

GESSICA ARIANNY DA SILVA LOPES

**FATORES QUE INFLUENCIAM O TRATAMENTO DE
EFLUENTES EM FITO-ETAR DE LEITO DE
MACRÓFITAS. ESTUDO DE CASO: ETAR DO
CONCELHO DE ALJEZUR.**



Instituto Superior de Engenharia

2021

GESSICA ARIANNY DA SILVA LOPES

**FATORES QUE INFLUENCIAM O TRATAMENTO DE
EFLUENTES EM FITO-ETAR DE LEITO DE
MACRÓFITAS. ESTUDO DE CASO: ETAR DO
CONCELHO DE ALJEZUR.**

Mestrado em Ciclo Urbano da Água

Trabalho efetuado sob a orientação de:

Professora Doutora Margarida Teixeira – FTC/ UAlg

Doutora Vânia Serrão Sousa – FCT/UAlg



Instituto Superior de Engenharia

2021

**FATORES QUE INFLUENCIAM O TRATAMENTO DE
EFLUENTES EM FITO-ETAR DE LEITO DE
MACRÓFITAS. ESTUDO DE CASO: ETAR DO
CONCELHO DE ALJEZUR.**

Declaração de Autoria de Trabalho

Declaro ser a autora deste trabalho, que é original e inédito. Autores e trabalhos consultados estão devidamente citados no texto e constam da listagem de referências incluída.

Gessica Arianny da Silva Lopes

Copyright © 2021, GESSICA ARIANNY DA SILVA LOPES

A Universidade do Algarve reserva para si o direito, em conformidade com o disposto no Código do Direito de Autor e dos Direitos Conexos, de arquivar, reproduzir e publicar a obra, independentemente do meio utilizado, bem como de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição para fins meramente educacionais ou de investigação e não comerciais, conquanto seja dado o devido crédito ao autor e editor respetivos.

Agradecimentos

A realização deste trabalho foi um verdadeiro desafio, essencialmente por se tratar de um ano atípico em que todos nos encontramos em situação de confinamento determinado pela pandemia da COVID-19, onde pessoas queridas ficaram doentes e algumas infelizmente vieram a falecer. A conclusão deste mestrado não seria possível sem a ajuda de algumas pessoas muito especiais, às quais quero expressar os meus mais sinceros agradecimentos.

Gostaria de agradecer e dedicar este trabalho à minha mãe Maria Silva, por todo o amor, incentivo e por sempre estimular e investir nos meus estudos. Ao meu marido Athos Silva e toda a família, pelo apoio e cuidado que me têm dado. Ao meu filho Ravi Lopes, que me enche de amor todos os dias, mesmo ainda estando dentro da minha barriga. A minha avó Yara, que está a assistir e a torcer por cada conquista, diretamente dos céus.

Quero também agradecer, as orientadoras deste trabalho, as doutoras Margarida Teixeira e Vânia Sousa, pela disponibilidade e incentivo em todas as etapas deste trabalho. Esta pesquisa só foi possível com a autorização e apoio das empresas Águas do Algarve e *BeWater*, que permitiram o acesso a todos os dados necessários para a escrita desta dissertação. Um muito obrigado aos professores e a toda a equipa da UALG que coordena e apoia o mestrado em Ciclo Urbano da Água. Esses dois anos foram de muito aprendizado e realizações, o conhecimento adquirido durante este curso seguirá comigo durante toda a minha vida.

Resumo

Atualmente as estações de tratamento de águas residuais (ETAR) com áreas húmidas construídas (*Constructed Wetlands* - CWs) apresentam-se como uma solução ambientalmente sustentável e eficaz no tratamento de águas residuais domésticas de pequenos aglomerados populacionais, devido aos seus baixos custos de implementação e operação, menores exigências energéticas e de manutenção, e elevada eficiência de remoção de contaminantes. Neste sentido, este trabalho tem por objetivo identificar e validar os fatores que influenciam a qualidade dos efluentes tratados em ETAR com CWs. Em resposta a estas questões foram determinadas as eficiências de tratamento de cinco ETAR no sul de Portugal, com tratamento primário, constituído por fossa séptica, e CWs. Os resultados demonstraram que a utilização deste tipo de sistemas pode ser exequível nos dias atuais, com remoções de Carência Química de Oxigénio (CQO) a variar entre 78,8 – 93,9 %, Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO₅) entre 89,7 – 97,0%, Sólidos Suspensos Totais (SST) entre 64,5 – 97,9%, Azoto total (N_{total}) entre 19,8 – 48,5 %, e Fósforo total (P_{total}) entre 6,3 – 46,5%. Através deste trabalho foi possível verificar que a remoção da matéria orgânica esteve relacionada principalmente com a eficiência de remoção da fossa séptica e com o escoamento uniforme do caudal ao CWs. A remoção do SST esteve associada à filtração física e à sedimentação, onde os processos físicos de remoção dos gradados e a extração das lamas no tratamento primário foram os principais fatores que afetaram a remoção desse contaminante. Também se verificou que a remoção do azoto e do fósforo esteve relacionada com a diversidade de plantas no CWs e com a capacidade de interceptação do material particulado no meio de enchimento. Por fim, concluiu-se que apesar do bom funcionamento destes sistemas de tratamento, a sua estrutura deverá ser modificada por forma a aumentar o tempo de vida e possibilitar a manutenção e operação efetivas.

Palavras-chave: água residual, tratamento de água, macrófitas, áreas húmidas construídas, Aljezur.

Abstract

Currently, wastewater treatment plants (WWTPs) with built-up constructed wetlands (CWs) present themselves as an environmentally sustainable and effective solution in the treatment of domestic wastewater from small population agglomerates, due to their low implementation and operation costs, lower energy and maintenance requirements, and high efficiency in removing contaminants. In this sense, this work aims to identify and validate the factors that influence the quality of effluent treated in WWTPs with CWs. In response to these questions, the treatment efficiencies of five WWTPs in southern Portugal with septic tank as primary treatment were determined. Results demonstrated that the use of this type of system is feasible nowadays, with removals of the Chemical Oxygen Demand (COD) between 78,8 – 93,9 %, Biochemical Oxygen Demand (BOD₅) 89,7 – 97,0 %, Total Suspended Solids (SST) 64,5 – 97,9 %, Total Nitrogen (N_{total}) 19,8 – 48,5 %, and Total Phosphorus (P_{total}) 6,3 – 46,5 %. According to these results, the removal of organic matter was mainly related with the efficiency of the septic tank and the uniform flow to the plant bed. The removal of SST was associated with physical filtration and sedimentation, where the physical processes of removing the harrows and the sludge removal in the primary treatment were the main factors that affected the removal of this contaminant. Removal of nitrogen and phosphorus was related to plant diversity in CWs and the ability to intercept particulate matter in the filling medium. At the end of this work, it was also possible to conclude that despite the good performance of these treatment systems, their structure should be modified to increase the lifespan and enable effective maintenance and operation.

Keywords: wastewater, water treatment, macrophytes, constructed wetland, Aljezur.

Índice

Resumo.....	vi
Abstract	vii
Índice de Tabelas.....	ix
Índice de Figuras	ix
Lista de Siglas e Abreviaturas	xi
1 Enquadramento.....	13
2 Objetivos	13
3 Metodologia.....	14
4 Revisão Bibliográfica	16
4.1 Áreas húmidas construídas	16
4.2 Macrófitas.....	17
4.3 Componentes do Sistema de CWs.....	20
4.3.1 Substrato ou Meio de Enchimento	20
4.3.2 Plantas	22
5 Apresentação do Caso de Estudo	24
5.1 ETAR do Vale da Telha	25
5.2 ETAR da Praia de Odeceixe.....	26
5.3 ETAR da Carrapateira	28
5.4 ETAR da Bordeira.....	29
5.5 ETAR Maria Vinagre	30
6 Resultados	31
6.1 Caudais afluentes.....	32
6.2 Concentração de CQO e CBO ₅ total.....	36
6.3 Concentração de Sólidos Totais (SST).....	39
6.4 Concentração de Azoto total e Fósforo total	41
6.5 pH.....	44
7 Discussão dos Resultados.....	45
8 Principais problemas operacionais e Recomendações.....	52
9 Considerações Finais	56
10 Referências Bibliográficas	58

Índice de Tabelas

Tabela 4.1 - Vantagens e desvantagens do tratamento de efluentes por CWs.....	17
Tabela 5.1- Plano controlo analítico fase líquida.....	25
Tabela 5.2 – Caracterização do Subsistema do Vale da Telha.....	25
Tabela 5.3 – Características de funcionamento do CWs ETAR Vale da Telha.....	26
Tabela 5.4– Caracterização do Subsistema da Praia de Odeceixe	27
Tabela 5.5– Características de funcionamento do CWs ETAR da Praia de Odeceixe ...	27
Tabela 5.6– Caracterização do Subsistema da Carrapateira	28
Tabela 5.7– Características de funcionamento do CWs ETAR Carrapateira.....	28
Tabela 5.8– Caracterização do Subsistema da Bordeira	29
Tabela 5.9– Características de funcionamento do CWs ETAR Bordeira	30
Tabela 5.10 – Caracterização do Subsistema de Maria Vinagre.....	30
Tabela 5.11– Características de funcionamento do CWs ETAR Maria Vinagre.....	31
Tabela 7.1- Eficiências de Remoção das fossas sépticas e dos CWs.....	45
Tabela 7.2- Eficiências de Remoção de SST	47
Tabela 7.3 - Taxas de eficiências de remoção do N_{total} e P_{total}	48

Índice de Figuras

Figura 6.1- Caudal afluyente ETAR do Vale da Telha.....	32
Figura 6.2- Caudal afluyente ETAR de Praia de Odeceixe	33
Figura 6.3- Caudal afluyente ETAR da Carrapateira.....	33
Figura 6.4- Caudal afluyente da ETAR da Bordeira.....	34
Figura 6.5- Caudal afluyente ETAR de Maria Vinagre	34
Figura 6.6- Caudais das ETAR estudadas entre janeiro e julho de 2021	35
Figura 6.7- Concentração de CQO e CBO ₅ total nas ETAR de: a) Vale da Telha; b) Praia de Odeceixe; c) Carrapateira; d) Bordeira; e) Maria Vinagre.....	37
Figura 6.8- Concentração de SST nas ETAR de: a) Vale da Telha; b) Praia de Odeceixe; c) Carrapateira; d) Bordeira; e) Maria Vinagre.....	39
Figura 6.9- Concentração de N_{total} e P_{total} nas ETAR de: a) Vale da Telha; b) Praia de Odeceixe; c) Carrapateira; d) Bordeira; e) Maria Vinagre	42

Figura 6.10- pH nas ETAR de: a) Vale da Telha; b) Praia de Odeceixe; c) Carrapateira; d) Bordeira; e) Maria Vinagre	44
Figura 8.1- Desenho técnico, proposta de projeto para novos CWS. Fonte: <i>Hydrokompass</i> (2021).....	54
Figura 8.2 – Hydrobox: Módulo pré-fabricado em polipropileno reciclado criado pela empresa Hydrokompass (2021).....	55

Lista de Siglas e Abreviaturas

ADN	Ácido Desoxirribonucleico
Afb	Afluente bruto
CBO₅	Carência bioquímica de Oxigênio
CQO	Carência química de Oxigênio
CWSs	Áreas húmidas construídas
DL	Decreto – Lei
Eft	Efluente tratado
ESS	Escoamento de Superfície ou Subsuperfície
ESSH	Escoamento Subsuperficial Horizontal
ESSV	Escoamento Subsuperficial Vertical
ETAR	Estação de tratamento de águas residuais
FSS	Fluxo de Superfície ou Subsuperficial
Hab	Habitantes
Hab.eq	Habitantes Equivalentes
N°	Número
N_{total}	Azoto total
PEAD	Polietileno de alta densidade
P_{total}	Fósforo total
SST	Sólidos suspensos totais
Unid	Unidade
UV	Ultravioleta
VLE Afb	Valor Limite de Emissão Afluente bruto
VLE Eft	Valor Limite de Emissão Efluente Tratado

1 Enquadramento

O crescimento exponencial da população mundial tem conduzido a um aumento da produção de águas residuais urbanas. Estas águas podem conter diferentes compostos os quais, sem o devido tratamento, podem causar problemas ambientais e de saúde pública (Shakir *et al.*, 2017).

A existência de um número importante de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR) com estruturas de macrófitas na região do Algarve e a necessidade de investigar quais e como as condições estruturais deste tipo de sistemas influenciam a qualidade do efluente final, levaram a este trabalho.

Este trabalho enquadra-se no âmbito do Mestrado em Ciclo Urbano da Água, ministrado pelo Instituto Superior de Engenharia da Universidade do Algarve. Esta pesquisa teve o consentimento e apoio da entidade gestora Águas do Algarve, S.A., e da empresa exploradora das ETAR em estudo *BeWater*.

2 Objetivos

Este trabalho pretende avaliar o desempenho de áreas húmidas construídas (CWs) com diferentes características estruturais, no tratamento de águas residuais domésticas, usando cinco ETAR localizadas no município de Aljezur, Sul de Portugal.

Pretende-se discutir a eficiência de cada um das CWs, considerando a seleção de plantas e substratos e os parâmetros operacionais que otimizam o tratamento de águas residuais de pequenos aglomerados urbanos. Além disso, pretende-se fornecer informações sobre as vantagens da aplicação destes sistemas para o tratamento de efluentes.

Com este trabalho pretende-se ainda propor medidas de melhoria em projetos de CWs que poderão ser incorporadas para atingir os padrões de qualidade da água desejados. Os resultados deste trabalho podem ser usados para estabelecer os fatores que afetam o desempenho do tratamento dos CWs e formular diretrizes para melhorar os processos de tratamento.

3 Metodologia

Inicialmente foi feita uma vasta revisão bibliográfica científica sobre a definição, classificação, aplicação e componentes estruturais dos CWs atuais no tratamento de efluentes domésticos e identificados os principais factores que condicionam a eficiência destes sistemas. Foi feita uma pesquisa exaustiva para avaliar as características estruturais como tamanho da área, tipo de vegetação, substrato e os aspectos do tratamento primário, como condicionantes da eficácia dos tratamentos e o desempenho associado.

Neste trabalho analisou-se a eficiência de tratamento de cinco ETAR do concelho de Aljezur, a ETAR do Vale da Telha, ETAR da Praia de Odeceixe, ETAR da Carrapateira, ETAR da Bordeira e ETAR de Maria Vinagre, com o propósito de investigar a remoção dos parâmetros azoto total (N_{Total}), fósforo total (P_{Total}), carência química de oxigénio (CQO), carência bioquímica de oxigénio (CBO_5) e sólidos suspensos totais (SST).

Para a determinação quantitativa do N_{Total} foram usados kit's Hach Lange (LCK 238; LCK 338) e do P_{Total} kit's da Hach Lange (LCK 348; LCK 350) ambos com diferentes concentrações. A determinação do SST foi feita através do método de filtração com filtros de fibra de vidro de 1,2 μm , secagem a 105°C e pesagem. O CQO foi obtido através do método de espectrofotometria de absorção molecular, onde foi utilizado kit's da Hach Lange (LCK 314; LCK 514; LCK 014) com diferentes concentrações. A determinação do CBO_5 foi feita através do método respirométrico, com o sistema de medição OxiTop a 20°C \pm 1°C ao abrigo da luz com adição de um inibidor de nitrificação. Os kits utilizados para a determinação dos parâmetros foram previamente validados laboratorialmente em trabalhos anteriores e são também, os mesmos utilizados no laboratório acreditado da entidade gestora em alta (Águas do Algarve, S.A.). A medição do pH foi feita através do método potenciométrico com um medidor de bancada, aplicado a valores compreendidos entre a escala de 0 – 14 a 25°C. Estas análises foram realizadas pelo laboratório da entidade gestora em baixa do município de Aljezur, onde o banco de dados dispõe de amostragens trimestrais durante um período de 5 anos, e foram interpretados e analisados no presente trabalho.

Assim, foram determinadas as remoções desses parâmetros, e analisadas as características

do meio filtrante e de enchimento utilizado nas áreas húmidas construídas, as particularidades dos tratamentos primários que os antecedem e as características do caudal afluente de cada ETAR, a fim de investigar a influência destas características na qualidade do efluente final.

4 Revisão Bibliográfica

4.1 Áreas húmidas construídas

As fito-ETAR são estações de tratamento de águas residuais onde são utilizadas plantas e microorganismos em associação para melhorar a qualidade da água. Estas unidades são essencialmente utilizadas em situações onde não existe rede de saneamento ou a instalação de ETAR convencionais é incomportável devido aos elevados custos monetários, de manutenção e ambientais (Figueiredo, 2019). Estes sistemas naturais são projetados para actuarem, em um meio semi-controlado, consoante as características específicas das áreas húmidas naturais.

As áreas húmidas construídas (CWs) são sistemas definidos como áreas inundadas ou saturadas por águas superficiais ou subterrâneas que suportam a prevalência de vegetação tipicamente adaptada para a vida em condições de solo saturado. Estas áreas são compostas por uma ou mais células de tratamento num ambiente parcialmente controlado, projetado e construído para o tratamento de águas residuais, classificados como fito-ETAR (USEPA, 1999).

A construção de áreas húmidas artificiais para o tratamento de águas residuais tem-se desenvolvido rapidamente nas últimas décadas e representa hoje uma alternativa de tratamento amplamente aceite e cada vez mais comum, dado que esses sistemas híbridos construídos fornecem um método de tratamento de baixo custo e ambientalmente aceitável (Hadad *et al.*, 2006).

Estes sistemas oferecem uma alternativa quando comparado com os sistemas de tratamento convencionais, especialmente para pequenas comunidades e locais remotos (Wu *et al.*, 2010). Os CWs diferem dos tratamentos convencionais como o processo de lamas ativadas, biorreatores ou tecnologia de membrana que costumam ser mais caras e exigem mão-de-obra especializada, e por essas razões, não são adequados para aplicação generalizada em áreas rurais (adaptado de Chen *et al.*, 2014). Assim, a escolha de sistemas alternativos para o tratamento de águas residuais menos onerosos e dispendiosos são de extrema relevância, especialmente para pequenas comunidades rurais. Esta tecnologia tem atraído crescente interesse nas últimas décadas no contexto de pequenas comunidades com menos de 2.000 equivalentes populacionais (Puigagut *et al.*, 2007).

A tabela 4.1 indica as principais vantagens e desvantagens dos CWs.

