



Sumário da Lição

Tratamento e Valorização de Efluentes usando Microalgas

Luísa Paula Viola Afonso Barreira

2025

Sumário pormenorizado da Lição apresentada no âmbito das Provas Públicas de Agregação, conforme estipulado na alínea c) iii) do artigo 4º do Regulamento nº 502/2024 da Universidade do Algarve que regula a atribuição do Título de Agregado da Universidade do Algarve.

Gostaria de dedicar este trabalho aos membros do MarBiotech, o meu grupo de investigação, em particular ao meu colega João Varela, o responsável pela minha entrada no mundo das algas, pelo apoio e, sobretudo, respeito e companheirismo nestas andanças da investigação. Sem a sua participação, este trabalho não seria possível.

Índice

| | |
|--|-----------|
| 1. PREÂMBULO | 5 |
| 2. ENQUADRAMENTO | 6 |
| 3. INTRODUÇÃO | 7 |
| 4. TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS E INDUSTRIAIS – DESAFIOS | 9 |
| 4.1. Caracterização química de águas residuais | 9 |
| 4.2. Poluentes emergentes | 12 |
| 5. TRATAMENTO DE EFLUENTES COM MICROALGAS | 14 |
| 5.1. Microalgas | 14 |
| 5.2. Introdução de microalgas no tratamento de efluentes | 16 |
| 5.3. Mecanismos de remoção de poluentes por microalgas | 19 |
| 5.4. Remoção de poluentes emergentes por microalgas | 22 |
| 5.5. Estratégias de aproveitamento da biomassa | 26 |
| 5.6. Exemplos de aplicação à escala piloto | 28 |
| 6. Considerações finais | 35 |
| 7. Referências bibliográficas | 37 |

1. Preâmbulo

O sumário aqui apresentado descreve o conteúdo da lição intitulada “Tratamento e Valorização de Efluentes usando Microalgas” apresentada no âmbito das Provas Públicas de Agregação na Universidade do Algarve. Este trabalho poderá ser apresentado como Seminário em cursos de pós-graduação como o Mestrado e o Doutoramento em Biotecnologia, da Universidade do Algarve.

Nesta lição, será apresentada uma análise abrangente sobre o papel das microalgas no tratamento e na valorização de efluentes domésticos e industriais. Inicialmente, serão discutidos os fundamentos biológicos e bioquímicos que tornam esses organismos adequados para a remediação ambiental, incluindo sua fisiologia, capacidade metabólica e adaptação a condições adversas. Em seguida, serão abordadas as principais tecnologias empregadas em sistemas de tratamento baseados em microalgas, como os fotobiorreatores; nesta lição serão abordadas as estratégias para otimizar o desempenho desses sistemas, considerando fatores como a seleção de estirpes específicas em oposição à utilização de consórcios naturais, a influência das condições ambientais bióticas (presença de predadores, composição de consórcios) e abióticas (intensidade luminosa e fotoperíodo, temperatura, pH e presença de contaminantes) e o acoplamento com outras tecnologias de tratamento. Será dada especial atenção às limitações e desafios associados ao tratamento de efluentes com microalgas, particularmente o custo energético e o aumento de escala do processo, e as barreiras legislativas. Sempre que possível serão apresentados resultados de casos de estudo em condições reais, desenvolvidos à escala piloto pela autora, no âmbito dos projetos GreenTreat e RHE-MEDiation.

Por fim, será discutido o impacto do uso de microalgas numa perspetiva integrada de sustentabilidade, destacando como a tecnologia apresentada pode contribuir para a preservação dos recursos hídricos, a redução da dependência de combustíveis fósseis e a promoção de cadeias produtivas mais verdes e resilientes. Assim, a presente lição visa não apenas discutir os avanços científicos e tecnológicos no campo da biotecnologia, mas também estimular a reflexão sobre a necessidade de transição para práticas industriais mais sustentáveis e alinhadas com as metas globais de desenvolvimento sustentável.

2. Enquadramento

O tratamento de efluentes domésticos e industriais constitui um dos maiores desafios globais no âmbito da gestão ambiental. O crescimento populacional e a intensificação das atividades industriais geram volumes cada vez maiores de águas residuais, ricas em nutrientes, compostos orgânicos e contaminantes tóxicos. A gestão inadequada desses efluentes resulta em impactos negativos significativos sobre os ecossistemas aquáticos, além de representar um risco à saúde pública. Neste contexto, a busca por soluções tecnológicas sustentáveis e economicamente viáveis tornou-se uma prioridade, e a utilização de microalgas apresenta-se como uma abordagem inovadora e promissora.

As microalgas são organismos fotossintéticos que possuem uma notável capacidade de absorver nutrientes como azoto e fósforo, frequentemente encontrados em concentrações elevadas em efluentes. Este potencial é particularmente relevante, dado que estes nutrientes, quando lançados em concentrações elevadas para os cursos de água, contribuem para processos de eutrofização, causando desequilíbrios ecológicos. Além disso, muitas espécies de microalgas demonstram grande eficiência na remoção de metais pesados e outros poluentes emergentes, como fármacos e pesticidas, que desafiam os sistemas de tratamento convencionais.

