



0113006743

Trabalho de Formatura

Curso de Graduação em Engenharia Ambiental



**REMOÇÃO DE DQO E NITROGÊNIO TOTAL EM ALAGADOS CONSTRUÍDOS
COM AERAÇÃO INTERMITENTE EM RELAÇÃO AO TEMPO DE DETENÇÃO
HIDRÁULICA**

Isabela Pires da Silva

Prof. Dr. Marcelo Loureiro Garcia

Rio Claro (SP)

2020

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Instituto de Geociências e Ciências Exatas

Câmpus de Rio Claro

ISABELA PIRES DA SILVA

**REMOÇÃO DE DQO E NITROGÊNIO TOTAL EM ALAGADOS
CONSTRUÍDOS COM AERAÇÃO INTERMITENTE EM
RELAÇÃO AO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA**

Trabalho de Formatura apresentado ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas - Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, para obtenção do grau de Engenheiro Ambiental.

**Rio Claro - SP
2020**

ISABELA PIRES DA SILVA

REMOÇÃO DE DQO E NITROGÊNIO TOTAL EM ALAGADOS
CONSTRUÍDOS COM AERAÇÃO INTERMITENTE EM RELAÇÃO
AO TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA

Trabalho de Formatura apresentado ao Instituto de
Geociências e Ciências Exatas - Câmpus de Rio Claro,
da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita
Filho, para obtenção do grau de Engenheiro Ambiental.

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Marcelo Loureiro Garcia

Dr. João Gabriel Thomaz Queluz

Dra. Lauren Nozomi Marques Yabuki

Rio Claro, 29 de maio de 2020.



Assinatura da aluna



Assinatura do Orientador

AGRADECIMENTOS

Mesmo que esta página não seja nem um grão de arroz do que eu deveria realmente agradecer, fica aqui registrado a minha eterna gratidão.

- À Deus, primeiramente, por ter sempre sido misericordioso comigo e com as pessoas que eu amo. Obrigada por não ter desistido de mim, até mesmo quando eu não merecia seu amor e suas bençãos. Obrigada por me fazer tão rica de tudo aquilo que o dinheiro não pode pagar;
À minha família que me amou tanto e continua se esforçando por mim, minha mãe e pai que sempre trabalharam duro para que eu não tivesse que me preocupar com nada e sempre protegeram os meus sonhos, minhas irmãs que nunca esconderam que tinham orgulho de mim e aos meus avós que sempre me apoiaram, em especial meu avô Noel, que me carregou para cada canto que eu tivesse que estar e continua a me carregar, inclusive no coração;
- Ao meu Gabriel, que me ama, apesar de mim. Obrigada por me apoiar, por estar lá e me mostrar todas as cores de marte e ter tido a paciência das semanas distantes e dos telefonemas sem fim, eu poderia escrever um livro inteiro sobre todas as coisas boas que fazem de você... você. Obrigada por estar aqui. Eu amo você;
- Às minhas amigas, Camila, Juliana, Sarah, Stephanie e Tuani. Mais do que estarem sempre lá por mim, vocês foram a minha família quando eles não podiam estar perto, vocês foram os motivos das minhas melhores e mais sinceras risadas em Rio Claro. Cada uma de vocês foi importante a sua maneira e são responsáveis por eu ter me tornado uma pessoa melhor;
- Ao meu Professor e Orientador Marcelo, obrigada por ter me aceito na sua equipe e ser o responsável pelo meu amadurecimento científico e profissional;
- Ao João Gabriel, que me guiou em todas as fases da pesquisa e, se esse TCC se tornou esse trabalho incrível, você é com certeza um dos maiores responsáveis por isso. Obrigada por toda paciência e dedicação.
- À FAPESP não só pelo apoio financeiro para a elaboração deste projeto, mas por reconhecer o mérito e importância do conteúdo abordado.

EPÍGRAFE

“Desde toda a eternidade, Eu o Sou; e não há nada nem ninguém que possa fazer escapar algo ou alguém das minhas mãos. Agindo Eu, quem impedirá?”

Isaías 43:13

RESUMO

O aumento da poluição causado por lançamentos inadequados de esgotos sanitários faz com que seja cada vez mais necessário a busca por técnicas eficientes de tratamento de águas residuárias, porém que apresente um custo relativamente baixo, principalmente para aplicações em áreas rurais ou em locais carentes a fim de melhorar não só a qualidade ambiental, mas também a qualidade de vida da população. Os sistemas *wetlands*, também denominados alagados construídos, podem ser considerados sistemas acessíveis, eficientes e que apresentam um baixo custo, quando comparados a sistemas de tratamento mais complexos, podendo ser compostos ou não por macrófitas aquáticas cultivadas nos substratos. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o efeito do tempo de detenção hidráulica na remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Nitrogênio Total (NT) em alagados construídos com aeração intermitente. Foram avaliados dois alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal onde cada um recebeu uma vazão diária de 8,7 L dia⁻¹ de água residuária doméstica sintética, resultando em tempo de detenção hidráulica (TDH) de 3 dias, sendo um sistema controle sem aeração (AC1) e um sistema aerado intermitentemente (AC2) e ambos cultivados com taboa (*Typha latifolia*). Os resultados mostram que o alagado construído aerado intermitentemente apresentou elevada eficiência na remoção de DQO (98,25%), NT (83,60%) e fósforo total (78,10%), enquanto que o sistema sem aeração apresentou menor eficiência na remoção de DQO (93,89%), NT (48,60%) e fósforo total (58,66%) e, a evapotranspiração do sistema variou de 1,01 a 38,57 mm.d⁻¹. Esses resultados indicam, portanto, que a aeração intermitente permite a ocorrência simultânea dos processos de nitrificação e desnitrificação, melhorando a remoção de NT em alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal. Além disso, o uso de aeração intermitente também melhora o desempenho de alagados construídos na remoção de DQO e fósforo total.

Palavras - Chave: Ecotecnologia, remoção de nutrientes, tratamento de efluentes.

ABSTRACT

Increased pollution caused by inadequate disposal of sanitary sewers makes it increasingly necessary to search for efficient wastewater treatment techniques, but at a relatively low cost, especially for applications in rural areas or in deprived areas, to improve not only the environmental quality, but also the quality of life of the population. Wetland systems, also called constructed wetlands, can be considered accessible, efficient and low cost systems when compared to more complex treatment systems, which may or may not be composed of aquatic macrophytes grown on the substrates. The objective of the present work was to evaluate the effect of hydraulic detention time on the removal of COD and Total Nitrogen in constructed wetlands with intermittent aeration. Were evaluated two constructed wetlands with a horizontal subsurface flow, where each one receives a daily flow of 8.7 L dia^{-1} of synthetic domestic wastewater, resulting in a 3-day detention time, being a control system without aeration (AC1) and an intermittently aerated system (AC2) and both cultivated with taboa (*Typha latifolia*). The results show that the intermittently aerated constructed wetland were highly efficient in removing COD (98.25%), TN (83.60%) and total phosphorus (78.10%), while the non-aerated constructed wetland showed lower efficiencies in the removal of COD (93.89%), TN (48.60%) and total phosphorus (58.66) and, the evapotranspiration of the system varied of $1.01\text{-}38.57 \text{ mm d}^{-1}$. These results indicate, therefore, that intermittent aeration allows the simultaneous occurrence of nitrification and denitrification processes, improving the removal of TN in horizontal subsurface flow constructed wetlands. In addition, the use of intermittent aeration also improves the performance of constructed wetlands in removing COD and total phosphorus.

Keywords: Ecotechnology, effluent treatment, nutrients removal.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação de uma wetland construída de fluxo superficial	14
Figura 2 - Representação de uma wetland construída de fluxo subsuperficial horizontal	15
Figura 3 - Representação de uma wetland construída de fluxo subsuperficial vertical	15
Figura 4 - Tipos ecológicos de macrófitas aquáticas utilizadas em alagados artificiais	17
Figura 5 - Alagados construídos utilizados	20
Figura 6 - (A) alagados construídos no dia do plantio das macrófitas (07/03/2018); e (B) alagados construídos sete meses após o plantio das macrófitas (12/10/2018)	21
Figura 7 - Difusor tubular de ar instalado no fundo e ao longo da seção longitudinal dos alagados construídos.....	22
Figura 8 – (A) Tanque de preparo; (B) Motobomba e reservatório secundário; (C) Bomba peristáltica; (D) Reservatório e bomba peristáltica de um alagado construído	23
Figura 9 - Diagrama esquemático dos SACs.....	24
Figura 10 - Variação da concentração de DQO em ambos os SACs	29
Figura 11 - Variação da concentração da série de nitrogenada no AC1 (A) e AC2 (B)	31
Figura 12 - Concentrações de entrada e saída de Fósforo Total.....	33
Figura 13 – Vazão afluente e vazão efluente dos dois alagados construídos.....	35
Figura 14 - Evapotranspirações da cultura dos dois alagados construídos	36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição do efluente primário sintético.....	21
Tabela 2 - Análises físico-químicas realizadas, métodos e equipamentos	25
Tabela 3 - Características do afluente e efluente dos alagados construídos e suas respectivas eficiências de remoção (ϵ).....	27

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 OBJETIVOS	12
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
3.1 Saneamento e Parâmetros para Tratamento de Efluentes.....	12
3.2 Sistema Alagados Construídos	13
3.3 Tipos de Alagados Construídos.....	14
3.3.1 <i>Wetlands</i> Construídas de Fluxo Superficial (WCFS).....	14
3.3.2 <i>Wetlands</i> Construídas de Fluxo Subsuperficial Horizontal (WCFSSH)	14
3.3.3 <i>Wetlands</i> Construídas de Fluxo Subsuperficial Vertical (WCFV).....	15
3.4 Principais Componentes e Elementos Atuantes	15
3.4.1 Material Filtrante.....	16
3.4.2 Macrófitas.....	16
3.4.3 Microrganismos.....	18
3.4.5 Aeração.....	18
4 MATERIAL E MÉTODOS	19
4.1 Características dos Sistemas de Tratamento.....	19
4.2 Origem do Afluente.....	21
4.3 Aeração Intermitente	22
4.4 Operação do Sistema e Tempo de Detenção	23
4.5 Coleta e Análise das Amostras	24
4.6 Balanço de Massa: Determinação da Evapotranspiração	25
4.7 Cálculo das Taxas de Eficiência de Remoção	26
4.8 Análise Estatística.....	27
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	27
5.1 Demanda Química de Oxigênio	28
5.2 Série Nitrogenada	30
5.3 Fósforo Total	33
5.4 Evapotranspiração do Sistema.....	35
6 CONCLUSÃO.....	37
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38

1 INTRODUÇÃO

De acordo com Leonetti et al. (2011), o investimento em saneamento básico no Brasil apresentou-se de forma pontual, ocorrendo de forma mais predominante em alguns períodos mais específicos, principalmente nas décadas de 1970 e 1980, acarretando um grande déficit de acesso aos serviços de coleta e tratamento de esgoto. Objetiva-se com a construção de um sistema de esgoto sanitário nas comunidades o afastamento de forma segura e rápida do efluente através da rede coletora, sendo que esta pode ser individual ou coletiva, alcançando a melhoria nas condições sanitárias do local, redução de doenças ocasionadas pela água contaminada e diminuição dos custos no tratamento de água para abastecimento (BRIX, 1993; MIRANDA-SANTOS, 2012). Mesmo que os sistemas centralizados sejam capazes de tratar grandes volumes de efluentes domésticos, seu alto investimento se apresenta como uma das razões para o déficit em saneamento no Brasil, sendo necessário o surgimento de sistemas alternativos e descentralizados e, neste contexto, um sistema que vem sendo utilizado são os Sistemas de Alagados Construídos (SAC), que são sistemas desenvolvidos para o tratamento de efluentes sanitários (BENASSI, 2018).

Os SACs, também denominados sistemas *wetlands*, possuem as mesmas características positivas das zonas úmidas naturais relativas a capacidade da assimilação da matéria orgânica, e podem ser usados ostensivamente como sistemas de tratamentos de águas residuárias, uma vez que, no ambiente construído, aumenta-se o grau de controle, permitindo que a experimentação quanto à composição dos componentes conduza a melhor eficiência e desempenho requerido e os aspectos negativos possam ser controlados (OLIVEIRA et al., 2005; AVELINO, 2012; TAVARES, 2013).

O SAC é uma tecnologia simples, com custo acessível e de fácil operação e manutenção, sendo crescente o interesse por essa tecnologia nas últimas décadas para o tratamento de diversos tipos de águas residuárias ricas em material orgânico biodegradável (MATOS et al, 2010a). São sistemas projetados para a utilização de plantas cultivadas no substrato onde ocorre processos físicos, químicos e bioquímicos de tratamento das águas residuárias nas condições ambientais adequadas (MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2008).

Os alagados construídos possuem como elementos principais o meio suporte, que pode ser utilizado, entre outros materiais, solo, areia e brita, macrófitas aquáticas e os micro-organismos associados, que são os principais agentes de remoção dos contaminantes do efluente, sendo necessário a sua projeção de forma a maximizar os processos que ocorrem

quando os componentes interagem entre si para que promova o tratamento da água residuária (FIA, 2009).

