

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL
ENGENHARIA AMBIENTAL

FELIPE DE FREITAS MARTINS

TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL ASSOCIADA A HIDROGRAMAS
QUALITATIVOS EM WETLAND CONSTRUÍDO

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA

2018

FELIPE DE FREITAS MARTINS

**TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL ASSOCIADA A HIDROGRAMAS
QUALITATIVOS EM WETLAND CONSTRUÍDO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
como requisito parcial à obtenção do título de
Bacharel em Engenharia Ambiental do
Departamento de Engenharia Ambiental, da
Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Orlando de Carvalho
Junior.

LONDRINA

2018



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

Taxa de aplicação superficial associada a hidrogramas qualitativos em Wetland
construído

Por

Felipe de Freitas Martins

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado no dia de de ano ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho _____ (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. Dr. Rafael Montanhini Soares de Oliveira
(UTFPR)

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi
(UTFPR)

Profa. Dr. Orlando de Carvalho Junior
(UTFPR)
Orientador

Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por sempre estar abençoando e cuidando da minha vida, agradeço aos meus pais por me darem condição financeira necessária para continuar a estudar, e por me ajudarem em tudo que precisei, agradeço a minha namorada por sempre me fazer andar pra frente e me focar no que é preciso, pela paciência, carinho e companheirismo que nunca deixou faltar, agradeço meus amigos que ganhei no caminho, que fizeram com que a caminhada fosse mais leve com as brincadeiras e conversas de corredor, agradeço aos meus professores, por me ensinarem e ajudarem ao longo do meu estudo, ao meu orientador pela ajuda necessária para esse trabalho.

RESUMO

Amplamente utilizados na França, os Wetlands construídos de fluxo vertical tipo francês são ótimas opções de sistemas alternativos para tratamento de esgoto em regiões descentralizadas. O Wetland utilizado no estudo recebe efluente de um restaurante universitário. Foram feitas 4 bateladas com diferentes taxas de aplicação superficial para obter os hidrogramas de vazão para análises em laboratório. Foi então possível analisar a influência que as variações da taxa de aplicação de esgoto causaram no sistema. Através da análise gráfica, foi possível verificar que a variação da eficiência de DQO diminui proporcionalmente com o aumento na taxa de aplicação, porém os cálculos de correlação mostram resultados de 54% somente para a taxa de aplicação de $0,3\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, nas outras taxas a correlação não é mostrada tanto nos gráficos quanto nos cálculos.

Palavras-chave: Wetland francês, taxa de aplicação, remoção de DQO

ABSTRACT

Widely used in France, French vertical-flow constructed wetlands are great options to alternative systems for sewage treatment in decentralized regions. The maintenance is easy and the costs of implantation and operation are low. The Wetland used for this study receives effluent from a university restaurant. Four batches with different superficial application were applied to get flow hydrographs for laboratory analyzes. Then it was possible to analyze the influence that the variations of the sewage application rate caused in the system. Through the graphical analysis, it was possible to verify that the COD efficiency variation decreases proportionally with the increase of the application rate, but the correlation calculations show results of 54% only for the application rate of $0.3\text{m}^3 / \text{m}^2.\text{d}$, in the other rates the correlation is not shown in both the graphs and the calculations.

Keywords: French wetland, application load, COD removal

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema geral do funcionamento do Wetland de fluxo superficial	15
Figura 2 - Esquema do funcionamento do Wetland de fluxo horizontal.....	17
Figura 3 - Esquema do funcionamento do Wetland de fluxo vertical	18
Figura 4 - Camadas e granulometria que compõem os estágios do Wetland francês	20
Figura 5 - Ilustração da forma intermitente do funcionamento do Wetland francês	20
Figura 6 – Heliconia rostrata já em fase adulta	25
Figura 7 - Concentração de DQO em relação a profundidade do leito	28
Figura 8 - Local onde foi implantado a estação de Wetland francês.....	32
Figura 9 - Esquema do funcionamento da estação de Wetland francês utilizada no estudo	33
Figura 10 - Leito do primeiro estágio do sistema em funcionamento	34
Figura 11 - Resultado do hidrograma de vazão das coletas	38
Figura 12 - Variação de DQO ao longo do tempo na concepção dos hidrogramas	38
Figura 13 - Resultado do hidrograma de vazão das coletas	40
Figura 14 – Hidrograma de vazão das duas primeiras coletas	40
Figura 15 – Resultados da remoção de DQO, Cor Verdadeira e Turbidez ao longo do tempo de pulso de 0,1m ³ /m ² d (12/09/18)	43
Figura 16 – Resultados da remoção de DQO, Cor Verdadeira e Turbidez ao longo do tempo de pulso de 0,1m ³ /m ² d (21/09/18)	44
Figura 17 – Resultados da remoção de DQO, Cor verdadeira e Turbidez ao longo do tempo de pulso de 0,2m ³ /m ² d (05/10/18)	44
Figura 18 – Resultados da remoção de DQO, Cor Verdadeira e Turbidez ao longo do tempo de pulso de 0,3m ³ /m ² d (18/10/18)	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Verificação da carga aplicada ao sistema no primeiro estágio considerando o 1º leito	34
Tabela 2 - Valores médios de DQO efluente ao estágio 2 sob a respectiva taxa de aplicação superficial	37
Tabela 3 - Comparação dos resultados de remoção de DQO e Cor verdadeira médios.....	41
Tabela 4 – Comparação dos resultados de remoção de DQO e Turbidez médios.....	42

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVOS	13
2.1	OBJETIVO GERAL	13
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	13
3	REFERENCIAL TEÓRICO	14
3.1	TRATAMENTOS ALTERNATIVOS DE EFLUENTES	14
3.2	CONFIGURAÇÕES DE SISTEMAS WETLANDS CONSTRUÍDOS.....	14
3.2.1	Wetland de fluxo superficial	15
3.2.2	Wetlands de fluxo subsuperficial.....	16
3.2.2.1	Wetland subsuperficial de fluxo horizontal	16
3.2.2.2	Wetland subsuperficial com fluxo vertical.....	17
3.3	WETLAND FRANCÊS.....	19
3.3.1	Características gerais	19
3.3.2	Meio Filtrante.....	21
3.3.3	Plantas Que Compõem O Sistema.....	22
3.3.4	Microbiologia Dos Wetlands.....	25
3.3.5	Remoção De Matéria Orgânica	26
3.3.6	Remoção De Nutrientes	28
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	32
4.1	LOCALIZAÇÃO DO SISTEMA FRANCÊS DE WETLAND CONSTRUÍDO...32	
4.2	CARACTERIZAÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL	32
4.3	OPERAÇÃO DO SISTEMA	35
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	36
5.1	RELAÇÃO ENTRE TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL E EFICIÊNCIA NO TRATAMENTO	36
5.2	HIDROGRAMA E ANÁLISE DE VAZÃO CONFORME A VARIAÇÃO DA TAXA DE APLICAÇÃO	39
5.3	ANALISE DA EXISTÊNCIA DE PROPORÇÃO NA REMOÇÃO DE DQO, COR VERDADEIRA E TURBIDEZ.....	41
6	CONCLUSÕES	46
	REFERÊNCIAS	47

1 INTRODUÇÃO

Segundo o Sistema nacional de informações sobre saneamento (SNIS) 2016, 51,9% dos municípios brasileiros tinham serviço de esgotamento sanitário, dos quais somente 74,9% são devidamente tratados, mostrando o potencial poluidor para o sistema hídrico como os rios, açudes, lagos e lençol freático, afetando diretamente a saúde pública. Tal fato acontece mesmo existindo diplomas legais como a lei 11.445\2007 que estabelece diretrizes para o saneamento básico.

O tratamento de esgoto sanitário posterior ao despejo em corpos hídricos é fundamental visto que efluentes ricos em matéria orgânica e nutrientes causam a eutrofização e consequentemente o desequilíbrio dos processos biogeoquímicos das comunidades bióticas do ecossistema (ESTEVES, 1986).

De acordo com Saiani (2006), as áreas mais afetadas com esse déficit de saneamento básico ficam concentradas nas áreas de menor renda como nas periferias, bairros de assentamento e até mesmo em locais longe dos grandes centros, como pequenas comunidades e áreas rurais.

Como forma de remediar a carência de esgotamento sanitário por rede coletora pública, são utilizados sistemas alternativos como opção mais rudimentar para o tratamento de efluente. Os sistemas normalmente utilizados que melhor atendem os parâmetros de lançamento de efluente doméstico são as fossas sépticas, porem somente quando está é acompanhada de um sistema complementar em conjunto. As outras formas de lidar com o esgoto gerado são as fossas rudimentares (fossa negra, poço, buraco, etc), além de despejos diretos em valas, rios, lagos, mar ou outros destinos, todos estes são meios inadequados de lançamento, pois não tratam o esgoto suficientemente. De acordo com o Censo Demográfico (IBGE, 2011), as opções de esgotamento sanitário no Brasil são: rede coletora, fossas sépticas, fossas rudimentares, despejos diretos e falta de sanitário, que compreendem em 53%, 12%, 26% e 6% e 3 % respectivamente.

Nesse contexto, a implantação de tratamentos alternativos descentralizados que sejam eficientes, de fácil manutenção e de baixo custo operacional são cada vez mais buscados, uma das opções encontradas são os Wetlands construídos vem ganhando cada vez mais espaço no Brasil, visto que na Europa, são bastante utilizados.

Os Wetlands construídos são sistemas efetivos e simples para depuração da carga orgânica de efluentes domésticos, são constituídos basicamente por um sistema de filtração, utilizando materiais de diferentes granulometrias como areia e pedra, no meio filtrante é plantado algum tipo de planta que ajude na depuração da carga orgânica, também há uma variação que não utiliza meio filtrante, mas sim um alagado com plantas do tipo macrófitas, esses sistemas podem ser aplicados como tratamento a nível secundário e terciário.

No presente trabalho será utilizado para estudo um sistema de Wetland do tipo francês. Essa configuração de Wetland é amplamente aplicada na França como sistema descentralizado no tratamento de efluente doméstico. Como vantagem possui fácil manutenção e operação, é necessário pouco espaço para sua concepção, além de não precisar de um pré-tratamento para remoção de sólidos grosseiros (MOLLE et al., 2005).

Molle et al., (2005), fez um levantamento, onde analisou 81 plantas de Wetland de fluxo vertical do tipo francês, e verificou que as taxas de aplicação superficial variam entre 0,03 e 3,9 m³/m²d para cargas orgânicas entre 17 e 1680g/m²d, respectivamente. Os sistemas pesquisados se mostram muito eficientes, tendo remoções de >90% em DQO, 95% para Sólidos em Suspensão e 85% de nitrificação.

A vida útil de projetos de Wetland construídos não segue um padrão, e ocorre de forma independente, variando de um projeto para outro, sendo a causa principal o processo de colmatção, que reduz a condutividade hidráulica do filtro, havendo a necessidade de substituir por um meio filtrante novo. A colmatção é inevitável, e a única forma é encontrar métodos para prolongar a vida do filtro (SEZERINO, 2015).

No trabalho em questão foi medido hidrogramas de resposta do segundo estágio de um Wetland francês sob a perspectiva da remoção de DQO e variação da taxa de aplicação superficial. Também foram realizadas análises de Cor verdadeira e Turbidez para correlacionar com os resultados de DQO. O alargamento dos hidrogramas poderia indicar um processo de colmatção, e resultados muito altos de DQO indicam o limite de taxa de aplicação que o sistema pode operar.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho teve como objetivo principal verificar a influência da taxa de aplicação superficial aplicada em um sistema Wetland tipo francês empregado no tratamento de efluente de um restaurante universitário na remoção de matéria orgânica.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Analisar a existência de uma correlação entre a taxa de aplicação superficial e eficiência de remoção de DQO, por meio de hidrogramas de vazão;

Verificar o comportamento da vazão de saída de acordo com a taxa de aplicação superficial;

Testar se a variação de DQO ocorre proporcionalmente a variação de cor verdadeira e turbidez.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 TRATAMENTOS ALTERNATIVOS DE EFLUENTES

Para suprir a demanda de tratamento de efluente, tanto em cidades em crescimento, indústrias ou mesmo em comunidades ou residências isoladas das grandes cidades, os pesquisadores vêm buscando formas alternativas no tratamento de efluentes, que atualmente vem ganhando cada vez mais espaço, o que traz melhorias nos trabalhos já desenvolvidos, assim como modelos novos de tratamento.

Os sistemas mais utilizados para esse fim são conhecidos como os Wetlands construídos, conforme descrito por Sezerino (2006), esses sistemas de tratamento que simulam a mesma função das áreas alagadas encontradas na natureza. Essas áreas transformam os poluentes retidos na água em outros subprodutos, que não trazem malefícios para o meio ambiente, e que posteriormente podem vir a servir de alimento para os animais da região.

Os Wetlands construídos são projetados de forma a melhorar e acelerar essas condições encontradas nas áreas alagadas. Com o objetivo de achar o melhor rendimento no tratamento, muitas modificações são feitas nos Wetlands construídos, como por exemplo a escolha das espécies de macrófitas que serão plantadas no maciço, o formato e granulometria do solo (se houver) usado como meio filtrante, além das diferentes concepções de formato físico e direção que o fluxo do efluente será conduzido pelo sistema.

