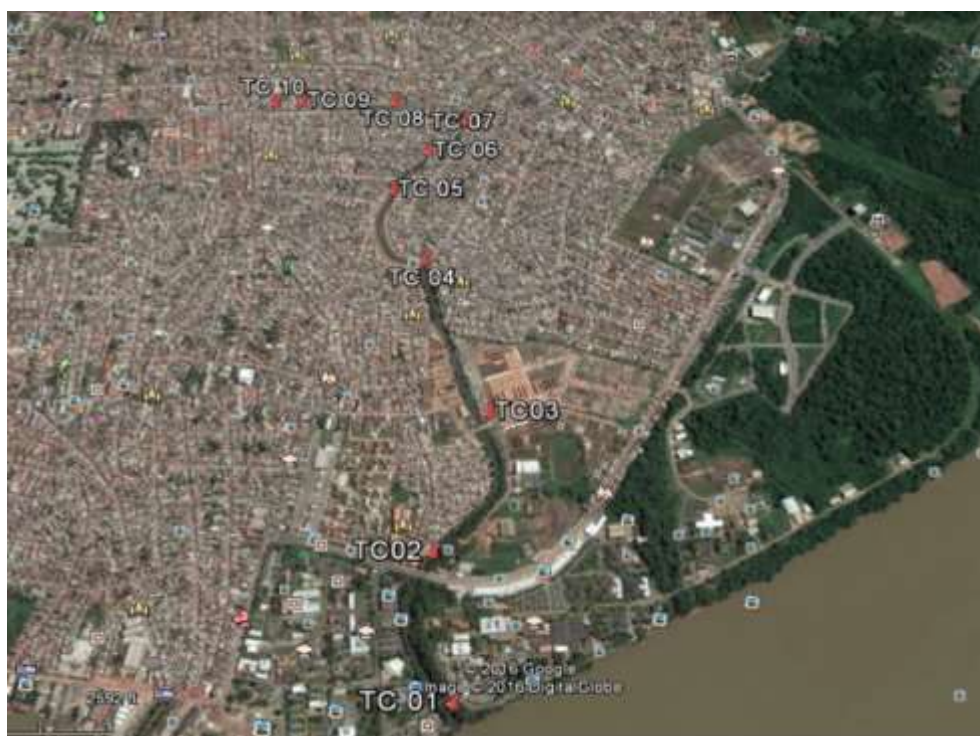
O adensamento populacional sofrido na área de influência direta da bacia tem causado a intensa degradação ambiental do meio. A ocupação desordenada tem causado sérios problemas ambientais que vão desde a contaminação das águas superficiais do Igarapé até a contaminação do lençol freático. O corpo hídrico se tornou um imenso depósito de lixos e resíduos

sólidos provenientes das ações antrópicas da população que reside às margens do canal.

É comum a visualização de diversos pontos de lançamento de esgotos ao longo do trecho estudado.

Quanto a contaminação do lençol freático da área, Matta 2004 em seu trabalho sobre Estudos hidrogeológicos realizados na bacia do Tucunduba, identifica quatro fontes potenciais de contaminação do aquífero, entre as principais estão a ausência de sistemas de esgotamento sanitário, presença de cemitérios, postos de combustíveis, poços para abastecimento humano fora dos padrões construtivos ^{adequados} e contaminação das águas superficiais.

Figura 8- Distribuição dos pontos amostrados ao longo do canal principal da bacia.



Para ficar mais claro, o curso do Tucunduba pode ser traçado de outra cor

Fonte: Adaptado, Google 2016.

3.4 Parâmetros morfométricos da bacia hidrográfica

A análise morfométrica estabelece uma relação entre as características fisiográficas de uma bacia hidrográfica, em particular a geologia e a geomorfologia, e o comportamento da dinâmica hidrográfica/ambiental da

mesma (LIMA et al., 2010). Segundo Marinho (2011) a caracterização morfométrica de uma bacia hidrográfica é um dos procedimentos mais comuns e necessários nas análises hidrológicas ou ambientais.

Levando em consideração a dinâmica da paisagem da área, fez-se necessário o estudo dos parâmetros morfométricos da bacia do Tucunduba, para caracterizar as transformações dessa área, através da dinâmica da drenagem, além de ser um importante instrumento para conhecimento da influência antrópica direta ou indireta no equilíbrio fluvial, cujos reflexos estão na erosão, no assoreamento, em inundações e no comprometimento da qualidade da água.

De acordo com a metodologia proposta por Strahler (1952) apud Christofletti (1980:107), pode-se classificar o Igarapé Tucunduba como um canal de 1ª ordem. No conjunto, os rios da bacia do Tucunduba abrangem 13 canais de 1ª ordem, 14 de 2ª ordem, 05 de 3ª ordem e 1 de 4ª ordem.

De acordo com Cunha (1994, 223p), no que se refere ao escoamento fluvial as bacias de drenagem podem ser classificadas em: exorréicas, quando a drenagem se dirige para o mar; endorréicas, quando a drenagem se dirige para uma depressão, dissipa-se nas areias do deserto ou penetra nas depressões cársticas e desta forma, a bacia do Tucunduba é classificada como exorréicas, pois possui a sua foz para o mar.

No Quadro 4, encontra-se as características físicas da bacia hidrográfica do Tucunduba.

Quadro 4- Características físicas da bacia do Tucunduba.

Bacia Hidrográfica	Área (km²)	Hierarquia Fluvial	Comprimento (Km)
Igarapé Tucunduba	0,55	1ª ordem	14,175

3.4.1 Topografia

A área de estudo é uma bacia urbanizada que drena para o rio Guamá e este para a baía do Guajará. Esta baía está localizada numa região estuarina, ou seja, um ambiente fluvial com importante influência marinha, com oscilação

típica de mesomaré com alcance médio de 3m. Os terrenos continentais adjacentes à baía, onde se situa a área de estudo, se dividem em duas unidades fisiográficas, Terra Firme e Várzeas (PARÁ, 2002). Nas Várzeas, as marés são o principal agente transportador de sedimentos e material orgânico em suspensão (PINHEIRO, 1987). A porção de Terra Firme que ocorre na área de estudo não possui grande amplitude topográfica em função de sua proximidade à área do estuário.

Portanto, a bacia do Tucunduba possui baixa declividade com elevação variando de 0 a 3 metros na parte baixa da bacia e de 15 a 18 m na área de maior elevação (CACELA FILHO et al., 2007). Essa baixa variação de altitude proporciona pequeno gradiente entre as áreas de nascente e o exutório e faz com que os escoamentos ocorram mais lentamente.

3.4.2 Clima

Pela classificação de Köppen, o clima de Belém é quente e úmido. A temperatura média varia entre 22 e 25°C. A umidade relativa do ar chega a 91% nos meses mais chuvosos. Sem estações climáticas definidas, possui dois períodos sazonais: chuvoso (dezembro a maio) e menos chuvoso (julho a novembro). A precipitação média anual varia entre 2.500 a 3.000 mm, logo Belém é uma das cidades mais chuvosas do Brasil (NASCIMENTO, 1995). O gráfico da figura 9 evidencia o comportamento dos índices pluviométricos mensais registrados em Belém. A estação chuvosa de dezembro a maio é regionalmente chamada de “inverno Amazônico” e é quando ocorrem as chuvas mais intensas. A estação menos chuvosa é regionalmente chamada de verão, onde não se pode, jamais, falar em período seco, uma vez que na capital paraense quase nunca se vê ausência total de chuvas durante todo o ciclo hidrológico.

O gráfico da figura 10 traz os totais anuais registrados em Belém dentro da série histórica de 1961 a 2015. Os dados são do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). As características da estação estão registradas no quadro 3.

O balanço hídrico médio mensal no período de 1961 a 2015 pelo método de Thornthwaite-Mather, foi elaborado adotando-se uma capacidade de

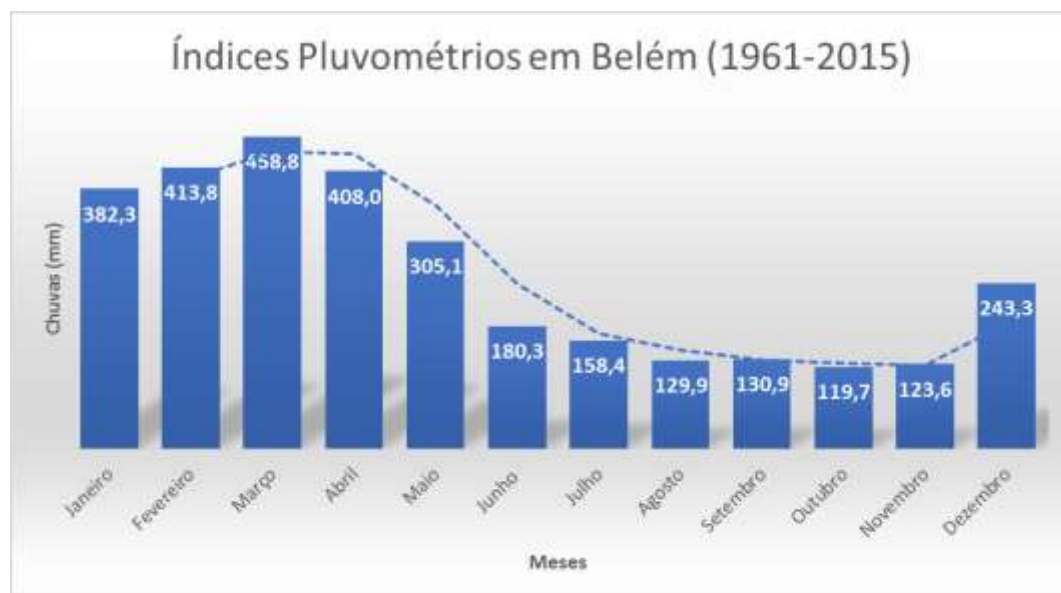
água disponível (CAD) de 100 mm e utilizando o programa “BHnorm” (Figuras 11 e 12), demonstraram que o município de Belém apresenta excedente hídrico no solo em praticamente todos os meses do ano.

Quadro 5- Características da estação pluviométrica em Belém.

