



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL
CAMPUS CAMPINA GRANDE - PB

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE JARDINS
FLUTUANTES NA QUALIDADE DA ÁGUA NO AÇUDE DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE - UFCG**

Raiza Matias Pereira do Nascimento

Orientadora: Dra. Patrícia Hermínio Cunha Feitosa

Coorientadora: Ma Elis Gean Rocha

CAMPINA GRANDE - PB

2018

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

RAIZA MATIAS PEREIRA DO NASCIMENTO

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE JARDINS
FLUTUANTES NA QUALIDADE DA ÁGUA NO AÇUDE DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE - UFCG**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado
ao Curso de Engenharia Civil da Universidade
Federal de Campina Grande para a obtenção do
grau de Bacharel em Engenharia Civil.

Orientadora: Dra. Patrícia Hermínio Cunha
Feitosa

Coorientadora: Ma. Elis Gean Rocha

Campina Grande – PB

2018

TERMO DE APROVAÇÃO

RAIZA MATIAS PEREIRA DO NASCIMENTO

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE JARDINS FLUTUANTES NA QUALIDADE DA ÁGUA NO AÇUDE DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE - UFCG

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande como requisito à obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Civil, pela seguinte banca examinadora:

Dr^a. Patrícia Hermínio Cunha Feitosa
Orientadora

Ma. Elis Gean Rocha
Coorientadora

Dr^a. Andréa Carla Lima Rodrigues
Examinadora Interna

Ma. Rayssa de Lourdes Carvalho Marinho do Rêgo
Examinadora Externa

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus queridos pais, Maurizia e Antônio, que compartilham do mesmo sonho e fizeram tudo para que ele se tornasse realidade.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, que nessa incansável luta não me deixaram desencorajar, sempre me apoiando de todas as formas e acreditaram no meu potencial. Muito obrigada pelo afeto, conselhos e incentivo

A minha família, por entender as minhas dificuldades e ausência. Obrigada por todo apoio.

À minha orientadora, professora Patrícia, por todo o tempo despendido, atenção, cuidado, comprometimento e grande paciência durante este trabalho. Um exemplo de mulher e profissional, que faz tudo com amor e a maior perfeição possível. Obrigada por tornar minha caminhada acadêmica mais leve e enriquecedora, levarei todos os ensinamentos e lições por onde eu for.

À minha Coorientadora, Elis Gean Rocha, pela constante orientação, paciência. Pelos ensinamentos, por ter se arriscado tantas vezes durante as coletas. Foram incontáveis as contribuições. Em resumo, você teve um papel fundamental nesse trabalho. O meu mais profundo OBRIGADA.

À toda equipe do laboratório de saneamento, Tiquinho, Val e em especial Igor, por sua grande ajuda nas coletas e experimentos.

À todos que voluntariamente me ajudaram nessa pesquisa.

À André, pela paciência, carinho, incentivo e compreensão por toda essa difícil jornada acadêmica.

À professora Andrea, que além aceitar gentilmente participar da banca examinadora, foi um exemplo como profissional. Muito obrigada pelos seus ensinamentos, pela sua humanidade e gentileza.

Agradeço as minhas grandes amigas do curso de Engenharia, Yana, Patricia, Nellhytha, Rebecca e a todos que fizeram a conclusão desse sonho torna-se realidade.

RESUMO

A deficiência dos serviços básicos de saneamento e as atividades antrópicas, contribuem consideravelmente para a degradação do meio ambiente. Tendo em vista a necessidade de melhoria dos ambientes aquáticos, continuamente procura-se por alternativas para o tratamento de águas poluídas que possam atuar de forma harmônica com a paisagem urbana. O objetivo deste trabalho foi analisar a influência dos jardins flutuantes na revitalização das águas poluídas do açude, localizado no campus sede da Universidade Federal de Campina Grande – PB. Foram escolhidas três estruturas modulares, que já estavam presentes no ambiente de estudo, construídas com paletes e substrato de fibra de coco e utilizadas plantas ornamentais. O monitoramento foi feito por coletas semanais, em 05 pontos distribuídos continuamente ao fluxo de água, com espaçamento de 2 m entre eles. Os parâmetros analisados foram: turbidez, DBO, DQO, ortofosfato solúvel e nitrogênio amoniacal. O sistema se mostrou eficiente na remoção de matéria orgânica e nutrientes, para todos os parâmetros analisados. Fatores ambientais externos com chuva e despejo de efluentes podem influenciar nos resultados encontrados, dificultando sua interpretação.

Palavras-chave: Fitorremediação, ilhas artificiais flutuantes, qualidade da água.

ABSTRACT

The deficiency of basic sanitation services and human activities contributes considerably to the degradation of the environment. In view of the need to improve aquatic environments, we continually seek alternatives for the treatment of polluted waters that can act in a harmonious way with the urban landscape. The objective of this work was to analyze the influence of the floating gardens on the revitalization of the polluted waters of the açude, located in the campus of the Federal University of Campina Grande - PB. Three modular structures were chosen, which were already present in the study environment, built with pallets and coconut fiber substrate and used ornamental plants. The monitoring was done by weekly collections, in 5 points continuously distributed to the water flow, with spacing of 2m between them. The analyzed parameters were: turbidity, DBO5, DQO, soluble orthophosphate and ammoniacal nitrogen. The system was efficient in the removal of organic matter and nutrients for all analyzed parameters,. External environmental factors with rainfall, effluent discharge may influence the results found, hindering its interpretation.

Key words: Phytoremediation, floating artificial islands, water quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Composição dos Esgotos Domésticos	17
Figura 2: Esquema de um sistema de wetland	26
Figura 3: sistema de drenagem de Campina Grande	32
Figura 4: Açudes que compõe a área do campus da UFCG	31
Figura 5: Localização do Laguinho Dentro do Campus	31
Figura 6: Localização das principais fossas septicas da UFCG	32
Figura 7: Fontes de contribuição de matéria orgânica do "laguinho"	33
Figura 8: Protótipo dos jardins flutuantes feitos com bambu	33
Figura 9: Limpeza e impermeabilização dos paletes; b) Preenchimento da estrutura com a casca do coco e fixação da rede; c) Amarração da rede; d) Jardim pronto e) Jardins prontos com diferentes espécies de plantas	36
Figura 10: Disposição dos jardins no início das coletas	35
Figura 11: Área experimental com a disposição dos pontos	35
Figura 12: Média da variação de DBO5 dos pontos em uma mesma data de coleta	36
Figura 13: Médias das variações de DBO5 dos pontos em uma mesma data de coleta	39
Figura 14: variação temporal das médias de DQO	41
Figura 15: Média da variação de DQO dos pontos em uma mesma data	42
Figura 16: Variação temporal da turbidez nos pontos de coleta	43
Figura 17: Média da variação de turbidez dos pontos em uma mesma data.	44
Figura 18: Variação temporal de ortofosfato	45
Figura 19: variação pontual de ortofosfato para uma mesma data	46
Figura 20: Variação temporal do nitrogênio amoniacal	47
Figura 22: variação pontual do nitrogênio Amônial	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características das fontes de poluição 16

Tabela 2: Parâmetros descritivos dos indicadores analisados nos três pontos do açude

41

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Tipo de fontes de poluição.....	15
Quadro 2: Efeitos da eutrofização	17
Quadro 3: Características e classe do estado trófico.....	19
Quadro 4: Medidas corretivas.....	20
Quadro 5: Vantagens e Desvantagens dos sistemas de jardins flutuantes.....	25
Quadro 6: Características climáticas durante as coletas.....	36

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

DQO - Demanda Química de Oxigênio
UFMG – Universidade Federal de Campina Grande
IET-Índice do Estado Trófico
IVA-Índice de Proteção da Vida Aquática
IET (P) - Índice do Estado Trófico correspondentes ao fósforo, IET (P)
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
CV – Coeficiente de Variação
DBO5 – Demanda Bioquímica de Oxigênio
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
N – Nitrogênio
OD – Oxigênio Dissolvido
P – Fósforo
PMSB – Plano Municipal de Saneamento Básico
OMS-Segundo a Organização Mundial de Saúde
SNIS- Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
IQA -Índice de Qualidade das Águas
NH₄⁺-Íon amônio
NH₃- Amônia
NNH₄⁺ - Nitrogênio amoniacal total

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	13
1.1	OBJETIVOS.....	14
1.1.1	Objetivo geral.....	14
2.	REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1	Saneamento básico e poluição dos corpos hídricos	14
2.2	Fontes de poluição	15
2.2.1	Caracterização das fontes de poluição.....	16
2.2.2	Principais problemas.....	17
2.3	Eutrofização	17
2.3.1	Consequências da eutrofização	18
2.3.2	Soluções e tratamentos para corpos eutrofizados.....	19
2.4	Fitorremediação	20
2.5	Jardins flutuantes	22
2.6	Parâmetros usados para avaliação.....	26
2.6.1	Parâmetros físicos da água	27
2.6.2	Parâmetros químicos da água.....	27
3	METODOLOGIA	29
3.1	Caracterização da área de estudo	29
3.1.1	Fontes de Contribuição de efluentes	32
3.3	Montagem do sistema de jardins flutuantes.....	33
3.3.1	Escolha dos pontos de coleta.....	34
3.3.2	Coleta.....	36
3.3.3	Análise dos parâmetros de qualidade da água.....	37
4	ANÁLISE DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	38
4.1	Análises Físico-químicas	38
4.1.1	DBO ₅	38
4.1.2	Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	40
4.1.4	Ortofosfato.....	44
4.1.5	Nitrogênio amoniacal	46
5	Conclusões e recomendações	48
6	Referência bibliográfica.....	50

1. INTRODUÇÃO

Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS), saneamento é o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeitos nocivos sobre o bem-estar físico, mental e social. De outra forma, pode-se dizer que saneamento caracteriza o conjunto de ações socioeconômicas que tem por objetivo alcançar salubridade ambiental.

O crescimento dos centros urbanos nas últimas décadas tem sido responsável pelo aumento da pressão das atividades antrópicas sobre os recursos naturais. Em todo o planeta, praticamente não existe um ecossistema que não tenha sofrido influência direta e/ou indireta do homem. As consequências dessas interferências são inúmeras, entre elas está a diminuição da qualidade da água nos corpos hídricos por despejos irregulares de esgoto.

A ineficiência do processo de gerenciamento do crescimento urbano, juntamente com a deficiência dos serviços básicos de saneamento, contribuem consideravelmente para a degradação do meio ambiente, especialmente dos corpos hídricos urbanos. Uma solução para a preservação dessas águas é o investimento em saneamento, principalmente quanto ao tratamento do esgoto sanitário.

Outrora os investimentos em saneamento básico no Brasil ocorreram pontualmente. Visão esta, um pouco modificada a partir da década de 1980, quando foi atribuído que avanços nas áreas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário resultariam no aumento da qualidade de vida e na diminuição das taxas de mortalidade (SOARES, et al., 2002).

Apesar das melhorias, o país manteve baixos índices de atendimento de coleta de tratamento de esgoto. Situação essa agravada pelo intenso crescimento populacional nos centros urbanos e contribuindo para que a qualidade dos corpos hídricos fosse imensuravelmente afetada, inclusive extrapolando os territórios urbanos (Lima, 2016)

Como as atividades antrópicas têm acarretado a degradação dos corpos hídricos. No intuito de remediar os efeitos do lançamento de esgotos nas correntes de água, muitas tecnologias têm sido criadas, aliadas ao uso racional dos recursos hídricos.

Visando contribuir para a melhoria das condições sanitárias no Brasil, procurou-se aprimorar os conhecimentos sobre um dos tipos de sistemas naturais, os wetlands construídos. Estes são sistemas que podem melhorar a qualidade dos corpos hídricos (Bird, 2004)

Para remediar a contaminação das águas resíduárias, “wetlands” construídos são considerados hoje como um método de tratamento que utiliza tecnologia simples, de fácil

operação e custo baixo. Neles, ocorre principalmente, boa ciclagem de nutrientes, a remoção da matéria orgânica e melhora visual do ambiente.

O comportamento da qualidade da água reflete as condições ambientais do corpo hídrico. Sendo assim, conhecer as características da água amplia o conhecimento ecológico do ecossistema e possibilita detectar alterações provenientes da atividade humana. Contemplando a qualidade e a eficiência da técnica de *wetlands* construídos, esta pesquisa visa avaliar a eficiência de jardins flutuantes na revitalização de águas poluídas, usando como área de estudo as águas do Açude da UFCG.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar a influência de jardins flutuantes no tratamento de águas poluídas do açude localizado na Universidade Federal de Campina Grande, campus de Campina Grande – PB.

1.1.2 Objetivos específico

- Avaliar as variações de parâmetros físico-químicos na água ao longo da distância entre três jardins instalado no “Laguinho da UFCG”.
- Determinar o potencial de remoção de matéria orgânica e nutrientes pelos jardins flutuantes e seu impacto na qualidade da água do reservatório;
- Análise dos parâmetros, DBO₅, DQO, ortofosfato, nitrogênio amoniacal e turbidez.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Saneamento básico e poluição dos corpos hídricos

Segundo Luqman (2013) com a urbanização crescente atrelada a falta de saneamento básico, muitas atividades foram intensificadas, gerando um maior volume de resíduos, tornando-se grandes fontes de poluição aquática. Sendo assim, população crescente, a urbanização, e regulação das águas residuais afetam diretamente a quantidade e a qualidade da água.

Analisando o serviço de coleta de esgoto, segundo o Trata Brasil (2015), no censo IBGE de 2014 mais de 100 milhões de brasileiros não tinham acesso a este serviço e 3,5 milhões de

peças, nas 100 maiores cidades do país, despejavam esgoto irregularmente nos corpos hídricos, mesmo tendo redes coletoras disponíveis.

De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento SNIS (2013), a população brasileira produz em média 9,3 bilhões de litros de esgoto por dia. Desse total, 63% não recebem nenhum tratamento, causando problemas sanitários e expondo a população a riscos epidemiológicos.

2.2 Fontes de poluição

De forma genérica, a poluição das águas decorre da adição de substâncias ou de formas de energia que, diretamente ou indiretamente, alteram as características físicas e químicas do corpo d'água (Pereira, 2004).

O conceito e tipos de poluição da água tem se tornado cada dia mais abrangente, como mostra o Quadro 1, devido a maior exigência com relação à conservação e ao uso racional desse recurso. (Braga et.al, 2005). Torna-se importante ressaltar a existência de vários tipos de fontes de poluição.

Quadro 1: Tipo de fontes de poluição

Tipo de fontes de poluição	Características
Atmosféricas	A poluição atmosférica é a que possui efeitos mais globais, devido a maior facilidade de dispersão dos poluentes envolvidos neste tipo de poluição.
Pontuais	Refere-se àquelas onde os poluentes são lançados em pontos específicos dos corpos d'água e de forma individualizada, as emissões ocorrem de forma controlada, podendo-se identificar um padrão médio de lançamento.
Difusas	Poluentes atingem os corpos d'água de modo aleatório, não havendo possibilidade de estabelecer qualquer padrão de lançamento, seja em termos de quantidade, frequência ou composição.
Mistas	Possui mais de um tipo de fonte de poluição.

Fonte: Adaptado de Tucci (1998)

3.2.1 Caracterização das fontes de poluição

A Tabela 1, apresenta diversas atividades potencialmente geradoras de poluição dos sistemas hídricos em geral. Dessa forma é possível identificar os principais poluentes emitidos e seus efeitos no ambiente onde são lançados, assim como os diferentes graus de poluição.

Tabela 1: Características das fontes de poluição

Fontes	Bactérias	Nutrientes	Pesticidas/Herbicidas	Micropoluentes orgânicos industriais	Óleos e graxas
Fontes Pontuais	3	3	1	3	
Esgotos Domésticos					
Esgoto Industrial		1		3-G	2
Fontes Difusas	2	3	3-G		
Agrícola					
Dragagem		1	2	3	1
Fontes Mistas	2				
Escoamento urbano e depósito de lixo		2	2	2	2
Depósito de cargas industriais		1	Navegação e Portos	1	1

(1) Fonte de significância total; (2) de moderada significância total/regional; (3) de significância regional; (G) significância global.