Tabela 4.1 - Vantagens e desvantagens do tratamento de efluentes por CWs

Vantagens	Desvantagens	Autores
Baixo custo de operação e manutenção.	Pode ocorrer o fenómeno da colmatação e saturação do leito.	Koskiaho <i>et al.</i> , (2003); Knowles <i>et al.</i> , (2011).
Proporcionam um ambiente de boa aparência.	As plantas são influenciadas pelas épocas vegetativas e não vegetativas (sazonalidade).	Mietto <i>et al.</i> , (2013); Pappalardo <i>et al.</i> , (2017); Ávila <i>et al.</i> , (2013).
Ameaça mínima aos corpos d'água a jusante.	Áreas de topografia com declives acentuados dificultam o escoamento.	Melbourne (2005); Oliveira, (2008).
Metais e metaloides são removidos pela absorção das plantas.	Pode ocorrer a proliferação de mosquitos na superfície livre.	Paulo <i>et al.</i> , (2013); Parde <i>et al.</i> , (2021).
Utilizada para tratar diversos tipos de águas residuais.	É necessário realizar a poda regularmente, pois há produção de biomassa.	Koskiaho <i>et al.</i> , (2003); Parde <i>et al.</i> , (2021).
Prevenção de inundações e controle da erosão da linha Costeira.	Pode haver mudança na coloração das plantas ao longo do leito.	Farooqi <i>et al.</i> , (2008); Mietto <i>et al.</i> , (2015).
Boa eficiência na remoção de metais traço e matéria orgânica.	Cada espécie tem diferentes taxas de remoção de poluentes.	El-Sheikh <i>et al.</i> , (2010); Vymazal, (2005).

4.2 Macrófitas

As macrófitas são plantas aquáticas, providas de rizomas, reconhecidas pela capacidade de redução das concentrações de azoto e fósforo em águas residuais urbanas (Wu *et al.*, 2010). Estas plantas têm um elevado potencial de tratamento e promovem inúmeros benefícios, incluindo a capacidade de operar com energia solar ambiente, aumentar a capacidade de tratamento ao longo do tempo, produzir oxigénio e consumir dióxido de carbono da atmosfera (Bitton, 2005).

As macrófitas têm sido usadas para compor os CWs de forma eficaz, devido principalmente à sua capacidade de absorção de nutrientes, simplicidade, baixo custo de construção,

operação e manutenção, baixo gasto de energia, estabilidade do processo, boa eficiência de remoção de contaminantes e fornecem habitats para a vida selvagem (Metacalf & Eddy, 1991).

Os efeitos mais importantes das macrófitas em relação aos processos de tratamento de águas residuais são proporcionados pelos tecidos vegetais que dão origem ao efeito de filtração e fornecem área de superfície para os microrganismos aderidos (Shah *et al.*, 2014). Para além disso, as plantas presentes nos CWs libertam oxigénio durante o processo de fotossíntese ou por transporte direto da atmosfera através de seus caules e raízes para a rizosfera (Zhang *et al.*, 2015).

A remoção de poluentes por macrófitas pode ocorrer por meio de uma série de processos, incluindo sedimentação, filtração, absorção, adsorção, formação de compostos sólidos, reação mediada por microrganismos ou através da remoção completa pela planta (Shah *et al.*, 2014). O biofilme microbiano associado às raízes das plantas são os principais elementos no mecanismo de purificação da água em áreas húmidas, utilizam processos complexos envolvendo mecanismos físicos, químicos e biológicos para a remoção de vários contaminantes e melhorar a qualidade da água (Hadad *et al.*, 2006; Li & Li, 2009; Zhang *et al.*, 2016).

As bactérias formadoras do biofilme são desenvolvidas por meio do processo de proliferação, onde através da libertação de oxigénio e exsudatos, são criados substratos que auxiliam na colonização desses organismos nas raízes das plantas (Zhang *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2014). Dessa forma, ao longo da vegetação presente nos CWs, o desempenho desses sistemas depende, entre outros fatores, do metabolismo da comunidade microbiana presentes nos rizomas.

Vymazal (2011) classificou os sistemas de CWs de acordo com três critérios, com base na hidrologia (fluxos de superfície ou subsuperfície, FSS), no tipo de espécie das plantas (emergente, submersa ou flutuante) e no caminho do escoamento (horizontal ou vertical). Em áreas húmidas de escoamento superficial (ESS), as águas residuais fluem através de uma bacia rasa plantada com macrófitas emergentes e submersas. Esses tipos de sistemas são explorados principalmente para o tratamento terciário ou estágio de polimento e também em vários casos de poluição difusa (Masi *et al.*, 2007).

As áreas húmidas construídas com o sistema ESS são muito utilizadas por todo o mundo. Os CWs consistem numa população de macrófitas emergentes, plantadas num meio poroso

(normalmente cascalho ou areia), através da qual as águas residuais percolam através das camadas do meio filtrante, para efetuar o tratamento da água (Vymazal, 2009).

Os sistemas de fluxo sub-superficial horizontal têm demonstrando uma redução ótima da concentração de poluentes (60,7 – 80,7 % para a CBO₅, 63,2 % para a CQO, 39,0 % para o Azoto total (N_{total}) e 40,9% para o fósforo total (P_{total}) (Vymazal & Kröpfelová, 2015; Oopkaup *et al.*, 2016; Toro-Vélez *et al.*, 2016; Vymazal, 2009)).

A remoção do azoto ocorre principalmente por meio de nitrificação e desnitrificação, enquanto outros processos incluem adsorção e assimilação em biomassa microbiana e vegetal (Trang *et al.*, 2010). O fósforo é removido por meio de adsorção e precipitação mediada biologicamente e quimicamente (Rai *et al.*, 2015). Os sólidos totais dissolvidos (SST) são removidos principalmente por meio de processos físicos, como filtração, sedimentação e degradação microbiana no meio de enchimento ou substrato (Kadlec & Wallace, 2009; Abou-Ellela *et al.*, 2013).

As características físicas das raízes da planta e a absorção de nutrientes realizadas por ela são interdependentes. Em geral, as raízes filtram as partículas presentes na água, os nutrientes são absorvidos pelas raízes e acumulados ou aprisionados na zona radicular e nas partes aéreas (Ladislav *et al.*, 2015). Os mecanismos de remoção de coliformes fecais incluem os mesmos processos físicos (filtração, sedimentação e radiação ultravioleta), químicos (adsorção e oxidação) e biológicos (ingestão por nematóides e protozoários, morte natural) (Weerakoon *et al.*, 2013).

Da mesma forma, os poluentes orgânicos são degradados pelos microrganismos da rizosfera e podem ser acumulados na biomassa da vegetação ou degradados por bactérias endofíticas que habitam no interior das plantas (Hussain *et al.*, 2019). As raízes atuam essencialmente como filtros e removem a matéria particulada em suspensão da água. Assim, quanto mais densas forem as raízes, mais eficaz será a filtração e a absorção dos nutrientes. Para além disto, as substâncias bioativas libertadas pela zona radicular são capazes de equilibrar o pH da água e aumentar o conteúdo húmico, resultando na adsorção e precipitação dos poluentes na forma de material solúvel (Chen *et al.*, 2016).

As raízes fornecem o oxigénio necessário aos microrganismos responsáveis pela degradação aeróbia da matéria orgânica. A biodegradação da matéria orgânica em nutrientes ocorre quando esta entra em contacto com o biofilme (Ahsan *et al.*, 2017). Da

mesma forma, os compostos de carbono são assimilados nas raízes e pelas colônias microbianas que auxiliam na redução da CQO, CBO₅ e dos compostos orgânicos (Afzal *et al.*, 2013). A remoção dos poluentes ocorre essencialmente em condições aeróbias (Ijaz *et al.*, 2016; Van de Moortel *et al.*, 2010). A elevada eficiência de remoção nos CWs dos sistemas FSS para estes parâmetros provém da baixa velocidade de escoamento e da vasta área de superfície de contacto do substrato sobre a qual a água flui (USEPA, 2000).

Shah *et al.*, (2014) avaliaram o desempenho das macrófitas aquáticas no tratamento de águas residuais municipais, demonstrando que os compostos orgânicos decantáveis foram rapidamente removidos no sistema experimental por condições quiescentes, deposição e filtração. Os resultados mostraram que o crescimento microbiano foi responsável pela remoção da matéria orgânica solúvel com remoção média de CBO₅ entre 50 e 61 %. Da mesma forma, para o parâmetro CQO, houve uma redução média de 50,61 % em relação à concentração inicial do afluente bruto. Este estudo confirmou o alto desempenho na remoção de matéria orgânica de macrófitas aquáticas principalmente por causa do sistema radicular bem desenvolvido das espécies utilizadas e da relação simbiótica entre os microrganismos e as plantas.

4.3 Componentes do Sistema de CWs

4.3.1 Substrato ou Meio de Enchimento

Fundamentalmente, os CWs são preenchidos com substrato e macrófitas, por onde passam as águas residuais. Os CWs utilizam os atributos das macrófitas para transferir oxigénio do ambiente para os substratos que causam o crescimento microbiano ao redor das raízes, formando biofilme que, por sua vez, promovem a quebra dos contaminantes presentes nas águas residuais (Vymazal, 2014).

Os substratos, conhecidos como meios de enchimento ou de suporte, são um dos principais componentes em CWs e têm um papel fundamental no desempenho das ETAR, pois contribuem para a simbiose entre as plantas e microrganismos, promovem a formação de biofilmes, e melhoraram a eficiência dos processos envolvidos na adsorção, absorção, sedimentação e filtração (Zhang *et al.*, 2014). Portanto, a escolha de substratos adequados, considerando cada camada, e a porosidade dos materiais podem ter um impacto positivo na remoção de contaminantes.

Os biofilmes são componentes de uma matriz extracelular composta por biopolímeros polissacarídeos, proteínas e ADN (Branda *et al.*, 2005). A natureza dos biofilmes e das matrizes associadas depende do tipo de substrato e das condições de crescimento das raízes. A diversidade das espécies das bactérias do meio determina as funções da matriz. As bactérias formadoras de biofilme são relatadas como diversas e característica de cada espécie de macrófitas (Shahid *et al.*, 2020).

Os biofilmes têm um papel fundamental na assimilação dos ciclos biogeoquímicos e na dinâmica de um processo ecossistêmico. As plantas aquáticas são um excelente substrato para o estabelecimento, crescimento e desenvolvimento de biofilmes. Essas plantas liberam oxigênio, bactérias essenciais ligadas às raízes e estimulam o ciclo do azoto na rizosfera (Battin *et al.*, 2003; Zhang *et al.*, 2016).

Em CWs, a escolha dos materiais do substrato é flexível e o material de baixo custo disponível localmente pode ser utilizado conforme a granulometria, textura, condutividade hidráulica e porosidade (Wu *et al.*, 2015). As propriedades fundamentais de um substrato são fornecer a coexistência de espaço aeróbio e anóxico/anaeróbio dentro da matriz para garantir a nitrificação, desnitrificação e remoção de substâncias orgânicas, além de uma fonte interna de carbono para o metabolismo de desnitrificação mais eficiente em águas residuais (Saeed & Sun, 2013).

Wang *et al.*, (2019) recentemente desenvolveram um modelo para classificar os substratos usados nos CWs com base no custo, disponibilidade, reutilização e capacidade de remoção de contaminantes. Nesta classificação, os materiais naturais e os resíduos agrícolas e industriais foram classificados como substrato mais adequado e de baixo custo em comparação com os materiais artificiais.

Yang *et al.*, (2018) abordaram os substratos de CWs com base nos mecanismos de purificação da água, como sedimentação física, filtração, troca iônica, adsorção, absorção, degradação microbiana, transformação e bioimobilização no substrato. Nesta pesquisa os autores concluíram que estes processos ocorrem em simbiose, através do metabolismo da planta em associação com o seu sistema radicular.

Os parâmetros físicos do substrato, como distribuição de tamanho de partículas, espaços de poros intersticiais, tamanhos de partícula eficazes, graus de irregularidade e o coeficiente de permeabilidade são fatores importantes que influenciam o sistema de tratamento nos CWs

(Ebrahim *et al.*, 2020). As propriedades químicas que afetam principalmente a eficiência de remoção de nutrientes incluem capacidade de troca catiônica, pH e matéria orgânica. O pH do substrato afeta diretamente a disponibilidade e retenção de nutrientes ou metais pesados. Isto ocorre pois os metais pesados são mais móveis em condições ácidas, assim, com a diminuição do pH o íon H^+ compete com os metais pelos sítios de troca, todavia, o aumento do pH reduz sua disponibilidade, pois as cargas negativas originadas pela desprotonação dos componentes do solo tendem a ser balanceadas pelos metais. Outro fator que colabora para a diminuição da disponibilidade de alguns metais pesados em altos valores de pH é a formação de precipitados insolúveis como hidróxidos, carbonatos e complexos orgânicos (Impellitteri *et al.* (2001) - Citado por Domingues, Thabata (2009)). A capacidade de troca catiônica do substrato é responsável pela capacidade de ligação ou retenção de nutrientes a ele (Kataki *et al.*, 2021).

Os meios de enchimento mais utilizados em CWs são constituídos por material natural, como gravilha, areia, brita, argila e cascalho como filtros tradicionais. Entretanto, para alcançar melhores resultados no funcionamento dos CWs, diversos tipos de meios de enchimento podem ser utilizados, como bagaço da cana-de-açúcar, pó de ferro, areia de silte, casca de arroz, turfa de coco, tijolos reciclados, pedras, agregado de argila expandido de peso leve, serragem, carvão ativado, entre outros (Saeed *et al.*, 2012; Saba *et al.*, 2014; Yazdania & Golestanib, 2019; Saeed *et al.*, 2014; Mesquita *et al.*, 2013; Kadaverugu *et al.*, 2016; Eljamal *et al.*, 2013; Witthayaphirom *et al.*, 2020: citado por Parde *et al.*, 2020).

Papaevangelou *et al.*, (2016) investigaram sobre os fatores que afetam o desempenho dos substratos, e concluíram que os componentes e o tempo de retenção hidráulico estão entre os principais fatores que afetam a eficiência de remoção desses sistemas. Trang *et al.*, (2010) relataram que o desempenho destes sistemas é, também, influenciado pelo tamanho da área de superfície, taxas de escoamento hidráulico, tipo de vegetação e condições climáticas.

4.3.2 Plantas

As plantas desempenham um papel importante nos CWs por absorver poluentes, nomeadamente os metais, movendo o oxigênio através de suas raízes para o fundo das áreas húmidas de tratamento, fornecendo um meio abaixo da superfície da água que permite a fixação de microrganismos e contribuindo para a remoção de poluentes (Batool & Saleh,

2020).

A seleção de espécies tem grande influência no processo de remoção de contaminantes. Esta seleção depende da sua disponibilidade local, da natureza dos poluentes e do clima da região. Algumas plantas comumente utilizadas e referenciadas em diversos estudos são dos géneros *Carna*, *Typha*, *Phragmites* e *Cyperus* (Dias *et al.*, 2020). As espécies *T. latifolia* e *P. australis* são duas das plantas mais comumente utilizadas em CWS, tendo propriedades de hiper acumulação de diferentes tipos de metais (Zhang *et al.*, 2014).

As espécies das plantas selecionadas devem ser nativas, facilmente disponíveis, não invasivas, perenes, capazes de se desenvolver num ambiente hidropónico com um extenso sistema radicular e hidrófito (Wang, 2014). A aplicação de espécies invasoras não é recomendada, pois poderá resultar em danos ao ecossistema, e o custo final da restauração do leito poderá suprimir os benefícios obtidos na remoção de poluentes (Barco & Borin, 2017).

As características ideais para as espécies de plantas em sistemas FSS são o seu crescimento robusto, comprimento do caule, sistema radicular extenso e grande espaço intercelular nas suas raízes. Plantas com raízes fibrosas e relativamente finas têm um melhor desempenho na remoção do azoto total, e plantas com alta biomassa total de raízes têm um melhor desempenho na remoção de amónia (Shadid *et al.*, 2020).

Quando a concentração de nutrientes na matriz do solo diminui, o excesso de nutrientes na água é transferido para o solo (Xing *et al.*, 2020). Portanto, diferentes combinações de plantas têm diferentes processos de equilíbrio dinâmico, o que acaba levando a diferentes caminhos de transporte de nutrientes. A partir desta definição, entende-se que uma espécie de planta com alto rendimento de biomassa e concentração de nutrientes terá grande potencial para absorção e armazenamento de nutrientes e contaminantes das águas residuais.

Lamers *et al.*, (2013) concluíram que o desenvolvimento da raiz das plantas nos CWs depende de vários fatores, como a espécie, idade, vigorosidade, tipo de planta, concentração de nutrientes do afluente, clima, natureza dos poluentes, condições redox, as características do meio de crescimento e substrato orgânico utilizado.

A tabela 4.2 demonstra algumas das espécies de plantas mais utilizadas em CWs e as suas

taxas de eficiência de remoção para os diversos nutrientes e contaminantes que constituem as águas residuais urbanas.

Tabela 4.2 Espécies de plantas utilizadas e a capacidade de remoção em CWs

Espécie de Planta	Capacidade de Remoção	Autores
<i>Typha latifolia</i>	CQO: 34 %, SST: 82 %, N _{total} : 14 %, P _{total} : 35 %.	Tilak <i>et al.</i> , (2016).
<i>Juncus effusus</i>	83 – 96 % remoção de Ferro por oxidação.	Decamp & Warren (2000)
<i>Phragmites</i> sp.	CQO, CBO ₅ , e turvação: 85,33 %, 89,9 %, 66,02 %, respectivamente; Capacidade muito alta para remover <i>Escherichia coli</i> e <i>Enterococcus</i>	Zhang <i>et al.</i> , (2016); Ahmed <i>et al.</i> , (2008).
<i>Typha latifolia</i>	CQO 80,95 %, SST 59 %, CBO ₅ 80,95 %, sulfatos 66,28 %, fosfatos 80,58 % e 54,13 % cloretos.	Kataki <i>et al.</i> , (2021).
<i>Phragmites carca</i>	SST 81 %, CBO ₅ 89 %, <i>Enterococcus</i> 97 %.	Ahmed <i>et al.</i> , (2008).
<i>Echinodorus palaefolius</i>	Muito eficiente na remoção de nitratos, fosfatos e SST.	Perdana <i>et al.</i> , (2018).
<i>Plectranthus amboinicus</i>	Mais de 82 % para contaminantes emergentes: dodecilsulfato de sódio, propilenoglicol e trimetilamina.	Ramprasad <i>et al.</i> , (2017).

5 Apresentação do Caso de Estudo

Foram investigados os processos de tratamento de cinco ETAR com estruturas de CWs, precedidas de fossa séptica como tratamento primário. As cinco instalações estão afetas ao subsistema de saneamento localizadas no concelho de Aljezur, Sul de Portugal. Abaixo estão descritas as informações estruturais de cada ETAR, obtidas através dos manuais de exploração, cuja principal função é garantir a correta exploração e o cumprimento da legislação e normas aplicadas às instalações.

O laboratório processual do prestador de serviço é responsável pelo controlo analítico dos efluentes para efeitos de gestão e exploração das infraestruturas. Os resultados analíticos do

afluente e efluente são utilizados para o autocontrolo das instalações e são concordantes com os dados da entidade gestora em alta. Para este trabalho serão utilizados dados num período de 5 anos. A tabela 5.1 apresenta o Plano de Controlo Analítico realizado para as cinco ETAR objeto de estudo.