Estação	Código	Entidade	Coordenadas		Altitude	Localização
			Latitude	Longitude		
Pluviométrica	82191	INMET	-1,43	-48,43	10	Belém

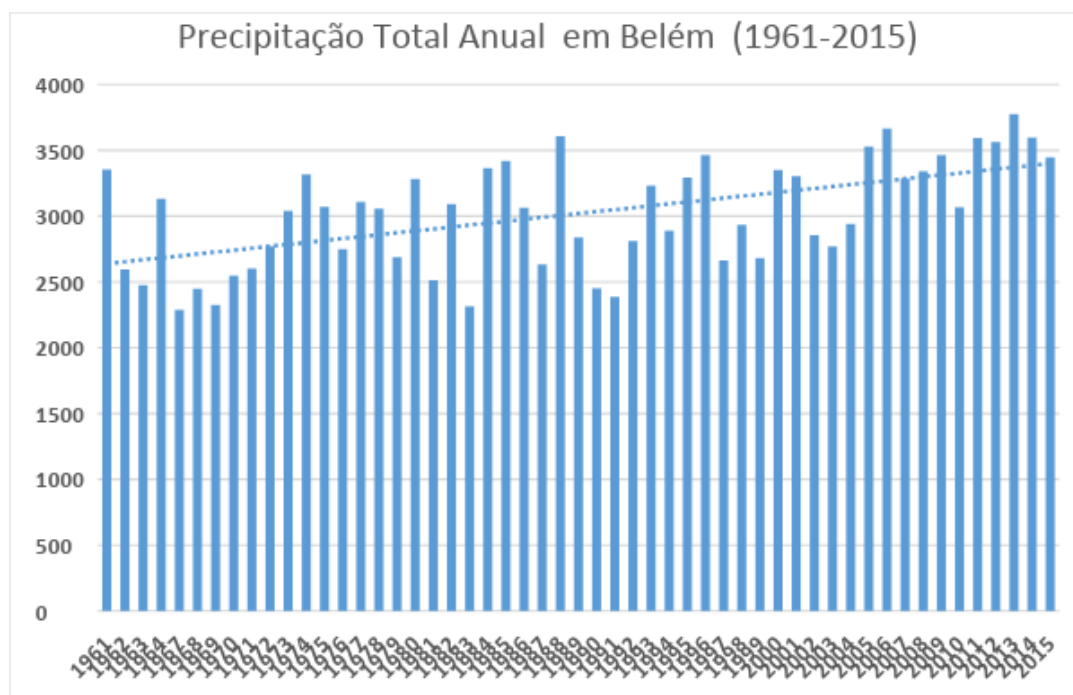
Fonte: (Adaptado INMET)

Figura 9-Índices Pluviométricos mensais registrados em Belém



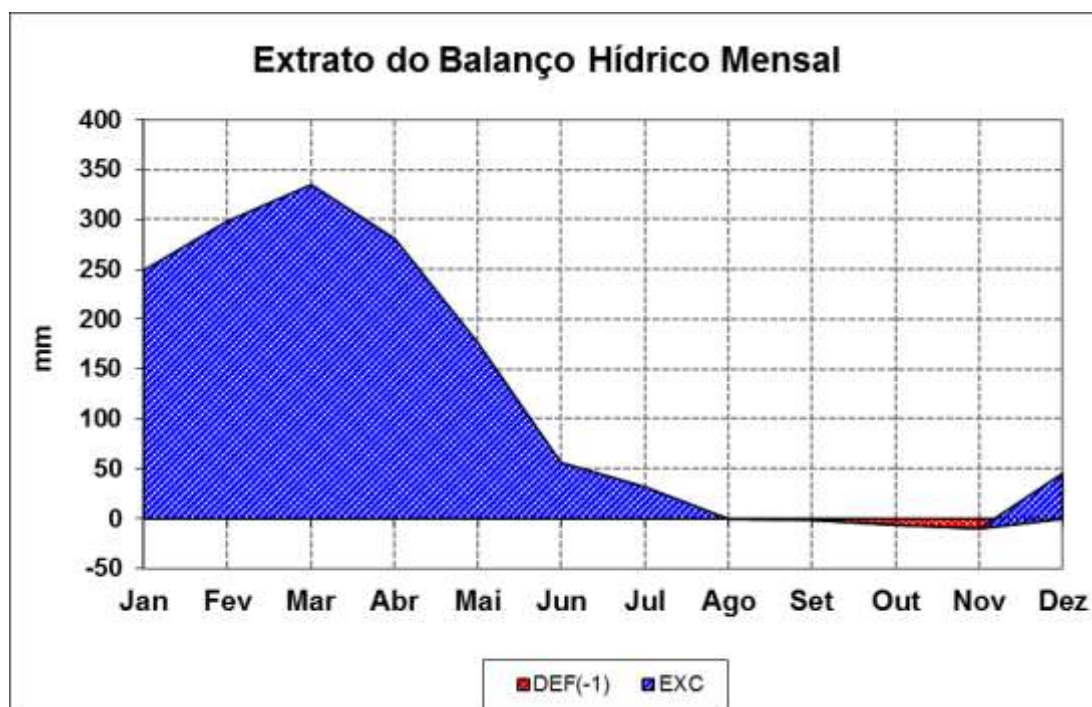
Fonte: (Adaptado INMET).

Figura 10- Precipitações Totais Anuais registradas em Belém (1961-2015).



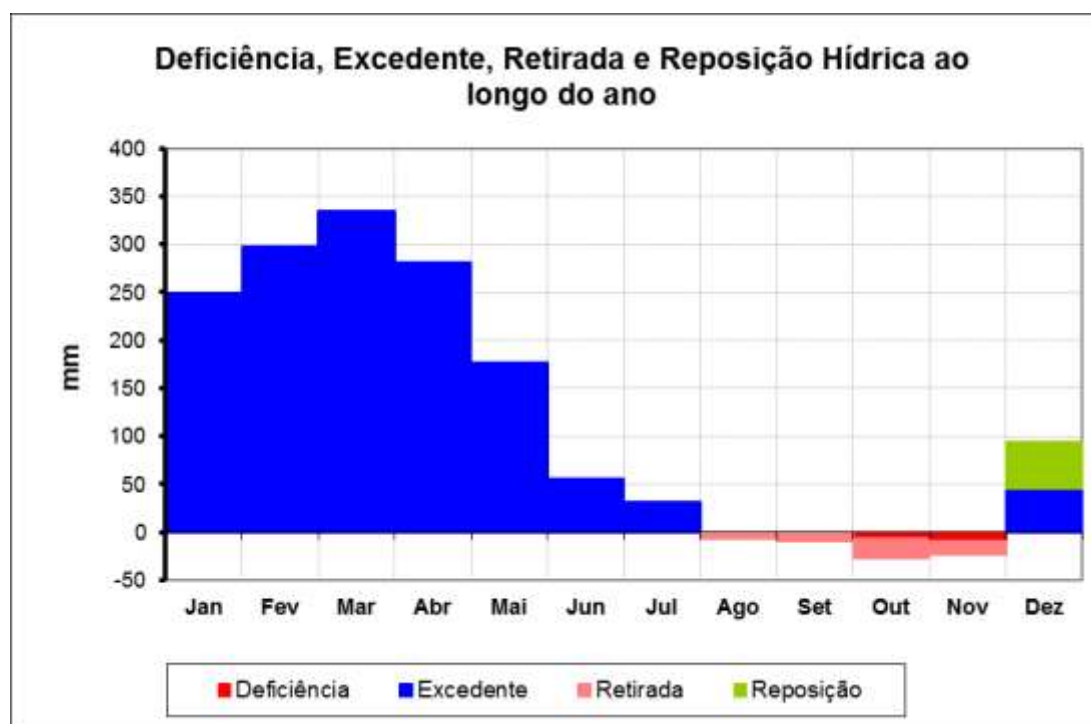
Fonte: Adaptado (INMET,2017).

Figura 11- Resultado do Balanço Hídrico em Belém.



Fonte: Da autora.

Figura 12- Representação gráfica do balanço hídrico em Belém.



Fonte: Programa "BHnorm"(2017).

3.4.3 Aspecto Hidrológico da bacia do Tucunduba

A bacia hidrográfica Tucunduba é uma bacia urbana que possui cerca de 90% de impermeabilização. A impermeabilização causada pela urbanização provoca alterações no ciclo hidrológico, através de ruas pavimentadas, telhados, calçadas e pátios oferecendo menor resistência ao escoamento superficial que as condições naturais do solo, diminuindo consideravelmente a infiltração da água no solo, etapa importante do ciclo hidrológico. Em consequência da maior taxa de impermeabilização, temos o aumento do volume e da velocidade de escoamento superficial, ocasionando mudanças no hidrograma, com redução do tempo de pico e aumento da vazão de pico.

A finalidade é para determinar o escoamento superficial que é gerado após uma chuva e durante as chuvas intensas, a maior parte da vazão que passa por um rio é a água da própria chuva que não consegue penetrar no solo e escoar imediatamente, atingindo os cursos d'água e aumentando a vazão. É desta forma que são formados os picos de vazão e as cheias ou enchentes. O escoamento rápido que ocorre em consequência direta das chuvas é chamado

de escoamento superficial. Para geração do hidrograma unitário de vazões na bacia do Tucunduba foram utilizados dados das chuvas máximas de 24 horas dentro da série histórica (1961-2015) com dados fornecidos pela estação do INMET. Através destes dados foi gerado o hidrograma de vazões (figura 13).

A bacia do Tucunduba tem as seguintes características físicas:

$$A = 14\text{km}^2$$

$$\text{Tempo de Concentração}(T_c) = 11\text{min}$$

$$Q_p \text{ unitário (1mm, T)} = 14\text{m}^3/\text{s}$$

$$\text{Tempo de pico unitário} = 7.187\text{min}$$

$$\text{Tempo de base}(T_b) \text{ unitário} = 19.190\text{min}$$

$$CN = 90$$

Para o cálculo do Tempo de concentração(T_c) e demais parâmetros foram utilizadas as seguintes equações:

$$Q_p = \frac{0,208 \cdot A}{\Delta t/2 + T_p} \quad t_c = 57 \cdot \left(\frac{L^3}{H} \right)^{0,385} \quad T_p = 0,6 \cdot T_c$$

$$T_b = 2,67 \cdot T_p$$

Onde,

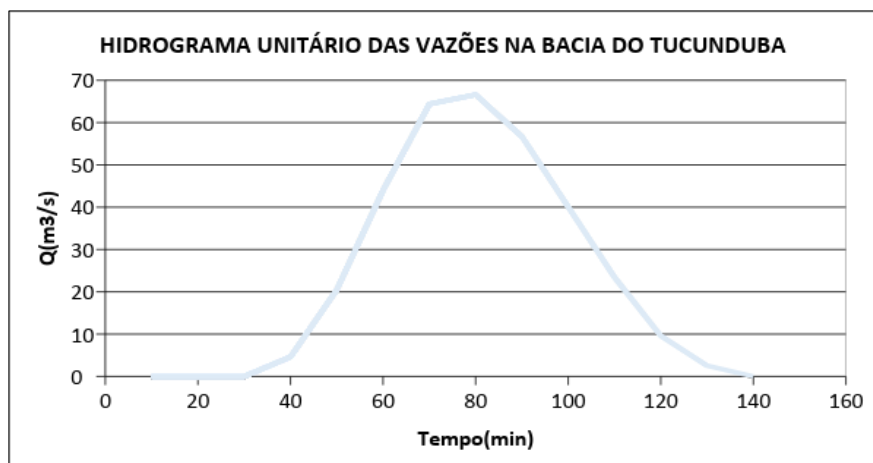
Q_p é a vazão de Pico

t_c é o tempo de concentração

T_b é o tempo de base

T_p é o tempo de base unitário.

Figura 13- Hidrograma Unitário na área de influência da bacia do Tucunduba.



Fonte: O Autor

3.5 Coleta de Amostras de água

Foram realizadas as coletas de amostras ao longo do canal do Igarapé Tucunduba, num trecho de aproximadamente 4 km de distância de sua foz. As coletas ocorreram nos meses de fevereiro e junho de 2017.

A primeira no dia 16/02/2017 obedecendo a tábua de marés, já que o corpo hídrico tem influência direta de maré. Imediatamente após a coleta as amostras foram encaminhadas ao laboratório do Instituto Evandro Chagas (IEC).

