



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE – UFCG  
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS – CTRN  
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL – UAEC**

**MATHEUS FERREIRA NOBRE DE ABRANTES**

**TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

**AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE FITORREMEDIAÇÃO DE UM SISTEMA DE  
JARDINS FLUTUANTES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

**CAMPINA GRANDE – PB**

**2019**

**MATHEUS FERREIRA NOBRE DE ABRANTES**

**AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE FITORREMEDIAÇÃO DE UM SISTEMA DE  
JARDINS FLUTUANTES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) apresentado ao  
Curso de Engenharia Civil da Universidade Federal de  
Campina Grande como requisito obrigatório para  
obtenção do título de bacharel em Engenharia Civil.

**Orientadora: Prof<sup>ª</sup> Dra. Patrícia Hermínio Cunha Feitosa**

**Coorientadora: Eng.<sup>ª</sup> Civil Elis Gean Rocha**

**CAMPINA GRANDE - PB**

**2019**

MATHEUS FERREIRA NOBRE DE ABRANTES

AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE FITORREMEDIAÇÃO DE UM SISTEMA DE  
JARDINS FLUTUANTES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande como requisito obrigatório para obtenção do título de bacharel em Engenharia Civil, sob a orientação da Profª Dra. Patrícia Hermínio Cunha Feitosa.

Aprovado em: 04/1 julho de 2019.

**BANCA EXAMINADORA**

(Assinatura): Patrícia H. C. Feitosa

Profª. Dra. Patrícia Hermínio Cunha Feitosa

(Orientadora)

Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

(Assinatura): Elis Gean Rocha

Ms. Elis Gean Rocha

(Co-orientadora)

Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

(Assinatura): \_\_\_\_\_

Profª. Dra. Dayse Luna Barbosa

(Examinador Interno)

Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

(Assinatura): Amanda L. Torquato

Ms. Amanda Laurentino Torquato

(Examinador Externo)

Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

*“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor,  
mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou  
o que deveria ser, mas Graças a Deus, não sou o  
que era antes”. (Martin Luther King Jr.)*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus pela graça do conhecimento, por todas as bênçãos por Ele concedidas a mim e por sempre mostrar o melhor caminho para seguir.

Agradeço à minha família por todo o amor, carinho, apoio e esforços desprendidos para me oferecer a oportunidade de uma boa educação, em especial aos meus pais Roberto e Maria do Carmo, e minha irmã Roberta. Obrigado por serem tão maravilhosos.

Agradeço à minha orientadora, professora Patrícia, por toda a paciência, compreensão, atenção, disponibilidade e conhecimento compartilhado nesse projeto. Muito obrigado por tudo.

Agradeço à minha coorientadora, Elis, por sempre conseguir tornar as coisas mais simples, tirando todas as minhas dúvidas e tornando os momentos chatos mais leves e engraçados. Obrigado pela paciência e por todos os ensinamentos passados.

Agradeço aos meus amigos desde os tempos de colégio, Fernando e Marina, por continuarem presentes nos momentos importantes por tanto tempo.

Agradeço aos amigos que fiz através da UFCG desde os primeiros semestres, com os quais dividi vários momentos de felicidade e alguns outros tantos de nervosismo e estresse em finais de período, Jéssyka, Carlos, Camila, André, Flávia, Werley, Cleydson, João Lucas, Nayara, vocês me ajudaram a chegar até aqui e eu sou muito grato por isso.

Agradeço à minha namorada Elisa por todo o carinho, apoio e compreensão mesmo nos momentos mais estressantes da graduação. Tenho muita sorte de poder contar com você para qualquer coisa, obrigado por sempre estar ao meu lado.

Agradeço a todos do Laboratório de Saneamento pela companhia e pelos bons momentos durante os intermináveis dias de montagem e coleta. Cris, Tiquinho, Val, Savana, Igor, Gabriele e João, muito obrigado.

Agradeço também a todos os demais que contribuíram, direta ou indiretamente, para a execução desse trabalho. Seu Jeová, seu Josafá, Aroldo, moço da lanchonete do caldo de cana, todos vocês foram importantes para que esse projeto fosse possível, obrigado por toda a ajuda.

## RESUMO

O estudo em questão foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Campina Grande – PB, com o intuito de desenvolver um sistema de jardins flutuantes com estrutura eficiente e adequada para avaliar sua capacidade de remediar o efluente da lagoa de estabilização quanto aos parâmetros de pH, turbidez, DBO, DQO e Clorofila-a, bem como verificar a adaptabilidade de plantas locais ao sistema. Os jardins flutuantes possuem estrutura de suporte feita de isopor, além de substrato misto de fibra de bagaço de cana de açúcar, fibra de coco, isopor triturado e brita, que são sustentados por uma tela. As plantas utilizadas nos jardins foram: Papiro (*Cyperus papyrus*), Coração-roxo (*Tradescantia zebrina*), Planta de Cestos (*Callisia fragrans*), Biri/Cana da Índia (*Canna x generalis*) e Taioba (*Xanthosoma sagittifolium*). Foram coletadas e comparadas amostras do efluente ao longo do tratamento antes da instalação do sistema e semanalmente durante as cinco primeiras semanas após sua instalação. As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Campina Grande, seguindo a metodologia do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Ao final do monitoramento, a estrutura dos jardins se mostrou bastante eficiente e resistente e a maior parte das espécies de plantas utilizadas se adaptaram bem ao sistema. Os jardins flutuantes apresentaram bons resultados de redução da DBO e DQO e estabilização do pH, turbidez e concentração de Clorofila-a.

Palavras-chave: Esgoto doméstico, tratamento alternativo, qualidade de água, DBO, DQO.

## ABSTRACT

The study in question was developed at the Sewage Treatment Station of the city of Campina Grande - PB, in order to develop a system of floating gardens with an efficient and adequate structure to evaluate its capacity to remediate the effluent of the stabilization pond in terms of the parameters pH, turbidity, BOD, COD and Chlorophyll-a, as well as to verify the adaptability of local plants to the system. The floating gardens have support structure made of Styrofoam, as well as a mixed substrate of sugarcane fiber, coconut fiber, crushed Styrofoam and gravel, which are supported by a net. The plants used in the gardens were: Papyrus (*Cyperus papyrus*), Coração-roxo (*Tradescantia zebrina*), Basket plant (*Callisia fragrans*), Biri / Cana da Índia (*Canna x generalis*) and Taioba (*Xanthosoma sagittifolium*). Effluent samples were collected and compared throughout the treatment prior to system installation and weekly for the first five weeks after installation. The analysis were carried out at the Sanitation Laboratory of the Federal University of Campina Grande, following the methodology of the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. At the end of the monitoring, the structure of the gardens was very efficient and resistant and most of the species of plants used adapted well to the system. The floating gardens presented good results of reductions of the BOD and COD and stabilization of the pH, turbidity and concentration of Chlorophyll-a.

Keywords: Domestic sewage, alternative treatment, water quality, organic BOD, COD.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Principais grupos de macrófitas.....	25
Figura 2 - Esquema de um sistema de jardins flutuantes.....	26
Figura 3 - Jardins flutuantes com estrutura de bambu.....	28
Figura 4 - Jardins flutuantes com estrutura de paletes.....	29
Figura 5 - Bacias de esgotamento da cidade de Campina Grande.....	32
Figura 6 – Estação de Tratamento de Esgoto do bairro Glória.....	33
Figura 7 – Modelo do Jardim Flutuante.....	34
Figura 8 – Sistema de jardins flutuantes.....	35
Figura 9 – Padrão dos jardins da fileira 2.....	36
Figura 10 – Padrão dos demais jardins.....	36
Figura 11 – Distribuição dos pontos de coleta e jardins flutuantes.....	37
Figura 12 – Variações de temperatura média durante caracterização prévia.....	39
Figura 13 – Variações de temperatura média durante monitoramento.....	40
Figura 14 – Variações do pH ao longo do tratamento no período de monitoramento.....	41
Figura 15 – Variações do pH ao longo do tratamento antes da instalação dos jardins.....	42
Figura 16 – Variações da turbidez ao longo do tratamento durante o monitoramento.....	43
Figura 17 – Movimentação do lodo acumulado no início da caracterização prévia do efluente, do dia 14 de fevereiro (a) até o início do período chuvoso durante o monitoramento, percebido na coleta do dia 7 de junho (b, c e d).....	44
Figura 18 – Análise aprofundada da turbidez entre o PC 1 e PC 6 durante o monitoramento.....	45
Figura 19 – Variações de Turbidez ao longo do tratamento antes da instalação dos jardins....	45
Figura 20 – Variações temporal e espacial da DBO após a instalação dos jardins.....	46
Figura 21 – Eficiência dos jardins flutuantes na redução da DBO.....	47
Figura 22 – Variações temporal e espacial da DQO após a instalação dos jardins.....	48
Figura 23 – Eficiência dos jardins flutuantes na redução da DQO.....	49
Figura 24 – Relação DQO/DBO média ao longo do tratamento durante o período de monitoramento dos jardins.....	50
Figura 25 – Relação DQO/DBO ao longo do tratamento durante o monitoramento dos jardins.....	51



Figura 26 – Variações das concentrações de Clorofila-a após a instalação dos jardins.....	52
Figura 27 – Variações das concentrações de Clorofila-a antes dos jardins.....	53
Figura 28 – Jardins flutuantes com Coração-roxo.....	54
Figura 29 – Jardins flutuantes com Papiro.....	55
Figura 30 – jardins flutuantes com Biri/Cana da Índia.....	55
Figura 31 – Jardins flutuantes com Planta de Cestos.....	56
Figura 32 - Jardins flutuantes com Taioba.....	56

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estatística descritiva para o pH durante o período de monitoramento.....	41
Tabela 2 – Estatística descritiva para a turbidez.....	42
Tabela 3 – Estatística descritiva da DBO durante o monitoramento dos jardins.....	46
Tabela 4 – Estatística descritiva da DQO durante o monitoramento dos jardins.....	48
Tabela 5 – Estatística descritiva da Clorofila-a.....	51

## **LISTA DE QUADROS**

Quadro 1 – Distribuição de plantas e substratos utilizados nos jardins.....	35
Quadro 2 – Métodos indicados para os parâmetros de qualidade da água analisados, segundo o Standard Methods of Water and Wastewater (APHA, 2012).....	37

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

Chl a – Clorofila-a

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

pH – Potencial hidrogeniônico

Planasa – Plano Nacional de Saneamento

Plansab – Plano Nacional de Saneamento Básico

PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

SNIS – Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento

US EPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

## Sumário

1. INTRODUÇÃO .....	14
2. OBJETIVOS.....	16
2.1 OBJETIVO GERAL.....	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	16
3.1 LEGISLAÇÃO SOBRE TRATAMENTO E DESPEJO DE EFLUENTES.....	17
3.3 TRATAMENTOS ALTERNATIVOS .....	21
3.4 FITORREMEDIAÇÃO .....	22
3.6 POLUIÇÃO HÍDRICA E PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	29
4. MATERIAL E MÉTODOS .....	31
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	31
4.2 CARACTERIZAÇÃO PRÉVIA DO EFLUENTE .....	33
4.3 MONTAGEM DO SISTEMA.....	34
4.4 MONITORAMENTO DAS CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA.....	37
4.5 ANÁLISE DA ESTRUTURA DE SUPORTE E DAS PLANTAS .....	38
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	39
5.1 PARÂMETROS AVALIADOS .....	39
5.1.1 Temperatura.....	39
6.1.2 pH .....	40
6.1.3 Turbidez.....	42
6.1.4 DBO.....	46
6.1.5 DQO .....	48
6.1.6 Relação DQO/DBO .....	50
6.1.7 Clorofila-a.....	51
6.2 ESTRUTURA DOS JARDINS .....	53
6.3 ADAPTAÇÃO DAS PLANTAS .....	54
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	57
7.1 RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS.....	58
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	59

## 1. INTRODUÇÃO

O constante e desordenado crescimento populacional no Brasil e no mundo traz à tona uma série de problemas que afetam diretamente toda a população, como as crescentes limitações de disponibilidade e qualidade das águas, em função da precariedade de serviços essenciais como os de saneamento básico.

Segundo dados do IBGE (2018), a projeção da população no Brasil já ultrapassa os 209 milhões de habitantes, enquanto o estado da Paraíba e a cidade de Campina Grande possuem, respectivamente, 4 milhões e 407 mil pessoas. Como o desenvolvimento urbano ocorre, majoritariamente, de maneira descontrolada e sem um planejamento prévio que permita a universalização de serviços para a população, gera-se uma grande desigualdade, sobretudo nas comunidades mais carentes e marginalizadas da sociedade. Diante desse cenário, é evidente a necessidade de buscar novas alternativas para reverter esse quadro e garantir que todos tenham acesso aos seus direitos.

No contexto do saneamento básico no Brasil, de acordo com a última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB, realizada pelo IBGE em 2008, cerca de 99,41% da população por município possuía acesso à rede geral de distribuição de água, enquanto que apenas 55,16% possuía acesso à rede coletora de esgoto. Essa disparidade entre os dois serviços reflete um pouco do descaso e da falta de interesse que ainda existe em destinar e tratar corretamente os efluentes domésticos.

Conforme os dados do Perfil dos Municípios Brasileiros (Munic) 2017, divulgados pelo IBGE, a Paraíba foi o terceiro estado que apresentou a menor proporção de municípios com Plano Municipal de Saneamento Básico, em que apenas 30 dos 223 municípios do estado possuíam plano, o que representa um índice de 13,4%. Campina Grande, por outro lado, destaca-se positivamente como 11º lugar no país quanto ao saneamento básico no ranking divulgado pelo SNIS (2018). Segundo os dados, 99,98% da cidade é atendida quanto ao abastecimento de água e 93,90% do perímetro urbano possui tratamento de esgoto.

Como forma de buscar otimizar o tratamento de esgotos em estações de tratamento convencionais, através de alternativas econômicas e ambientalmente eficientes, sistemas naturais como jardins flutuantes e sistemas solo-planta têm sido objetos de estudos recentes e apesar de ainda necessitarem de maiores pesquisas, vêm apresentando resultados positivos e

promissores na melhora da qualidade da água e com relação à parâmetros específicos como a redução da matéria orgânica (LIANG et al., 2016).

Nesse sentido, este trabalho se propôs a construir um sistema de jardins flutuantes com estrutura eficaz e adequada, além de avaliar a sua capacidade de fitorremediação, com foco na variação do pH, turbidez, concentração de Clorofila-a e redução da DBO e DQO do efluente em uma lagoa de estabilização.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar a capacidade de fitorremediação de um sistema de jardins flutuantes nas variações de pH, turbidez, Clorofila-a e redução de DBO e DQO em lagoas de estabilização.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- a) Construir uma estrutura capaz de resistir às intempéries e servir de sustentação para os jardins flutuantes em lagoas de estabilização;
- b) Avaliar a capacidade de adaptação de diferentes tipos de plantas e substratos em lagoas de estabilização;
- c) Determinar a taxa de redução dos parâmetros avaliados, no período estudado, após a instalação dos jardins.



### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 LEGISLAÇÃO SOBRE TRATAMENTO E DESPEJO DE EFLUENTES

Segundo Leoneti, Prado e Oliveira (2010), há uma desigualdade muito grande no Brasil em termos de acesso ao saneamento básico – principalmente em relação à coleta e tratamento de efluentes – visto que os investimentos nesse setor ocorreram de maneira isolada e em épocas específicas desde 1950 até o final do século passado. Durante as décadas de 1970 e 1980, houve a consolidação do Plano Nacional de Saneamento (Planasa), que teve seu maior foco no desenvolvimento e difusão dos sistemas de abastecimento de água, porém não promoveu mudanças significativas no cenário de manejo e tratamento de esgoto, permanecendo deficiente até a atualidade.

No período de 1990 até 2007, após a extinção do Planasa, houve a necessidade de se estabelecer uma regulamentação das políticas públicas nacionais para o saneamento, visto a grande desordem na qual o setor se encontrava, culminando com a criação da lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007.

Conforme o capítulo 1 dos princípios fundamentais da lei nº 11.445/2007, considera-se como serviços de saneamento básico:

- a) O abastecimento de água potável;
- b) O esgotamento sanitário;
- c) A limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos;
- d) A drenagem e manejo das águas pluviais urbanas.