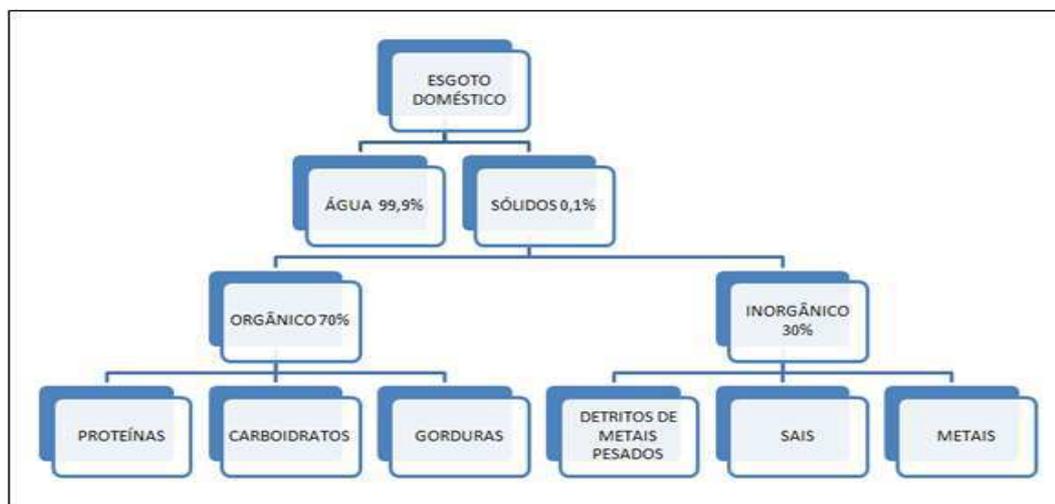
Fonte: Tucci (1998)

Segundo Souza (2005), a poluição hídrica pode ser causada entre outras formas pelo despejo de esgotos industriais (onde predominam os dejetos químicos) e os esgotos domésticos, que se constitui de água que foi utilizada para fins higiênicos, onde predominam as águas de lavagem e matéria fecal. A ausência de uma rede coletora de esgotos e estações de tratamento, em alguns locais, implica o lançamento destas águas e deste material diretamente no solo das vizinhanças ou em sua canalização de forma irregular para os cursos d'água mais próximos.

Em sua maioria, nos centros urbanos a água dos rios sofre grande influência da rede doméstica de esgoto. Devido à ausência de uma rede coletora e de estação de tratamento, a água que compõe esse esgoto vem basicamente das residências e é composta por materiais biodegradáveis, microrganismos. (Firmino, 2016).

A composição do esgoto doméstico é descrita com maiores detalhes fluxograma da Figura 1.

Figura 1: Composição dos Esgotos Domésticos



Fonte: Mendonça, (1990)

2.2.2 Principais problemas

A falta de saneamento prejudica a saúde da população, eleva os gastos com a saúde pública, através do tratamento das vítimas de doenças causadas pela falta de tratamento adequado da água, dos esgotos sanitários e dos resíduos sólidos.

A falta de tratamento dos esgotos sanitários no Brasil tem contribuído para alterar a qualidade das águas nos rios. Somente 17,4% dos Municípios brasileiros são atendidos por serviços de esgoto sanitário (BRASIL, 2005) proporcionando que 52,3 milhões de pessoas, segundo o Instituto Brasileiro de geografia e estatística IBGE (2010), estejam excluídos desse serviço público e despeje os seus efluentes diretamente nos mananciais hídricos

Segundo Tundisi, (2003) et. Al. Zanini, (2009) na maioria dos países em desenvolvimento, a maior parte do esgoto bruto é lançada sem nenhum tratamento prévio nos cursos de água. Esse grande aporte de matéria orgânica e poluentes tem sido relatado como o principal responsável pela eutrofização de uma grande variedade de ambientes aquáticos, gerando preocupação crescente pelo alto grau de poluição e contaminação em que se encontram, atualmente, lagos e outros ambientes continentais.

2.3 Eutrofização

De acordo com Barreto et. at, (2013), a eutrofização consiste no aumento excessivo de nutrientes na água, principalmente nitrogênio e fósforo, podendo ser causada por drenagem de fertilizantes agrícolas, águas pluviais de cidades, detergentes, resíduos de minas, drenagem de dejetos humanos, entre outros, levando ao crescimento excessivo das plantas aquáticas, com

consequente desequilíbrio do ecossistema aquático e progressiva degeneração da qualidade da água dos corpos lânticos.

Segundo Smith e Schindler (2009) o processo de eutrofização tem se tornado um impacto ambiental de ordem global, em relação aos corpos de água superficiais, considerando-a como um dos exemplos mais visíveis das alterações ocasionadas pelo homem à biosfera.

A eutrofização é um fenômeno que pode ser natural ou artificial, sendo um processo lento e contínuo. Em condição natural, sem que haja interferência das atividades humanas, lagos profundos e com baixa produtividade biológica sofrem processo de transformação, tornando-se rasos, com alta produtividade biológica e enriquecidos por nutrientes. No entanto, a velocidade de desenvolvimento do processo de eutrofização natural é bastante lenta, ocorrendo em função do tempo (SCHIWE, 1998).

Atualmente, a eutrofização é reconhecida como um dos problemas mais importantes concernentes à qualidade de água. Dentre os fatores que influenciam a eutrofização, além das concentrações de fósforo e nitrogênio, podem ser citados a velocidade da água, a vazão, a turbidez, a profundidade do curso de água, a temperatura entre outros (LAMPARELL, 2004).

2.3.1 Consequências da eutrofização

Além dos efeitos causados pela entrada excessiva de fósforo e nitrogênio em lagos, reservatórios e rios, Smith e Chindler (2009) descrevem outros efeitos diretos e indiretos causados pela eutrofização (Quadro 2).

Quadro 2: Efeitos da eutrofização

Efeitos da eutrofização
<ul style="list-style-type: none">• Aumento da biomassa do fitoplâncton;• Crescimento de espécies de algas potencialmente tóxicas ou não comestíveis;• Crescimento da biomassa de algas bentônicas e epifíticas;• Crescimento excessivo de macrófitas aquáticas;• Aumento da frequência de mortandade de peixes;• Diminuição da biomassa de peixes e moluscos cultiváveis;• Redução da diversidade de espécies;• Redução da transparência da água;• Depleção de oxigênio dissolvido e• Redução do valor estético do corpo de água.

Fonte: Adaptado de Smith e Schindley (2009)

Segundo Nardini e Nogueira (2010), embora a eutrofização venha sendo considerada, desde a década de cinquenta do século XX, como um problema de qualidade da água, apenas recentemente foi estabelecida a relação entre este problema e a possível ocorrência de toxinas..

O problema torna-se especialmente preocupante em face da potencialidade de produção e liberação de substâncias tóxicas destes organismos ao meio com graves consequências para o meio ambiente e à saúde pública (CHAO, 2006).

A eutrofização também afeta o Índice de Proteção da Vida Aquática (IPVA), não só por meio do índice de estado trófico, mas também através da toxicidade, a qual é detectada em florações de cianobactérias ou quando dá aplicação de sulfato de cobre (LAMPARELLI, 2004).

2.3.2 Soluções e tratamentos para corpos eutrofizados

Segundo Sperlling (2005), as estratégias para a recuperação de corpos hídricos eutrofizados podem ser obtidas através de medidas preventivas e corretivas.

A poluição difusa gerada pela contribuição clandestina de esgotos nos corpos hídricos urbanos, que geram degradação do meio ambiente, é muitas vezes, difícil de ser controlada e/ou tratada. Para evitar tais problemas ambientais, estes resíduos necessitam de técnicas de tratamento, de alto custo e não apresentam a eficiência necessária. Todavia, existem sistemas alternativos que tratam o esgoto eficientemente e com custo mais baixo, como são os sistemas de alagados construídos (QUEGE et al., 2013).

Uma primeira forma preventiva para reduzir a geração de efluentes contendo N e P, é a aplicação do tratamento de esgotos em nível terciário que visa criar um polimento no esgoto após o tratamento secundário (SPERLING, 1996).

Outra forma de conter os esgotos que possuem uma carga significativa de N e P e que podem causar a eutrofização de lagos e represas é exportação destes efluentes para outras bacias hidrográficas, que possuam águas mais lóxicas e, desta forma, sejam menos suscetíveis à eutrofização (NOVOLARI, 2003). As medidas corretivas a serem adotadas podem incluir uma ou mais das estratégias mostradas no Quadro 4.

Quadro 3: Medidas corretivas

Medidas corretivas		
Processos mecânicos:	Processos químicos	Processos biológicos
Aeração	Precipitação de nutrientes	Biomanipulação
Desestratificação	Uso de algicidas	Uso de cianófagos/
Aeração do hipolímnio	Oxidação do sedimento com nitratos	Uso de peixes herbívoros
Remoção dos sedimentos	Neutralização	
Cobertura dos sedimentos	Precipitação de nutrientes	
Retirada de águas profundas	Uso de algicidas	
Remoção de algas		
Remoção de macrófitas		

Quadro 4: Medidas corretivas

Em contraponto aos sistemas complexos, cresce o interesse por sistemas independentes, mais próximos ao que ocorre na natureza. Os sistemas naturais são sistemas que, assim como os sistemas mais complexos, são otimizações de processos que ocorrem na natureza, mas que contam como principal diferencial a menor necessidade de equipamentos mecânicos, menores gastos de energia elétrica e pequena necessidade de insumos químicos (ZANELLA, 2008).

Segundo Reed et al. (1995) sistemas naturais para tratamentos de efluentes, podem ser definidos como o conjunto de processos que dependem principalmente de componentes naturais para atingir o propósito pretendido. A fitorremediação pode ser enquadrada como uma dessas soluções naturais, por utilizar os próprios vegetais para reverter o colapso de contaminação do solo e da água, por meio de processos diretos e indiretos, para uma eficaz descontaminação.

2.4 Fitorremediação

Fitorremediação é o uso direto de plantas verdes vivas, *in situ*, com o intuito de remover ou conter a degradação causada por contaminantes em solos, lodos, sedimentos, águas superficiais e águas subterrâneas. Esta é uma técnica de limpeza de baixo custo, baseada em energia solar, sendo útil para tratar uma grande variedade de contaminantes ambientais (VARGHESE e JACOB, 2016).

Diferentes propriedades das plantas são importantes para a fitorremediação. Em geral, as seguintes características são favoráveis para a utilização de plantas como fitorremediadoras: crescimento rápido, elevada produção de biomassa, competitividade, vigor e tolerância à

poluição. Plantas com essas características podem ser utilizadas como agentes de despoluição (LAMERGO, 2007).

Luqman et al. (2013) e Sene (2008) dividem a fitorremediação em subgrupos. São eles: fitoextração, fitodegradação, rizofiltração, fitoestabilização e fitovolatização.

- Fitoextração: Ocorre a absorção e translocação dos contaminantes do solo e das águas subterrâneas nos tecidos da parte superior da planta (folhas, caule) e nas raízes, seguido de coleta e destruição da fitomassa;
- Fitodegradação: Ocasionalmente a decomposição dos contaminantes que são absorvidos pela planta através de processos metabólicos em seus tecidos vegetais ou externamente a partir de enzimas produzidas pela própria planta;
- Rizofiltração: Faz referência à remoção de contaminantes de águas, sejam elas superficiais, subterrâneas ou de rejeitos, através da absorção, precipitação sobre a superfície radical ou absorção nas raízes. Diferencia-se da fitoextração porque ao invés da translocação dos contaminantes ocorrer na parte epigea da planta, a rizofiltração localiza-se a nível radical.
- Fitoestabilização: Os poluentes são absorvidos e acumulados na raiz ou precipitam-se na rizosfera. As plantas reduzem a mobilidade e biodisponibilidade dos contaminantes no ambiente e previnem a migração para a água ou o ar;
- Fitovolatização: Nesta forma particular da fitorremediação, ocorre a liberação na atmosfera dos poluentes (volatilização através das folhas), após os processos de absorção e translocação na planta;
- Fitodescontaminação: Ocorre a redução dos contaminantes da água e solo a níveis aceitáveis pela degradação da microflora;
- Fitoestimulação: A biodegradação é intensificada na região da rizosfera, ou seja, verifica-se a degradação no solo de poluentes através dos efeitos combinados entre micro-organismos que vivem numa ligação íntima com as raízes.

Baixo custo de investimento e de operação, sua aplicabilidade *in situ*, e geração mínima de degradação e desestabilização da área a ser descontaminada são algumas das vantagens da fitorremediação (CHAVES et al., 2010).

Segundo Andrade et al. (2007) o uso da fitorremediação apresenta restrições, desvantagens e riscos que devem ser levados em conta quanto à sua aplicação. Se o baixo custo é uma vantagem, o tempo para que se observem resultados pode ser uma desvantagem, pois

depende do ciclo de vida da planta e pode apresentar-se longo para as perspectivas envolvidas. Além disso, a concentração do poluente e a presença de outras toxinas devem estar dentro dos limites de tolerância da planta. Outra limitação, é que as plantas, usadas com o propósito de minimizar a poluição ambiental, podem entrar na cadeia alimentar de outros seres vivos, incorporando essas cadeias contaminantes cuja bioacumulação pode resultar em toxicidade e prejuízos ambientais.

Os resultados da fitorremediação não são imediatos, podendo levar semanas, meses e até anos para que o efeito esperado seja alcançado. Assim, ela pode ser desaconselhada em áreas que precisam uma resposta rápida e que oferecem risco aos seres vivos (EPA, 2000). Uma estratégia para aumentar a captura dos contaminantes é o melhoramento genético das plantas com potencial fitorremediador (GARDEA-TORRESDEY et al., 2005).

Diferentes tecnologias de fitorremediação têm sido empregadas para a limpeza de áreas poluídas. Sistemas hidropônicos, ou rizofiltração, alcançaram sucesso. Sistemas “*wetlands*” têm sido opção viável no tratamento de esgoto doméstico e outros tipos de águas residuais em virtude de sua natureza simples, fácil operação e rentabilidade técnico-econômica (COSTA, 2004).

2.5 Jardins flutuantes

Segundo Zanella (2008), o uso de plantas no processo de tratamento de águas poluídas recebeu, no Brasil, diversas denominações, como: terras úmidas, zonas de raízes, *wetlands*, fitorremediação, zonas úmidas, leitos cultivados, entre outros, o que pode dificultar o reconhecimento das experiências. Neste trabalho será adotado o termo jardins flutuantes para identificação das áreas de jardins a serem inseridas sobre o espelho d’água de mananciais.

Os jardins flutuantes ocorrem naturalmente nos corpos d’água e consistem em uma grossa esteira orgânica flutuante, que dá suporte ao crescimento das plantas. A parte superior é formada por um tapete flutuante de plantas e turfa decomposta. A parte abaixo do tapete é dotada de raízes entrelaçadas cobertas por biofilme, onde se desenvolvem comunidades de invertebrados e zooplâncton (NAICHIA et al., 2015).

Buscando solucionar o problema de colmatação dos substratos de *wetlands* construídos, que por vezes afeta o funcionamento desse sistema, foram desenvolvidas as ilhas ou jardins flutuantes, que são sistemas modulares que funcionam como ilhas artificiais flutuantes, baseadas nos *wetlands* construídos clássicos e nos mecanismos de remoção presentes neles (FROTA, 2016).