Um dos grandes atrativos do uso de microalgas no tratamento de efluentes reside na possibilidade de transformar um problema ambiental numa oportunidade económica, uma vez que, durante o processo de tratamento, as microalgas produzem biomassa que pode ser valorizada em diversos setores industriais. Dependendo do seu grau de contaminação com os poluentes removidos dos efluentes, a biomassa algal pode ser convertida em biocombustíveis, como biodiesel, bioetanol e biogás, ou utilizada como matéria-prima na produção de biofertilizantes, rações animais e biomoléculas de valor acrescentado, como pigmentos, antioxidantes e compostos farmacêuticos. Pode assim considerar-se que o tratamento de efluentes com microalgas cumpre os princípios da economia circular, promovendo uma gestão eficiente dos recursos e contribuindo para a mitigação das alterações climáticas.

3. Introdução

A poluição química da água tornou-se uma preocupação significativa e uma prioridade para a sociedade, as autoridades públicas e, especialmente, para o setor industrial. As fontes de poluição ambientais podem ser muito variadas, incluindo atividades de mineração, resíduos industriais, águas residuais urbanas, pesticidas e fertilizantes químicos usados nas atividades agrícolas, uso de energia, resíduos radioativos e desenvolvimento urbano, entre muitos outros.

Os efluentes aquosos gerados pelas atividades humanas nos setores doméstico, agrícola e industrial contêm contaminantes nocivos ou até tóxicos que expõem a saúde humana e o ambiente a riscos. Considerando que tais efluentes são frequentemente lançados em corpos de água, é crucial proteger os recursos hídricos aplicando formas de tratamento de efluentes capazes de diminuir a sua contaminação. A legislação que regulamenta a descarga de efluentes líquidos domésticos e industriais é cada vez mais rigorosa, especialmente em países desenvolvidos, exigindo que todas as águas residuais sejam tratadas antes de serem descarregadas na natureza. A Diretiva Europeia para o Tratamento de Águas Residuais Urbanas está em vigor há mais de 30 anos e, desde sua adoção em 1991, observou-se uma melhoria significativa da qualidade dos corpos hídricos na Europa. No entanto, nos últimos anos esta tendência de melhoria parece ter estagnado e o último relatório sobre a qualidade da água na Europa, emitido pela Agência Ambiental Europeia, relata que apenas 37% das águas superficiais de 19 Estados Membros (entre os quais Portugal) na Europa se encontram em bom ou elevado estado ecológico, sendo que a situação não sofreu qualquer alteração entre 2015 e 2021 (EEA Report 07/2024).

O panorama mundial não é melhor, as Nações Unidas estimam que a produção global de águas residuais seja de 359.4 km³ anualmente, das quais apenas 63% são recolhidas e 52% alvo de algum tipo de tratamento (Jones et al., 2021). Por outro lado, estima-se que, até 2030, o mundo enfrentará um défice hídrico de 40%, facto que poderia ser francamente melhorado caso o tratamento de águas residuais fosse eficiente o suficiente para permitir a reutilização das águas residuais tratadas (*The 4th Edition of the UN World Water Development Report*, 2012). No entanto, apesar do investimento realizado, sobretudo pelos países mais ricos, no tratamento de águas residuais, apenas uma pequena parte da água tratada é intencionalmente reutilizada, muitas vezes pelo facto de os métodos de tratamento de efluentes usados atualmente não produzirem água com suficiente qualidade para ser reutilizada. Desta forma, é urgente desenvolver alternativas que viabilizem a reutilização de águas residuais domésticas, urbanas ou industriais. De entre os vários tipos de tratamento possíveis, a utilização de microalgas parece ser uma alternativa viável graças à sua capacidade em remover não só nutrientes como poluentes emergentes.

As águas residuais urbanas, industriais e agroindustriais são geralmente ricas em nutrientes orgânicos e inorgânicos, principalmente azoto, carbono e fósforo, que podem ser usados como fonte nutricional para o cultivo de microalgas. No entanto, para além destes nutrientes, estes efluentes podem conter ainda compostos como pesticidas, metais pesados e produtos farmacêuticos, e a capacidade das microalgas para remover esses compostos torna o seu cultivo ainda mais atrativo (Shahid et al., 2020). O uso de águas residuais como fonte de nutrientes para o cultivo de microalgas reduz significativamente o impacto ambiental das águas residuais, minimizando a eutrofização, ou a acidificação de corpos hídricos. Além disso, os custos do tratamento das águas residuais podem ser consideravelmente reduzidos ao utilizar microalgas em vez de tratamentos bacterianos convencionais (Garfí et al., 2017; Morais et al., 2022).