Ainda sobre os princípios fundamentais da lei nº 11.445/2007, dentre os principais, encontram-se:

I – Saneamento básico

II – Gestão associada

III – Universalização

Em consonância à legislação previamente citada, a União elaborou o Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab), sob a coordenação do Ministério das Cidades. O Plano propõe a execução da política de saneamento básico no país com base em três programas: (i)

Saneamento Básico Integrado, cujo objetivo é financiar as iniciativas de implantação de medidas estruturais [...] envolvendo os quatro componentes do saneamento básico – abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e manejo de águas pluviais; (ii) Saneamento Rural, destinado à população do campo e às populações tradicionais, visando à implantação de ações de infraestrutura e de medidas estruturantes [...]; (iii) Saneamento Estruturante, que tem por finalidade financiar medidas que visem a melhoria da gestão, da assistência técnica, da capacitação e das ações de desenvolvimento científico e tecnológico em saneamento, com ênfase na qualificação dos investimentos públicos (SILVEIRA, HELLER E REZENDE, 2013).

Especificamente sobre o tratamento de esgoto, duas resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) se destacam:

A primeira é a resolução n° 357, de 17 de março de 2005, que discorre sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. A segunda é a resolução n° 430, de 13 de maio de 2011, que discorre sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, completando e alterando a resolução n° 357.

Em contrapartida, segundo o SNIS (2018), com relação ao índice médio de atendimento urbano com rede coletora de esgotos, tem-se que apenas o Distrito Federal, São Paulo, Minas Gerais e Paraná apontam valores acima de 70%. Na faixa de 40% a 70% estão sete estados: Rio de Janeiro, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Roraima, Bahia e Paraíba; na faixa logo abaixo, de 20% a 40%, situam-se nove estados: Rio Grande do Sul, Mato Grosso, Ceará, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Sergipe, Tocantins, Alagoas e Santa Catarina; enquanto que na penúltima faixa, de 10% a 20%, encontram-se quatro estados: Maranhão, Acre, Piauí e Pará. Por fim, na última faixa, inferior a 10%, há três estados: Amazonas, Amapá e Rondônia.

### 3.2 ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Com o crescimento populacional e o desenvolvimento das indústrias e cidades, observa-se o constante aumento da concentração de agentes poluidores e da matéria orgânica presente nos efluentes lançados em corpos hídricos.

Em contrapartida, existe uma série de documentos no Brasil que servem de embasamento legal e indicativos de padrões ou parâmetros de qualidade para a água, dentre os quais destacam-se:

- Resolução CONAMA 357/2005: define padrões a se manter nos corpos d'água e padrões de lançamento de efluentes;
- Resolução CONAMA 274/2000: define padrões de balneabilidade em corpos d'água;
- Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde: define o padrão de potabilidade para águas de consumo humano.

De acordo com Ferreira (2003), existe uma tendência desses corpos d'água reestabelecerem suas características após o recebimento do esgoto através do processo de autodepuração, que seria a capacidade de eliminar a carga poluidora de maneira gradativa ao longo de seu curso, por meio de ações naturais. Todavia, a capacidade de autodepuração irá depender do teor de oxigênio dissolvido do corpo hídrico receptor antes do lançamento do poluente, sendo necessário realizar o tratamento do esgoto quando este for menor que um ponto crítico.

Além disso, segundo Jordão e Pessoa (2009), os lançamentos de esgotos sanitários, domésticos e industriais nos corpos receptores geram problemas ambientais e ecológicos, bem como de saúde pública. A primeira consequência está ligada à diminuição da quantidade de oxigênio dissolvido no corpo d'água, podendo comprometer a vida aquática local e também a utilização dessa água para determinados fins como consumo e irrigação. A segunda consequência, por sua vez, está condicionada à contaminação do receptor por bactérias, vírus e parasitas capazes de transmitir doenças de circulação hídrica como a febre fitóide, a febre paratifoide, as disenterias amebiana e bacilar, cólera, hepatite, esquistossomose, dentre outras.

De maneira geral, o mais interessante é sempre realizar apenas o estritamente necessário para atingir o grau de tratamento exigido em cada caso, levando em consideração o custo para a construção e implementação de uma estação completa.

Quanto ao tratamento de esgotos, Von Sperling (1996) classifica o processo através de níveis. Os tratamentos preliminar e primário funcionam através de mecanismos físicos, visando a remoção de sólidos grosseiros, sedimentáveis e parte da matéria orgânica. O tratamento secundário, por sua vez, ocorre por meio de mecanismos biológicos que buscam a redução da matéria orgânica bem como alguns nutrientes. Existe ainda o tratamento terciário, sendo este raro no Brasil, por objetivar a remoção de poluentes muito específicos.

Mais especificamente sobre os sistemas de tratamento, Mendonça (1990) estabelece que o método mais simples é o de lagoas de estabilização, por não necessitar de equipamentos sofisticados ou mão de obra especializada para sua operação e manutenção, como no caso de outros métodos convencionais como lodos ativados ou filtros biológicos, mais presentes em países desenvolvidos. Além disso, por apresentar um clima tropical e grande extensão territorial, favoráveis para o tratamento de águas residuárias por meio de processos naturais, opta-se pela utilização das lagoas de estabilização no Brasil, tendo em vista a sua alta eficiência, baixo custo para construção e facilidade de operação e manutenção.

O sistema de lagoas de estabilização possui 3 objetivos:

- A remoção da matéria orgânica das águas residuárias, causadora de poluição;
- A eliminação de microrganismos patogênicos que representam perigo à saúde pública;
- A reutilização do efluente tratado para outras finalidades, como por exemplo a agricultura.

Ainda segundo Mendonça (1990), pode-se classificar as lagoas de estabilização em 4 tipos: anaeróbias, facultativas, de maturação e estritamente aeróbias.

As lagoas anaeróbias são associadas com lagoas facultativas ou aeradas mecanicamente e têm a finalidade de oxidar compostos orgânicos complexos antes do tratamento por meio desses tipos de lagoas. Por não dependerem da ação fotossintética das algas, possuem profundidade superior às demais, variando de 2,00 a 5,00 metros.

As lagoas facultativas têm seu funcionamento através da fotossíntese realizada por algas e bactérias que estabilizam a matéria orgânica contida nos despejos. Parte dessa matéria orgânica é transformada em matéria mais estável na forma de células de algas e outra parte transforma-se em produtos inorgânicos finais que saem com o efluente. Possuem profundidades que variam de 1,00 a 2,50 metros e áreas relativamente grandes, sendo do tipo mais usado.

As lagoas de maturação são construídas sempre depois do tratamento completo em uma lagoa facultativa ou em uma estação de tratamento de esgotos convencional. Sua principal função é a redução de coliformes fecais contidos nos despejos de esgotos, podendo-se reduzir mais de 99,999% dos coliformes, mediante o seu correto dimensionamento. Têm profundidades semelhantes às lagoas facultativas.

As lagoas aeróbicas ou de alta taxa de degradação são projetadas para o tratamento de águas residuárias coletadas, sendo sua aplicação a cultura e colheita de algas. Possuem profundidades muito rasas, variando de 0,3 a 0,5 metros.

### 3.3 TRATAMENTOS ALTERNATIVOS

Além do tratamento convencional coletivo de efluentes, existem outras soluções normalmente adotadas em zonas rurais ou em locais isolados que não possuem esgotamento sanitário público implementado. Nesses casos, são adotados sistemas individuais ou tratamentos alternativos.

Coimbra e Santos (2016) definem sistemas de esgoto individuais como um sistema para atendimento unifamiliar composto por uma fossa séptica ou tanque séptico e um dispositivo responsável pela infiltração no solo, normalmente um sumidouro. De acordo com Jordão e Pessoa (2014), tanque séptico é uma câmara enterrada construída para armazenar o esgoto sanitário de um domicílio para que ocorra a sedimentação da matéria sólida e a separação dos óleos e graxas presentes no esgoto, transformando-as em substâncias mais estáveis. Conforme a NBR 7229 (1993), sumidouro é um poço seco escavado e não impermeabilizado, que recebe os efluentes da fossa séptica e orienta a infiltração dessa água residuária no solo.

Existe também o sistema de fossa séptica biodigestora desenvolvido pela Embrapa em 2001, cujo efluente produzido pode ser utilizado como fertilizante no solo. Para Costa e Guilhoto (2014) as principais diferenças do sistema para as fossas sépticas tradicionais são a reciclagem dos dejetos e sua vedação hermética, que previnem a proliferação de vetores de doenças, contaminação dos lençóis freáticos e a geração de odores desagradáveis. O sistema é composto por três caixas interligadas que recebem e reciclam o esgoto doméstico através de um processo de biodigestão anaeróbica, estimulada pela colocação mensal de uma mistura de água e esterco bovino fresco na válvula de retenção.

Outro sistema também desenvolvido pela Embrapa para dar destino ao esgoto proveniente de pias, tanques e chuveiros que não é tratado pelas fossas biodigestoras é o jardim filtrante. O jardim filtrante é uma área alagada com pedras, areia e plantas aquáticas onde ocorre a depuração das águas cinzas através da combinação de mecanismos biológicos, químicos e físicos (LEONEL, MARTELLI e SILVA, 2013).

Vieira et al. (2011) apresenta uma tecnologia recente chamada de fitorremediação que utiliza plantas para o tratamento de solos e esgotos, por meio de processos de degradação,

volatilização, estimulação, extração, contenção ou imobilização dos contaminantes. Trata-se de uma alternativa vantajosa por apresentar grande potencial para tratamento *in situ*, além de possuir uma relação custo-benefício mais viável frente aos tratamentos mais tradicionais e ser esteticamente agradável. A depender do tipo de tratamento, após extrair os contaminantes, a planta pode armazená-los para um tratamento subsequente ou mesmo metabolizá-los e transformá-los em produtos menos tóxicos.

### 3.4 FITORREMEDIAÇÃO

Segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA), o termo fitorremediação (fito = planta e remediação = amenizar/atenuar) é relativamente recente – cunhado em 1991 – e trata-se do conjunto de tecnologias que utilizam plantas como auxílio na limpeza de áreas contaminadas. Suas aplicações são classificadas de acordo com o destino do contaminante: degradação, extração, contenção, ou uma combinação destes.

Além disso, as aplicações da fitorremediação também podem ser classificadas de acordo com os mecanismos envolvidos, os quais incluem a extração dos contaminantes através do solo ou água; a concentração de contaminantes no tecido vegetal; a degradação de contaminantes por meio de vários processos bióticos ou abióticos; volatilização ou transpiração de contaminantes voláteis das plantas para o ar; imobilização de contaminantes na zona das raízes das plantas (rizosfera); controle hidráulico dos contaminantes presentes em lençóis freáticos (*plume control*); e controle de escoamento, erosão e infiltração por meio de coberturas vegetativas (ROCK et al., 2000).

De acordo com Susarla et al. (2002), há uma série de mecanismos presentes nas plantas que podem ser utilizados para remediar solos e águas contaminados. São eles: fitoextração, fitoacumulação, fitobombeamento, fitoestabilização, fitodegradação, fitovolatilização e rizodegradação.

- Fitoextração: Trata-se da absorção e remoção de um contaminante presente no solo, em águas superficiais e lençóis freáticos por meio de plantas vivas;
- Fitoacumulação: Ocorre quando o contaminante absorvido pela planta não é degradado rapidamente ou totalmente, resultando em um acúmulo na mesma. Certas plantas hiperacumulam metais (níquel, cobre, zinco, cromo) e radionuclídeos. No processo de hiperacumulação de contaminantes, algumas plantas conseguem remediar o solo a níveis aceitáveis;

- Fitobombeamento: Neste caso, as plantas são usadas como “bombas” orgânicas para puxar grandes volumes de água contaminada como parte do processo de transpiração, reduzindo a migração e absorção de contaminantes para os lençóis freáticos;
- Fitoestabilização: Trata-se de outro mecanismo que pode ser utilizado para redução da migração de contaminantes no solo. Esse processo aproveita a capacidade das raízes das plantas de alterar as condições do ambiente do solo, como pH e umidade. Muitos exsudados de raízes provocam a precipitação de metais, reduzindo assim a biodisponibilidade. Uma vantagem desse mecanismo em relação à fitoacumulação é que a eliminação de material vegetal carregado de metal não é necessária;
- Fitodegradação: Ocasiona a decomposição de contaminantes absorvidos pela planta por meio de processos metabólicos ou por enzimas produzidas pela própria planta;
- Fitovolatilização: É um mecanismo em que plantas convertem um contaminante em uma forma volátil através das folhas, removendo-o do solo ou água contaminados e liberando-o para a atmosfera;
- Rizodegradação: É um tratamento biológico de um contaminante através de bactérias e fungos na rizosfera de certas plantas vasculares. A rizosfera é uma zona de intensa densidade e atividade microbiana na raiz/superfície da planta.

Apesar de ser uma tecnologia relativamente simples e barata, existem algumas limitações na fitorremediação pelo fato de o procedimento demandar tempo para o crescimento das plantas. Além do mais é necessário estudar as espécies de plantas mais adequadas para serem utilizadas a depender do tipo de contaminante presente na área a ser remediada, para obter um tratamento mais eficiente (LUQMAN et al. 2013).

Um estudo realizado por Baracuh et al. (2015) utilizando o capim roxo no tratamento de águas cinzas em uma Unidade de Produção Agrícola Controlada demonstrou que a fitorremediação foi bastante eficiente reduzindo os coliformes totais e minimizando a presença dos coliformes fecais *E. coli*. Houve então uma melhora na qualidade da água.

Dentro do contexto da fitorremediação e tratamento de esgotos, Pompêo (1996) a apresenta como alternativa para a remoção de nutrientes, menos dispendiosa do que tratamentos

terciários convencionais, por meio da utilização de vegetais superiores em hidroponia, ou seja, cultivados em água sem solo.

A utilização de plantas aquáticas como agentes purificadores possui muitas vantagens, como sua alta capacidade de absorção de nutrientes e rápido crescimento, bem como facilidade de retirada e reaproveitamento da biomassa escolhida. A utilização do aguapé (*Eichhornia crassipes*) em conjunto com lagoas de estabilização é uma opção econômica e ecológica para o tratamento de esgotos domésticos de pequenas comunidades, lançando seus efluentes com alto padrão de qualidade, sem prejuízos aos corpos receptores (MOSSE et al., 1980, apud POMPÊO, 1996).

Ayaz e Saygin (1995) por vez, realizaram um experimento com o intuito de avaliar a eficiência de um tratamento terciário hidropônico utilizando algumas espécies de macrófitas, analisando também a adaptabilidade das plantas. Nesse estudo, mudas das plantas foram colocadas diretamente em contato com a água proveniente de efluente secundário, sem nenhuma estrutura de suporte para a vegetação, mas contidas em lotes de pequenos tanques e tubos rasos. As espécies dos gêneros *Canna*, *Cyperus* e *Paspalum* se destacaram entre as demais, apresentando crescimento saudável e resultados satisfatórios de remoção de nitrogênio e fósforo.

De modo similar, Vieira e Kovaliczn (2009) apontam as vantagens da utilização de plantas macrófitas enraizadas em ambiente aquático no tratamento de efluentes por meio de fitorremediação. Essas plantas possuem grande capacidade de adaptação a diferentes tipos de ambientes e por necessitarem de altas concentrações de nutrientes, podem ser utilizadas na despoluição de rios e lagos, removendo grandes quantidades de nitrogênio e fósforo e demais resíduos.