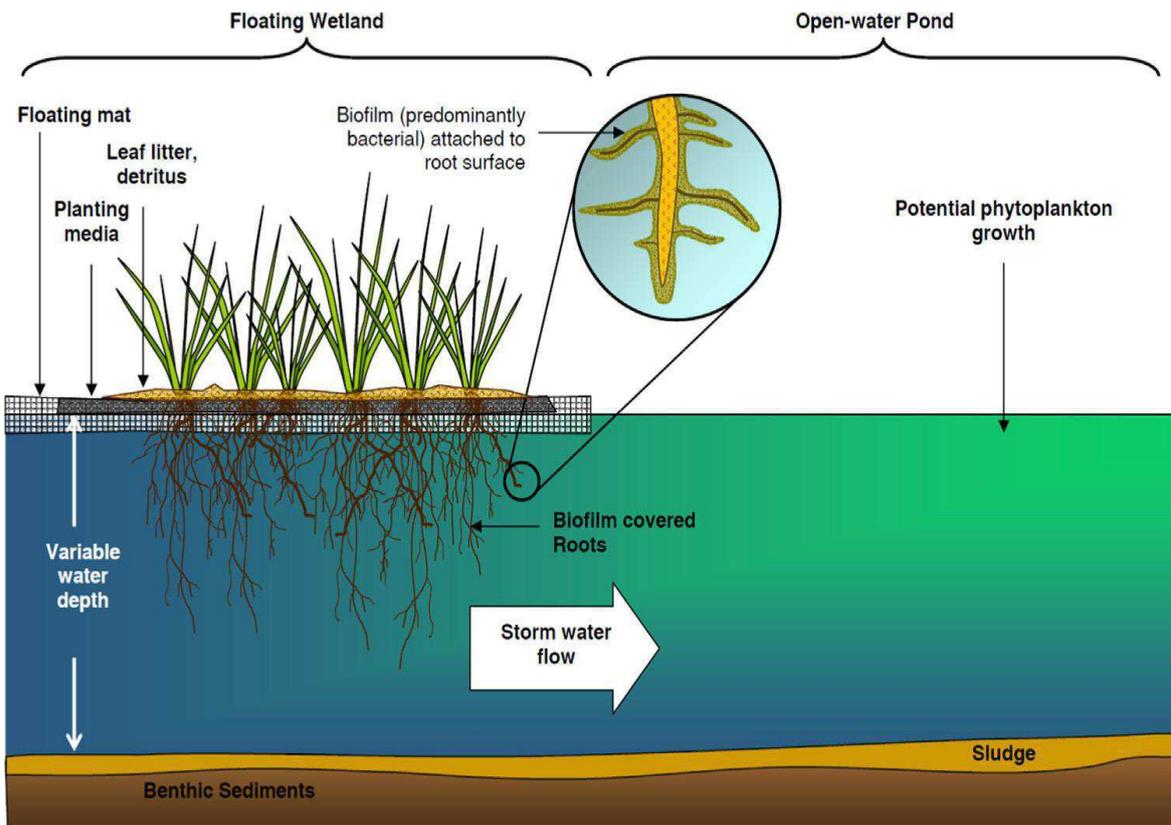
As *wetlands* construídas são consideradas filtros biológicos, que possuem microrganismos capazes de promover reações de depuração da água. Os microrganismos, com as diversidades genéticas e adaptabilidade funcional são capazes de degradar substâncias diversas presentes na água, promovendo, assim, seu crescimento. Esses sistemas têm como finalidade simular as condições ideais de tratamento dos *wetlands* naturais, com a vantagem de oferecer flexibilidade quando a escolha do local de implementação, definição das variáveis hidráulicas e mais facilidade no manejo da vegetação, objetivando obter maior eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes (SANTIAGO et al., 2005).

Dentro de um sistema de *wetlands* construída ocorrem vários processos com maior ou menor intensidade, mas que contribuem para a melhoria da qualidade do efluente (UNEP, 2004). São eles: desnitrificação, com conseqüente redução de nitrato; absorção de íons amônio e de metais pelo argilominerais; adsorção de íons metálicos, de pesticidas e de compostos à base de fósforo pela matéria orgânica; decomposição de matéria orgânica biodegradável vírgula tanto aeróbica quanto anaerobicamente; remoção de patógenos por microrganismos, retirada de metais pesados e outras substâncias tóxicas por macrófitas decomposição de orgânicos tóxicos através de processos anaeróbios.

Sistemas de ilhas flutuantes e *wetlands* construídos são cada vez mais utilizados ao redor do mundo, especialmente em países em desenvolvimento. Hidrófitas têm sido amplamente aplicadas em ilhas flutuantes para a remediação de águas superficiais e águas residuais, devido a sua eficiência em assimilar nutrientes e criar condições favoráveis para a decomposição microbiana da matéria orgânica (ZHAO et al., 2012; WANG et al. 2009).

Os jardins flutuantes são facilmente incorporados à paisagem local e compostos por três elementos básicos: estrutura de sustentação do jardim, um substrato para garantir a ancoragem das plantas e plantas adaptadas ao ambiente alagado. Desta forma, o sistema de tratamento de água com a utilização de jardins flutuantes, envolve basicamente o crescimento das plantas existentes sobre essas estruturas flutuantes, que, ao se desenvolverem, suas massas radiculares atravessam tal estrutura, entrando em contato com o corpo hídrico, como pode ser visto na Figura 2. A água recebe o tratamento, à medida que o “tapete de raízes” formado abaixo da estrutura flutuante aprisiona as partículas finas contidas na água e tal matéria orgânica contida é utilizada pelas plantas para garantirem seu desenvolvimento (HEADLAY, 2006).

Figura 2: Esquema de um sistema de wetland



Fonte: Harding (2009)

Algumas vantagens e desvantagens da utilização dos sistemas de Jardins flutuantes podem ser observadas no Quadro 5

Quadro 5: Vantagens e Desvantagens dos sistemas de jardins flutuantes.

Vantagens	Desvantagens
Custo de construção relativamente baixo.	Requer um período de início até a vegetação estar bem estabelecida.
Tolerância à flutuação no ciclo hidrológico e nas cargas de contaminantes.	Eficiências sazonais.
Fácil manutenção.	Podem causar problemas com mosquitos.
Não requer produtos químicos ou equipamentos mecânicos.	Alguns compostos orgânicos removidos pelo sistema podem estar ligados aos sedimentos e se acumularem ao longo do tempo.
Possibilidade de se obterem alguns benefícios adicionais, tais como a criação de espaços verdes, de habitats naturais e de áreas recreacionais ou educacionais.	Necessidade de caracterizações precisas dos sólidos do efluente a ser tratado, do tipo de enchimento, do ciclo hidrológico e do regime de temperaturas
Possibilidade de um tratamento eficaz sem a necessidade de equipamentos complexos.	Colmatação que ocorre com alguma frequência, havendo, portanto, a necessidade do controle da carga hidráulica e de sólidos para minimizar este problema.
Redução da matéria orgânica e dos sólidos sedimentáveis	
Alta produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia e biofertilizante.	
Considerável redução de patógenos.	
Remoção satisfatória de matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo.	

Quadro 6: Vantagens e Desvantagens dos sistemas de jardins flutuantes.

Fonte: Adaptado de Silva (2009)

Barros et al. (1995) afirmam que a escolha do processo de tratamento deve levar em conta os aspectos técnicos e os financeiros, conciliando de forma a atender da melhor maneira possível a realidade local. Desta maneira, para o tratamento de águas residuais os *wetlands* construídos podem ser considerados como um método de tratamento que utiliza tecnologia simples, de fácil operação e custo baixo, podendo ser aplicado ao nível de tratamento secundário e terciário.

A vegetação utilizada em *wetlands* construídos, e sistemas semelhantes, para o tratamento de esgotos devem tolerar áreas prementemente saturadas ou submersas e o fluxo constante de diferentes poluentes em diversas concentrações Zanella. (2008). Este autor orienta que, devido à maior facilidade de adaptação e crescimento nas condições climáticas existentes, as espécies escolhidas devem ser preferencialmente nativas, sendo que, espécies exóticas podem ser utilizadas somente se já foram introduzidas na região ou se não forem suficientemente competitivas para evitar que se tornem uma praga.

Hsiao-Ling et al. (2014) analisaram a eficiência dos jardins flutuantes na remoção de contaminantes da água do lago Lize. O lago, localizado na universidade de MingDao, em Taiwan, recebe esgotos domésticos dos dormitórios. Foram construídos modelos experimentais, com plantas aquáticas, associados à dispositivos de aeração à base de energia solar, que mostraram excelentes resultados em relação à remoção de fósforo, dissolução de oxigênio, diminuição das taxas de compostos nitrogenados e de DQO.

Zhao et al. (2011) integraram o sistema de jardins flutuantes a implantação de vegetação em margens de áreas ribeirinhas de um rio eutrofizado na cidade de Jiaying, província de Zhejiang onde obtiveram bons resultados quanto à remoção de nitrogênio, fósforo total, clorofila, sólidos suspensos, coliformes e metais pesados.

As plantas, normalmente utilizadas no sistema, são aquelas mais adaptadas a ambientes aquáticos, flutuantes ou emergentes. Todavia, também podem ser utilizadas algumas espécies vegetais “marginais” ou de talude, como o bambu, que além de auxiliar o tratamento do esgoto, produz biomassa de valor econômico Quege et al., (2013). Costa et al. (2003) ao analisar um sistema de tratamento de esgoto de fluxo subsuperficial, cultivado com taboa, obtiveram uma redução média de 88% na DBO₅ com um tempo de detenção de 10 dias.

2.6 Parâmetros usados para avaliação

Segundo a Funasa (2014), para caracterizar e avaliar o grau de poluição das águas são utilizados indicadores e padrões de qualidade da água. As características físicas, químicas e biológicas da água estão sempre associadas a uma série de processos que ocorrem nos corpos hídricos e em suas bacias de drenagem. Dessa forma, a capacidade de dissolução e transporte das substâncias presentes em um corpo hídrico deve sempre ser levadas em consideração quando se avalia a sua qualidade.

Por isso, é de extrema importância monitorar a qualidade das águas, mediante a avaliação de parâmetros que representem suas características físico-químicas e biológicas tais como alcalinidade, pH, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido (OD), demanda

bioquímica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO), temperatura e coliformes, indicadores da qualidade da água (PINTO et al., 2009).

2.6.1 Parâmetros físicos da água

Turbidez

A Turbidez se origina de partículas que geram uma aparência turva na água, ocasionada pela passagem da luz. Santos (2010) diz que o valor da turbidez da água é diretamente proporcional à quantidade de luz que passa por ela e que o conhecimento desse potencial auxilia o monitoramento do poder de corrosão.

O aumento da turbidez pode aumentar a temperatura da água porque as partículas suspensas absorvem mais calor solar do que a água pura. Além disso, este aumento limitará a quantidade de luz que entra no corpo de água e pode, portanto, limitar a fotossíntese e, conseqüentemente, a produção de oxigênio. À turbidez adiciona-se o efeito da urbanização como o aquecimento dos calçamentos e a remoção da vegetação. Os sedimentos também podem ser uma fonte de nutrientes como fósforo, nitrogênio (em sua forma amônia) e ferro. O excesso de nutrientes pode estimular o crescimento de algas e outros vegetais, ocasionando problemas na qualidade da água (SILVA, 2009).

A unidade matemática utilizada na medição da turbidez é o NTU, sigla que provém do inglês *Nephelometric Turbidity Unit*.

2.6.2 Parâmetros químicos da água

Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO_5

A DBO_5 de uma água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A DBO é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período, numa temperatura de incubação específica. Um período de 5 dias numa temperatura de incubação de 20°C é frequentemente usado e referido como DBO_5 (CETESB, 2008).

A determinação da DBO_5 é um parâmetro de fundamental importância no controle da poluição dos corpos hídricos. A DBO_5 , 20° representa um importante padrão para a classificação das águas naturais e sua capacidade de autodepuração, além de constituir um dos principais parâmetros do IQA (Índice de Qualidade das Águas) e do controle da eficiência das estações de tratamento biológico de águas residuárias (PIVELI e KATO, 2005).

A DBO é também uma ferramenta imprescindível nos estudos de autodepuração dos cursos d'água. Além disso, constitui um importante parâmetro na composição dos índices de qualidade das águas (SILVA et al., 2009).

Demanda Química de Oxigênio – DQO

Demanda química de oxigênio é um parâmetro que diz respeito à quantidade de oxigênio consumido por materiais e por substâncias orgânicas e minerais, que se oxidam sob condições definidas. No caso de águas, o parâmetro torna-se particularmente importante por estimar o potencial poluidor (Zuccari e Leopoldo, 2005) de efluentes domésticos e industriais, assim como por estimar o impacto dos mesmos sobre os ecossistemas aquáticos.

Embora não distinguindo as frações biodegradáveis, o parâmetro DQO possibilita quantificar o material orgânico presente em um corpo hídrico, referindo-se à estabilização da matéria orgânica por processos químicos expressos em oxigênio dissolvido. Outro uso importante que se faz da DQO é para a previsão das diluições das amostras na análise de DBO₅. Como o valor da DQO é superior e o resultado pode ser obtido no mesmo dia da coleta, essa variável poderá ser utilizada para balizar as diluições. No entanto, deve-se observar que a relação DQO/DBO₅ é diferente para os diversos efluentes e que, para um mesmo efluente, a relação altera-se mediante tratamento (CETESB, 2009).

Ortofosfato

Crescente escassez de águas naturais de boa qualidade constitui um dos grandes problemas mundiais da atualidade. Tal quadro pode, em grande parte, ser atribuído à demanda crescente de água pelas populações conjugada à deterioração dos mananciais superficiais e subterrâneos ocasionados pelo lançamento de efluentes e resíduos sólidos no solo e em corpos hídricos (CAMPOS, 1999).

O fósforo presente nas águas residuárias, na forma iônica, encontra-se geralmente como íon fosfato. Em esgoto sanitário, o fósforo aparece, principalmente, como fósforo orgânico, polifosfato e ortofosfato. O fósforo orgânico provém das excreções humanas e de animais, como também de restos de alimentos. Quando os compostos orgânicos sofrem decomposição biológica, dão origem a ortofosfatos. O nitrogênio e o fósforo são elementos nutricionais necessários para a produção de algas e plantas verdes. Já que o carbono está prontamente disponível na maioria das águas continentais e o nitrogênio pode ser assimilado da atmosfera por algumas plantas aquáticas, o fósforo tem sido considerado por muitos autores como nutriente essencial a ser controlado. (CHERNICHARO, 2001).

Nitrogênio amoniacal

O nitrogênio está presente em águas residuárias sob quatro formas, que são o nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato. Em águas residuárias domésticas, o nitrogênio está presente principalmente como nitrogênio amoniacal (em torno de 60%) e nitrogênio orgânico (em torno de 40%). O nitrogênio presente em águas residuárias domésticas provem da atividade humana. O material fecal contribui com nitrogênio orgânico através das proteínas. Esta por sua vez, sofre a ação decompositora bacteriana com consequente liberação de nitrogênio amoniacal. (NAVAL, 2010)

No processo de digestão anaeróbia, as proteínas presentes no substrato são degradadas e convertidas em nitrogênio amoniacal, o qual pode encontrar-se sob as formas íon amônio (NH_4^+) ou amônia (NH_3), segundo o equilíbrio químico $\text{NH}_3 + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{NH}_4^+$. O nitrogênio amoniacal total (NNH_4^+) é uma fonte essencial de nitrogênio para os micro-organismos envolvidos no processo anaeróbio, no entanto, quando presente em altas concentrações, a NH_3 pode representar toxicidade (SHENG et al., 2013; LIU e SUNG, 2002).

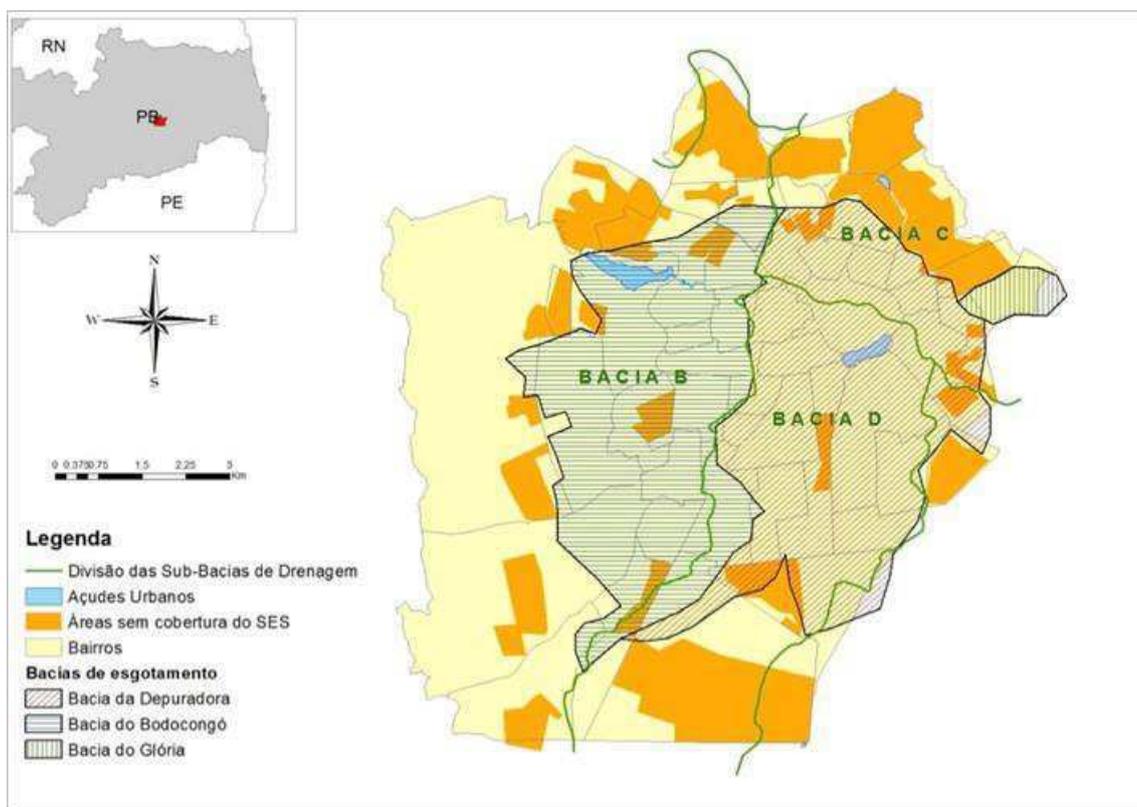
3 METODOLOGIA

3.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado no Campus Sede da Universidade federal de Campina Grande, localizada na cidade de mesmo nome, situada no agreste paraibano. O município está inserido nos domínios da bacia hidrográfica do Rio Paraíba, caracterizada por rios perenes, de pequenas vazões e por baixo potencial de água subterrânea (CPRM, 2005).