De acordo com Henry-Silva, Camargo (2008) os alagados construídos podem ser classificados conforme o grupo ecológico da macrófita aquática predominante, sendo as flutuantes, emersas e submersas as espécies mais utilizadas. As macrófitas exercem papel importante para a manutenção de tratamento dos alagados construídos, principalmente em sistemas com alta matéria orgânica e amônia (CIRIA; SOLANO; SOLANO, 2005). Entretanto, mesmo que exista ma grande variedade de macrófitas aquáticas que podem desempenhar este papel, é necessário observar características dos vegetais tais como a adaptabilidade ao clima local, taxa fotossintética, capacidade de transporte de oxigênio, capacidade de absorção de poluentes, resistência a pragas e doenças e sistema radicular bem desenvolvido. (REDDY; DEBUSK, 1987; VYMAZAL, 1998). Em relação ao SAC de fluxo subsuperficial, as macrófitas emergentes são consideradas as mais apropriadas, uma vez que, neste sistema, a lâmina da água permanece abaixo da superfície do substrato, sendo comumente utilizadas a taboa (*Typha sp*), caniço-de-água (*Phragmites sp.*) e navalha de mico (*Scirpus sp.*) (REED, 1993; MATOS; Lo MONACO, 2003).

O modo de alimentação do afluente (contínuo, intermitente e batelada) podem modificar a eficiência do tratamento (WU et al., 2015a). As condições aeróbias e anaeróbias alternadas promovidas pela aeração intermitente é favorável a nitrificação e desnitrificação, elevando a remoção de amônia e Nitrogênio Total (NT), onde o alto oxigênio dissolvido (OD) presente na aeração melhora a nitrificação e a desnitrificação de alta eficiência é alcançada pelo fornecimento de fonte de carbono quando a aeração encontra-se desligada (FAN et al., 2013a).

Para Metcalf, Eddy (1991) e Suliman et al. (2004), as principais variáveis para se dimensionar o tratamento da água residuária em alagados construídos são o tempo de detenção hidráulica (TDH), largura, altura e comprimento do tanque e a taxa de aplicação hidráulica. A carga hidráulica e o TDH possuem grande importância na eficiência de remoção dos SAC (WU et al., 2015b). Um baixo tempo de detenção hidráulico pode ser associado a uma desnitrificação pouco eficiente, onde é necessário um tempo de detenção maior para remoção de nitrogênio em relação ao necessário para a remoção de matéria orgânica (LEE; FLETCHER; SUN, 2009).

De acordo com Davis (1995), a eficiência do sistema pode estar diretamente ligada ao ciclo hidrológico e, dessa forma, as precipitações e as perdas de águas decorrentes da evapotranspiração devem estar presentes no dimensionamento dos sistemas. Enquanto as precipitações podem elevar de forma temporária o nível de água caracterizando uma perda da eficiência de tratamento devido ao escoamento superficial, as perdas por evapotranspiração

diminuem o nível dos tanques, proporcionando uma concentração dos poluentes, o que pode implicar em uma subestimação da eficiência do tratamento e, inclusive, provocar efeitos tóxicos às plantas (BRASIL; MATOS, 2008).

A situação socioeconômica brasileira exige a existência de investimentos no desenvolvimento de novas tecnologias que apresentem um baixo custo de implantação e operação, mas que obtenham eficiência adequada para o tratamento das águas residuárias, sendo a implementação de sistemas naturais no local de produção do efluente uma alternativa de baixo custo energético uma vez que não requer mão de obra especializada e apresenta menor susceptibilidade de variações nas taxas de aplicação de esgoto (SABEI; BASSETTI, 2013; BRIX, 1994). O aumento do volume de esgoto sanitários necessita de uma destinação adequada para que não ocorra riscos de poluição do solo e contaminação dos recursos hídricos, sendo os sistemas *wetlands* uma solução para o tratamento secundário de efluentes (SOUSA et al., 2004). No entanto, para Borges et al. (2009), a adoção de SACs vêm crescendo ao longo dos anos devido às vantagens típicas a um processo natural, porém o nível de entendimento dos processos envolvidos não cresceu na mesma proporção.

2 OBJETIVOS

O objetivo do presente estudo foi avaliar a dinâmica da remoção de demanda química de oxigênio (DQO) e NT em relação ao TDH em SACs de fluxo subsuperficial horizontal aerado intermitentemente.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Saneamento e Parâmetros para Tratamento de Efluentes

De acordo com o Instituto Trata Brasil (2012) entende-se por saneamento o conjunto de medidas os quais visam a preservação ou a modificação do meio ambiente tendo por finalidade a prevenção de doenças, promoção da saúde, melhoria da qualidade de vida entre outros, sendo, no Brasil, o saneamento básico um direito definido pela Lei nº 11.445/2007, e tem como um dos princípios a universalização dos serviços de saneamento básico para que toda a população possa ter acesso ao abastecimento apropriado de água, à coleta e tratamento adequado do esgoto e dos resíduos urbanos, bem como à gestão correta das águas pluviais.

Porém, mais de 100 milhões de habitantes não possuem acesso ao serviço de coleta de esgoto e cerca de 43% do esgoto coletado é tratado no Brasil (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2015). Dados obtidos da Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios - PNAD/2014, mostra que 35,5% dos domicílios nas áreas rurais possuem acesso às redes de abastecimento de água, e apenas 5,45% dos domicílios rurais estão ligados em redes coletoras de esgoto, sendo que a maior parcela dessa população, 61,27%, depositam o esgoto em fossas rudimentares, lançam a céu aberto ou em cursos d'água (IBGE- PNAD, 2015).

De acordo com Von Sperlling (1996), existem duas principais variantes dos sistemas de esgotamento sanitário: o Sistema Individual, que se apresenta no local de produção do efluente, de forma individual ou para poucas residências e o Sistema Coletivo, caracterizado pelo afastamento. Os parâmetros de lançamento de efluentes em corpos d'água estão dispostos na Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011, os quais são de natureza física, química e biológica, sendo eles: Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), DQO, temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais (ST), Fósforo Total (PT) e (NT). Além de se conhecer os parâmetros de lançamento é necessário a compreensão das características do corpo d'água receptor, regulamentada pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

3.2 Sistema Alagados Construídos

Ecotecnologia pode ser conceituada como a ciência aplicada que une os campos da Tecnologia e da Ecologia com o objetivo de minimizar os impactos ambientais negativos, através do conhecimento dos ecossistemas e sociedade, minimizando os danos ao meio e ao mesmo tempo, buscando o desenvolvimento sustentável (BENASSI et al, 2018)

Os Sistemas Alagados Construídos (SACs) ou Sistemas *Wetlands* são concebidos com o objetivo de replicar e otimizar os processos de transformação da matéria orgânica que ocorrem em ambientes alagados naturais, sendo que as suas principais características estão relacionadas ao baixo custo de implantação e operação; operação simplificada; Alta eficiência de remoção dos poluentes e resistência face as variações operacionais (SEZERINO et al., 2018). São tanques cultivados com macrófitas aquáticas e que, a integração entre água, solo, microrganismos e os vegetais, formam um ecossistema equilibrado no qual ocorre a transformação da matéria orgânica e dos nutrientes (ANJOS, 2003; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008).

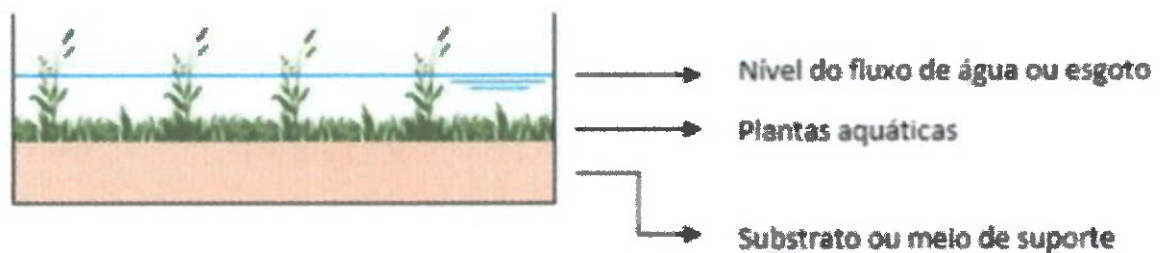
3.3 Tipos de Alagados Construídos

Os *wetlands* podem ser classificados de acordo com o nível da coluna d'água, sendo as de fluxo superficial e as de fluxo subsuperficial, esta que, de acordo com a direção do fluxo do efluente, se divide em subsuperficial horizontal e vertical (BENASSI et al, 2018).

3.3.1 *Wetlands* Construídas de Fluxo Superficial (WCFS)

Neste tipo de sistema, o substrato permanece saturado e com o fluxo do efluente escoando pela superfície na direção horizontal (Figura 1). Apresentam condições favoráveis para o desenvolvimento das espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, submersas ou emergentes, sendo que, quando não possui substrato, utiliza-se apenas as espécies flutuantes e são recomendadas para o tratamento terciário do efluente, principalmente com foco na remoção de fósforo (BENASSI et al, 2018).

Figura 1- Representação de uma *wetland* construída de fluxo superficial

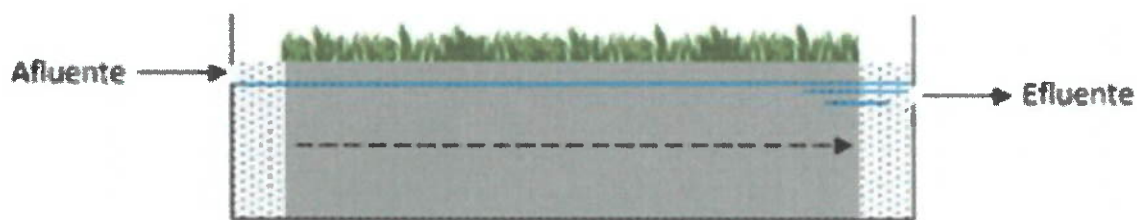


Fonte: Sanchez, 2017.

3.3.2 *Wetlands* Construídas de Fluxo Subsuperficial Horizontal (WCFSSH)

Nos sistemas de fluxo subsuperficial horizontal (Figura 2), o fluxo do efluente, que pode ser contínuo, intermitente e em batelada, ocorre entre os poros do material poroso (substrato), geralmente brita ou cascalho, em um meio saturado hidráulicamente, em uma trajetória aproximadamente horizontal, permanecendo em contato apenas com as raízes das macrófitas, sendo este tipo de sistema recomendado para o tratamento secundário do esgoto sanitário e fortemente recomendado o seu tratamento prévio a fim de se retirar materiais grosseiros (BENASSI et al, 2018; VON SPERLING, SONZERIONO, 2018).

Figura 2 - Representação de uma *wetland* construída de fluxo subsuperficial horizontal

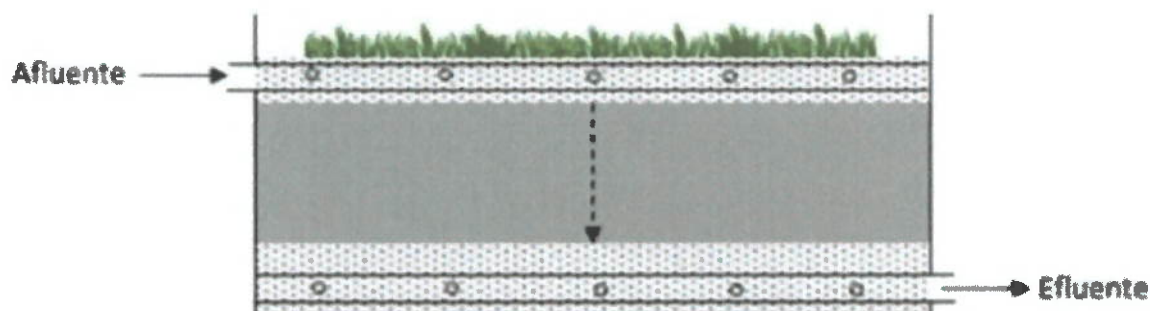


Fonte: Sanchez, 2017.

3.3.3 *Wetlands* Construídas de Fluxo Subsuperficial Vertical (WCFV)

Neste sistema (Figura 3), o fluido é disposto de forma uniforme sobre toda a área superficial e, de forma intermitente, percola verticalmente entre as raízes das macrófitas e os poros, até atingir a parte mais inferior do leito, onde é coletado. O meio não permanece saturado, uma vez que os espaços vazios são preenchido com ar, predominando condições aeróbias, sendo recomendado para o tratamento de efluentes com foco na remoção de nutrientes, especialmente o nitrogênio, o que configura a necessidade de um tratamento prévio para a remoção de sólidos grosseiros a fim de evitar que a alta carga orgânica prejudique a remoção de nitrogênio e, além disso, o WCFV também atua na remoção de sólidos suspensos remanescentes de etapas anteriores (BENASSI et al, 2018; VON SPERLING, SEZERINO, 2018).

Figura 3 - Representação de uma *wetland* construída de fluxo subsuperficial vertical



Fonte: Sanchez, 2017.

3.4 Principais Componentes e Elementos Atuantes

Os SACs são dimensionados a fim de reproduzir os processos físicos, químicos e biológicos que acontecem em ambientes alagado, sendo que a combinação de vários fatores, tais como o material filtrante, as macrófitas, microrganismos, regime hidráulico e TDH, entre vários outros, influencia o desempenho de remoção de poluentes nestes sistemas (SEZERINO et al, 2018).