Já a conversão dos poluentes em outros subprodutos fica por conta da degradação por microrganismos e da ação das raízes das plantas, essa última com menor impacto. Sendo assim os Wetlands podem ser aplicados como tratamento de efluentes

3.2 CONFIGURAÇÕES DE SISTEMAS WETLANDS CONSTRUIDOS

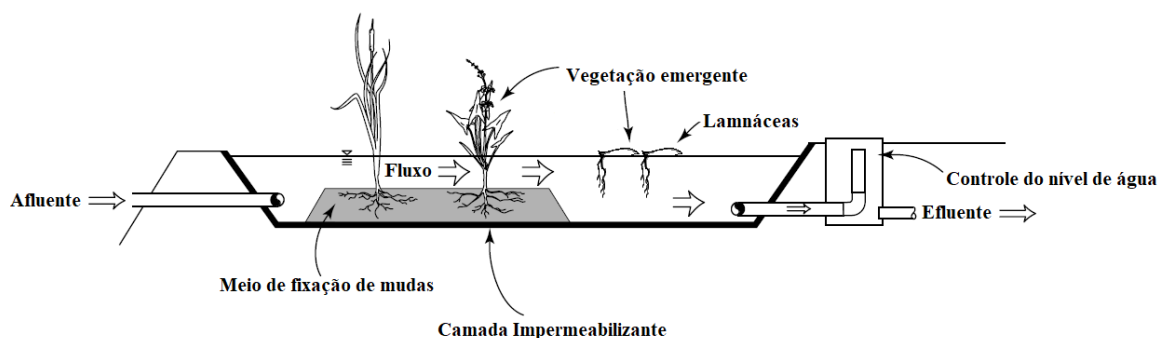
Os Wetlands construídos são separados em duas categorias, sistemas de fluxo subsuperficial e superficial. A composição básica do primeiro tipo, é um sistema de filtragem que utiliza solos com várias camadas e níveis granulométricos (areia grossa, cascalhos e britas) que ficam confinados em um tipo de vale, onde nesse filtro é plantado macrófitas que

tem como função desde um papel de paisagismo como também tem grande importância nos processos de degradação da carga orgânica junto com os microrganismos que habitam os locais perto das raízes das plantas e também natural do próprio efluente a ser aplicado no sistema, formando um ecossistema completo, este ainda pode ser dividido em fluxo horizontal e vertical, este último ainda pode ser configurado como o sistema francês, que será exposto mais à frente (SEZERINO, 2006; PAOLI 2010).

3.2.1 Wetland de fluxo superficial

O sistema é composto de uma lagoa de baixa profundidade onde as macrófitas ficam submersas ou sobrenadantes (lemnas), as laterais e o fundo desse sistema são impermeabilizados, e o efluente entra em uma extremidade e após um tempo de retenção sai por uma extremidade oposta, um corte esquemático do perfil do sistema é apresentado pela figura 1 (KADLEC; WALLACE, 2009) é o sistema mais parecido com as áreas alagadas da natureza.

Figura 1 - Esquema geral do funcionamento do Wetland de fluxo superficial



Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009)

Esse sistema apresenta muitos aspectos favoráveis para sua utilização como forma de remediação de efluente doméstico, agrícola e industrial, tendo bom rendimento na remoção principalmente de nutrientes como nitrogênio e fósforo, já que as espécies de macrófitas utilizadas são exigentes quanto ao teor presente para consumo, sendo até mesmo um fator determinante para seu desenvolvimento por isso são normalmente usados como tratamento terciário de efluentes (IQBAL 1999). Outro fator que faz com que ocorra a degradação dos poluentes do efluente tratado em sistemas superficiais é pela formação de biofilme pela fixação das bactérias em sua rizosfera e corpo (SKILLICORN et al., 1993).

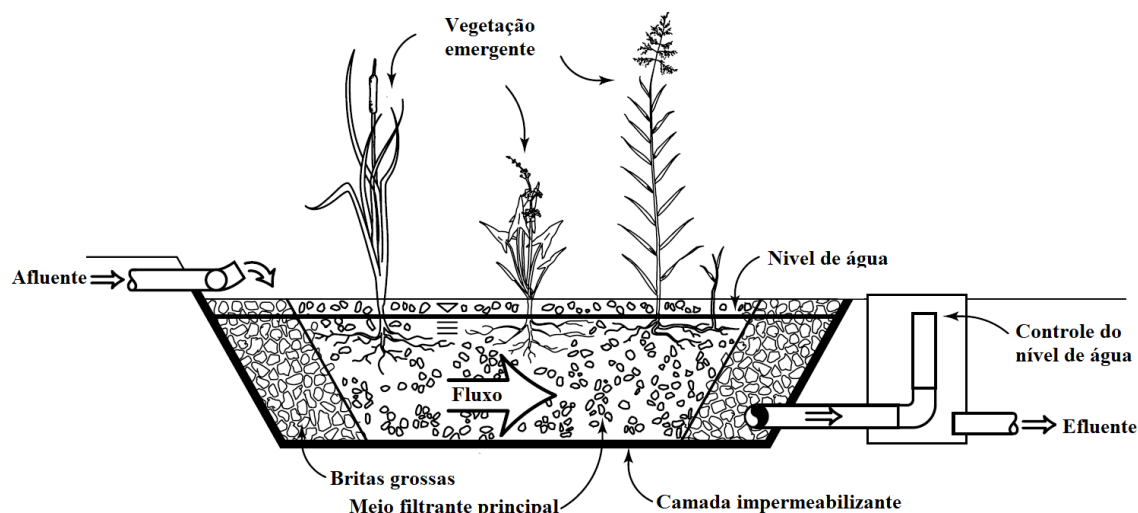
Além de ter a característica de bioacumuladoras tanto de metais pesados como de patógenos e inibir a produção de alga por sombreamento, a sua biomassa proporciona uma barreira física que também diminui a ação do vento na água aumentando a sedimentação de compostos fosfatados, diminui a reprodução de insetos. Porém existem muitas ressalvas para o uso desse sistema como o grande espaço necessário para instalar o sistema, e principalmente a grande dificuldade de operar o sistema, visto que crescem e se reproduzem rapidamente, sendo necessário fazer controle populacional, e destinar corretamente esse resíduo, e se as macrófitas morrerem, e não forem recolhidas o nutriente acumulado e a carga orgânica da sua biomassa voltam para o meio, principalmente no caso das lagoas de lemnáceas.(MOHEDANO, 2004 e 2010; TAVARES et al., 2008).

3.2.2 Wetlands de fluxo subsuperficial

3.2.2.1 Wetland subsuperficial de fluxo horizontal

De forma simplificada, o Wetland de fluxo horizontal é feito em um módulo escavado na terra, com paredes impermeabilizadas para não haver percolação e, conseqüentemente, contaminação dos lençóis freáticos. Os módulos escavados são preenchidos, geralmente, com brita e areia compondo o maciço filtrante do sistema e macrófitas são plantadas em sua superfície. O afluente é aplicado em uma extremidade da superfície do sistema percolando vagarosamente o maciço, na direção horizontal, e coletado na extremidade inferior oposta, porém considerando a saturação no maciço que é causada pela elevação do controle do nível de água no sistema, conforme apresentado na figura 2 (KADLEC e WALLACE, 2009).

Figura 2 - Esquema do funcionamento do Wetland de fluxo horizontal



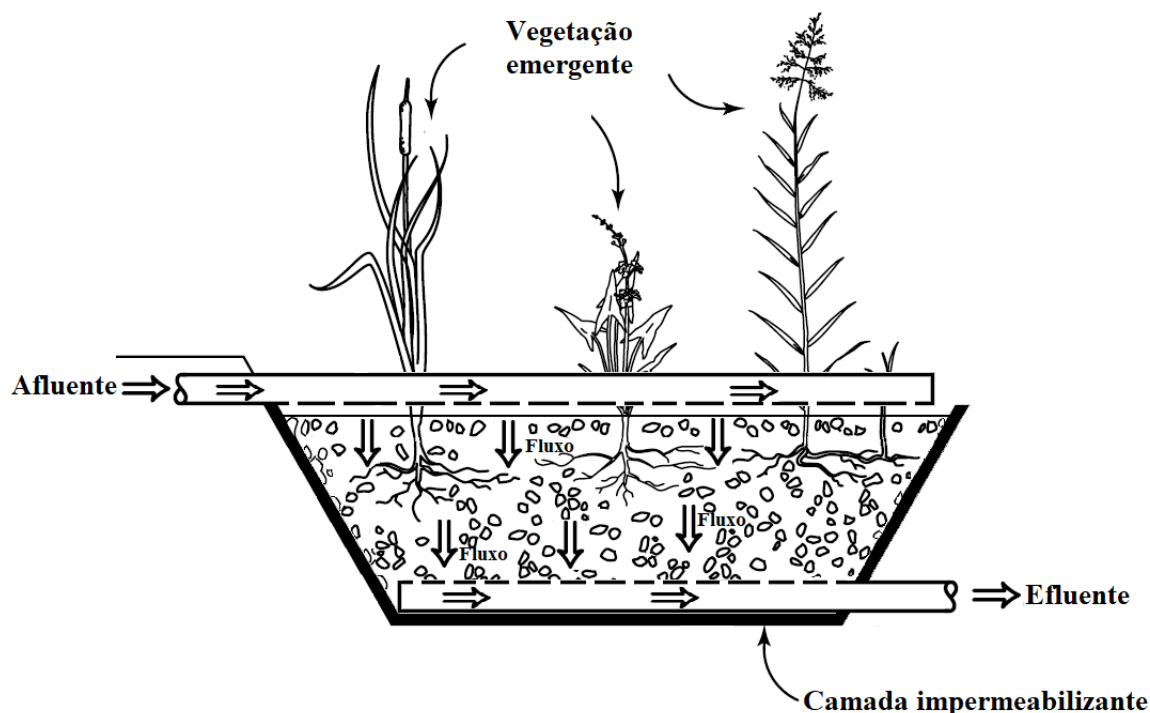
Fonte: Wallace e Knight (2006)

A depuração do afluente ocorre por processos físico-químicos e biológicos ao longo do maciço. Processos aeróbios de transformação de matéria orgânica ocorrem na rizosfera e anaeróbios ou anóxicos nas regiões mais profundas do maciço. (COOPER et al.,1996).

3.2.2.2 Wetland subsuperficial com fluxo vertical

Análogo ao sistema de fluxo horizontal, o Wetland vertical também é composto por um meio filtrante, com diferentes tamanhos de britas, esse meio fica em um módulo escavado, e suas paredes e fundo são impermeabilizadas, onde são plantadas macrófitas, que auxiliam no tratamento do efluente. (KADLEC e WALLACE, 2009). A maior diferença entre as duas configurações, é a forma de aplicação e percolação do afluente. No Wetland de fluxo vertical o afluente é aplicado de forma intermitente e em pulsos em toda superfície do sistema e de maneira homogênea, e o efluente coletado por um sistema de drenos no fundo do sistema sendo conduzido para a zona de saída (Figura 3) (IWA, 2000).

Figura 3 - Esquema do funcionamento do Wetland de fluxo vertical



Fonte: Adaptado de Wallace e Knight (2009)

- **Mecanismos responsáveis pelo tratamento do efluente em Wetlands de fluxo vertical.**

Os processos de depuração dos sistemas de fluxo vertical estão sempre associados uns aos outros, ITRC (2003) separam esses processos em bióticos e abióticos.

Nos processos bióticos, ou seja, relacionados com os microrganismos e plantas, as transformações bioquímicas dos poluentes ocorrem no meio líquido, nos sedimentos que ficam aderidos no meio filtrante e na rizosfera. O efluente é tratado pela grande população de microrganismos existentes nestes meios, onde o contato entre eles cria uma condição em que os poluentes servem como fonte de alimento e nutrientes para o seu desenvolvimento. Além disso, ainda ocorre assimilação desses poluentes pelas plantas, principalmente os nutrientes como nitrogênio e fósforo (ITRC, 2003).

Quanto aos processos abióticos, aqueles que são responsáveis pela remoção de contaminantes do efluente a ser tratado incluem:

- Remoção de sólidos suspensos e matérias particulados por meio da deposição no meio filtrante;

- Adsorção e absorção que ocorre nas superfícies do sistema (plantas e substrato) que retêm os contaminantes em curto prazo, e imobiliza a longo prazo;
- Desprendimento ou volatilização, onde os contaminantes são elevados ao seu estado gasoso.

Como afirmado, anteriormente, os processos abióticos e bióticos estão relacionados entre si, também as formas de operação por fluxo intermitente, a frequência de bateladas e o descanso entre elas, o tempo de detenção hidráulico (TDH), a taxa de aplicação superficial, a distribuição do efluente, todos estes processos são importantes para a eficiência dos processos biológicos, químicos e físicos presentes nos Wetlands de fluxo vertical (MOLLE et al., 2006).