O sistema de esgotamento sanitário da cidade é dividido em três bacias: Depuradora; Bodocongó; e Glória. Conforme ilustrado na figura 3, nas áreas onde não há rede coletora, o esgoto é destinado a sistemas individuais ou segue a céu aberto, em valas, riachos e córregos para os açudes urbanos (LOPES et al., 2016). A UFCG encontra-se inserida na bacia de Bodocongó, de onde o esgoto segue para a estação de tratamento da Catingueira (JUNIOR e SOUSA, 2014).

Figura 3: Sistema de drenagem de Campina Grande



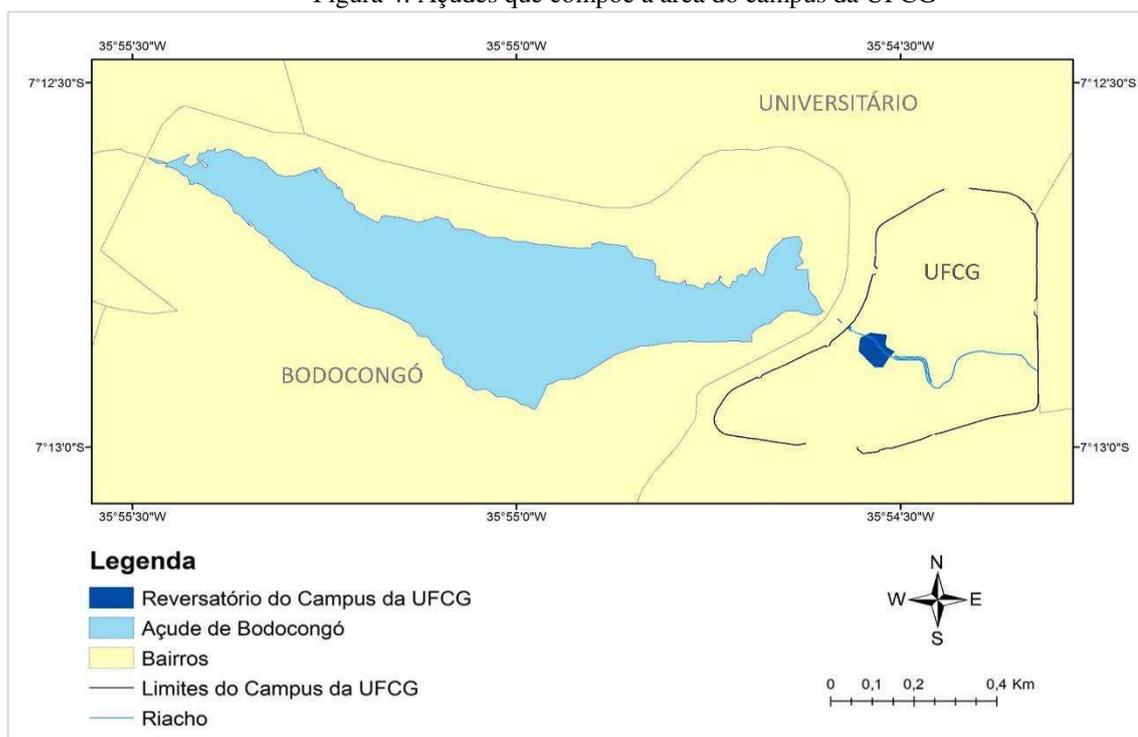
Fonte: PMSB (2015) apud Rocha (2018)

O sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande apresenta problemas como falta de coleta em algumas áreas, perdas de efluente ao longo do sistema, ligações clandestinas de esgotos nos canais de drenagem e uma estrutura de operação e manutenção do sistema deficientes. Segundo o diagnóstico do Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB, 2015) de Campina Grande, (PMSB, 2015) parte da vazão coletada no sistema é desviada antes de chegar às estações de tratamento da cidade. Em 2013 um estudo feito por Gomes constatou que apenas 3% do esgoto coletado nas bacias Depuradora e Bodocongó chegavam a ETE.

Segundo SOARES, (2012), o campus sede da Universidade Federal de Campina Grande está localizado na bacia de drenagem B e na bacia de esgotamento do Bodocongó. O campus possui uma área territorial de aproximadamente 310.000,00 m², com um conjunto uma área construída de 78.536,79 m², o relevo é acidentado, com cotas variando de 544 m a 510 m.

Diante da possibilidade da criação de um componente para o sistema de drenagem pluvial na UFCG com mínimos impactos ambientais, foram realizados estudos topográficos para a implementação de um pequeno açude no campus, como pode ser visto na Figura 4. Assim, um barramento foi construído no riacho que atravessa o campus e deságua no açude de Bodocongó, (Araújo C, 2017)

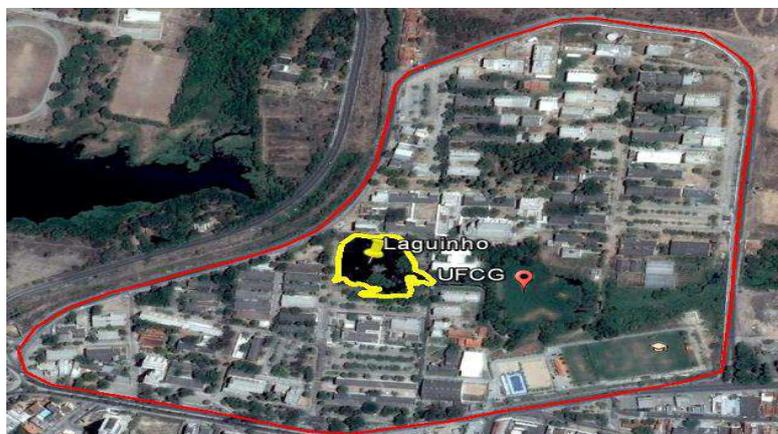
Figura 4: Açudes que compõe a área do campus da UFCG



Fonte: Rocha (2018).

Segundo levantamento batimétrico feito no mês agosto de 2016, o reservatório criado possui uma área de espelho d'água de aproximadamente 7.820 m², com profundidades variando de 0,74 a 3,52 m e capacidade de armazenar um volume de aproximadamente 4.200 m³. A água que se acumula nesse ambiente, além de compor a paisagem, serve de abrigo para diversas espécies de aves, como gansos e patos, e é utilizada para irrigar os jardins, campo de futebol e outras áreas verdes do campus. (Rocha 2018). A localização do açude pode ser vista na Figura 5.

Figura 5: Localização do Laguinho Dentro do Campus



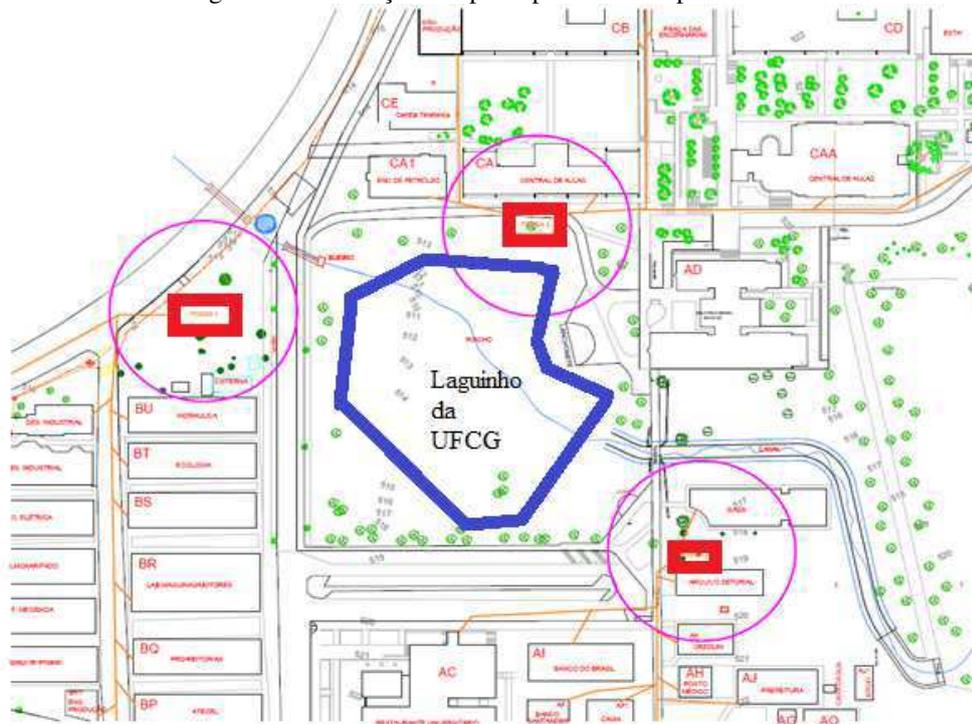
Fonte: Araújo (2016)

4.1.1 Fontes de Contribuição de efluentes

Segundo Galiza (2016) este reservatório recebe a contribuição de um pequeno riacho à montante da UFCG, que tem vazão garantida mesmo em períodos de estiagem devido às contribuições ilegais de esgoto.

Ferreira (2017) identificou alguns problemas relacionados ao sistema de esgotamento na UFCG, dentre os quais, entupimento e vazamento na rede, que podem estar relacionados à falta de manutenção no sistema d//e esgotamento local, podendo ocasionar contaminação das águas superficiais e subterrâneas. Tendo em vista a proximidade dessas fossas da área do açude, é possível que haja a transferência de carga orgânica através do solo e das águas para o mesmo. A Figura 6 mostra a Localização das 3 principais fossas sépticas da UFCG

Figura 6: Localização das principais fossas sépticas da UFCG



Fonte: Ferreira (2017)

Araújo (2017), a partir de observações na área em estudo, identificou possíveis fontes de contribuições de esgotos no açude. Os pontos identificados foram marcados em mapa, cujas localizações estão dispostas na Figura 7.

Figura 7: Fontes de contribuição de matéria orgânica do açude



Fonte: Araújo (2017)

Mesmo não havendo precipitação, continuamente é visto um lançamento de líquidos nos pontos identificados na Figura 6, o que sugere uma contribuição irregular de esgotos oriundos de diferentes locais, tanto internos quanto externos à UFCG.

4.3 Montagem do sistema de jardins flutuantes

Este trabalho está inserido num projeto maior, onde foi desenvolvida a pesquisa de uma aluna de mestrado, Rocha (2018), que objetivava a avaliação de uma área de aproximadamente 7.820 m² de espelho d'água. Para atingir uma cobertura de 10% do açude com sistema de fitorremediação, 30 jardins flutuantes foram implantados, cinco destes feitos em estrutura suporte de bambu e os demais jardins construídos em pallet, em módulos menores que os de bambu, com dimensões de 1,0x1,0 m, 1,0x1,20 m e 0,50x0,60 m. Todos preenchidos com substrato de fibra de coco e plantas ornamentais como mostrado na Figura 8.

Figura 8 :Jardins flutuantes feitos com bambu e paletes



Segundo Rocha (2018), para fixar o substrato de casca de coco no jardim, uma rede foi costurada as estruturas. Logo em seguida garrafas pet foram inseridas no substrato junto com as plantas, e na parte inferior da estrutura para auxiliar na flutuação. Para manter o jardim no local selecionado, uma âncora composta por um corpo de prova de concreto foi instalada. O processo de montagem pode ser observado na **Erro! Fonte de referência não encontrada.** 9.

As espécies de plantas utilizadas nesta etapa foram: *Canna x generalis* (biri/cana da índia), *Iris pseudacorus* (íris-amarela), *Tradescantia pallida* (coração-roxo), *Epipremnum pinnatum* (Jibóia) e *Xanthosoma sagittifolium* (Taioba).

Figura 9: a) Limpeza e impermeabilização dos paletes; b) Preenchimento da estrutura com a casca do coco e fixação da rede; c) Amarração da rede; d) Jardim pronto e) Jardins prontos com diferentes espécies de plantas



Fonte: Rocha (2018)

Utilizando os jardins montados por Rocha (2018), para esse trabalho foram escolhidas três estruturas de pallets, todos com dimensões 1,0 m x1,0, dois deles possuíam *Xanthosoma sagittifolium* (Taioba), e o jardim mais próximo do canal de drenagem tinha *Canna x generalis* (biri/cana da índia). No início da pesquisa, as plantas já estavam adaptadas ao ambiente e conseguindo se desenvolver com ajuda da fixação no substrato de coco.

4.4 Monitoramento da qualidade da água do açude

4.4.1 Escolha dos pontos de coleta

Foram escolhidos cinco pontos para serem analisados. Na Figura 10 é possível observar os jardins selecionados seguindo uma linha do fluxo percorrido pelas águas do açude. Três

jardins (A, B e C) foram realocados de forma que ficassem seguidos um pelo outro com distância de 4 metros entre eles e duas estacas foram posicionadas a uma distância de 2 metros de cada jardim Figura 10.

Figura 10: Disposição dos jardins no início das coletas

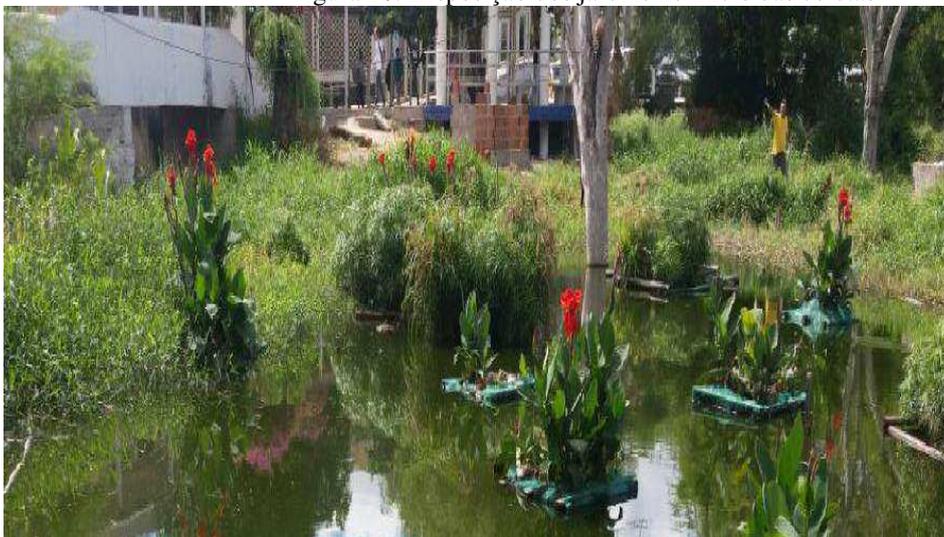
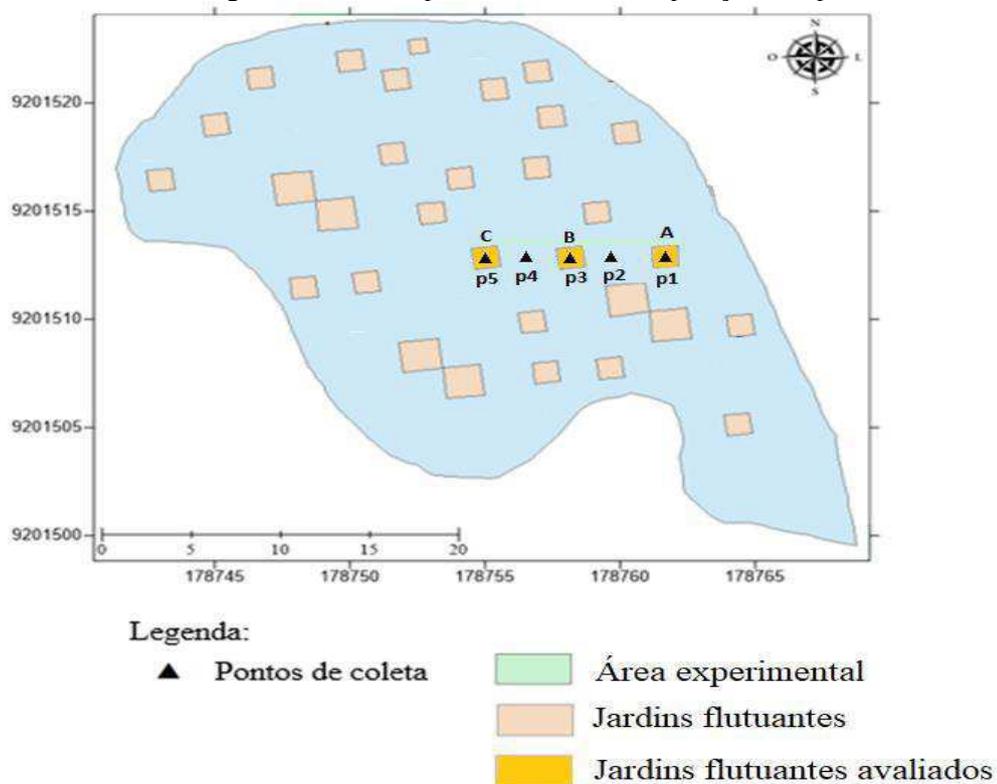


Figura 11: Área experimental com a disposição dos pontos



Durante as coletas, o jardim B afundou parcialmente, em função de problemas com a estrutura da âncora, que estava pequena para a profundidade local. No dia 14 de dezembro de 2017 este jardim foi substituído e os demais (A e C) permaneceram em seu local de origem. O novo jardim instalado possui as mesmas características do anterior.