Tabela 5.1- Plano controlo analítico fase líquida

Parâmetros	Afluente Bruto	Fossa Séptica	Efluente Final
	Entrada	Saída	Saída
	Composta	Pontual	Pontual
Temperatura	Trimestral	Trimestral	Trimestral
pH	Trimestral	Trimestral	Trimestral
SST	Trimestral	Trimestral	Trimestral
CQO total	Trimestral	Trimestral	Trimestral
CBO ₅ total	Trimestral	Trimestral	Trimestral
N _{total}	Trimestral	-	Trimestral
P _{total}	Trimestral	-	Trimestral

Fonte: Manual interno de exploração das ETAR, cedido pelas Águas do Algarve e *Be Water*.

5.1 ETAR do Vale da Telha

A ETAR de Vale da Telha localiza-se junto à margem direita do Barranco do Porto. O seu arranque inicial ocorreu em 2011, tendo como ano horizonte de projecto 2029 e 12 670 habitantes equivalentes (hab. eq). As características deste subsistema de saneamento estão sintetizadas na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 – Caracterização do Subsistema do Vale da Telha

Subsistema de Saneamento de Vale da Telha		
ETAR	Horizonte do projeto	2029
	População servida (hab.)	500
	Tipo de tratamento	CWs
	Nível de tratamento	Secundário
	Caudal máximo diário (m ³ /dia)	75
	Meio receptor	Barranco do Porto

Fonte: Manual interno de exploração das ETAR, cedido pelas Águas do Algarve e *Be Water*.

A ETAR foi dimensionada para tratar as águas residuais domésticas da povoação envolvente, com capacidade máxima mensal de tratamento de 2 250 m³/mês. De acordo com o tipo de tratamento implementado, a ETAR apresenta uma capacidade máxima de tratamento de 75 m³/dia para uma carga contaminante de 400 mg/L O₂ de CBO₅/dia.

A ETAR de Vale da Telha é composta por uma obra de entrada, seguida de uma fossa séptica e um CWs. As águas residuais a tratar na ETAR de Vale da Telha afluem a esta instalação de forma gravítica. O tratamento preliminar das águas residuais é efetuado na obra de entrada, composta por uma grade manual, e destina-se à remoção dos materiais grosseiros que afluem à ETAR que podem prejudicar a eficiência do tratamento e/ou danificar alguns equipamentos. A tabela 5.3 apresenta as características do CWs da ETAR.

Tabela 5.3 – Características de funcionamento do CWs ETAR Vale da Telha

PARÂMETROS		UNIDADES	CARACTERÍSTICAS
N.º de CWs		-	1
Capacidade máxima (habitantes)		-	500
Área superficial total		m ²	1039
Área específica		m ² /hab	2,08
Carga hidráulica superficial		m ³ /m ² .dia	0,07
Tempo de retenção hidráulico ao caudal médio diário		dias	4,4
Dimensões	Comprimento	m	46
	Largura	m	23
	Altura útil	m	0,80
Substrato	Tela impermeável	-	PEAD
	Argila	cm	≥40
	Brita n.º 5	m	0,25
	Areão	m	0,40
	Terra vegetal	m	0,15
Vegetação	<i>Phragmites australis</i>	unid/m ²	5

Fonte: Manual interno de exploração das ETAR, cedido pelas Águas do Algarve e *Be Water*.

5.2 ETAR da Praia de Odeceixe

A ETAR da Praia de Odeceixe localiza-se na freguesia de Odeceixe, Concelho de Aljezur, junto à margem esquerda do afluente da Ribeira de Seixe. O seu arranque ocorreu em 1999 tendo como ano horizonte de projecto 2012 e 400 hab. eq. A ETAR foi dimensionada para tratar as águas residuais domésticas da povoação envolvente, com capacidade máxima de

tratamento de 80 m³/dia, tratando uma carga contaminante máxima de 98 mg/L O₂ de CBO₅/dia. A caracterização do subsistema de saneamento da Praia de Odeceixe está sintetizada na tabela 5.4.

Tabela 5.4– Caracterização do Subsistema da Praia de Odeceixe

Subsistema de Saneamento da Praia de Odeceixe		
ETAR	Horizonte do projecto	2012
	População servida (hab.)	400
	Tipo de tratamento	CWs
	Nível de tratamento	Secundário
	Caudal médio diário (m ³ /dia)	80
	Meio receptor	Afluente da Ribeira de Seixe

Fonte: Manual interno de exploração das ETAR, cedido pelas Águas do Algarve e *Be Water*.

A tabela 5.5 sintetiza as características do Cws da ETAR Praia de Odeceixe.

Tabela 5.5– Características de funcionamento do Cws ETAR da Praia de Odeceixe

PARÂMETROS		UNIDADES	CARACTERÍSTICAS
N.º de Cws		-	1
Capacidade Máxima (habitantes)		-	400
Área total por habitante		m ²	2,50
Substrato	Tela impermeável	-	PEAD
	Diâmetro	mm	1,5 a 2
	Cascalho 30/60 mm	m	0,20
	Cascalho 8/15 mm	m	0,10
	Terra vegetal	m	0,40
Vegetação	1.ª faixa - Sumaúma e “foguetes”	m	12,50
	2.ª faixa - Caniço com alguns bambus (5/m ²)	m	12,50
	3.ª faixa - Juncos	m	12,50
	4.ª faixa - Caniços	m	12,50
	Periferias: Lírios e/ou Lilases	-	-

Fonte: Manual interno de exploração das ETAR, cedido pelas Águas do Algarve e *Be Water*.

A água residual depois de sofrer tratamento primário é descarregada numa das extremidades do Cws, em 3 pontos diferentes, criando um fluxo horizontal que percorre o Cws no sentido longitudinal, sendo recolhida na extremidade oposta num conjunto de

drenos instalados no fundo do sistema perpendicularmente ao escoamento.

5.3 ETAR da Carrapateira

A ETAR Carrapateira foi dimensionada para uma capacidade máxima de tratamento de 78 m³/dia. A instalação foi projetada para 500 hab. eq., com tratamento de nível secundário. A tabela 5.6 indica as características da ETAR em apreço.

Tabela 5.6– Caracterização do Subsistema da Carrapateira

Subsistema da Carrapateira		
ETAR	Horizonte do projeto	2025
	População	500 Hab. Eq.
	Tipo de tratamento	CWs
	Nível de tratamento	Secundário
	Caudal máximo diário (m ³ /dia)	78
	Meio receptor	Afluente à Ribeira da Vaga

Fonte: Manual interno de exploração das ETAR, cedido pelas Águas do Algarve e *Be Water*.

A tabela 5.7 a seguir sintetiza as características de funcionamento do Cws da ETAR da Carrapateira.

Tabela 5.7– Características de funcionamento do Cws ETAR da Carrapateira

Parâmetros	Unidades	Características
Nº de Cws	-	2
Largura	m	17
Comprimento	m	34
Profundidade da camada porosa	m	0,65
		0,15 – 0,25 m de gravilha
		0,40 -0,60 m de areão
		0,10 m de terra vegetal
Diâmetro do material	mm	3 - 10 mm para o areão 20 -40 mm para a gravilha
Porosidade	m ³ vazio/m ³	0,4
Área superficial	m ²	562
Caudal afluente	m ³ /dia	39
Tempo de retenção hidráulico	dias	4

Fonte: Manual interno de exploração das ETAR, cedido pelas Águas do Algarve e *Be Water*.

O tratamento secundário é realizado em duas linhas de tratamento de fluxo sub-superficial, dispostos em paralelo. Os CWs contêm um meio filtrante, com uma profundidade de 0,65 m, constituído por: 0,15 a 0,25 m de gravilha, 0,40 a 0,60 m de areão e cerca de 0,10 m de terra vegetal.

5.4 ETAR da Bordeira

A ETAR da Bordeira localiza-se na freguesia da Bordeira, junto à margem esquerda do Barranco do Canal. O seu arranque ocorreu em 1999 tendo como ano horizonte de projecto 2012 e 250 hab. eq. A ETAR foi dimensionada para uma capacidade máxima de tratamento de 120 m³/mês, tratando uma carga contaminante máxima de 202 mg/L O₂ de CBO₅/dia. A caracterização deste Subsistema de Saneamento está sintetizada na Tabela 5.8.

Tabela 5.8– Caracterização do Subsistema da Bordeira

Subsistema de Saneamento da Bordeira		
ETAR	Horizonte do Projecto	2012
	População servida	250
	Tipo de Tratamento	CWs
	Nível de Tratamento	Secundário
	Caudal médio diário (m ³ /dia)	50
	Meio Recetor	Barranco do Canal

Fonte: Manual interno de exploração das ETAR, cedido pelas Águas do Algarve e *Be Water*.

A água residual, depois de sofrer tratamento primário é descarregada numa das extremidades do CWs, criando um fluxo horizontal que percorre a área no sentido longitudinal, sendo descarregada na extremidade oposta. O CWs contém um meio filtrante, com uma profundidade aproximadamente de 0,70 m, e é constituído por gravilha de diâmetros diferentes e terra vegetal.

A Tabela 5.9 apresenta as principais características de funcionamento do CWs da ETAR da Bordeira.

Tabela 5.9– Características de funcionamento do CWs ETAR Bordeira

PARÂMETROS		UNIDADES	CARACTERÍSTICAS
N.º de CWs		-	1
Capacidade Máxima (habitantes)		-	250
Área total por habitante		m ²	3
Substrato	Tela impermeável	-	PEAD
	Diâmetro	mm	1,5 a 2
	Cascalho 30/60 mm	m	0,20
	Cascalho 8/15 mm	m	0,10
	Terra vegetal	m	0,40
Vegetação	1.ª faixa - Sumáuma e “foguetes”	m	12,50
	2.ª faixa - Caniço com alguns bambus (5/m ²)	m	12,50
	3.ª faixa - Juncos	m	12,50
	4.ª faixa - Caniços	m	12,50
	Periferias: Lírios e/ou Lilases	-	-

Fonte: Manual interno de exploração das ETAR, cedido pelas Águas do Algarve e *Be Water*.

5.5 ETAR Maria Vinagre

A ETAR de Maria Vinagre localiza-se na freguesia do Rogil, junto à margem esquerda do Barranco de Maria Vinagre. O seu arranque ocorreu em 1999 tendo como ano horizonte de projecto 2012 e 500 hab. eq. A ETAR possui uma capacidade máxima de tratamento de 100 m³/dia, tratando uma carga contaminante máxima de 246 mg/L O₂ de CBO₅/dia. A caracterização do subsistema de saneamento de Maria Vinagre está sintetizada na Tabela 5.10.

Tabela 5.10 – Caracterização do Subsistema de Maria Vinagre

Subsistema Saneamento de Maria Vinagre		
ETAR	Horizonte do Projecto	2012
	População servida	500
	Tipo de Tratamento	CWs
	Nível de Tratamento	Secundário
	Caudal médio diário (m ³ /dia)	100
	Meio Receptor	Barranco de Maria Vinagre

Fonte: Manual interno de exploração das ETAR, cedido pelas Águas do Algarve e *Be Water*.

O processo de tratamento da ETAR de Maria Vinagre compreende as seguintes etapas e operações unitárias, distribuídas por uma fossa séptica e um CWs de fluxo sub- superficial. A Tabela 5.11 apresenta as principais características do CWs.

Tabela 5.11– Características de funcionamento do CWs ETAR Maria Vinagre

PARÂMETROS		UNIDADES	CARACTERÍSTICAS
N.º de CWs		-	1
Capacidade Máxima (habitantes)		-	500
Área total por habitante		m ²	3,75
Substrato	Tela impermeável	-	PEAD
	Diâmetro	mm	1,5 a 2
	Cascalho 30/60 mm	m	0,20
	Cascalho 8/15 mm	m	0,10
	Terra vegetal	m	0,40
Vegetação	1.ª faixa - Sumaúma e “foguetes”	m	15
	2.ª faixa - Caniço com alguns bambus (5/m ²)	m	15
	3.ª faixa - Juncos	m	15
	4.ª faixa - Caniços	m	15
	Periferias: Lírios e/ou Lilases	-	-

Fonte: Manual interno de exploração das ETAR, cedido pelas Águas do Algarve e *Be Water*.

A entrada de água residual no CWs efetua-se na superfície, onde após passar pela fase do tratamento primário é descarregada numa das extremidades do CWs, criando um fluxo horizontal que percorre a área no sentido longitudinal, sendo recolhida na extremidade oposta num conjunto de drenos instalados no fundo perpendicularmente ao escoamento. O CWs contém um meio filtrante, com uma profundidade aproximadamente de 0,70 m, constituído por gravilha de diâmetros diferentes e terra vegetal.

6 Resultados

Nas Figuras 6.1 a 6.10 são apresentados os resultados dos caudais afluentes e da remoção de contaminantes das ETAR em estudo. São apresentadas as concentrações de contaminantes à entrada (afluente bruto), após o tratamento primário (efluente secundário) e à saída (efluente final).

6.1 Caudais afluentes

As figuras 6.1 a 6.6 apresentam os caudais afluentes das ETAR estudadas ao longo do período em análise, compreendido entre os anos de 2015 a 2021. As ETAR do Vale da Telha e da Carrapateira têm o caudal determinado através da leitura de caudalímetros eletromagnéticos. Nas ETAR de Praia de Odeceixe, Bordeira e Maria Vinagre que não possuem caudalímetro, o caudal afluente é estimado através das horas trabalhadas pelas bombas e do caudal característico de cada grupo elevatório.

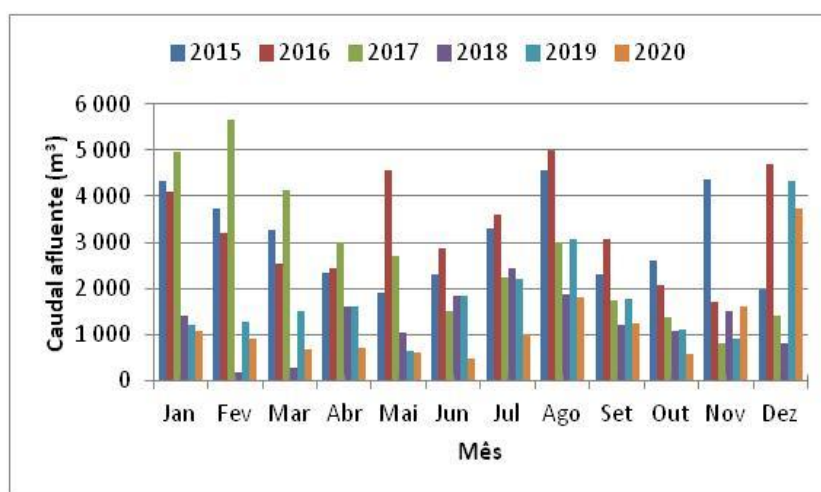


Figura 6.1- Caudal afluente ETAR do Vale da Telha

Para a ETAR do Vale da Telha, o maior caudal ocorreu em fevereiro de 2017 com $5\,654\text{ m}^3$ e o menor caudal registado foi em fevereiro de 2018, com 178 m^3 (Figura 6.1). O ano de 2020 foi atípico para esta ETAR, já que foram registados caudais baixos mesmo nos meses de época alta, facto justificado pelos efeitos da pandemia enfrentados durante os anos de 2020 e 2021. Ainda durante o ano de 2020, o maior caudal registado foi em dezembro, devido aos eventos de pluviosidade na região.

O caudal máximo de $2\,250\text{ m}^3/\text{mês}$ foi quase sempre superado durante o período em análise. Os anos em que praticamente não se registou excesso de caudal foram 2018 e 2019, nos outros anos o caudal foi sempre acima do limite previsto. A exceção do ano de 2020, a flutuação no caudal mensal ao longo dos anos deve-se às variações dos eventos de pluviosidade na região.

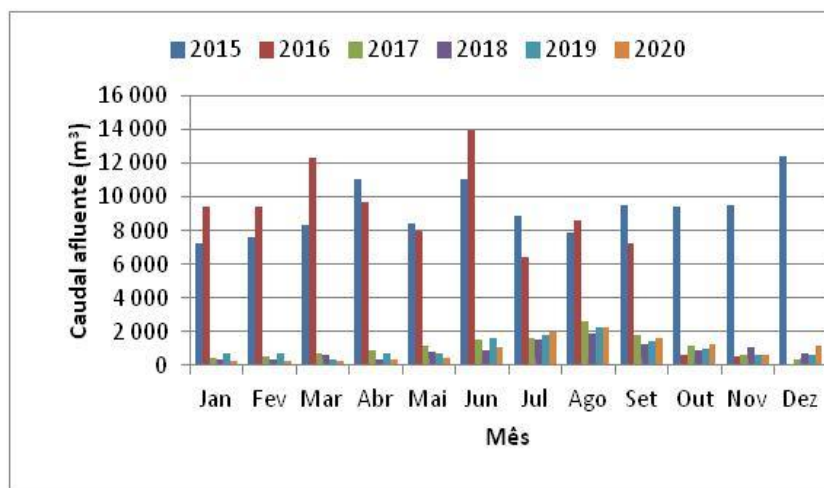


Figura 6.2- Caudal afluente ETAR de Praia de Odeceixe

Em relação à ETAR da Praia de Odeceixe, os anos de 2015 e 2016 destacaram-se com os maiores valores de caudal de todo o período em estudo (Figura 6.2). Isto ocorreu pois o número de ligações sanitárias diminuíram a partir de 2017. Acredita-se que a população residente desta zona foi em busca de novas oportunidades de trabalho e estudo em outras freguesias. Em 2015 os caudais mais relevantes foram nos meses de dezembro com 12 417 m³ e abril com 11 008 m³. Em 2016 destacaram-se os meses de junho com 13 983 m³ e março com 12 334 m³. Entre 2017 e 2020 é visível um aumento de caudal entre os meses de junho e setembro correspondente ao aumento da população durante os meses de Verão.

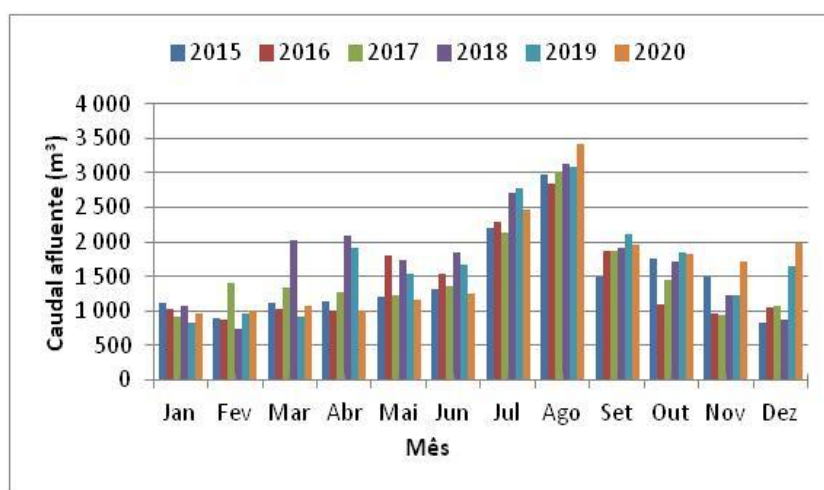


Figura 6.3- Caudal afluente ETAR da Carrapateira

Na ETAR da Carrapateira, os caudais mais representativos registados foram sempre em julho e agosto durante todo o período em estudo (Figura 6.3). Este facto deve-se à época alta, onde

ocorre sempre um aumento significativo da população flutuante com o turismo nesta região. O maior caudal registado foi no ano de 2020, no mês de agosto, com 3 411 m³, e o menor em fevereiro de 2018, com 737 m³. Contrariamente às demais ETAR, a Carrapateira recebeu os maiores caudais no ano de 2020, mesmo durante a situação de pandemia.