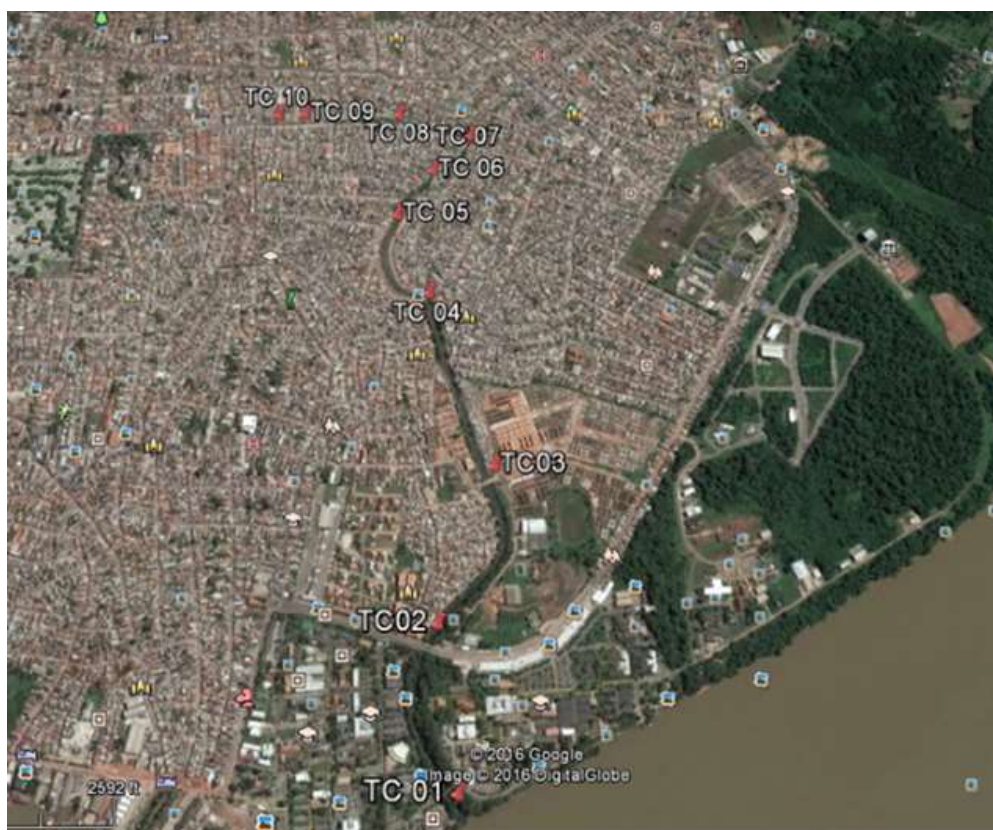
A segunda campanha de campo foi realizada no mês de junho ainda no ano de 2017. Os meses de fevereiro e junho estão dentro do período mais chuvoso e menos chuvoso da região, respectivamente, conforme mostrado no gráfico do balanço hídrico da figura 11.

As amostras foram devidamente acondicionadas seguindo as diretrizes e normas para coleta de águas e efluentes segundo a NBR 9897, NBR 9898, NBR/ISO IEC 17025 e *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 21.ed. (2005).

Os parâmetros de campo foram medidos com sonda multiparamétrica e os resultados registrados no local da coleta. Dentre os parâmetros registrados em campo estão o PH, temperatura, turbidez, salinidade, condutividade, oxigênio dissolvido e TDS.

Os pontos amostrados estão distribuídos na imagem da figura 14.

Figura 14- Pontos Amostrados durante as campanhas.



Fonte: Adaptado, Google (2016).

Durante a realização do trabalho de campo foram feitos registros fotográficos desde a foz do rio (Ponto TC 01) até o último ponto amostrado (TC 10).

Figura 15- Foz do Canal do Tucunduba na confluência com o rio Guamá durante a maré baixa (Ponto de amostragem – TC 01).



Fonte: O Autor.

Figura 16- Ocupações desordenadas às margens da bacia.



Fonte: O Autor.

Figura 17- Medições de campo com sonda multiparamétrica.



Fonte: O Autor

Figura 18-Coleta de Amostra.



Fonte: O Autor.

3.6 Determinação da Autodepuração

Para avaliar a autodepuração do efluente no corpo receptor é necessário:

- Calcular o balanço de oxigênio dissolvido: avaliar o consumo de oxigênio, através da curva de oxigênio dissolvido;
- Avaliar a cinética da desoxigenação e a reaeração: avaliar a DBO remanescente e a concentração de saturação do oxigênio dissolvido;
- Avaliar a depleção do oxigênio dissolvido, indicando a concentração mínima.

Para determinação da capacidade que o corpo hídrico tem de receber o efluente no corpo receptor, foi necessário utilizar os seguintes dados.

Dados de entrada:

- a) Vazão média de lançamento;
- b) DBO para lançamento;
- c) DBO do rio em analisada em laboratório;
- d) temperatura do rio;
- e) Temperatura do efluente;

F) Vazão média da bacia do rio

A princípio para determinar o balanço qualitativo utilizou-se a equação de diluição de Kelman(1997).

$$Q_{dil} = Q_{ef} \cdot \frac{(C_{ef} - C_{perm})}{(C_{perm} - C_{man})}$$

Q_{dil} = Vazão de diluição para determinar o parâmetro de qualidade;

Q_{ef} = Vazão de efluente que contém o parâmetro de qualidade analisado;

C_{perm} = Concentração permitida do parâmetro de qualidade no manancial onde é realizado o lançamento;

C_{man} = Concentração natural do parâmetro de qualidade do manancial onde é realizado o lançamento.

3.6.1 Modelo Streeter e Phelps

Uma das primeiras formulações matemáticas utilizadas para o cálculo do perfil de oxigênio dissolvido, após o lançamento de matéria orgânica no corpo hídrico, foi proposta por Streeter e Phelps (1925). Tal formulação passou a ser conhecida como o Modelo de Streeter–Phelps.

A hipótese básica do modelo Streeter - Phelps é que a taxa de decomposição da matéria orgânica no meio aquático (ou taxa de desoxigenação dL/dt) é proporcional à concentração da matéria orgânica presente em um dado instante de tempo, que é dada por:

$$\boxed{\frac{dL}{dt} = -K_1 L} \quad (16)$$

L é a DBO remanescente ao fim do tempo t , em mg/l e, K_1 é o coeficiente de decaimento, ou constante de desoxigenação, dada por dia-1 e t é o tempo, em dias. Na literatura, o coeficiente de desoxigenação (K_1) é também denominado coeficiente de decomposição (K_d). Integrando a equação 16 entre L_0 e L , tem-se.

$$L = L_0 e^{-K_1 t} \quad (17)$$

Onde: L_0 é a DBO inicial de mistura (efluente + corpo receptor), no ponto de lançamento, em mg/l. Em termos de consumo de oxigênio, é importante a quantificação da DBO exercida, que pode ser obtida pela equação 18, abaixo. Onde y é a DBO exercida em um tempo t (mg/l).

$$y = L_0 (1 - e^{-K_1 t}) \quad (18)$$

O consumo de OD no meio líquido ocorre simultaneamente à reação de reoxigenação desse meio, na qual, por meio de reações exógenas, o oxigênio passa da atmosfera para água. Esse processo é modelado pela seguinte equação:

$$\frac{dL}{dt} = -K_2 D \quad (19)$$

L é a DBO remanescente ao fim do tempo t , em mg/l e, K_1 é o coeficiente de decaimento, ou constante de desoxigenação, dada por dia⁻¹ e t é o tempo, em dias.

Dessa forma, como o déficit de saturação de oxigênio dissolvido corresponde a resultante da soma dos efeitos de desoxigenação e reaeração, obtém-se a seguinte diferencial:

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D \quad (20)$$

D é o déficit de oxigênio, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação do oxigênio no meio líquido e a concentração de oxigênio dissolvido

na água em um dado instante, e K_2 é a constante de reoxigenação do corpo d'água. Com a integração da equação 20, tem-se.

$$D_t = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t} \quad (21)$$

D_t é o déficit de saturação de oxigênio no tempo t , em mg/l; D_0 é o déficit inicial de oxigênio dissolvido no curso de água, em mg/l; L_0 é a DBO no ponto de lançamento. A concentração de oxigênio no tempo $C(t)$ é dada pela diferença entre a concentração de saturação nas condições do experimento (C_s) e o déficit de oxigênio dissolvido num tempo $D(t)$.

$$C(t) = C_s - D(t) \quad (22)$$

$$C_t = C_s - \left\{ \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + (C_s - C_0) e^{-K_2 t} \right\} \quad (23)$$

A curva do perfil de OD em função do tempo é apresentada na figura 5. De acordo com Sperling (2007), nesse perfil são identificados os seguintes pontos: a concentração de OD no rio a montante (C_r), a concentração de OD na mistura (C_0), a concentração crítica de OD (C_c).

Figura 19-- Curva de depleção de oxigênio no tempo



Fonte: Adaptado de (BRAGA; COL., 2002)

4 APLICAÇÃO DA METODOLOGIA

4.1 Levantamento dos dados

Após selecionar a área de estudo na bacia hidrográfica, foi necessário a determinação das variáveis de entrada para a modelagem de auto depuração. Entre elas estão as vazões em maré alta e baixa, área das seções estudadas, vazão de lançamento, comprimento e profundidade da seção e a velocidade do rio no trecho estudado.

4.1.1 Dados de Vazão

Os dados de vazão utilizados para a modelagem foram fornecidos pela equipe da CPRM em levantamento de campo realizado nos meses de janeiro e fevereiro de 2013. Os mesmos foram gentilmente cedidos pelo órgão através do engenheiro hidrólogo Davi Franco Lopes. A determinação das vazões e da seção transversal do rio foi realizada utilizando-se a técnica de batimetria com uso de RDI ADCP e molinete hidrométrico com lastro de 15kg.

O levantamento batimétrico está registrado na tabela 2. Os valores médios encontrados para vazão consideraram o regime de marés e variaram de 1m/s na maré baixa e 9m/s na maré alta.

As profundidades variaram de 0,8 a 1,6 na maré baixa e alta, respectivamente.

A área da seção teve uma variação muito significativa, com valores indo de 6m² a 39m², na maré baixa e alta, respectivamente.

A largura nos trechos, considerando a maré baixa e alta variou de 7,8 a 25m.

Figura 20- Pontos selecionados para medição de vazão e profundidade



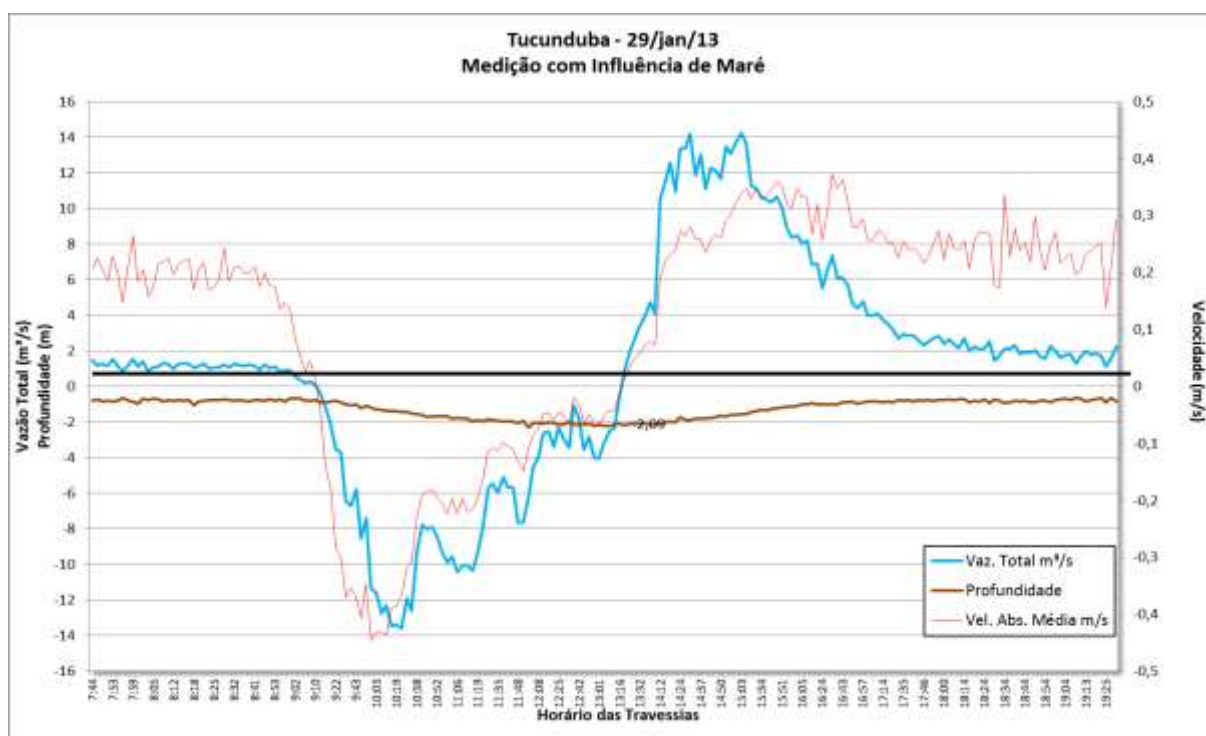
Fonte: CPRM (2013)

Tabela 2- Levantamento Batimétrico realizado na bacia do Tucunduba.