4.4.2 Coleta

Após a relocação do jardins e encravamento das estacas, foi feito o monitoramento da qualidade da água nos cinco pontos amostrais do açude, cujas coletas foram realizadas no período da manhã (entre 8:00 e 10:00h), com auxílio de um pequeno barco e uso de um coletor de PVC, entre 02 de novembro de 2017 à 08 de fevereiro de 2018. As amostras eram transferidas do coletor para garrafas de plástico, onde eram armazenadas dentro de caixas térmicas com gelo. Após as coletas, as amostras eram encaminhadas ao Laboratório de Saneamento da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil para realização das análises. O Quadro 6 mostra as datas de análise das águas e informações do período das coletas.

Quadro 7: Características climáticas durante as coletas.

Dia	Características do dia segundo AESA (2018)
02/11/2017	Dia ensolarado, temperatura quente, sem chuvas na semana anterior a coleta
08/11/2017	Dia ensolarado, temperatura quente, sem chuvas na semana anterior a coleta
23/11/2017	Dia ensolarado, temperatura quente, sem chuvas na semana anterior a coleta
07/12/2017	Dia ensolarado, temperatura quente, sem chuvas na semana anterior a coleta
15/12/2017	Dia ensolarado, temperatura quente, sem chuvas na semana anterior a coleta
21/12/2017	Dia ensolarado, temperatura quente, com chuvas na semana anterior a coleta (dia 18)
10/01/2018	Dia ensolarado, temperatura quente, sem chuvas na semana anterior a coleta
16/01/2018	Dia nublado com chuva fraca, sem chuva na semana anterior.
31/01/2017	Dia ensolarado, temperatura quente, com chuvas durante a semana anterior a coleta (dia 25 e 26)
08/02/2017	Dia ensolarado, temperatura quente, com chuvas durante a semana anterior a coleta (dia 2)

4.4.3 Análise dos parâmetros de qualidade da água

Com o intuito de verificar a influência de jardins flutuantes no tratamento de águas poluídas do açude, foram realizadas análises das águas retiradas nos pontos amostrais pré-estabelecidos. Foram planejadas 10 análises para cada parâmetro, entretanto alguns resultados não foram obtidos devido a problemas no armazenamento ou no procedimento experimental. Para tanto, foram realizados ensaios laboratoriais para avaliação dos parâmetros turbidez, DBO, DQO, nitrogênio amoniacal, e Ortofosfato. As análises destes indicadores de qualidade da água seguiram as metodologias conforme apresentado no Quadro 7.

Quadro 7: Métodos indicados para os parâmetros de qualidade da água segundo o Standart Methods of Waterand Wastewater

Parâmetros	Metodologias
Ortofosfato	Método do ácido ascórbico
Nitrogênio amoniacal	Método Titulométrico
DBO ₅	Método Padrão Modificado
DQO	Método da Refluxação Fechada
DQO	Determinação por turbidímetro

Foram utilizadas amostras em duplicata, para as análises de DBO₅, nitrogênio amoniacal e Ortofosfato, e Triplicata para DQO obtendo-se as médias dos resultados para cada indicador. A turbidez foi encontrada utilizando análise de apenas uma amostra por ponto. O armazenamento dos dados foi feito mediante tabelas, englobando as análises de cada ponto, data de coleta e informações adicionais auxiliares.

A partir dos valores obtidos nas análises, os dados foram avaliados mediante auxílio de estatística descritiva elaboração de gráficos, utilizando a ferramenta Excel do Windows, para melhor análise da eficiência dos jardins na remediação da qualidade da água do açude, quanto aos indicadores avaliados neste estudo.

4 ANÁLISE DOS RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análises Físico-químicas

Neste tópico serão apresentados os resultados referentes ao monitoramento da qualidade da água nos Pontos 1, 2, 3 4 e 5 do açude, para as variáveis de qualidade já descritas anteriormente. A Tabela 2 apresenta os dados descritivos das variáveis analisadas. Foram obtidos valores mínimos, máximos e médios para auxiliar na avaliação dos resultados.

Tabela 2: Parâmetros descritivos dos indicadores analisados nos três pontos do açude

	DBO ₅			DQO			Turbidez			Ortofosfato			Nitrogênio amoniacal		
	Máx	Min	Méd	Máx	Min	Méd	Máx	Min	Méd	Máx	Min	Méd	Máx	Min	Méd
P.1	32	11	18	193	105	151	52	17	32	4,3	2,7	3,7	69	34	50
P.2	32	10	20	252	109	155	50	13	27	4,3	2,4	3,5	69	32	51
P.3	29	12	18	190	98	126	49	14	27	2,2	4,1	3,5	70	36	49
P.4	30	11	19	261	109	149	51	12	28	4,1	2,3	3,5	71	34	50
P.5	29	13	19	224	76	146	57	14	29	4,1	2,3	3,4	69	36	50

4.1.1 DBO₅

Aumentos de DBO₅ são provocados por efluentes de origem predominantemente orgânica. Nos Estados Unidos, valores médios de DBO₅ para efluentes domésticos ou industriais, são em geral na ordem de centenas mg/L. Águas seriamente poluídas apresentam DBO maior do que 10mg/L (FIORUCCI e FILHO, 2005).

A Figura 12 apresenta a variação temporal da DBO₅ nos cinco pontos estudados. No total foram obtidos valores entre 12 mg/L e 32mg/L. Essa variação, está relacionada a quantidade de matéria orgânica que é lançada no açude, ou seja, quanto maior a carga orgânica, maior será a demanda bioquímica de oxigênio para estabilizar o ambiente em questão.

Analisando as datas de coleta, foi encontrada uma variação média entre 31mg/L e 12mg/L. Foi possível observar uma redução nos resultados nos dias seguintes ao de maior média. Apesar da tendência de diminuição de DBO₅, no dia 10 de janeiro de 2018 houve um

aumento fora de padrão. Essa situação poderia ser explicada pelo crescimento de matéria orgânica no meio.

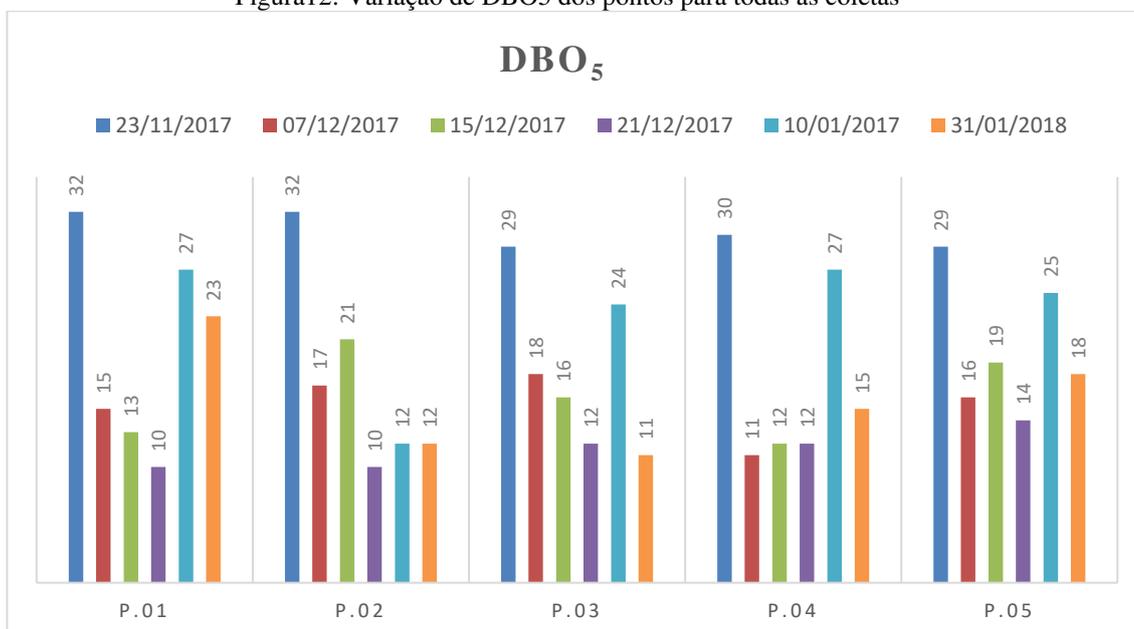
No dia 23 de novembro, os resultados encontrados foram superiores aos demais dias de coleta. Essa disparidade pode ser consequência de um aumento no despejo de efluentes e outras interferências externas que não podem ser controladas nesse ambiente de estudo.

Cronologicamente, os valores de DBO₅ obtiveram redução, pois apesar do crescimento no dia 21 de dezembro de 2017, os resultados da coleta seguinte, no dia 10 de janeiro de 2018, reduziram e se igualaram aos resultados de menor média, 12mg/L.

Segundo Araújo C (2017) no período de novembro a dezembro de 2016 foram observados valores de DBO₅ no açude de até 166 mg/L. Entretanto, no período de fevereiro a março de 2017, a máxima DBO₅ registrada neste estudo foi de 46 mg/L. A queda desses valores podem ser atribuídos ao aumento do volume do açude após as chuvas, podendo também indicar a eficiência das estruturas de jardins flutuantes instalados no ambiente de estudo, no decaimento da DBO₅ local.

Após a implantação dos jardins, no período de 18 de maio a 21 de agosto de 2017 Araújo S (2017), obteve a máxima DBO₅, de 32,8 mg/L. Resultado bem inferior ao encontrado em trabalhos anteriores a implantação dos jardins flutuantes

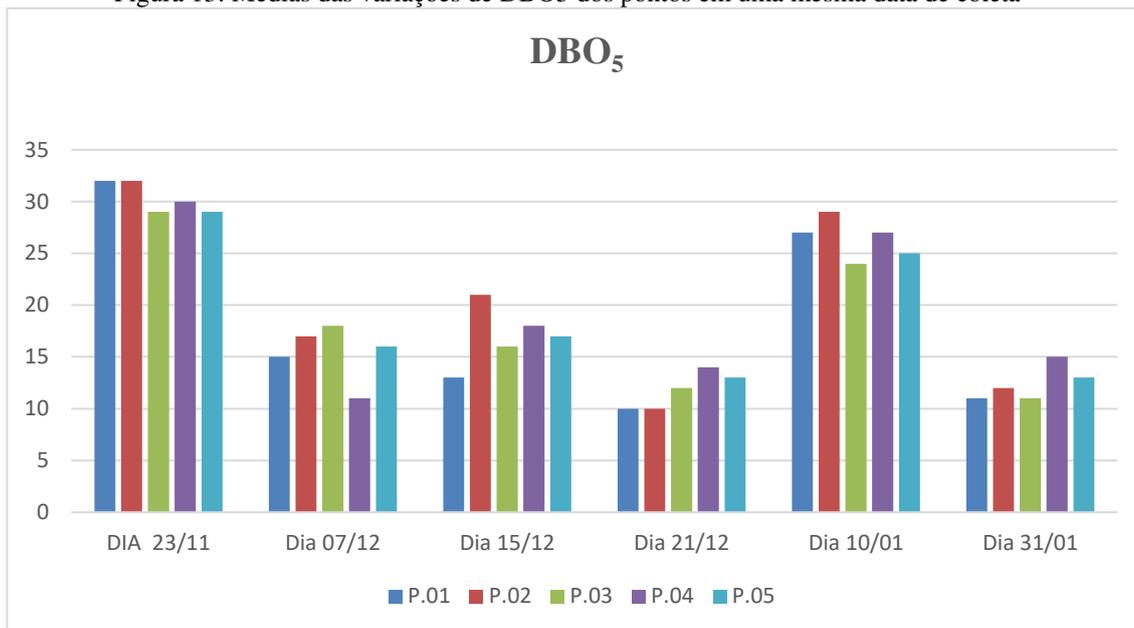
Figura12: Variação de DBO₅ dos pontos para todas as coletas



A Figura 13 representa os resultados para DBO₅ dos pontos em uma mesma data de coleta. Pontualmente é possível observa reduções da demanda nos pontos 1, 3, 5 que são mais próximos dos jardins A B e C. No dia 10 de janeiro de 2018 devido ao grande período de

estiagem o larguinho atingiu o seu nível mais baixo durante o intervalo das coletas, sendo assim, abastecido apenas por efluentes externos. Dessa forma foi observado um aumento de 41% nas medidas de DBO₅ em relação a coleta anteriores. No dia 31 de janeiro de 2018 foi observada uma melhora de 20% nos resultados devido as chuvas nos dias anteriores a coleta, proporcionando uma diluição das águas já existentes no açude e a redução de sua carga orgânica.

Figura 13: Médias das variações de DBO₅ dos pontos em uma mesma data de coleta



4.1.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO se baseia no fato de que alguns compostos orgânicos, sendo biodegradável ou não, são oxidados através de um agente químico oxidante. Esse experimento tem como resultado a indicação do oxigênio requerido para a estabilização da matéria orgânica.

A Figura 14 apresenta a variação temporal da DBO nos cinco pontos estudados. No total foram obtidos valores entre 261 mg/L e 76mg/L.

Analisando as datas de coleta, foi observada uma variação média dos pontos avaliados entre 101mg/L e 218mg/L. O valor máximo foi encontrado no dia 21 de dezembro de 2017. Apesar desse aumento, foi analisado que nas semanas seguintes o valor de DBO reduziu.

As médias dos resultados obtidos demonstram que a variação temporal da demanda química de oxigênio não obedece nenhum padrão de crescimento e decaimento. Contudo segundo GALIZA(2016) que realizou seus experimentos em um ambiente controlado, houve uma notável diminuição nos índices de demanda química de oxigênio em seus tanques. Pode-

se assim relacionar a possível influência dos fatores externos nos resultados obtidos., tais como o aumento do despejo de efluente no laguninho, vazamento das fossas localizadas nos arredores da área de estudo, entre outros, que inteferiram nos resultados obtidos.