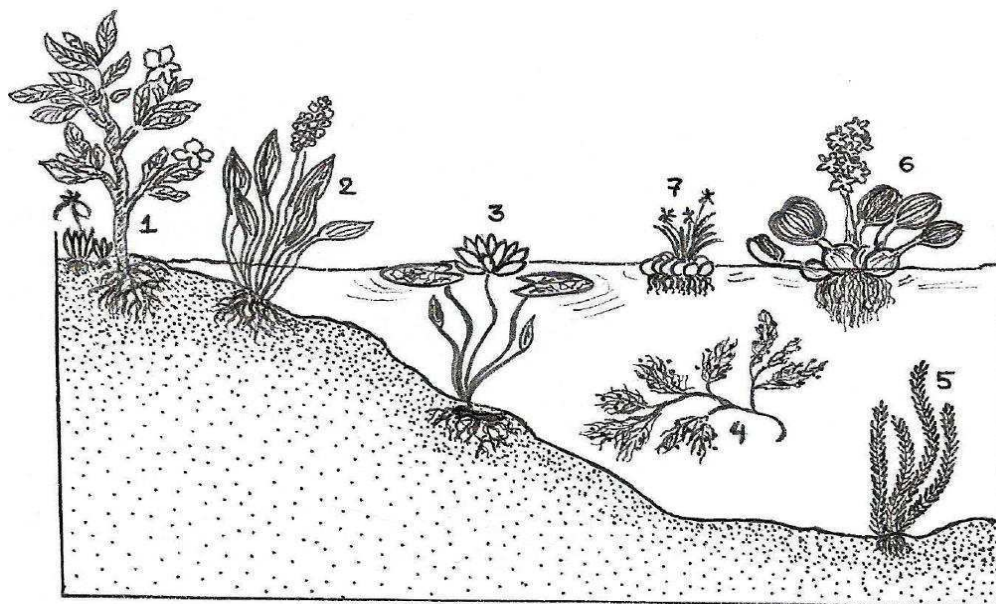
A Figura 1, de acordo com Viana (2005), apresenta os principais grupos de macrófitas (formas biológicas) existentes, enumerados na seguinte ordem:

- 1- Anfíbias: plantas capazes de viver tanto em área alagada como fora da água;
- 2- Emergentes: plantas enraizadas no fundo, parcialmente submersas e parcialmente fora da água;
- 3- Flutuantes fixas: enraizadas no fundo, com caules e/ou folhas flutuantes;
- 4- Submersas livres: não enraizadas no fundo, com caules e folhas submersas;
- 5- Submersas fixas: enraizadas no fundo, totalmente submersas;



- 6- Flutuantes livres: enraizadas no fundo, podendo ser levadas por correnteza, vento ou animais;
- 7- Epífitas: instalam-se sobre outras plantas aquáticas.

Figura 1 – Principais grupos de macrófitas



Fonte: Viana (2005).

### 3.5 JARDINS FLUTUANTES

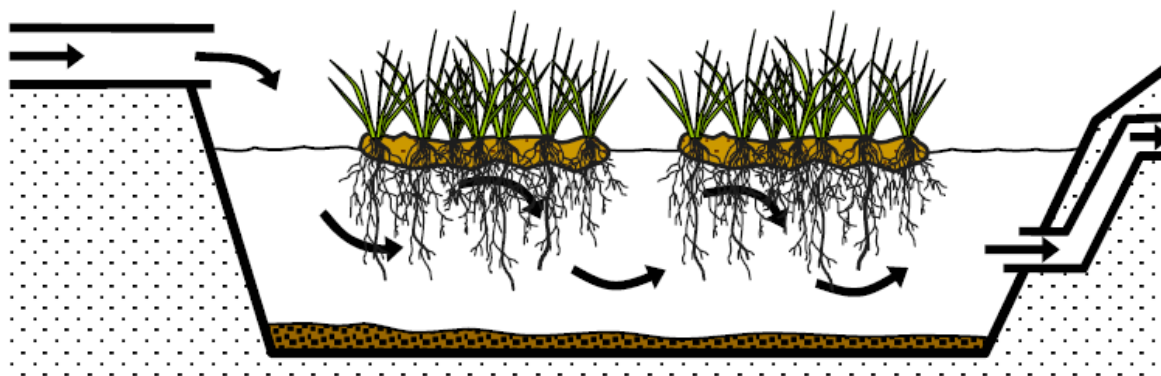
Uma das principais consequências relativas à poluição hídrica é a eutrofização de corpos d'água, devido ao elevado acúmulo de nutrientes inorgânicos como nitrogênio, fósforo e metais pesados, comprometendo a qualidade da água. Este problema tem motivado diversos estudos e pesquisas nos últimos anos em busca de maneiras eficazes, financeiramente viáveis e ecologicamente corretas de solucioná-lo.

Em se falando de fitorremediação, diversos estudos e experimentos utilizando plantas em suspensão auxiliadas ou não por uma estrutura-suporte, vêm sendo realizados ao redor do mundo, em especial na Ásia, Oceania e países em desenvolvimento. Esses jardins flutuantes – baseados nos *wetlands* construídos – são compostos basicamente por espécies de plantas com alta capacidade de adaptação (geralmente hidrófitas/macrófitas), substrato e microrganismos, sendo utilizados como forma de tratamento complementar, de modo a adequar o efluente aos parâmetros desejados. Trata-se de uma alternativa economicamente vantajosa em comparação aos mecanismos tradicionais de tratamento, de fácil construção e aspecto visual agradável, favorecendo o paisagismo local (FROTA, 2016).

Reconhecendo o grande potencial de tratamento para diversos tipos de efluentes utilizando jardins flutuantes, bem como a dificuldade em encontrar materiais publicados com ênfase em sua estrutura, modo de construção e eficiência, Headley e Tanner (2008) buscaram elaborar uma revisão que abordasse esses detalhes a fim de difundir mais informações e motivar futuras aplicações e estudos com esse tipo de tratamento alternativo. O sistema de jardins flutuantes trata-se da variação de dois outros sistemas – o de lagoas de estabilização e os *wetlands* construídos – em que plantas sustentadas por uma estrutura flutuante realizam o tratamento em hidroponia, de modo que suas raízes retirem os nutrientes diretamente da coluna de água formada na ausência de solo.

A Figura 2 apresenta um esquema de um sistema de jardins flutuantes, em que se pode notar uma camada de raízes, biofilme e rizomas que se forma abaixo da estrutura-suporte. Essa camada é uma superfície biologicamente ativa em que ocorrem os processos bioquímicos e físicos fundamentais para a sobrevivência das plantas e o tratamento da água poluída, sendo desejável maximizar a sua área de contato para maior eficiência do sistema (HEADLEY e TANNER, 2008).

Figura 2 – Esquema de um sistema de jardins flutuantes



Fonte: Headley e Tanner (2008).

Ash e Truong (2003) implantaram um sistema alternativo de tratamento de esgoto na estação da pequena cidade de Toogoolawah (Austrália), composto por dois estágios: um tratamento preliminar por hidroponia através de 21 jardins flutuantes de dimensões 2,40 m x 2,40 m, montados ao longo de três lagoas de estabilização, seguido por um tratamento principal em *wetlands* construídos. Para ambos foram utilizadas mudas de Vetiver (*Vetiveria Zizanioides*), uma gramínea originária da Índia, devido sua alta capacidade de absorção de nutrientes, sobretudo nitrogênio e fósforo, além de demandar bastante água e tolerar níveis

altíssimos de agroquímicos e metais pesados presentes no efluente (CULL et al., 2000; TRUONG E BAKER, 1998 apud ASH E TRUONG, 2003).

Na Bélgica, um experimento em escala piloto foi realizado em 2007 com o intuito de investigar o efeito da adição de “tapetes flutuantes” na remoção de fósforo, DQO, nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) e nitrogênio total (N-total) em *wetlands* construídos. Foram construídos 3 mesocosmos (sistemas artificiais simplificados) para simular lagoas de estabilização reais, de modo que em dois desses sistemas foram cobertos com uma espécie de tapete flutuante em que foram plantadas macrófitas da espécie *Carex*, enquanto que no terceiro não foi adicionado o tapete, a fim de servir de comparação para avaliar a eficiência do sistema. Após duas campanhas de amostragem, durante fevereiro/março 2007 e agosto/dezembro 2007, observou-se melhores performances dos mesocosmos com macrófitas flutuantes na redução de todos os parâmetros estudados, havendo maior contribuição nas remoções de nitrogênio amoniacal e nitrogênio total (VAN DE MOORTEL, 2008).

Wang et al., (2009) analisaram a eficiência na remediação ecológica de uma estrutura construída em mosaicos formada por diversas espécies de macrófitas em dois lagos urbanos altamente eutrofizados na China, apresentando resultados satisfatórios quanto à transparência, redução da turbidez e melhoria do aspecto das águas em curto período de tempo. Alguns elementos como nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, fósforo total, além de biomassa de algas foram gradualmente eliminados à medida que a água contaminada fluía de maneira ordenada pelo sistema.

Semelhantemente, Zhao et al., (2012) realizaram um estudo com um sistema integrado de ilhas flutuantes objetivando a remoção de nutrientes e metais pesados presentes em lagos eutrofizados da China por meio de fitorremediação, além de avaliar a viabilidade de utilização da biomassa vegetal gerada como alimento para animais da região. O sistema integrado era formado por dois subsistemas, em que o primeiro consistia em ilhas flutuantes em mosaico e biofilmes de adsorção, com estrutura sustentada por canos de PVC, enquanto o segundo era composto por vegetações aquáticas colocadas às margens dos lagos, suportadas por bambu e redes de plástico. Durante o primeiro ano de experimento, o sistema demonstrou-se eficiente na redução das concentrações de nitrogênio, fósforo, metais pesados, sólidos suspensos (SS), *E. Coli* e Clorofila a (Chl-a), e a biomassa vegetal gerada pelas plantas aquáticas utilizadas verificou-se adequada para alimentação animal local (ZHAO et al. 2012).

Mais recentemente, Rocha (2018) elaborou um sistema de jardins flutuantes para remediação das águas de um pequeno açude localizado no campus central da Universidade Federal de Campina Grande. A montagem dos jardins foi realizada em três etapas, utilizando plantas aquáticas e ornamentais encontradas na região, além de substrato de fibra de coco e dois tipos de estruturas modulares: em bambu (Figura 3) e paletes (Figura 4). Os parâmetros analisados foram: temperatura, pH, turbidez, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), DBO, DQO, Clorofila-a, fósforo total e ortofosfato solúvel. Ao final do estudo foram apresentados resultados positivos para remoção de matéria orgânica e nutrientes (ROCHA 2018).

Figura 3 – Jardins flutuantes com estrutura de bambu



Fonte: Rocha (2018).



Figura 4 – Jardins flutuantes com estrutura de paletes



Fonte: Rocha (2018).

### 3.6 POLUIÇÃO HÍDRICA E PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA

A partir das últimas décadas, têm-se notado cada vez mais uma alteração significativa nos ecossistemas aquáticos devido aos impactos causados por diversas intervenções humanas nesse meio. A poluição das águas pode ser definida como a adição de substâncias ou de formas de energia que alterem a natureza do corpo d'água – direta ou indiretamente – de maneira que prejudique a sua utilização para determinado fim (VON SPERLING, 1996).

Segundo Carvalho e Oliveira (2010), os principais poluentes aquáticos são os sólidos em suspensão, matéria orgânica biodegradável e não biodegradável, nutrientes, metais pesados e sólidos inorgânicos dissolvidos.

De maneira geral, a avaliação dos impactos ambientais causados pela poluição hídrica é realizada por meio da medição da variação das concentrações de variáveis químicas, físicas e biológicas. Através do monitoramento desses parâmetros, pode-se fazer a classificação e enquadramento de rios e córregos em classes de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade humana (GOULART e CALLISTO, 2010).

Von Sperling (1996) apresenta uma série de parâmetros que traduzem as principais características físicas, químicas e biológicas das águas, dos quais serão destacados apenas os parâmetros utilizados neste estudo, com foco no tratamento de águas residuárias em lagoas anaeróbias:

a) **Turbidez**

A turbidez representa a dificuldade de um feixe de luz atravessar a água, devido a presença de sólidos em suspensão, conferindo uma aparência turva à mesma e prejudicando a fotossíntese. Pode estar associada a compostos tóxicos e organismos patogênicos, sendo geralmente utilizada como parâmetro de controle da operação das estações de tratamento de água e esgoto (VON SPERLING, 1996).

b) **Temperatura**

A temperatura nada mais seria que a medição da intensidade de calor. Em termos de tratamento de esgotos é um parâmetro importante, uma vez que a temperatura deve ser propícia para o desencadeamento das reações bioquímicas de remoção dos poluentes. Elevações da temperatura aumentam a taxa dessas reações, diminuem a solubilidade dos gases e aumentam a taxa de transferência de gases, podendo gerar mal cheiro (VON SPERLING, 1996).

c) **pH**

O potencial hidrogeniônico (pH) indica a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. Em termos de tratamento de águas residuárias é utilizado no controle da operação estações de tratamento de esgoto com digestão anaeróbia, de modo que valores de pH afastados da neutralidade tendem a afetar as taxas de crescimentos de microrganismos (VON SPERLING, 1996).

d) **Matéria orgânica**

A matéria orgânica existente nos esgotos é utilizada no consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos presentes naquele meio, sendo a principal causadora do problema de poluição das águas. Devido à dificuldade em determinar todos os componentes presentes na matéria orgânica em águas residuárias, geralmente são adotados métodos diretos e indiretos para sua determinação (PESSOA E JORDÃO, 1982 apud VON SPERLING, 1996).

Há dois testes padronizados que se baseiam na oxidação de material orgânico: os testes da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e da Demanda Química de Oxigênio (DQO). Em

ambos os testes há oxidação do material orgânico e a concentração deste é determinada a partir do consumo de oxidante para a oxidação (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Segundo Von Sperling (1996), a DBO representa a quantidade de oxigênio requerido para estabilizar a matéria orgânica carbonácea através de processos bioquímicos, além de indicar de maneira aproximada a fração biodegradável do despejo e a sua taxa de degradação. A DQO, por sua vez, mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica.

#### e) **Clorofila-a**

De acordo com Streit et al., (2005), as clorofilas são os pigmentos naturais mais abundantes presentes nas plantas, estando a Clorofila-a (Chl a) presente em todos os organismos que realizam fotossíntese oxigênica. Costuma-se utilizar a concentração de clorofila (em  $\mu\text{g/L}$ ) para expressar a biomassa fitoplanctônica, ou a produtividade do corpo d'água.

Além do mais, uma maneira de avaliar a qualidade da água é através do Índice do Estado Trófico – IET, que utiliza valores de três variáveis (transparência, clorofila e fósforo total) para classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, quanto ao acúmulo de nutrientes, produtividade, quantidade e qualidade da biota local, de modo que a concentração de clorofila indica o nível de crescimento de algas no local (SILVEIRA et al. 2011).

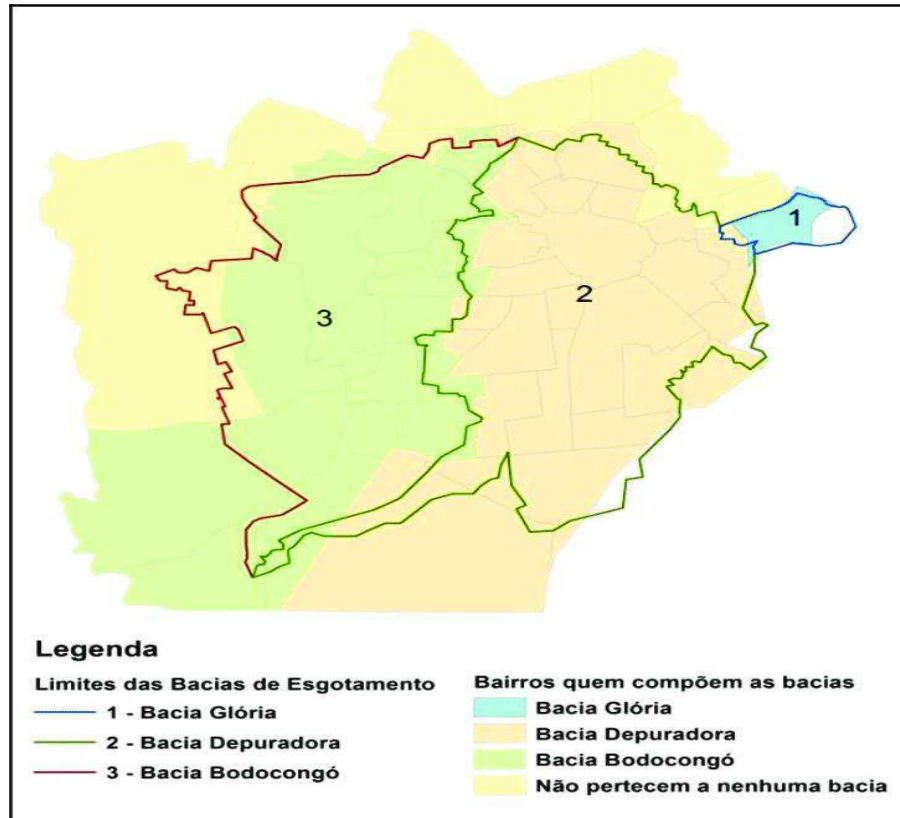
## **4. MATERIAL E METÓDOS**

### **4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

Este estudo foi realizado na estação de tratamento de esgoto do bairro Glória, na cidade de Campina Grande, localizada no agreste do estado da Paraíba, sendo a concessionária Cagepa responsável pelo seu funcionamento e manutenção. De acordo com o Censo 2010, a cidade possui 367.278 habitantes juntamente com seus distritos São José da Mata, Catolé de Boa Vista e Galante, sendo então a segunda maior população do estado (LOPES, et al. 2016).