Ponto	Data Inicial	Maré Baixa					Maré Alta				
		Largura	Área	Profundidade	Vel. Abs. Média	Vaz. Total	Largura	Área	Profundidade	Vel. Abs. Média	Vaz. Total
		m	m²	m	m/s	m³/s	m	m²	m	m/s	m³/s
1	28/01/2013	8,97	7,1	-0,79	0,207	1,48	26,75	55,9	-2,1	-0,01	-0,568
2	28/01/2013	7,38	5,2	-0,70	0,225	1,166	26,77	57,8	-2,2	0,014	0,819
3	28/01/2013	7,78	6,4	-0,82	0,205	1,302	26,64	55,5	-2,1	0,035	1,932
4	28/01/2013	7,63	6,2	-0,81	0,185	1,139	27,08	55,5	-2,0	0,048	2,687
5	28/01/2013	7,89	6,6	-0,84	0,229	1,514	27,89	58,6	-2,1	0,058	3,393
6	28/01/2013	7,33	5,9	-0,80	0,199	1,17	26,35	55	-2,1	0,072	3,929
7	28/01/2013	9,4	5,9	-0,63	0,148	0,87	27,66	59,1	-2,1	0,08	4,745
8	28/01/2013	7,53	5,9	-0,78	0,207	1,214	26,73	57,2	-2,1	0,072	4,116
9	28/01/2013	6,91	5,8	-0,84	0,265	1,525	26,33	56,1	-2,1	0,188	10,572
10	28/01/2013	6,24	6	-0,96	0,184	1,112	25,58	51,7	-2,0	0,22	11,387
11	28/01/2013	10,37	6,9	-0,67	0,206	1,417	27,35	54,1	-2,0	0,233	12,591
12	28/01/2013	7,52	5,6	-0,74	0,158	0,878	22,71	46	-2,0	0,238	10,94
13	28/01/2013	9,01	6,1	-0,68	0,174	1,057	28,57	48,7	-1,7	0,274	13,353
14	28/01/2013	7,33	5,3	-0,72	0,216	1,136	26,91	50,9	-1,9	0,264	13,422
15	28/01/2013	7,43	6,1	-0,82	0,219	1,341	27,12	50,8	-1,9	0,28	14,205
16	28/01/2013	7,11	5,4	-0,76	0,226	1,223	25,55	46,1	-1,8	0,258	11,86
17	28/01/2013	6,35	5,1	-0,80	0,197	1	27,66	50,3	-1,8	0,259	13,043
18	28/01/2013	7,79	5,9	-0,76	0,215	1,27	26,28	47,3	-1,8	0,235	11,129
19	28/01/2013	7,45	5,9	-0,79	0,22	1,294	27,18	48	-1,8	0,256	12,279
20	28/01/2013	7,47	5,7	-0,76	0,224	1,275	26,14	45,3	-1,7	0,267	12,092
21	28/01/2013	5,86	6,1	-1,04	0,171	1,038	27,51	44,7	-1,6	0,261	11,665
22	28/01/2013	6,62	5,6	-0,85	0,206	1,161	27,71	46,3	-1,7	0,291	13,504
23	28/01/2013	7,5	6	-0,80	0,218	1,301	27,09	43,4	-1,6	0,302	13,089
24	28/01/2013	7,96	5,9	-0,74	0,17	1,006	26,4	42,4	-1,6	0,324	13,717
25	28/01/2013	8,26	6,3	-0,76	0,175	1,094	26,96	42,3	-1,6	0,337	14,255
26	28/01/2013	7,4	5,7	-0,77	0,188	1,079	25,65	39,4	-1,5	0,348	13,692
27	28/01/2013	6,98	5,1	-0,73	0,244	1,256	24,15	34,2	-1,4	0,33	11,265
28	28/01/2013	7,57	5,8	-0,77	0,185	1,079	23,3	31,9	-1,4	0,348	11,103
29	28/01/2013	7,44	6	-0,81	0,209	1,264	24,64	32,5	-1,3	0,329	10,665
30	28/01/2013	7,72	5,7	-0,74	0,21	1,192	23,6	31,3	-1,3	0,335	10,497
31	28/01/2013	7,31	5,9	-0,81	0,199	1,17	24,09	29,9	-1,2	0,346	10,358
32	28/01/2013	7,55	6,2	-0,82	0,199	1,223	24,43	29,7	-1,2	0,358	10,657
33	28/01/2013	7,01	5,4	-0,77	0,211	1,145	24,54	28,5	-1,2	0,354	10,073
34	28/01/2013	7,1	5,5	-0,77	0,175	0,959	24,16	27,8	-1,2	0,321	8,942
35	28/01/2013	7,73	6,2	-0,80	0,199	1,24	23,68	26,8	-1,1	0,312	8,357
36	28/01/2013	8,04	5,9	-0,73	0,178	1,05	22,28	24,3	-1,1	0,348	8,471
37	28/01/2013	8,1	6,4	-0,79	0,176	1,137	23,61	24,2	-1,0	0,332	8,023
38	28/01/2013	8,71	6,1	-0,70	0,136	0,83	24,7	24,6	-1,0	0,332	8,191
39	28/01/2013	7,13	6,1	-0,86	0,147	0,894	28,39	25,7	-0,9	0,267	6,851
40	28/01/2013	9,73	6,7	-0,69	0,134	0,89	21,26	21,6	-1,0	0,32	6,891
41	28/01/2013	10,08	6,8	-0,67	0,084	0,573	21,49	21,6	-1,0	0,257	5,55
42	28/01/2013	9,5	6,5	-0,68	0,054	0,352	20,96	21	-1,0	0,308	6,48
43	28/01/2013	9,36	7,3	-0,78	0,027	0,193	19,66	19,7	-1,0	0,373	7,356
44	28/01/2013	8,7	6,8	-0,78	0,044	0,301	17,01	17,5	-1,0	0,348	6,105
45	28/01/2013	8,39	6,2	-0,74	0,012	0,074	18,97	16,9	-0,9	0,363	6,131
MÉDIA		7,8364	6,03	0,78	0,18	1,0641	25,10	39,96	-1,6	0,255	9,11

Fonte: Adaptado de CPRM (2013)

Figura 21- Representação gráfica do perfil da bacia do Tucunduba.



Fonte: CPRM (2013).

4.1.2 Parâmetros Físico-químicos

Conforme já descrito no item 3.5, foram coletadas 10 amostras ao longo do canal do Tucunduba e enviadas para análise físico-química no laboratório do Instituto Evandro Chagas (IEC). Os resultados foram dispostos na tabela 3.

De acordo com os dados obtidos é possível evidenciar que o corpo hídrico recebe cargas altíssimas de matéria orgânica, uma vez que as concentrações de DBO na maré baixa apresentam valores bastante elevados. Na maré alta esses valores apresentam uma redução considerável porém no ponto 10, onde se observou em campo, que já não há influência da maré, as concentrações de DBO₅ são muito próximas independentemente do regime de marés.

Outro parâmetro que chama atenção são as concentrações de OD, que na maré baixa apresentaram valores de 0,0 mg/l ao longo de todo o trecho estudado. Na maré alta esses valores tem um pequeno aumento, variando de

0,01-0,02mg/l, o que pode ser considerado extremamente baixo e que possivelmente compromete o equilíbrio do ecossistema local.

Tabela 3- Resultados analíticos dos parâmetros físicos químicos na bacia do Tucunduba – Primeira Campanha (Fevereiro 2017).

Amostra	Nº DE SOLICITAÇÃO	PARÂMETROS																	
		TEMPERATURA	pH	CONDUTIVIDADE	OD (20mg/l)	TDS (500mg/l)	SALINIDADE	COR VERDADEIRA	CLORETO (250mg/l)	DBO	DUREZA	FOSFATO	NITRATO (10mg/l)	NITRITO (0mg/L)	N. AMONÍACO (11,3mg/l)	SULFATO (250mg/l)	STS	TURBID Z	
		°C	86,4	uS/cm	mg/L	mg/L	‰	U	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	UNT	
Maré Baixa	TC 01	09/04/2017	28,03	6,91	330	-	165,00	0,2	15,0	38,9	171	2,26	0,79	1,500	0,004	8,75	9	27,0	34,0
	TC 02	09/05/2017	28	6,93	345	-	x	0,2	15,0	43,3	242	3,34	0,625	0,100	0,004	8,49	11,000	34,0	37,0
	TC 03	09/06/2017	28,03	6,91	330	-	x	0,2	17,0	61,9	234	3,09	0,75	1,650	0,006	9,07	9	41,0	37,0
	TC 04	09/07/2017	28,6	7,02	336	-	112,00	0,1	21,0	71,15	20	1,43	0,695	1,750	<LD	8,7	11,500	37,0	41,0
	TC 05	09/08/2017	28	6,99	345	-	116,00	0,1	22,0	82,3	<LD	3,16	3,32	1,750	<LD	7,5	10,000	36,0	40,0
	TC 06	09/09/2017	28,2	7,09	350	-	164,00	0,1	16,0	63,5	241	2,42	0,71	2,500	<LD	8,58	7,5	52,0	54,0
	TC 07	09/10/2017	28,1	7,02	345	-	143,00	0,1	12,0	73,9	556	2,05	0,695	2,100	<LD	8,8	7	83,0	82,0
	TC 08	09/11/2017	28,3	7,02	351	-	154,00	0,02	17,0	67,7	241	3,16	0,74	0,750	<LD	6,27	7	37,0	44,0
	TC 09	09/12/2017	28,7	7,06	347	-	164,00	0,01	21,0	70,6	267	2,6	0,75	1,600	0,07	8,28	10,000	34,0	42,0
	TC 10	09/13/2017	28,13	6,97	348	-	164,00	0,01	20,0	59	262	0,61	0,66	1,900	0,01	10,09	8	32,0	38,0
Maré Alta	TC 01 T	09/04/2017	28,95	5,99	31	0,01	16,00	x	76,0	24,85	5,4	3,07	0,17	1,700	<LD	1,62	5	130,0	143,0
	TC 02 T	09/05/2017	28,91	6,14	31	0,02	16,00	0,01	77,0	24,1	23	3,05	0,33	<LD	<LD	1,55	5,5	127,0	137,0
	TC 03 T	09/06/2017	28,98	6,02	32	0,01	18,00	0,01	77,0	21,55	<LD	3,46	0,335	0,600	0,01	1,43	5,5	125,0	135,0
	TC 04 T	09/07/2017	28,94	5,98	31	0,01	16,00	0,01	81,0	21,9	53	2,86	0,15	<LD	0,08	1,5	5	137,0	138,0
	TC 05 T	09/08/2017	28,94	5,98	31	0,01	16,00	0,01	78,0	23,35	53	3,34	0,11	<LD	<LD	1,52	6	136,0	144,0
	TC 06 T	09/09/2017	28,95	6,11	31	0,01	16,00	0,01	80,0	22,2	<LD	2,09	0,145	<LD	<LD	1,48	6	136,0	140,0
	TC 07 T	10/09/2017	28,95	6,78	34	-	18,00	0,02	74,0	19,95	23	2,97	0,14	2,500	<LD	1,43	5,5	119,0	127,0
	TC 08 T	10/10/2017	28,37	6,73	71	-	36,00	0,03	56,0	32,15	70	3,13	0,483	3,750	<LD	3,3	5	82,0	93,0
	TC 09 T	10/12/2017	28,79	6,78	232	-	118,00	0,11	45,0	47,4	254	2,71	1,71	<LD	<LD	6,04	2	53,0	62,0
	TC 10 T	10/13/2017	30,13	6,52	336	-	168,00	0,16	53,0	57,4	116	2,66	2,6	1,650	0,07	10,02	6,5	30,0	36,0

Fonte: O Autor.