3.4.1 Material Filtrante

O material filtrante, também denominado meio suporte ou substrato, além de ser a sustentação das macrófitas, é responsável pelos processos de filtração, adsorção e degradação biológica, uma vez que atua como suporte para o desenvolvimento do biofilme e deve apresentar boa permeabilidade através dos poros que constituem o meio suporte, para que o sistema não fique saturado pelos sólidos presente no efluente de forma rápida, bem como apresentar um bom potencial reativo de adsorção, ou seja, reter compostos através de atração química (POÇAS, 2015; SEZERINO et al, 2018).

Os substratos utilizados nos SACs podem ser solo, areia, cascalho, rocha e materiais orgânicos, como composto, e estes passam a ter suas características físico-químicas alteradas quando encontram-se saturados, pois quando este fenômeno ocorre, a água residuária substitui o ar presente nos poros e a microbiota é responsável pelo consumo do oxigênio disponível, tornando os poros ambientes anóxicos, o que aumenta a capacidade de remoção de poluentes, principalmente nitrogênio e metais (DAVIS, 1995).

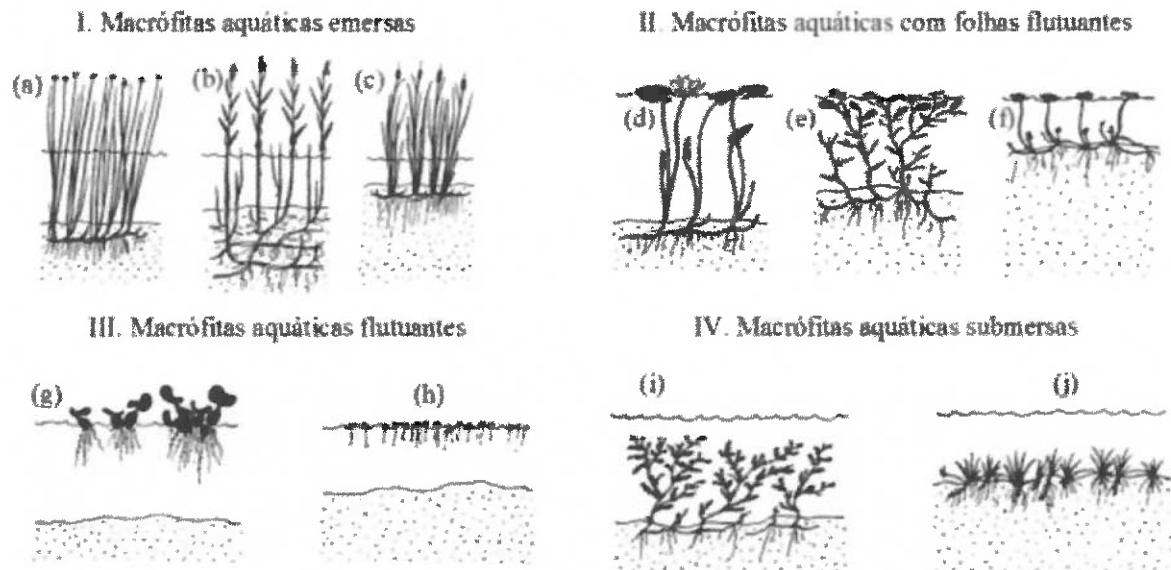
3.4.2 Macrófitas

As macrófitas, também conhecidas como hidrófitas, macrófitas aquáticas ou plantas aquáticas, são plantas que crescem em locais de transição entre ambientes aquáticos e terrestres que possuem como principais características a elevada produção de matéria seca com grande quantidade de nutrientes, sendo que estas podem ocupar grandes áreas e acabam por refletir a qualidade da água em que se desenvolvem (POÇAS, 2015; KLETECKE, 2011; GUTENSPERGEN, 1989).

Os SACs podem ser classificados a partir do grupo ecológico da macrófita predominante, o que reflete seu grau de adaptação no meio aquático, sendo que os grupos ecológicos principais são as emersas, com folhas flutuantes, submersas enraizadas, submersas livres e flutuantes livres (Figura 4) e a escolha do tipo e espécie vegetal devem ter alguns aspectos a serem levados em consideração, tais como a adaptabilidade ao clima local, a taxa

fotossintética, a capacidade de transporte de oxigênio, a capacidade de assimilação de poluentes, resistência a pragas e doenças e sistema radicular bem desenvolvido (ESTEVES, 2011; HENRY-SILVA, CAMARGO, 2008; REDDY, DEBUSK, 1987; VYMAZAL, 1998)

Figura 4 - Tipos ecológicos de macrófitas aquáticas utilizadas em alagados artificiais



(^a) *Scirpus lacustris*; (^b) *Phragmites australis*; (^c) *Typha latifolia*; (^d) *Nymphaea alba*; (^e) *Potamogeton gramineus*; (^f) *Hydrocotyle vulgaris*; (^g) *Eichhornia crassipes*; (^h) *Lemna minor*; (ⁱ) *Potamogeton crispus* e (^j) *Littorella uniflora*.
Fonte: BRIX, SCHIERUP, 1989.

De acordo com Poças (2015) e Benassi et al (2018), o papel da vegetação nos SACs é a promoção de área superficial disponível para a aderência dos microrganismos; estabilização da superfície do filtro; aeração através da rizosfera; prevenção da colmatção; remoção de nutrientes a partir da absorção pelas plantas e embelezamento paisagístico, sendo que, as espécies mais utilizadas no Brasil são as do gênero *Phragmites australis* (Caniço-de-água); *Typha* spp. (Taboa); *Eleocharis* spp. e *Juncus* spp. (Junco); *Cyperus papyrus* spp. (Papiro-Brasileiro); *Eichhornia crassipes* (Jacinto-d'água, Aguapé, Baronesa, Rainha- -dos-lagos); *Pistia stratiotes* (Alface-d'água) e *Salvinia* (Samambaia-aquática).

A presença de vegetação também contribui para o processo de evapotranspiração, uma vez que a transferência de água do sistema para a atmosfera ocorre através da combinação da transpiração e a evaporação, sendo que a primeira ocorre porque a planta retira água através das raízes e quando transferida para as folhas, evapora (POÇAS, 2015).

3.4.3 Microrganismos

A microbiota, formada principalmente por fungos e bactérias, são responsáveis pela mineralização da matéria orgânica e conversão das formas de nitrogênio e fósforo, uma vez que se utilizam dos compostos orgânicos como fonte de energia para a síntese, manutenção e crescimento celular e, através dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação, removem as formas de nitrogênio (BENASSI, 2018).

Primeiramente ocorre a transformação do nitrogênio orgânico em amônia (N-NH_4^+) através da ação de bactérias aeróbias e anaeróbias, em seguida, durante o processo de nitrificação, quando na presença de bactérias nitrificantes e oxigênio dissolvido, a amônia é convertida em nitrito (N-NO_2^-) e nitrato (N-NO_3^-) e, por último, o nitrato é reduzido a nitrogênio gasoso (N_2), no processo de desnitrificação, sendo necessário a presença de bactérias desnitrificantes e um ambiente anóxico, o que evidencia que a coexistência entre condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias é uma importante característica dos sistemas com microrganismos (BENASSI, 2018; SEZERINO et al, 2018).

3.4.5 Aeração

As WCFS, devido a estarem permanentemente saturadas, são limitadas de oxigênio, uma vez que a difusão de oxigênio da atmosfera para o leito saturado é um processo mais lento que o próprio uso do oxigênio pelas bactérias durante o processo de transformação da matéria orgânica, além disso, a concentração de oxigênio nas águas residuárias é baixo, sendo a outra fonte natural de oxigênio a presença das macrófitas (VYMAZAL E KRÖPFELOVÁ, 2008; ROUS, VYMAZAL, HNÁTKOVÁ, 2019).

A presença de aeração intermitente melhora a remoção de nitrogênio nos SACs, uma vez que as condições aeróbicas e anóxicas alternadas desenvolvidas pela aeração intermitente podem estimular simultaneamente os processos de nitrificação e desnitrificação, elevando simultaneamente a remoção de NH_4^- e TN se for alcançada a interação harmoniosa e equilibrada entre nitrificação e desnitrificação (WANG et al, 2020).

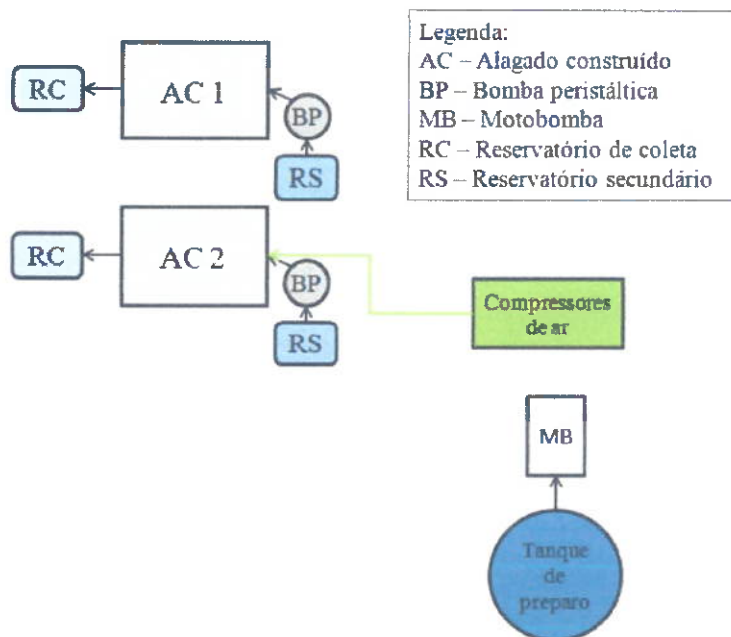
4 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em um ambiente de estufa localizado no Centro de Estudos Ambientais (CEA) do Instituto de Geociências e Ciências Exatas - UNESP, Rio Claro, SP. O clima da região é definido como Cwa (Koppën), ou seja, apresenta um clima temperado quente (mesotérmico) com verão chuvoso e inverno seco e a temperatura média do mês mais quente é superior a 22°C, enquanto que a precipitação média anual e temperatura média anual são respectivamente, 1.366,8 mm e 21,6°C.

4.1 Características dos Sistemas de Tratamento

Foram avaliados dois SACs de fluxo supsupercial horizontal. Cada sistema de tratamento foi composto por um tanque de água retangular de polipropileno com capacidade de aproximadamente 61 litros, sendo as dimensões iguais a 310 x 355 x 555 mm. O meio suporte utilizado foi a brita #0 que ocupou a caixa até a altura de 30 cm e ficará saturada pelo efluente até a altura de 25 cm. A porosidade do meio suporte determinada em laboratório era de 53%. Dessa forma, conhecendo-se as dimensões da caixa, altura do nível do efluente e a porosidade do meio, calculou-se que os alagados construídos apresentavam volume útil de 26 litros. Na seção longitudinal de cada alagado construído foram instalados dois tubos perfurados de PVC de 32 mm, com espaçamento de 18,5 cm entre eles, para que desta forma fosse efetuado a coleta de amostras de águas residuárias no interior dos sistemas. Na Figura 5 é mostrada estrutura dos alagados construídos utilizados no presente trabalho.

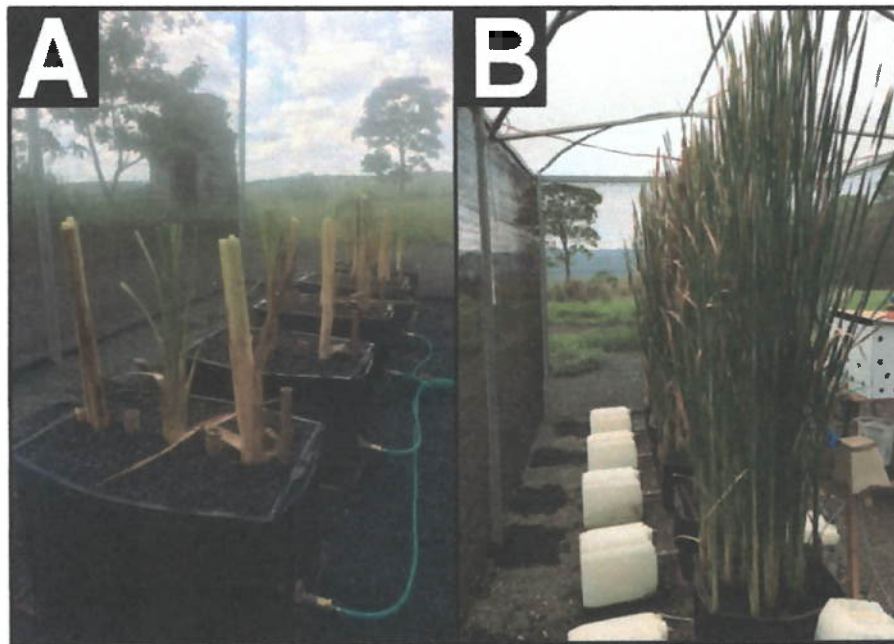
Figura 1 - Alagados construídos utilizados



Fonte: Autoria própria, 2018.