A cidade de Campina Grande possui um sistema de esgotamento sanitário constituído por três bacias: Depuradora, Bodocongó e Glória (Figura 5). Nas áreas em que não existe rede coletora, predominam os sistemas individuais como fossas sépticas ou ainda disposição do efluente a céu, em valas, riachos ou córregos. O sistema possui cinco estações elevatórias e duas estações de tratamento de esgoto: a ETE localizada no bairro Acácio Figueiredo (Catingueira) e a ETE localizada no bairro Glória (LOPES, et al. 2016).

Figura 5 – Bacias de esgotamento da cidade de Campina Grande



Fonte: Lopes, et al. (2016).

A ETE do bairro Glória (Figura 6), em funcionamento desde 2006, foi construída para tratar efluentes domésticos provenientes dos bairros da zona leste da cidade de Campina Grande-PB, abrangendo os bairros Glória I, Glória II e uma parcela dos bairros Belo Monte e Jardim América. É composta por uma calha Parshall e duas lagoas de estabilização, sendo uma anaeróbia, com profundidade de 3,5 m e uma área de 1290,97 m<sup>2</sup> e uma facultativa secundária, com profundidade de 2 m e uma área de 3326,26 m<sup>2</sup> (LIMA et al., 2016).



Figura 6 – Estação de Tratamento de Esgoto do bairro Glória



Fonte: Adaptado de Google Earth (2018).

#### 4.2 CARACTERIZAÇÃO PRÉVIA DO EFLUENTE

Anteriormente à montagem e instalação do sistema de jardins flutuantes, foram realizadas três coletas semanais de amostras da água das lagoas de estabilização da ETE do bairro Glória para determinação das concentrações de DBO, DQO e Clorofila-a, bem como os parâmetros pH e turbidez, de modo a servir de base de comparação para analisar a eficiência do sistema após a conclusão do presente estudo e identificar o nível de tratamento que a lagoa realiza no efluente.

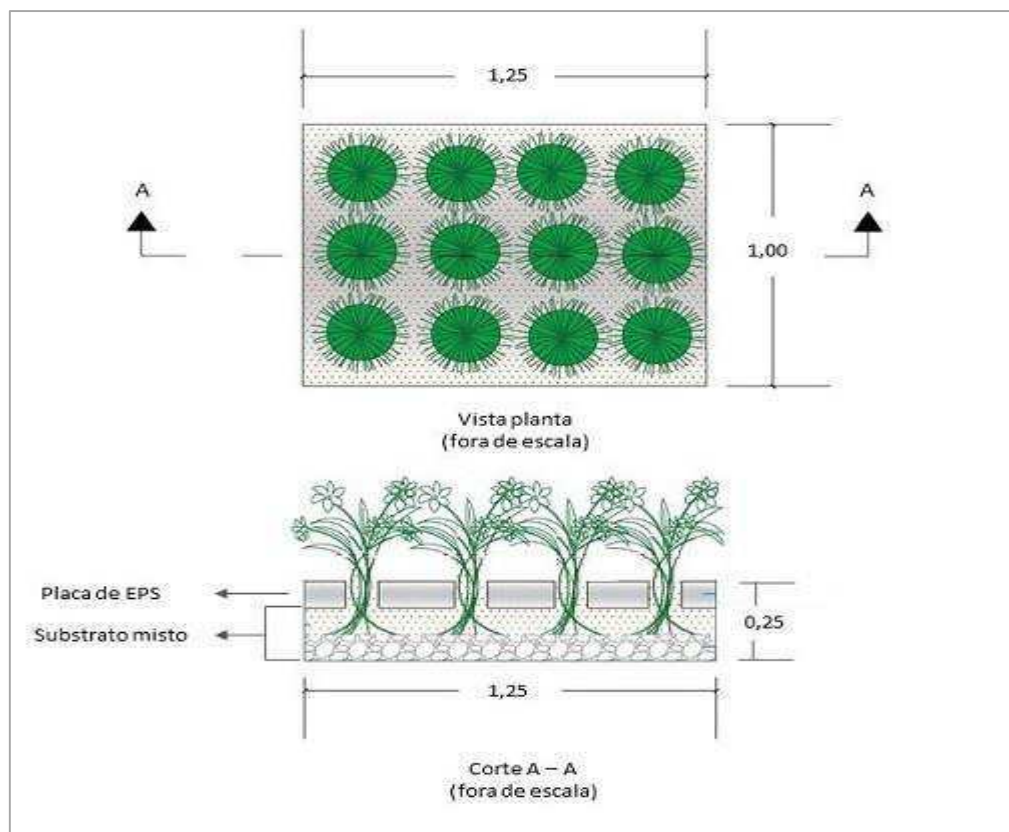
Essas coletas ocorreram no período da manhã (por volta das 8 às 9 horas) dos dias 14, 21 e 28 de fevereiro de 2019, sendo retiradas amostras de 3 pontos: na entrada (PC 1) e saída (PC 7) do efluente da lagoa anaeróbia para a facultativa, e na saída do efluente na lagoa facultativa secundária (PC 8). As amostras foram retiradas com auxílio de um coletor à uma profundidade de 30 cm.

#### 4.3 MONTAGEM DO SISTEMA

Os jardins flutuantes foram montados com base nos estudos realizados por Rocha (2018), Lima (2017) e Galisa (2016), tendo como principais diferenças a utilização do isopor como estrutura de suporte, a adição de uma camada de substrato misto (orgânico e inorgânico) e a utilização de uma tela para realizar a sustentação do substrato na estrutura de suporte. A composição deste substrato variou de acordo com a fileira de jardins, composto por uma combinação de brita, fibra de coco, fibra de bagaço de cana e isopor triturado. As espécies de plantas utilizadas foram *Canna x generalis* (Biri/Cana da Índia), *Tradescantia pallida* (Coração-roxo), *Cyperus papyrus* (Papiro), *Callisia Fragans* (planta de cestos) e *Xanthosoma sagittifolium* (Taioba).

Para a montagem de cada jardim (Figura 7) foram utilizados 4,20 m<sup>2</sup> de tela de mosquiteiro F9 com largura de 3,00 m, além de um volume de 0,180 m<sup>3</sup> de substrato misto, disposto na camada inferior, com aproximadamente 15cm de altura, e preenchendo os espaços das plantas no isopor. Cada módulo possui dimensões de 1,25 x 1,00 x 0,25 m, ocupando uma área superficial de 1,25 m<sup>2</sup>.

Figura 7 – Modelo do Jardim Flutuante



Fonte: Própria (2019).

Ao todo foram montados 42 jardins (Figura 8), divididos em 6 fileiras com 7 jardins cada, totalizando uma área de 52,50 m<sup>2</sup> (equivalente à aproximadamente 4% da área da lagoa de estabilização anaeróbia) e volume de 7,56 m<sup>3</sup> de substrato misto.

Figura 8 – Sistema de jardins flutuantes



Fonte: Própria (2019).

O Quadro 1 apresenta as plantas utilizadas em cada fileira e a composição dos seus substratos.

Quadro 1 – Distribuição de plantas e substratos utilizados nos jardins

	<b>Plantas</b>	<b>Substratos</b>
Fileira 1	Papiro ( <i>Cyperus papyrus</i> )	Fibra de cana de açúcar, isopor e brita
Fileira 2	Coração-roxo ( <i>Tradescantia zebrina</i> )	Fibra de cana de açúcar, fibra de coco e brita
Fileira 3	Planta de cestos ( <i>Callisia fragans</i> )	Fibra de cana de açúcar, fibra de coco e brita
Fileira 4	Biri/Cana da Índia ( <i>Canna x generalis</i> )	Fibra de cana de açúcar, isopor e brita
Fileira 5	Taioba ( <i>Xanthosoma sagittifolium</i> )	Fibra de cana de açúcar e brita
Fileira 6	Papiro ( <i>Cyperus papyrus</i> )	Fibra de cana de açúcar, isopor e brita



Devido à tendência de crescimento do coração-roxo (*Tradescantia zebrina*) ser muito mais horizontal, formando várias ramificações, adotou-se um padrão diferente de corte das placas de isopor para os jardins da fileira 2 (Figura 9), enquanto que para as demais fileiras manteve-se o mesmo padrão (Figura 10), com 9 cortes retangulares distribuídos de maneira simétrica para melhor aproveitamento da área superficial dos jardins.

Figura 9 – Padrão dos jardins da fileira 2



Fonte: Própria (2019).

Figura 10 – Padrão dos demais jardins



Fonte: Própria (2019).

#### 4.4 MONITORAMENTO DAS CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA

Após o término da montagem do sistema de jardins flutuantes, foi realizado o monitoramento semanal, por meio de coletas de amostras do efluente, a fim de avaliar os parâmetros de pH, turbidez, matéria orgânica e Clorofila-a, seguindo a metodologia do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, para assim determinar a eficiência dos jardins quanto à redução da DBO e DQO na lagoa anaeróbia, conforme apresentado no Quadro 2. As coletas foram realizadas no período da manhã com o auxílio de um coletor, à uma profundidade de 30 cm.

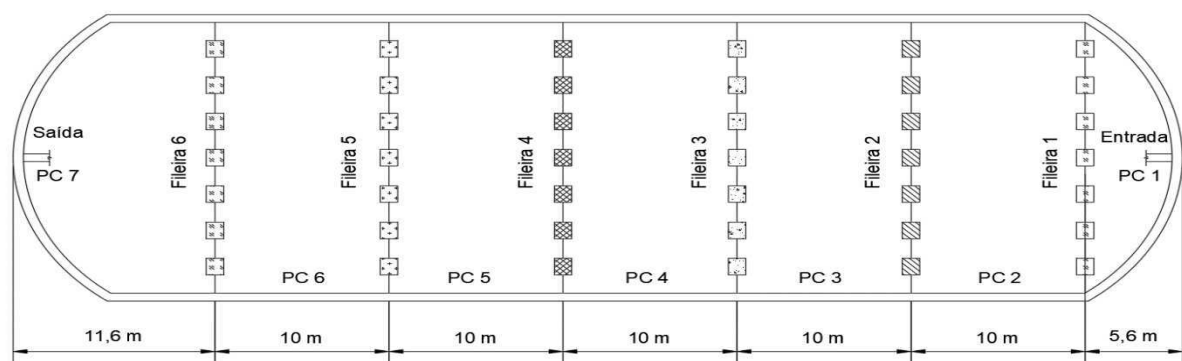
Quadro 2 – Métodos indicados para os parâmetros de qualidade da água analisados, segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Parâmetro	Método
pH	Método Instrumental – pHmetro
Turbidez	Determinação por turbidímetro
DBO <sub>5</sub>	Método Winkler adaptado – Oxímetro
DQO	Método da Refluxação Fechada
Clorofila-a	Método Espectofométrico utilizando Etanol

As coletas de monitoramento ocorreram no período da manhã dos dias 24/05, 31/05, 07/06, 14/06 e 21/06 de 2019, para análise inicial da eficiência do sistema de jardins flutuantes na redução de matéria orgânica e melhoria da qualidade da água em lagoas anaeróbias.

Foram posicionados 7 pontos de coleta (PCs) distribuídos ao longo da lagoa anaeróbia entre as fileiras de jardins, tendo como referência os pontos de entrada e saída do efluente, além de um último ponto (PC 8) na saída do efluente na lagoa facultativa. A Figura 11 apresenta a disposição dos pontos de coleta e das fileiras de jardins flutuantes.

Figura 11 – Distribuição dos pontos de coleta e jardins flutuantes



Fonte: Própria (2019).

Com base na caracterização prévia da água e nos parâmetros determinados na coleta e análise das amostras, foi realizada uma estatística descritiva dos dados a fim de obter uma série de indicadores da influência da aplicação do sistema de jardins flutuantes ao longo do tempo quanto aos parâmetros observados. Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Campina Grande – PB.

#### 4.5 ANÁLISE DA ESTRUTURA DE SUPORTE E DAS PLANTAS

Durante todo o estudo foi observado como a estrutura suporte e os substratos utilizados se comportaram em quesitos de estabilidade, fluotabilidade e resistência às condições ambientes, bem como a adaptabilidade das espécies de plantas utilizadas ao sistema e às intempéries do meio.

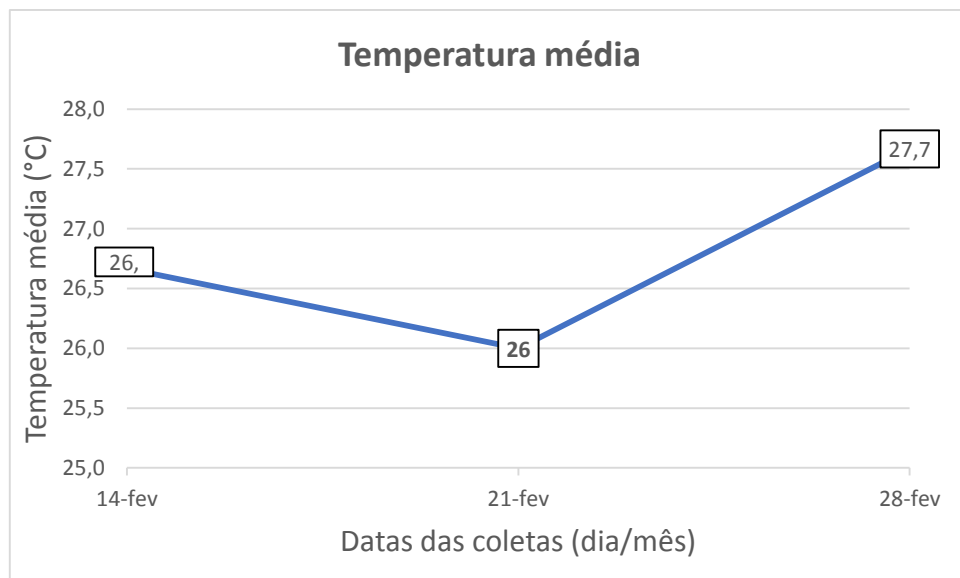
## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 PARÂMETROS AVALIADOS

#### 5.1.1 Temperatura

Durante o período de caracterização prévia do efluente, antes da instalação dos jardins, a temperatura média da água variou de 26,7 °C na primeira coleta para 27,7 °C na última coleta (Figura 12).

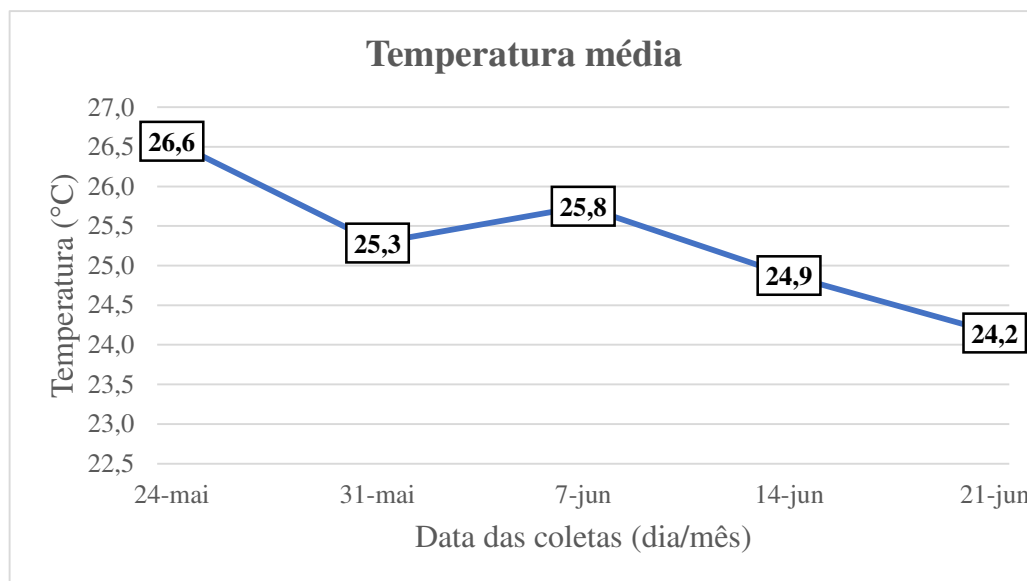
Figura 12 – Variações de temperatura média durante caracterização prévia



Fonte: Própria (2019).