Sugiro utilização de mesmo padrão de formatação e cor nas tabelas.

Tabela 4- Resultados analíticos dos parâmetros físicos químicos na bacia do Tucunduba – Primeira Campanha (Junho/2017).

		PARÂMETROS ANALISADOS											
		TEMPERATURA	pH	CONDUTIVIDADE	OD	TDS	SALINIDADE	CLORETO	DBO	NITRATO	NITRITO	SULFATO	TURBIDEZ
		°C	-	uS/cm	mg/L	mg/L		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	UNT
Maré Baixa	VMP*		6,9	NR	>2	500	NR	250	10	10	1,0	250	
	TC 01	27,72	6,92	146	0	165,00	0,07	38,9	118	1,500	0,321	8,977	34
	TC 02	27,22	6,87	199	0	x	0,09	43,3	123	0,100	0,501	8,626	37
	TC 03	27,23	6,95	128	0	x	0,07	61,9	107	1,650	0,245	8,695	37
	TC 04	27,23	6,89	200	0	112,00	0,09	71,15	135	1,750	0,086	8,863	41
	TC 05	27,24	7,01	202	0	116,00	0,09	82,3	76	1,750	0,306	8,493	40
	TC 06	27,26	6,86	205	0	164,00	0,1	63,5	134	2,500	0,132	8,798	54
	TC 07	26,81	6,94	208	0	143,00	0,1	73,9	143	2,100	0,273	8,78	82
	TC 08	27,3	6,81	208	0	154,00	0,1	67,7	105	0,750	0,475	9,097	44
	TC 09	27,29	7,2	208	0	164,00	0,1	70,6	118	1,600	0,26	9,094	42
Maré Alta	TC 10	27,37	7,2	226	0	164,00	0,1	59	118	1,900	0,519	9,518	38
	TC 01 T	30,32	7	279	0,1	16,00	0,13	24,85	1,7	1,700	0,234	11,355	143
	TC 02 T	28,07	7,06	307	0,1	16,00	0,13	24	<LD	<LD	0,112	10,875	137
	TC 03 T	30,29	7,03	284	0,07	18,00	0,13	21,55	204	0,600	0,349	11,008	135
	TC 04 T												
	TC 05 T	30,27	7,08	281	0,06	16,00	0,13	21,9	24	<LD	0,509	11,31	138
	TC 06 T	30,31	6,9	282	0,05	16,00	0,15	23,35	183	<LD	0,349	11,314	144
	TC 07 T	31,2	7,29	287	0,01	18,00	0,14	22,2	185	2,500	0,162	11,509	140
	TC 08 T	30,33	7,3	285	0,07	36,00	0,13	49,95	<LD	3,750	0,509	11,502	127
	TC 09 T	30,43	7,3	280	0,07	118,00	0,13	32,15	29	<LD	0,319	11,599	93
	TC 10 T	28,02	7,08	268	0,08	168,00		47,4	59	1,650	0,828	2,354	62
VMP*		Valor Máximo Permitido de acordo com CONAMA 357/05											

Fonte: O Autor

4.2 Resultado da Autodepuração

4.2.1 Dados de Entrada

Utilizou-se uma planilha do Excel para simulação dos dados de entrada para o cálculo da autodepuração. As expressões matemáticas do modelo de Street Phelps foram inseridas no referido programa, estas por sua vez constituem a base para a simulação. Os dados hidrológicos constituem as variáveis de entrada para o modelo.

Nesta pesquisa foram realizadas 20 simulações distribuídas da seguinte maneira: 10 amostras coletadas durante a maré baixa e 10 durante a maré alta. Os dados de entrada do modelo foram: vazão do afluente (rio), área da bacia, profundidade, largura e velocidade na seção correspondente, estes foram retirados da tabela 2. Já os parâmetros físico-químicos como temperatura, DBO e OD estão registrados nas tabelas 3 e 4, sendo o OD medido em campo e a DBO determinada em análise laboratorial pelo método 5 dias.

Cálculo da vazão de lançamento do efluente:

Para efeito de cálculo da vazão do efluente considerou-se que a bacia está ocupada por 200.000 habitantes, segundo dados da prefeitura de Belém ano de 2000.

População que ocupa a bacia (P): 200.000 habitantes

Vazão de Efluente por habitante (q): 150L/dia

Coeficiente de Retorno (C) :0,80

$$Q_{\text{méd}} = P * q * C$$

$$Q_{\text{méd}} = 200.000 * 150 * 0,8$$

$$Q_{\text{méd}} = 24.000.000\text{L/dia} = 24.000 \text{ m}^3/\text{dia} = 1000\text{m}^3/\text{h} = 0,28\text{m}^3/\text{s}$$

Para o cálculo da DBO₅ adota-se o valor de 54g/habitante/dia (Experimentalmente verificou-se que num período de decomposição de 5 dias são consumidos 54g de oxigênio).

Para a vazão per capita de 150L/pessoa/dia, temos:

$$200.000 * 54 = 10.8000.000\text{g/dia} = 10.800\text{Kg DBO/dia}$$

A DBO por pessoa:

$$54 / ((222222 / 222)) / 0,80 * 150 / 222222 / 222 = 0,450 \text{ g/dia} \quad \text{ou}$$

?

450mg/L**Cálculo da Carga Orgânica:**

240.000.000L/dia*450mg/l de DBO =10.800.000.000 mg de DBO =
10.800kg de DBO/dia

A tabela 4 exemplifica a aplicação do modelo em um dos pontos estudados nesta pesquisa. O campo em azul na tabela traz as variáveis de entrada do modelo e constituem parâmetros característicos de determinado corpo hídrico.

Quadro 6- Variáveis de entrada para o modelo – Exemplo da Simulação no ponto TC 01 (1ª campanha).

Dados Gerais dos Modelos de Reação				
Temperatura da Água	T	28,95	°C	
Concentração Saturação Cs 20°C	Cs	7,60	mg/l	
Coef. Decaimento DBO K1 a 20°C	K1	0,45	dia ⁻¹	
Coef. Reaeração K2 a 20°C	K2	0,55	dia ⁻¹	
Dados do Corpo D'água				
Vazão Afluente	Qa	10,572	m³/s	
Concentração O2 existente	Ca	0,01	mg/l	
Concentração DBO existente	DBO	5,4	mg/l	
Profundidade	y	2,13	m	
Área da Seção	A	56,1	m²	
Largura Superficial	B	26,33	m	
Velocidade	V	0,19	m/s	
Coef. Dispersão Longitudinal	E	169210,15	m²/dia	
Declividade	So	0,0002	m/m	
Difusividade Térmica	α	0,0121	m²/dia	
Dados das Cargas de Lançamento		1	2	
Número de Pontos	1	Dist (km)	1	0
Vazão do Efluente	Qe (m³/s)	0,27		0
Concentração DBO Efluente	DBOe(mg/l)	450		0
Temperatura do Efluente ° C	Te °C	29		0
Discretização e Controle				
Comprimento do Trecho	L	200	km	
Distância entre Seções	Δx	2000	m	
Tempo de Simulação	Tfim	20	dia	
Intervalo de tempo de Cálculo	Δt	0,005	dia	

Fonte: Da autora

4.2.2 Resultado das Simulações nos Pontos Amostrados

A tabela 5 apresenta o resultado das simulações realizadas na bacia do Tucunduba em 10 pontos de amostragem para a 2ª campanha realizada em fevereiro de 2017. A primeira campanha foi realizada em setembro de 2016 porém os resultados foram desprezados pois apresentaram incoerência de dados e inconsistência dadas as observações de campo. A exemplo de valores de DBO abaixo do limite de detecção em pontos que esperava-se altos valores para este parâmetro. Presume-se que os resultados foram influenciados pela demora entre a coleta e a entrega das amostras ao laboratório (superior a 12 horas). Para as campanhas posteriores tomou-se o cuidado de reduzir esse intervalo de tempo em 10 horas, ou seja, o tempo entre a coleta e a entrega das mesmas ao laboratório não excedeu duas horas.

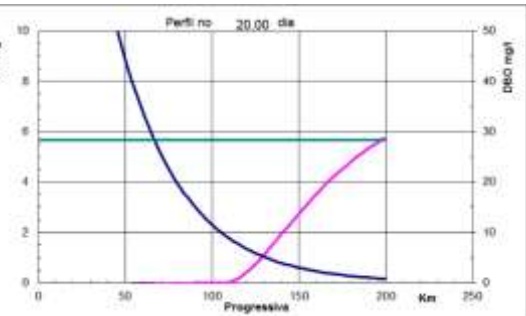
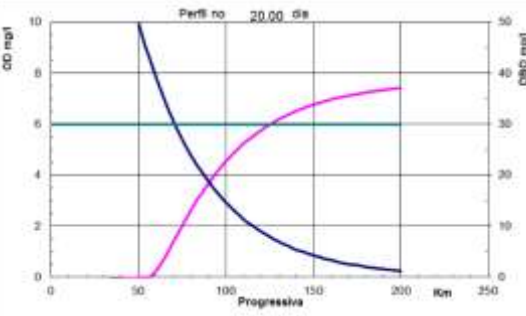
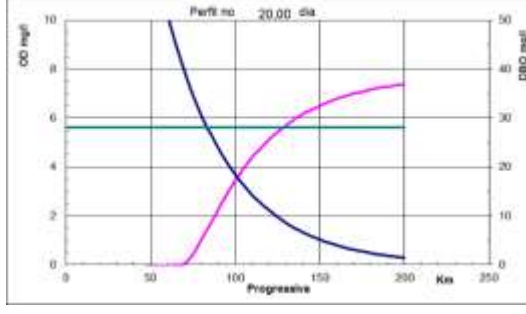
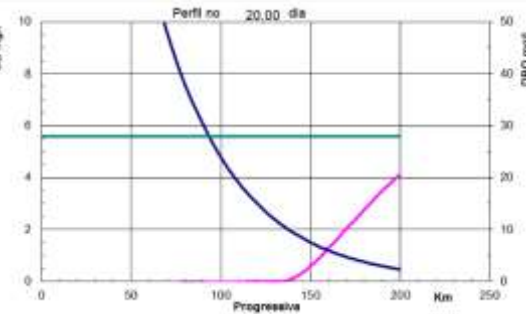
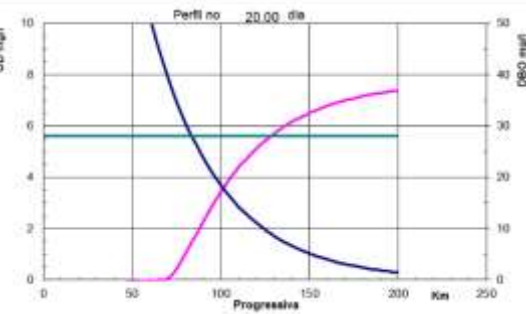
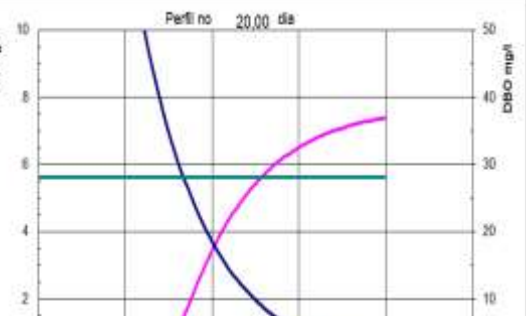
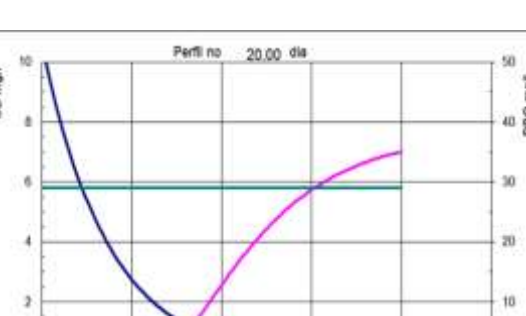
Os pontos foram numerados ao longo do trecho em uma sequência de 1 a 10 no sentido da foz do rio (mais afastado dos pontos de lançamento) para sua nascente. Consequentemente, o ponto 1 em tese apresenta um melhor comportamento em termos de autodepuração e recuperação das concentrações de oxigênio e oxidação da matéria orgânica. Contrariamente a esse comportamento o ponto 10, mais próximo das fontes de lançamento apresentou comportamento semelhante nas simulações em maré baixa e alta.