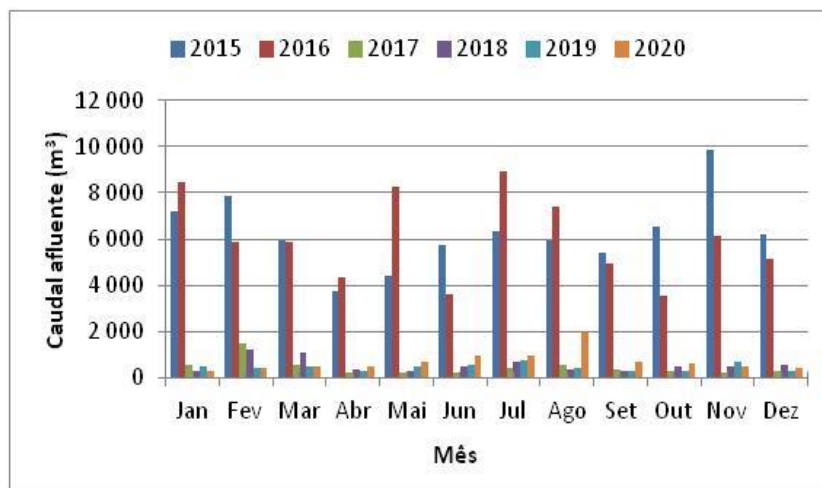


Figura 6.4- Caudal afluente da ETAR da Bordeira

Em virtude da ascensão do turismo na região, a ETAR da Bordeira recebeu os maiores caudais nos anos de 2015 e 2016 (Figura 6.4). Em novembro de 2015 registou-se 9 867 m³, o maior caudal já registado para esta instalação. Entretanto, os resultados demonstraram que os caudais reduziram drasticamente a partir de 2017, pois cada vez mais a população sentiu necessidade de se deslocar para fora desta freguesia para estudar ou trabalhar, houve um decréscimo de 12 % da população residente nesta zona (Teixeira, 2006).

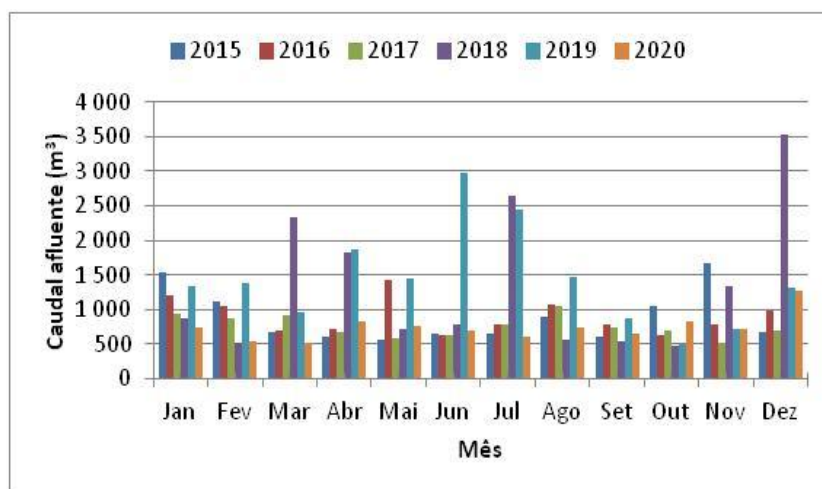


Figura 6.5- Caudal afluente ETAR de Maria Vinagre

A ETAR de Maria Vinagre apresentou um caudal relativamente constante ao longo do período de estudo, com alguns picos de caudal pontuais (Figura 6.5). Os maiores caudais registados na ETAR foram em dezembro de 2018, com 3 534 m³ e em junho de 2019, com 2 982 m³. A média de menor caudal foi em 2020, o que sugere que a pandemia mundial afetou também a população flutuante nesta região.

Numa análise global aos resultados apresentados, a ETAR que recebeu o maior caudal médio durante todo o período em estudo foi a ETAR de Praia de Odeceixe, com 3 415 m³. A ETAR que recebeu o menor caudal médio foi a ETAR de Maria Vinagre, com 1 013 m³.

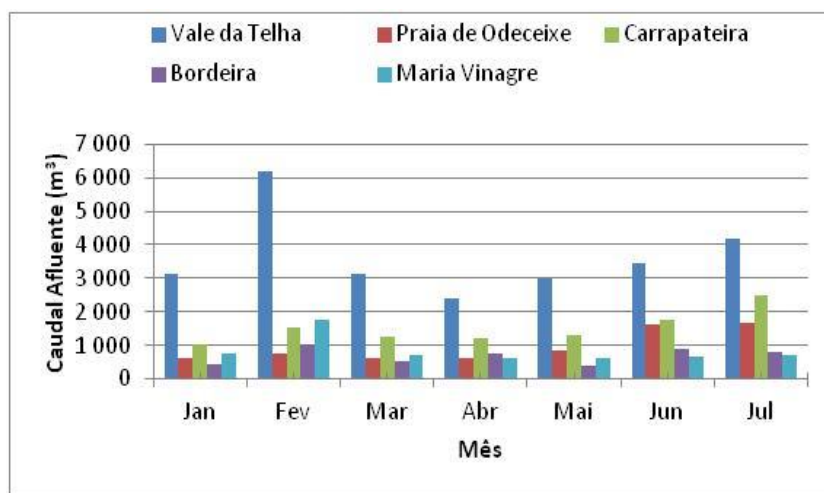


Figura 6.6- Caudais das ETAR estudadas entre janeiro e julho de 2021.

Relativamente ao primeiro semestre de 2021, nos meses de janeiro a julho, as cinco ETAR estudadas receberam caudais menores em relação aos anos anteriores (Figura 6.6). Os maiores caudais registados foram da ETAR do Vale da Telha, onde destacou-se o mês de fevereiro com 6 192 m³. A ETAR que recebeu o menor caudal neste período foi a Bordeira, onde foi registado um caudal de 404 m³ no mês de maio.

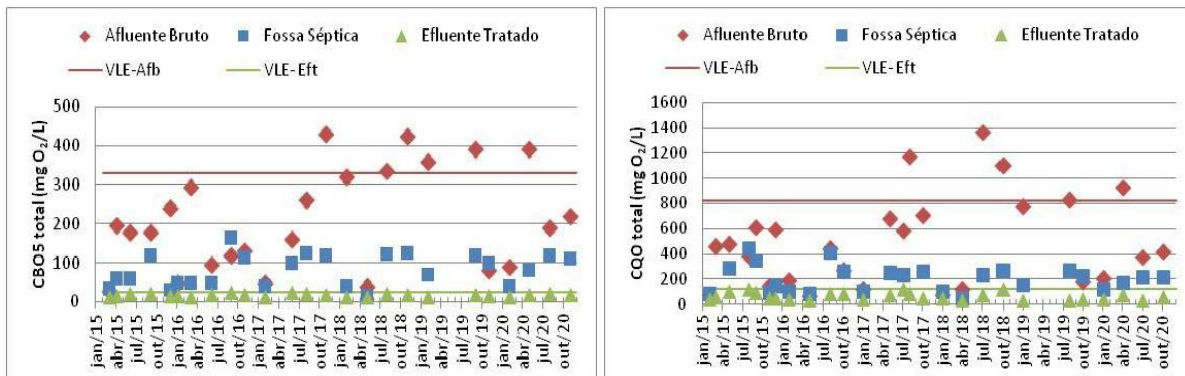
Assim, os resultados demonstraram que a situação pandémica enfrentada nos anos de 2020 e 2021 afetou os caudais de águas residuais produzidos nas zonas em que as ETAR se localizam, consideradas regiões turísticas com significativa população flutuante. Além do volume do caudal, acredita-se que a pandemia também poderá ter afetado a composição da água residual, por exemplo, através do aumento do uso de medicamentos.

6.2 Concentração de CQO e CBO5 total

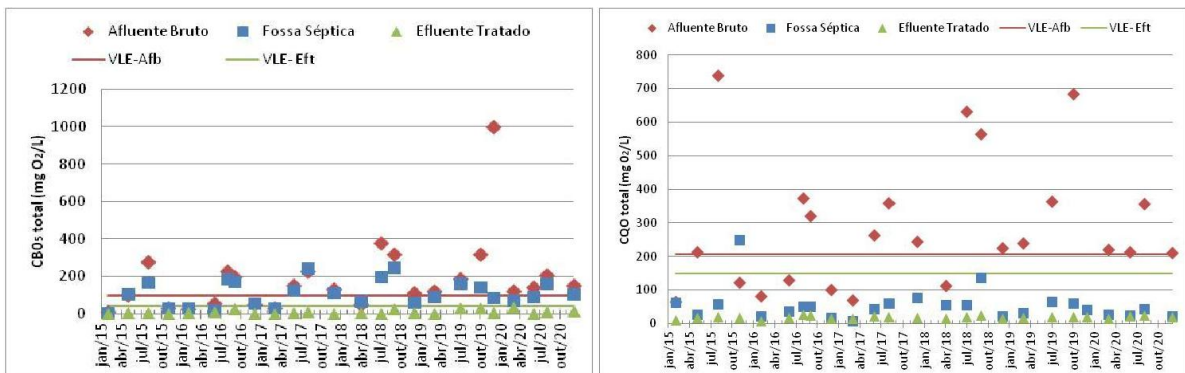
Na figura 6.7 indica-se as concentrações dos parâmetros no afluente e os valores limites de emissão (VLE), para o afluente bruto (VLE-Afb) e para o efluente tratado (VLE-Eft), contidos nas licenças de utilização para cada ETAR, nos termos do DL nº 226-A/2007 e DL nº 152/97 respetivamente. O VLE-Afb indica os valores limite de concentração em mg/L de cada parâmetro a que a instalação foi projetada para assegurar o correto tratamento da água residual, sendo variável conforme características da população envolvente e características de projeto de cada instalação. O VLE-Eft indica as condições de descarga do efluente final, nomeadamente as concentrações limite dos parâmetros em mg/L no efluente tratado. Uma amostra é considerada não conforme quando excede o VLE.

As ETAR de Praia de Odeceixe, Carrapateira, Bordeira e Maria Vinagre têm os limites do efluente tratado estabelecidos em CQO 150 mg/L O₂ e CBO₅ 40 mg/L O₂. Para a ETAR do Vale da Telha os limites são mais rigorosos, 125 mg/L O₂ e 25 mg/L O₂, respetivamente. Isto ocorre, pois esta é a única ETAR que possui duas linhas de tratamento distintas, uma linha com lamas ativadas e outra por leito de plantas.

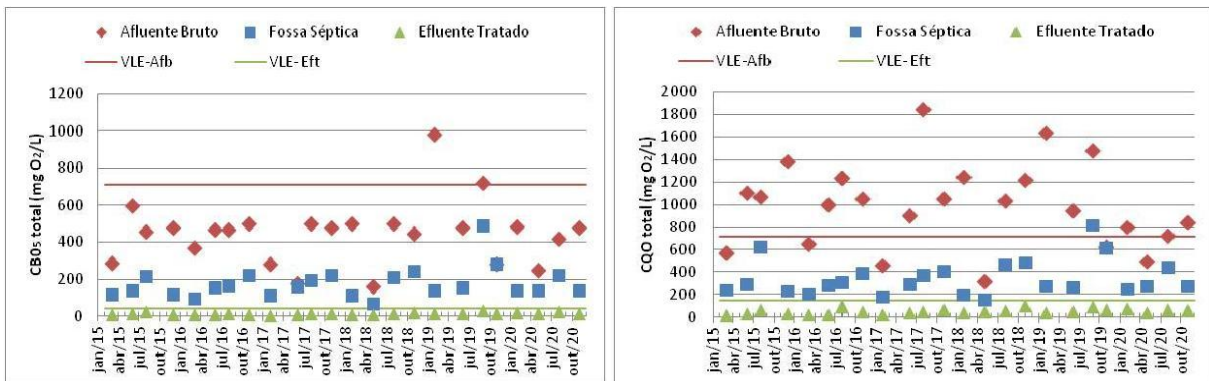
a) ETAR Vale da Telha



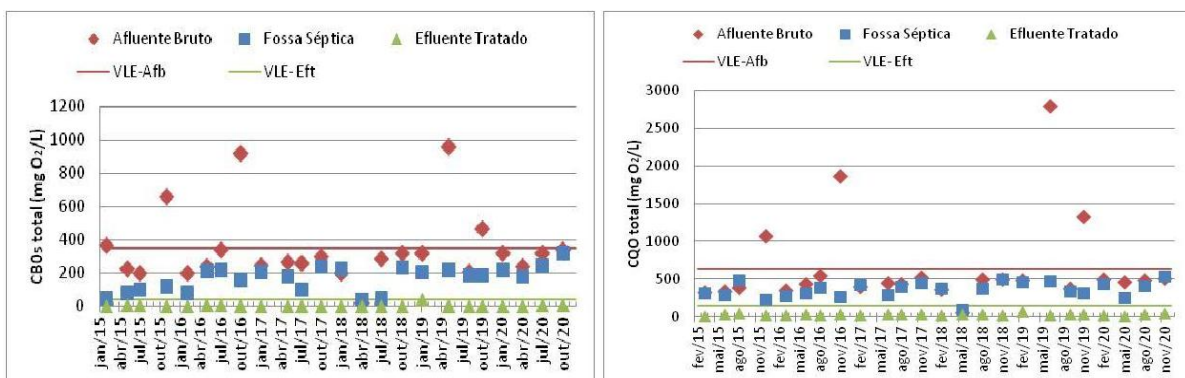
b) ETAR Praia de Odeceixe



c) ETAR da Carrapateira



d) ETAR da Bordeira



e) ETAR de Maria Vinagre

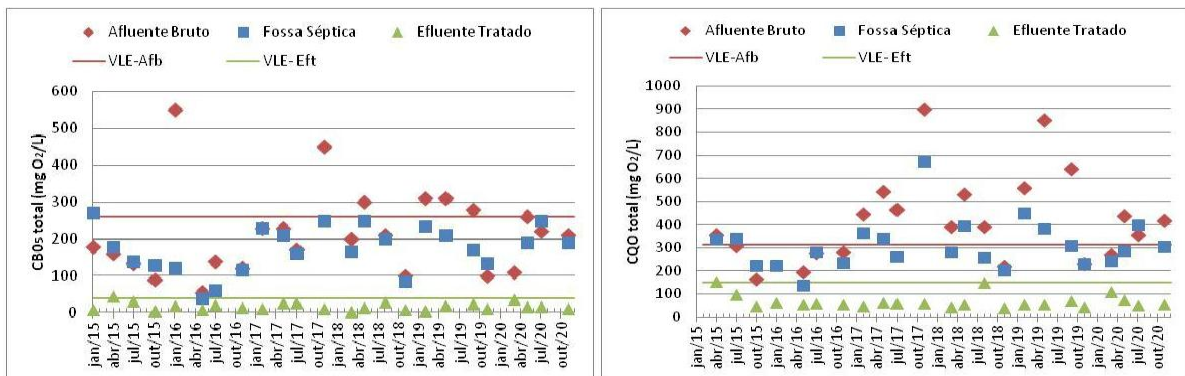


Figura 6.7 - Concentração de CBO₅ e CQO total nas ETAR de: a) Vale da Telha; b) Praia de Odeixe; c) Carrapateira; d) Bordeira; e) Maria Vinagre.

Para a ETAR do Vale da Telha, os resultados demonstraram que a fossa séptica possui uma boa capacidade em reduzir a matéria orgânica dissolvida do afluente bruto. Entre os anos de 2015 a 2017, esta ETAR recebeu um afluente bruto com concentrações do CQO e CBO₅ inferiores aos limites presentes na licença, de 826 mg/L e 330 mg/L, respetivamente. A partir do mês de agosto de 2017, houve um aumento na concentração de CQO e CBO₅ no afluente bruto (1 170 mg/L e 430 mg/L, respetivamente), onde as afluições passaram a ser

mais carregadas em termos de matéria orgânica. Entretanto no efluente tratado não houve alterações significativas, não sendo registadas inconformidades.

Em quase todas as amostragens realizadas durante o período em análise, a ETAR de Praia de Odeceixe recebeu um afluente bruto com concentrações de CQO e CBO₅ acima do limite previsto em licença de descarga (o VLE-Afb está definido em 206 mg/L para CQO e 98 mg/L para CBO₅). As médias de concentração destes parâmetros foram 288 mg/L e 185 mg/L, respetivamente. No efluente tratado, o CQO esteve entre os valores de 7 mg/L e 26 mg/L. O maior valor registado de CBO₅ foi 38 mg/L e o menor, 1,0 mg/L, sem incumprimentos para ambos os parâmetros analíticos.

O afluente bruto esteve quase sempre acima do limite operacional para o parâmetro CQO na ETAR da Carrapateira durante o período em análise. Ao contrário para o parâmetro CBO₅, onde apenas em janeiro de 2019 a concentração registada foi acima do VLE-Afb (definido em 711 mg/L para o CQO e 278 mg/L para o CBO₅). Registou-se concentrações afluentes de CQO entre 324 – 1 842 mg/L e de CBO₅ entre 160 – 980 mg/L. No efluente tratado os valores mínimos e máximos foram 14 mg/L e 102 mg/L no parâmetro CQO e 5 mg/L e 28 mg/L no CBO₅. Foi possível verificar ainda que houve uma ótima remoção da matéria orgânica na fossa séptica desta ETAR.

Relativamente ao tratamento primário, a fossa séptica da ETAR da Bordeira não demonstrou uma diferença significativa relativamente a concentração de CQO do afluente bruto, apenas após a passagem do efluente pelo leito de plantas houve uma redução significativa da concentração de matéria orgânica. Esta ETAR recebeu concentrações de CQO e CBO₅ dentro dos limites previstos em licença de 630 mg/L e 350 mg/L, respetivamente. O afluente bruto esteve entre 61,5 – 2 801 mg/L para o CQO e entre 20 – 960 mg/L para o CBO₅. O efluente tratado cumpriu sempre com o limite exigido em licença de descarga, registou-se mínimos e máximos de 11,90 – 73,10 mg/L no CQO e 2,0 – 40 mg/L no CBO₅.