A temperatura média da água durante o período de monitoramento, após a instalação dos jardins, variou de 26,6 °C na primeira semana de coleta para 24,2 °C na última coleta, considerando a média dos valores registrados nos 8 pontos de coleta para cada dia, conforme ilustrado na Figura 13.

Figura 13 – Variações de temperatura média durante monitoramento



Fonte: Própria (2019).

A caracterização prévia apresentou maiores temperaturas médias por ter sido realizada durante o verão, enquanto que o monitoramento ocorreu no início do período de inverno da região, o que contribuiu para a diminuição das temperaturas médias no decorrer das coletas.

Metcalf e Eddy (2016) afirmam que as temperaturas ótimas para atividades biológicas estão entre 25 e 35°C e suas variações afetam o desempenho de processos no tratamento biológico, porque as constantes de equilíbrio de produtos de solubilidade e as constantes de taxas específicas de reações são todas dependentes da temperatura.

Sendo assim, é de se esperar que ocorra uma maior eficiência no tratamento durante as épocas mais quentes do ano, mas como a variação entre os dois períodos estudados não é muito grande, não se torna significativa o suficiente para interferir negativamente na atividade biológica da lagoa nem nos processos de fitorremediação. Porém está muito próxima do limite mínimo estabelecido, o que pode naturalmente comprometer a eficiência do tratamento da ETE no período de inverno.

### 6.1.2 pH

Durante o período de monitoramento do sistema de jardins flutuantes na lagoa anaeróbia (PC 1 ao PC 7), o pH apresentou valores mínimos de 7,32 no ponto de entrada do efluente na lagoa (PC 1) e máximos de 7,69 no ponto de saída do efluente da lagoa anaeróbia para a lagoa facultativa secundária (PC 7), com maior coeficiente de variação (CV) igual a 1,43% no dia 24 de maio, conforme a Tabela 1.



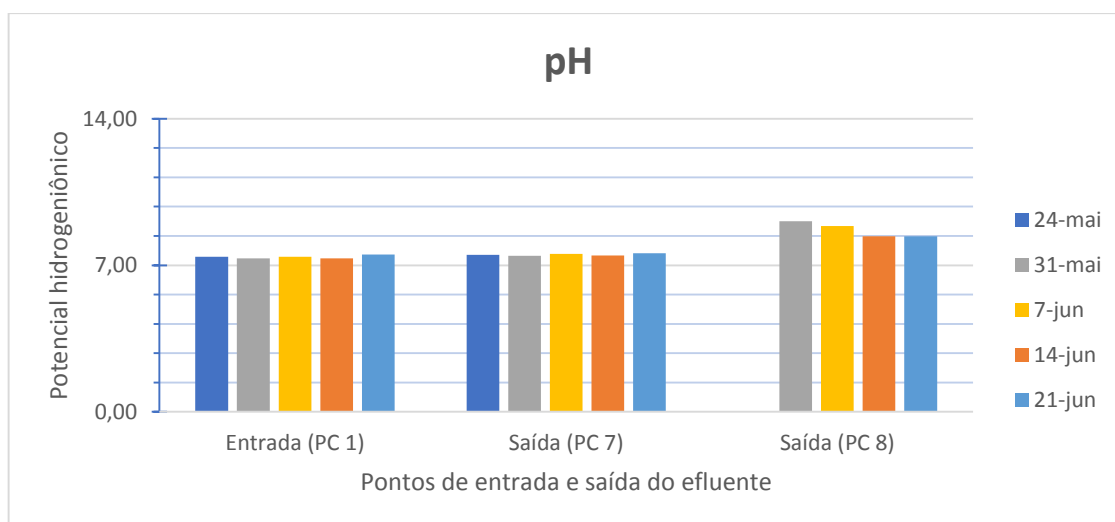
Tabela 1 – Estatística descritiva para o pH durante o período de monitoramento

pH	24-mai	31-mai	7-jun	14-jun	21-jun
pH mínimo	7.40	7.32	7.40	7.33	7.50
pH médio	7.56	7.42	7.50	7.45	7.55
pH máximo	7.69	7.51	7.62	7.58	7.59
Desvio Padrão	0.11	0.08	0.08	0.08	0.04
CV (%)	1.43	1.05	1.05	1.13	0.49

Fonte: Própria (2019).

Analisando as variações do pH nos pontos de entrada (PC 1) e saída (PC 7) do efluente na lagoa de estabilização anaeróbia e na saída da lagoa facultativa (PC 8) durante o período de monitoramento (Figura 14), verificou-se que o parâmetro permaneceu praticamente inalterado durante o tratamento na primeira lagoa e aumentou na segunda.

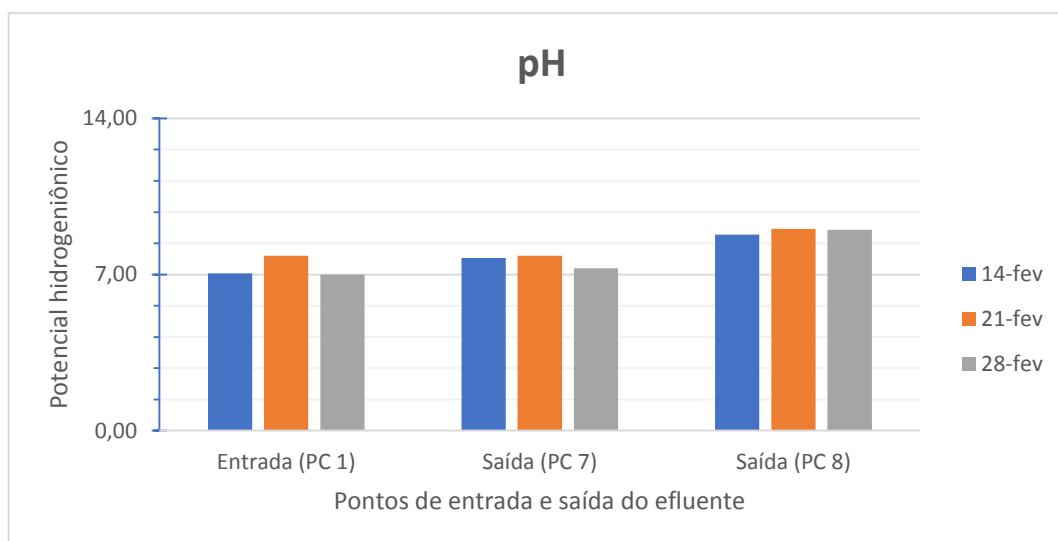
Figura 14 – Variações do pH ao longo do tratamento no período de monitoramento



Fonte: Própria (2019).

A Figura 15 apresenta as variações do pH nos pontos de entrada e saída do efluente (PC 1, PC 7 e PC 8) durante o período de caracterização prévia do efluente, antes da instalação dos jardins. Nesse período o pH apresentou valores mínimos de 7,0 no PC 1 e máximos de 7,84 no PC 7 para a lagoa anaeróbia.

Figura 15 – Variações do pH ao longo do tratamento antes da instalação dos jardins



Fonte: Própria (2019).

Observou-se um comportamento semelhante para o pH na lagoa anaeróbia tanto antes quanto depois da instalação dos jardins, contudo, é possível perceber uma menor oscilação dos valores de pH durante o tratamento após a instalação dos jardins flutuantes.

### 6.1.3 Turbidez

Durante o período de monitoramento do sistema de jardins flutuantes na lagoa de estabilização anaeróbia, a turbidez do efluente variou bastante (Tabela 2), sendo o maior valor registrado de 865 UNT no PC 7, enquanto o menor valor nessa lagoa foi 313 UNT no PC 5, na coleta do dia 7 de junho, este dia também apresentou o maior coeficiente de variação do período, igual a 42,0%.

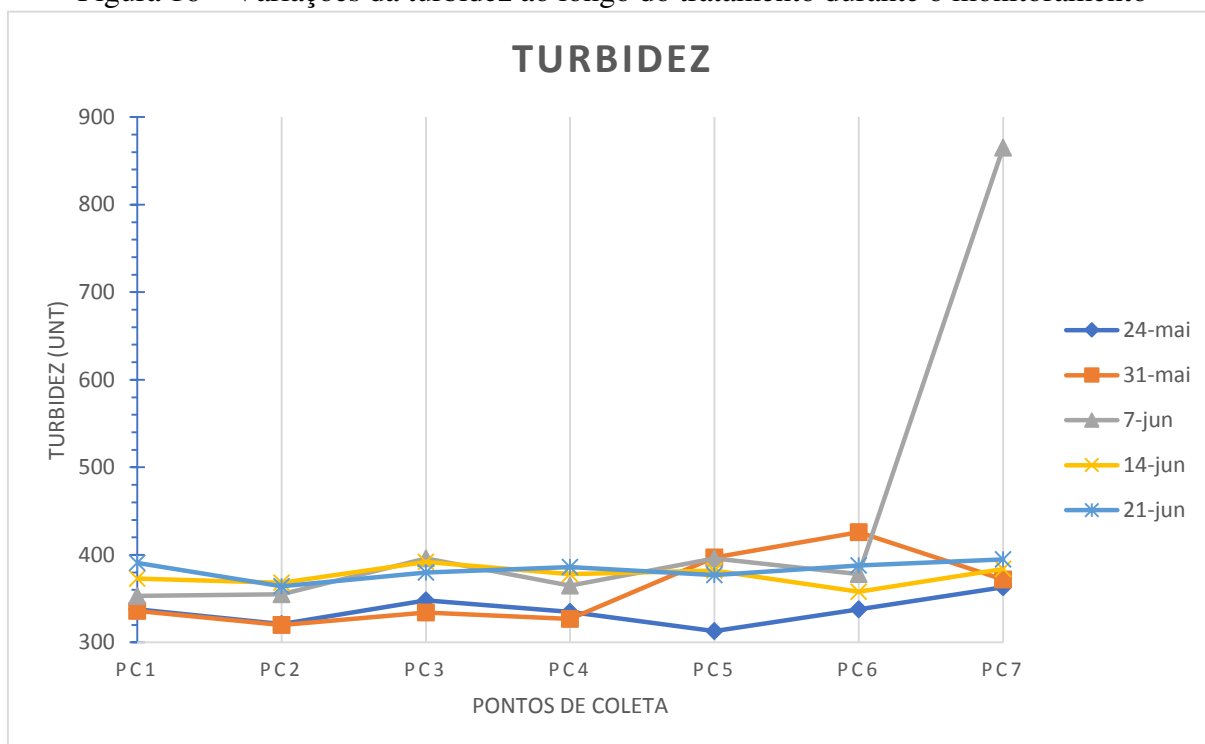
Tabela 2 – Estatística descritiva para a turbidez

Turbidez (UNT)	24-mai	31-mai	7-jun	14-jun	21-jun
Turbidez mínima	313	320	353	358	364
Turbidez média	337	359	444	376	383
Turbidez máxima	363	426	865	392	395
Desvio Padrão	16.50	40.42	186.48	11.22	10.39
CV (%)	4.90	11.26	42.00	2.98	2.71

Fonte: Própria (2019).

A Figura 16 apresenta a variação da turbidez ao longo do tratamento na lagoa anaeróbia (pontos PC 1 ao PC 7) no período de monitoramento após a instalação dos jardins.

Figura 16 – Variações da turbidez ao longo do tratamento durante o monitoramento



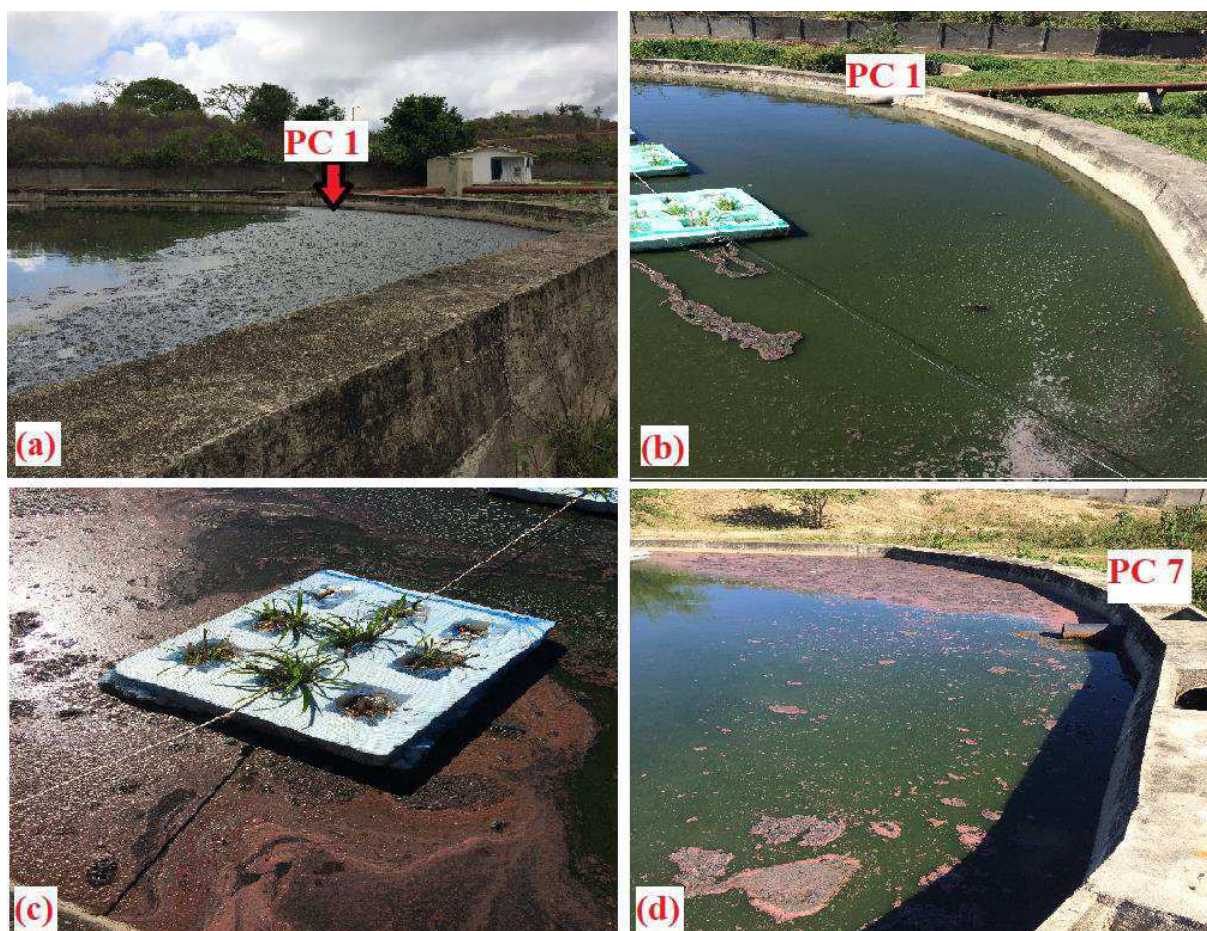
Fonte: Própria (2019).

Nota-se um aumento muito expressivo na turbidez no ponto de saída do efluente na lagoa anaeróbia (PC 7) no dia 07 de junho. Este aumento pode ser explicado pela movimentação do lodo que se acumula na superfície da lagoa devido à vazão de esgotos ser insuficiente para diluí-lo, aumentando conseqüentemente o tempo de detenção. Este problema foi observado desde o início das inspeções na ETE.

Com o início do período chuvoso, ocorreu um pequeno aumento de vazão e redução do tempo de detenção e devido à velocidade do efluente passar a ser maior, associada com a ação dos ventos, ocorreu o transporte desse lodo para o outro extremo da lagoa, próximo à saída (PC 7), porém ainda sem diluição, ficando estagnado. Este processo pode ser observado na sequência de fotos da Figura 17.