Figura 14: variação temporal das médias de DQO

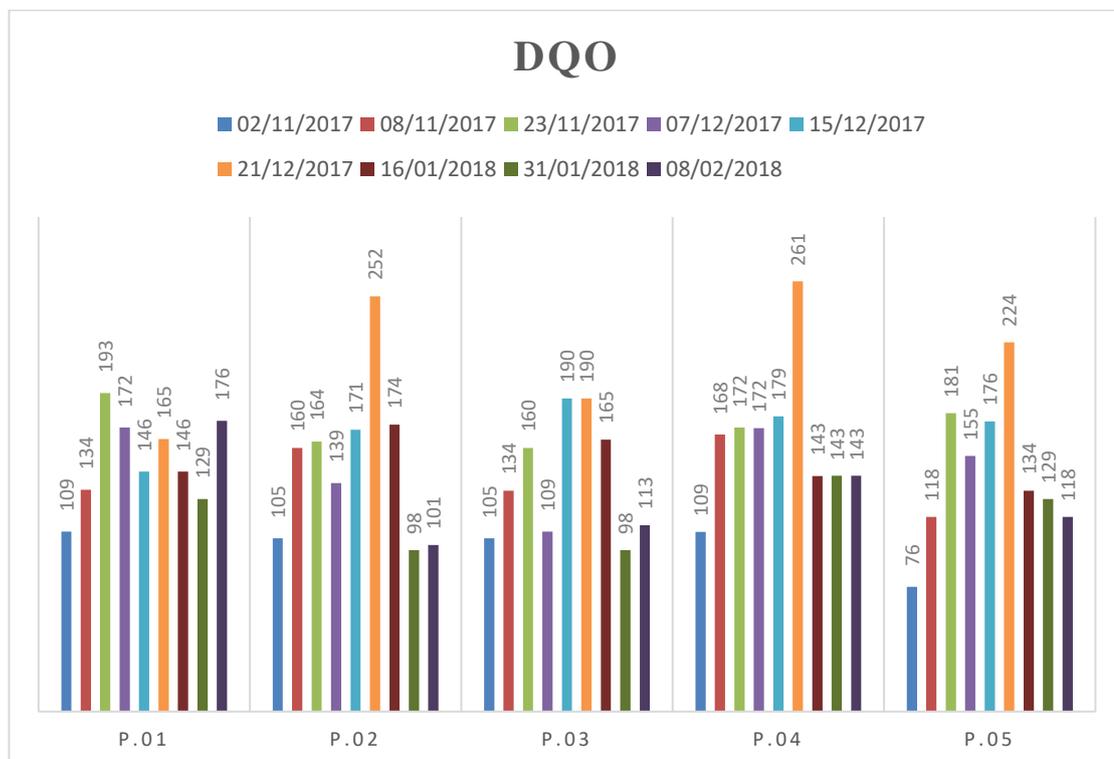


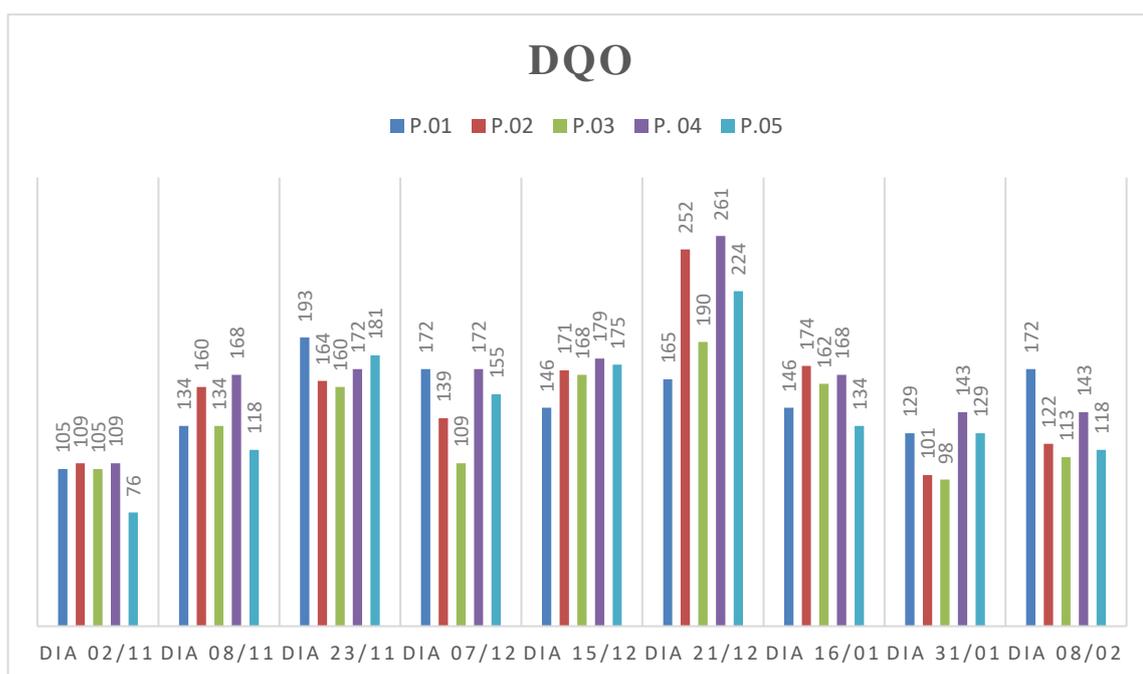
Figura 15 representa a média da variação de DQO dos pontos em uma mesma data. Os resultados mostram que os pontos P.02 e P.04, que são as estacas localizada a uma maior distância dos jardins, possuem uma taxa de DQO superior aos demais. Contudo, foi observado que o ponto 01, localizado próximo aos jardins analisados, obtiveram-se valores superiores aos pontos 03 e 05 que possuem as mesmas características. Possivelmente isso ocorreu devido a sua proximidade com a mata ciliar, que pode ter interferido nos resultados.

Analisando o comportamento dos resultados da DQO, é possível perceber que para todos os pontos de coleta os valores obtidos para o parâmetro em questão é alto. O aumento da concentração de DQO num corpo d'água se deve principalmente, a despejos de origem industrial, provavelmente admitindo derramamento inadequado do esgoto provenientes de fabricas nos arredores da UFCG ou dos efluentes originados nos laboratórios da própria universidade.

Araújo C (2017) em seu trabalho, obteve resultados superiores a 600mg/L para DBO, valor muito acima do máximo encontrado no período (261mg/L). Essa variação pode ser decorrência da eficiência dos jardins, que foram instalados no período da pesquisa abordada.

Lins (2017) também obteve altos valores para DQO, superiores aos encontrados no presente trabalho (valores acima de 261mg/L). Possivelmente esse fato é consequência da grande contribuição de matéria orgânica, devido ao período de estiagem.

Figura 15: Média da variação de DQO dos pontos em uma mesma data



Comparando os resultados de DBO, observa-se que os valores de DQO são bem maiores, indicando presença de efluentes industriais, contendo sabões, fosfatos, amoníacos e outros resíduos, em virtude da maior facilidade de oxidação dos compostos orgânicos é oxidada por meio químico em vez do biológico. A hipótese é de que esse tipo de efluente seja proveniente de uma fábrica de papéis localizada nas proximidades da universidade, conforme apontado por Araújo, C. (2017), além de receber outras contribuições de efluentes industriais a montante da universidade.

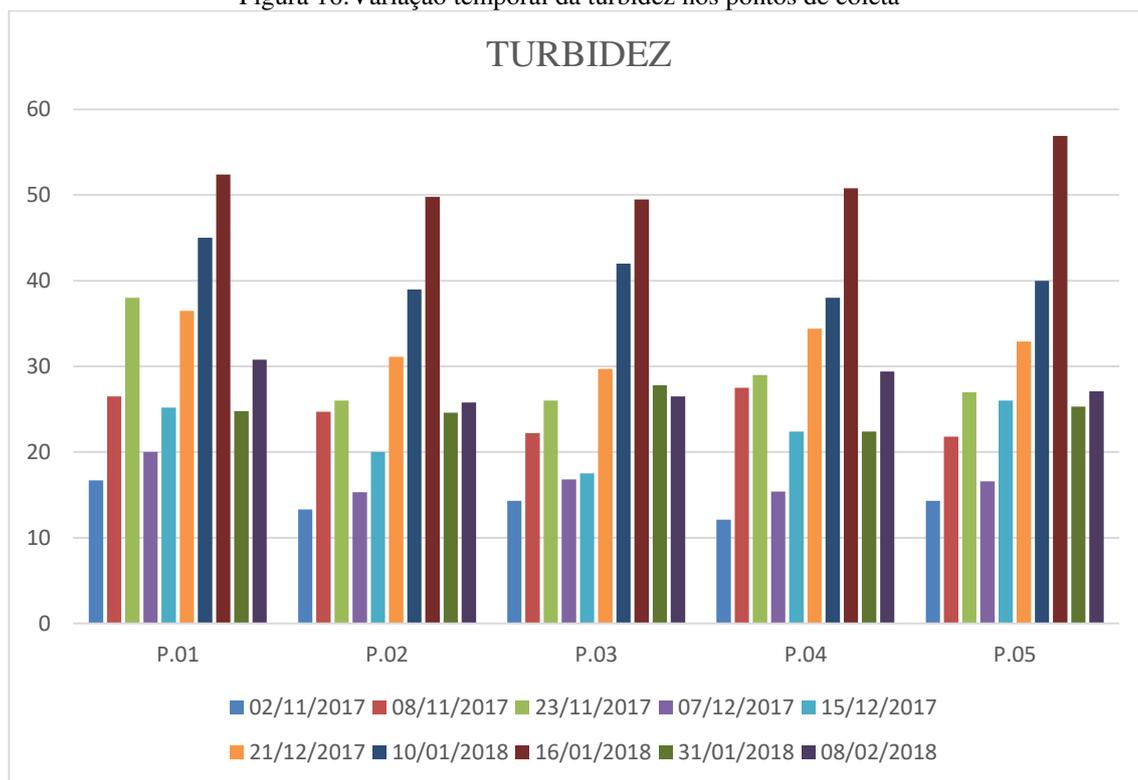
4.1.3 Turbidez

De acordo com Muller (2014), um dos principais impactos da turbidez elevada é a “barreira” que as partículas em suspensão formam na água impedindo a entrada dos raios solares, o que causa uma diminuição da atividade fotossintética das algas, reduzindo, conseqüentemente, os níveis de oxigênio na água.

Segundo Esteves (1998) alguns fatores podem contribuir para o aumento da turbidez nos corpos d'água, tais como a precipitação, devido ao carreamento de partículas pelo escoamento superficial e erosão das margens, como também o despejo de efluentes.

Os valores médios do parâmetro variaram de 14,4 a 51,8 NTU. A Figura 16 ilustra a variação da turbidez nos pontos de coleta ao longo do tempo de estudo. O maior valor de turbidez, em 16 de janeiro de 2018, foi observado após aos dias de chuva. No dia 10 de janeiro de 2018 os índices deste parâmetro foram superiores aos dias anteriores, apesar do longo período de estiagem, o que pode indicar a existência de outras fontes de contribuições específicas de efluentes, além das continuamente recebidas pelo canal de drenagem. Após os dias de maiores valores médios de turbidez foi possível observar uma redução geral de suas medidas. Desta forma, verificou-se há grande influência dos jardins na redução da turbidez. Mesmo com o aumento desse parâmetro devido a fatores externos, o sistema de forma geral, conseguiu agir na diminuição de partículas em suspensão.

Figura 16:Variação temporal da turbidez nos pontos de coleta

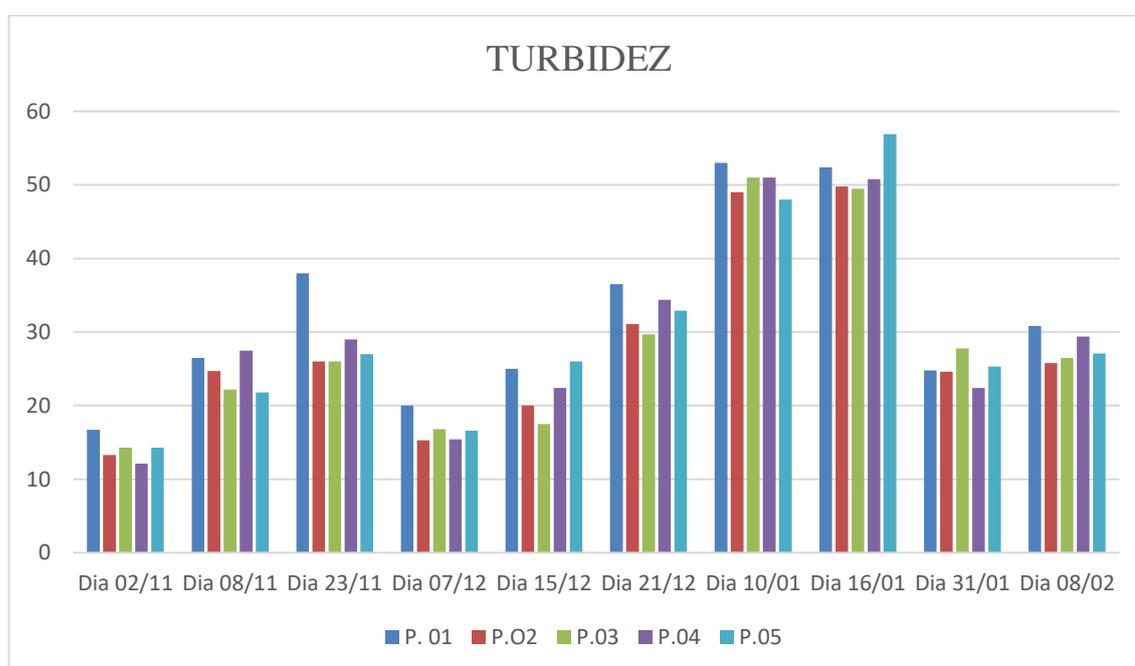


Resultados semelhantes foram encontrados por Galisa (2016) ao avaliar as águas em tanques experimentais utilizados em seu trabalho. A água do canal, à montante do açude estudado, obteve uma eficiência média máxima de 88% nos índices de turbidez.

A Figura 17 representa a variação de turbidez dos pontos na área avaliada. Foi possível observar no Ponto 01 valores de turbidez superiores aos demais. Isso pode ter ocorrido devido a proximidade do jardim às matas ciliares localizadas nas margens do lago, que podem liberar detritos no corpo hídrico. Em relação aos Pontos 03 e 05, suas médias 27 NTU e 15 NTU, foram inferiores aos valores dos demais pontos. Possivelmente esse fato ocorreu devido a ação remediadora dos jardins serem mais efetivas em pontos mais próximos.

A menor média encontrada para os valores de turbidez, 14NTU, foi vista no ponto P. 05, que se localiza próximo ao jardim C. Esse resultado pode ser decorrência da sua maior distância do canal e das matas ciliares encontradas nos arredores do ambiente de estudo.

Figura 17: Média da variação de turbidez dos pontos em uma mesma data.



Entre os meses de novembro e dezembro de 2016, Araújo, C. (2017), obteve valores para turbidez entre 46,2 NTU e 186 NTU, resultados superiores aos encontrados nesta pesquisa, no mesmo período em 2017 de 52NTU e 14NTU. Uma das razões seria a época em que o açude se encontrava com o volume bastante reduzido, havendo uma maior concentração de partículas em suspensão, outro fato seria que possivelmente a presença dos jardins influenciou positivamente nos resultados deste trabalho.