Os primeiros dados sobre o tratamento de águas residuais com microalgas datam da década de 1950, e desde então vários autores se têm debruçado sobre esta temática com propostas de melhoramento do processo (Morais et al., 2021; Oswald et al., 1957). Entre os desafios mais significativos está a escolha de estirpes/consórcios capazes de crescer robustamente em cada tipo de água residual. A resistência a substâncias nocivas presentes nos efluentes é crucial para permitir o escalonamento do processo e alcançar taxas elevadas de crescimento de biomassa juntamente com uma boa eficiência no tratamento da água, tudo isto com o menor tempo de retenção hidráulica possível (Gouveia et al., 2016). Outro desafio é o desenvolvimento de reatores capazes de promover uma eficiente iluminação e agitação para aumentar a capacidade e a eficácia do tratamento das águas residuais. Uma possível via futura seria a melhoria na automação do processo de tratamento, reduzindo os custos com mão-de-obra e aumentando a sua eficiência (Sathinathan et al., 2023). Apesar disso, raramente são realizadas avaliações de custos, uma vez que, apesar da grande quantidade de estudos realizados à escala laboratorial, poucos são os realizados à escala piloto em condições reais que permitiriam uma melhor perceção dos custos envolvidos no processo de tratamento de águas residuais (Liberti et al., 2024). A relação custo-benefício pode também ser um fator limitante para o aumento de escala do tratamento de águas residuais com microalgas. Contudo, as microalgas possuem inúmeras vantagens que podem compensar os gastos de capital (CAPEX) e operacionais (OPEX) associados ao processo de tratamento. Por último, as microalgas apresentam variadíssimas oportunidades de valorização incluindo a recirculação de nutrientes na produção de biofertilizantes ou de rações para animais, a produção de biocombustíveis ou ainda a extração de compostos de elevado valor comercial como os bioestimulantes para a agricultura, ou ácidos gordos polinsaturados para a suplementação de rações e alimentos, ou pigmentos carotenoides para as indústrias cosmética e farmacêutica. Deverá ter-se, no entanto, a precaução de avaliar o grau de contaminação da biomassa uma vez que a sua contaminação com os compostos nocivos/tóxicos removidos do efluente poderá inviabilizar algumas das perspetivas de valorização mencionadas.

4. Tratamento de efluentes urbanos e industriais – desafios

4.1. Caracterização química de águas residuais

A quantidade e a qualidade das águas residuais dependem sobretudo da fonte emissora: doméstica, urbana ou industrial. No caso dos efluentes domésticos, a composição das águas residuais pode ser influenciada pelo estilo de vida dos residentes, costumes, estatuto socioeconómico e ambiente social em que vivem (Henze, 2008). Em contrapartida, a composição das águas residuais industriais é afetada pelos processos utilizados na indústria em causa. Como constituintes mais comuns encontramos: microrganismos, como bactérias patogénicas, vírus e ovos de parasitas; matéria orgânica biodegradável e outros compostos orgânicos mais recalcitrantes como detergentes, pesticidas, ou óleos e gorduras; nutrientes de azoto e fósforo; metais e outros compostos inorgânicos, etc. A Tabela 1 apresenta uma lista de alguns dos tipos de águas residuais mais comuns assim como a sua composição.

Como se pode constatar pela diversidade de compostos e pela vasta gama de concentrações listadas na Tabela 1, as águas residuais podem contribuir significativamente para a poluição da água quando não adequadamente tratadas conforme os regulamentos da UE. Entre outros elementos, são frequentemente ricas em matéria orgânica, e compostos de azoto e fósforo que, quando não removidos podem contribuir para a eutrofização. Contêm também compostos químicos tóxicos, bactérias e vírus que, caso sejam libertados no ambiente, podem ter um impacto negativo na nossa saúde.

De entre os diversos poluentes, as águas residuais contêm os chamados “poluentes emergentes”, um grupo diversificado de contaminantes que estão a ganhar cada vez mais atenção devido ao seu potencial tóxico para a saúde humana e persistência nos ecossistemas aquáticos (Yadav et al., 2021). De entre as várias classes de poluentes emergentes salientam-se os metais, pesticidas, fármacos, bifenis policlorados (PCBs), substâncias per e polifluoroalquiladas (PFAS) e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs). Uma lista mais exaustiva pode ser consultada no material suplementar do artigo publicado por Liberti et al. (2024).