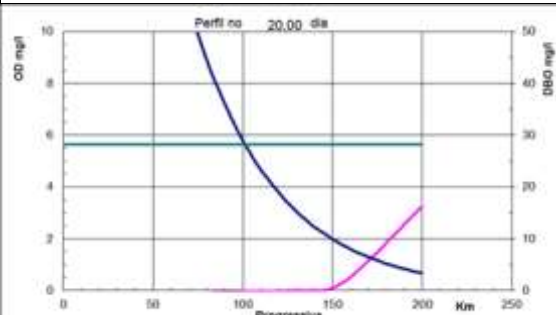
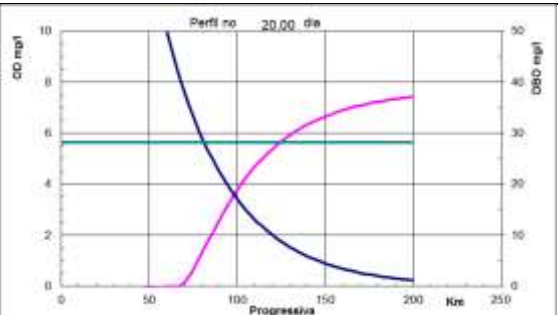
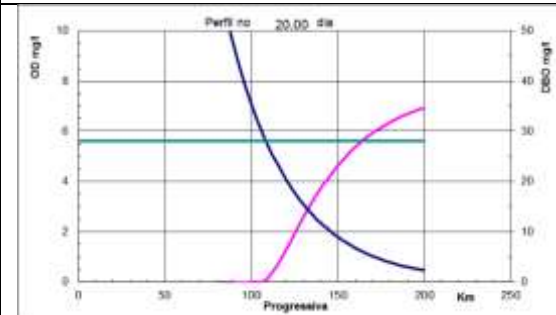
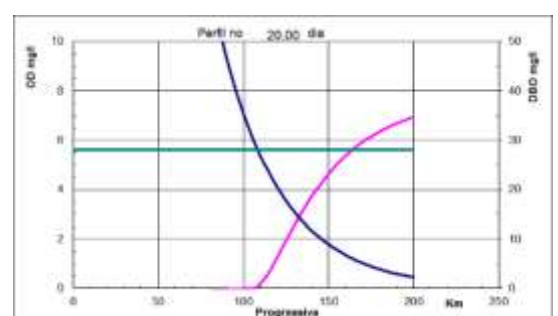
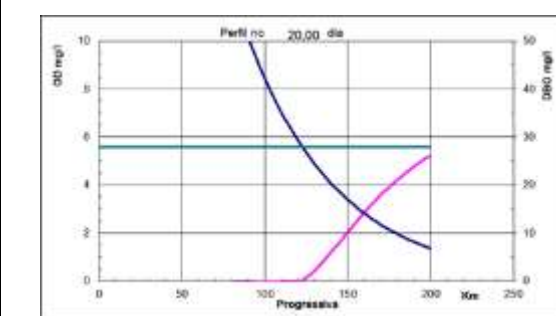
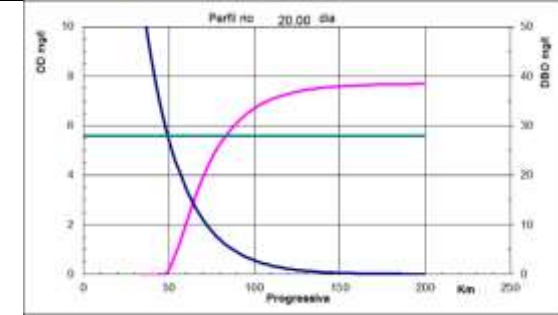
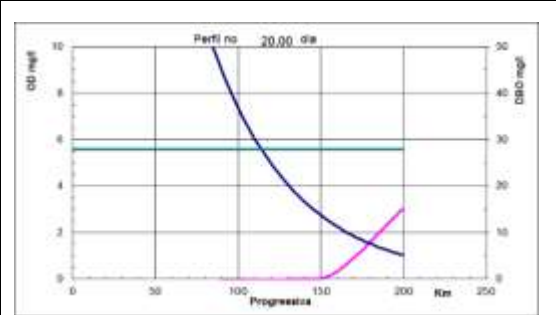
Inicialmente é possível avaliar que o rio Tucunduba está comprometido em termos de qualidade de suas águas, porém sua dinâmica tende a favorecer a autorecuperação do corpo hídrico, no entanto a simulação inicial dos dados mostram que a reação de reaeração só se estabiliza, na maioria dos pontos, a partir de 200km do ponto de lançamento.

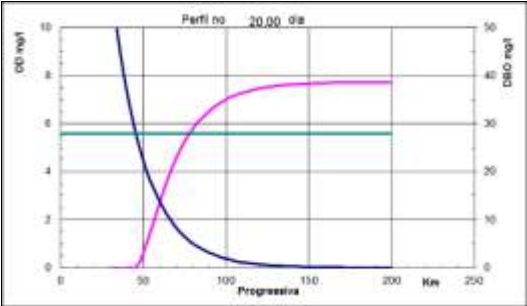
O que significa cada cor utilizada nos graficos? Adicionar legendas

Quadro 7- Resultado das Simulações em 10 pontos de amostragem no Tucunduba – 1ª Campanha.

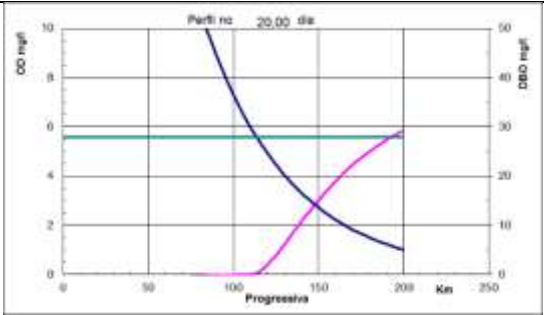
Consegue melhorar a qualidade dos gráficos? Não é possível ler os valores e o que está escrito.

MARÉ BAIXA	MARÉ ALTA
PONTO 1 	PONTO 1 
PONTO 2 	PONTO 2 
PONTO 3 	PONTO 3 VALORES ABAIXO DO LIMITE DE DETECÇÃO
PONTO 4 	PONTO 4 

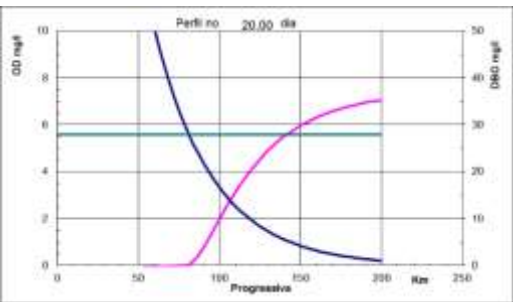
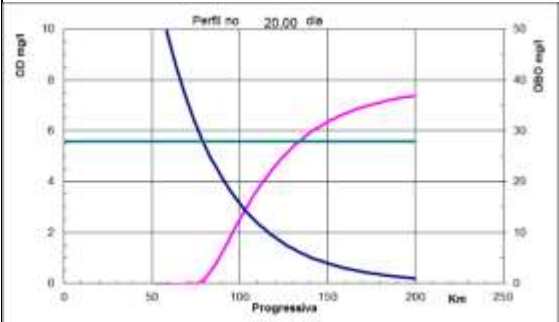
PONTO 5 ?	PONTO 5 
PONTO 6 	PONTO 6 
PONTO 7 	PONTO 7 
PONTO 8 	PONTO 8 
PONTO 9	PONTO 9



PONTO 10

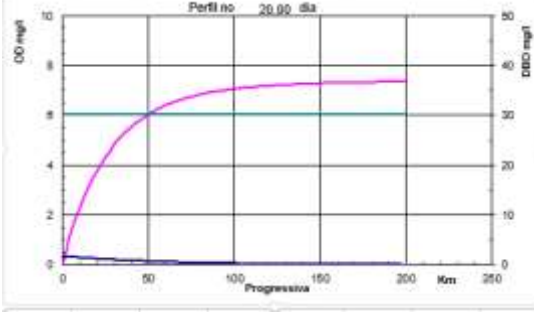
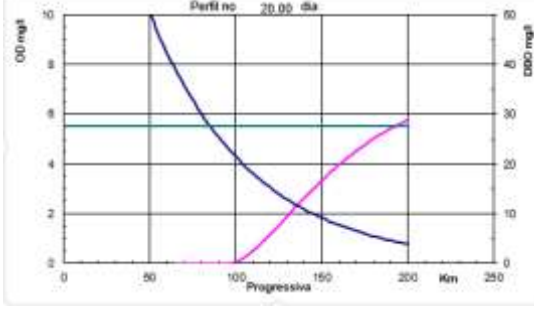
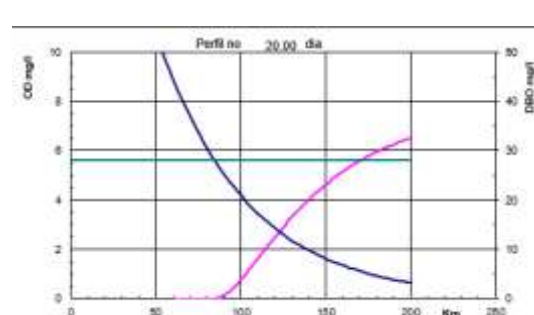
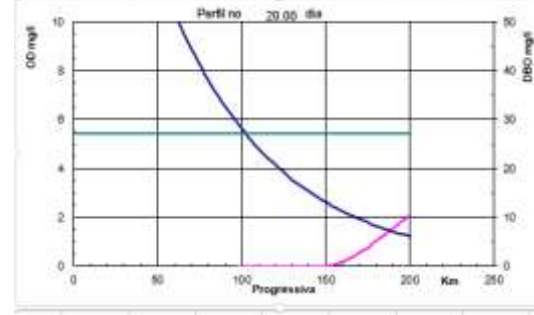
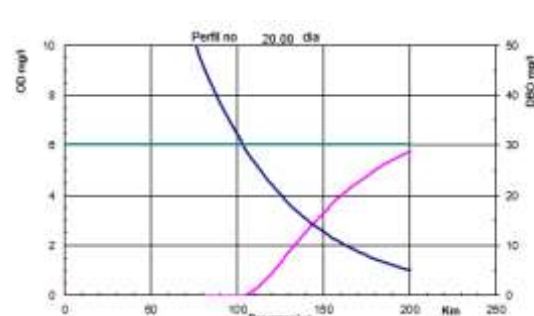
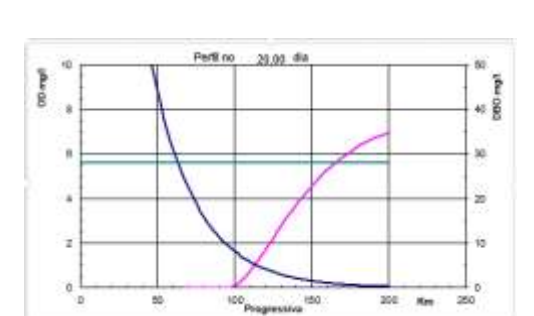