4.1.4 Ortofosfato

Segundo Smith e Schindler (2009), o fósforo presente nos ambientes aquáticos é um nutriente de grande importância para a cadeia alimentar. No entanto, quando descarregados em

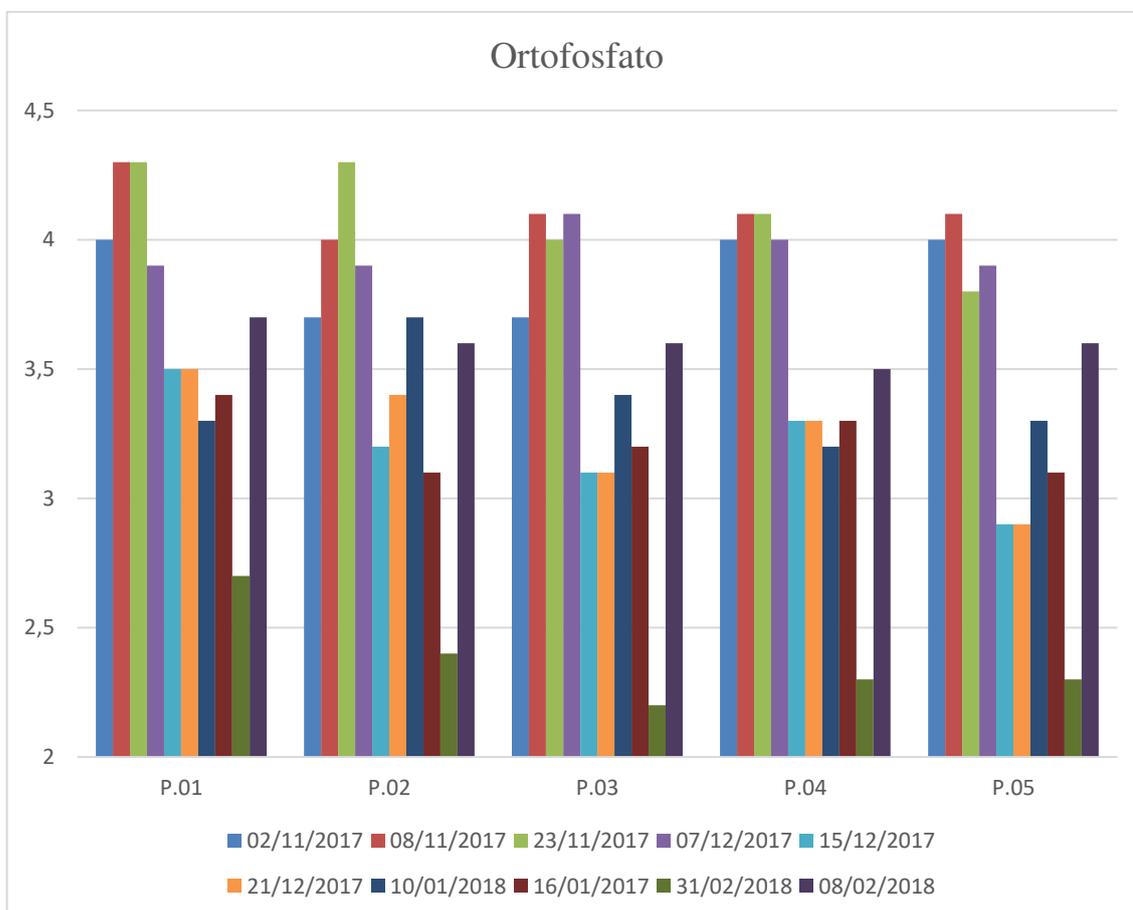
altas concentrações nas águas superficiais e associados às boas condições de luminosidade provocam a eutrofização das mesmas.

Foi observada uma grande variação entre os resultados médios desse parâmetro no período monitorado, valores entre 4,3ml/L no dia 23 de novembro de 2017 e 2,3 ml/L no dia 31 de janeiro de 2018, como mostrado na Figura 18.

No dia 15 de dezembro, o valor médio de ortofosfato teve uma grande queda em relação aos dias anteriores, essa diferença pode ter sido ocasionada pela recolocação de jardins, que aconteceu do dia 14 de dezembro, já que os resultados posteriores permaneceram com uma média inferior, comparada as coletas iniciais. Contudo os menores valores foram observados no dia 31 de janeiro de 2018. Esses resultados também podem estar relacionados ao ambiente externo, uma vez que o despejo de efluentes pode ter sido menor, em relação as demais datas de coleta.

Já no dia 23 de novembro de 2017, foram encontrados os maiores valores de ortofosfato. Esse fator pode ser decorrência do longo período de estiagem, uma maior descarga dos efluentes sanitários, influenciando na eutrofização do corpo hídrico.

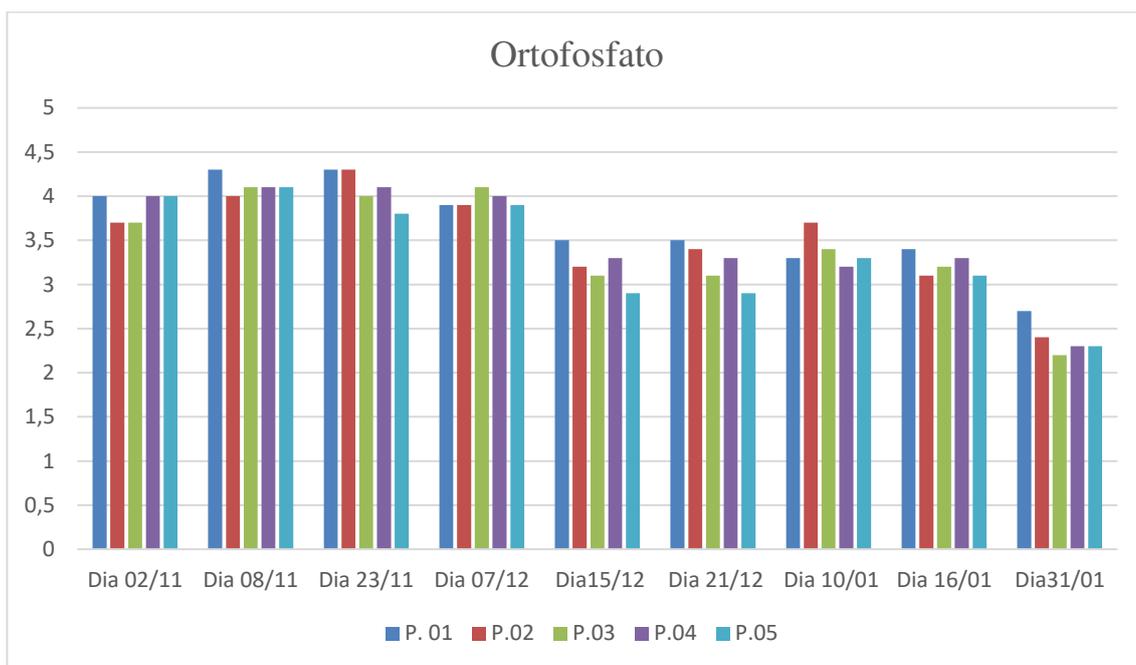
Figura 18: Variação temporal de ortofosfato



Lins (2017) analisando o mesmo ambiente em estudo anterior a instalação dos jardins flutuantes, encontrou uma concentração média de ortofosfato solúvel em torno de 1,5 mg/L. Para o período entre novembro de 2017 e fevereiro de 2018, o mesmo corpo hídrico apresentou concentrações médias de ortofosfato solúvel superiores, à 4,0mg/L Este fato pode ser atribuído ao aumento da pluviosidade, aumento de despejo de efluentes.

Figura 19 representa a variação de ortofosfato para uma mesma data em relação ao espaço. Foi observada um decaimento nos índices durante o período da pesquisa. Contudo não foi encontrado uma relação significativa entre a proximidade dos jardins e a melhora nos resultados na concentração de ortofosfato. Esses resultados podem ser consequência da falta de controle no ambiente de estudo, as plantas dos jardins podem não estar com o desenvolvimento necessário para trazer resultados significantes nesse tipo de análise.

Figura 19: Média da variação de turbidez dos pontos em uma mesma data



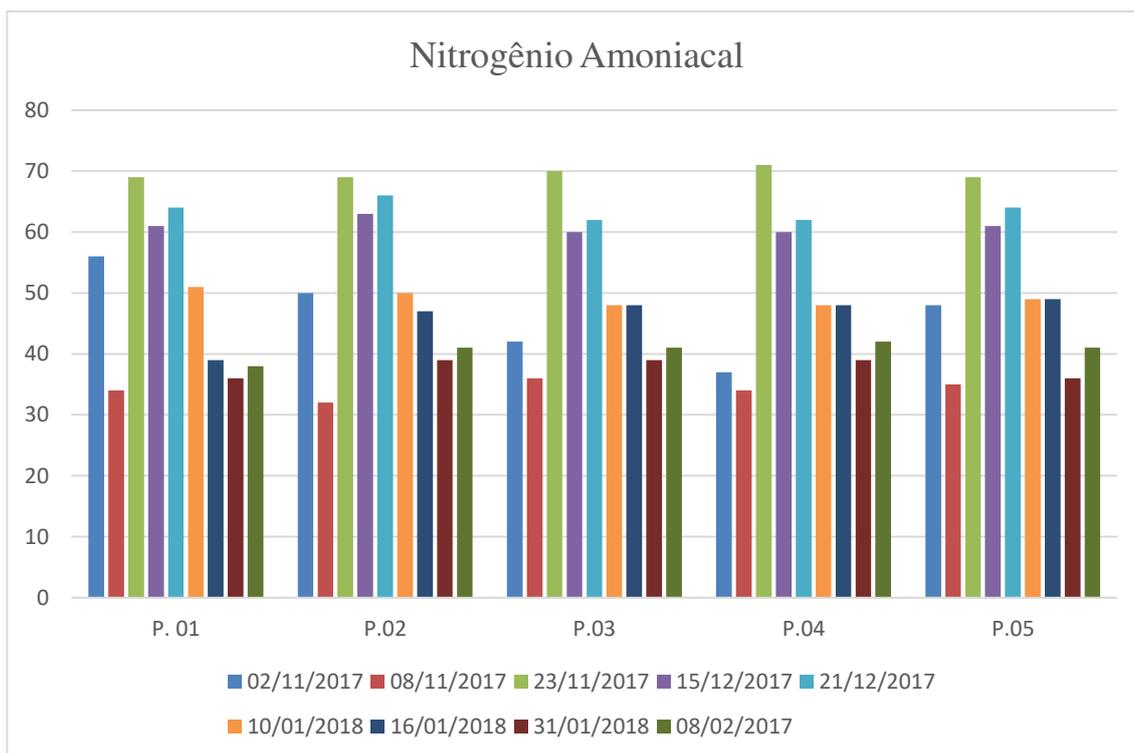
4.1.5 Nitrogênio amoniacal

Segundo Araújo C. (2017) o nitrogênio amoniacal é uma forma reduzida de nitrogênio e tem fundamental importância nos meios aquáticos, pois, em altas concentrações, poderá influenciar diretamente na eutrofização do meio, requerendo assim, um aumento do consumo de oxigênio dissolvido, tornando-o menos disponível na água e causando morte dos peixes.

Na Figura 20 os valores médios encontrados tiveram um intervalo de 34 a 70 mg/L. Houve uma grande variação entre os resultados durante as coletas, isso pode significar um aumento de despejo de esgoto doméstico, juntamente com a grande incidência de luz solar.

No dia 23 de novembro, os resultados encontrados foram superiores aos demais dias de coleta. Essa disparidade pode ser consequência de um aumento no despejo de matéria orgânica, interferências externas que não podem ser controladas nesse ambiente de estudo. Nesse mesmo dia também houve o máximo valor de DBO₅. Essa semelhança possivelmente se deve ao fato da descarga de efluentes de origem predominantemente orgânica.

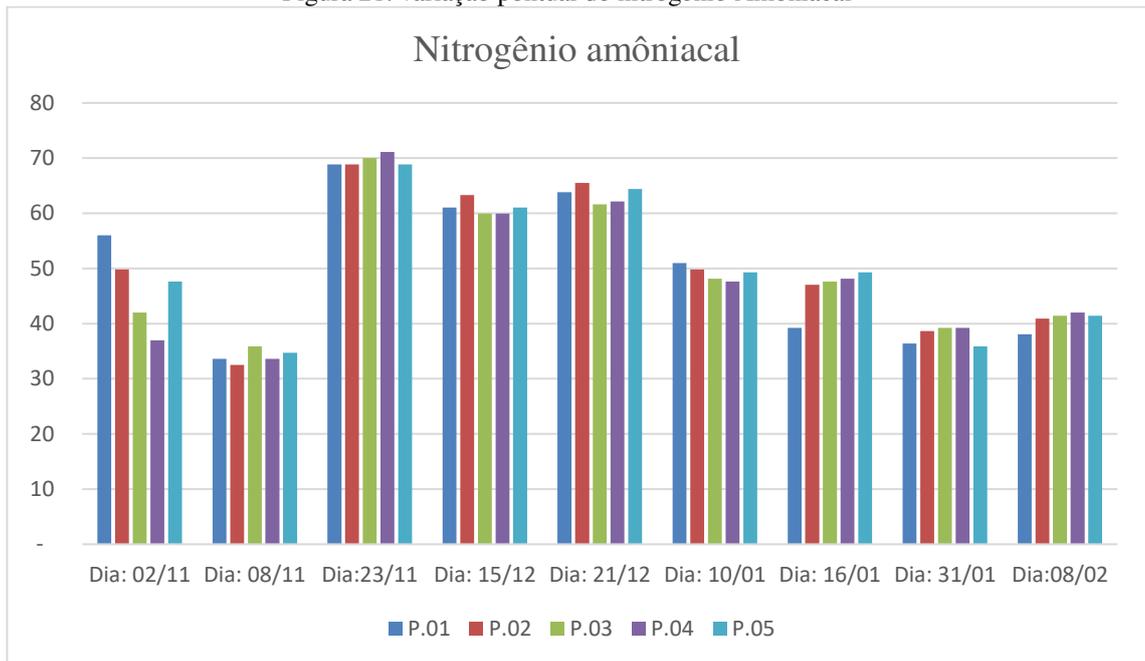
Figura 20: Variação temporal do nitrogênio amoniacal



Araújo C. (2017) analisando o mesmo ambiente estudo antes a instalação dos jardins flutuantes, encontrou uma concentração média máxima de nitrogênio amoniacal de 5,67 mg/L. Com a instalação dos jardins o mesmo corpo hídrico apresentou concentrações médias inferiores. Essa variação pode ser decorrência da eficiência dos jardins, que não existiam no período da pesquisa abordada

A Figura 21 representa a variação de nitrogênio amoniacal para uma mesma data. A variação de valores médios entre os pontos próximos aos jardins e os mais distantes é muito pequenas, como é visto na Tabela 3 no início desse tópico. Dessa forma a proximidade ao jardim não representou uma grande influência na eficiência da redução da concentração do nitrogênio amoniacal em relação aos demais pontos. Esse fato pode estar relacionado com o curto período de estudo também porque o nitrogênio é muito instável em ecossistema desse tipo.

Figura 21: variação pontual do nitrogênio Amoniacal



5 Conclusões e recomendações

A estrutura de pallet construída sustentou as plantas por todo o período de estudo, entretanto, as ancoras utilizadas não foram eficientes, pois alguns jardins não permaneceram presos a ela.

Cronologicamente, os valores médios de DBO_5 não apresentaram um comportamento consolidado durante o período de estudo. Contudo, pontualmente é possível observar reduções significativas da demanda nos pontos 1, 3, 5 que são mais próximos dos jardins.

Na análise de DQO, a variação temporal não obedece nenhum padrão de crescimento e decaimento. Em relação a atuação de cada ponto avaliado, os resultados mostram que as estacas localizadas a uma maior distância dos jardins, possuem uma taxa de DQO superior aos demais, ou seja, a proximidade aos jardins trouxe melhores resultados.

Em relação a turbidez, mesmo com o aumento desse parâmetro devido a fatores externos, o sistema de forma geral, conseguiu agir na diminuição de partículas em suspensão.

Não foi possível observar uma variação significativa entre as análises de concentração de ortofosfato. Dessa forma, a proximidade ao jardim não apresenta diferença na eficiência na redução da concentração desse parâmetro em relação aos demais pontos.

Ao analisar os dados de forma temporal e espacial, não foi possível observar uma variação significativa entre os pontos de coleta e a concentração de nitrogênio amoniacal.

A eficiência do sistema de jardins flutuantes foi maior, quando comparados com dados experimentais anteriores à sua implantação, mostrando que o tempo de desenvolvimento das plantas pode ainda ser recente e os resultados ainda podem ser melhorados com um maior tempo de pesquisa.

Para trabalhos futuros, recomenda-se Análises mais minuciosas e a longo prazo, para obtenção de resultados mais conclusivos em relação a qualidade da água.

Analisar mais parâmetros, como o OD, que ajudaria em uma melhor discussão de resultados.

6 Referência bibliográfica

AESA. Meteorologia. Município: Campina Grande. Campina Grande, 2017. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/meteorologia-chuvas/>>. Acesso em: março 2018. il. Color.

AGENDA 21. Proteção da qualidade e do abastecimento dos recursos hídricos: aplicação de critérios integrados no desenvolvimento, manejo e uso dos recursos hídricos. *Água em Rev: Suplemento das Águas*; 1996. p.14-33.

AGUIJARRO L. F (2002) Florações de cianobactérias potencialmente tóxicas nas bacias dos rios Piracicaba. In 22º Congresso Brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, João Pessoa (PB). Anais. Associação Brasileira de engenharia sanitária e ambiental.

ALVES, D. S.; Moreira, J. C.; Mello, E. M. K.; Soares, J. V.; Silva, O. F.; Almeida, S. A. S.; Ortiz, J. O.; Amaral, S. Mapeamento do uso da terra em Rondônia utilizando técnicas de segmentação e classificação de imagens TM. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 8., 1996, Salvador. Anais... São José dos Campos: INPE, 1996. Artigos, p. 71-80. CD-ROM. ISBN 85-17-00014-5

ANDRADE, J. C.M.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F; Fitorremediação: o uso das plantas na melhoria da qualidade ambiental. São Paulo: Oficina de textos, 2007.