Tabela 1. Composição de diferentes tipos de águas residuais

| Tipo de efluente | Descrição | Principais contaminantes | Concentração | Referências | |
|--------------------------|--|--|--|---|--|
| Doméstico | Águas residuais geradas por habitações familiares, incluindo resíduos alimentares e águas sanitárias | Matéria orgânica bio- e não-degradável | Fibras | ≈20,6% | Ulrich et al. (2005) Henze (2008) Huang et al. (2010) Mahendra & Patil (2013) |
| | | | Açúcares | ≈10,7% | |
| | | | Proteínas | ≈12,4% | |
| | | | Carência Química de Oxigénio (CQO) | ≈1000 mg/L | |
| | | Sabões e detergentes | Sabão | ≈174 µg/L | Rani Devi & Dahiya (2008) Selvarajan et al. (2021) Subedi et al. (2017) |
| | | | Sulfonatos de alquilbenzeno | ≈39 µg/L | |
| | | | Álcool etoxilado | ≈6,2 µg/L | |
| | | | Sulfatos de álcoois | ≈5,7 µg/L | |
| | | Microrganismos patogénicos | <i>Clostridium, Klebsiella, Corynebacterium, Bordetella, Staphylococcus e Rhodococcus</i> | ≈1,5-5 unidades log | |
| | | Fármacos e produtos de higiene pessoal | Cafeína | ≈61 µg/L | |
| | | | Ibuprofeno | ≈1,2 µg/L | |
| | | | Atenolol | ≈2,9 µg/L | |
| Triclocarban | ≈2,4 µg/L | | | | |
| Sólidos suspensos totais | | ≈120 mg/L | | | |
| Agrícola | Águas residuais resultantes de atividades agrícolas | Nutrientes | Azoto | ≈18-448 mg/L | Berlin et al. (2014) de Souza et al. (2020) Guo et al. (2023) Gupta et al. (2016) |
| | | | Fósforo | ≈5,4-7,1 mg/L | |
| | | Pesticidas e herbicidas | Fluconazol, diazinon, diurão, atrazina, simazina, malatião, metalocloro, tebuconazol e carbendazim | ≈3 ng/L–27 µg/L | Kantawanichkul & Somprasert (2005) Köck-Schulmeyer et al. (2013) Westlund & Yargeau (2017) |
| | | Matéria orgânica | Carência Química de Oxigénio | ≈1-30g/L | |
| Hospital | Águas residuais de instalações de saúde | Microrganismos patogénicos | <i>Acinetobacter, Klebsiella, Aeromonas, e Pseudomonas</i> | Aydin et al. (2019) Khan et al. (2021) | |
| | | Desinfetantes | Iodo | ≈0.4 mg/L Reichert et al. (2019) | |

| | | | | | |
|--------------------------|--|--------------------------|---|------------------|---------------------------------|
| | | | Dióxido de cloro | | Wang et al. (2020) |
| | | | Cloro líquido | | Yao et al. (n.d.) |
| | | | Hipoclorito de sódio | | |
| | | Fármacos | Clozapina, clorpromazina e risperidona | ≈0,310–1432 µg/L | |
| | | | Azitromicina, claritromicina e ciloxacina | ≈21.2–4886 ng/L | |
| Lactícínios (industrial) | Águas residuais geradas por explorações agrícolas de produção de leite e indústria processadora de leite | Matéria orgânica | CQO | ≈1–7.5 g/L | Ashekuzzaman et al. (2019) |
| | | Nutrientes | Azoto | ≈19.5–57.2 g/L | Guillen-Jimenez et al. (2000) |
| | | | Fósforo | ≈20–65.9 g/L | Queiroz et al. (2017) |
| | | | Potássio | ≈2.9–7.3 g/L | Stasinakis et al. (2022) |
| Têxteis (industrial) | Águas residuais produzidas no processamento de têxteis (tintagem e amaciamento, entre outros) | Pigmentos | | ≈10–361 mg/L | Chatzisyseon et al. (2006) |
| | | Metais | Cobre | ≈0.0405 mg/L | Nicolaou & Hadjivassilis (1992) |
| | | | Chumbo | ≈0.0003 mg/L | Sarker et al. (2015) |
| | | Matéria orgânica | CQO | ≈240 kg/d | Sarker et al. (2019) |
| | | | CBO | ≈60 kg/d | |
| | | Sólidos suspensos totais | | ≈100–336 mg/L | |
| | | Sólidos dissolvidos | | ≈1.8–4.4 g/L | |

4.2. Poluentes emergentes

São muitas as razões pelas quais os poluentes emergentes devem merecer cada vez mais a atenção da comunidade científica: para além da sua natureza persistente no ambiente e capacidade de acumulação pelos organismos, estes compostos apresentam baixas taxas de remoção nas estações de tratamento de águas residuais convencionais ou, mesmo sendo removidos a taxas relativamente elevadas (>90%) existem em quantidades tão elevadas nos influentes que as quantidades emitidas na descarga de água tratada são, por vezes, superiores à concentração sem efeito previsível (“Predicted No-Effect Concentration” – PNEC) para os organismos aquáticos, o que aumenta o seu quociente de risco (A. M. P. T. Pereira et al., 2015, 2016). Mesmo em pequenas quantidades, os poluentes emergentes podem interferir com os sistemas endócrinos dos organismos aquáticos, causando danos acrescidos à vida aquática, e potencialmente infiltrar-se na cadeia alimentar. Nos últimos anos, a presença de poluentes como fármacos, disruptores endócrinos, inseticidas e produtos de higiene pessoal, tem sido detetada em águas superficiais, águas residuais e águas subterrâneas um pouco por todo o mundo (Arman et al., 2021; Yadav et al., 2021). Uma vez que os efeitos tóxicos cumulativos sobre os organismos aquáticos e o ambiente não estão ainda totalmente compreendidos é extremamente importante monitorizar a sua ocorrência e desenvolver métodos de tratamento de efluentes que evitem a sua entrada no ambiente.