Como o tratamento realizado pelo sistema de jardins foi avaliado gradualmente, tendo o PC 1 como referência da carga de entrada e o ponto de PC 7 a carga de saída, ao ter esse acúmulo de lodo, a redução gradual feita até o PC 6 acaba sendo suprimida, impossibilitando uma avaliação real da eficiência do sistema como um todo, no período de tempo desse estudo.

Figura 17 – Movimentação do lodo acumulado no início da caracterização prévia do efluente, do dia 14 de fevereiro (a) até o início do período chuvoso durante o monitoramento, percebido na coleta do dia 7 de junho (b, c e d)

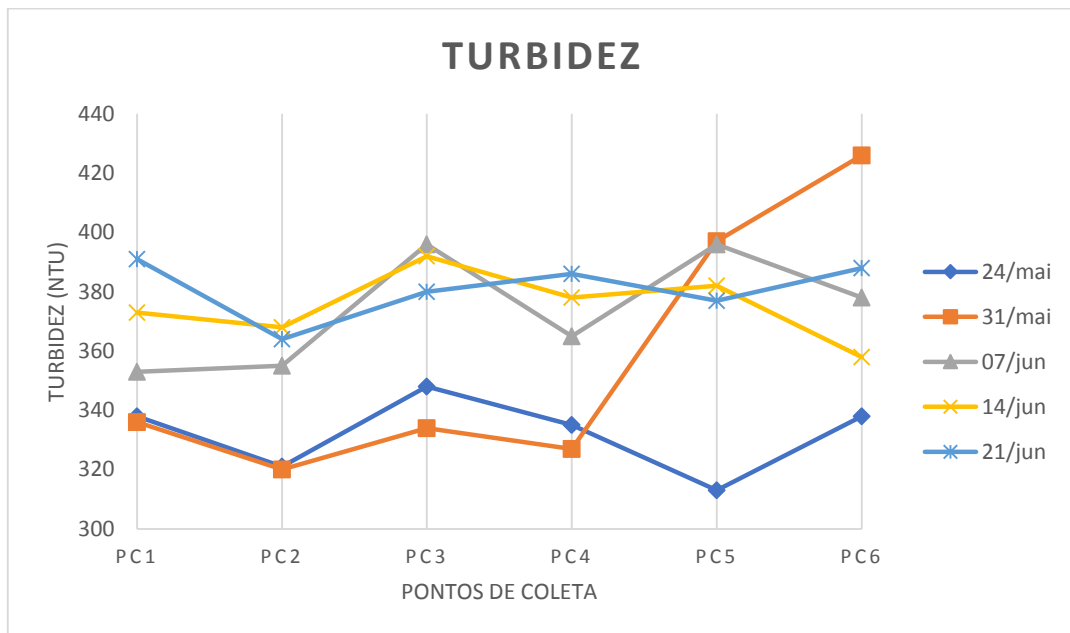


Fonte: Própria (2019).

Excluindo o PC 7 da análise devido esse problema, no gráfico da Figura 18, estão os dados de turbidez do PC 1 ao PC 6, em todos os dias de coleta. Observa-se que independente da carga de entrada, sempre há uma redução desse indicador no PC 2, ou seja, após o efluente passar pela primeira fileira de jardins composta por Papiro (*Cyperus papyrus*), fibra de bagaço de cana e isopor triturado. Evidente que há uma primeira diluição do efluente, porém os jardins agem também como uma barreira inicial e o substrato é um importante filtro e adsorvente de partículas suspensas.

Entre o PC 2 e o PC 3 ocorre novamente um aumento da turbidez, em todos os pontos, e volta a cair entre o PC 3 e PC 4, exceto no dia 21 de junho. Os jardins responsáveis por essa redução são os compostos por Planta de cestos (*Callisia fragans*) e substrato de fibra de bagaço de cana, fibra de coco e brita.

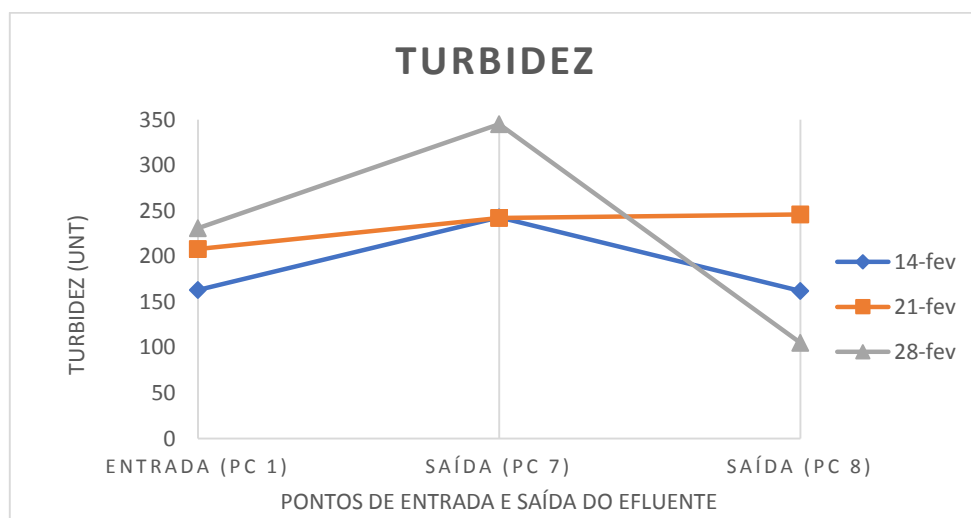
Figura 18 – Análise aprofundada da turbidez entre o PC 1 e PC 6 durante o monitoramento



Fonte: Própria (2019).

No período de caracterização prévia do efluente (Figura 19), a turbidez apresentou valores mínimos de 163 UNT no ponto de entrada (PC 1) e máximos de 345 UNT no ponto de saída da lagoa anaeróbia (PC 7), variando de 246 UNT para 105 UNT no ponto de saída da lagoa facultativa secundária (PC 8).

Figura 19 – Variações de Turbidez ao longo do tratamento antes da instalação dos jardins



Fonte: Própria (2019).

Pode-se perceber que, apesar da formação de lodo ter prejudicado a avaliação da eficiência do sistema de jardins flutuantes na lagoa de estabilização anaeróbia, os resultados

obtidos entre os pontos PC 1 e PC 6 indicaram uma tendência de estabilização dos níveis de turbidez ao longo do tratamento anaeróbio, o que não ocorria antes da instalação dos jardins.

#### 6.1.4 DBO

Durante o monitoramento do sistema de jardins flutuantes, a DBO apresentou valor mínimo de 54 mg/L na saída da lagoa anaeróbia (PC 7), valor máximo de 247 mg/L no PC 4, média de 107 mg/L e maior coeficiente de variação (49,81%) ao longo da lagoa na coleta do dia 7 de junho, valor muito mais elevado do que nas demais coletas. (Tabela 3).

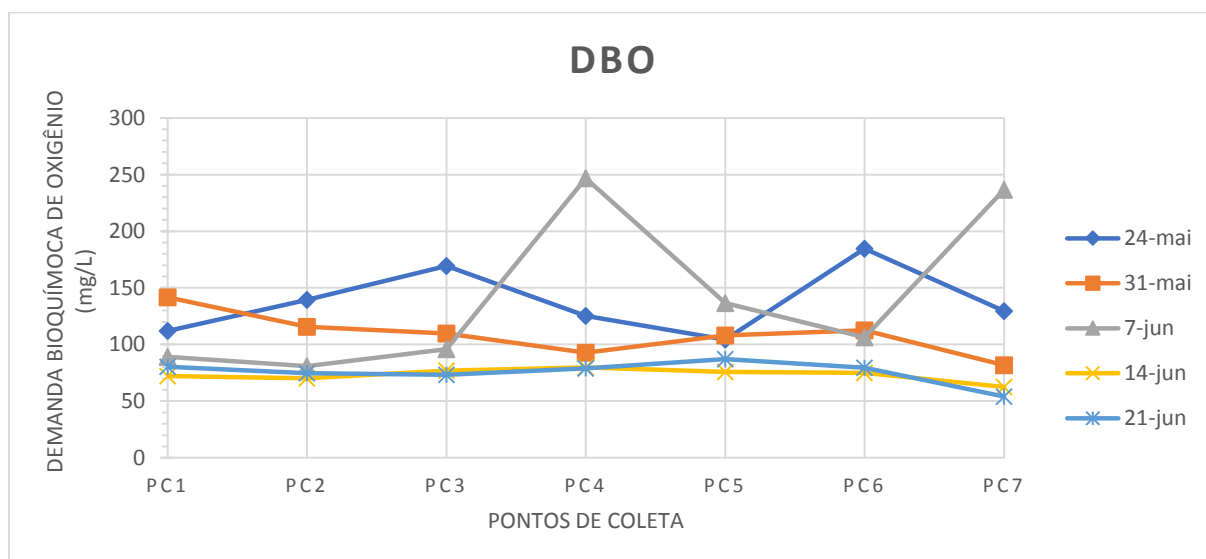
Tabela 3 – Estatística descritiva da DBO durante o monitoramento dos jardins

DBO (mg/L)	24-mai	31-mai	7-jun	14-jun	21-jun
DBO mínima	104	82	81	63	54
DBO média	138	109	142	73	75
DBO máxima	185	142	247	80	87
Desvio Padrão	29.45	18.87	70.59	5.63	10.44
CV (%)	21.37	17.33	49.81	7.69	13.86

Fonte: Própria (2019).

Para avaliar a eficiência do sistema de jardins flutuantes quanto à redução da DBO, foram comparados os dados dos pontos de entrada (PC 1) e saída (PC7) do efluente na lagoa de estabilização anaeróbia, além dos pontos de coleta intermediários (PC 2 ao PC 6), conforme ilustrado pela Figura 20.

Figura 20 – Variações temporal e espacial da DBO após a instalação dos jardins



Fonte: Própria (2019).



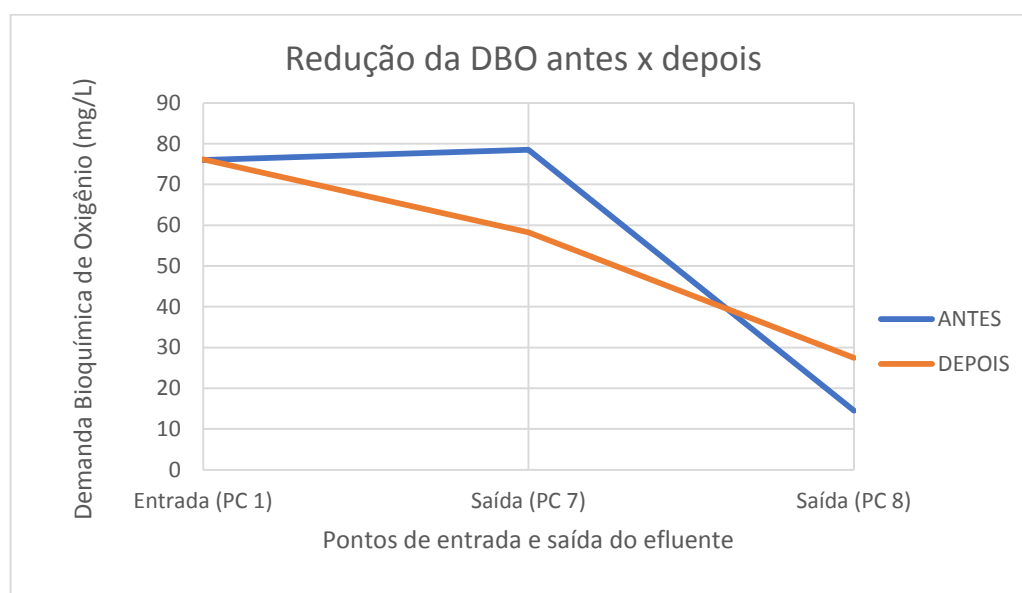
Assim como para a turbidez, observou-se uma elevação bastante significativa na DBO ao longo da lagoa de estabilização no dia 7 de junho, principalmente no PC 4 e no PC 7, decorrente da movimentação do lodo acumulado, como já mencionado anteriormente.

Apesar disso, houve uma tendência de estabilização da DBO ao longo do tratamento anaeróbio durante as todas as coletas, apresentando uma redução mais homogênea e eficiente em todos os pontos de coleta nos dois últimos dias de monitoramentos (14 e 21 de junho).

Já na caracterização prévia do efluente, anterior à implantação do sistema de jardins, a DBO apresentou valores mínimos de 59 mg/L e máximos de 98 mg/L ao longo da lagoa anaeróbia.

Para avaliar a eficiência dos jardins flutuantes na redução da DBO, comparou-se as variações médias nos pontos de entrada e saída do efluente considerando o tratamento completo (anaeróbio e secundário), antes da implantação dos jardins na lagoa anaeróbia e nas duas últimas coletas do período de monitoramento do sistema (Figura 21).

Figura 21 – Eficiência dos jardins flutuantes na redução da DBO



Fonte: Própria (2019).

Observou-se que antes dos jardins a DBO tendia aumentar ao longo da lagoa anaeróbia e só começar a reduzir durante o tratamento na lagoa facultativa secundária, enquanto que com o sistema de jardins, após estabilização da DBO nas primeiras semanas de monitoramento, ocorreu uma redução média de 23,5% já durante o tratamento anaeróbio nas duas últimas semanas monitoradas.

### 6.1.5 DQO

Durante o período de monitoramento dos jardins a DQO apresentou valores mínimos de 204 mg/L no PC 2, máximo de 716 mg/L no PC 7, média de 346 mg/L, além de um maior coeficiente de variância ao longo da lagoa na coleta do dia 7 de junho, igual a 36,91% (Tabela 4).

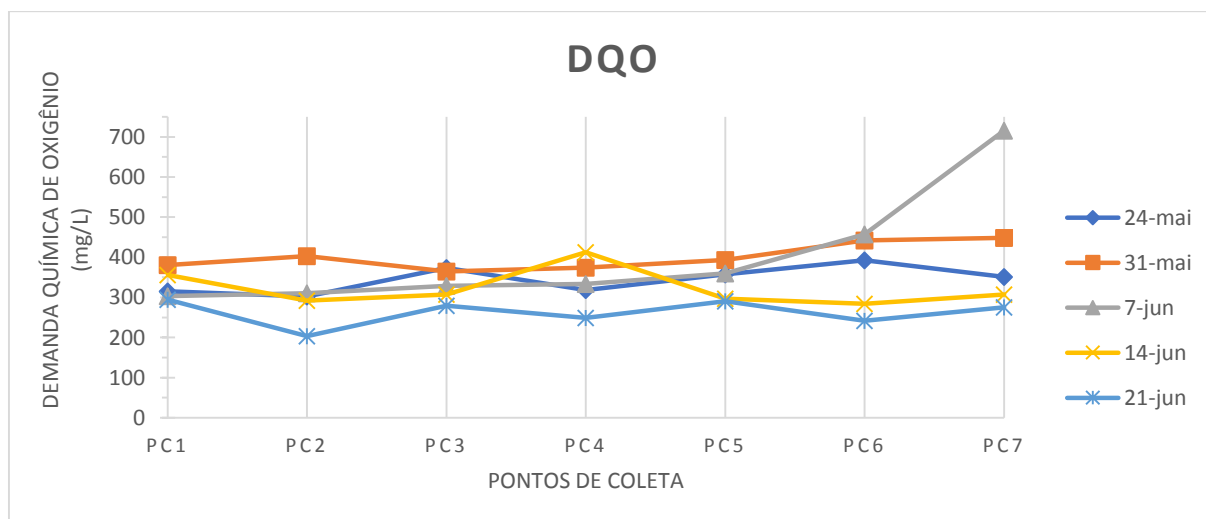
Tabela 4 – Estatística descritiva da DQO durante o monitoramento dos jardins

DQO (mg/L)	24-mai	31-mai	7-jun	14-jun	21-jun
DQO mínima	303	365	303	284	204
DQO média	344	401	401	322	262
DQO máxima	393	448	716	413	294
Desvio Padrão	33.24	32.78	148.07	46.33	32.45
CV (%)	9.65	8.18	36.91	14.38	12.39

Fonte: Própria (2019).

Semelhantemente à DBO, a eficiência do sistema de jardins flutuantes na redução de DQO também foi analisada comparando os dados dos pontos de coleta ao longo da lagoa de estabilização anaeróbia durante todo o período de monitoramento dos jardins (Figura 22).

Figura 22 – Variações temporal e espacial da DQO após a instalação dos jardins



Fonte: Própria (2019).