A espécie de macrófita aquática utilizada nos SACs foi a taboa (*Typha latifolia*), sendo que estas foram coletadas em brejo natural e podadas à meia altura mantendo sua capacidade de realizar fotossíntese. O replantio nos alagados construídos foi realizado no dia 07/03/2018 com propágulos constituídos de plantas completas, ou seja, composta pelo rizoma e parte aérea e a densidade de plantio foi de aproximadamente 15 plantas por m². Dessa forma, os alagados construídos foram cultivados com três plantas cada e durante o período de replantio e fixação da macrófita os SACs ficaram saturados de água. Somente após a fixação da taboa foi iniciada a aplicação da água residuária, que ocorreu a partir do dia 02/04/2018. A Figura 6 mostra os alagados construídos no dia de plantio e sete meses após o plantio das macrófitas.

Figura 6 - (A) alagados construídos no dia do plantio das macrófitas (07/03/2018); e (B) alagados construídos sete meses após o plantio das macrófitas (12/10/2018)



Fonte: Autoria própria, 2018.

4.2 Origem do Afluente

O experimento foi conduzido utilizando-se água residuária sintética que apresentava características físico-químicas semelhantes a um efluente de tanque séptico, ou seja, efluente no qual os sólidos e gorduras foram removidos. A cada três semanas o efluente sintético era preparado em solução concentrada, armazenado e mantido em refrigerador. Posteriormente, a solução concentrada era diluída com água proveniente do abastecimento público para ser aplicada nos alagados construídos. Na Tabela 1 são mostradas as concentrações e os compostos utilizados na solução concentrada e no efluente sintético, conforme descrito nos trabalhos de Fan et al. (2016), WU et al. (2015b) e WU et al. (2016a).

Tabela 1 - Composição do efluente primário sintético

Componente	Concentração (g L ⁻¹)	
	Solução concentrada ^(a)	Efluente sintético
Sacarose ^(b)	-	0,3860
(NH ₄) ₂ SO ₄	112,80	0,1880
KH ₂ PO ₄	10,80	0,0180

MgSO ₄ .7H ₂ O	12,30	0,0205
FeSO ₄ .7H ₂ O	10,98	0,0183
CaCl ₂ .2H ₂ O	7,96	0,0133

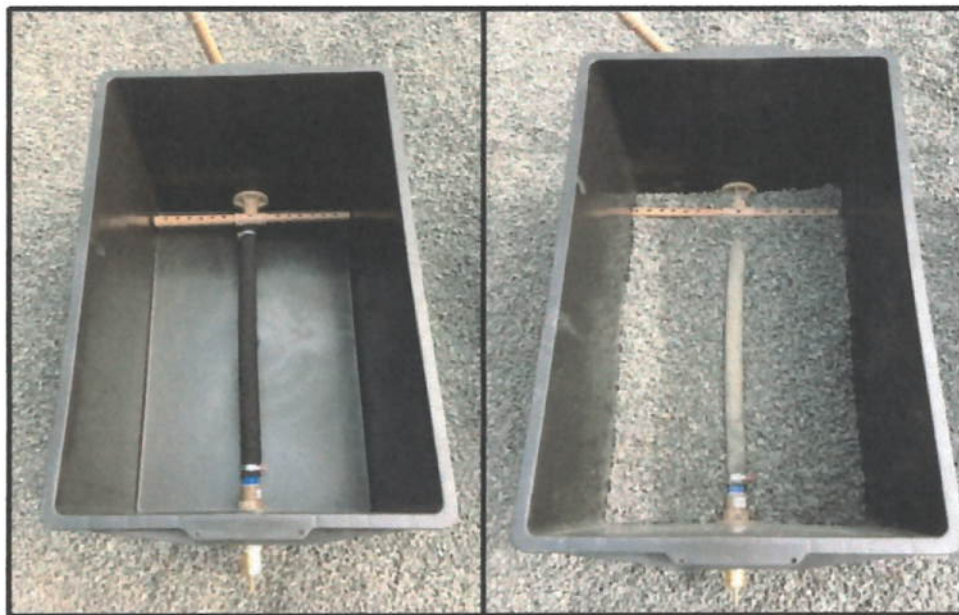
^(a) Solução concentrada 600 vezes;

^(b) Sacarose adicionada somente no preparo do efluente sintético.

4.3 Aeração Intermitente

Para avaliar o efeito da aeração intermitente na remoção de DQO e NT, cada alagado construído foi avaliado utilizando-se de diferentes intervalos diários de aeração: Alagado Construído 1 (AC1): sem aeração; Alagado Construído 2 (AC2): aerado intermitentemente por 3 h d⁻¹ (1 h de aeração /7 h sem aeração) com compressor de ar para aquário com vazão média de 20 L min⁻¹, resultando em taxa de aplicação superficial de oxigênio de aproximadamente 101,5 L m⁻² min⁻¹. O oxigênio foi aplicado no sistema utilizando difusor tubular de ar (mangueira porosa para piscicultura) instalado no fundo e ao longo da seção longitudinal da caixa de polipropileno (Figura 7). O compressor de ar era controlado (ligado e desligado) automaticamente utilizando temporizador de tomada digital.

Figura 7 - Difusor tubular de ar instalado no fundo e ao longo da seção longitudinal dos alagados construídos

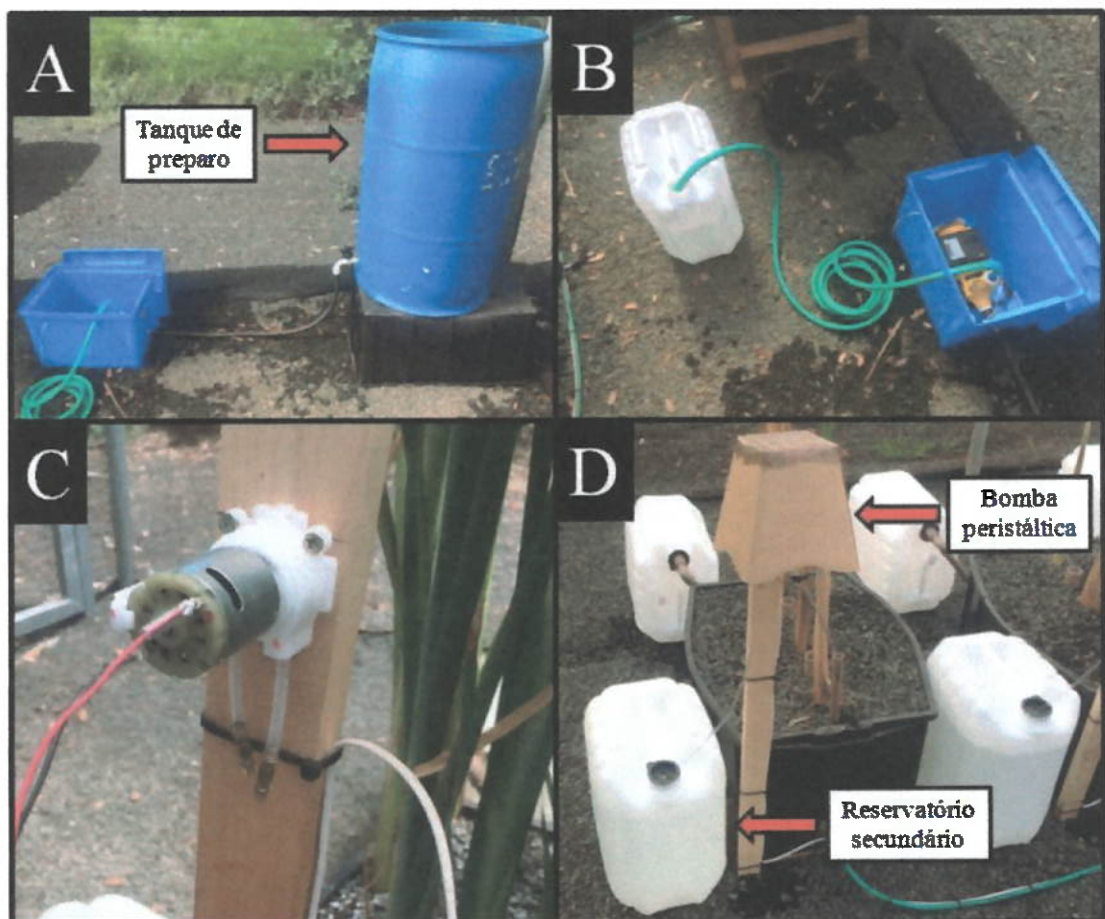


Fonte: Autoria própria, 2018.

4.4 Operação do Sistema e Tempo de Detenção

O efluente primário sintético era preparado a cada dois dias medindo-se 170 mL de solução concentrada em uma proveta e adicionando 39,38 g de sacarose em seguida. Após este procedimento, a solução concentrada era misturada com água de abastecimento público, resultando em 102 L de efluente final, o qual era armazenado em reservatório de polietileno com capacidade de 120 L (Figura 8A). Os reservatórios secundários de cada sistema eram abastecidos com 18 L do efluente final com o auxílio de uma bomba d'água periférica (marca/modelo: IDB-35 ¼ Cv Ferrari) (Figura 8B) e, através de bombas peristálticas, eram transferidos uma vazão de 8,7 L d⁻¹ do efluente para cada um dos SAC-s (Figura 8C).

Figura 8 – (A) Tanque de preparo; (B) Motobomba e reservatório secundário; (C) Bomba peristáltica; (D) Reservatório e bomba peristáltica de um alagado construído



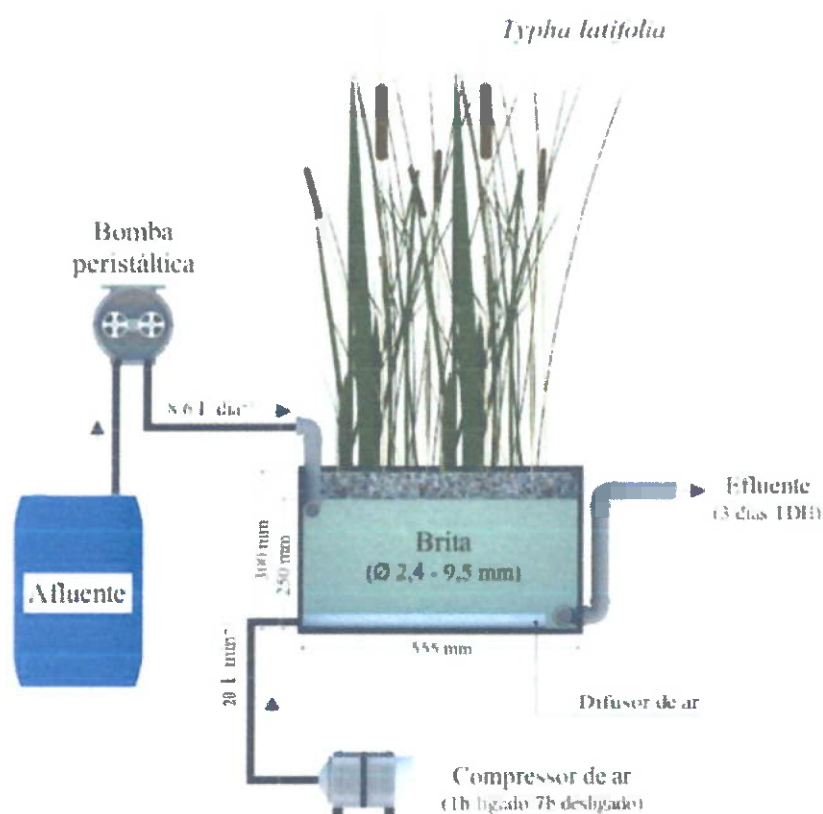
Fonte: Autoria própria, 2018.

A vazão de saída também foi medida a cada dois dias, onde cada bombona de 20 L, padrão Inmetro, acoplado ao tubo de saída de cada SAC (Figura 6b) tinha seu volume medido após dois dias de operação com o auxílio de um recipiente graduado e, dessa forma, foi possível

determinar a evapotranspiração dos sistemas. Transcorridos os dois dias, todos os reservatórios eram limpos e novamente preparados 18 litros de efluente para cada sistema.

Tendo em vista que o volume útil cada alagado construído era de 26 litros, estimado anteriormente, determinou-se que o tempo de detenção hidráulica nominal, era de 3 dias, quando não considerados os efeitos da evapotranspiração, porém, como em cada SAC foram instalados tubos perfurados ao longo da seção longitudinal, foi possível quantificar a concentração de poluentes no ponto de entrada do afluente e nos diferentes TDH: 0, 1, 2 e 3 dias. A figura 9 mostra com detalhes o sistema

Figura 1 - Diagrama esquemático dos SACs.



Fonte: Autoria Própria (2020).

4.5 Coleta e Análise das Amostras

Para a análise dos parâmetros físicos e químicos foram realizadas coletas de amostras das águas residuárias, tanto do efluente de entrada quanto de cada tubo perfurado correspondente aos diferentes TDH. No período de 1 de novembro de 2018 a 7 de dezembro de 2018, foram coletadas cinco amostras de efluentes de cada ponto de amostragem e analisados

os seguintes parâmetros: DQO, NT, amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), fósforo total (TP), potencial de hidrogênio (pH) e temperatura. As análises foram realizadas no CEA-UNESP, Campus Rio Claro, de acordo com as metodologias descritas em Métodos Padrão (APHA, 2012).

As análises realizadas bem como os métodos e equipamentos utilizados estão descrito na Tabela 2.