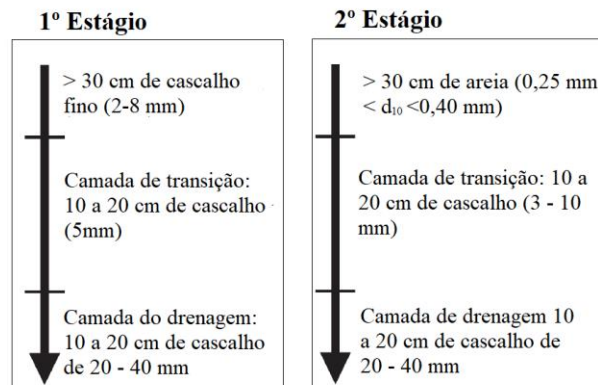
3.3 WETLAND FRANCÊS

3.3.1 Características gerais

Assim como no Wetland de fluxo vertical, o sistema do tipo francês também recebe o efluente doméstico de forma intermitente. Na literatura é recomendado que sistemas franceses sejam compostos por dois estágios de tratamento (ambos com fluxo vertical) no primeiro estágio deve existir 3 leitos com maciços filtrantes idênticos, a composição granulométrica é mais alta, como mostra a Figura 4, e tem como objetivo reter a matéria orgânica grosseira, portanto esse sistema não necessita de pré-tratamento, podendo aplicar esgoto bruto diretamente. Nesse estágio há remoção parcial de DQO e DBO (BOUTIN et al., 1997).

O segundo estágio do sistema francês é formado por 2 unidades idênticas, porém a composição granulométrica é menor do que no primeiro estágio, a primeira camada é composta por areia, seguido de camadas com granulometria cada vez maiores. Nesse estágio é onde ocorre a maior remoção de DQO e DBO do afluente e conversão de compostos nitrogenados (BOUTIN et al., 1997).

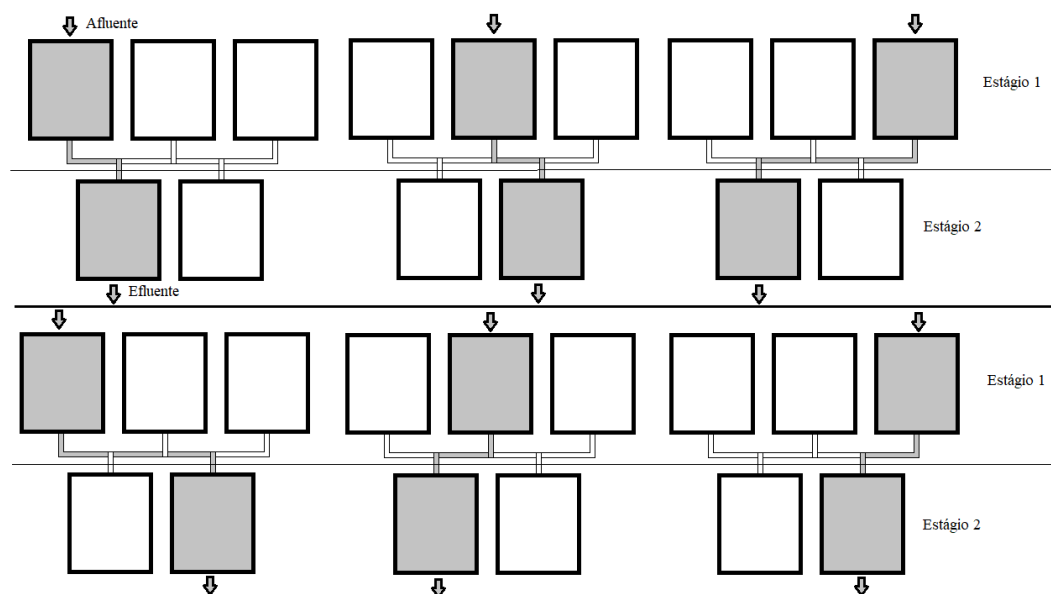
Figura 4 - Camadas e granulometria que compõem os estágios do Wetland francês



Fonte: Adaptado de Molle et al., (2005)

A operação do sistema tipo francês ocorre de maneira intermitente para que haja entrada de oxigênio suficiente no meio filtrante através de arraste da atmosfera, após o primeiro pulso, os próximos permitem que o oxigênio seja arrastado para o maciço, o oxigênio arrastado é suficiente para que ocorra degradação da matéria orgânica (COOPER et al., 1996). Além disso as unidades dos estágios 1 e 2 também são utilizados em forma de revezamento conforme Figura 5.

Figura 5 - Ilustração da forma intermitente do funcionamento do Wetland francês



Fonte: Autoria própria

O objetivo dessa forma de operação é para que haja mineralização da matéria orgânica grosseira retida na superfície do maciço do primeiro estágio, sendo assim o risco de ocorrer

colmatção diminui consideravelmente, prolongando a vida útil do sistema (LIÉNARD et al., 1990a; MOLLE et al., 2005).

3.3.2 Meio Filtrante

A escolha do material para compor o meio filtrante deve ter como características principais, boa condutividade hidráulica, ter área superficial propícia para desenvolvimento dos microrganismos. Além disso, tal material preferencialmente deve possuir capacidade adsorviva de compostos inorgânicos, como o nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e fósforo ortofosfato (PO_4^-), além de servir como meio de fixação das macrófitas. (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Porém Sezerino (2006) explica que a escolha dos materiais do meio filtrante para um sistema de Wetland construído não é simples, e está diretamente ligada ao tipo de objetivo e finalidade que o sistema de tratamento almeja, um exemplo é a comparação entre argila e areia, o primeiro tem ótima adsorção, mas baixa condutividade hidráulica, já a areia tem características contrárias.

Via de regra os materiais mais utilizados como meio filtrante são areia e brita, de granulometria e índices físicos variados, sobretudo quanto a areia, alguns autores como Cooper et al (1996) e Platzer (1999) recomendam:

- Diâmetro efetivo (d_{10}) superior ou igual a 0,20 mm;
- Coeficiente de uniformidade (U) menor ou igual a 5 unidades;
- Condutividade hidráulica saturada (K_s) maior ou igual a 10^{-4} m/s.

Entretanto, independente do material escolhido para o meio filtrante, o sistema está sujeito ao processo chamado de colmatção, termo que é definido pela perda da capacidade de filtração de forma progressiva, ou seja, diminuição da condutividade hidráulica, que é desencadeada pelo excesso de deposição de sólidos orgânicos e inorgânicos na superfície do filtro, e crescimento da biomassa nos interstícios do maciço e das raízes das plantas, além da compactação do material filtrante (LANGERGRABER et al., 2003).

Para Wetlands de fluxo vertical, sobretudo para aqueles que utilizam areia como material filtrante, é necessário que exista unidades de tratamento que seja anterior ao módulo do Wetland, e que seja eficiente o suficiente para que o efluente a ser tratado pelo Wetland

tenha concentrações de SS máxima de 100 mg/L, e cargas aplicadas de DQO e SS aplicadas inferior 20 g/m²d e 5g/m². D respectivamente, para climas como da Europa Central (WINTER e GOETZ, 2003). Estas cargas, no entanto, não se aplicam ao sistema francês, pois o primeiro estágio recebe o esgoto bruto não necessitando de pré tratamento para remoção de sólidos. Além disso, o material utilizado para compor o maciço filtrante do primeiro estágio são britas de maior granulometria, esse sistema foi desenvolvido pela instituição francesa CEMAGREF, mas que se destacou na década de 1990 quando passou a ser empregado pela empresa SINT (MOLLE et al., 2005).

3.3.3 Plantas Que Compõem O Sistema

Plantas como as macrófitas (plantas vasculares que tem os tecidos visíveis a olho nu), são amplamente utilizadas em sistemas de tratamento de efluente como os Wetlands, e assim como qualquer outra espécie de planta, também são organismos autotróficos, que utilizam energia solar para assimilar carbono inorgânico, e produzir matéria orgânica que irá compor sua biomassa e posteriormente passará a servir como fonte de alimento para animais, fungos e bactérias (BRIX, 1997).

Esteves (1998), classifica as macrófitas segundo o seu biotipo:

- Macrófitas aquáticas emersas ou emergentes: enraizadas com folhas fora da água. Como por exemplo a da espécie *Typha*, amplamente utilizada em Wetlands de fluxo subsuperficial (COOPER et al., 1996);
- Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes: enraizadas e folhas flutuando na superfície de água. Exemplo: *Nymphaea*;
- Macrófitas aquáticas submersas enraizadas: crescimento totalmente submersos. Exemplo: *Egeria*;
- Macrófitas aquáticas submersas livres: permanecem submergidas na água, mas ficam presas a talos e caules de outras. Exemplo: *Utricularia*;
- Macrófitas aquáticas flutuantes: Flutuam na superfície da água, como exemplo as *Lemnas*, que também são utilizadas em Wetlands, mas no formato de fluxo superficial, como dito anteriormente no texto.

Alguns estudos da composição química dessas plantas mostram que as concentrações dos seus componentes, como nitrogênio e fósforo, além de carboidratos, proteínas e lipídios, variam constantemente e estão diretamente ligados a variação sazonal ou mensal. Portanto as

variações sazonais são responsáveis pelo tipo de destino que as plantas vão dar aos nutrientes disponíveis, como iram ser metabolizados, translocados ou se serão excretados para o meio ambiente (ESTEVES, 1998).

Ainda no tocante à concentração de nutrientes das macrófitas, Esteves (1998) ressalta a grande diferença existente entre plantas das regiões tropicais e regiões temperadas. Na ausência de estações climáticas bem definidas, como é o caso aqui do Brasil, país de clima tropical, a dinâmica da comunidade é bem característica, constituindo em nascimento e morte constante de indivíduos, portanto, a retirada e liberação de nutrientes também se dá de forma constante. Já em regiões de clima temperado, como na Europa, o surgimento de novos indivíduos ocorre na primavera, e tem como característica um intenso metabolismo, tendo suas necessidades nutricionais garantidas pelos estoques que ficam acumulados nos rizomas. O fornecimento de nutrientes, seja pelo estoque ou por meios externos (água e/ou esgoto) não acompanham o ritmo de crescimento e aumento da biomassa da planta, e como consequência, observa-se uma queda nas concentrações de nutrientes na população.

As três macrófitas mais usadas nos sistemas de Wetland sub-superficiais são: *Typha* spp., *Phragmites australis*. E *Juncus* spp. São utilizadas principalmente devido à rápida taxa de crescimento, sendo que o *Juncus* spp. apresenta taxa variando de moderada para rápida, e todas apresentam alta densidade de indivíduos (COOPER et al., 1996).

A escolha das plantas para compor o sistema está estritamente relacionada com a tolerância ao ambiente a qual será inserida, sobretudo às características do efluente, e deve-se observar a disponibilidade dessa planta na região onde o sistema de Wetland irá operar, já que o potencial de crescimento está relacionado com esse fator. (IWA, 2000).

As plantas têm papel importante para o tratamento de efluentes em sistemas Wetlands e contribuições atribuídas a elas podem ser destacadas resumidamente pelo Quadro 1.

Quadro 1 - Papel das plantas nos Wetlands referente ao tratamento do efluente

Partes específicas das plantas	Contribuição no tratamento do efluente
Parte aérea (tecidos)	• Redução do crescimento do fitoplâncton • Embelezamento paisagístico • Armazenamento de nutrientes
Tecidos da planta em contato com o efluente	• Promoção de filtração

	● Grande área para aderência de microrganismos ● Liberação de oxigênio devido a fotossíntese: aumento do rendimento na degradação aeróbica da matéria orgânica ● retirada de nutrientes
Raízes e rizomas em contato com o solo	● Prevenção contra erosão ● Liberação de oxigênio: melhora os processos de degradação aeróbica da matéria orgânica e a nitrificação ● Retirada de nutrientes ● liberação de antibióticos

Fonte: Adaptado de Brix (1997).

Outras espécies de plantas além das macrófitas são utilizadas para compor os sistemas Wetland, principalmente se estes não terem áreas saturadas ou alagadas, umas dessas espécies pertencem ao gênero *Heliconia*, precisamente a *Heliconia rostrata* (Figura 6). Essa é uma espécie de planta rústica, o que facilita na manutenção por se resistente, fazendo com que não precise de muitos cuidados, e tem como principais características floração o ano inteiro, altura que varia de 0,99 a 6,6 metros, podendo viver em locais com exposição completa a incidência solar, até 50% de sombra. Quanto a morfologia suas folhas lembram a de uma bananeira, um pecíolo e uma lâmina em um único plano. São também chamadas de bananeiras ornamentais (BERRY; KRESS, 1991; MOSCA, 2004).

Em Viçosa, Minas Gerais, Sarmento et al. (2010), operam um sistema de Wetland de fluxo vertical com *Heliconia Rostrata* planta no meio filtrante, que é composto por apenas uma camada de brita 0 ($d_{60} = 7\text{mm}$). Esse sistema recebia efluente de suinocultura, tendo taxa de aplicação de $20\text{g/m}^2 \cdot \text{d}$ de DQO, e obteve remoções de 57,2% de DQO; 33,8% de NKT; 36,9 % de NH_x ; 37,6% de PT; 21,4% de K e 25,4% de alcalinidade.