Existem vários estudos que abordam a eliminação destes contaminantes utilizando técnicas de tratamento físicas, químicas e biológicas, incluindo algumas abordagens de tratamento inovadoras, como a oxidação avançada, ou a utilização de biofiltros naturais como as microalgas (Arman et al., 2021). Em termos legislativos, a EU apresenta um conjunto de Diretivas e Regulamentos sobre a qualidade e tratamento da água, entre os quais se destacam:

1. Diretiva 91/271/CEE do Conselho, de 21 de Maio de 1991, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas. Estabelece que as águas residuais urbanas devem ser sujeitas a um tratamento secundário (ou equivalente), sendo que a sua implementação estava dependente do número de equivalente de população (e.p. = a carga orgânica biodegradável por dia, com uma carência bioquímica de oxigénio de cinco dias (CBO₅) de 60 gramas de oxigénio por dia), deixando de fora populações com e.p. inferior a 2000.
2. Diretiva-Quadro da Água (DQA): proposta de diretiva do Conselho Europeu (1997/0067/COD) adotada em 2000 (2000/60/CE), é uma pedra basilar da política da água da UE que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água. A DQA visa proteger e restaurar os corpos de água através da prevenção e redução da poluição e considera os poluentes emergentes como substâncias poluentes prioritárias como uma das suas prioridades, devido à sua capacidade para contaminar os ecossistemas

aquáticos (Wiering et al., 2020). Providencia ainda uma lista indicativa dos principais poluentes a monitorizar, nos quais são incluídos, entre outros, compostos organo-halogenados, organofosforados e organoestanhosos, disruptores endócrinos, hidrocarbonetos persistentes, metais e produtos fitofarmacêuticos. Embora alguns produtos farmacêuticos e de higiene pessoal possam ser incluídos nas categorias listadas, não são ainda especificamente listados.

3. Diretiva (UE) 2024/3019 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 27 de novembro de 2024, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas, (reformulação). Esta Diretiva entrou em funcionamento em 01/01/2025 e vem revogar a Diretiva 91/271/CEE assim como algumas das alterações que foram sendo sucessivamente publicadas. Esta nova Diretiva vem obrigar ao tratamento (pelo menos secundário) das águas residuais produzidas por populações acima de 1000 e.p. e obriga à introdução de sistemas de tratamento quaternário, especialmente direcionado para a remoção de “micropoluentes orgânicos” em estações de tratamento que sirvam populações com e.p. superior a 150 000. Para além de impor limites mais restritivos no lançamento de matéria orgânica e nutrientes que contribuam para a eutrofização, a nova Diretiva reforça a necessidade da reutilização da água tratada e expressa preocupação com os custos energéticos associados ao tratamento sugerindo a produção de energias renováveis e a valorização das lamas produzidas durante o tratamento. Com o aumento do conhecimento científica, a nova Diretiva vem agora mencionar um número consideravelmente maior de substâncias poluentes passando a incluir microplásticos, substâncias perfluoroalquiladas e polifluoroalquiladas (PFAS), produtos farmacêuticos e cosméticos para os quais as estações de tratamento devem apresentar taxas de remoção de 80% em relação às águas afluentes.

4. Recomendação para avaliação de risco ambiental do uso de produtos farmacêuticos (EMEA/CHMP/SWP/4447/00). A Agência Europeia do Medicamento (AEM) emitiu orientações sobre a avaliação do risco ambiental dos produtos farmacêuticos, garantindo que as empresas farmacêuticas consideram os aspetos ambientais no impacto dos seus produtos antes da sua colocação no mercado. No entanto, esta recomendação não se aplica a produtos comercializados antes de 2006, além de não constituírem um verdadeiro impedimento à comercialização do produto (Ågerstrand et al., 2015).

Embora as normas e leis mencionadas acima forneçam um enquadramento para a gestão dos poluentes emergentes, existem ainda alguns desafios que precisam de ser enfrentados. A monitorização constante e a gestão do risco são a melhor forma de promoção do desenvolvimento de novas tecnologias, assim como de alertar para a

necessidade de colmatar lacunas regulamentares. Assim, é fundamental que os decisores políticos atualizem continuamente a legislação de forma a acompanhar o ritmo dos avanços científicos no desenvolvimento de novos produtos com possíveis emissões para o ambiente.

A atualização da legislação que regula o tratamento de efluentes vem, no entanto, trazer novos desafios tecnológicos às estações de tratamento que devem ser capazes de efetivamente diminuir a emissão de poluentes emergentes na descarga de águas tratadas no ambiente. As microalgas têm sido apontadas como uma das possíveis soluções dada a sua elevada capacidade para a remoção de diversos poluentes da água, combinando a remoção de micropoluentes orgânicos com a remoção de nutrientes promotores de eutrofização que utilizam para o seu crescimento (Morais et al., 2022; A. Pereira et al., 2023). O facto de produzirem uma biomassa com maior valor do que as lamas provenientes dos tratamentos biológicos usando bactérias, que pode ser usada na produção de biofertilizantes ou biocombustíveis vem também na direção daquilo que é requerido pela nova Diretiva de tratamento de efluentes publicada pela EU (Barros et al., 2022; de Moraes et al., 2023). O próximo capítulo explicará com mais detalhe de que forma podem efetivamente as microalgas fazer parte da solução.