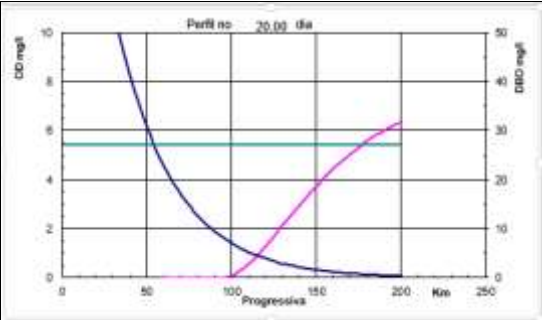
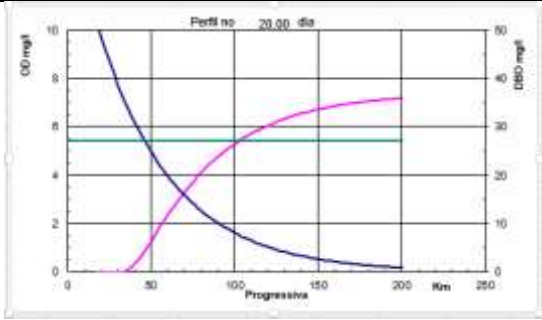
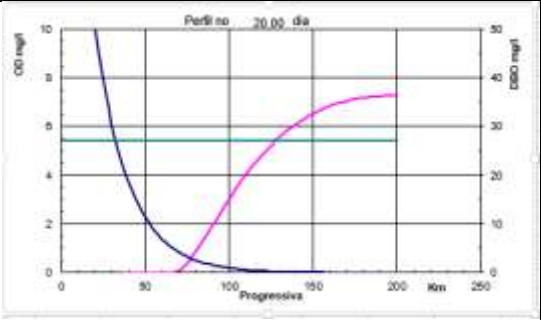
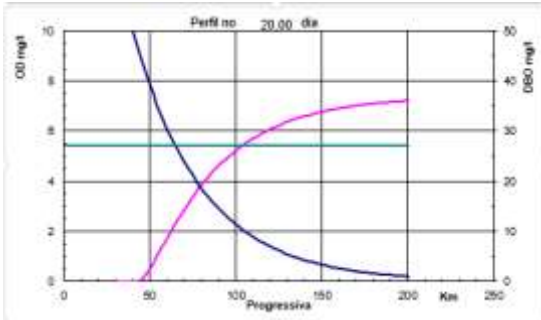
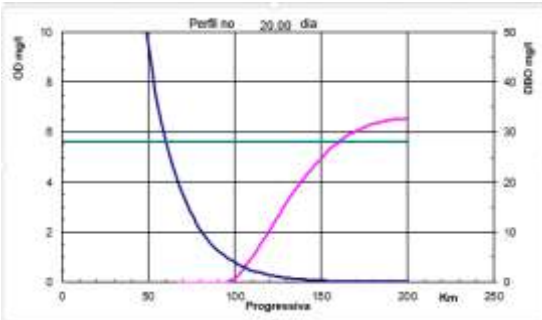
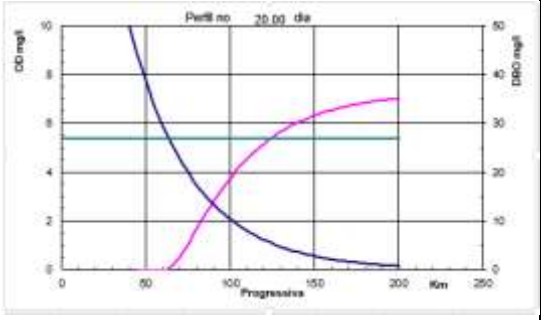
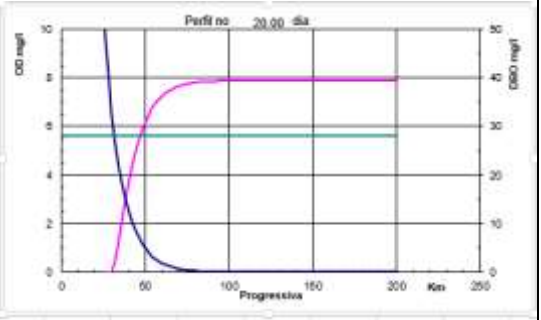
PONTO 10

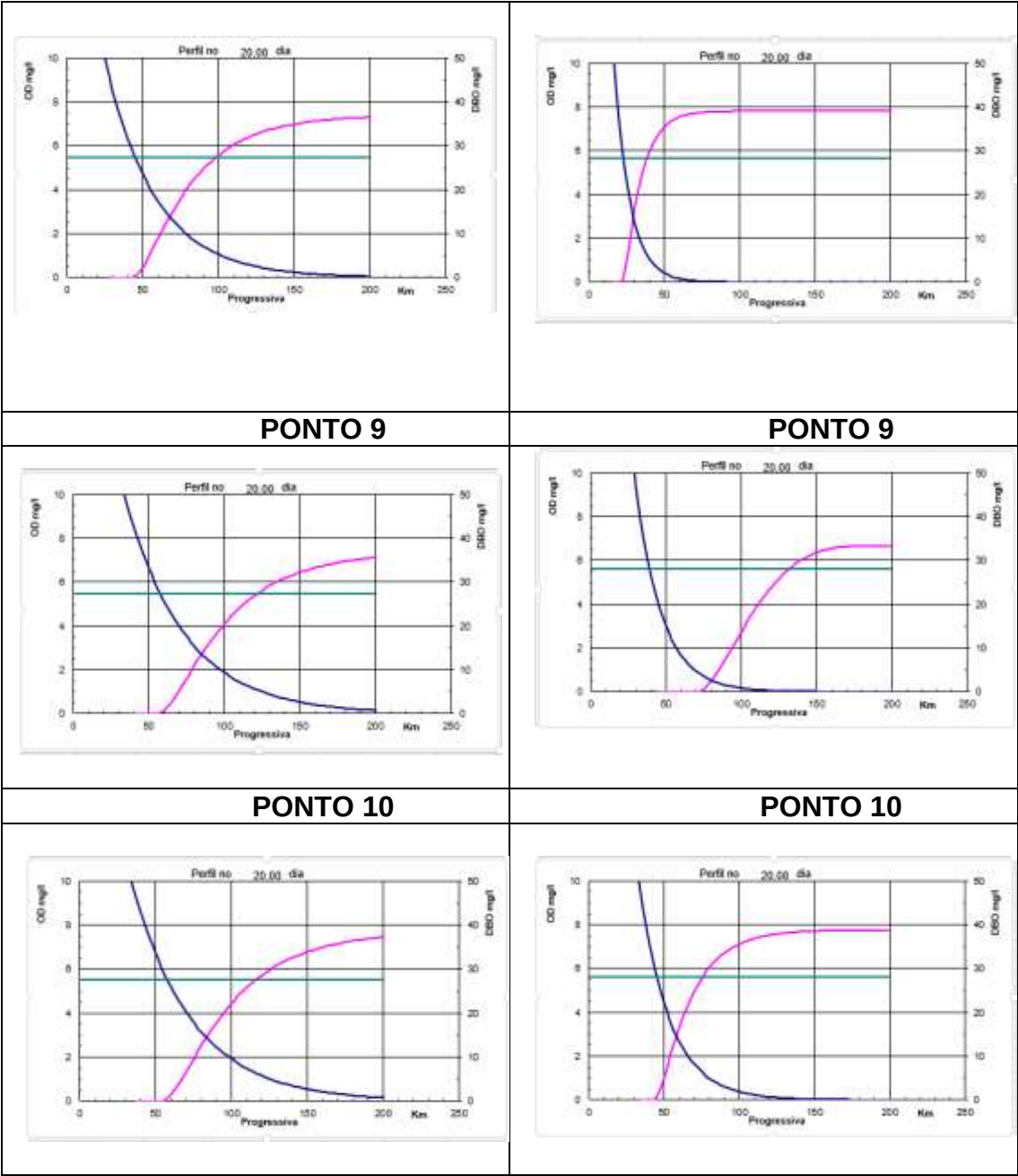


Fonte: A autora.

Quadro 8- Resultado da Autodepuração - 2ª Campanha

MARÉ ALTA	MARÉ BAIXA
PONTO 1	PONTO 1
	
PONTO 2	PONTO 2
	
PONTO 3	PONTO 3
	
PONTO 4	PONTO 4
Perda da amostra durante o transporte até o laboratório	

	
PONTO 5	PONTO 5
	
PONTO 6	PONTO 6
	
PONTO 7	PONTO 7
	
PONTO 8	PONTO 8



Fonte: O Autor.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O fenômeno da autodepuração é um processo natural e que ocorre todas as vezes que um contaminante biodegradável entra em com os recursos hídricos. Esses contaminantes são atacados por microrganismos que degradam essa matéria orgânica. No entanto o processo de autodepuração dependerá diretamente da quantidade de contaminante lançado no corpo hídrico associado à capacidade do rio de consumir esses contaminantes. A questão fundamental é justamente esta, os processos de intensa urbanização e crescimento desordenado dos núcleos urbanos têm impedido que a autodepuração dos rios ocorram naturalmente. O volume de contaminantes e a existência de muitos contaminantes não biodegradáveis é superior à capacidade desses meios os absorverem. A poluição das águas e solos por efluentes domésticos e industriais, sem prévio tratamento, por hidrocarbonetos e tantos outros compostos está limitando a capacidade autodepurativa desses meios e prejudicando o abastecimento de água em algumas regiões.

Na bacia do Tucunduba foram observados vários pontos de lançamento de efluentes domésticos (12 pontos ao longo do trecho estudado), provenientes das diversas fontes, já que não se tem uma estação de tratamento que concentre todos os lançamentos em um único ponto de descarga. Por essa razão a vazão do efluente lançado foi estimada com base nos dados de ocupação da bacia, fornecidos em documentos oficiais da PMB.

Durante os trabalhos de campo foi possível constatar que a bacia está inteiramente urbanizada com ocupação em toda sua extensão. Sua ocupação é desordenada e tem alteração das características ambientais em toda a área ocupada. A ação antrópica é marcante em toda a bacia com comprometimento dos recursos ambientais em fauna, flora e principalmente recursos hídricos.

O usos e ocupação do solo é predominantemente para fins residenciais com a presença de pequenos comércios ao longo da margem do canal do Tucunduba, onde se vê estâncias, venda de produtos alimentícios, feiras e outros pequenos estabelecimentos comerciais. Todo o efluente proveniente dessas ocupações é lançado de forma bruta no canal. Além dos efluentes líquidos, os resíduos sólidos também são lançados diretamente no corpo hídrico, foi possível observar a presença de eletrodomésticos e móveis ao

longo de toda a extensão, às margens do canal. Desta forma é possível afirmar que toda a região do entorno do canal está comprometida pela ausência de infraestrutura básica, como rede coletora de esgoto sanitário e sistemas de drenagem superficial. Todos esses aspectos são fatores que contribuem severamente para o comprometimento da qualidade ambiental da população que ali reside.

O trecho estudado também é utilizado como via de navegação para pequenas embarcações que transportam pessoas e matérias primas vindas das comunidades ribeirinhas que ocupam as margens da bacia do rio Guamá.

Diante de todos os usos aqui elencados, chamamos atenção para aquele que constitui um grave problema de saúde pública: o lazer. Durante os trabalhos de campo presenciamos crianças mergulhadas no esgoto a céu aberto que atualmente é o igarapé Tucunduba.