Figura 6 – *Heliconia rostrata* já em fase adulta



Fonte: Autoria Própria

3.3.4 Microbiologia Dos Wetlands

Os tipos e espécies de microrganismos presentes nos Wetlands são variados, porém o grupo com maior impacto quanto aos processos de depuração do efluente são as bactérias. A fácil adaptabilidade, tanto para diferentes habitats quanto na versatilidade nutricional, o rápido crescimento e reprodução, fazem com que as bactérias sejam os microrganismos mais comuns no tratamento de efluentes em geral. O outro grupo de microrganismos que atua no Wetland, mas como um indicador biológico das condições de eficiência do sistema são os protozoários e micrometazoários (BENTO, 2000).

As bactérias de acordo com Philippi e Sezerino (2004), tem como papel nos Wetlands três funções básicas: oxidação da matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação.

A microfauna (protozoários e micrometazoários), tem papel diferente no processo de tratamento de efluente. Em especial, os protozoários que também exercem papel de degradação de matéria orgânica, contribuindo para a redução da $DBO_{5,20}$, tem função de remoção de bactérias, ingerindo aquelas floculadas e biofilmes, o que acarreta na redução do lodo e clarificação do efluente (BENTO, 2000; CETESB, 1991)

Portanto, a identificação e quantificação desses microrganismos nos Wetlands, aliados ao conhecimento de sua ecologia, ajudam a reconhecer as espécies dominantes e indicam o estágio de degradação do efluente, o que é importante norteador para a forma de manutenção e operação do sistema (WPC, 1990).

A outra espécie de microrganismo presente que também faz parte da microfauna, mas que ocorrem em menor número que as outras são os micrometazoários. Diferentes dos protozoários que são pequenos organismos que tem um corpo, geralmente translúcido, os micrometazoários são organismos formados por células agrupadas, que formam uma espécie de tecido, e tem os seguintes papéis no tratamento de efluente (BENTO, 2000):

- Manutenção da população de bactérias saudáveis;
- Recirculação de nutrientes minerais;
- Contribuem prevenindo as condições anaeróbias do meio filtrante por aumentarem a penetração de oxigênio;
- Ajudam na redução de $\text{DBO}_{5,20}$ consumindo sólidos em suspensão.

3.3.5 Remoção De Matéria Orgânica

Normalmente para conhecer a matéria orgânica presente nos efluentes, é necessárias análises de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) (VON SPERLING, 1996), sendo que nos Wetlands de fluxo vertical a matéria carbonácea é metabolizada por microrganismos tanto em processos de respiração molecular aeróbias quanto anaeróbias (KADLEC e WALLACE, 2009).

É através da respiração celular que os microrganismos obtêm energia para se desenvolverem, consistindo em reações de oxirredução e necessitando de um doador e um receptor de elétrons, respectivamente. O doador mais comum para os microrganismos é a matéria orgânica. Em reações aeróbias o aceitador de elétrons é o oxigênio diatômico, enquanto em reações anaeróbias alguns microrganismos utilizam outros aceptores de elétrons, incluindo o sulfato e dióxido de carbono, nitrato e nitrito (RITTMAN e MCCARTY, 2001).

Em sistemas de Wetland de fluxo vertical, a matéria orgânica é degradada na região da rizosfera, por bactérias de respiração aeróbia como também por bactérias anaeróbias. Na segunda via metabólica a degradação ocorre em dois estágios. No primeiro há conversão de matéria orgânica em ácidos e álcoois, por bactérias acidificantes, e o segundo estágio é

mediado por bactérias que convertem os produtos formados pelo primeiro estágio em metano e dióxido de carbono (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

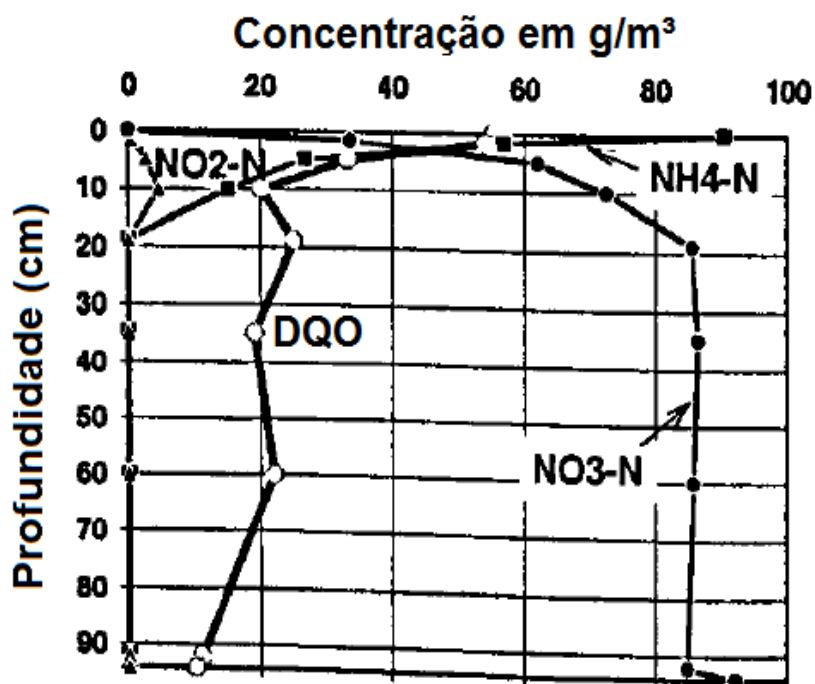
Um estudo baseado em 110 dados obtidos por 62 Wetlands de fluxo vertical feito por Kadlec e Wallace (2009), relacionou vazão de afluente (mg/L) e concentração de DBO efluente (mg/L); e carga superficial aplicada (g/m²d) com concentração efluente. Como resultado, eles verificaram que a concentração do efluente em DBO_{5,20} não é, de fato, dependente da concentração afluente ao sistema de tratamento. No entanto, esses autores perceberam correlação existente entre a taxa de aplicação e concentração efluente.

Foi observado que em baixas cargas de aplicação e concentração de entrada, os microrganismos atuantes no processo de degradação são aeróbios, e que aumentando as cargas de aplicação, os processos de respiração anaeróbios são mais prováveis de ocorrer. No entanto, a carga orgânica de uma água residuária é dividida em sólidos solúveis e sólidos suspensos, a parte solúvel é degradada pelos microrganismos enquanto boa parte dos sólidos suspensos permanecem na parte superior do filtro. Essa retenção contribui para a remoção de DBO no efluente final, principalmente no caso de elevadas concentrações de carga orgânica aplicada afluente (KADLEC e WALLACE, 2009).

Tanto microrganismos aeróbios quanto anaeróbios consomem matéria orgânica nos seus processos metabólicos. Porém, a maior taxa de metabolismo é observada nos grupos de bactérias heterotróficas (aeróbias), ou seja, consomem matéria orgânica mais rapidamente do que o outro grupo (COOPER et al., 1996).

Quanto ao local de ação dos microrganismos, apesar de não existir dados conclusivos, é considerado que os organismos heterotróficos agem principalmente na parte superior do meio filtrante, pela maior disponibilidade de oxigênio, e concentração de matéria orgânica. Kadlec e Wallace (2009), dizem que os microrganismos se concentram nos primeiros 20 centímetros, e nos 10 primeiros centímetros de acordo com Schwager e Boller (1997), como pode ser visto na Figura 7 que descreve a variação da concentração de DQO no perfil da profundidade do maciço.

Figura 7 - Concentração de DQO em relação a profundidade do leito



Fonte: Schwager e Boller (1997)

3.3.6 Remoção De Nutrientes

- **Tipos de transformações que ocorrem com o nitrogênio nos sistemas Wetland**

São muitos os processos que podem transformar o nitrogênio nas suas variadas formas inorgânicas com diferentes níveis de oxidação em um sistema de Wetland construído. Nos esgotos lançados o nitrogênio pode ser encontrado em forma de compostos orgânicos como: uréia, ácido úrico, purina e pirimidinas, como também são encontrados em suas formas inorgânicas nos diferentes estágios de oxidação, como: amônia (NH_4^+ e NH_3), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxido nítrico (NO), e gás nitrogênio (N_2) (SEZERINO, 2006).

Nos Wetlands de fluxo vertical, os mecanismos de remoção de nitrogênio seguem uma sequência de processos, começando pela amonificação, nitrificação e desnitrificação, respectivamente. O nitrogênio orgânico é primeiramente mineralizado em amônia através de hidrólise e degradação pelas bactérias, seguido pelo processo de oxidação onde a amônia é convertida em nitrato por meio de bactérias nitrificantes, porém esse processo só ocorre na presença de oxigênio. Por fim os nitratos são convertidos em gás nitrogênio, mas somente em ambientes anóxicos. A nitrificação (oxidação da amônia) ocorre no meio filtrante devido a entrada de ar por convecção e difusão atmosférica, e pelo desenvolvimento das raízes que

aumenta a porosidade do maciço que favorece a entrada de ar atmosférico. Porém, as plantas também precisam de nitrogênio para se desenvolverem, assim elas incorporam e assimilam esse nutriente em sua biomassa. O nitrogênio ainda é eliminado do efluente tratado por adsorção e volatilização, mas com proporções muito menos que nos outros processos (Cooper et al., 1996; Kadlec e Knight, 2009; IWA, 2000).

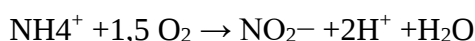
- **Amonificação**

A amonificação se dá pelo processo de conversão de nitrogênio orgânico a nitrogênio inorgânico através do processo de hidrólise, que ocorre por bactérias hidrolíticas. Esse processo é mais eficiente em zonas aeróbias e decresce quando se aproxima de zonas anóxicas e anaeróbias (SEZERINO, 2006). Nos Wetlands de fluxo vertical a amonificação depende da temperatura, pH, razão carbono/nitrogênio residual, além da quantidade de nutriente disponível no sistema (Reddy e Patrick, 1984 apud IWA, 2000).

- **Nitrificação**

A nitrificação é o processo de oxidação por microrganismos quimioautotróficos, e ocorre em condições aeróbias, esse processo é basicamente mediado pelos gêneros: *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. Estes dois gêneros utilizam o dióxido de carbono e a alcalinidade do meio como fonte de carbono para o seu desenvolvimento e reprodução. Também utilizam oxigênio comoceptor final de elétrons durante a conversão da amônia a nitrito e posteriormente a nitrato (IWA, 2000 e WPCF, 1983 apud SEZERINO, 2006).

A oxidação da amônia ocorre em duas etapas: na primeira ocorre transformação da amônia em nitrito, que é feita pelas bactérias do gênero *Nitrossomonas* (equação 1) e a segunda consiste na conversão do nitrito a nitrato por bactérias do gênero *Nitrobacter* (equação 2). A equação 3 representa a equação global do processo de nitrificação (WPCF 1983 apud SEZERINO, 2006).



O processo de nitrificação depende de algumas condições para que ocorra de forma eficiente, os valores necessários podem ser encontrados na literatura (COOPER et al., 1996; IWA, 2000; SEZERINO apud WPCF 1983):

- Oxigênio dissolvido: bactérias nitrificantes necessitam de 4,6g de O_2 por cada grama de NH_4^+ que for oxidado, ou seja quanto maior a quantidade de amônia a ser oxidada maior será a quantidade de oxigênio que o meio filtrante do Wetland deverá ter disponível;
- PH e alcalinidade: a faixa de pH tem que estar entre 7,5 e 8,6. Como mencionado, anteriormente, a nitrificação consome alcalinidade do meio e em sistemas com valores afluentes menores que 50g de $CaCO_3/L$, é necessária adição de alcalinizante.
- Temperatura: a temperatura recomendada varia de 25 a 35°C.

Há muitos trabalhos na literatura que mostram que outras espécies de bactérias fazem a amonificação e nitrificação em estações de tratamento, sobretudo as *Nitrosococcus mobilis* e *Nitrospira* respectivamente (BENTO, 2005)

- **Desnitrificação**

A desnitrificação em sistemas de tratamento ocorre por bactérias quimioheterotróficas, que reduzem o nitrato (produto final do processo de nitrificação) a óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio na sua forma de gás, o nitrato atua nesse processo como aceptor final de elétrons. Tudo isso só ocorre em ambientes sem a presença de oxigênio dissolvido (COOPER et al., 1996).

As principais bactérias que fazem a redução de nitrato em ambientes aquáticos são dos gêneros *Aeromonas*, *Vibrio* e *Pseudomonas* (IWA, 2000).

O oxigênio em sua forma dissolvida faz com que o sistema enzimático responsável pela desnitrificação seja inibido, portanto manter o ambiente anóxicos é de extrema importância para que haja eficiência na redução do nitrato.

O pH e alcalinidade assim como no processo de nitrificação são parâmetros importantes e que devem ser controlados. O pH deve ficar na faixa de 7,0 a 8,0, mas o processo de nitrificação libera alcalinidade para o meio, o que pode fazer com que o pH aumente, portanto é algo que deve ser monitorado (COOPER et al., 1996).