5. Tratamento de efluentes com microalgas

5.1. Microalgas

As microalgas são um dos grupos taxonómicos mais diversos de organismos fotossintéticos, desde as microalgas procarióticas como as cianobactérias às microalgas eucarióticas unicelulares ou coloniais, estimando-se que possam existir mais de 100.000 espécies diferentes (Vieira et al., 2022). Apresentam uma grande diversidade de tamanho, 2-50 μm , e de formas podendo ser esféricas, ovais ou até em forma de estrela e existir de forma livre ou em agregados, ou formando filamentos. Em geral são organismos aquáticos, podendo crescer em água doce, salobra ou água do mar, embora possam também ser encontradas em rochas ou até no deserto desde que tenham alguma humidade (Vieira et al., 2022). A Figura 1 apresenta vários tipos de microalgas isoladas em efluentes.

Em comum, as microalgas têm a capacidade de fazer fotossíntese, convertendo CO_2 em biomassa e libertando O_2 , embora algumas espécies sejam capazes crescer no escuro usando compostos orgânicos como fonte de energia. Para realizar fotossíntese podem usar tanto CO_2 como o anião bicarbonato, no entanto, esta última é a forma preferida na Natureza devido à baixa solubilidade do CO_2 na água. Algumas espécies de microalgas podem ainda crescer heterotroficamente consumindo fontes orgânicas de carbono como açúcares (especialmente glucose), álcoois (glicerol ou etanol) ou ácidos (acetato). Outras espécies podem ainda crescer de forma mixotrófica, na presença de

luz, consumindo CO₂ e formas orgânicas de carbono, o que lhes pode conferir alguma vantagem no tratamento de efluentes uma vez que ambas as formas de carbono se encontram disponíveis nestas águas (Su, 2021).

Para crescer precisam ainda de nutrientes de azoto e fósforo; as fontes mais comuns de azoto são as formas inorgânicas como os nitratos (NO₃⁻), nitritos (NO₂⁻) e amónia (NH₄⁺), sendo que esta última é geralmente preferida uma vez que a sua assimilação acarreta menos custos energéticos para as células. No entanto, as microalgas podem ainda consumir fontes orgânicas de azoto dissolvido incluindo aminoácidos, ureia, extrato de levedura, e peptonas, entre outros (Su, 2021). Em águas residuais, a amónia é geralmente a forma mais comum embora possa ser tóxica para as microalgas caso esteja presente em concentrações muito altas (acima de 100 mg/L) (Chai et al., 2021). No caso do fósforo, é unanimemente aceite que as microalgas têm clara preferência pelas formas inorgânicas como os fosfatos (Solovchenko et al., 2016).

Uma vez que as formas nas quais os nutrientes se encontram na água está fortemente dependente do pH, é muito importante que este parâmetro seja regulado durante o tratamento de efluentes com microalgas uma vez que o consumo de CO₂ durante a fotossíntese pode facilmente elevar o pH (Morais et al., 2022). Em pHs elevados há conversão da amónia em amoníaco que, sendo volátil, pode comprometer o desenvolvimento das microalgas por défice de azoto. Já no caso dos fosfatos, estes podem formar complexos pouco solúveis a pHs mais elevados o que pode também comprometer a sua disponibilidade para as microalgas (Solovchenko et al., 2016).

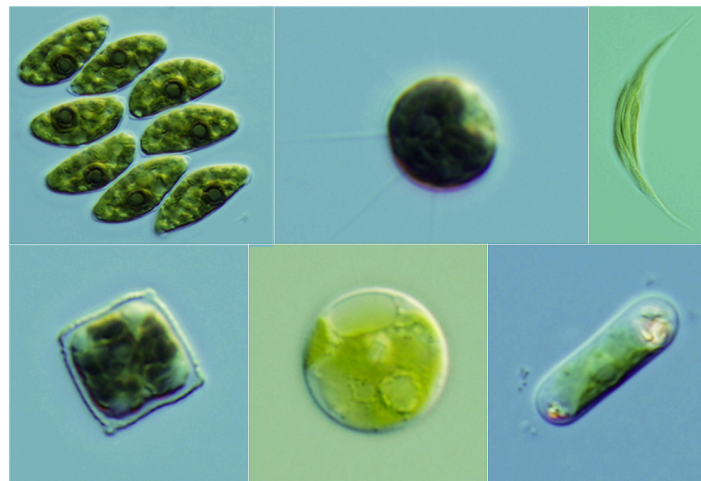


Figura 1. Micrografias de microalgas de água doce isoladas de águas residuais. Da esquerda para a direita, em cima: *Scenedesmus obliquus*, *Franceia* sp., *Ankistrodesmus* sp.; em baixo: *Tetraedron* sp., *Chlorella* sp., *Mesotaenium* sp. Adaptado de Heimann and Huerlimann (2015).