Diante deste contexto de degradação ambiental e vulnerabilidade social, este trabalho buscou despertar a sociedade para a possibilidade de melhoria da qualidade de vida da população residente, através da avaliação da capacidade de autorecuperação das características ambientais do principal corpo hídrico da área que é o igarapé Tucunduba. A autodepuração da matéria orgânica é um processo natural, como já foi mencionado anteriormente, no entanto para que ele ocorra é fundamental que o lançamento de matéria orgânica seja compatível com a hidrodinâmica do corpo receptor, ou seja, que as concentrações de DBO sejam mínimas e dentro dos limites estabelecidos pela legislação. No Brasil os padrões de lançamento de efluentes são estabelecidos pelo Conama que através da resolução 430/2011 estabelece o valor máximo de 120mg/L de DBO 5 dias, a 20°C, este valor só poderá ser ultrapassado caso estudos de autodepuração comprovem a capacidade do corpo hídrico receptor de manter as metas de enquadramento estabelecidas pela mesma resolução.

De acordo com os cálculos da carga orgânica do efluente produzido pela população residente na bacia são lançados diariamente 450mg/L DBO por pessoa no canal do Tucunduba. A vazão de lançamento para esta carga orgânica é de 1000m³/h de esgoto sem tratamento sendo lançados diretamente ao meio ambiente. A concentração de DBO do efluente é infinitamente superior aos valores máximos estabelecidos pela legislação do Conama.

Os dados apresentados nesta pesquisa constatarem esses resultados através das duas campanhas de campo realizadas ao longo do desenvolvimento da pesquisa, pois nos dois cenários (maré alta e baixa) os resultados obtidos para o parâmetro DBO variaram de 20mg/L a 546mg/L na maré baixa e 1,7 a 254mg/L na maré Alta (1ª campanha), como reação imediata e numa relação inversa as concentrações de OD em todos os pontos amostrados foi superior a 0,02mg/L, ou seja quase inexistente. Esses resultados demonstram claramente que a qualidade ambiental do corpo hídrico está comprometida em termos capacidade de autodepuração da matéria orgânica já que não há oxigênio disponível para a sobrevivência dos organismos aquáticos do ecossistema local.

O monitoramento das vazões e coleta das amostras para realização da modelagem hidrológica para a autodepuração foi realizado no período chuvoso da região (fevereiro 2017) e final deste (junho/2017), a sazonalidade da campanhas mostrou que ao final do período chuvoso a concentração de DBO no rio em maré alta se reduz, mas não chega a valores que atestem uma melhor qualidade ou sejam capazes de contribuir para a autodepuração. Na maré baixa também ocorre uma redução das concentrações de DBO no entanto não refletiram numa melhor capacidade de autodepuração haja vista o comprometimento do corpo hídrico em termos de carga orgânica lançada.

Para a campanha realizada no início do período chuvoso, os valores de DBO são mais elevados, atribui-se a este comportamento o fato das contribuições pluviométricas ainda não terem influenciado diretamente na diluição do efluente após se misturar às vazões do corpo hídrico.

No que diz respeito ao efeito de maré observou-se que durante a maré baixa as concentrações de DBO no rio são mais elevadas quando comparadas às de maré alta. Essa dinâmica pode ser explicada devido ao fato de que durante a maré alta toda a carga poluidora seja elevada para a superfície do canal e carregada para a foz durante a vazante da maré levando o efluente para o rio Guamá.

O modelo de Streeter-Phelps é um modelo simples, sendo necessário para sua determinação apenas valores de entrada como concentração de OD e de DBO. Para o trecho analisado os valores de OD são extremamente baixo sendo um reflexo da elevada carga poluidora lançada no rio.

Os coeficientes de reaeração e desoxigenação adotados mostraram-se satisfatórios para a simulação do modelo pois o resultado da autodepuração refletiu a condição do rio.

Em uma análise qualitativa é possível afirmar que todas as bacias hidrográficas localizadas na zona urbana de Belém estão com sua qualidade ambiental comprometida haja vista que a cidade não dispõe de um sistema adequado para tratamento do efluente doméstico produzido pela população.

A bacia do Tucunduba é só mais uma dentre as muitas que a cidade possui já que sua localização geográfica às margens de uma grande Baía confere a essa grande metrópole a presença de vários canais que em tempos passados eram corpos hídricos passíveis de uso para outros fins que não fosse o lançamento de efluentes.

A realidade é que todos os canais da região metropolitana de Belém viraram grandes depósitos de lixo e corpos receptores dos efluentes urbanos não tratados. Pior que essa realidade é a falta de perspectiva para a mudança desse cenário uma vez que pouco se observa a ação governamental para resolução deste problema.

Na bacia do Tucunduba, especialmente, observou-se alguns trabalhos e ações isoladas da comunidade acadêmica e grupos comunitários promovendo discussões para melhor gestão dos recursos hídricos na bacia, a exemplo do trabalho sobre enquadramento realizado pela discente do Programa de Mestrado da Engenharia Civil, Verônica Santos (2010).

Este trabalho atingiu seu objetivo quando, através de um modelo matemático, reconhecido na literatura, mostrou que a o rio tem capacidade de recuperar sua qualidade ambiental ao longo do tempo e do espaço, desde que aja uma ação humana decisória. E trata-se de uma decisão administrativa, ou seja, a correta gestão dos resíduos sólidos gerados pelos usuários da bacia.

A gestão de resíduos sólidos no Brasil é regulamentada através da Lei 12.305/2010 que dispõe sobre a Política Nacional de Resíduos Sólidos, nela estão os instrumentos que possibilitam ao governo e sociedade diretrizes para o enfrentamento do grande problema ambiental a ser resolvido no Brasil decorrente do inadequado manejo dos resíduos sólidos urbanos. Após oito anos de promulgada, pouco se vê de ações concretas no sentido de resolver o problema. Enquanto isso não acontece, os recursos hídricos disponíveis, principalmente no

Norte do Brasil, estão com sua qualidade ambiental cada vez mais comprometida.

REFERÊNCIAS

ANDRADE NETO, Cícero O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários**. Experiência Brasileira. Rio de Janeiro. ABES, 1997. v.1.

BELÉM. Prefeitura Municipal de Belém. **Plano de Desenvolvimento Local Riacho Doce/Pantanal**. Programa Habitar (BID), Subprograma de Urbanização e Assentamento Subnormais, Secretaria da Coordenação Geral do Planejamento e Gestão (SEGEP). Secretaria Municipal de Saneamento (SESAN), Fundação Papa João XXIII(FUNPAPA). 2001a.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; LUTUFO, J.G. Conejo. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

CONSULTORIA AMBIENTAL LTDA. (SEARA). **Dragagem e revestimento do canal Tucunduba**. Belém: Plano de Controle Ambiental (PCA), 1998.

HESPANHOL, I. O Princípio da precaução e a recarga gerenciada de aquíferos. **Revista DAE**, São Paulo, n. 179, p. 28-29, jan. 2009,

MATTA, M.A.S. **Fundamentos hidrogeológicos para a gestão integrada dos recursos hídricos da região de Belém/Ananindeua – Pará, Brasil**. 2002. 292f. Tese (Doutorado) - Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 2002.

MESQUITA, A. A. **Gráficos e estatísticas do consumo de água mundial**. Disponível em: <<http://trabalhoserrano.blogspot.com.br/2011/09>>. Acesso em: Abril.2017.

MEYBECK, M. et al. **Water quality monitoring** - a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes. UNEP/WHO, 1996. 383p.

NAGALLI, A.; NEMES, P. D. Estudo da qualidade de água de corpo receptor de efluentes líquidos industriais e domésticos. **Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient.**, Curitiba, v. 7, n. 2, p. 131-144, abr./jun. 2009.

PEREIRA, R.S. Poluição hídrica: causas e consequências. Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos. IPH-IFRGS**, v.1, n 1. p. 20-36, 2004. Disponível em: <<http://WWW.abrh.org.br/informações/rerh.pdf>>. Acesso em março de 2017.

REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C. et al. (Orgs.) **Águas doces no Brasil** – capital ecológico, uso e conservação. 2. ed. revisada e ampliada. São Paulo: Escrituras, 2002.

REBOUÇAS, A. C. **Gestão integrada de recursos hídricos**. Curso Especialização em Gestão dos Recursos Hídricos, 2001. 16 p. (Notas de aula).

RIEG; D. L.; ARAÚJO FILHO, T. Mapas cognitivos como ferramenta de estruturação e resolução de problemas: o caso da Pró-reitoria de extensão da UFSCar. **Gestão & Produção**, v.10, n.2, p. 145-162, ago. 2003.

RODRIGUES, J. E. C.; LUZ, L. M. Mapeamento da cobertura vegetal da área central do município de Belém PA, através de sensores remotos de base orbital (sensor TM, LANDSAT 5 e sensor CCD,CBERS 2). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis, SC. **Anais...** Florianópolis, SC: SBSR, 2007.

SALATI, E. et al. **Tendências das variações climáticas para o Brasil no século XX e balanços hídricos para cenários climáticos para o século XXI.** (Relatório 4). Brasília,DF: Ministério do Meio ambiente (MMA), Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF), Diretoria de Conservação da Biodiversidade (DCBio). Mudanças climáticas globais e efeitos sobre a biodiversidade – subprojeto: caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI, 2007.

SANTOS, C. O. S. **Planejamento urbano no Brasil e a intervenção urbanística no Igarapé Tucunduba em Belém/PA - 1997/2004.** 2007. 109 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Serviço Social, Centro Socioeconômico, Universidade Federal do Pará, 2007.

SANTOS, J. S. M. et al. Metodologia de participação da sociedade na gestão de bacias hidrográficas – aplicação do modelo PEDS na bacia do Rio Tijucas, Santa Catarina. **Centro Científico Conhecer - Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v.5, n.8, p. 1-24, 2009.

SANTOS, V. J. C. **Metodologia informacional aplicada ao saneamento básico:** bacia hidrográfica do igarapé Tucunduba. Relatório técnico-científico, PIBIQ/CNPq, Belém: UFPA, 2003.

SANTOS, V. J. C. **Metodologia informacional aplicada ao saneamento ambiental:** bacia hidrográfica do igarapé Tucunduba. 2004. 118 f. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso), Universidade Federal do Pará, Instituto de Tecnologia da UFPA, Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental.

SAÚMA FILHO, M. **As águas subterrâneas de Belém e adjacências: influência da Formação Pirabas e parâmetros físico-químicos para medidas de qualidade – Belém/PA.** 1996. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Departamento de Geologia, Centro de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 1996.

SECRETARIA DE ESTADO DE DESENVOLVIMENTO URBANO DO PARÁ (SEDURB). **Projeto de saneamento integrado da bacia do Tucunduba.** Belém: SEDURB, 2010.

SECRETARIA DE ESTADO DE INDÚSTRIA E MINERAÇÃO (SEICOM). **Plano diretor de mineração em áreas urbanas:** região metropolitana de Belém. Belém: SEICOM, 1995. 187 p.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE (SEMA). **Base de dados do sistema estadual de informações sobre recursos hídricos**. Belém, 2008. Arquivos digitais.

SILVA FILHO, L. V.; BRAGA, M. C. B. Abordagem para o desenvolvimento de um questionário de percepção ambiental em uma bacia hidrográfica urbana. In: SEMINÁRIO SOBRE SUSTENTABILIDADE, 3. 2008, Curitiba-PR. **Anais...** 2008.

Von SPERLING, M. **Estudos de modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: UFMG, 2007. v. 7. 452 p.

Santos, V.J.C. **Modelo de Processo participativo de enquadramento aplicado a bacias urbanas: Bacia do Tucunduba-Pa**. 2010.142f.(Dissertação de Mestrado). Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil,2010.