- **Fósforo**

Nos Wetlands de fluxo vertical o fósforo é eliminado do efluente por diversas maneiras. Os mecanismos para remoção são: precipitação; sedimentação; adsorção com alumínio, ferro e cálcio presente na constituição do material filtrante; e por fim também ocorre por assimilação e absorção pelas macrófitas, que incorporam esse nutriente na sua biomassa ajudando no seu desenvolvimento e crescimento. A principal maneira de remoção de fósforo nos Wetlands verticais é pela adsorção. E está diretamente ligado a quantidade dos minerais descritos acima que compõem o material do meio filtrante (COOPER et al., 1996; PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Em meios filtrantes compostos por areia o cálcio (Ca^{2+}) presente é responsável pela precipitação do fósforo em fosfato de cálcio (VOHLA et al., 2011).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCALIZAÇÃO DO SISTEMA FRANCÊS DE WETLAND CONSTRUÍDO.

O Wetland de fluxo vertical está localizado em área próximo ao Restaurante Universitário da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - campus Londrina, como mostra a Figura 8. A cidade de Londrina está a -23,304218 de latitude e -51,172223 de longitude, que é localizado no interior do estado do Paraná, na região norte, no sul do Brasil. Nesta região o clima tem classificação subtropical, Cfa, e temperatura no mês frio inferior a 18°C e temperatura média acima dos 22°C no mês mais quente, estações não definidas, onde a ocorrência de chuva se concentra no verão (IAPAR, 1998; IBGE, 2010).

Figura 8 - Local onde foi implantado a estação de Wetland francês

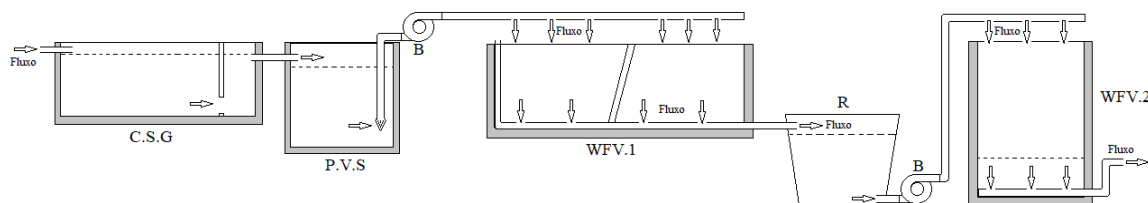


Fonte: Google Maps.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL

O sistema de Wetland de fluxo vertical foi construído segundo os critérios de Molle et al., (2005), este dimensionou um sistema com características dos Wetlands verticais feitos na França (sistema de dois estágios), porém com a modificação de o primeiro estágio ser constituído por dois leitos e o segundo estágio somente um leito. A figura 9 demonstra o esquema da estação de tratamento.

Figura 9 - Esquema do funcionamento da estação de Wetland francês utilizada no estudo



Legenda - C.S.G= Caixa separadora de gordura; P.V.S = Poço de visitação e sucção; B = Bomba centrífuga; WFV.1= Wetland francês de fluxo vertical no primeiro estágio; R= Reservatório; WFV.2= Wetland francês de fluxo vertical no segundo estágio.

Fonte: Autoria própria

Cada leito do primeiro estágio possuía área superficial de $1,13\text{m}^2$ (Largura = $0,90\text{m}$; Comprimento = $1,25\text{m}$). O maciço filtrante é composto por $0,10\text{m}$ de brita 1 ($\Phi = 9,5\text{-}19\text{mm}$) ao fundo; $0,25\text{m}$ de brita $\frac{1}{2}$ ($\Phi = 5\text{-}12,7\text{mm}$) na camada intermediária e $0,20\text{m}$ de brita 0 ($\Phi = 4, 5\text{-}9,5\text{mm}$) na camada superior. O leito do segundo estágio possui área superficial de 1m^2 e $0,70\text{m}$ de profundidade, o maciço filtrante é constituído por, $0,1\text{m}$ de brita 2 ($\Phi = 19\text{-}32\text{mm}$) no local mais fundo perto da base, e vem subindo com camadas de $0,2\text{m}$ de brita 1 ($\Phi = 9,5\text{-}19\text{mm}$), $0,2\text{m}$ de brita 0 ($\Phi = 4,5\text{-}9,5\text{mm}$) e por fim na parte mais superficial $0,2\text{m}$ de areia ($d_{60} = 0,36\text{mm}$, $d_{10} = 0,18\text{mm}$ e coeficiente de uniformidade 2). Na superfície desses Wetlands foram plantadas mudas de *Heliconia Rostrata*, (6 mudas/ m^2) como foi especificado acima no texto, a escolha é devido a sua rusticidade (facilidade na manutenção), características radiculares e ornamentação paisagística. O esgoto bruto será coletado em uma caixa de passagem que recebe esgoto da caixa retentora de gordura do Restaurante Universitário (cozinha e banheiros). Um anteparo na saída dessa caixa será instalado a fim de acumular volume suficiente para captação por uma bomba centrífuga ($1/2$ cv de potência e $Q_{\text{nominal}} = 1500\text{L/h}$).

Como forma de proporcionar ao Wetland quantidade de efluente necessária para sua manutenção, e considerando as variações das características do esgoto do Restaurante Universitário (R.U), foram aplicadas 4 bateladas de $0,025\text{m}^3$ cada ao longo do dia, a primeira logo no início da manhã, e as outras sucessivamente com um intervalo mínimo de 2 horas entre cada batelada, a aplicação era feita nos dois leitos do primeiro estágio, porem alternando entre eles. Considerando a vazão nominal da bomba, as bateladas tiveram duração de 1 minuto, o que resulta em uma vazão de aplicação de $0,044\text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, no primeiro estágio (considerando um leito) e $0,1\text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ no segundo estágio. As características médias do efluente do RU bem como a verificação das cargas aplicadas de projeto estão na tabela 1.

Tabela 1 - Verificação da carga aplicada ao sistema no primeiro estágio considerando o 1º leito

Parâmetro	Limite (g/m ² d)	Efluente (R.U) (mg/L).(*)	Carga aplicada teórica (g/m ² d).
DQO	350	753 ± 201	33 ± 8,8

Fonte: Adaptado de Carvalho Junior (2018).

Após o efluente passar pelo primeiro estágio do sistema, ele ficava acumulado em um reservatório de 350 litros, então somente depois ele era bombeado para o segundo estágio de tratamento, este que tem as mesmas condições operacionais do primeiro. Porém no segundo estágio há uma concepção de tratamento diferente do primeiro, onde o fundo do leito fica o tempo todo saturado. Este fundo de saturação se dá nos últimos 25 centímetros e é feito por um sifão de saída do efluente, nas condições de saturação o ambiente fica anóxico, isso favorece no processo de remoção do nitrogênio total, pela desnitrificação.

A distribuição do esgoto nos leitos do sistema foi feita por tubulação (DN 25 mm), perfurada ($\Phi = 6\text{mm}$; cada 10cm) de forma a distribuir uniformemente em toda a superfície dos leitos, na Figura 10 pode-se observar o funcionamento e a forma como é distribuído o efluente nos leitos. O efluente tratado será coletado por drenos (DN 40mm) perfurado ($\Phi = 6\text{mm}$; cada 10cm) que estão ao fundo de cada leito, e o efluente final depois de tratado pelos dois estágios do sistema é encaminhado para a rede coletora de esgoto.

Figura 10 - Leito do primeiro estágio do sistema em funcionamento



Fonte: Autoria própria

4.3 OPERAÇÃO DO SISTEMA

A operação do sistema foi feita de segunda a quarta feira, com os pulsos de 1 minuto, 4 vezes ao dia, com intervalos mínimos de 2 horas entre eles. Na quinta feira é dado somente o primeiro pulso no início da manhã, para que ocorra a difusão de oxigênio para os leitos quando ocorrer o segundo pulso, é neste que será coletado o efluente para as análises. Depois do intervalo de 2 horas (mínimo) é feito o pulso para coleta das amostras que serão analisadas posteriormente em laboratório, nesse mesmo pulso foi feito o hidrograma para análise e comparação com as eficiências alcançadas de acordo com a respectiva taxa de aplicação fixada, para o pulso de 1 minuto a taxa era de $0,1 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, então a pulso inicial foi dobrado e na última coleta triplicado, portanto as taxas de aplicação foram $0,2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ e $0,3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ respectivamente.

Os hidrogramas de resposta ao pulso aplicado no sistema foram construídos a partir das medições das vazões instantâneas entre o início e o término do escoamento do efluente tratado na saída do estágio 2. A escolha deste estágio para verificação de uma correlação existente entre a carga aplicada e a concentração de resposta de um dado parâmetro, foi feita considerando esta a fase final do tratamento. Logo, esta análise não foi conduzida no estágio 1. Durante as medições das vazões, foram coletadas alíquotas dos respectivos volumes totalizando 18 amostras por ensaio. Para cada alíquota coletada foram analisadas segundo APHA (2005) a Demanda Química de Oxigênio (DQO;5220D), Cor Verdadeira (2120C) e Turbidez (2130B).

. Cada ensaio foi conduzido em intervalos médios de 10 dias, considerando a ocorrência de precipitação local. O ensaio era cancelado caso houvesse precipitação no dia da respectiva condução.

Quando tinha a ocorrência de chuva no dia anterior ao procedimento de coleta, o sistema era limpo para que houvesse o mínimo possível de interferência de água da chuva nos resultados das análises. A limpeza ocorria com o esvaziamento do reservatório de 350L que precede o bombeamento de efluente para o segundo estágio, assim o efluente do estágio 1 após os pulsos não se misturava com a água da chuva que ficava armazenada no reservatório.

Durante o monitoramento do sistema a precipitação média observada foi monitorada diariamente utilizando banco dados de observações de estações meteorológicas da cidade, porem dados foram considerados somente em função de chuvas ciclônicas.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O propósito principal o trabalho teve como objetivo avaliar se o aumento na taxa de aplicação superficial no Wetland vertical tipo francês, acarretaria na diminuição da eficiência do sistema para os parâmetros já elencados. Molle et al., (2005), fez um levantamento, onde analisou 81 plantas de Wetland de fluxo vertical do tipo francês, e verificou que as taxas de aplicação superficial variam na faixa de 0,03 - 3,9 m³/m²d e como carga orgânica 17 - 1680g/m².d. Em sua análise ele verificou que as taxas de aplicação superficial hidráulica e orgânica (DQO) estão em médias com valores de 0,37m³/m²d e 223g/m²d respectivamente. Molle et al., (2006) verificou ainda sistemas franceses com taxas de aplicação hidráulica 10 vezes maiores do que a recomendada pela literatura, mas ainda sim mantendo a eficiência de remoção de DQO adequada para os padrões de descarte francês.

Portanto, ainda existem muitas possibilidades e testes a serem feitos variando a taxa de aplicação hidráulica, e ainda existe fatores diferentes, se considerarmos que estamos em um clima diferente (tropical) aos estudos feitos na França. E partindo desse pressuposto, foram feitas as análises de eficiência de remoção de DQO conforme o aumento da na taxa de aplicação superficial, e análises de Cor verdadeira e Turbidez para comparação com a eficiência de remoção de DQO.

5.1 RELAÇÃO ENTRE TAXA DE APLICAÇÃO SUPERFICIAL E EFICIÊNCIA NO TRATAMENTO

Durante o período em que os ensaios foram realizados, o sistema francês considerado era objeto de investigação de outros discentes que operavam, semanalmente, a uma taxa hidráulica de aplicação de 0,1 m³/m²d. Nestas condições, os valores da DQO média observada aplicada ao estágio1 foi de 753 ± 201 mg/L resultando em taxa de aplicação superficial de 66,7 ± 17,8 mg/L. A DQO média observada efluente do estágio 1 e, conseqüentemente, afluente ao estágio 2 foi de 440 ± 150 mg/L para a respectiva taxa hidráulica. Para as taxas de 0,2 e 0,3 m³/m²d, respectivamente, os valores da DQO não foram medidos no efluente do estágio 1, pois tais variações foram feitas no sistema somente no dia do ensaio, retornando a 0,1 m³/m²d em seguida. Assim, estas alterações operacionais no projeto não impactariam os resultados dos demais investigadores que operavam o sistema sob esta última taxa.