A sua composição química é também consideravelmente diversificada permitindo que a sua biomassa possa ter diferentes aplicações biotecnológicas. Por exemplo, algumas espécies como a *Spirulina* são ricas em proteínas, podendo chegar aos 70% de proteínas por peso seco, contendo todos os aminoácidos essenciais o que

as torna interessantes para a indústria alimentar ou de rações (Ramírez-Rodrigues et al., 2021). Outras espécies como a *Phaedactylum tricornutum* ou a *Nannochloropsis oceanica* são fontes de ácidos gordos polinsaturados, nomeadamente de EPA, constituindo fontes nutricionais seguras e relevantes deste composto para a alimentação (Neumann et al., 2018). Para além de uma composição rica em ácidos gordos polinsaturados, as microalgas são ainda conhecidas pela sua composição abundante em outros compostos funcionais como os pigmentos carotenoides, e polissacáridos, entre outros, que lhes conferem propriedades antioxidante, anti-inflamatórias, anticancerígenas e cardio-protetoras (Silva et al., 2024).

As aplicações “finas” listadas acima conferem um valor considerável à biomassa microalgal, no entanto, uma biomassa produzida em águas contaminadas como as águas residuais domésticas, urbanas e/ou industriais está fortemente limitada quanto às suas possíveis aplicações dada a possibilidade de adsorver ou absorver os poluentes existentes na água. Aplicações como a produção de biofertilizantes ou biocombustíveis tornam-se assim mais atrativas como potencial forma de valorização (Barros et al., 2022; de Moraes et al., 2023; Liberti et al., 2024; Moraes et al., 2021). Estas aplicações serão discutidas à frente.

5.2. Introdução de microalgas no tratamento de efluentes

O tratamento de efluentes processa-se habitualmente por diferentes etapas: o tratamento primário é o primeiro passo, e usa métodos físicos, como filtros de areia e peneiras, para remover detritos, sólidos e alguma matéria orgânica. Reduz eficazmente o volume de poluentes na água, mas não os elimina completamente, não sendo suficiente para cumprir padrões de qualidade da água, especialmente em termos de remoção poluentes dissolvidos, nutrientes e agentes patogénicos. Resumidamente, o efluente entra na unidade de tratamento e passa por grelhas ou barras que retêm objetos de grandes dimensões (Bretas Alvim et al., 2020). O efluente entra então num clarificador primário, geralmente um tanque de decantação, onde a velocidade da água é reduzida significativamente, permitindo que sólidos em suspensão e matéria orgânica se depositem no fundo do tanque por ação da gravidade. Forma-se assim uma camada de lama no fundo e o efluente clarificado fica à superfície sendo posteriormente direcionado para a fase secundária do tratamento (Brown & Wong, 2018).

O tratamento secundário emprega métodos químicos e biológicos para remover a restante matéria orgânica dissolvida e em suspensão, bem como nutrientes como o azoto e o fósforo (Raju et al., 2020). Isto pode incluir um processo de lamas ativadas, um método amplamente utilizado no qual o principal resíduo tratado é arejado e misturado com lamas ativadas, uma suspensão de microrganismos (bactérias, protozoários e, por vezes, fungos) capazes de consumir e decompor poluentes orgânicos presentes no efluente (Kumar et al., 2019).

Dependendo da qualidade do efluente pretendida e das regulamentações específicas que regem a descarga, após o tratamento primário e secundário, o efluente pode necessitar de um tratamento terciário, como a filtração, a desinfecção (utilizando cloro, radiação ultravioleta ou ozono), ou oxidação avançada para remover nutrientes em excesso e agentes patogênicos remanescentes (Azuma & Hayashi, 2021). Um dos processos de oxidação avançada mais usados utiliza bactérias nitrificantes que convertem a amônia em excesso em nitratos e, seguidamente, bactérias desnitrificantes convertem os nitratos em azoto atmosférico (J. H. Wang et al., 2017). O principal problema associado a este tipo de tratamento terciário são os elevados custos energéticos associados à necessidade de arejamento constante para favorecer o crescimento das bactérias nitrificantes e fornecer o oxigênio gasto no processo de oxidação da amônia a nitratos e a necessidade da adição de fontes de carbono, geralmente metanol, uma vez que a maioria da matéria orgânica foi anteriormente consumida no tratamento secundário. Além disso, durante estes processos ocorre libertação de gases com efeito de estufa como dióxido de carbono, metano e óxidos nitrosos resultantes das reações de nitrificação/desnitrificação e produção de mais lamas (Acién et al., 2016).

Os primeiros estudos de incorporação de microalgas em processos de tratamento de efluentes tinham como objetivo a remoção de nutrientes de azoto e fósforo em excesso, em substituição do tratamento terciário com bactérias nitrificantes (Figura 2); o rápido crescimento das microalgas e a sua eficiência no consumo e remoção de nutrientes de fósforo e azoto, permitem a produção de uma água de maior qualidade e com maior potencial de reutilização, com menores custos uma vez que não há necessidade de arejamento e com menor pegada ambiental uma vez que o processo se dá com consumo de CO_2 e libertação de O_2 (J. H. Wang et al., 2017). Estes processos têm ainda a vantagem de promover a desinfecção do efluente (Morais et al., 2022). A Tabela 2 mostra alguns exemplos de remoção de nutrientes, sólidos em suspensão e matéria orgânica, medida através da Carência Química de Oxigênio (CQO), por processos envolvendo microalgas. Nesta tabela encontramos estudos efetuados com monoculturas como os de Schulze et al. (2014), A. Ferreira et al. (2021) ou Sacristán de Alva et al. (2013) mas também utilizando consórcios que se desenvolvem naturalmente nos efluentes quando lhes são proporcionadas condições ótimas de luz e temperatura para crescer com os nutrientes presentes no efluente (Mennaa et al., 2015, 2019). A possibilidade de crescerem em consórcios com bactérias, permite ainda que estas culturas sejam capazes de remover quantidades apreciáveis de matéria orgânica o que possibilitaria a substituição do tratamento secundário de lamas ativadas usado em muitas ETARs (Foladori et al., 2018).