Tabela 2 - Análises físico-químicas realizadas, métodos e equipamentos

Parâmetro analisado	Método	Equipamentos Utilizados
DQO	SM 5220 C e D	Digestão: Hach 45600 COD Reactor Leitura: Espectrofotômetro Hach DR 2800
NH_4^+	SM 4500- NH_3^+ C	Espectrofotômetro Hach DR 2800
NO_2^-	SM 4500- NO_2^- B	Espectrofotômetro Hach DR 2800
NO_3^-	SM 4500- NO_3^- D	Espectrofotômetro Hach DR 2800
P	SM 4500-P C	Digestão: Hach 45600 COD Reactor Leitura: Espectrofotômetro Hach DR 2800
pH	SM 4500	Medidor de pH TEC-2
Condutividade	SM 2510	YSI 556 MPS
Temperatura	SM 2550	YSI 556 MPS

DQO - Demanda Química de Oxigênio; NH_4^+ - Amônia; NO_2^- - Nitrito; NO_3^- - Nitrato; P - Fósforo; SM - Standard Methods.

4.6 Balanço de Massa: Determinação da Evapotranspiração

O balanço hídrico do sistema teve o seu monitoramento iniciado em 18 de setembro de 2018 e se estendeu por três meses. Para tal, foi utilizado o modelo de balanço hídrico de alagados construídos, sugerido por Kadlec e Wallace (2008), descrito conforme a Equação 1.

$$\frac{dV}{dt} = Q_i - Q_o + Q_c - Q_b - Q_{gw} + Q_{sm} + (P \cdot A) - (ET_c \cdot A) \quad (1)$$

onde, Q_i é a vazão afluyente de água residuária (L dia^{-1}); Q_o é a vazão efluente de água residuária (L dia^{-1}); Q_c é taxa de escoamento de captação (L dia^{-1}); Q_b é a taxa de infiltração do talude (L dia^{-1}); Q_{gw} é a infiltração para água subterrânea (L dia^{-1}); Q_{sm} é a taxa de degelo (L dia^{-1}); P é a

precipitação (mm dia^{-1}); ET_c é a evapotranspiração da cultura (mm dia^{-1}); A é a área superficial (m^2); V é o volume de água armazenado (L); e t é o tempo (dias). Porém, devido às condições climáticas locais e às características dos alagados construídos, alguns parâmetros da equação podem ser desconsiderados, desta forma, resulta-se a Equação 2.

$$\frac{V}{dt} = Q_i - Q_o - (ET_c \cdot A) \quad (2)$$

Uma vez que durante o período de monitoramento as perdas de massa por ET_c foram menores do que os ganhos de massa e que devido ao controle do nível do efluente, o volume máximo de água armazenado nos sistemas foi de 26 L, considerou-se que não houve variação do volume de água armazenado nos alagados construídos e, portanto, a Equação 2 foi igualada a zero e rearranjada conforme mostrado na Equação 3.

$$Q_i = Q_o + (ET_c \cdot A) \quad (3)$$

Como dito anteriormente, a vazão afluente de cada SAC era de $8,7 \text{ L dia}^{-1}$ e a vazão efluente foi mensurada a cada dois dias com o auxílio de reservatórios que coletavam o efluente de cada sistema. A área superficial dos alagados construídos foi determinada com base nas dimensões das caixas d'água, obtendo-se o resultado de $0,197025 \text{ m}^2$. Assim, reorganizando a Equação 3 e utilizando os dados descritos anteriormente, foi possível calcular a ET_c diária dos SACs, conforme Equação 4.

$$ET_c = \frac{Q_i - Q_o}{0,197025} \quad (4)$$

em que a ET_c é a evapotranspiração da cultura (mm dia^{-1}); Q_i é a vazão afluente (L dia^{-1}); Q_o é a vazão efluente (L dia^{-1}); e P é a precipitação (mm dia^{-1}).

4.7 Cálculo das Taxas de Eficiência de Remoção

Os resultados obtidos dos diversos parâmetros foram analisados através de média, mediana, desvio padrão e eficiência de remoção, sendo esses dados calculados através do software Microsoft Excel 2010 e apresentados em forma de gráficos, tabelas e quadros. Para

determinar a taxa de eficiência de remoção total dos sistemas foram realizados cálculos de acordo com a equação 5.

$$\varepsilon = \frac{(C_i - C_f)}{C_i \cdot 100} \quad (5)$$

onde, ε representa a eficiência de remoção (%); C_i é a concentração inicial (mg L^{-1}) e C_f é a concentração final (mg L^{-1}).

4.8 Análise Estatística

Os desempenhos de cada um dos parâmetros acima mencionados de cada sistema foram comparados estatisticamente entre si a fim de se verificar a significância das variáveis do projeto (tempo de detenção hidráulica e aeração intermitente), para tal, nos casos de dados normalmente distribuídos, foi realizado a análise de variância (ANOVA), porém este teste apenas avalia se existe uma diferença em toda a população de dados para um determinado parâmetro e, quando estes apresentavam diferença significativa ($p < 0,05$) utilizou-se do teste Tukey a 5% de probabilidade para determinar quais os parâmetros que se diferenciaram dos demais.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 3 são mostradas as características do afluente e efluente dos alagados construídos e suas respectivas eficiências de remoção.

Tabela 3 - Características do afluente e efluente dos alagados construídos e suas respectivas eficiências de remoção (ε)

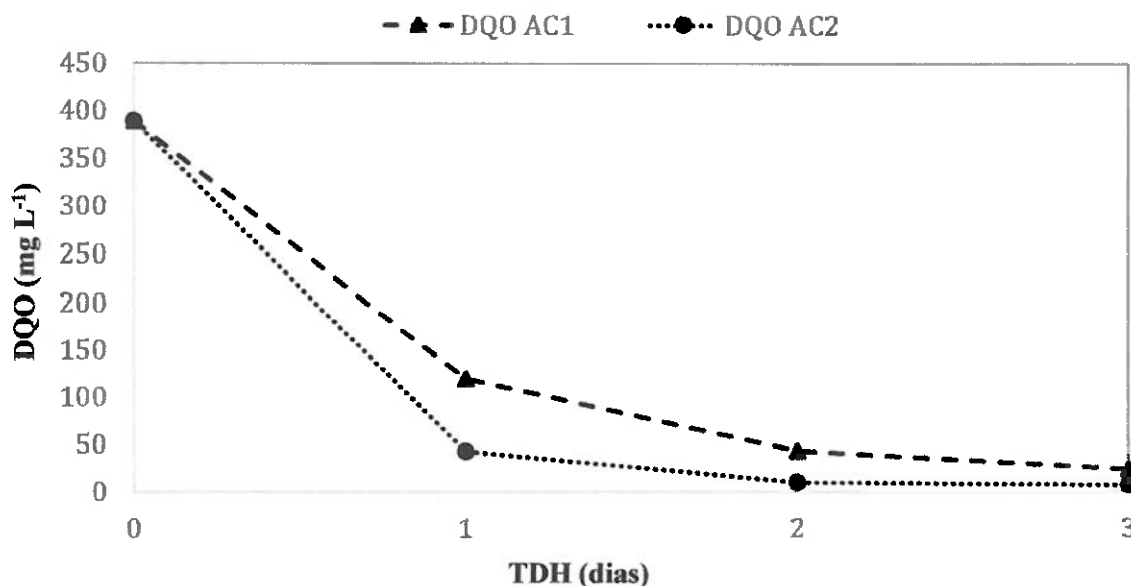
Parâmetro	Afluente	AC1			AC2		
		TDH (d)					
		1	2	3	1	2	3
DQO (mg L^{-1})	388,8±19,7	119±29,9	43±10,4	23,8±6,6	42,2±15	9,6±5,6	6,8±2,9
ε (%)	-	69,37±8,0	88,98±2,5	93,89±1,6	89,24±3,6	97,51±1,5	98,25±0,8
NH_4 (mg L^{-1})	39,16±6,2	25,08±5,6	18,86±8	16,48±2,3	6,52±3,3	0,82±1,9	0,58±0,6

ε (%)	-	35,64±7,9	51,54±9,7	57,72±4,5	83,23±3,6	97,89±2,1	98,52±0,7
NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,0042	0,043±0,04	0,03±0,05	0,019±0,01	0,059±0,04	0,027±0,02	0,048±0,08
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	1,36±0,3	8,02±1,2	3,96±1,3	4,26±1,6	6,98±2,6	7,9±1,4	5,98±1,1
NT (mg L ⁻¹)	40,52±2,1	33,14±3,3	22,85±5,0	20,76±3,1	13,56±3,2	8,75±1,8	6,61±1,16
ε (%)	-	17,81±8,8	43,40±9,3	48,60±6,3	66,42±7,2	78,23±4,7	83,60±3,2
PT (mg L ⁻¹)	3,88±0,48	-	-	1,58±0,56	-	-	0,89±0,69
ε (%)	-	-	-	58,66±17,8	-	-	78,1±16,36
pH	6,96±0,25	-	-	7,09±0,45	-	-	6,68±0,49
S (μS cm ⁻¹)	562±19,34	-	-	397±15,56	-	-	578,5±72,8
T (°C)	23,06±1,5 2	-	-	21,48±1,67	-	-	20,25±1,77

5.1 Demanda Química de Oxigênio

A partir dos resultados foi possível verificar que as eficiências de remoção de ambos os sistemas foram altas para 3 dias de TDH (Figura 10), obtendo-se uma remoção de 93,89±1,63% para o AC1 e de 98,25±0,76% para o AC2, sendo os resultados bem próximos. Porém, destaca-se que a eficiência de remoção de 1 dia para AC2 é na ordem de 89,24± 3,57% enquanto que, para o AC1 o valor obtido cai para 69,37±8,04% (Tabela 3). Valores semelhantes são encontrados na literatura, sendo que, Matos et al. (2010b) apresentam eficiências com cultivo de taboa que variam de 71% a 96%, para um tempo de detenção hidráulico aproximadamente de 4,8 dias abastecido com água residuária da suinocultura. Chagas et al. (2011) apresenta eficiência de remoção na ordem de 63,7 a 72,2% para TDH de 0,75 a 2 dias abastecidos com efluente de tanque séptico. Brasil et al. (2005) obtiveram eficiências médias na remoção de DQO entre 84% e 93% em sistemas cultivados com taboa, no tratamento de água residuária doméstica com TDH de 1,9 e 3,8 dias respectivamente.

Figura 10 - Variação da concentração de DQO em ambos os SACs



Fonte: Autoria própria, 2018.

Os resultados de eficiência de DQO podem ser considerados satisfatórios, uma vez que a taxa de carga orgânica superficial (TCO), calculada em termos de DQO, variou de 160,73 a 180,16 kg ha⁻¹ d⁻¹, sendo que, de acordo com Brasil et al. (2005) e Abrahão (2006), SACs que operaram com maiores TCOs apresentaram maior eficiência na remoção de DQO, uma vez que a intensificação na formação do biofilme no meio suporte proporcionado com o aumento da TCO possa aumentar a capacidade do sistema em remover DQO. Brasil (2005), com aplicação de TCO que variam de 52 a 236 kg ha⁻¹ d⁻¹, apresentou uma eficiência média de remoção na ordem de 86 a 90%, para o tratamento de águas residuárias domésticas durante um TDH de 1,9 a 3,8 dias, enquanto que Queluz (2016), com aplicação de baixas TCO que variam de 31,72 a 76,2 kg ha⁻¹ d⁻¹, apresentou eficiência média em torno de 44 a 81% para TDH de 2,98 a 3,63 dias. Além disso, os valores obtidos são superiores aos encontrados por Valentim (2003) que mostram uma eficiência de 70% na remoção de DQO no tratamento de efluente doméstico em SACs cultivados com taboa.