Tabela 2 - Valores médios de DQO efluente ao estágio 2 sob a respectiva taxa de aplicação superficial

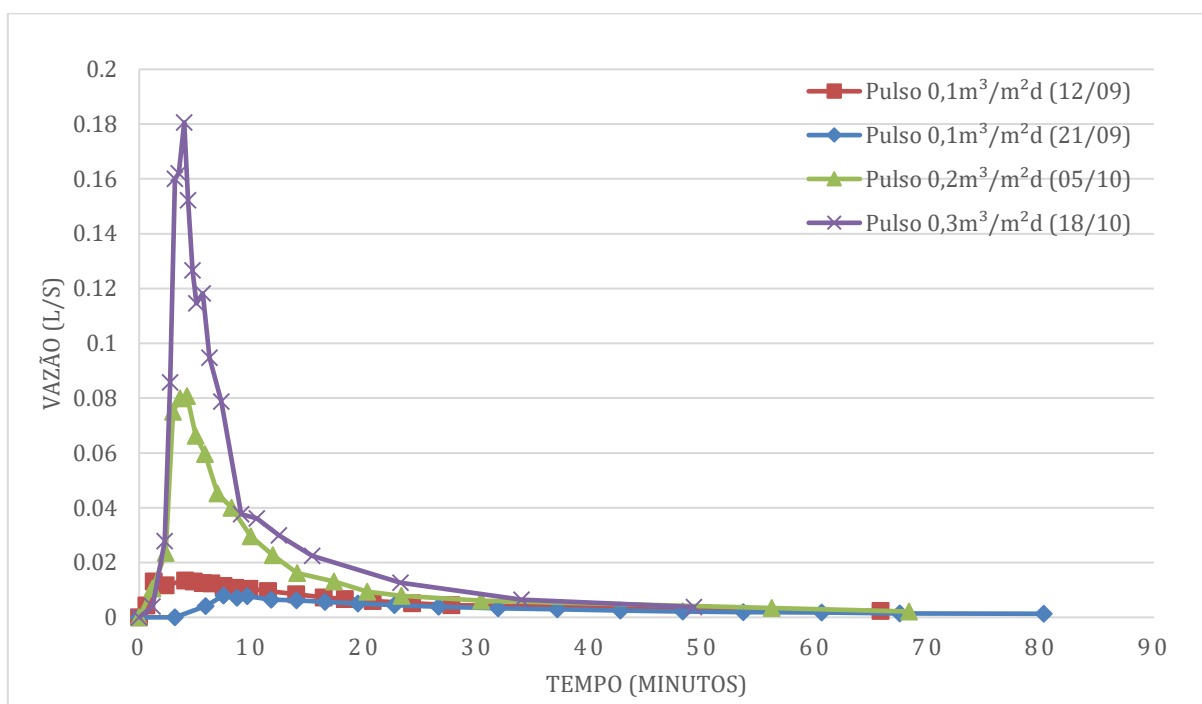
	12/09/18	21/09/18 (*)	05/10/18	18/10/18
Taxa de aplicação (m³/m²d)	0,1	0,1	0,2	0,3
Carga aplicada teórica (g/m²d)	44,0 ± 15	44,0 ± 15	88,0 ± 30,0	132,0 ± 45
Valores de DQO (mg/L)	16,3 ± 4,5	2,0 ± 2,9	25,5 ± 4,8	42,3 ± 53,1
Eficiência de remoção (%)	96,3 ± 1,0	99,5 ± 0,7	94,2 ± 1,1	90,4 ± 12,1

Legenda: (*) dia em que a amostra foi recolhida com metodologia diferente da usual, a coleta foi feita no primeiro pulso do dia.

Fonte: Autoria própria

Apesar de haver diminuição na eficiência os resultados, estes ainda são satisfatórios, no pulso de maior volume a eficiência alcançada é de 90,4 ± 12,1%, com concentração de DQO de 42,3±53,1 mg/L, este valor ainda é muito abaixo do limite imposto pela legislação para o descarte de efluente tratado (225 mg/L – RESOLUÇÃO Nº 021/09 – SEMA), portanto é possível operar o sistema normalmente com essa taxa de aplicação sem problema de estar descartando efluente fora do padrão permitida pela legislação. Porém como é possível ver, o desvio padrão está muito grande, principalmente no caso das amostras dos pulsos dos dias 21/09 e 18/10, sendo que na amostra com a maior taxa de aplicação o desvio tem maior relevância levando em consideração a concentração de DQO significativamente maior (2,0 ± 2,9 para o dia 21/09 e 42,3 ± 53,1 para o pulso do dia 18/10). A Figura 11 apresenta o hidrograma de vazão de todos os dias de coleta.

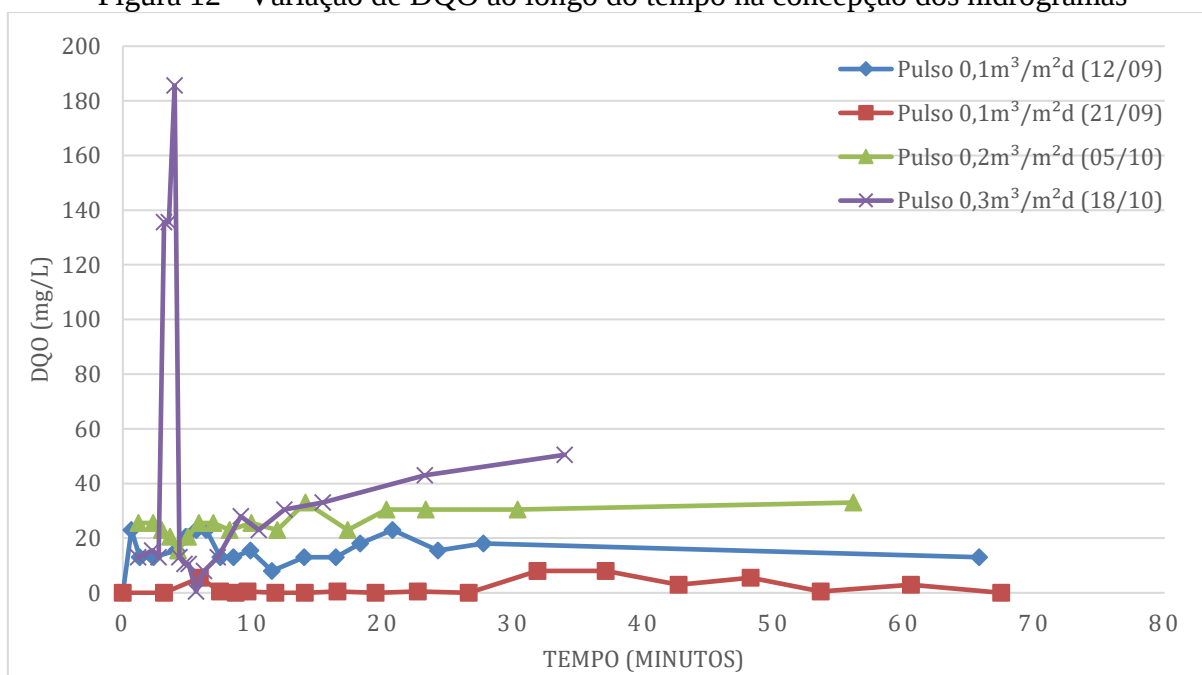
Figura 11 - Resultado do hidrograma de vazão das coletas



Fonte: Autoria própria

Um dos objetivos era verificar o comportamento da DQO ao longo do tempo, por isso foram tomadas 18 alíquotas durante as medições de vazão para elaboração dos hidrogramas. Na figura 12, é possível notar a variação de DQO ao longo do tempo nos 4 pulsos de coleta.

Figura 12 - Variação de DQO ao longo do tempo na concepção dos hidrogramas



Fonte: Autoria própria

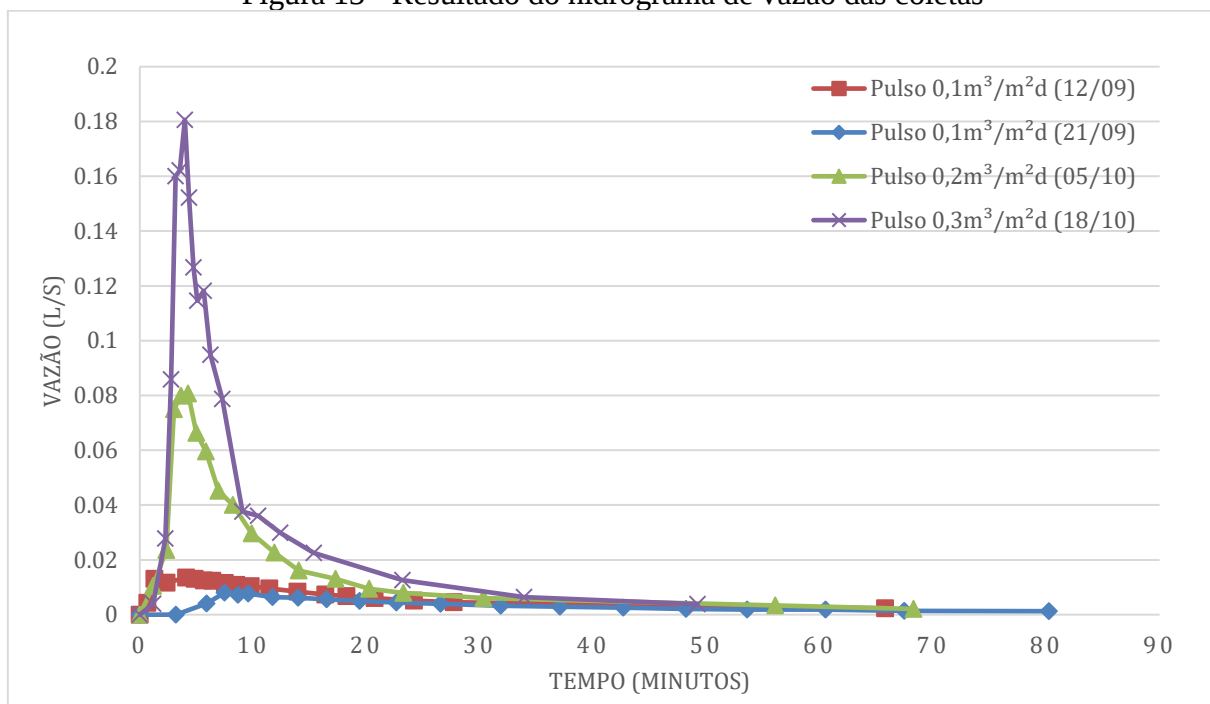
Na Figura 12 é possível observar que para taxa de aplicação de $0,3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, ocorreu um pico de concentração de DQO em 3,98 minutos após o início da batelada, esse pico ocorre exatamente ao mesmo tempo em que ocorre o pico de vazão do hidrograma (Figura 11). Os valores da DQO observados durante os hidrogramas de resposta, visualmente apresentaram correlação direta com o aumento da vazão de saída para a taxa de $0,3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, porém quando aplicado o cálculo de correlação, o valor de correlação foi de 54%, confirmando em partes a hipótese inicial do estudo, tendo a necessidade de fazer mais coletas com a mesma taxa de aplicação. Para as demais taxas não houve uma correlação aparente, na coleta do dia 12/09 o resultado de correlação foi de 30% e na coleta do dia 21/09 a correlação foi de 0%, mesmo tendo ambas a mesma taxa de aplicação ($0,1 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$), para a taxa de aplicação de $0,2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ a correlação foi de 0%. Esses resultados baixos podem ser devido ao fato do volume de saturação do maciço ser de aproximadamente 87 litros, portanto o tempo de detenção fica relativamente alto.

É possível ver também que no maior pulso ($0,3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$), a concentração de DQO passa a aumentar gradativamente após a queda brusca que veio seguinte ao pico, porém a coleta foi feita somente até os 33 minutos, mas olhando para os outros hidrogramas as concentrações passam a se estabilizar e cair levemente com o passar do tempo, portanto não é possível afirmar que a concentração de DQO continue a subir conforme fosse passando o tempo no pulso de $0,3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$.

5.2 HIDROGRAMA E ANÁLISE DE VAZÃO CONFORME A VARIAÇÃO DA TAXA DE APLICAÇÃO

A Figura 13 mostra novamente o hidrograma de vazão para os dias de coletas, lembrando que as duas primeiras coletas foram com a mesma taxa de aplicação superficial.

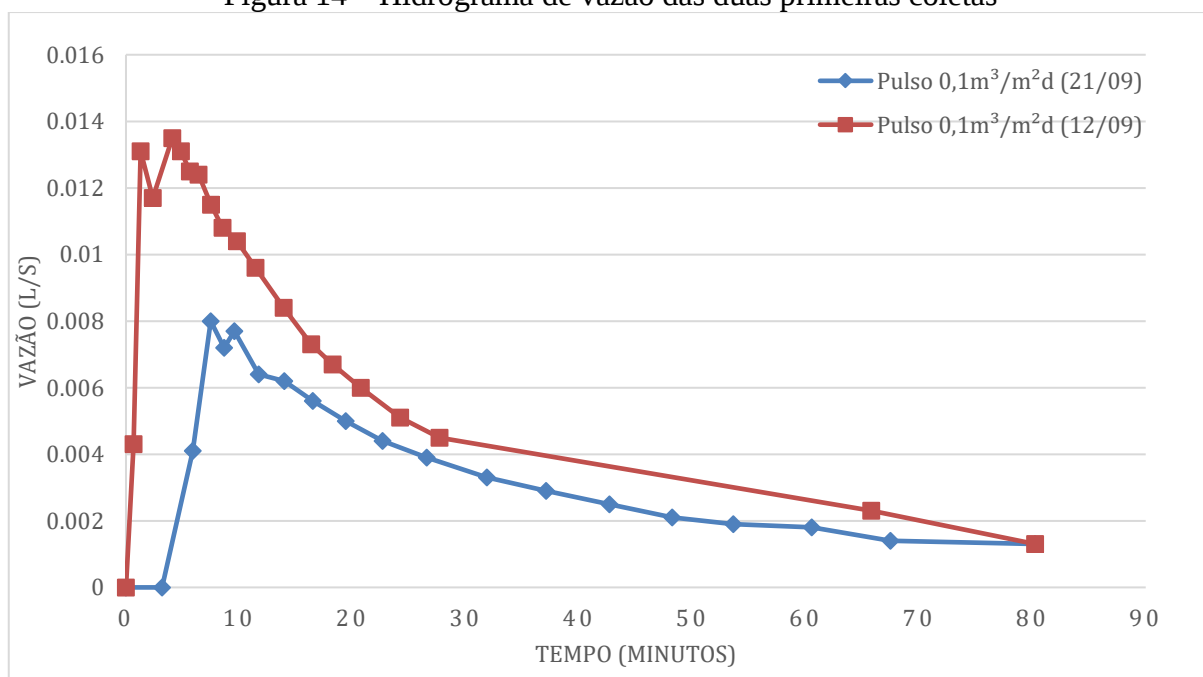
Figura 13 - Resultado do hidrograma de vazão das coletas



Fonte: Autoria própria

Para melhor visualização do hidrograma (Figura 13), a Figura 14 mostra um gráfico somente com os resultados das duas primeiras coletas, como forma de mostrar que também ocorre o pico de vazão.