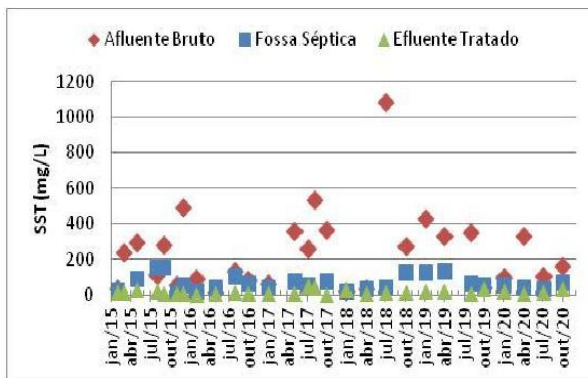
O caudal afluente da ETAR de Maria Vinagre apresentou por diversas vezes concentrações de CQO e CBO₅ acima do VLE previsto de 315 mg/L e 260 mg/L, respetivamente. A fossa séptica não reduziu de forma satisfatória a concentração desses contaminantes. As concentrações no afluente foram entre os 166 – 899 mg/L no CQO e 55 – 550 mg/L no CBO₅. Relativamente ao efluente tratado, registou-se médias de CQO e CBO₅ de 68,55 mg/L O₂ e 17,08 mg/L O₂.

Apesar de, em grande parte dos meses, as ETAR receberem concentrações desses parâmetros acima do limite previsto, a remoção da matéria orgânica foi sempre satisfatória, o que demonstra que este tipo de sistema é eficiente na remoção de níveis de matéria orgânica resultante de pequenos aglomerados urbanos.

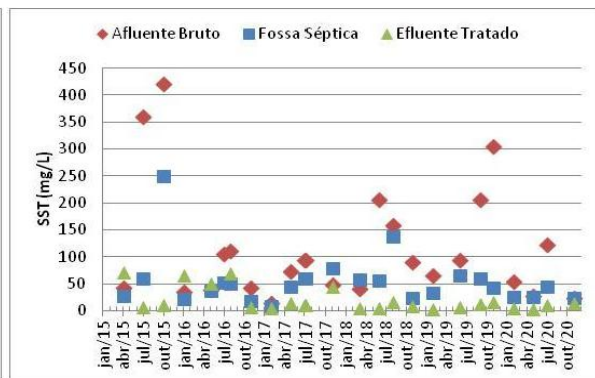
6.3 Concentração de Sólidos Totais (SST)

Na figura 6.8 apresenta-se as concentrações de sólidos suspensos totais (SST) nas diferentes etapas do tratamento nas ETAR em análise. Para este parâmetro não existe VLE em licença de descarga para o afluente bruto e para o efluente tratado.

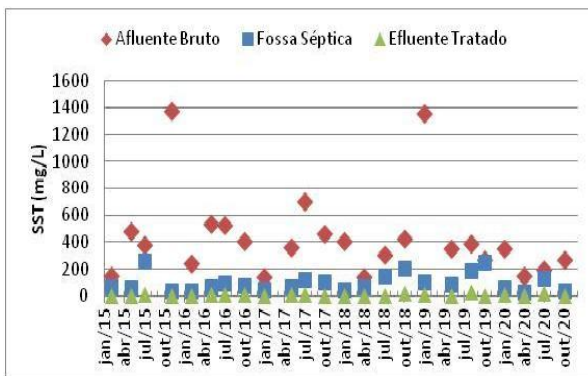
a) ETAR Vale da Telha



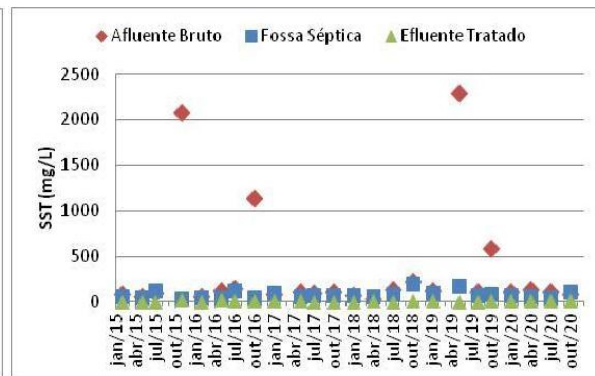
b) ETAR Praia de Odeceixe



c) ETAR Carrapateira



d) ETAR Bordeira



e) ETAR Maria Vinagre

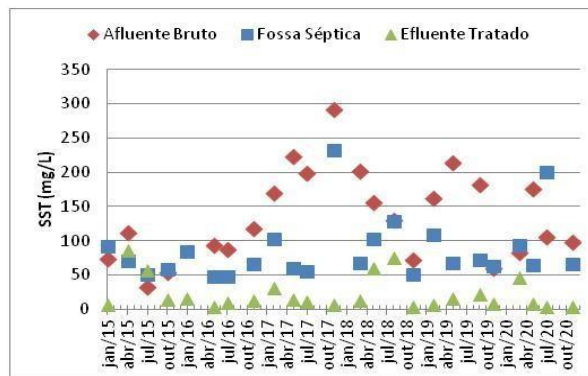


Figura 6.8- Concentração de SST nas ETAR de: a) Vale da Telha; b) Praia de Odeceixe; c) Carrapateira; Bordeira; e) Maria Vinagre.

O afluente bruto da ETAR do Vale da Telha não demonstrou alta concentração de SST, registou-se uma média de 239,76 mg/L. Apenas em agosto de 2018, foi registado um valor elevado de 1 088 mg/L, o maior registado durante o período em análise. No efluente tratado, o mínimo e o máximo registado esteve entre 3 – 48 mg/L, com uma concentração média de 17,58 mg/L. A fossa séptica demonstrou uma boa contribuição na remoção dos SST no afluente bruto.

A ETAR de Praia de Odeceixe apresentou uma baixa concentração média de SST no afluente bruto (111,52 mg/L), foi registado concentrações entre os 14 – 420 mg/L. A fossa séptica não demonstrou bons resultados quanto á remoção do material sólido. O efluente tratado variou entre as concentrações de 2 – 71 mg/L.

A ETAR Carrapateira recebeu a maior concentração média de SST no afluente bruto, com 434,54 mg/L, variando entre um máximo de 1 373 mg/L e um mínimo de 139 mg/L. Apesar dos caudais afluentes concentrados em sólidos, esta ETAR demonstrou uma ótima capacidade em remover este parâmetro, pelo que no efluente tratado obteve uma média de 10,37 mg/L. Este resultado demonstrou que a capacidade de filtração e a consequente remoção de matéria sólida do CWs não foi afetada pela alta concentração de SST aplicada.

Em geral, na ETAR na Bordeira não foram recepcionados caudais afluentes com altas concentrações de SST, exceto em quatro situações. As maiores concentrações registadas foram em novembro de 2015 (2 083 mg/L), em outubro de 2016 (1 143 mg/L), em maio de 2019 (2 290 mg/L) e em outubro de 2019 (594 mg/L). A fossa séptica não demonstrou eficiência

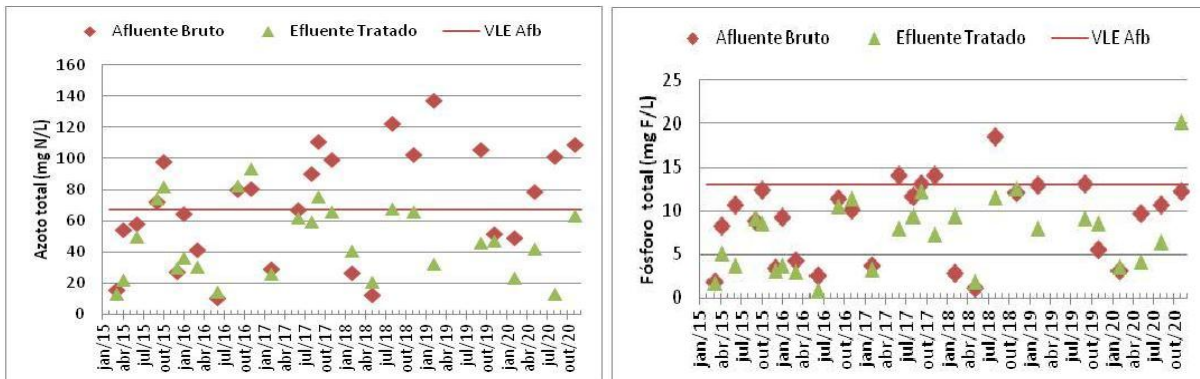
relevante na remoção dos sólidos. No efluente tratado as concentrações foram também baixas, variou entre 2 – 26 mg/L.

A ETAR de Maria Vinagre apresentou a mais baixa concentração de sólidos no afluente bruto, com um valor médio de 134,48 mg/L, tendo variado entre uma concentração mínima de 32 mg/L e máxima de 292 mg/L. A fossa séptica não se destacou na remoção do SST. O efluente tratado obteve concentrações entre os 3 – 86 mg/L durante o período em estudo.

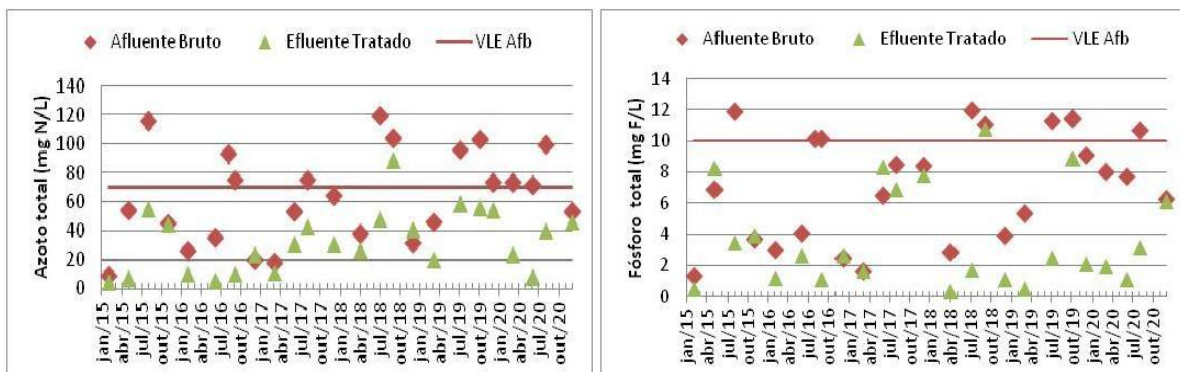
6.4 Concentração de Azoto total e Fósforo total

Na figura 6.9 observa-se as concentrações de azoto total (N_{total}) e fósforo total (P_{total}) nas diferentes etapas de tratamento das cinco ETAR. Para estes contaminantes, não há VLE no efluente tratado, apenas no afluente bruto (VLE Afb).

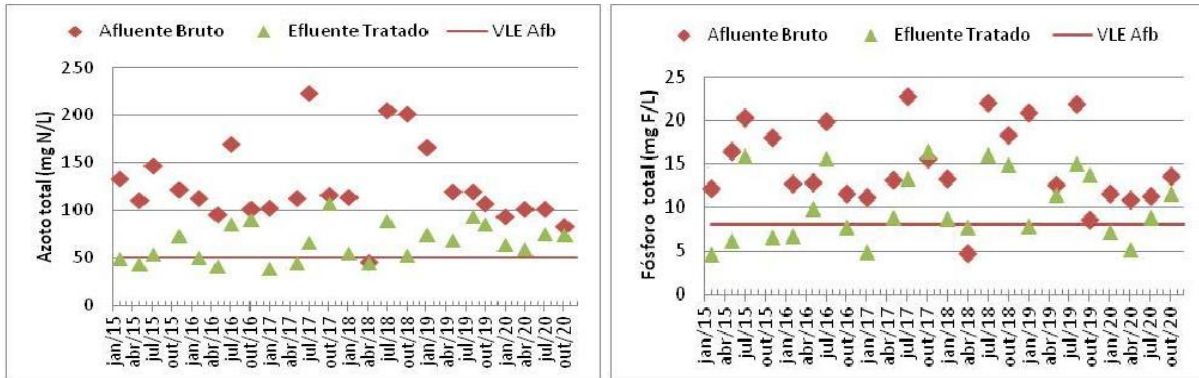
a) ETAR Vale da Telha



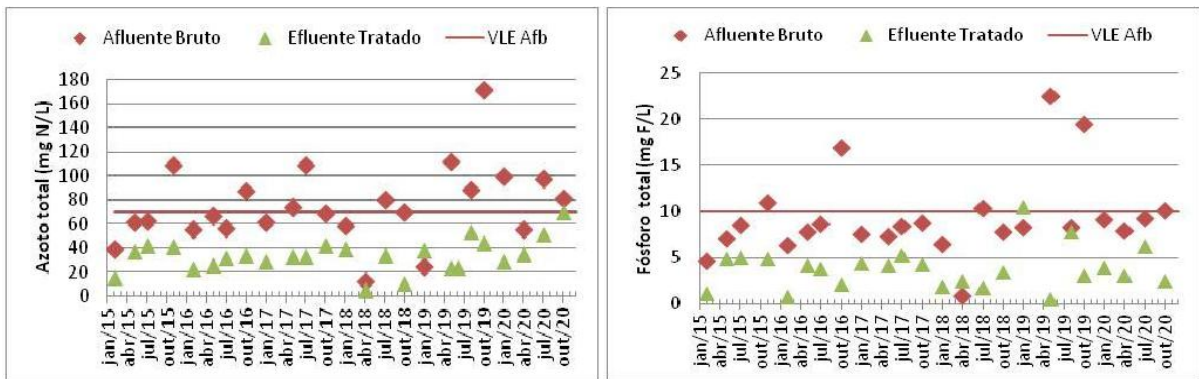
b) ETAR Praia de Odeceixe



c) ETAR Carrapateira



d) ETAR Bordeira



e) ETAR Maria Vinagre

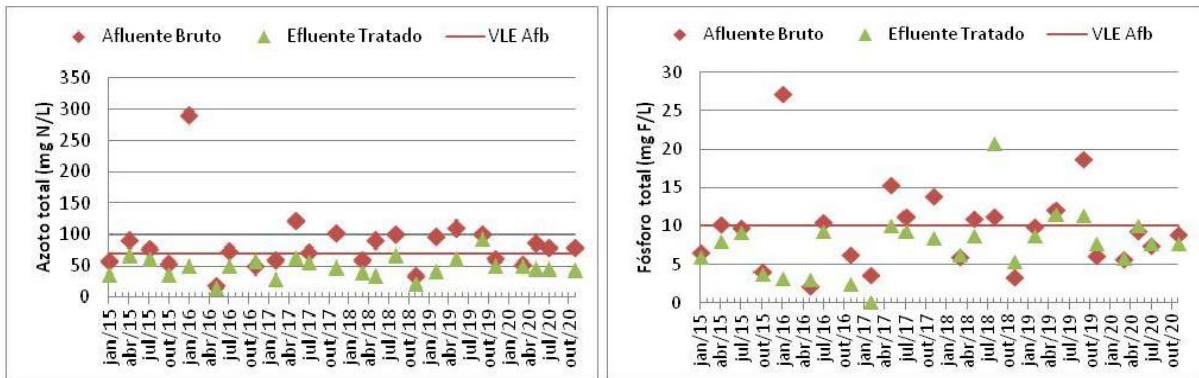


Figura 6.9- Concentração de N_{total} e P_{total} nas ETAR de: a) Vale da Telha; b) Praia de Odeceixe; c) Carrapateira; d) Bordeira; e) Maria Vinagre.

A remoção do N_{total} e do P_{total} não demonstrou ser tão eficiente na ETAR do Vale da Telha comparativamente com os outros parâmetros analisados. Durante o período em análise, a concentração no afluente bruto variou entre um mínimo de 10,60 mg/L e um máximo de 137 mg/L, para o azoto. Para o fósforo, os mínimos e máximos variaram entre 1,27 mg/L e 18,6 mg/L. O VLE estabelecido para o afluente bruto é de 67 mg/L para o N_{total} e 13 mg/L para o P_{total} . Relativamente ao efluente tratado, as concentrações variaram entre 13,30 – 93,5 mg/L para o azoto e 0,90 – 20,2 mg/L durante o período em análise.

O afluente bruto da ETAR da Praia de Odeceixe possui o VLE para estes parâmetros definido em 70 mg/L para o N_{total} e 10 mg/L para o P_{total} . O afluente bruto apresentou por diversas vezes concentrações acima do limite previsto, variando entre um mínimo de 8,95 mg/L e um máximo de 120 mg/L para o azoto, e entre 1,31 mg/L e 12,0 mg/L para o fósforo. Entretanto, houve uma ótima remoção do P_{total} , com concentração média de 3,7 mg/L no efluente tratado, tendo variado entre 0,33 – 10,80 mg/L. O N_{total} no efluente variou entre 5,08 – 89,20 mg/L, uma remoção também expressiva para esse nutriente.

Na ETAR da Carrapateira, a concentração destes nutrientes no afluente bruto esteve sempre acima do limite previsto em licença de utilização, definido em 50 mg/L para o N_{total} e 8 mg/L para o P_{total} . Para o azoto, as concentrações variaram entre 45,7 mg/L e 223 mg/L e para o fósforo houve uma variação entre 4,81 mg/L e 22,80 mg/L no afluente. Foi possível observar uma melhor remoção do azoto em relação ao fósforo nesta ETAR. No efluente tratado constatou-se uma concentração mínima de 38 mg/L e máxima de 107 mg/L para o azoto, e 4,66 mg/L e 16,5 mg/L para o fósforo.

A ETAR da Bordeira tem o VLE-Afb para o parâmetro N_{total} definido em 70 mg/L e 10 mg/L para o P_{total} . Durante o período deste trabalho, esta ETAR recebeu afluente bruto com concentração de N_{total} que variou entre 13,10 – 171,0 mg/L e de P_{total} que variou entre 0,88 – 22,5 mg/L. Este sistema demonstrou uma ótima remoção para ambos os nutrientes avaliados. Essencialmente para o azoto, embora a concentração estivesse quase sempre acima do VLE- Afb, o efluente tratado registou concentrações entre 5,34 – 70,20 mg/L, caracterizando uma ótima remoção. Para o fósforo, a concentração variou entre 0,54 – 10,5 mg/L no efluente final.

A ETAR de Maria Vinagre possui o mesmo VLE-Afb que a ETAR da Bordeira para estes nutrientes. O afluente bruto esteve quase sempre acima deste valor limite pré-definido, onde variou entre 19,3 – 291 mg/L para o azoto e 2,14 – 27,10 mg/L para o fósforo. As concentrações mínimas e máximas no efluente tratado para o azoto foram 15,4 mg/L e 92,1 mg/L respetivamente e para o fósforo 0,08 mg/L e 20,8 mg/L.

Estas concentrações registadas de N_{total} corroboram com o relatado nas pesquisas realizadas por Pelissari *et al.*, (2017) para águas residuais urbanas (valor médio 50 mg/L) e por Mietto *et al.*, (2013) para águas residuais municipais (valores médios entre 30,7 – 35,7 mg/L). Metcalf & Eddy (2003) afirmaram que as concentrações típicas para uma água residual doméstica para o parâmetro P_{total} está entre 4,0 – 12 mg/L, assim, essas concentrações

também estão em coerência com os resultados apresentados neste trabalho.