A elevada eficiência do AC2 em relação ao AC1 nos primeiros tempos de detenção hidráulica é resultado da aeração artificial intermitente que estimula o aumento da atividade biológica contribuindo para uma alta eficiência de remoção de DQO, nitrificação e desnitrificação de forma simultânea, sendo que os períodos aerados tem-se a digestão da DQO através de microrganismos heterotróficos aeróbios, que utilizam a matéria orgânica como fonte de energia e nos períodos sem aeração (anaeróbios/anóxicos), a DQO é consumida pelos

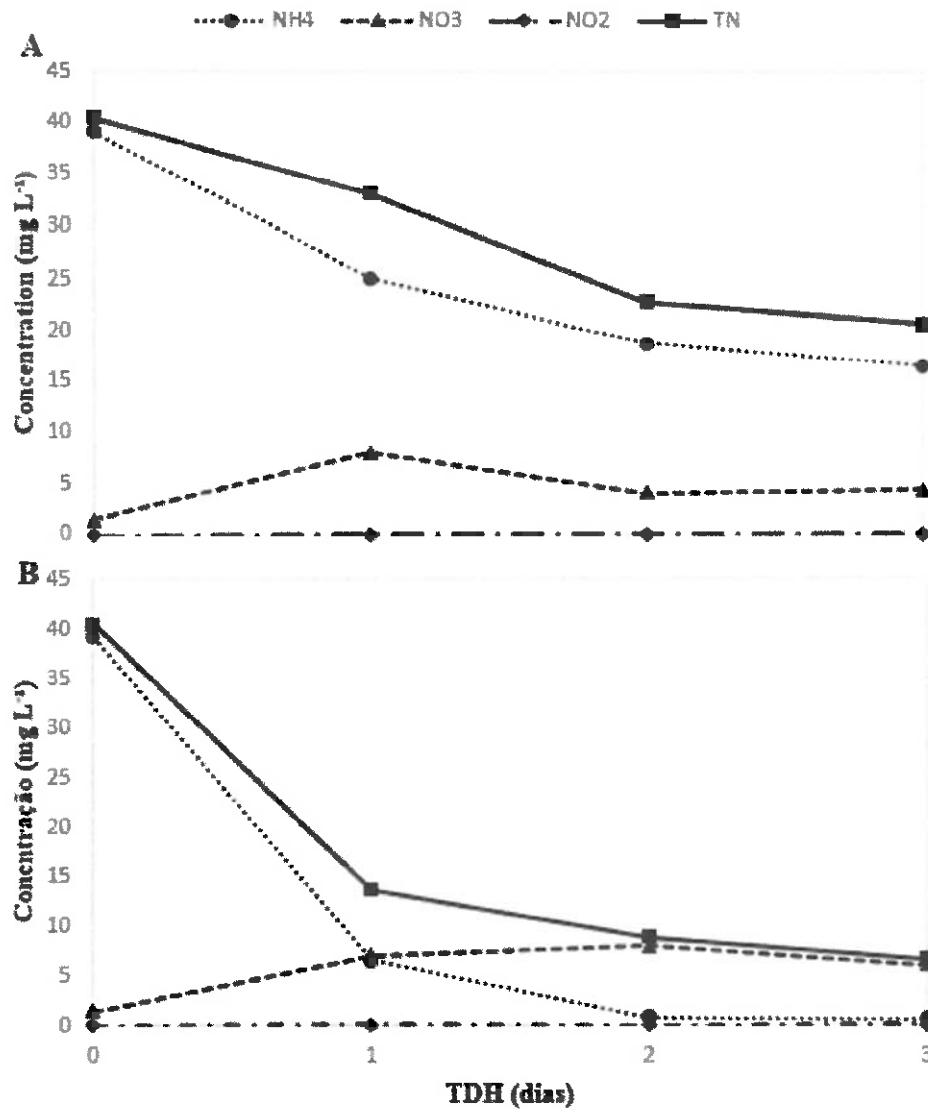
microrganismos heterotróficos desnitrificantes (SCHMIDT et al., 2003; CHIU et al., 2007; FAN et al., 2013b; WENDLING, 2017), evidenciando a ocorrência do processo de desnitrificação. Wu et al (2015b) apresentam resultados semelhantes para SACs com aeração intermitente, com eficiências que variam de $96,42 \pm 1,61\%$ a $98,49 \pm 4,31\%$ e para sistemas sem aeração, com eficiências que variam de $62,68 \pm 8,55\%$ a $85,49 \pm 4,31\%$, tratando água residuária doméstica.

Pode-se observar, através da análise de variância, que os dados diferem estatisticamente entre si no que diz respeito à remoção de DQO ($p < 0,05$) tanto em relação ao TDH quanto ao tipo de sistema (aerado intermitentemente e controle), porém, o TDH se apresentou uma variável muito mais significativa que o tipo de sistema (aerado ou não), mostrando, inclusive, que os dados obtidos para TDH de 2 e 3 dias não diferem estatisticamente entre si.

5.2 Série Nitrogenada

A variação da concentração de NH_4^+ e NT podem ser vistas na Figura 11. Os resultados obtidos do experimento mostram que no AC1 a concentração média final foi de $16,48 \text{ mg L}^{-1}$ e $20,76 \text{ mg L}^{-1}$ para NH_4^+ e NT, respectivamente, sendo assim, a média de eficiência de remoção final foi de $57,7 \pm 4,5\%$ e $48,6 \pm 6,3\%$ enquanto que para o AC2, os resultados indicaram uma eficiência de remoção de $98,5 \pm 0,7\%$ e $83,6 \pm 3,2\%$ para NH_4^+ e NT, respectivamente. Ressalta-se que para apenas 1 dia de TDH, as eficiências de remoção encontradas para NH_4^+ e NT do AC1 são, de forma consecutiva, $35,64 \pm 7,9\%$ e $17,8 \pm 8,8\%$, porém, para o mesmo TDH, o AC2 demonstra eficiência de $83,23 \pm 3,6\%$ e $66,4 \pm 7,17\%$, ou seja, para o sistema aerado, a eficiência atinge níveis cerca de $47,6\%$ a mais para NH_4^+ e $48,6\%$ a mais para NT, superando as taxas de eficiência final de remoção do AC1 já nas primeiras 24 horas de tratamento.

Figura 11 - Variação da concentração da série de nitrogenada no AC1 (A) e AC2 (B)



Fonte: Autoria própria, 2018.

Os resultados podem ser considerados satisfatórios para ambos os SACs pois possuem eficiência média acima das apresentadas por Ramos et al. (2017), que encontrou eficiência de remoção de NT de 38 a 48% para TDH de 3,2 dias em SACs cultivados com *Polygonum punctatum* (erva-de-bicho) e *Chrysopogon zizanioides* (capim-vetiver), sendo esta eficiência ultrapassada em apenas 24 horas no AC2. Resultados encontrados por Wang et al. (2016) mostram eficiência de remoção média de 46% de NH_4^+ e de 43% para NT em SACs cultivados com *Canna indica L.* com TDH de 5 dias, sendo os valores de eficiência de remoção encontrados no AC2 para ambos os parâmetros em apenas 1 dia de TDH significativamente maiores que os encontrados pelos autores.

Portanto, os resultados indicam que a aeração intermitente melhora o ambiente aeróbico dos nitrificadores e, além disso, a taboa possui tecidos de aerênquima que transportam oxigênio

das partes acima do meio suporte para as partes mais ao fundo, ou seja, as raízes das macrófitas liberam oxigênio no substrato aumentando a atividade microbiana aeróbica. Ambos os mecanismos melhoraram a remoção de NH_4^+ e NT através da nitrificação e também através da absorção pela planta.

Devido às condições predominantemente anaeróbicas, os SACs não aerados possuem uma limitação no processo de nitrificação, uma vez que a baixa disponibilidade de oxigênio no substrato compromete este processo (Wu et al., 2015b). Os resultados obtidos no presente estudo confirmam essas limitações, como pode ser observado nas eficiências médias de remoção de NH_4^+ e NT obtidas no sistema AC1, que foram 57,7% e 48,8%, respectivamente.

Além disso, como mencionado anteriormente, o sistema aerado intermitentemente (AC2) apresentou alta eficiência na remoção de NH_4^+ e NT, com valores de, respectivamente, 98,5 e 83,6%. Esses resultados indicam, portanto, que o uso de aeração intermitente permite a ocorrência simultânea de nitrificação e desnitrificação, melhorando o desempenho de remoção de nitrogênio de SACs, sendo essa a principal via de remoção de NT, resultado esse observado também por Fan et al (2013b), Boog et al (2014) e Uggetti et al (2016). No entanto, observa-se que a fração restante de nitrogênio no efluente do AC2 é composta principalmente de NO_3^- , fato que indica que a desnitrificação completa não ocorreu, provavelmente devido à falta de matéria orgânica. A ocorrência de desnitrificação parcial do efluente devido à ausência de carbono orgânico também foi observada por Wu et al. (2016b).

Vymazal e Kröpfelová (2008) concluíram que, na maioria dos casos, a remoção de NT em SACs de fluxo subsuperficial horizontal não aerado é pequena (40-50%), pois esses sistemas não fornecem condições aeróbicas e anaeróbicas simultâneas para a ocorrência de nitrificação e desnitrificação, respectivamente. Por outro lado, os resultados do presente estudo mostram que o uso de aeração intermitente possibilita que a nitrificação e a desnitrificação ocorram de forma simultânea, aumentando o desempenho dos SACs na remoção de NT (AC2 foi 35% mais eficiente que AC1), podendo ser considerado o grande fator relacionado à alta eficiência desse sistema, se comparado ao AC1 (HU, AO, YANG, 2008; FAN et al., 2013b).

De acordo com Brasil (2005), o efeito da taboa na remoção de NT representa uma taxa de remoção de $0,03 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, semelhante ao encontrado por Fia et al (2011) que em seu estudo verificou o efeito da absorção de NT pela taboa que varia de $0,04$ a $0,09 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Esses resultados indicam que as macrófitas, nesse estudo, são responsáveis por 1,68 a 5% na remoção de NT dos SACs, resultado esse semelhante ao encontrado por Lin et al (2002) que em seu estudo obteve uma porcentagem de remoção de NT através da absorção de plantas que variam

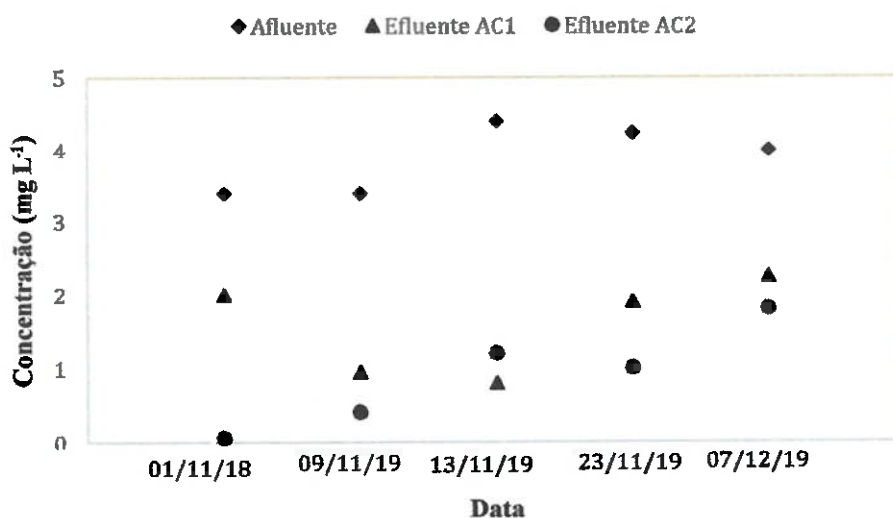
de 3,9 a 5,2% em alagados construídos cultivados com *Commelina communis*, *Ipomoea aquatica*, e *Pistia stratiotes*.

A análise de variância mostra que tanto o TDH quanto o tipo de sistema foram extremamente significativos na remoção de NT e NH_4^+ ($p < 0,05$), porém, assim como ocorreu na remoção de DQO, as remoções de NT e NH_4^+ foram influenciadas principalmente pelo TDH, além disso, os dados do TDH de 2 e 3 dias não apresentam diferença estatística entre si.

5.3 Fósforo Total

Os valores das análises de Fósforo podem ser observadas na Figura 12, e os mesmos são considerados satisfatórios, uma vez que alagados construídos são eficientes para a remoção de Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) e Sólidos Suspensos Totais (SST), porém a remoção de fósforo ainda é considerado um desafio (AYAZ et al., 2012; ABOU-ELELA et al., 2013; DE ROZARI et al., 2015). Além disso, os resultados contrariam em parte Ayaz et al. (2003) e Vymazal (2007), sendo que, os primeiros autores, afirmam que a eficiência de remoção de Fósforo varia entre 20 e 70%, dependendo do tipo de planta utilizada e do regime de alimentação e, o segundo autor, afirma que a remoção de fósforo total varia entre 40 a 60% independentemente do tipo de SAC.

Figura 12 - Concentrações de entrada e saída de Fósforo Total



Fonte: Autoria própria, 2018.

Os resultados apresentaram concentrações médias finais de 1,58 e 0,89 mg L⁻¹, respectivamente para o AC1 e AC2, representando uma eficiência média de $58,66 \pm 17,8\%$ e

78,1±16,36%, sendo estes resultados muito acima dos apresentados por Mendonça et al. (2012), que obtiveram eficiência média de 33,6% e 34,3% em SACs cultivados com taboa e 2 dias de TDH, porém são semelhantes ao encontrado por Ramos et al. (2017) que obtiveram eficiências médias de remoção de 51±24, 69±22 e 45±19% para TDH de 3,2 dias em SACs controle (sem vegetação) e os cultivados com *P. punctatum* e *C. zizanioides*, respectivamente, para tratamento de águas residuárias da suinocultura (ARS) e Fia et al. (2017) que obtiveram valores médios de eficiência que variam de 73% a 78% para tratamento de ARS, em SACs cultivados com taboa com TDH variando de 11,8 a 12 dias. Os resultados obtidos neste estudo não diferem estatisticamente entre si ($p>0,05$).

A diferença da eficiência entre o AC1 e AC2 pode ser atribuída a presença da aeração intermitente, pois a presença do mesmo promove o aumento da captação microbiana do nutriente, além de intensificar o contato entre o fósforo presente no afluente e o substrato, melhorando consideravelmente a remoção de fósforo, assim como foi observado por Shi et al. (2017), que em seu estudo demonstrou que a aeração intermitente proporcionou de forma significativa a proporção de bactérias acumuladoras de P presentes no substrato.