Assim como os demais parâmetros analisados, a DQO também apresentou seu valor máximo na coleta do dia 7 de junho no ponto PC 7, evidenciando ainda mais a influência do lodo na variação dos resultados e podendo indicar que o mesmo tenha origem industrial.

Observou-se variações consideráveis na DQO ao longo da lagoa, de modo que nas primeiras duas semanas de monitoramento (dias 24 e 31 de maio) a DQO apresentou um

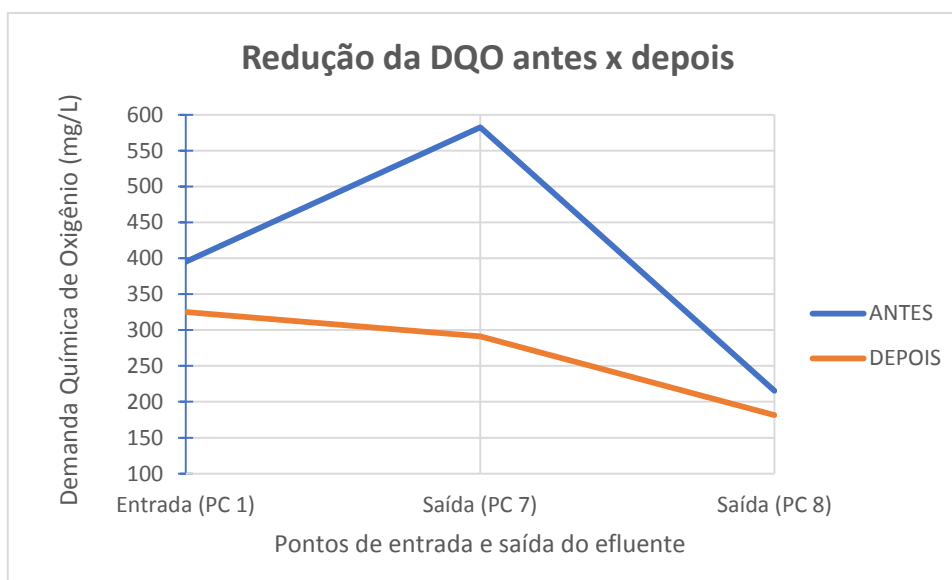


aumentou na saída do efluente em relação à entrada, porém com o decorrer do monitoramento houve uma redução da DQO nas duas últimas semanas de monitoramento (dias 14 e 21 de junho).

Durante o período de caracterização prévia do efluente, antes da instalação dos jardins, a DQO apresentou valor mínimo de 269 mg/L e máximo de 936 mg/L ao longo da lagoa anaeróbia.

Assim como na DBO, comparou-se os valores médios de entrada e saída do efluente tanto na lagoa aeróbia quanto na lagoa facultativa, antes dos jardins e nas duas últimas coletas do período monitorado, para determinar a eficiência do sistema na redução de DQO, conforme a Figura 23.

Figura 23 – Eficiência dos jardins flutuantes na redução da DQO



Fonte: Própria (2019).

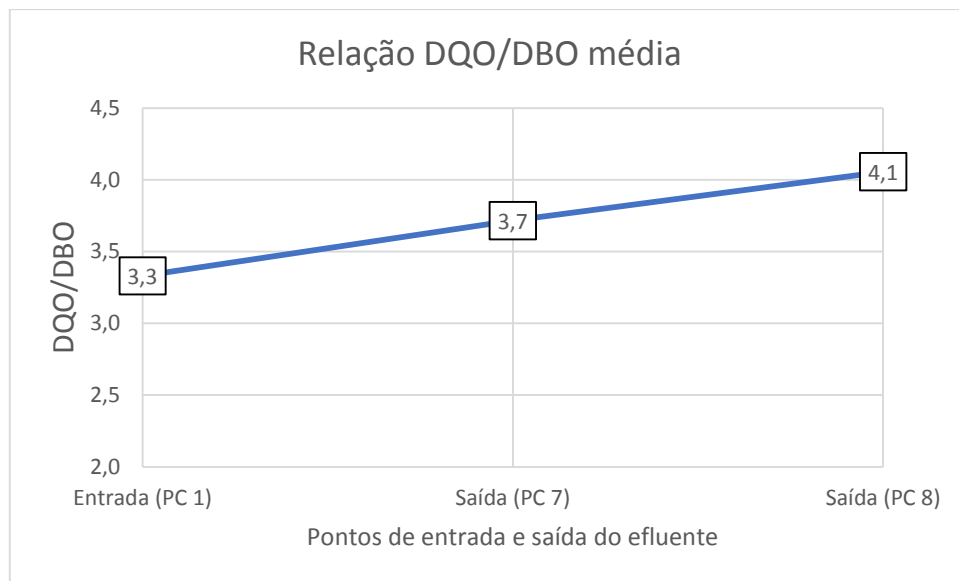
Observou-se que a DQO tendia a aumentar ao longo da lagoa anaeróbia, atingindo um aumento médio de 32,16%, passando a reduzir apenas após a continuação do tratamento na lagoa facultativa.

É evidente que o sistema de jardins flutuantes promoveu uma redução da DQO já ao longo do tratamento anaeróbio, visto que após estabilização durante as primeiras semanas de monitoramento, houve uma redução média da DQO de 10,47% na lagoa anaeróbia nas últimas duas semanas monitoradas, um resultado bastante positivo para um curto período de análise.

### 6.1.6 Relação DQO/DBO

A Figura 24 apresenta a relação DQO/DBO média para os pontos de entrada e saída do efluente nas duas lagoas da ETE durante todo o período de monitoramento do sistema de jardins flutuantes. Essa relação é importante para a caracterização do esgoto quanto sua concentração de matéria orgânica biodegradável e quimicamente degradável.

Figura 24 – Relação DQO/DBO média ao longo do tratamento durante o período de monitoramento dos jardins

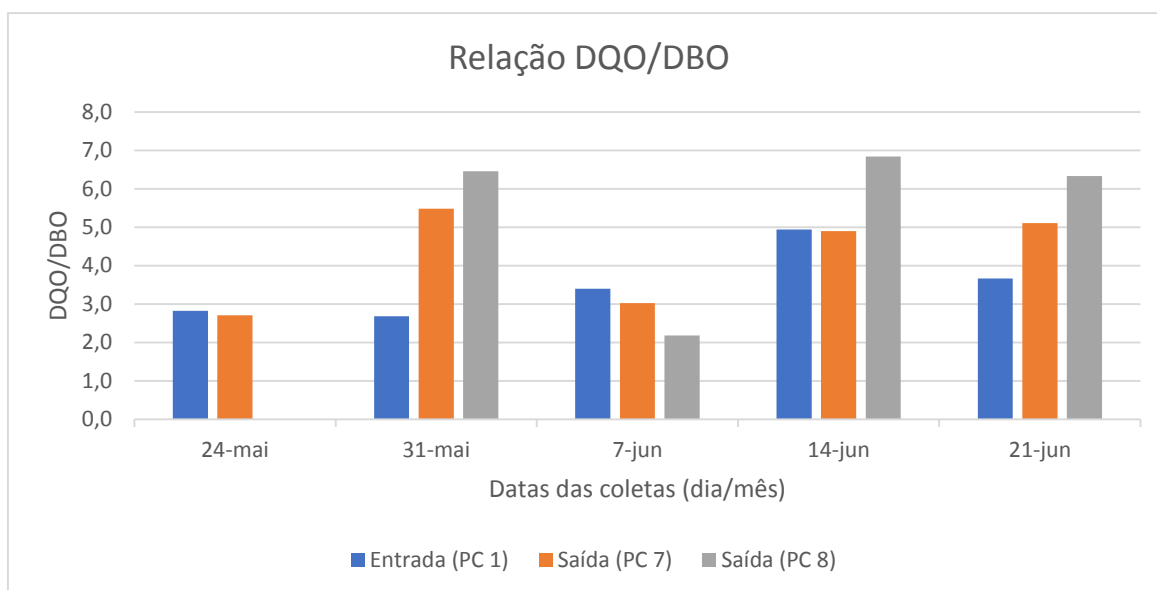


Fonte: Própria (2019).

Segundo Von Sperling (1996), para esgotos domésticos brutos, a relação DQO/DBO varia em torno de 1,7 a 2,4, porém a tendência para a relação é de aumentar durante o tratamento, pois a fração de matéria biodegradável é reduzida aos poucos, enquanto que a parte quimicamente degradável permanece praticamente inalterada.

A relação DQO/DBO apresentou resultados em sua maioria inferiores à 5,0, conforme ilustrado na Figura 25, com valores mínimos de 0,8, média de 3,2 e máximo de 6,8. Esses resultados indicam a presença de matéria não biodegradável no efluente, algo não esperado, em alta concentração, em tratamentos de esgoto doméstico, possivelmente devido à despejos industriais clandestinos.

Figura 25 – Relação DQO/DBO ao longo do tratamento durante o monitoramento dos jardins



Fonte: Própria (2019).

### 6.1.7 Clorofila-a

Durante o período de monitoramento do sistema, a concentração de Clorofila-a variou consideravelmente (Tabela 5), com concentração mínima de 482  $\mu\text{g/L}$ , média de 1033  $\mu\text{g/L}$ , máxima de 1638  $\mu\text{g/L}$  e maior coeficiente de variação na coleta do dia 7 de junho, igual a 33,64%.

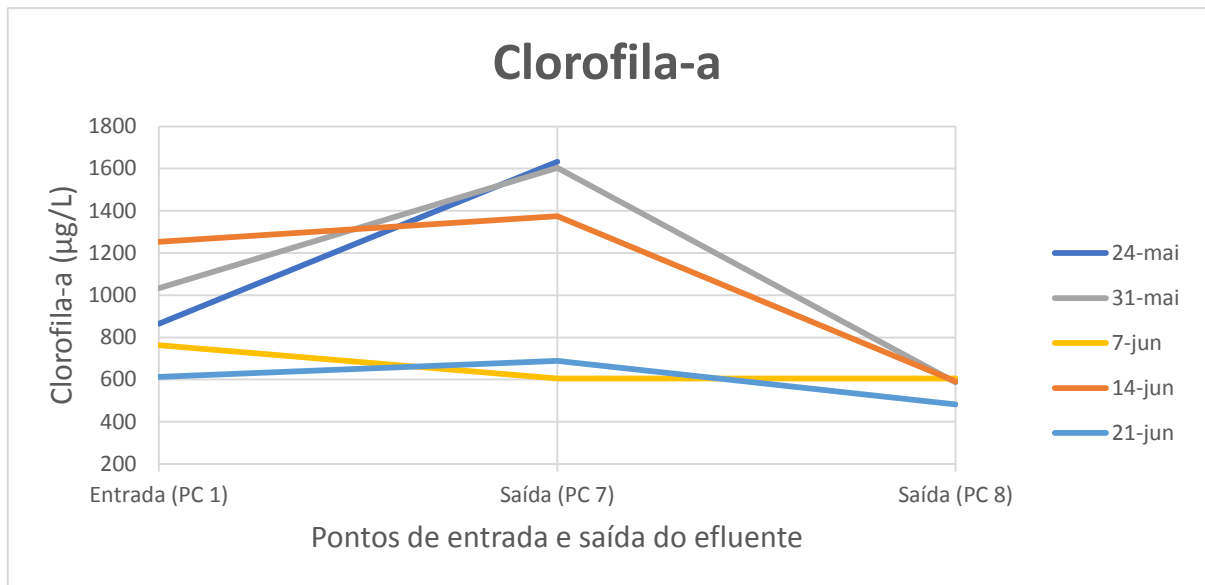
Tabela 5 – Estatística descritiva da Clorofila-a

Clorofila-a ( $\mu\text{g/L}$ )	24-mai	31-mai	7-jun	14-jun	21-jun
Clorofila-a mínima	854	865	606	987	553
Clorofila-a média	1193	1201	1188	1202	626
Clorofila-a máxima	1635	1604	1638	1374	689
Desvio Padrão	350.89	297.43	399.81	129.17	45.46
CV (%)	29.40	24.76	33.64	10.74	7.26

Fonte: Própria (2019).

A Figura 26 apresenta as variações das concentrações de Clorofila-a nos pontos de entrada e saída das duas lagoas, com o intuito de avaliar a influência do sistema de jardins flutuantes nas concentrações de Clorofila-a no tratamento anaeróbio e como esse parâmetro varia após esse tratamento.

Figura 26 – Variações das concentrações de Clorofila-a após a instalação dos jardins

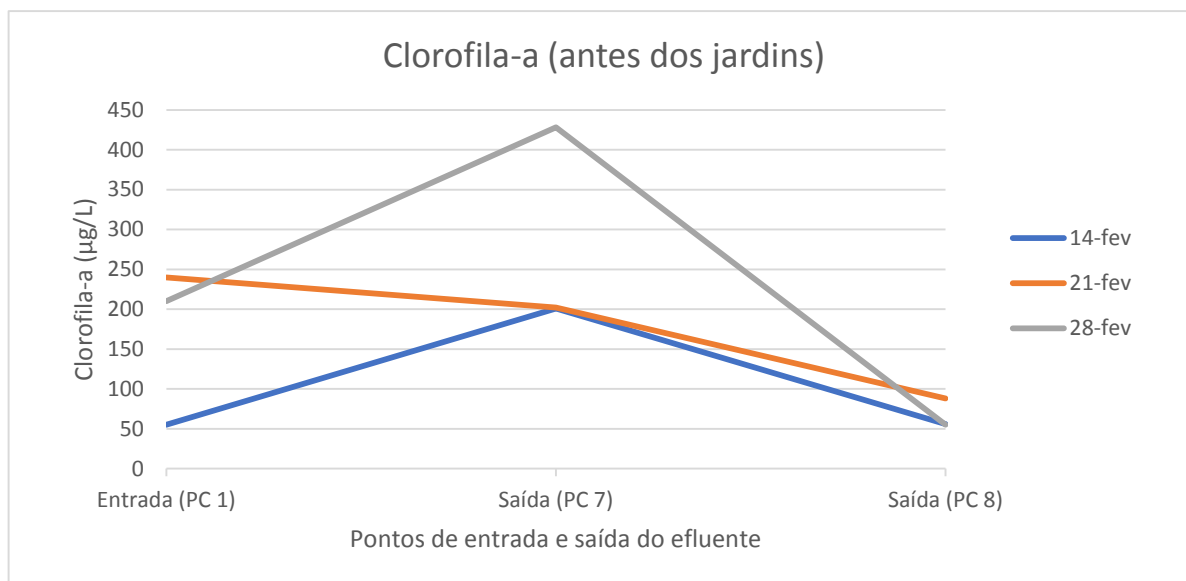


Fonte: Própria (2019).

Nota-se que a concentração de Clorofila-a praticamente dobrou na entrada (PC 1) e foi diminuindo na saída (PC 7) da lagoa anaeróbia nas duas primeiras coletas após a instalação dos jardins (dias 24 e 31 de maio). Na coleta do dia 7 de junho a concentração reduziu abruptamente na entrada (PC 1) e de maneira homogênea na saída (PC 7), voltando a aumentar em ambos os pontos na coleta seguinte (14 de junho), também homogêneamente ao longo da lagoa. Na última coleta monitorada (21 de junho), a concentração na entrada PC 1 reduziu para metade da coleta anterior e aumentou na saída (PC 7).

Já no período de caracterização do efluente, anterior à implantação do sistema de jardins flutuantes, a concentração de Clorofila-a variou entre 55 µg/L e 428 µg/L, com concentração média de 171 µg/L, valores consideravelmente menores do que os encontrados no período de monitoramento, como ilustrado na Figura 27.

Figura 27 – Variações das concentrações de Clorofila-a antes dos jardins



Fonte: Própria (2019).

A diferença entre as concentrações médias de Clorofila-a antes e depois da instalação do sistema de jardins flutuantes pode ser decorrente de alterações nas condições de uso da bacia esgotamento do bairro Glória, acarretando despejos industriais no efluente que podem ter influenciado no aumento da produtividade e da biomassa na lagoa de estabilização anaeróbia. Observou-se, porém, que com o tempo os jardins passaram a limitar a atividade primária, mas seu comportamento necessitaria ser monitorado durante um período mais longo para melhores conclusões.