ARAÚJO, C. T. F. Caracterização das águas do açude da Universidade Federal de Campina Grande e classificação preliminar para usos diversificados. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

ARAÚJO, S. L. A. R. Avaliação da eficiência do sistema de jardins flutuantes na qualidade da água no açude da universidade federal de Campina Grande-UFCG. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

Avaliação do potencial de plantas nativas do Brasil no tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais em “wetlands” construídos. Campinas, 2004. 119 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química), Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas.

BARRETO, L. V. et al. Eutrofização em rios brasileiros. ENCICLOPÉDIA BIOSFERA, Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 9, n. 16; p. 2165, 2013.

BARROS, R. T. V. et al. Saneamento. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1995. (Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios – volume 2).

BIRD, S. (2004). “constructed wetlands: a watershed assessment. A viable alternative for the tretment of urban and agriculturam wastewater. ENSC 202- Literature

BRAGA, Benedito et al. Introdução à Engenharia Ambiental. 2ª Edição. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005, 318 páginas.

BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente

CAI, Y.; SU, J.; MA, L.Q. Low molecular weight thiols in arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* upon exposure to arsenic and other trace elements. *Environmental Pollution*, v.129, p.69-78, 2004.

CARVALHO, S. L. Eutrofização Artificial: Um problema em Rios, Lagos e Represas. Disponível em: <<http://www.agr.feis.unesp.br/ctl28082004.php>> Acesso em: 13 agost. 2017.

CETESB, 2016. Disponível em:<
<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguassuperficiais/variaveis.pdf> em 13/08/2017

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo - Apêndice A - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. 2008. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/publicacoes.asp>>. Acesso em: 12/09/2017

CHAO, I.R. (2006) Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água. Dissertação de mestrado, Escola Politécnica, USP, SP

CHAVES, L. H. G., Mesquita, E. F., Araújo, D. L., & França, C. P. (2010). Acúmulo e distribuição de cobre e zinco em mamoneira cultivar BRS Paraguaçu e crescimento da planta. *Engenharia-Ambiental-Espirito Santo do Pinhal*, 7(3), 263-277.

CHERNICHARO, C. A. de L.; FORESTI, E.; CYBIS, L. F. (2001).

Configurações de reatores anaeróbios. In Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. José Roberto Campos (coordenador). 464p. 1999. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABE

COSTA, L.L.; CEBALLOS, B.S.O.; CELEIDE, M.B.S.; CAVALCANTI, M.L.F. Eficiência de wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colílagos e bacteriófagos. Revista de Biologia e Ciências da Terra. v.3, n.1. 2004. Disponível em: Acesso em: < 6 set. 2017

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. Missão. Disponível em: . Acesso em: 29 Janeiro . 2018.

EPA. (2000). Introduction of phytoremediation. EPA/600/ R-99/107. Recuperado em 5 Maio 2012, de <http://nepis.epa.gov>.

ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência, 2011, 826p.

ESTEVES, F.A. 1998 Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência. 575p.

FERREIRA, Y. B. C. Proposta de um modelo de gestão ambiental com ênfase no saneamento básico para implantação na Universidade Federal de Campina Grande – PB. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

FIORUCCI, A. R. & FILHO, E.B. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. 2005. disponível em: <<http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc22/a02.pdf>>. Acesso em: janeiro. 2018.FIRMINO, J. P. Processo de degradação ambiental do rio Pilõeszinhos nos perímetros urbano e rural. 2016. 37f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) - Universidade Estadual da Paraíba, Guarabira, 2017.

FIRMINO, JOSEITON PEREIRA-Processos de degradação ambiental do no Pilõeszinhos nos perímetros urbanos e rural. Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande, PB. 2016. Trabalho de conclusão de curso.

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

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. Manual de Saneamento. Ministério da Saúde. Brasília, 2004

FUNASA. Brasília. Fundação Nacional de Saúde. Manual de Controle de Qualidade Da Água Para Técnicos Que Trabalham em ETAS. 2014. Disponível em: <www.funasa.gov.br>. Acesso em: 25 set. 2017

GALISA, D. R. R. 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

GARDEA-TORRESDEY, J. L., PERALTA-VIDEA, J. R., De La Rosa, G., & Parsons, J. G. (2005). Phytoremediation of heavy metals and study of the metal coordination by X-ray absorption spectroscopy. *Coordination Chemistry Reviews*, 249, 1797- 1810. doi:10.1016/j.ccr.2005.01.001.

GOMES, E. F. Perda de vazão e seus efeitos na operação do sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande – PB. 82f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2013.

HEADLEY, T. R.; TANNER, C. C. Floating treatment wetlands for the removal of fine particulates, copper and zinc from stormwater. In: Preprints of 11^a International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Indore, India, 2008, pp. 655–659.

HSIAO-LING, L. et al. Water quality improvement with artificial floating islands. Taiwan: Elsevier, 2014.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo demográfico. 2010. Disponível on-line: <www.ibge.gov.br>. Acesso em 15 de nov. de 2017.

ISI, J.G. Água no século XXI: enfrentando a escassez. Rima, IIE, São Carlos. 247 p. 2003.

JUNIOR, A.G.R. & SOUSA, C.M.de. Campina Grande Hoje e Amanhã. Campina Grande: EDUEPB, 2014

LAMERGO F. P, VIDAL R.A (2007). FITORREMEDIAÇÃO: PLANTAS COMO AGENTES DE DESPOLUIÇÃO?. Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente, Curitiba, v. 17, p. 9-18, jan. /Dez. 2007. COSTA, S.M.S.P. da.

LAMPARELLI, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo:

LIMA, R.F.S; Potencialidades dos wetlands construídos empregados no pós- tratamento de esgotos: experiências brasileiras. 2016.Dissertação Universidade Federal de Santa Catarina. 2016.

LIMA, S.R.A. A. Avaliação da eficiência do sistema de jardins flutuantes na qualidade da água no açude da universidade federam de Campina Grande-PB. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

LIMA; A. J. B.; COSTA, G. R. L. X.; SOARES, L. P. C. Avaliação do índice de qualidade da água (IQA) nos reservatórios com capacidade de acumulação de água acima de 5 milhões de metros cúbicos, monitora dos pelo IGARN na Bacia Hidrográfica Apodí-Mossoró/RN nos anos de 2005 e 2006.Anais. VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu – MG, 2007.

LINS, C. A. caracterização físico-química e avaliação da eutrofização da água do lago da UFCG, campus de Campina Grande-PB. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017

LIU, T.; SUNG, S. Ammonia inhibition on thermophilic aceticlastic methanogens. Water Sci. Technol., v. 45, n. 10, p. 113-120, 2002.

LOPES, W. da S. et al. Determinação de um índice de desempenho do serviço de esgotamento sanitário. Estudo de caso: cidade de Campina Grande, Paraíba. Campina Grande: Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Campina Grande, 2015. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbrh/v21n1/2318-0331-rbrh-21-1-1.pdf>>. Acesso em: NOV. 2017.

LUQMAN, M. et al. Phytoremediation of polluted water by trees: A review. African Journal of Agricultural Research. v.8, n. 17, 2013, p. 1591-1595.

MARGALEF, R. 1983 Limnologia. Barcelona: Omega. 1010p.

MENDONÇA, Sergio Rolim & CEBALOS, Beatriz Susana de O. Lagoa de Estabilização e Aeradas Mecanicamente: Novos Conceitos. João Pessoa, S. Rolim Mendonça.

MULLER, A.C. Introdução à Ciência Ambiental. Uso didático. p. 67-73. Curitiba: PUC-PR. Disponível em: <http://ambientes.ambientebrasil.com.br/agua/impactos_sobre_as_aguas/a_importancia_da_dbo.html>. Acesso em: Jan. 2018.

NAICHIA, Y. et al. Artificial floating islands for environmental improvement. Taiwan: Elsevier, 2015

NARDINI, M. J.; NOGUEIRA, I. DE S. O processo antrópico de um lago artificial e o desenvolvimento da eutrofização e floração de algas azuis em Goiânia. Disponível em: <<http://seer.ucg.br/index.php/estudos/article/view/557/442>> Acesso em: 13 novembro 2017.

NAVAL, L. P.; COUTO, T. C.; Remoção do nitrogênio amoniacal em efluentes de sistemas aeróbios, pg 1- 5, 2010

NOVOLARI, A. Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola.1º Edgar Blucher 2003

PEREIRA, D. S. P. Saneamento Básico: Situação atual na América Latina – Enfoque Brasil. Disponível em <http://tierra.rediris.es/hidroded/RVA.html> . Acesso em: 13 agosto 2017.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistema hídricos. Revista eletrônica de recursos Hídricos. IPH-UFRGS. V.1, n. 1. p.20-36. 2004

PINTO, D.B.F.; SILVA, A.M.; MELLO, C.R.; COELHO, C. Qualidade da água do Ribeirão Lavrinha na região Alto Rio Grande – MG, Brasil. Revista Ciência e Agrotecnologia, v.33, n.4, p.1145-1152, 2009.

PIVELI, R. P; KATO, M. T; Qualidade das águas e poluição: Aspectos Físico-Químicos. São Paulo: ABES, 2005. 285p

QUEGE et al., UTILIZAÇÃO DE PLANTAS DE BAMBU NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO PELO SISTEMA DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS v (10), nº 10, p. 2069-2080, JAN-ABR, 2013.

REED, S. C.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E.J. Natural systems for management and treatment. New York: McGraw-Hill, Inc. 435p. 1995.

Relatório Técnico do Plano Municipal de Saneamento Básico de Campina Grande. 2015

ROCHA, E.G. Uso jardins flutuantes na remediação de águas superficiais poluídas. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018

ROCHA, S.A.; LOUGON, M.S.; GARCIA, G.O. Influência de diferentes fontes de poluição no processo de eutrofização. Revista Verde. v.4, p.1-6, 2009

ROVERI, V. (2011) Recursos Hídricos Eutrofizados: Descrição de métodos preventivos e corretivos para sua recuperação. SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE CIÊNCIAS INTEGRADAS DA UNAERP CAMPUS GUARUJÁ

SANTIAGO, A. F.; CALIJURI M. L.; LUIS, P. G. Potencial para utilização de sistemas de wetlands no tratamento de águas residuárias: uma contribuição a sustentabilidade dos recursos hídricos no Brasil, Revista Natureza & Desenvolvimento, V.1, n.1, p 29-39, 2005.

SANTOS, C.F; NOVAC E. PLANTAS NATIVAS DO CERRADO E POSSIBILIDADES EM FITORREMEDIAÇÃO.2013. Disponível em: <<http://www.revistas.unilasalle.edu.br/index.php/Rbca>> Acesso em: 13 agost. 2017.

SCARAMUCCIIN, J. A.; GUERRA, S. M. G.; BORDONI, O. R. J. A poluição na Billings: uma análise econômica. Revista Brasileira de Energia.v.4, n.1, p. 1995.

SCHIEWER, U. 1998 30 years' eutrophication in shallow brackish waters - lessons to be learned. Hydrobiologia, Netherlands,363: 73-79.

SENE, L. Fitorremediação [Notas de Aula da Prof.^a Luciene Sene]. Cascavel: UNIOESTE, 2008. Disponível em: <<http://www.unioeste.br/cursos/cascavel/biotecnologia/aulas/2008/fitorremedia%C3%A7%C3%A3o.pdf>>. Acesso em: set. 2017

SHENG, K.; CHEN, X.; PAN,J.; KLOSS, R.; WEI, Y.; YING, Y. Effect of ammonia and nitrate on biogas production from food waste via anaerobic digestion. Biosyst. Eng., v. 116, p. 205-212, 2013.

SILVA, A.S; SOUZA, C.M, M, S; FAY, E.F; BRITO, L.T.T; Indicador de qualidade de uso de água em cisternas no semiárido brasileiro (IUA-CD) (2009).

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2013

SMITH, V. H. & SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: Trends in Ecology and Evolution 24: 201-207. 2009.

SOARES, A. L. F. Gerenciamento da Demanda de água em ambientes de uso público: O caso da Universidade Federal de Campina Grande. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Campina Grande, PB. 2012.

SOARES, S.R.A.; BERNARDES, R.S.; CORDEIRO NETTO, O.M. Relações entre saneamento, saúde pública e meio ambiente: elementos para formulação de um modelo de planejamento em Saneamento. Cadernos de Saúde Pública, Rio de Janeiro, v. 18, p. 1713-1724, 2002.

SOUSA, F.P. ALORAÇÃO ECONÔMICA AMBIENTAL: O CASO DO RIO PARAIBUNA, JUIZ DE FORA- MG. 2005. Universidade Federal de Viçosa, 2005.

SOUZA, Roberta. F. P.; JUNIOR, Aziz. G. S. Poluição Hídrica e Qualidade de vida: O caso do saneamento básico no Brasil. Disponível em: < <http://sober.org.br/palestra/12/06P372.pdf>> Acesso em: 31 set. 2017.

SPERLING, Marcos Von. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª Edição. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Editora da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG – Belo Horizonte, 2005.

STEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos. Site institucional, 2008. Disponível em: www.snis.gov.br/

THOMAZ, S.M. e BINI, L.M. 1999 A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na Represa de Itaipu. In: HENRY, R. Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais. FUNDIBIO: FAPESP. São Paulo. p.597-626.

TRATA BRASIL. Esgotamento sanitário inadequado e impactos na saúde da população. 2010a. Disponível em: <Disponível em: http://www.tratabrasil.org.br/novo_site/cms/templates/trata_brasil/files/esgotamento.pdf >. Acesso em: 20 Nov. 2017. » http://www.tratabrasil.org.br/novo_site/cms/templates/trata_brasil/files/esgotamento.pdf

TUCCI, C. E. M. Modelos Hidrológicos. Porto Alegre: Ed. da Universidade/UFRGS/ABRH, 1998. 669p.

TUCCI, C.E.M.; Águas Urbanas. Estudos Avançados. v.22, n.63. São Paulo, 2008. Disponível em: < <http://www.revistas.usp.br/eav/article/view/10295/11943>>. Acesso em: fev. 2017.

TUNDISI, J. G.; MATSU MURA-TUNDISI, T.; SIDAGIS GAL LI, C. Eutrofização na América do Sul: causas, tecnologias de gerenciamento e controle. IIE, Iiega, IAP, Ianas, ABC. 337p. 2006.

UNDISI, J.G. A crise da água: eutrofização e suas consequências. In. TUND

UNEP- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. Integrated watershed management- ecohydrology & Phytotechnology- Manual. 2004.

VARGHESE, A. R.; JACOB, L. Phytoremediation of waterbodies using selected aquatic macrophytes eicchornia crassipes (mart.) solms and pistia stratiotes, L. Asian Journal of Science and Technology. India, v. 07, n. 4, abr. 2016, p. 2774-2776.

Vega MM, Fernandez TB, Tarazona JV, Castaño A. Biological and chemical tools in the toxicological risk assessment of Jarama River, Madrid, Spain. Environ Pollut 1996;93(2):135-9.

VON SPERLING, M. Introdução a Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos . 2ª Ed. - Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996, 243p.

WANG, G. X. et al. A mosaic community of macrophytes for the ecological remediation of eutrophic shallow lakes. Ecological Engineering, v. 35, 2009, p. 582-590.

WETZEL, R. G. Limnologia. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993. 919 p

WETZEL, R.G. 1983 Limnology. EUA: W. B. Saunders Company. 743p.

Wrege M. A ética da água. InformANDES 2000;(96):12.

ZANELLA, L. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 2008. Tese de doutorado.

ZANINI, H. L. H. T. Caracterização limnológica e microbiológica do córrego rico que abastece Jaboticabal (SP). Jaboticabal, 75 f. 2009. Tese (doutorado em Microbiologia Agropecuária). Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, São Paulo. Disponível em:<<http://www.fcav.unesp.br/download/pgtrabs/micro/d/2760.pdf>>. Acesso em: 20 de set 2017

ZHAO, F. et al. Purifying eutrophic river waters with integrated floating islands systems. Ecological Engineering, v. 40, jan. 2012, p. 53-60

ZUCCARI, GRANER & LEOPOLDO - Determinação da demanda química de - Energ. Agric., Botucatu, vol. 20, n.4, 2005, p-69-82 71