Figura 14 – Hidrograma de vazão das duas primeiras coletas



Legenda: As duas linhas do hidrograma são para pulsos de 1 minuto, com diferença somente no dia de coleta.

Fonte: Autoria própria

Analisando a Figura 14, verificamos que apesar das duas análises serem com a mesma taxa de aplicação hidráulica, o hidrograma de vazão para cada uma das coletas foi diferente, com a primeira coleta tendo um pico mais adiantado em relação ao segundo, e pico de vazão maior. A provável razão disso foi que a coleta do dia 21/09, foi feita na primeira batelada do dia, portanto o sistema estava somente com o fundo saturado, o resto do maciço estava sem efluente, isso difere de todas as outras coletas que aconteceram no segundo pulso do dia. É possível observar que após a bomba ligar o efluente começa a sair no ponto de coleta do segundo estágio após 3,18 minutos.

Já nos outros hidrogramas isso não ocorre, sendo que antes de dar o pulso/batelada para começar a coleta, ainda estava saindo efluente do pulso anterior, esse efluente saía gotejando lentamente, partindo desse ponto a coleta só começava a ser feita quando esse gotejamento começasse a acelerar, isso ocorreu por volta de 1 minuto após o início do pulso.

Outra diferença notável nos hidrogramas é que os picos e quedas na vazão são cada vez maiores conforme a taxa de aplicação aumenta, ou seja, os picos são maiores e as quedas mais bruscas.

5.3 ANÁLISE DA EXISTÊNCIA DE PROPORÇÃO NA REMOÇÃO DE DQO, COR VERDADEIRA E TURBIDEZ

A cor e turbidez são parâmetros que não são levados em consideração quanto ao tratamento de efluentes domésticos, esses dois parâmetros são mais relevantes no tratamento de água. Porém, houve a hipótese de analisar os resultados de cor e turbidez levando em consideração a remoção de DQO, já que em efluentes domésticos a carga orgânica está relacionada também a esses parâmetros. A Tabela 3 mostra a remoção de cor.

Tabela 3 - Comparação dos resultados de remoção de DQO e Cor verdadeira médios

Data dos pulsos	12/09/18	21/09/18 (*)	05/10/18	18/10/18
Taxa de aplicação (m³/m²d)	0,1	0,1	0,2	0,3
Carga aplicada teórica (g/m²d)	44,0 ± 15	44,0 ± 15	88,0 ± 30,0	132,0 ± 45
Cor Verdadeira	14,67 ± 2,1	14,56 ± 2,6	74,65 ± 10,1	27,78 ± 12,4

DQO (mg/L)	16,3 ± 4,5	2,0 ± 2,9	25,5 ± 4,8	42,3 ± 53,1
-------------------	------------	-----------	------------	-------------

Fonte: Autoria própria

Analisando a tabela, é possível verificar que aparentemente a variação na remoção de DQO não tem relação direta com a variação de cor verdadeira. O pulso de 2 minutos com taxa de aplicação de 0,2m³/m²d tem o maior valor de cor verdadeira, diferente do padrão de DQO, onde o pulso de 0,3m³/m²d tem a maior concentração, não é possível concluir a causa dessa diferença que foge do padrão, seria necessário conduzir novos estudos realizando mais de um hidrograma para cada taxa de aplicação, assim teríamos consistência estatística para verificar a causa desse resultado.

Porem se comparamos com a Tabela 4 a cor e turbidez segue um padrão na eficiência de remoção, mas isso não está relacionado com o objetivo de pesquisa proposto no presente trabalho.

Tabela 4 – Comparação dos resultados de remoção de DQO e Turbidez médios

Data dos pulsos	12/09/18	21/09/18 (*)	05/10/18	18/10/18
Taxa de aplicação (m³/m²d)	0,1	0,1	0,2	0,3
Carga aplicada teórica (g/m²d)	44,0 ± 15	44,0 ± 15	88,0 ± 30,0	132,0 ± 45
Turbidez	2,68 ± 2,0	3,19 ± 1,5	8,54 ± 1,2	3,89 ± 1,9
DQO (mg/L)	16,3 ± 4,5	2,0 ± 2,9	25,5 ± 4,8	42,3 ± 53,1

Fonte: Autoria própria

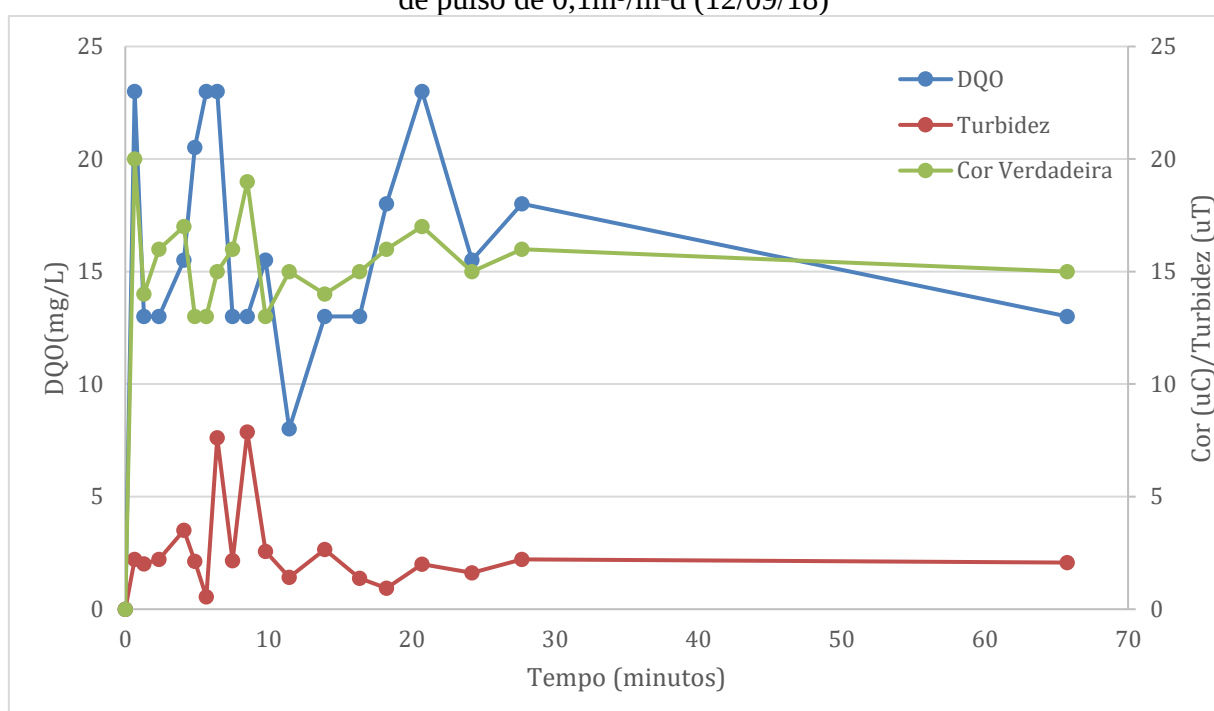
Ao comparar a variação de DQO e a Turbidez da tabela 4, não é possível chegar a uma correlação aparente direta, já que os resultados não seguem o mesmo padrão da variação de DQO, o resultado com menor eficiência na remoção de turbidez aconteceu no dia 05/10 onde ocorreu uma taxa de aplicação superficial de 0,2m³/m²d, já para a DQO como foi explicado anteriormente, o resultado com menor eficiência foi para o pulso com maior taxa de aplicação hidráulica (0,3m³/m²d).

Na literatura são encontrados alguns trabalhos em que foi analisada a eficiência na remoção de turbidez, mostrando que sistemas Wetlands podem alcançar boas remoções para efluentes domésticos (VALENTIM, 1999; 2003). É notável que a turbidez dos testes realizados nesse trabalho está baixa, mas o foco era saber se existia correlação entre a remoção de DQO e a remoção de Cor Verdadeira e Turbidez, o objetivo era saber se somente

com os Resultados de Cor e turbidez podemos chegar próximos de um possível resultado na remoção de DQO.

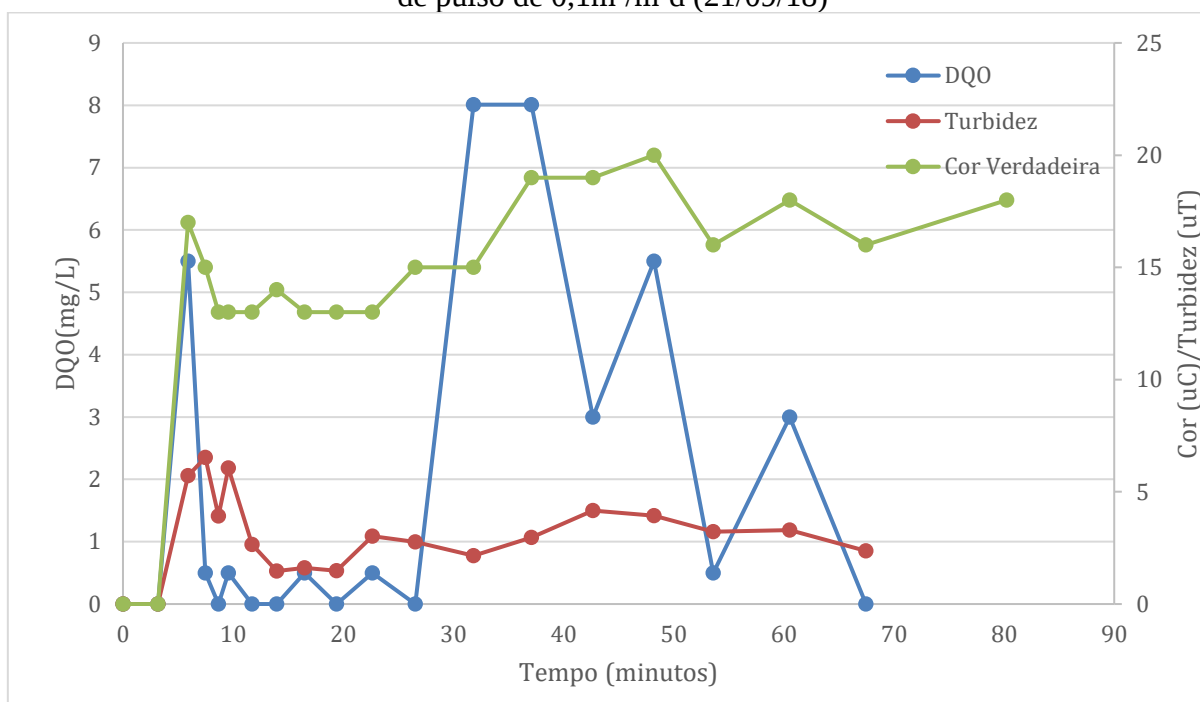
Como os resultados das Tabelas 3 e 4 aparentemente mostram que não existe relação direta entre a remoção de DQO e Cor/Turbidez média, foi necessário também fazer análise por cálculo de correlação, nas figuras 15, 16, 17 e 18 é comparada a remoção de DQO e Cor/Turbidez ao longo do tempo em cada um dos pulsos.