6.5 pH

Na figura 6.10 estão representados os valores do pH medidos durante as diferentes etapas do tratamento das ETAR em questão.

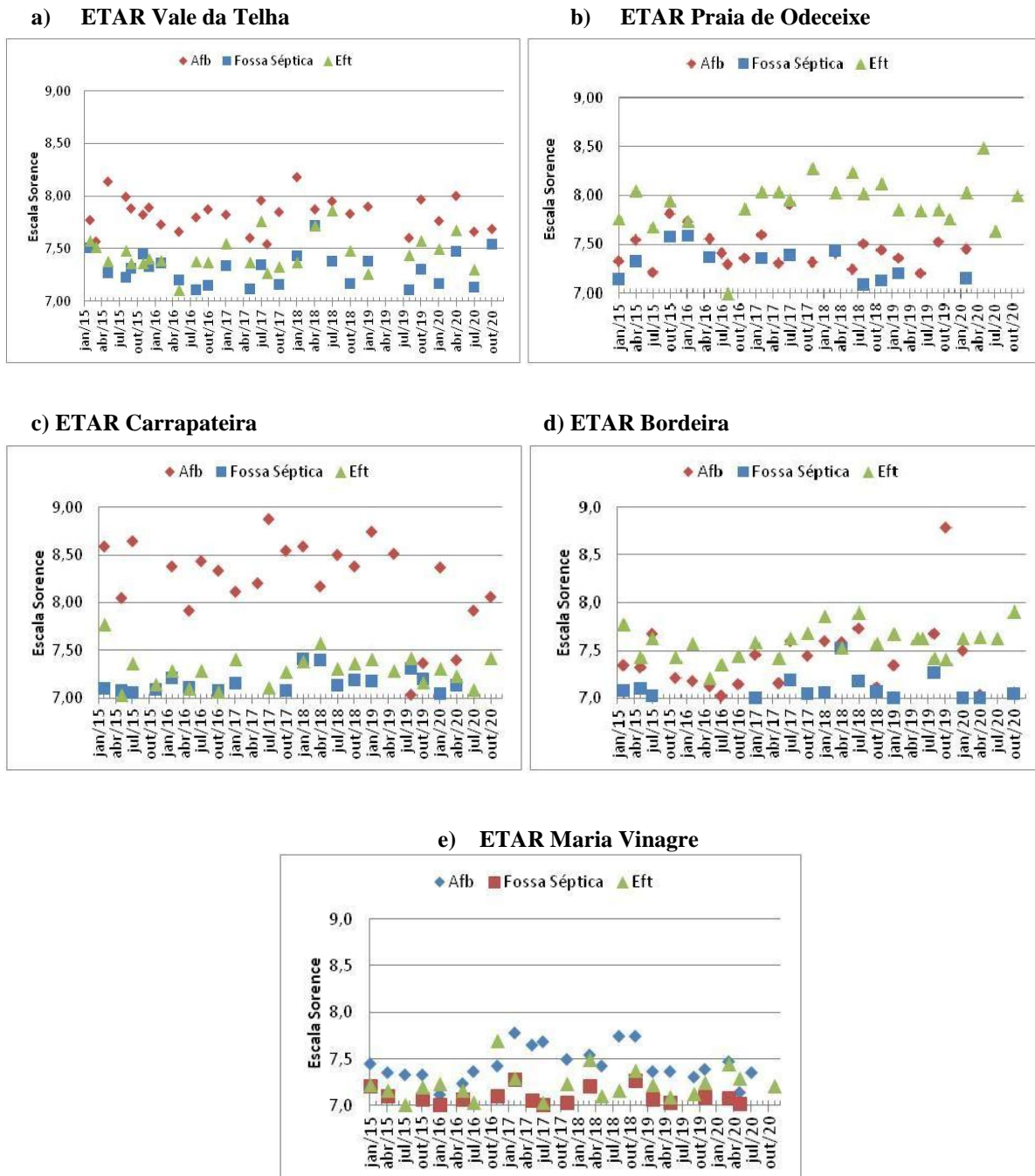


Figura 6.10- pH nas ETAR de: a) Vale da Telha; b) Praia de Odeceixe; c) Carrapateira; d) Bordeira; e) Maria Vinagre.

Na ETAR do Vale da Telha, o pH reduziu entre o afluente bruto e o efluente tratado. O pH da fossa séptica foi similar com o efluente tratado, não houve grandes variações. No efluente tratado obteve-se uma média de 7,4, no tratamento primário 7,3 e no afluente bruto 7,8.

A ETAR da Praia de Odeceixe teve o pH aumentado no efluente tratado, com uma média de 7,8, sendo o pH mais alto entre todas as ETAR. Na fossa séptica este parâmetro obteve o valor médio 7,1 e no afluente bruto de 7,3.

Relativamente a ETAR da Carrapateira, houve um decréscimo do pH ao fim do tratamento. Entretanto a fossa séptica obteve valores de pH semelhantes ao efluente tratado. A média do pH após o tratamento final foi de 7,2, na fossa séptica foi de 7,1 e no afluente 8,1. O afluente bruto obteve o pH mais alto entre as ETAR em apreço.

A ETAR da Bordeira, após a passagem do afluente pelo tratamento primário, teve o pH reduzido, entretanto aumentou após o CWs. As médias de pH foram de 7,3 para o afluente bruto, 7,0 para a fossa séptica e de 7,5 para o efluente final.

A ETAR de Maria Vinagre obteve valores de pH semelhantes após o tratamento primário e no efluente final. A média do pH foi de 7,4 e 7,2 para o afluente bruto e efluente tratado, respetivamente. A fossa séptica apresentou um pH médio de 7,0.

7 Discussão dos Resultados

Neste capítulo efetua-se uma discussão dos resultados apresentados (Capítulo 6) e analisam-se os parâmetros operacionais das ETAR em estudo que possam justificar os resultados obtidos. A tabela 7.1 indica as eficiências de remoção de matéria orgânica das fossas sépticas e dos CWs de cada ETAR.

Tabela 7.1- Eficiências de Remoção das fossas sépticas e dos CWs

ETAR	Fossas sépticas		CWs	
	CQO (%)	CBO ₅ (%)	CQO (%)	CBO ₅ (%)
Vale da Telha	32,4	26,6	79,9	91,1
Praia de Odeceixe	24,3	23,8	78,8	91,4
Carrapateira	61,8	59,7	94,0	96,7
Bordeira	20,3	35,4	91,8	97,1
Maria Vinagre	19,9	11,5	81,4	89,8

A eficiência de remoção dos contaminantes na etapa do tratamento primário esteve relacionada principalmente com a altura do manto de lamas presente no fundo das fossas sépticas. Assim, quanto menor for o volume e idade das lamas, mais eficiente será a remoção da matéria orgânica e sólidos suspensos nesta etapa. Isto ocorre, pois o grande volume das lamas geradas por longos períodos torna o afluente vulnerável à ressuspensão de matérias sólidas e ao arrastamento de partículas com o efluente descarregado.

Assim, os resultados demonstram que a eficiência de remoção da fossa séptica está relacionada, entre outros fatores, com a frequência da retirada das lamas e espumas, que irá melhorar a capacidade de sedimentação e diminuir o CBO₅, CQO, e reduzir a concentração do SST nesta etapa inicial. Verificou-se que a ETAR de Maria Vinagre possui o maior manto de lamas entre as ETAR, e portanto, demonstrou grande necessidade em extraí-las da fossa séptica. Como consequência, deste facto, esta ETAR obteve a menor taxa média de remoção da matéria orgânica pelo tratamento primário comparativamente com os outros sistemas (19,9 % para o CQO e 11,5 % para o CBO₅).

A ETAR da Carrapateira destacou-se na remoção de CQO, com uma taxa média de 93,9 % e de CBO₅ 96,7 %. O tempo de retenção hidráulico da fossa séptica de 5,1 dias e a distribuição uniforme do caudal nos dois CWs foram os principais fatores que influenciaram a remoção da matéria orgânica no tratamento primário desta ETAR.

Além disso, o sistema da Carrapateira é constituído por duas linhas de tratamento, assim o caudal é subdividido entre os dois CWs. Também foram instalados drenos transversais ao CWs, com cerca de 1,0 m de largura, após o primeiro terço do comprimento, constituído por brita de 50 mm de granulometria. Esta diferença na estrutura da ETAR auxilia a minimizar os efeitos da colmatção, uma vez que o dreno permite redistribuir uniformemente o efluente na restante área do meio filtrante. Grande parte do CQO e CBO₅ é removido no tratamento primário, de modo que a eficiência de remoção da fossa séptica refletiu-se na eficiência do CWs.

A ETAR da Bordeira apresentou-se como o sistema mais eficiente na remoção do CBO₅, com um percentual médio de remoção de 97,08 %. Neste caso, apesar da fossa séptica não ter apresentado uma taxa de remoção de matéria orgânica elevada, o caudal afluente com baixa concentração CBO₅ foi determinante para justificar essa elevada taxa de remoção para este parâmetro. Além disso, esta ETAR foi dimensionada para tratar as águas residuais de uma população equivalente de apenas 250 habitantes equivalentes, considerando uma

área útil de tratamento de 750 m², a área específica é a mais elevada entre os sistemas, com um total de 3 m²/hab.eq.

A análise dos resultados evidenciou que mesmo quando o afluente bruto apresentava concentrações de poluentes superior ao limite previsto em licença de utilização, o efluente tratado cumpria sempre com os valores exigidos em todas as ETAR. Assim não foram detetados incumprimentos dos parâmetros analíticos para o efluente tratado durante o período de realização desta pesquisa.

A tabela 7.2 apresenta as eficiências de remoção do parâmetro SST para as ETAR em estudo.

Tabela 7.2- Eficiências de Remoção de SST

ETAR	SST (%)
Vale da Telha	81,64
Praia de Odeceixe	64,53
Carrapateira	96,97
Bordeira	93,97
Maria Vinagre	76,76

Relativamente aos sólidos, a ETAR da Carrapateira removeu 96,97 % (Tabela 7.2), correspondendo à maior taxa de remoção de SST observada. Este resultado está relacionado principalmente com o tratamento a montante da fossa séptica, em que a maior parte dos sólidos grosseiros é retida nas grelhas manual e automática. Como mencionado anteriormente, este sistema tem a particularidade de apresentar 2 linhas de tratamento com capacidade de tratamento em paralelo ou em série, que permite regularizar o caudal consoante a necessidade.

Os diferentes diâmetros de cascalho são descritos por promover um maior potencial na adsorção dos contaminantes, devido à capacidade de troca iónica dos diferentes materiais do meio de enchimento (Barco & Borin, 2017). A ETAR em que se detetou uma maior remoção de SST, Carrapateira, possui o seu substrato composto por gravilha, areão e terra vegetal. Entretanto, além da composição do substrato, o fator essencial para estes sistemas é a remoção dos sólidos grosseiros a montante dos CWs de forma a minimizar a colmatção do meio poroso e facilitar o escoamento hidráulico. A ETAR da Carrapateira possui o mais eficiente sistema de tratamento de remoção de gradados entre os outros sistemas, e por isso, obteve o melhor desempenho na remoção do SST e CQO (Tabelas 7.1 e 7.2). A ETAR da

Praia de Odeceixe demonstrou o menor percentual de remoção de SST, com 64,5 % (Tabela 7.2). Este resultado justifica-se devido às características do afluyente bruto, onde foi detetado a menor concentração de sólidos entre os outros sistemas avaliados (Figura 6.8).

A remoção de sólidos envolve os mecanismos de filtração e de sedimentação. Portanto, outro fator determinante que influenciará na remoção de SST está relacionado com a composição do substrato, nomeadamente da parte filtrante, por onde a água residual irá percolar. Os diferentes tamanhos de cascalho (30/60 e 8/15) menos porosos demonstraram ser os meios de enchimento que propiciam um bom desempenho na interceptação dos sólidos nos CWs.

A ETAR do Vale da Telha é constituída por um tratamento de gradagem, por meio de uma grade manual e uma unidade de tamização e compactação, onde há a separação dos sólidos flutuantes, sedimentos e material em suspensão de forma bastante eficiente. Diante dessas características, esta ETAR demonstrou ótima remoção de sólidos, a uma taxa 81,64 % (tabela 7.2).

Na tabela 7.3 observa-se a percentagem média de remoção do azoto total e do fósforo total das ETAR em estudo.

Tabela 7.3- Taxas de eficiências de remoção do N_{total} e P_{total}

ETAR	N_{total} (%)	P_{total} (%)
Vale da Telha	19,8	6,4
Praia de Odeceixe	44,9	46,6
Carrapateira	42,5	26,6
Bordeira	48,6	44,0
Maria Vinagre	34,7	10,4

A remoção de azoto e fósforo por macrófitas é um processo pelo qual estes nutrientes alcançam um equilíbrio dinâmico por meio de adsorção e dessorção (Xing *et al.*, 2020). Isto ocorre, pois a combinação de diferentes plantas originam diferentes processos de equilíbrio dinâmico, o que leva a diferenças nos caminhos de migração do azoto e fósforo e nas eficiências de remoção.

A combinação de diferentes macrófitas com crescimento vigoroso deve ser considerada para obter uma melhor eficiência de remoção do azoto e do fósforo em sistemas de CWs. A adsorção da matriz do solo é o principal caminho para remover estes nutrientes de águas

residuais, portanto, a capacidade da matriz do solo em adsorver e armazená-los é também, um fator chave para a sua remoção. Assim, além da matriz do solo, a seleção de plantas deverá depender de espécies emergentes vigorosas com raízes bem desenvolvidas. Além da combinação de plantas, os diferentes tamanhos de cascalho demonstraram compor um substrato eficiente na remoção do N_{total} e P_{total} .

A remoção do azoto é influenciada pela presença de plantas em geral, seja diretamente por assimilação ou indiretamente por meio de influência das trocas gasosas e na atividade microbiana na matriz do solo (Brisson & Chazarenc, 2009). Este estudo não engloba uma análise microbiológica, assim não foi possível caracterizar a composição da microbiota quer do solo subsuperficial ou da biomassa formada na superfície do CWs.

Relativamente a ETAR do Vale da Telha, a maior taxa de remoção do N_{total} ocorreu durante o verão, em julho de 2020, com uma remoção de 86,73%. Já para o P_{total} registou-se uma maior taxa de remoção em maio de 2016, com 65,48 % (tabela 7.3).

A presença do fósforo em águas residuais domésticas municipais existe nas formas particulada, orgânico dissolvido e inorgânico, sendo a sua remoção em CWs relacionada com a capacidade do sistema em precipitar e interceptar o material particulado (Xing *et al.*, 2020). A ETAR da Praia de Odeceixe demonstrou uma ótima remoção média para o azoto total de 44,86 % e 46,57 % para o fósforo total. Este resultado justifica-se pela composição do CWs, formado por quatro espécies de macrófitas. O mesmo ocorre com a ETAR da Bordeira, que se destacou como o sistema mais eficiente na remoção do azoto total, com uma percentagem média de remoção de 48,59 %. Houve uma remoção média do fósforo em 43,99 %.

A remoção do azoto foi eficiente na ETAR da Carrapateira, com uma remoção média de 42,49 %, enquanto a taxa de remoção do fósforo foi de 26,56 %. A ETAR de Maria Vinagre obteve uma taxa de remoção de 34,7 % e 10,35 % para o N_{total} e P_{total} respetivamente.

As ETAR de Maria Vinagre e da Bordeira possuem as menores diferenças de cota entre a fossa séptica e o CWs. Estas foram as instalações que mais apresentaram necessidade de intervenção para facilitar o fluxo do efluente. Devido aos anos de funcionamento dos CWs, as plataformas de espécies vegetais destas ETAR encontram-se colmatadas e com infestantes, sendo que em dias de maior afluência de caudal, o sistema perde capacidade hidráulica de encaixe ou de drenagem do afluente. Os problemas destas ETAR estão

relacionados com a colmatção dos poros do meio de enchimento e a consequente distribuição desigual do efluente ao longo do CWs. As principais consequências verificadas são o empoçamento no início do CWs até cerca de 10 metros, solo com ausência de água do meio para o final, extravasamento de água residual pela fossa séptica, pouco ou nenhum caudal à saída, excesso de mosquitos no início, crescimento de infestantes ao longo do CWs, nomeadamente arbustos e ervas.

Na tentativa de mitigar os referidos problemas e de forma a evitar transvazes da fossa séptica, poderão ser realizados trabalhos com auxílio de máquina retroescavadora ou tipo lagarta, com o objetivo de realizar o corte das macrófitas, retirar os arbustos infestantes, uma parcela de solo pode ser revirada para aumentar a drenagem e permitir a passagem da água pelos interstícios do substrato. Estas intervenções irão facilitar o escoamento da água residual e aumentar o tempo útil de funcionamento das instalações.

A drenagem irregular do caudal ao longo do CWs demonstrou ser a principal razão para a colmatção e distribuição não uniforme do afluente. A superfície do líquido deve permanecer sempre abaixo da superfície do meio filtrante, motivo pelo qual o escoamento se designa por sub-superficial, o que não ocorre da forma correta, nas ETAR de Maria Vinagre e Bordeira.

Relativamente à diversidade de plantas, o estudo apresentado por Kraiem *et al.*, (2019) não observou grande diferença nas remoções de matéria orgânica entre as diferentes unidades dos CWs plantadas com espécies diferentes. Eles atribuíram as menores taxas de remoção aos sistemas de raízes subdesenvolvidas ou ao menor tempo de residência da água residual nos sistemas. Neste trabalho, não se verificou efeitos significativos na remoção do CQO resultante de diferentes espécies de plantas inseridas num mesmo CWs. Os resultados corroboram com a conclusão do estudo citado, a ETAR da Carrapateira obteve a maior taxa de remoção de CQO (ca. 94%), com o sistema composto pela espécie *Phragmites australis*.

Relativamente ao N_{total} e P_{total} para a ETAR de Maria Vinagre, a diversidade de plantas no CWs impactou as remoções destes nutrientes. Esta conclusão foi consistente com o resultado de Zhu *et al.*, (2017) em que a combinação de 3 espécies melhorou a remoção do azoto dos sistemas de CWs. O aumento da remoção de azoto foi atribuído principalmente à absorção complementar pelas raízes ou a uma melhor desnitrificação microbiana por meio de fontes de carbono, uma vez que a distribuição vertical de diferentes raízes no sistema pode levar a uma maior absorção ou retenção de poluentes (Zhang *et al.*, 2021; Calheiros *et*

al., 2015; Zhu *et al.*, 2017). Ao considerar uma combinação de plantas com diferentes condições de vida, também é pertinente adicionar populações microbianas adequadas ao ecossistema local para aumentar a nitrificação e desnitrificação, melhorando assim a qualidade da água.

Todas as ETAR apresentaram valores de pH esperados para as águas residuais de origem doméstica. Existe uma intensa interdependência entre as espécies vegetais e os valores do pH do meio. As plantas podem interferir no pH do ambiente aquático, assim como algumas espécies podem ter o seu metabolismo alterado pela variação deste parâmetro (Esteves, 1998 – citado por Meyer & Franceschinelli, 2011).