De acordo Vymazal (2007), a remoção de fósforo pode ser associada principalmente a processos físicos, como adsorção, precipitação e acúmulo na matéria orgânica no substrato, além disso, a atividade microbiana e a absorção de plantas também podem contribuir para a remoção do fósforo, porém Fia et al. (2017), verificou que nem presença de plantas ou a espécie cultivada não influenciaram de forma notável a remoção de macro e micronutrientes, porém a baixa produtividade das macrófitas e a alta carga aplicada foram fatores de interferência nos resultados. Freitas (2006) ao tratar ARS em SACs de fluxo subsuperficial, apontou que a fração de fósforo orgânico foi removida pela imobilização microbiológica no meio suporte, assim como observado por Lee et al. (2004), além disso, Ramos et al. (2017) afirma que a absorção pela planta é responsável por 0,81 a 1,19% da remoção de PT, em estudo feito com erva-de-bicho e o capim-vetiver, Matos et al (2009) observou em seu estudo tratando ARS uma remoção de 2% do PT pela *T. latifolia*, enquanto que Lee et al. (2004) atribuiu em seu estudo 96,5 a 98,2% a contribuição de processos físicos na remoção de PT.

Observa-se que a eficiência de remoção foi de 40,74; 71,85 e 43,75% para o AC1 e 98,88; 88,15 e 55% para o AC2 em 01/11/2018, 09/11/2018 e 07/12/2018, sendo que esta queda na capacidade de remoção de fósforo no sistema pode ser atribuído a idade dos SACs, uma vez que, assim como observado por Fia et al. (2017) e Sousa et al. (2004), alagados construídos recém implantados possuem uma capacidade maior de adsorver e precipitar compostos a base

de fósforo e que, com o tempo, o sistema acaba por ficar saturado destes compostos, diminuindo sua eficiência de remoção.

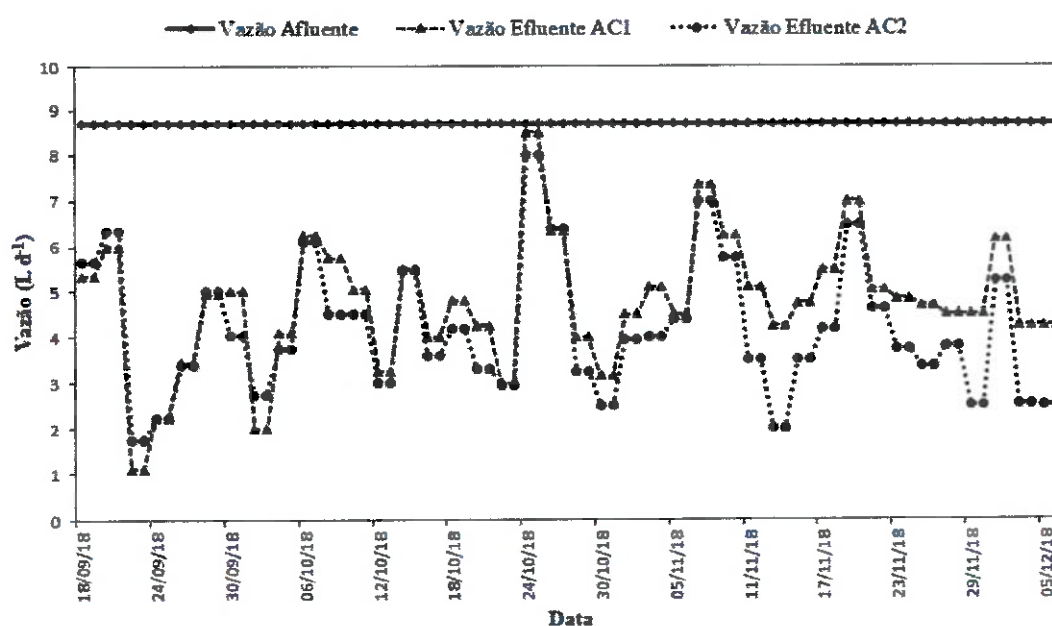
5.4 Evapotranspiração do Sistema

Alagados construídos apresentam alta eficiência na remoção de SST, DBO, DQO e patógenos (ABOU-ELELA et al., 2013; ÇAKIR et al., 2015; CARBALLEIRA et al., 2016; TOSCANO et al., 2015; VERGELES et al., 2015; WEERAKOON et al., 2013). Porém, a eficiência dos sistemas pode ser influenciada por variações do ciclo hidrológico, sendo assim, alguns fatores devem ser considerados no processo de dimensionamento de alagados construídos, como os eventos pluviométricos e as perdas de água por ETc (DAVIS, 1995; BRASIL; MATOS, 2008).

A inclusão da ETc no dimensionamento é complexa, pois na literatura são relatados valores discrepantes, uma vez que, as condições ambientais e os diferentes métodos de determinação podem alterar os valores de evapotranspiração obtidos (GOULDEN et al., 2007). Ressalta-se que, embora existam diversos métodos para determinação da ETc, não há unanimidade sobre a metodologia mais adequada a ser utilizada (MOHAMED et al., 2012).

No presente trabalho a ETc foi estimada utilizando-se dados das vazões afluente e efluente, obtidas durante o período de 19 de setembro a 07 de dezembro de 2018 (Figura 13).

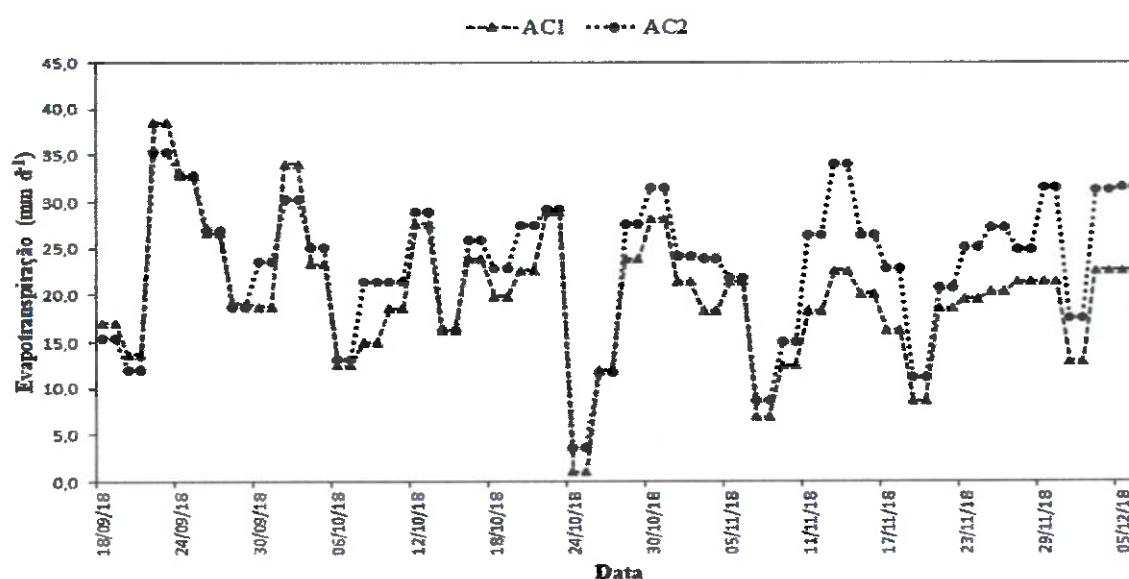
Figura 13 – Vazão afluente e vazão efluente dos dois alagados construídos



Fonte: Autoria própria, 2018.

A ETc é responsável pela remoção de água do sistema que acaba por aumentar o tempo de detenção, diminuindo a vazão efluente, logo, pode-se dizer que o volume de água evapotranspirada nos SACs obtido pela diferença entre a vazão afluyente e a vazão efluente. Dessa forma, conhecendo-se o volume de água perdido e a área de cada alagado construído foi calculada a lâmina de água evapotranspirada utilizando-se a Equação 4, onde os resultados são mostrados na Figura 14.

Figura 14 - Evapotranspirações da cultura dos dois alagados construídos



Fonte: Autoria própria, 2018.

Os resultados de ETc, mostrados na Figura 14, apresentam intensa variabilidade, sendo o menor e o maior valor obtidos igual a 1,01 a 38,57 mm.d⁻¹, respectivamente. Entretanto, os dados apresentados podem ser considerados semelhantes com os encontrados na literatura, sendo que Tuttolomondo et al. (2016) obtiverem valores entre 1,3 e 37 mm dia⁻¹ de ETc em SACs cultivados com *T. latifolia* em estudo realizado na Itália, Queluz, Pereira e Sánchez-Román (2018) em estudo realizado no Brasil, obtiveram valores que variaram de 4,9 a 20 mm dia⁻¹ de ETc, em SACs cultivados com *T. latifolia*. Pedescoll et al (2013), obtiveram valores que variaram de 6,50 a 22,78 mm dia⁻¹ de ETc em SACs cultivados com *Typha angustifolia* e 3,23 a 6,65 mm dia⁻¹ de ETc em SACs sem cultivo, em estudo realizado na Espanha.

A ocorrência dos valores elevados pode estar associada à evaporação base (Eb) que ocorre devido ao calor latente do efluente em tratamento (BEEDE et al., 2014; KADLEC, 2006). Além disso, a altura das macrófitas e suas respectivas áreas foliares são outros dois fatores que podem,

eventualmente, estar associados à ocorrência de valores elevados de ETc, uma vez que quanto maior a altura e a área foliar das macrófitas maior será a interceptação de ventos secos e, conseqüentemente, maior será a ETc dos alagados construídos (KADLEC; WALLACE, 2008).

Além disso, a representação gráfica dos resultados obtidos revela que tanto o AC1 quanto o AC2 apresentaram curvas de ETc com comportamentos semelhantes, ou seja, ambos apresentam um padrão muito parecido, dessa forma, pode-se dizer que a aeração ou ausência da mesma, não influencia na taxa de evapotranspiração dos sistemas.

6 CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que a aeração intermitente melhorou o desempenho do tratamento no que se refere a eficiência de remoção de matéria orgânica, representada pela DQO, e na remoção de nutrientes, principalmente no desempenho do processo de nitrificação. A melhor média de remoção de DQO (98,25%), NH_4^+ (98,52%), NT (83,6%) e PT (78,1%) foi obtida no sistema que se utilizou aeração intermitente, o que demonstra a importância do papel da aeração na remoção de nitrogênio ao criar de forma excelente condições aeróbias e anaeróbias de forma alternada, contribuindo, inclusive na remoção de matéria orgânica ao ser consumida no processo de desnitrificação. Além disso, ressalta-se a importância da aeração para a remoção de NH_4^+ , sendo essa a forma de nitrogênio mais prejudicial ao meio ambiente, onde a remoção no AC2 foi quase que completa.

Contudo, observou-se que a aeração intermitente para TDH maiores que 3 dias não melhora de forma considerável o desempenho na remoção de DQO, diferente do que é observado para a remoção da série nitrogenada, mas para tempos menores que esse, mostra-se uma escolha que eleva significativamente a eficiência no tratamento de matéria orgânica e de nutrientes, sugerindo ser uma alternativa apropriada para alcançar elevado desempenho em sistemas alagados construídos.

Pode-se também conferir que alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal são sistemas dinâmicos e seu comportamento hidráulico é diretamente influenciado pela evapotranspiração, uma vez que os resultados mostram a importância da ETc no balanço hídrico desses sistemas, pois reduz consideravelmente a vazão de saída de efluente que, conseqüentemente, causa aumento da concentração final de poluentes e a subestimação da eficiência de tratamento. Estes achados indicam, portanto, que as perdas de água por evapotranspiração devem ser consideradas no dimensionamento de alagados construídos. Ressalta-se, que a faixa de variação da ETc em alagados construídos é ampla, com valores

máximos superiores aos observados em culturas agrícolas convencionais. Além do mais, a aeração ou não aeração do sistema não interfere na ETc, uma vez que ambos os sistemas avaliados apresentam curvas com comportamento muito próximos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHÃO, S. S. **Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageira**. 2006. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

ABOU-ELELA, S. I.; GOLINIELLI, G.; ABOU-TALEB, E. M.; HELLAL, M. S. Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 61, p.460-468, 2013.

ANJOS, J. Â. S. A. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA**. 2003. Tese (Doutorado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 328 p., 2003.

APHA – American Public Health Association. **Standard methods for the examination for water and wastewater**. 22. ed. Washington, Dc: APHA-AWWA-WEF, 2012.

AVELINO, M. C. G. S. **Construção de um sistema de alagados construídos e o comportamento dos parâmetros físico-químicos e biológicos da fase de maturação dos leitos de fluxo vertical**. 2012. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Bauru, 109 p., 2012.

AYAZ, S. Ç.; AKÇA, L.; TUNÇSIPER, B. Removal of organic, inorganic and microbial pollution from waters discharged to drinking water dams by constructed wetland systems. **TUBITAK-Marmara Research Center**, Project No:5022410, Turkey, 2003.

AYAZ, S. Ç.; AKTAS, Ö.; FINDIK, N.; AKCA, L. Phosphorus removal and effect of adsorbent type in a constructed wetland system. *Desalin. Water Treat*, v. 37, p. 152–159, 2012.

BEEDE, D. A., CASTLE, J. W., MOLZ, F. J., RODGERS JR., J. H. Effects of evapotranspiration on treatment performance in constructed wetlands: Experimental studies and modeling. *Ecological Engineering*, v. 71, p. 394–400, 2014.

BENASSI, R. F. **Manual de sistemas de wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitários: implantação, operação e manutenção**. Universidade Federal do ABC. Ministério da Saúde. FUNASA. Sabesp: São Paulo, 2018.

BOOG, J.; NIVALA, J.; AUBRON, T.; WALLACE, S.; VAN AFFERDEN, M.; MÜLLER, R. A. Hydraulic characterization and optimization of total nitrogen removal in an aerated vertical subsurface flow treatment wetland. *Bioresource Technology*, v. 162, p. 166-174, 2014.