Figura 15 – Resultados da remoção de DQO, Cor Verdadeira e Turbidez ao longo do tempo de pulso de $0,1\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ (12/09/18)



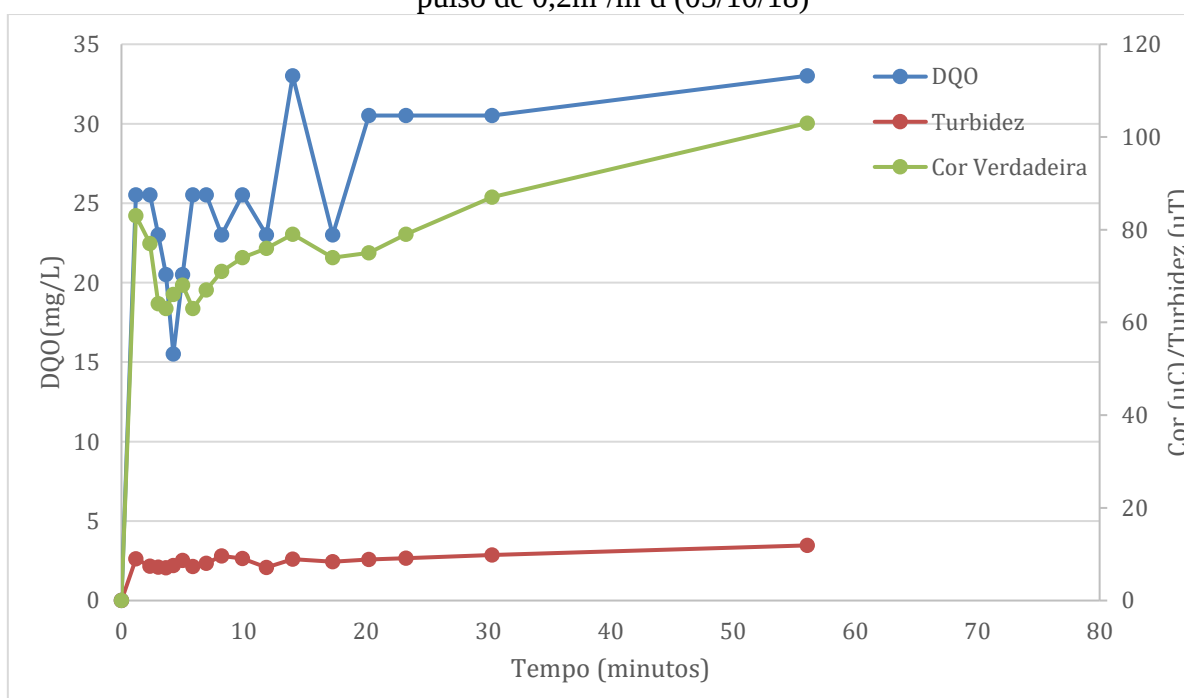
Fonte: Autoria própria

Figura 16 – Resultados da remoção de DQO, Cor Verdadeira e Turbidez ao longo do tempo de pulso de $0,1\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ (21/09/18)



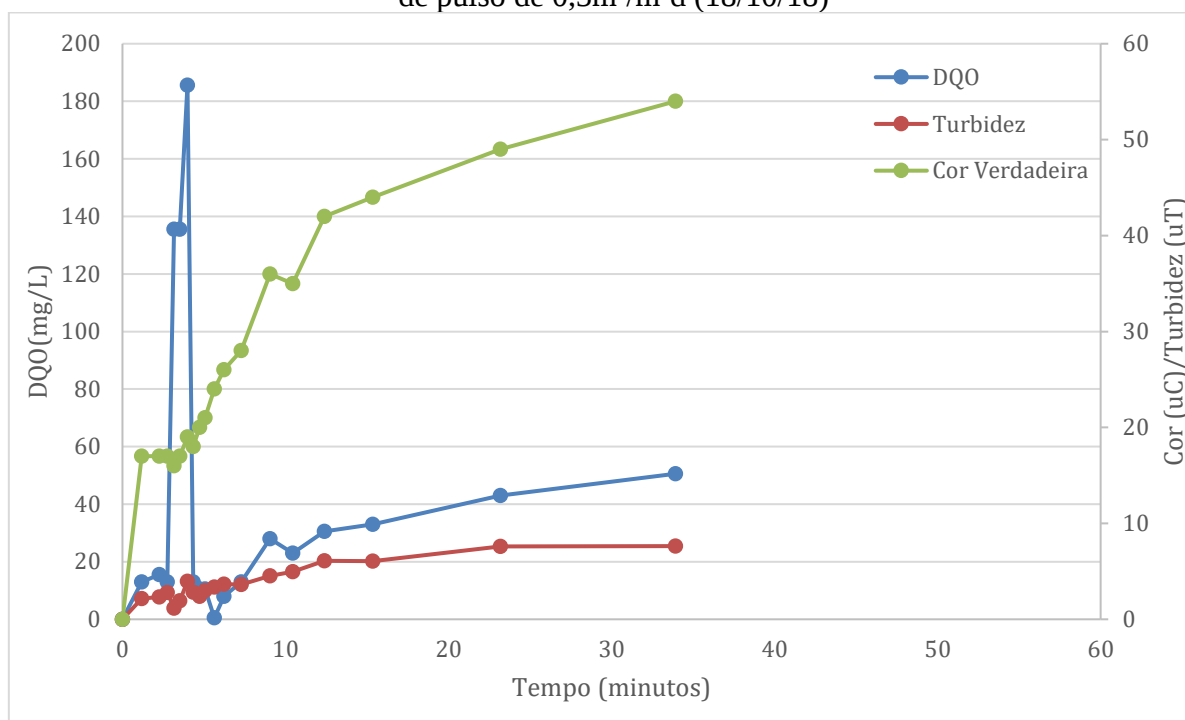
Fonte: Autoria própria

Figura 17 – Resultados da remoção de DQO, Cor verdadeira e Turbidez ao longo do tempo de pulso de $0,2\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ (05/10/18)



Fonte: Autoria própria

Figura 18 – Resultados da remoção de DQO, Cor Verdadeira e Turbidez ao longo do tempo de pulso de $0,3\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ (18/10/18)



Fonte: Autoria própria

Analisando os gráficos das figuras 11, 12, 13 e 14, e aplicando o cálculo de correlação utilizando os dados, é possível verificar que há correlação entre a variação de DQO e Cor, e DQO e Turbidez na coleta com taxa de aplicação de $0,2\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$, tendo 90% e 87,7% de correlação respectivamente, mostrando um resultado oposto ao analisado através das médias nas tabelas 3 e 4. Para as outras taxas de aplicação os cálculos não mostraram resultados indicando correlação existente.

6 CONCLUSÕES

A existência de correlação entre a taxa de aplicação superficial e eficiência na remoção de DQO ocorreu visualmente através das médias quando a vazão de aplicação foi de $0,3 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, porem quando aplicado cálculos de correlação considerando o gráfico de DQO ao longo do tempo, a correlação só alcança valor de 50%, mostrando a necessidade de fazer mais coletas com a mesma faixa de vazão de aplicação. Nas demais taxas de aplicação essa correlação não existe, provavelmente devido ao volume da parte saturada do maciço, que faz o tempo de detenção hidráulico ser relativamente alto.

Os picos de vazão de saída são mais acentuados a medida que a taxa de aplicação superficial aumenta.

Quando um novo pulso ocorre antes que todo o efluente do pulso anterior tenha vazado, ou seja, passado todo o tempo de detenção hidráulico, os picos de vazão demoram mais para ocorrer.

A variação na remoção de DQO não ocorre proporcionalmente a remoção de cor verdadeira e turbidez quando analisados por médias e pela tabela, porem quando aplicado cálculo de correlação com os dados ao longo do tempo, no pulso de $0,2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ as correlações tem resultados expressivos, de 90% e 87,7% para DQO e Cor, e DQO e Turbidez respectivamente. A inconsistência dos resultados faz com que seja necessários novos estudos com mais hidrogramas para cada taxa de aplicação. Portanto não é possível verificar se há remoção de DQO em um efluente analisando somente os parâmetros de Cor e Turbidez.

REFERÊNCIAS

BENTO, Alessandra Pellizzaro. **Caracterização da Microfauna no Sistema Insular de Tratamento de Esgotos de Florianópolis/Sc: Um Instrumento de Controle Operacional e Avaliação da Eficiência do Processo**. 2000. 167 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

BERRY, F.; KRESS, W. J. **Heliconia: an identification guide**. Washington: Smithsonian Institution Press 334p. illus., col. illus.. ISBN, 1991.

BOUTIN, C. Domestic wastewater treatment in tanks planted with rooted macrophytes: case study, description of the system, design criteria and efficiency. **Water Science Technology**. v.19, n.10, pp. 29-40. 1987.

Brix, H. Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science Technology**, v.35, n.5, pp. 11-17. 1997.

CARVALHO JUNIOR, Orlando de et al. Nitrogen Removal in a Partially Saturated Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland Used for Restaurant Wastewater Treatment. **Journal Of Environmental Engineering**, [s.l.], v. 144, n. 7, p.04018042-00, 18 abr. 2018. American Society of Civil Engineers (ASCE).

CENSO DEMOGRÁFICO 2010. **Características da população e dos domicílios: resultados do universo**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Microbiologia de lodos ativados – **Série manuais**. São Paulo: CETESB. 23 p, 1991.

COOPER, P. F. et al. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Medmenham, Marlow, UK: WRC publications, p. 184, 1996.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos da limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ESTATÍSTICA E PESQUISA – IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010, 220 p.

IAPAR. **Instituto Agrônomo do Paraná. Disponível em:**
<<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1828>>. Acesso em: 01 de set. 2018.

IQBAL, S. **Duckweed aquaculture. Potentials, possibilities and limitations, for combined wastewater treatment and animal feed production in developing countries.** Switzerland. SANDEC report n.6 91pp. mar.1999.

ITRC– Interstate Technology and Regulatory Council. **Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands.** New Jersey: ITRC, 199 p. 2003

IWA – International Water Association. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation.** Scientific and Technical Report No. 8. London, England: IWA Publishing. 156 p. 2000

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands.** Boca Raton: CRC, Press 2th ed, Taylor & Francis Group, 1016 p., 2009.

LANGERGRABER, G.; HABERL, A.; LABER, J.; PRESSL, A. Evaluation of substrate clogging processo in vertical flow constructed wetlands. **Water Science Technology**, v. 48, n. 5, p. 25-34, 2003.

LIÉNARD, A., BOUTIN, C. and ESSER, D. **Domestic wastewater treatment with emergent hydrophyte beds in France. In: Constructed Wetlands in Water Pollution Control** (Adv. Wat. Pollut. Control no 11), United Kingdom, pp. 183–192. 1990a

MOHEDANO, R.A. **Tratamento de efluente e produção de alimento, em cultivo de tilápias (O.niloticus), através da macrófita aquática Lemna valvidiana (lemnaceae) – Uma contribuição para a sustentabilidade da aquíicultura,** Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Aquíicultura, Florianópolis, 78pp. 2004.

MOHEDANO, Rodrigo de Almeida. **Uso De Macrófitas Lemnéceas (Landoltia Punctata) No Polimento E Valorização Do Efluente De Suinocultura E Na Fixação De Carbono.** 2010. 270 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

MOLLE, P. et al. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. **Water Research.** Lyon, p. 606-612. Fev. 2006.

MOLLE, P. et al. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. **Water Science And Technology**, [s.l.], v. 51, n. 9, p.11-21, maio 2005.

MOSCA, J. L.; QUEIROZ, M. B.; ALMEIDA, A. S.; CAVALCANTE, R. A.; ALVES, R. E. Helicônia: descrição, colheita e pós-colheita. **Embrapa Agroindústria Tropical.** Documentos. 2004.

RITTMANN, B. E.; MCCARTY, P. L. Environmental biotechnology: principles and applications. **New York: McGrawHill**, v. 400, 2001.

PAOLI, André Cordeiro de. **Análise de Desempenho e Comportamento de Wetlands Horizontais de Fluxo Subsuperficial Baseado em Modelos Hidráulicos e Cinéticos.** 2010. 148 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. 1º ed. Florianópolis. 144 p., 2004

PLATZER, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science Technology**, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.

SAIANI, C. C. S. **Déficit de acesso aos serviços de saneamento básico no Brasil**. Prêmio IPEA-CAIXA 2006, Brasília, 2006

SARMENTO, A. P.; BORGES, A. C. MATOS, A. T. Effect of cultivated species and hydraulic retention time on the performance of vertical-flow constructed wetlands. IN: **th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, held in Venice, Italy, p. 1487-1493, 2010.

SCHWAGER A.; BOLLER M. Transport phenomena in intermittent filters. **Water Science and Technology**, v. 35, nº 6, p. 13-20, 1997.

SEZERINO, P. H. et al. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 171 p, 2006

SEZERINO, P. H. et al., Wetlands construídos horizontais aplicados no tratamento descentralizado de esgotos. **2 Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos**, Curitiba, Paraná, 2015.

Sistema nacional de informações sobre saneamento – SNIS. **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos**. Site institucional, 2008. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos>>. Acesso em: 02 de set. 2018.

SKILLICORN, P. W.; SPIRA, W; JOURNEY, W. **Duckweed aquaculture, a new aquatic farming system for developing countries**. The World Bank, Washington, D.C.1993

TAVARES, F.A. et. al., Desempenho da macrófita *Lemna valdiviana* no tratamento terciário de efluentes de suinocultura e sua contribuição para a sustentabilidade da atividade. *Biotemas*21 (1) p18, 2008.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no pós-tratamento de tanque séptico modificado**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 119 p. 1999.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados ("Constructed Wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, 119 p. 2003.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 1996.

WINTER, K.-j.; GOETZ, D.. The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. **Water Science And Technology**, [s.l.], v. 48, n. 5, p.9-14, set. 2003.

WPC – Water Pollution Control. **Wastewater Biology: The Microlife**. Alexandria, Va: Water Environmental Federation. 16 p, 1990.