Na entrada e na saída de todas as ETAR, o pH era praticamente neutro (valor médio de 7,5). Em alguns casos, o pH aumentou no final do tratamento, nomeadamente nas ETAR de Praia de Odeceixe e Bordeira. Iamchaturapatr *et al.*, (2007) referem que isto ocorre devido à colonização de determinados microorganismos da superfície do efluente, que promovem a absorção do CO₂ dissolvido por meio da condutância estomática promovido pelas folhas das plantas, que favorecerá o metabolismo e o transporte de contaminantes ao longo dos seus tecidos.

As reacções químicas e bioquímicas que envolvem a remoção de substratos orgânicos podem produzir ou consumir alcalinidade, de acordo com o predomínio de reacções químicas que produzam ou consumam, fundamentalmente, iões hidrogeno carbonato (HCO₃⁻) e hidroxilo (OH⁻), que provocam o aumento ou a diminuição do pH (Oliveira, 2008). Partindo deste conceito, a remoção dos parâmetros nas ETAR do Vale da Telha, Carrapateira e Maria Vinagre consumiram HCO₃⁻, todavia Praia de Odeceixe e Bordeira produziram OH⁻ durante as reacções.

Os resultados deste trabalho indicam que nas ETAR em que se registou um aumento do pH no efluente tratado, ou seja, Praia de Odeceixe e a Bordeira; verificou-se o predomínio do mecanismo da desnitrificação. As ETAR onde observou-se um aumento do pH no efluente tratado destacaram-se por serem consumidoras de alcalinidade, ou seja, o mecanismo da nitrificação foi mais acentuado.

As variações de temperatura também poderão afetar o desempenho do tratamento dos CWs, embora não de forma consistente para todos os constituintes de águas residuais. O desempenho do tratamento para alguns constituintes tende a diminuir com temperaturas

mais frias, mas a remoção de CQO e SST por floculação, sedimentação e outros mecanismos físicos é menos afetada.

8 Principais problemas operacionais e Recomendações

A colmatção dos CWs foi o principal problema constatado, devido à presença de elevadas concentrações de matéria sólida, essencialmente nas ETAR da Bordeira e Maria Vinagre. Esta dificuldade tem como principal consequência o escoamento não uniforme do efluente, o que causa o aparecimento de regiões alagadas no início do leito e solo seco no meio e final do CWs.

Devido aos problemas estruturais das ETAR da Bordeira e Maria Vinagre, constatou-se a necessidade de controlar a altura da coluna de água nos CWs. Este controlo poderá ser realizado por duas válvulas murais automáticas que permitam regularizar a altura do efluente e assim evitar a acumulação de água em zonas específicas. O empoçamento do afluente no início dos CWs é causado não somente pela colmatção, mas também devido a pouca diferença de cota entre a fossa séptica e o CWs não facilitar o escoamento hidráulico.

Recomenda-se na construção de novos CWs, a utilização de microsensores que avaliem as condições de oxidação-redução e identifiquem os principais compostos gasosos libertados. Além disso, recomenda-se a monitorização do oxigénio dissolvido ao longo do leito e a realização de análises microbiológicas ao biofilme para identificar quais os géneros e espécies de microrganismos estão envolvidos na remoção do carbono, fósforo e azoto. É recomendado ainda, comparar os padrões das composições da comunidade bacteriana e fúngica desnitrificantes e suas relações com as remoções de azoto e outros contaminantes, relacionando esta capacidade com a diversidade de macrófitas em um mesmo CWs.

Na ETAR da Bordeira existe um grande crescimento de espécies de plantas invasoras, com raízes profundas que dificultam o escoamento do afluente através do CWs e criam regiões com ausência de água. Este problema deve ser corrigido mensalmente, retirando as espécies que não fazem parte da composição dos CWs antes que estas atinjam grandes proporções e ocupem o espaço das macrófitas.

A ocorrência de zonas mortas e o escoamento preferencial em CWs é causada por uma má alimentação e distribuição desigual da água residual. Isto ocorre pois os dispositivos de

entrada do afluente à lagoa, nomeadamente a tubagem horizontal em “T” geralmente utilizada nestes sistemas, se deparam com o meio de enchimento colmatado, ou seja, as camadas do substrato saturam-se, não permitindo a passagem do efluente ao longo do leito.

A construção de CWs compostos por “blocos” ou “linhas” separados permitirá que mesmo quando uma zona apresentar problemas hidráulicos, as outras possam assegurar o funcionamento da instalação. Permitirá ainda, que se possa realizar intervenções em áreas específicas do CWs, sem que haja a necessidade de interromper o funcionamento de toda a ETAR.

Em todas as ETAR verificou-se dificuldades em realizar a manutenção preventiva para minimizar os problemas que ocorrem a longo prazo de forma a aumentar o tempo de vida destes sistemas. Para que seja possível realizar uma manutenção nestes sistemas é necessário repensar sobre a disposição e os componentes das camadas do substrato. Recomenda-se a instalação de canais ou tubagens que permitam realizar a desobstrução e a lavagem periódica do meio de enchimento, seja com injeção de ar ou de água, para a evitar a colmatação do meio e evitar que seja necessário, com o passar dos anos, reconstruir o sistema na sua totalidade.

A recirculação do efluente final, novamente para o início do CWs, pode ser uma alternativa para aumentar a carga hidráulica e evitar as zonas mortas e áreas secas, além de reduzir a acumulação excessiva de sólidos no substrato. Essa solução requer a instalação de dispositivos elevatórios e tubagens de distribuição de caudal distintas, que irão aumentar os custos de operação dessas ETAR. Todavia, dadas as enormes desvantagens causadas por um escoamento hidráulico débil em sistemas de CWs, esta alternativa poderá ser pertinente para aumentar o tempo de vida destas ETAR.

Durante este trabalho, observou-se que as cinco ETAR possuem pouca diferença de cota entre as fossas sépticas e o CWs. Assim, recomenda-se que haja uma maior altura de cota e a instalação de controladores de nível no início dos CWs. Além disso, verificou-se a necessidade de projetos com CWs em maior profundidade, nomeadamente camadas maiores de diferentes substratos, para que a capacidade de filtração seja mais eficiente.

Com a análise dos resultados, conclui-se que algumas características dos CWs são cruciais para um ótimo tratamento das águas residuais e para aumentar o tempo de vida desses sistemas. Recomenda-se a divisão do CWs em duas linhas de tratamento em uma mesma

ETAR; a utilização de uma diversidade de espécies de macrófitas e não apenas uma para remoção do azoto e fósforo; implantar meios de enchimento menos porosos e com granulometrias diferentes; a remoção periódica das lamas na etapa do tratamento primário; a instalação de um sistema de gradagem eficiente a montante do leito de plantas para evitar a entrada de gradados grosseiros para o sistema; retirar regularmente as espécies invasoras para que não haja competição entre estas e as macrófitas existentes.

Os sistemas de CWs demonstraram ser, ainda nos dias de hoje, uma tecnologia mais económica geralmente utilizada em alternativa aos sistemas de tratamento com intensivo uso de energia e/ou utilização de produtos químicos. Além de oferecer a possibilidade para reaproveitamento da água residual com custos operacionais consideravelmente baixos, os CWs podem fornecer uma coleção de serviços ecossistémicos e a redução da pegada de carbono. A possibilidade dessas diversas aplicações destacou a necessidade de melhorar a eficiência desses sistemas tanto ao nível estrutural, operacional e no melhoramento dos seus componentes.

Com base nas recomendações deste trabalho, apresenta-se na figura 8.1 um desenho técnico estrutural onde se propõe uma nova estrutura em estudo para ETAR compostas por CWs com o propósito de solucionar os problemas operacionais identificados durante a realização deste trabalho. Esta nova configuração estrutural para os CWs, foi proposta pela *Hydrokompass*, uma empresa especializada no tratamento e gestão de águas, que desenvolveu este projeto inédito que visa a instalação de peças pré-moldadas em ETAR de CWs (*Hydrokompass*, 2021).

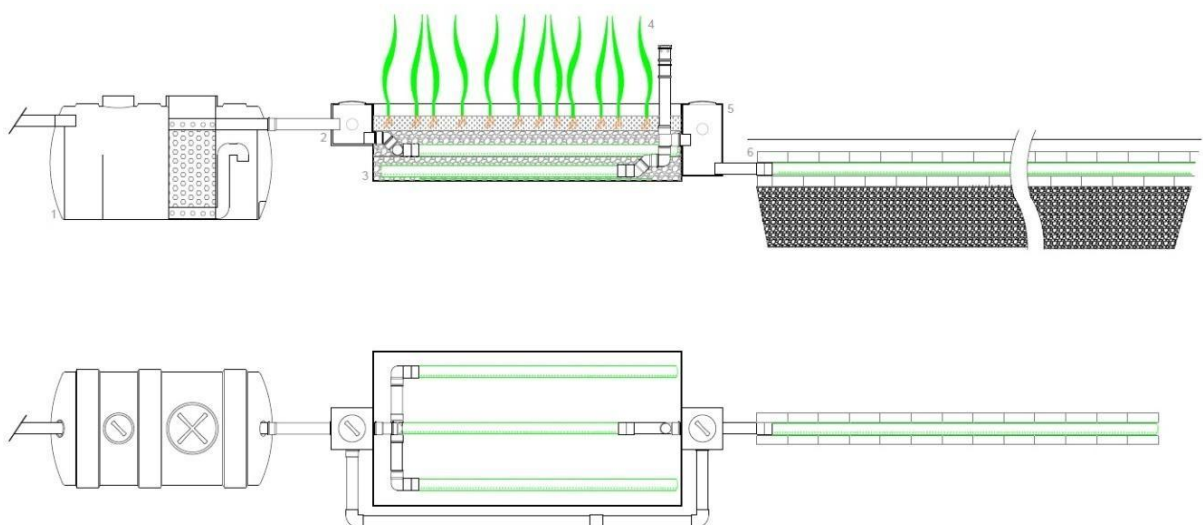


Figura 8.1- Desenho técnico, proposta de projeto para novos CWS. Fonte: *Hydrokompass* (2021).

Este sistema é composto pelos seguintes órgãos:

- 1- Gradagem
- 2- Fossa séptica
- 3- Caixa de recepção do afluente bruto com gradagem fina de sólidos
- 4- CWs com o Substrato filtrante instalado em uma *Hydrobox* para passagem do afluente bruto e a espécie de planta selecionada
- 5- Respirador com filtro de carvão ativado
- 6- Reservatório para recepção do efluente tratado
- 7- Tubagem para encaminhar o efluente tratado para o destino final.

A gradagem (1) irá permitir a retirada dos sólidos grosseiros e outros gradados. A fossa séptica (2) será o órgão de tratamento primário, onde nesta etapa procederá a decantação dos sólidos e a remoção dos óleos, gorduras e detergentes. Após este processo a água residual passará por outro processo de gradagem para retirada dos sólidos finos (3) e aqueles que não foram removidos na etapa 1. O efluente primário seguirá, através de uma tubagem perfurada para o CWs, onde há uma plataforma de evapotranspiração, composta por um substrato (meio filtrante), com diferentes granulometrias de cascalhos, com material pouco poroso e a seleção de plantas adequadas ao ecossistema proposto para a construção deste sistema (4). O efluente tratado é então recepcionado (5) e encaminhado para o destino final (6), seja para infiltrar no solo ou para a ribeira adjacente à ETAR.

A instalação da *hydrobox* (figura 8.2) permitirá a limpeza do meio filtrante através da injeção de ar comprimido ou água por toda a extensão do leito de plantas, evitando assim que os poros do substrato fiquem rapidamente colmatados.

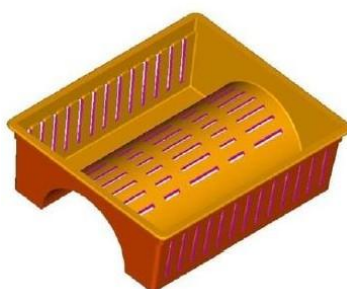


Figura 8.2 – *Hydrobox*: Módulo pré-fabricado em polipropileno reciclado criado pela empresa *Hydrokompass* (2021).

A escolha dessas novas estruturas para compor os CWs parte da necessidade de realizar a manutenção e a limpeza dos componentes do meio de enchimento. A tubagem utilizada atualmente nesse tipo de ETAR composta por CWs, não permite realizar intervenções para agir atempadamente aos problemas associados com a colmatação e com o escoamento hidráulico ineficiente.

Assim, a instalação dessas novas estruturas irá evitar custos com a reabilitação total dos CWs e permitirá uma melhor qualidade do efluente tratado ao longo dos anos de funcionamento das ETAR.

9 Considerações Finais

São muitos os mecanismos de remoção que envolvem o tratamento da água residual em CWs. Com a análise dos resultados, conclui-se que a remoção da matéria orgânica, nomeadamente CQO e CBO₅, esteve associada principalmente à eficiência de remoção da fossa séptica e à distribuição uniforme do caudal através do CWs.

A filtração física e a sedimentação foram os principais fatores que influenciaram a remoção dos parâmetros em CWs, especialmente na remoção do SST, CQO e CBO₅, o que sugere que o meio de enchimento é um dos componentes mais importantes no tratamento de águas residuais em ETAR de CWs. Contudo, as características cruciais identificadas para uma ótima remoção de sólidos e matéria orgânica nos CWs foram a remoção dos gradados primários a montante do sistema e a capacidade da fossa séptica em sedimentar e decompor a matéria orgânica. Assim, neste trabalho, a composição do meio de enchimento e a seleção de plantas não foram por si só, os fatores determinantes na eficiência de remoção das ETAR em estudo.

Relativamente á remoção da matéria orgânica, verificaram-se taxas de remoção de aproximadamente 20 % e 62 % para o CQO e entre 12 % e 60 % para o CBO₅ na fase do tratamento primário. Após o tratamento final, todos os parâmetros monitorizados neste trabalho obtiveram uma ótima taxa de remoção no afluente bruto, com eficiências de remoção médias entre 78,8 – 93,9 % para o parâmetro CQO, 89,7 – 97,0 % para CBO₅, 64,5 – 97,9 % para o SST, 19,8 – 48,5 % para o azoto total e 6,3 – 46,5 % para o fósforo total.

Conclui-se que a construção de novos sistemas de CWs para pequenos aglomerados urbanos atualmente é exequível. Contudo, é necessário ter especial atenção aos problemas associados aos anos de funcionamento dessas ETAR. Para resolução dos problemas encontrados durante a realização deste trabalho foram propostas novas estruturas que irão suprir as necessidades destas ETAR e prolongar a vida útil dos CWs. Assim, sugere-se que o modelo atual para a construção de CWs seja modificado, de forma a possibilitar um maior controle das condições do processo e para que seja possível realizar a correta manutenção e prevenção dos problemas a longo prazo.

10 Referências Bibliográficas

- A.F. Toro-Vélez, C.A. Madera-Parra, M.R. Peña-Varón, W.Y. Lee, J.C. Bezares- Cruz, W.S. Walker, H. Cárdenas-Henao, S. Quesada-Calderón, H. García-Hernández, P.N.L. Lens, BPA and NP removal from municipal wastewater by tropical horizontal subsurface constructed wetlands, *Science of The Total Environment*, Volume 542, Part A, 2016, Pages 93-101, ISSN 0048-9697.
- A.S. Tilak, S.P. Wani, M.D. Patil, A. Datta Evaluating wastewater treatment efficiency of two field scale subsurface flow constructed wetlands *Curr. Sci.*, 110 (2016), pp. 1764-1772.
- Abou-Elela SI, Golinielli G, Abou-Taleb EM, Hellal MS (2013) Municipal waste water treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. *Ecol Eng* 61(A):460–468.
- Afzal, M.; Yousaf, S.; Reichenauer, T.G.; Sessitsch, A. Ecology of alkane-degrading bacteria and their interaction with the plant. *Mol. Microb. Ecol. Rhizosphere* 2013,2, 975–989.
- Ahsan, M.T.; Najam-ul-Haq, M.; Idrees, M.; Ullah, I.; Afzal, M. Bacterial endophytes enhance phytostabilization in soils contaminated with uranium and lead. *Int J. Phytorem.* 2017,19, 937–946.
- Alberto Barco, Maurizio Borin, Treatment performance and macrophytes growth in a restored hybrid constructed wetland for municipal wastewater treatment, *Ecological Engineering*, Volume 107, 2017, Pages 160-171, ISSN 0925-8574.
- Anna Mietto, Marco Politeo, Simone Breschigliaro, Maurizio Borin, Temperature influence on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system in Northern Italy, *Ecological Engineering*, Volume 75, 2015, Pages 291-302, ISSN 0925-8574.
- Batool, A.; Saleh, T.A. Removal of toxic metals from wastewater in constructed wetlands as a green technology; catalyst role of substrates and chelators. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2020, 189, 109924.
- Battin, T.J.; Kaplan, L.A.; Newbold, J.D.; Cheng, X.; Hansen, C. Effects of current velocity on the nascent architecture of stream microbial biofilms. *Appl. Environ. Microbiol.* 2003,69, 5443– 5452.
- Bitton G: *Wastewater Microbiology*. 3rd edition. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, Inc; 2005:7–746.
- Branda, S.S.; Vik, Å.; Friedman, L.; Kolter, R. Biofilms: The matrix revisited. *Trends Microbiol.* 2005,13, 20–26. Capacity of a horizontal subsurface flow constructed wetland system for the removal of emerging pollutants: An injection experiment, *Chemosphere*, Volume 81, Issue 9, 2010, Pages 1137-1142, ISSN 0045-6535.
- Brisson, F. Chazarenc, Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? *Science of The Total Environment*, Volume 407, Issue 13, 2009, Pages 3923-3930, ISSN 0048-9697.