BORGES, A.C.; MATOS, A. T.; CALIJURI, M. D. C.; OLIVEIRA, G. H. H.; ROLDÃO, J. S. Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. *Engenharia Agrícola*, v. 29, n. 02, p. 301-310, 2009.

BRASIL, M. S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico**. 2005. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Eng. sanit. ambient.**, v. 13, n. 3, p. 323-328, 2008.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, (Suplemento), p.133-137, 2005.

BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands system: Design, removal processes and treatment performance. In: **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**. Ed. By Gerald A. Moshiri. Lewis Publishers, p. 9-23, 1993.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science et Technology**, v. 29, n. 04, p. 71-78, 1994.

BRIX, H.; SCHIERUP, H. H. The use of aquatic macrophytes in water – pollution control. **Ambio**, v. 15, p.100-107, 1989.

ÇAKIR, R.; GIDIRISLIOGLU, A.; ÇEBİ, U. A study on the effects of different hydraulic loading rates (HLR) on pollutant removal efficiency of subsurface horizontal-flow constructed wetlands used for treatment of domestic wastewaters. **Journal of Environmental Management**, v. 164, p. 121-128, 2015.

CARBALLEIRA, T.; RUIZ, I.; SOTO, M. Effect of plants and surface loading rate on the treatment efficiency of shallow subsurface constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 90, p.203-214, 2016.

CHAGAS, R. C.; MATOS, A. T. D.; CECON, P. R.; MONACO, P. A.; FRANÇA, L. G. Organic matter removal kinetics in constructed wetlands cultivated with yellow lily. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.11, p.1186-1192, 2011.

CHIU, Y.; LEE, L.; CHANG, C.; CHAO, A. C. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 59, p. 1-7, 2007.

CIRIA, M. P.; SOLANO, M. L.; SORIANO, P. Role of macrophyte typha latifolia in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. **Biosystems Engineering**, v. 92, p. 535-544, 2005.

DAVIS, L. **A Handbook of Constructed Wetlands**. A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region, Volume 1: (USEPA Region III with USDA, NRCS, ISBN 0-16-052999-9), 1995.

DE ROZARI, P., GREENWAY, M., EL HANANDEH, A. An investigation into the effectiveness of sand media amended with biochar to remove BOD₅, suspended solids and coliforms using wetland mesocosms. **Water Science and Technology**. 71, 1536–1544, 2015.

- ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 3 ed. 2011.
- FAN, J.; WANG, W.; ZHANG, B.; GUO, Y.; NGO, H.H.; GUO, W.; ZHANG, J.; WU, H. Nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Impact of influent COD/N ratios. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 461–466, 2013a.
- FAN, J.; ZHANG, J.; GUO, W.; LIANG, S.; WU, H. Enhanced long-term organics and nitrogen removal and associated microbial community in intermittently aerated subsurface flow constructed wetlands. **Bioresource Technology**, v. 214, p.871–875, 2016.
- FAN, J.; ZHANG, B.; ZHANG, J.; NGO, H.H.; GUO, W.; LIU, F.; GUO, Y.; WU, H. Intermittent aeration strategy to enhance organics and nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands. **Bioresource technology**, v. 141, p. 117-122, 2013b.
- FIA, F. R. L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos**. 2009. 146 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.
- FIA, F. R. L.; MATOS, A. T. D.; FIA, R.; BORGES, A. C.; CECON, P. R. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Eng. Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 2, p. 303-311, 2017.
- FIA, F.R.L.; MATOS, A. T. D; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Ambi-Agua**, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011.
- FREITAS, W. D. S. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura**. 2006. 159f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Ambientais)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.
- GOULDEN, M. L.; LITVAK, M.; MILLER, S. D. Factors that control *Typha* marsh evapotranspiration. **Aquatic Botany**, v. 86, p. 97–106, 2007.
- GUTENSPERGEN, G. R.; STEARNS, F.; KADLEC, J. A. Wetland vegetation. In: **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, p. 73-88, 1989.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Impacto das atividades de aquicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas – relato de caso. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 34, p. 163-173, 2008.
- HU, M.; AO, Y.; YANG, X. Treating eutrophic water for nutrient reduction using an aquatic macrophyte (*Ipomoea aquatic* Forsskal) in a deep flow technique system. **Agricultural Water Management**, v. 95, n. 5, p. 607-615, 2008.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD)**. 2014. Disponível em: <<https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2014/default.shtm>>. Acesso em 18 dez. 2017.
- INSTITUTO TRATA BRASIL. **Manual do Saneamento Básico: Entendendo o saneamento básico ambiental no Brasil e sua importância socioeconômica**. 2012.

Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/uploads/estudos/pesquisa16/manual-imprensa.pdf>>. Acesso em 18 dez. 2017.

KADLEC, R. H. Water temperature and evapotranspiration in surface flow wetlands in hot arid climate. *Ecological engineering*, v. 26, p. 328–340, 2006.

KADLEC, R. H.; AND WALLACE, S. D. *Treatment Wetlands*. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL, 1016 p, 2008.

KLETECKE, R. M. **Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: *Hedychium coronarium*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius* e *Colocasia esculenta***. Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas, 2011.

LEE, C.; FLETCHER, T. D.; SUN, G. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, v. 9, p. 11–22, 2009.

LEE, C. Y.; LEE, C. C.; LEE, F. Y.; TSENG, S. K.; LIAO, C. J. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. *Bioresource Technology*, v. 92, n. 2, p. 173-179, 2004.

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

LIN, Y. F.; JING, S. R.; WANG, T. W.; LEE, D. Y. Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environmental Pollution*, v. 119, n. 3, p. 413-420, 2002.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 01, p. 83-92, 2010a.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*Cynodon spp*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Revista Ambi-Água*, Taubaté, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Revista Ambi-Água*, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. *Revista Ambi-Água*, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010b.

MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despulpa de frutos do cafeeiro**. Viçosa: UFV, 2003, 68p.

MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B. M.; BORGES, A. C.; BASTOS, R. R. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. *Revista Ambi-Água*, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 75-87, 2012.

METCALF & EDDY. *Wasterwater engineering, treatment, disposa, and reuse*. 3 ed. New York: McGraw-Hill Inc., 1991.

MIRANDA-SANTOS, L. **Avaliação do desenvolvimento e da eficiência do capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) em sistemas híbridos de alagados construídos.** 2012. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista: Bauru, 65 p., 2012.

MOHAMED, Y. A.; BASTIAANSEN, W. G. M.; SAVENIJE, H. H. G.; VAN DEN HURK, B. J. J. M.; FINLAYSON, C. M. Wetland versus open water evaporation: an analysis and literature review. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 47-48, p. 114-121, 2012.

OLIVEIRA, E. L.; TALAMONI, J. L. B.; ENOKIBARA, M.; FILHO, G. S. C.; NETO, L. C. Alagados Construídos no tratamento de águas residuárias do Jardim Botânico Municipal de Bauru/SP. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Anais [...], Campo Grande 2005.

PEDESCOLL, A.; SIDRACH-CARDONA, R.; SÁNCHEZ, J. C.; BÉCARES, E. Evapotranspiration affecting redox conditions in horizontal constructed wetlands under Mediterranean climate: Influence of plant species. **Ecological Engineering**, v. 58, p. 335-343, 2013.

POÇAS, C. D. **Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes.** 2015. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 93 p., 2015.

QUELUZ, J. G. T. **Eficiência de alagados construídos para o tratamento de águas residuárias com baixas cargas orgânicas.** 2016. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2016.

QUELUZ, J. G. T.; PEREIRA, F. F.S.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. Evapotranspiration and crop coefficient for *Typha latifolia* in constructed wetlands. **Water Quality Research Journal**, v.53, n.2, p. 53-60, 2018.

RAMOS, N. D. F. S., BORGES, A. C.; GONÇALVES, G. C.; MATOS, A. T. D. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 01, p. 123-132, 2017.

REED, S. C. **Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment**, (EPA 832-R-93-008). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 87p., 1993.

REDDY, K. R.; DEBUSK, T. A. State of the art utilization of aquatic plants in water pollution control. **Water Science and Technology**, v. 19, p. 61-79, 1987.

ROUS, V.; VYMAZAL, J.; HNÁTKOVÁ, T. Treatment wetlands aeration efficiency: A review. **Ecological Engineering**, v. 136, p. 62-67, 2019.

SABEI, T. R.; BASSETTI, F. J. Alternativas ecoeficientes para tratamento de efluentes em comunidades rurais. **IX Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 11, p. 487-503, 2013.

SANCHEZ, A. A. **Desempenho de sistema piloto de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal no tratamento secundário de efluente sanitário.** 2017. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do ABC, 148 p., 2017.

SCHMIDT, I.; SLIEKERS, O.; SCHMID, M.; BOCK, E.; FUERST, J.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M.; STROUS, M. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology Reviews**. v. 27, 2003.

SEZERINO, P. H.; ROUSSO, B. Z.; PELISSARI, C.; SANTOS, M. O. dos; FREITAS, M. N.; FECHINE, V. Y.; LOPES, A. M. B. **Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção**. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2018.

SHI, X.; FAN, J.; ZHANG, J.; SHEN, Y. Enhanced phosphorus removal in intermittently aerated constructed wetlands filled with various construction wastes. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, p.22524, 2017.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.

SULIMAN, F.; FRENCH, H.; HAUGEN, L.; KLØVE B.; JENSSEN, P. The effect of scale on the flow and transport parameters in horizontal subsurface flow constructed wetlands. 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. In **Proceedings: 6TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS AND 9TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL**. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept.-1st of October, 2004.

TAVARES, S. R. de L. Uso de wetlands e tecnologias associadas. 2013. In: **Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: conceitos básicos e fundamentos**. Joinville: Clube de Autores, 2013. cap. 3, p. 94-138.

TOSCANO, A.; MARZO, A.; MILANI, M.; CIRELLI, G. L.; BARBAGALLO, S. Comparison of removal efficiencies in Mediterranean pilot constructed wetlands vegetated with different plant species. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 155-160, 2015.

TUTTOLOMONDO, T.; LETO, C.; LA BELLA, S.; LEONE, R.; VIRGA, G.; LICATA, M. Water balance and pollutant removal efficiency when considering evapotranspiration in a pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetland in Western Sicily (Italy). **Ecological Engineering**, v. 87, p. 295-304, 2016.

UGGETTI, E.; HUGHES-RILEY, T.; MORRIS, R. H.; NEWTON, M. I.; TRABI, C. L.; HAWES, P.; PUIGAGUT, J. GARCÍA, J. Intermittent aeration to improve wastewater treatment efficiency in pilot-scale constructed wetland. **Science of the Total Environment**, v. 559, p. 212-217, 2016.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“construted wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. 2003. Tese (Doutorado) - Universidade de Campinas, Campinas, 2003.

VERGELES, Y.; VYSTAVNA, Y.; ISHCENKO, A.; RYBALKA, I.; MARCHAND, L.; STOLBERG, F. Assessment of treatment efficiency of constructed wetlands in East Ukraine. **Ecological Engineering**, v. 83, p. 159-168, 2015.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol. 1. Editora UFMG, 1996.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil**. Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, 65 p., 2018.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2007.

VYMAZAL, J. Types of constructed wetlands for wastewater treatment. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6, 1998, Águas de São Pedro. **Anais [...]**, p.150-166.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Subsurface Flow (Series of Environmental Pollution)**. Springer Science & Business Media, v. 14, 566 p., 2008.

WEERAKOON, G. M. P. R.; JINADASAA, K. B. S. N.; HERATHA, G. B. B.; MOWJOODB, M. I. M.; VANBRUGGEN, J. J. A. Impact of the hydraulic loading rate on pollutants removal in tropical horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 61, p.154-160, 2013.

WANG, W.; DING, Y.; WANG, Y.; SONG, X.; AMBROSE, R. F.; ULLMAN, J. L.; GONG, J. Treatment of rich ammonia nitrogen wastewater with polyvinyl alcohol immobilized nitrifier biofortified constructed wetlands. **Ecological engineering**, v. 94, p. 7-11, 2016.

WANG, J.; HOU, J.; XIA, L.; JIA, Z.; HE, X.; LI, D.; ZHOU, Y. The combined effect of dissolved oxygen and COD/N on nitrogen removal and the corresponding mechanisms in intermittent aeration constructed wetlands. **Biochemical Engineering Journal**, v. 153, 2020.

WENDLING, A. C. **Remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio total em reator de leito estruturado com aeração intermitente tratando efluente composto por esgoto bruto e efluente de ralf**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2017.

WU, H.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; HU, Z.; LIANG, S.; FAN, J.; LIU, H. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 594–601, 2015a.

WU, H.; FAN, J.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; HU, Z.; LIANG, S. Decentralized domestic wastewater treatment using intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: impact of influent strengths. **Bioresource Technology**, v. 176, p.163–168, 2015b.

WU, H.; FAN, J.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; LIANG, S.; LV, J.; LU, S.; WU, W.; WU, S. Intensified organics and nitrogen removal in the intermittent-aerated constructed wetland using a novel sludge-ceramsite as substrate. **Bioresource Technology**, v. 210, p. 101–107, 2016b.

WU, H.; FAN, J.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; HU, Z.; LV, J. Optimization of organics and nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: effects of aeration time and aeration rate. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v.113, p. 139-145, 2016a.