## 6.2 ESTRUTURA DOS JARDINS

A utilização de isopor como estrutura suporte para os jardins flutuantes apresentou resultado satisfatório em termos de estabilidade e fluabilidade, uma vez que todos os 42 módulos de jardins montados permaneceram no nível desejado durante todo o período desse estudo. Além disso, a escolha da utilização do isopor como principal estrutura suporte para os jardins facilitou as montagens e eventuais manutenções, além de tornar o sistema bem mais leve, se comparado à outras estruturas testadas em experimentos anteriores, como PVC, bambu e paletes de madeira.

De maneira semelhante, os substratos mistos de fibra de cana de açúcar, fibra de coco, isopor triturado e brita demonstraram-se eficientes em auxiliar no desenvolvimento das plantas em hidroponia num meio bastante poluído e com baixos níveis de oxigênio, servindo de suporte para as raízes das plantas, retendo e filtrando parte da água em contato com as mesmas e funcionando também como meio de desenvolvimento de biofilme. Os substratos, em especial

a brita, também contribuíram bastante na flutuabilidade dos jardins, por ficarem na parte de baixo da estrutura, funcionando como um contrapeso.

### 6.3 ADAPTAÇÃO DAS PLANTAS

Apesar de terem sido utilizadas plantas predominantemente ornamentais, com exceção do papiro, que é uma planta aquática, a maioria das espécies testadas teve uma boa adaptação ao sistema de jardins flutuantes, considerando também o curto período de tempo observado e o nível de poluição do efluente da lagoa de estabilização.

As espécies que melhor se desenvolveram foram o Coração-roxo (Figura 28) e o Papiro (Figura 29), o que pode ser atribuído à resistência e preferência por climas mais tropicais característica de ambas as plantas, além do fato de se tratar de uma planta daninha aquática (no caso do papiro).

Figura 28 – Jardins flutuantes com Coração-roxo



Fonte: Própria (2019).

Figura 29 – Jardins flutuantes com Papiro



Fonte: Própria (2019).

As plantas Biri/Cana da Índia (Figura 30) e Planta de Cestos (Figura 31) também apresentaram boa adaptação, porém algumas mudas não se desenvolveram tão bem como outras, o que pode ser atribuído à não homogeneidade da distribuição dos substratos após sua colocação na lagoa, fazendo com que parte das mudas ficassem mais expostas e em contato direto com o efluente.

Figura 30 – jardins flutuantes com Biri/Cana da Índia



Fonte: Própria (2019).



Figura 31 – Jardins flutuantes com Planta de Cestos



Fonte: Própria (2019).

Em contrapartida, a espécie Taioba foi a planta que apresentou maior dificuldade em se adaptar ao sistema de crescimento hidropônico, de modo que a maior parte das suas mudas não apresentou desenvolvimento significativo ou não sobreviveu após algumas semanas (Figura 32). Isso pode ter ocorrido devido à deficiência de oxigênio disponível no efluente da lagoa, e por não ser uma planta tão resistente quanto as demais, a Taioba não conseguiu se adaptar.

Figura 32 - Jardins flutuantes com Taioba



Fonte: Própria (2019).



## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sistema de jardins flutuantes montado na Estação de Tratamento de Esgoto de Campina Grande – PB apresentou estrutura estável, com boa flutuabilidade e resistência às intempéries, sendo o isopor uma ótima estrutura de suporte para as plantas e o substrato misto de fibra de bagaço de cana, isopor triturado e brita demonstrou-se eficiente no auxílio do desenvolvimento das plantas. A montagem dos jardins foi de fácil execução, apresentando dificuldades apenas para o corte do isopor.

A maior parte das espécies de plantas conseguiram se adaptar ao sistema, mesmo se tratando de plantas ornamentais, com exceção do Papiro, que é uma planta aquática.

As plantas que melhor se adaptaram e apresentaram maior crescimento foram o Coração-roxo e o Papiro.

As plantas Biri/Cana da Índia e Planta de Cestos também conseguiram se desenvolver, embora algumas mudas tenham crescido mais do que outras, provavelmente devido à redistribuição do substrato nos jardins após serem colocados na lagoa.

A Taioba foi a única espécie que não conseguiu se desenvolver no sistema, havendo a necessidade de substituí-la.

O pH apresentou menores oscilações ao longo do tratamento na lagoa anaeróbia após a instalação do sistema de jardins flutuantes, mesmo apresentando comportamento semelhante nos dois períodos observados.

A turbidez passou a estabilizar ao longo do tratamento anaeróbio, o que não ocorria antes da instalação do sistema de jardins flutuantes.

A DBO foi estabilizando durante as semanas iniciais após a instalação dos jardins e em seguida reduziu em média 23,5% ao longo do tratamento anaeróbio nas duas últimas semanas monitoradas, enquanto que antes dos jardins o parâmetro tendia sempre a aumentar ao longo da lagoa de estabilização anaeróbia.

A DQO apresentou comportamento semelhante à DBO, estabilizando durante as primeiras semanas após a instalação dos jardins e chegando a reduzir em média 10,47% ao longo do tratamento anaeróbio, um resultado bastante positivo, tendo em vista que antes dos jardins a DQO também tendia a aumentar ao longo da lagoa anaeróbia, atingindo um aumento médio anteriormente de 32,16%.

A Clorofila-a apresentou um aumento nas concentrações após a instalação dos jardins, que pode ser decorrente de alterações nas condições de uso da bacia de esgotamento, trazendo despejos industriais para o efluente. Observou-se que com o tempo os jardins passaram a limitar a atividade primária ao longo da lagoa, mas é necessário um monitoramento mais longo para melhores conclusões sobre o comportamento desse parâmetro.

### 7.1 RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS

Aconselha-se uma análise continuada dos parâmetros avaliados em períodos mais longos e de preferência mais quentes, bem como avaliar a influência de parâmetros como oxigênio dissolvido, fósforo e nitrogênio no crescimento das plantas.

É desejável também que sejam montados novos jardins para aumentar sua área de ocupação superficial e obter uma maior eficiência na redução dos parâmetros, além de utilizar espécies de plantas resistentes, com características similares às que melhor se adaptaram ao sistema.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229 - Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**, 1993.

APHA - *American Public Health Association*. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Springfield: Byrd Prepress, 2012.

ASH, Ralph; TRUONG, Paul. **The Use of Vertiver Grass Wetlands for Sewerage Treatment in Australia**. Disponível em <<http://web.deu.edu.tr/atiksu/ana58/new80.pdf>>. Acesso em 20 de maio de 2019.

AYAZ, S. Ç.; SAYGIN, O. **Hydroponic tertiary treatment**. *Water Research*, volume 30, n. 5, maio de 1996, p. 1295 – 1298. Disponível em <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135495002847>>. Acesso em 10 de maio de 2019.

BARACUHY, VERENA S. et al. **Eficiência na remoção de coliformes em águas cinza através da fitorremediação**. *Revista Verde (Pombal - PB)*, v. 10, n. 1, p. 57-61, jan-mar, 2015. Disponível em <<https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/3330>>. Acesso em 11 de dezembro de 2018.

CARVALHO, A.R.de; OLIVEIRA, M.V.C.de. **Princípios Básicos do Saneamento do Meio**. 10 ed. São Paulo: Editora Senac, 2010.

COIMBRA, Thais Viviane; SANTOS, Pâmella Duarte dos. **Sistema de Esgoto Doméstico. Educação e Ciência para a Cidadania Global**. *Revista Univap on-line*, v.22, n.40, 2016. Disponível em <<https://revista.univap.br/index.php/revistaunivap/article/view/1225>>. Acesso em 5 de dezembro de 2018.

COSTA, Cinthia Cabral da; GUILHOTO, Joaquim José Martins. **Rural sanitation in Brazil: impact analysis of the septic tank digester**. *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro, v. 19, n. spe, p. 51-60, 2014. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522014000500051&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522014000500051&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em 9 de dezembro 2018.

FERREIRA, J.A.M. **Tratamento de Efluentes**. VIII Encontro Nacional sobre Métodos dos Laboratórios da Embrapa, Jaguariúna-SP, 2003. Disponível em

<<http://www.cnpsa.embrapa.br/met/images/arquivos/08MET/Palestras/tratamentoeffluentes.pdf>>. Acesso em 21 de outubro de 2018.

FROTA, T. B. **Wetlands: aplicação como tratamento complementar para efluente de estações de tratamento de esgotos condominiais**. Monografia (Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

GALISA, D. **Utilização de jardins flutuantes no tratamento de águas superficiais urbanas**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

Google Earth. **Estação de tratamento de esgoto do bairro Glória**. 2018. Disponível em: <<https://www.google.com.br/maps/place/7%C2%B013'06.7%22S+35%C2%B050'59.5%22W/@-7.218516,-35.8520537,17z/data=!3m1!4b1!4m6!3m5!1s0x0:0x0!7e2!8m2!3d-7.2185159!4d-35.8498649>>. Acesso em 1 de abril de 2019.

GOULART, M.; CALLISTO, M. **Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental**. 2003. Revista da FAPAM, ano 2, n° 1.

HEADLEY, T.R.; TANNER, C.C. *Floating Treatment Wetlands: An Innovative Option for Stormwater Quality Applications*. 11th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Novembro de 2008, Indore, India. Disponível em: <<http://www.floatingislandinternational.com/wp-content/uploads/2018/07/8.pdf>>. Acesso em maio de 2019.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa nacional de saneamento básico, 2008**. Disponível em <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/campina-grande/pesquisa/30/30051?tipo=ranking>>. Acesso em 18 de dezembro de 2018.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Projeção da população do Brasil e das Unidades da Federação, 2018**. Disponível em <<https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>>. Acesso em 18 de dezembro de 2018.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Perfil dos municípios brasileiros (munic), 2017**. Disponível em <<https://g1.globo.com/pb/paraiba/noticia/2018/09/19/pb-tem-3o-menor-percentual-do-pais-em-cidades-com-plano-de-saneamento-basico.ghtml>>. Acesso em 18 de dezembro de 2018.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 5a Edição, Rio de Janeiro, 2009.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

**Lei N° 11.445**, de 5 de janeiro de 2007. Disponível em <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm)>. Acesso em 25 de setembro de 2018.

LEONEL, L. F.; MARTELLI, L. F. A.; SILVA, W. T. L. **Avaliação do Efluente de Fossa Séptica Biodigestora e Jardim Filtrante**. III SIGER, São Pedro-SP, 2013. Disponível em <[http://www.sbera.org.br/3sigera/obras/ag\\_tec\\_01\\_LeticiaLeonel.PDF](http://www.sbera.org.br/3sigera/obras/ag_tec_01_LeticiaLeonel.PDF)>. Acesso em 9 de dezembro de 2018.

LEONETI, A.B.; PRADO, E.L.; OLIVEIRA, S.V.W.B. **Saneamento Básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século xxi**. Rev. Adm. Pública, Rio de Janeiro, v. 45, n. 2, p. 331-348, abril 2011.

LIANG, Y. et al. (2016). **Constructed wetlands for saline wastewater treatment: A review**. Ecological Engineering. 98. 10.1016/j.ecoleng.2016.11.005.

LIMA, M. N. F. et al. **Estudo das características das águas residuárias urbanas na cidade de Campina Grande, Paraíba, dentro do contexto atual**. VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, Campina Grande-PB, 2016. Disponível em <<https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2016/VII-043.pdf>>. Acesso em 16 de dezembro de 2018.

LIMA, S.R.A.A. **Avaliação da eficiência do sistema de jardins flutuantes no açude da universidade federal de campina grande**. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

LOPES et al. **Determinação de um índice de desempenho do serviço de esgotamento sanitário. Estudo de caso: cidade de Campina Grande, Paraíba**. RBRH, vol. 21, n. 1, 2016. Disponível em <<https://www.abrh.org.br/SGCv3/index.php?PUB=1&ID=188&SUMARIO=5142>>. Acesso em 16 de dezembro de 2018.

LUQMAN, M. et al. **Phytoremediation of polluted water by trees: A review**. AJAR. V.8 (17). P. 1591 - 1595. 2013. Disponível em <<https://academicjournals.org/journal/AJAR/article-abstract/6E05E4835444>>. Acesso em 6 de dezembro de 2018.

MENDONÇA, Sérgio Rolim. **Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos**. João Pessoa, UFPB, 1990. 388p.

Metcalf & Eddy (2016). **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. McGraw-Hill.-5ª edição, revisada por George Tchobanaglou, Franklin Burton, H. David Stensel, Ryujiro Tsuchihashi Mohammad Abu-Orf Gregory Bowden William Pfrang. Porto Alegre, AMGH

POMPÊO, M.L.M. **Culturas hidropônicas, uma alternativa não uma solução**. Anais Sem. Reg. Ecol., São Carlos, SP, 8:73-80, 1996.

PROSAB (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico). **Reúso das águas de esgoto sanitário, inclusive em desenvolvimento de tecnologia de tratamento para esse fim**. Rio de Janeiro: Abes, 2006.

**Resolução CONAMA nº357**, de 17 de março de 2005. Disponível em <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em 25 de setembro de 2018.

**Resolução CONAMA nº430**, de 13 de maio de 2011. Disponível em <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em 25 de setembro de 2018.

ROCHA, E. G. **Uso de jardins flutuantes na remediação de águas superficiais poluídas**. Dissertação (Mestrado Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande-PB, 2018.

Rock\*, S. B. Pivetz, K. Madalinski\*, N Adams\*, and T. Wilson\*. **Introduction to Phytoremediation**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA/600/R-99/107 (NTIS PB2000-106690), 2000. Disponível em <[https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=63433](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=63433)>. Acesso em 10 de maio de 2019.

SILVEIRA, C.; ET AL. **Determinação do índice de estado trófico de um manancial receptor de efluente de estação de tratamento de esgoto**. II Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Londrina, 2011.

SILVEIRA, Rogério Braga; HELLER, Léo; REZENDE, Sonaly. **Identificando correntes teóricas de planejamento: uma avaliação do Plano Nacional de Saneamento Básico (Plansab)**. Rev. Adm. Pública, Rio de Janeiro, v. 47, n. 3, p. 601-622, June 2013. Disponível

em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-76122013000300004&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-76122013000300004&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em 18 de setembro de 2018.

SNIS (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento). **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2016**. Disponível em <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2016>>. Acesso em 25 de setembro de 2018.

STREIT, N.M.; ET AL. **As clorofilas – Revisão bibliográfica**. Ciência Rural, Santa Maria, v.35, n.3, p.748-755, mai-jun, 2005.

SUSARLA, Sridhar; MEDINA, Victor F.; MCCUTCHEON, Steven C. **Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination**. *Ecological Engineering*, V. 18, n.5, P. 647-658, 2002. Disponível em <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857402000265>>. Acesso em 10 de dezembro de 2018.

VAN DE MOORTEL, A. **Use of floating macrophyte mats for treatment of CSOs**. 11<sup>th</sup> International Conference on Urban Drainage. Edingburgo, Escócia, 2008.

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos – Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande, 1994.

VIANA, Sabrina Mieko. **Riqueza e distribuição de macrófitas aquáticas no rio Monjolinho e tributários (São Carlos, SP) e análise de sua relação com variáveis físicas e químicas**. 2005. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005. doi:10.11606/D.18.2005.tde-16112005-105845. Acesso em: 15 de maio de 2019.

VIEIRA, G. E. G. et al. **Avaliação dos principais aspectos da fitorremediação aplicados na redução da poluição no solo e água**. Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 2, p. 182-192, abr./jun. 2011. Disponível em <<http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/include/getdoc.php?id=1610&artid=546&mode=pdf>>. Acesso em 7 de dezembro de 2018.

VIEIRA, L.M.M.; KOVALICZN, R.A. **Tratamento de efluentes domésticos com plantas macrófitas**, 2009. Disponível em <<http://www.diaadiaeducacao.pr.gov.br/portals/pde/arquivos/1569-8>>. Acesso em 12 de dezembro de 2018.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. V.1, 2 ed., Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996.

WANG, G. X.; ZHANG, L. M.; CHUA, H.; LI, X. D.; XIA, M. F.; PU, P. M. *A mosaic community of macrophytes for the ecological remediation of eutrophic shallow lakes*. *Ecological Engineering*, v. 35, 2009, p. 582 – 590.

ZHAO, F.; XI, S.; YANG, X.; YANG, W.; LI, J.; GU, B.; HE, Z. *Purifying eutrophic river waters with integrated floating islands systems*. *Ecological Engineering*, v. 40, jan. 2012, p. 53-60.