- C. Ramprasad, Chris Shirley Smith, Fayyaz A. Memon, Ligy Philip, Removal of chemical and microbial contaminants from greywater using a novel constructed wetland: GROW, *Ecological Engineering*, Volume 106, Part A, 2017, Pages 55-65, ISSN 0925-8574.
- Calheiros, C. S. C., Bessa, V. S., Mesquita, R. B. R., Brix, H., Rangel, A. O. S. S., & Castro, P. M. L. (2015). Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. *Ecological Engineering*, 79, 1-7.
- Catiane Pelissari, Cristina Ávila, Camila Maria Trein, Joan García, Rafael Dultra de Armas, Pablo Heleno Sezerino, Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater, *Science of The Total Environment*, Volume 574, 2017, Pages 390-399, ISSN 0048-9697.
- Chen Z, Cuervo DP, Müller JA, Wiessner A, Köser H, Vymazal J, Kästner M, Kusch P. Hydroponic root mats for wastewater treatment-a review. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2016 Aug;23(16):15911-28.
- Chong-Bang Zhang, Jiang Wang, Wen-Li Liu, Hang Jiang, Meng Wang, Ying Ge, Jie Chang, Denitrifying bacterial community dominantly drove nitrogen removals in vertical flow constructed wetlands as impacted by macrophyte planting patterns, *Chemosphere*, Volume 281, 2021, 130418, ISSN 0045-6535.
- Cristina Ávila, Anna Pedescoll, Víctor Matamoros, Josep María Bayona, Joan García, Marianna Garfí, Joan García. Three-stage hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse in warm climate regions, *Ecological Engineering*, Volume 61, Part A, 2013, Pages 43-49, ISSN 0925-8574.
- Dias, S., Mucha, A. P., Duarte Crespo, R., Rodrigues, P., & Almeida, C. M. R. (2020). Livestock Wastewater Treatment in Constructed Wetlands for Agriculture Reuse. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(22).
- Divyesh Parde, Aakash Patwa, Amol Shukla, Ritesh Vijay, Deepak J. Killedar, Rakesh Kumar, A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater, *Environmental Technology & Innovation*, Volume 21, 2021, 101261.
- El-Sheikh, M. A. ; Saleh, H. I. ; El-Quosy, D. E. ; Mahmoud, A. A. Improving water quality in polluted drains with free water surface constructed wetlands, *Ecological Engineering*, Volume 36, Issue 10, 2010, Pages 1478-1484, ISSN 0925-8574.
- Esteves, F.A. 1998. *Fundamentos de limnologia*. 2 ed. Interciência, Rio de Janeiro. 602p.
- Fabio Masi, Nicola Martinuzzi, Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation, *Desalination*, Volume 215, Issues 1–3, 2007, Pages 44-55, ISSN 0011-9164.
- Farooqi, I.H., Basheer, F., Chaudhari, R.J., 2008. Constructed wetland system (CWS) for wastewater treatment. In: *Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference*. pp. 1004–1009.

- Guang-Ji Hu, Min Zhou, Hao-Bo Hou, Xi Zhu, Wei-Hao Zhang, An ecological floating-bed made from dredged lake sludge for purification of eutrophic water, *Ecological Engineering*, Volume 36, Issue 10, 2010, Pages 1448-1458, ISSN 0925-8574.
- Hadad, Hernán & Maine, Maria & Bonetto, Carlos. (2006). Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Chemosphere*. 63. 1744-53. 10.1016/j.chemosphere.2005.09.014.
- Haiming Wu, Jian Zhang, Hui Hao Ngo, Wenshan Guo, Zhen Hu, Shuang Liang, Jinlin Fan, Hai Liu, A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation, *Bioresource Technology*, Volume 175, 2015, Pages 594-601, ISSN 0960-8524.
- Haiming Wu, Jian Zhang, Hui Hao Ngo, Wenshan Guo, Zhen Hu, Shuang Liang, Jinlin Fan, Hai Liu, A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation, *Bioresource Technology*, Volume 175, 2015, Pages 594-601, ISSN 0960-8524.
- Hussain, F.; Tahseen, R.; Arslan, M.; Iqbal, S.; Afzal, M. Removal of hexadecane by hydroponic root mats in partnership with alkane-degrading bacteria: Bacterial augmentation enhances system's performance. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 2019, 16, 4611–4620.
- Hydrokompass (2021). *Water Saving Concepts*. In web <https://www.hydrokompass.com/> accessed on 27 of September 2021.
- Ijaz, A.; Iqbal, Z.; Afzal, M. Remediation of sewage and industrial effluent using bacterially assisted floating treatment wetlands vegetated with *Typha domingensis*. *Water Sci. Technol.* 2016, 74, ISSN 2352-1864.
- Impellitteri, C. A.; Allen, H. E.; Yin, Y.; You, S. J.; Saxe, J. K. Soil properties controlling metal partitioning. In: SELIM, H. M.; SPARKS, D. L. (ed.). *Heavy metals release in soils*. Boca Raton: Lewis Publishers, p. 149 – 165, 2001.
- Jan Vymazal, Constructed wetlands for wastewater treatment, *Ecological Engineering*, Volume 25, Issue 5, 2005, Pages 475-477, ISSN 0925-8574.
- Jan Vymazal, Lenka Kröpfelová, Multistage hybrid constructed wetland for enhanced removal of nitrogen, *Ecological Engineering*, Volume 84, 2015, Pages 202-208, ISSN 0925-8574.
- Jan Vymazal, The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater, *Ecological Engineering*, Volume 35, Issue 1, 2009, Pages 1-17, ISSN 0925-8574.
- Janjit Iamchaturapatr, Su Won Yi, Jae Seong Rhee, Nutrient removals by 21 aquatic plants for vertical free surface-flow (VFS) constructed wetland, *Ecological Engineering*, Volume 29, Issue 3, 2007, Pages 287-293, ISSN 0925-8574.
- Jari Koskiahho, Petri Ekholm, Mari Rätty, Juha Riihimäki, Markku Puustinen, Retaining

- agricultural nutrients in constructed wetlands—experiences under boreal conditions, *Ecological Engineering*, Volume 20, Issue 1, 2003, Pages 89-103, ISSN 0925-8574.
- Jaume Puigagut, José Villaseñor, Juan José Salas, Eloy Bécares, Joan García, Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: comparative study, *Ecological Engineering*, Volume 30, Issue 4, 2007, Pages 312-319, ISSN 0925-8574.
- Kadlec RH, Wallace SD (2009) *Treatment Wetlands*, 2nd ed. CRC Press/Taylor and Francis Group, Boca Raton, USA. ISBN 978-1-56670-526-4.
- Knowles, P., Dotro, G., Nivala, J., & García, J. (2011). Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecological Engineering*, 37(2), 99–112.
- Kraiem, K., Kallali, H., Wahab, M. A., Fra-Vazquez, A., Mosquera-Corral, A., & Jedidi, N. (2019). Comparative study on pilots between ANAMMOX favored conditions in a partially saturated vertical flow constructed wetland and a hybrid system for rural wastewater treatment. *The Science of the total environment*, 670, 644–653.
- Ladislav, S.; Gerente, C.; Chazarenc, F.; Brisson, J.; Andres, Y. Floating treatment wetlands for heavy metal removal in highway stormwater ponds. *Ecol. Eng.* 2015,80, 85–91.
- Lamers, L.P.; Govers, L.L.; Janssen, I.C.; Geurts, J.J.; Van der Welle, M.E.; Van Katwijk, M.M.; Van derHeide, T.; Roelofs, J.G.; Smolders, A.J. Sulfide as a soil phytotoxin—A review. *Front. Plant Sci.* 2013,4, 268.
- Li Shen-gui, "Wetland model study of plant rhizosphere microorganism in the treatment of sanitary wastewater," 2011 International Symposium on Water Resource and Environmental Protection, Xi'an, 2011, pp. 1319-1322.
- Li, W.; Li, Z. In situ nutrient removal from aquaculture wastewater by aquatic vegetable *Pistia aquatica* on floating beds. *Water Sci. Technol.* 2009,59, 1937–1943.
- M.C. Perdana, H.B. Sutanto, G. Prihatmo Vertical Subsurface Flow (VSSF) constructed wetland for domestic wastewater treatment IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci., 148 (2018).
- Magdi Ebrahim Khalifa, Yasmeen Gaber Abou El-Reash, Mohamed I. Ahmed, Fady W. Rizk, Effect of media variation on the removal efficiency of pollutants from domestic wastewater in constructed wetland systems, *Ecological Engineering*, Mahmoud A. El-Sheikh, Hazem I. Saleh, Diaa E. El-Quosy, Abdallah A. Mahmoud, Metcalf and Eddy: Wastewater Engineering. New York: McGraw- Hill Inc; 1991.
- Maria dos Santos Tavares Ferreira de Figueiredo, F. (2019). ESTUDO TÉCNICO E ECONÓMICO EM SISTEMAS DE BOMBAGEM DE ÁGUAS RESIDUAIS. <http://hdl.handle.net/10400.22/15566>.
- Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th edition. McGraw-Hill, New York.

- Meyer, S. T., & Franceschinelli, E. V. (2011). Influência de variáveis limnológicas sobre a comunidade das macrófitas aquáticas em rios e lagoas da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, 62, 743-758.
- Nur Ashikin Abdul-Hamid, Nur Hafizah Mustaffer, M. Maulidiani, Ahmed Mediani, Intan Safinar Ismail, Chau Ling Tham, Khalid Shadid, Faridah Abas, O Decamp, A Warren, Investigation of *Escherichia coli* removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment, *Ecological Engineering*, Volume 14, Issue 3, 2000, Pages 293-299, ISSN 0925-8574.
- Oliveira, José Miguel. Estudo da Influência do Material de Enchimento na Remoção de Matéria Orgânica, Azoto e Sólidos em Leitões de Macrófitas do Tipo ESSH. UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA (2008).
- Oopkaup, K., Truu, M., Nõlvak, H., Ligi, T., Preem, J.-K., Mander, Ü., & Truu, J. (2016). Dynamics of Bacterial Community Abundance and Structure in Horizontal Subsurface Flow Wetland Mesocosms Treating Municipal Wastewater. *Water*, 8(10), 457.
- Oscar Omondi Donde, Cuicui Tian, Yingying Tian, Bangding Xiao, Efficacy of macrophyte dominated wastewater inclosure as post-treatment alternative in domestic wastewater quality polishing for eradication of faecal pathogenic bacteria pollution, *Process Safety and Environmental Protection*, Volume 114, 2018, Pages 192-205, ISSN 0957-5820.
- Pang, S.; Zhang, S.; Lv, X.; Han, B.; Liu, K.; Qiu, C.; Wang, C.; Wang, P.; Toland, H.; He, Z. Characterization of bacterial community in biofilm and sediments of wetlands dominated by aquatic macrophytes. *Ecol. Eng.* 2016, 97, 242–250.
- Pantip Klomjek, Suwanchai Nitorisavut, Constructed treatment wetland: a study of eight plant species under saline conditions, *Chemosphere*, Volume 58, Issue 5, 2005, Pages 585-593, ISSN 0045-6535.
- Papaevangelou, V., Gikas, G.D. & Tsihrintzis, V.A. Effect of operational and design parameters on performance of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands treating university campus wastewater. *Environ Sci Pollut Res* 23, 19504–19519 (2016).
- Paula L. Paulo, Claudia Azevedo, Larissa Begosso, Adriana F. Galbiati, Marc A. Boncz, Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping, *Ecological Engineering*, Volume 50, 2013, Pages 95-100, ISSN 0925-8574.
- Philip A.M. Bachand, Alexander J. Horne, Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. Effects of vegetation and temperature, *Ecological Engineering*, Volume 14, Issues 1–2, 1999, Pages 17-32, ISSN 0925-8574.
- Quality evaluation of the physical properties, phytochemicals, biological activities and proximate analysis of nine Saudi date palm fruit varieties, *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, Volume 19, Issue 2, 2020, Pages 151-160, ISSN 1658-077X.
- Rai UN, Upadhyay AK, Singh NK, Dwivedi S, Tripathi RD (2015) Seasonal applicability of

horizontal sub-surface flow constructed wetland for trace elements and nutrient removal from urban wastes to conserve Ganga River water quality at Haridwar, India. *Ecol Eng* 81:115–122.

- Rehman, F., Pervez, A., Khattak, B.N. and Ahmad, R. (2017), Constructed Wetlands: Perspectives of the Oxygen Released in the Rhizosphere of Macrophytes. *Clean Soil Air Water*, 45.
- Ronaldo, O. :, & Berton, S. (2009). INSTITUTO AGRONÔMICO CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA TROPICAL E SUBTROPICAL TEOR DE METAIS PESADOS EM SOLO CONTAMINADO COM RESÍDUO DE SUCATA METÁLICA, EM FUNÇÃO DE SUA ACIDIFICAÇÃO THABATA COSTA DE GODOY DOMINGUES.
- S. Ahmed, V. Popov, R.C. Trevedi Constructed wetland as tertiary treatment for municipal wastewater *Proc. Inst. Civ. Eng. Waste Resour. Manag.*, 161 (2008), pp. 77-84.
- S. Elfanssi, N. Ouazzani, L. Latrach, A. Hejjaj, L. Mandi Phytoremediation of domestic wastewater using a hybrid constructed wetland in mountainous rural área *Int. J. Phytoremediation*, 20 (2018), pp. 75-87.
- S.S. Zhu, X.C. Huang, S.-H. Ho, L. Wang, J.X. Yang Effect of plant species compositions on performance of lab-scale constructed wetland through investigating photosynthesis and microbial communities *Bioresour. Technol.*, 229 (2017), pp. 196-203.
- Sampriti Katak, Soumya Chatterjee, Mohan G. Vairale, Sanjai K. Dwivedi, Dharmendra K. Gupta, Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate), *Journal of Environmental Management*, Volume 283, 2021, 111986, ISSN 0301-4797.
- Shah, M., Hashmi, H.N., Ali, A. et al. Performance assessment of aquatic macrophytes for treatment of municipal wastewater. *J Environ Health Sci Engineer* 12, 106 (2014).
- Shahid, M. J., AL-surhane Ameen A., Kouadri, F., Ali, S., Nawaz, N., Afzal, M., Rizwan, M., et al. (2020). Role of Microorganisms in the Remediation of Wastewater in Floating Treatment Wetlands: A Review. *Sustainability*, 12(14), 5559. MDPI AG.
- Shakir, E.; Zahraw, Z.; Al-Obaidy, A.H.M.J. Environmental and health risks associated with reuse of wastewater for irrigation. *Egypt. J. Pet.* 2017, 26, 95–102.
- Shen, S., Li, X., Cheng, F. et al. Review: recent developments of substrates for nitrogen and phosphorus removal in CWS treating municipal wastewater. *Environ Sci Pollut Res* 27, 29837–29855 (2020).
- Tanveer Saeed, Guangzhi Sun, A lab-scale study of constructed wetlands with sugarcane bagasse and sand media for the treatment of textile wastewater, *Bioresour. Technol.*, Volume 128, 2013, Pages 438-447, ISSN 0960-8524.
- Tanveer Saeed, Rumana Afrin, Abdullah Al Mueyed, Guangzhi Sun, Treatment of tannery

- wastewater in a pilot-scale hybrid constructed wetland system in Bangladesh, *Chemosphere*, Volume 88, Issue 9, 2012, Pages 1065-1073, ISSN 0045-6535.
- Teixeira, Ângelo José Lopes (2006). *Tipologia sócio-económica das freguesias da Região do Algarve, 1991 - 2001*, Dissertação de mest., Economia Regional e Desenvolvimento Local, Faculdade de Economia, Univ. do Algarve.
- Trang NTD, Konnerup D, Schierup H, Chiem NH, Tuan LA, Brix H (2010) Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: effects of hydraulic loading rate. *Ecol Eng* 36(4):527–535.
- UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA Estudo da Influência do Material de Enchimento na Remoção de Matéria Orgânica, Azoto e Sólidos em Leitões de Macrófitas do Tipo ESSH. Oliveira, José Miguel (2008).
- US Environmental Protection Agency. (2000). *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*.
- USEPA (United States Environment Protection Agency). (1999). *Manual - Constructed wetlands treatment for municipal wastewaters*. Cincinnati, Ohio, USA: USEPA Office of Research and Development.
- Van de Moortel, A.M.; Meers, E.; De Pauw, N.; Tack, F.M. Effects of vegetation, season and temperature on the removal of pollutants in experimental floating treatment wetlands. *Water Air Soil Pollut.* 2010, 212, 281–297. Volume 143, 2020, 105668, ISSN 0925-8574.
- Vymazal, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: A review. *Hydrobiologia* 674, 133–156 (2011).
- Wang, C.-Y.; Sample, D.J. Assessment of the nutrient removal effectiveness of floating treatment wetlands applied to urban retention ponds. *J. Environ. Manag.* 2014, 137, 23–35.
- Wang, C.-Y.; Sample, D.J.; Bell, C. Vegetation effects on floating treatment wetland nutrient removal and harvesting strategies in urban stormwater ponds. *Sci. Total Environ.* 2014, 499, 384–393.
- Weerakoon GMPR, Jinadasa KBSN, Herath GBB, Mowjood MIM, van Bruggen JJA (2013) Impact of the hydraulic loading rate on pollutants removal in tropical horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol Eng* 61(A):154–160.
- Weimin Xing, Yuguo Han, Zifan Guo, Yue Zhou, Quantitative study on redistribution of nitrogen and phosphorus by wetland plants under different water quality conditions, *Environmental Pollution*, Volume 261, 2020, 114086, ISSN 0269-7491.
- Wu, J. Zhang, H.H. Ngo, W. Guo, Z. Hub, S. Liang, J. Fan, H. Liu A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation *Bioresour. Technol.*, 175 (2015), pp. 594-601.
- Xian-Ning Li, Hai-Liang Song, Wei Li, Xi-Wu Lu, Osamu Nishimura, An integrated

ecological floating-bed employing plant, freshwater clam and biofilm carrier for purification of eutrophic water, *Ecological Engineering*, Volume 36, Issue 4, 2010, Pages 382-390, ISSN0925-8574.

Xian-Ning Li, Hai-Liang Song, Wei Li, Xi-Wu Lu, Osamu Nishimura, An integrated ecological floating-bed employing plant, freshwater clam and biofilm carrier for purification of eutrophic water, *Ecological Engineering*, Volume 36, Issue 4, 2010, Pages 382-390, ISSN0925-8574.

Xiaohong Zhou, Zhenli He, Kimberly D. Jones, Liguang Li, Peter J. Stoffella, Dominating aquatic macrophytes for the removal of nutrients from waterways of the Indian River Lagoon basin, South Florida, USA, *Ecological Engineering*, Volume 101, 2017, Pages 107-119, ISSN 0925-8574.

Xin, Z., Li, X., Nielsen, S., Yan, Z., Zhou, Y., Jia, Y., Tang, Y., Guo, W., & Sun, Y. (2012). Effect of Stubble Heights and Treatment Duration Time on the Performance of Water Dropwort Floating Treatment Wetlands (FTWS), *Ecological Chemistry and Engineering S*, 19(3), 315-330.

Yan Yang, Yaqian Zhao, Ranbin Liu, David Morgan, Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands, *Bioresource Technology*, Volume 261, 2018, Pages 441-452, ISSN 0960-8524.

Yi Chen, Yue Wen, Qi Zhou, Jan Vymazal, Effects of plant biomass on denitrifying genes in subsurface-flow constructed wetlands, *Bioresource Technology*, Volume 157, 2014, Pages 341- 345, ISSN 0960-8524.

Zhang, C.-B.; Liu, W.-L.; Pan, X.-C.; Guan, M.; Liu, S.-Y.; Ge, Y.; Chang, J. Comparison of effects of plant and biofilm bacterial community parameters on removal performances of pollutants in floating island systems. *Ecol. Eng.* 2014, 73, 58–63.

Zhang, L.; Zhao, J.; Cui, N.; Dai, Y.; Kong, L.; Wu, J.; Cheng, S. Enhancing the water purification efficiency of a floating treatment wetland using a biofilm carrier. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2016, 23, 7437–7443.