Tabela 2. Remoção de nutrientes de efluentes urbanos por microalgas.

| Espécie | NTotal (mg/L) ou % Remoção de NTotal | NTotal (mg/L) ou % Remoção de NTotal | Sólidos Suspensos Totais (mg/L) | CQO final (mg/L) ou % Remoção de CQO | Referência |
|---|---|---|--|---|------------------------------------|
| <i>Tetraselmis</i> sp. CTP4 | 12,2 | 5,1 | — | 45,1 | Schulze et al. (2017) |
| Bloom natural | 4 mg/L em 144h | 0,05 mg/L em 144h | — | — | Mennaa et al. (2019) |
| | >99% | | | | |
| Bloom natural | >87% | >80% | — | — | Mennaa et al. (2015) |
| <i>Tetradesmus</i> sp. | 79% | 57% | — | 84% | A. Ferreira et al. (2021) |
| Consórcio bactérias-microalgas | >95% | — | 7,4 | 85% | Foladori et al. (2018) |
| Consórcio bactérias-microalgas | 100% | 100% | 1100 | 70% em 8 d | Arias et al. (2018) |
| Consórcio microalgas | 84-98% | 95-100% | — | 36-64% | Gouveia et al. (2016) |
| Consórcio microalgas | 97% | — | 230-240 | 80% | Gutiérrez et al. (2016) |
| <i>C. kessleri</i> e <i>C. vulgaris</i> | >95% | >98% | — | — | Caporgno et al. (2015) |
| <i>Tetradesmus acutus</i> | 94% | 66% | — | 77% | Sacristán de Alva et al. (2013) |
| Consórcio microalgas | >80% | >80% | — | >80% | Hom-Díaz et al. (2017) |

A utilização de consórcios naturais para o tratamento de águas residuais é uma estratégia habitualmente usada nas ETARs que usam consórcios bacterianos, no entanto, as mesmas características destes consórcios podem ser aplicadas às microalgas, sendo que os microrganismos naturalmente presentes nas águas residuais já estão adaptados às atuais condições ambientais, incluindo a composição química do efluente. A estreita associação com outros microrganismos formando um consórcio misto de microalgas, bactérias, protozoários e outros organismos permite que, apesar da presença possível de microalgas mixotróficas e heterotróficas nos consórcios naturais, as bactérias sejam as principais responsáveis pela remoção do carbono orgânico. A libertação de dióxido de carbono e metabolitos, como a vitamina B12, que auxilia o crescimento das microalgas que, por sua vez se encarregam de remover nutrientes inorgânicos de azoto e fósforo, bem como nutrientes emergentes poluentes da água (Croft et al., 2005).

5.3. Mecanismos de remoção de poluentes por microalgas

Sendo microrganismos unicelulares, as microalgas apresentam uma elevada relação superfície-volume, o que lhes confere uma impressionante capacidade de biossorção, permitindo-lhes eliminar micropoluentes presentes no efluente. Além disso, o crescimento das microalgas não é restringido pela diminuição da concentração de poluente no meio, ao contrário do que acontece nos processos de biorremediação com microrganismos exclusivamente heterotróficos.

A remoção de contaminantes pelas microalgas pode ocorrer de diferentes formas, tais como: bioadsorção, bioacumulação e biodegradação, ilustrados na Figura 3 (Sutherland & Ralph, 2019). A bioadsorção envolve a adsorção de compostos à membrana celular das microalgas, independentemente de estas estarem vivas ou mortas (El-Sheekh et al., 2020). Envolve processos físicos, químicos e metabólicos independentes facilitados por mecanismos como a precipitação, troca iónica, complexação e interações eletrostáticas (Sutherland & Ralph, 2019). As microalgas contêm grupos funcionais nas suas membranas que as tornam carregadas negativamente, atraindo iões metálicos (geralmente dissolvidos sob a forma de catiões) através de forças eletrostáticas. A elevada área superficial das células de pequena dimensão em grandes quantidades nas culturas potencia o processo de remoção (Shanab et al., 2012). Além disso, as microalgas contribuem para a quantidade de matéria orgânica, em suspensão na água, que é capaz de adsorver poluentes orgânicos (Mustafa et al., 2021). Mota et al. (2016) revelou que *Cyanothece* sp. pode sequestrar metais pesados da água devido à libertação de exopolissacáridos contendo grupos funcionais carboxilo e hidroxilo capazes de remover os metais por complexação e não por troca iónica ou atração eletrostática.

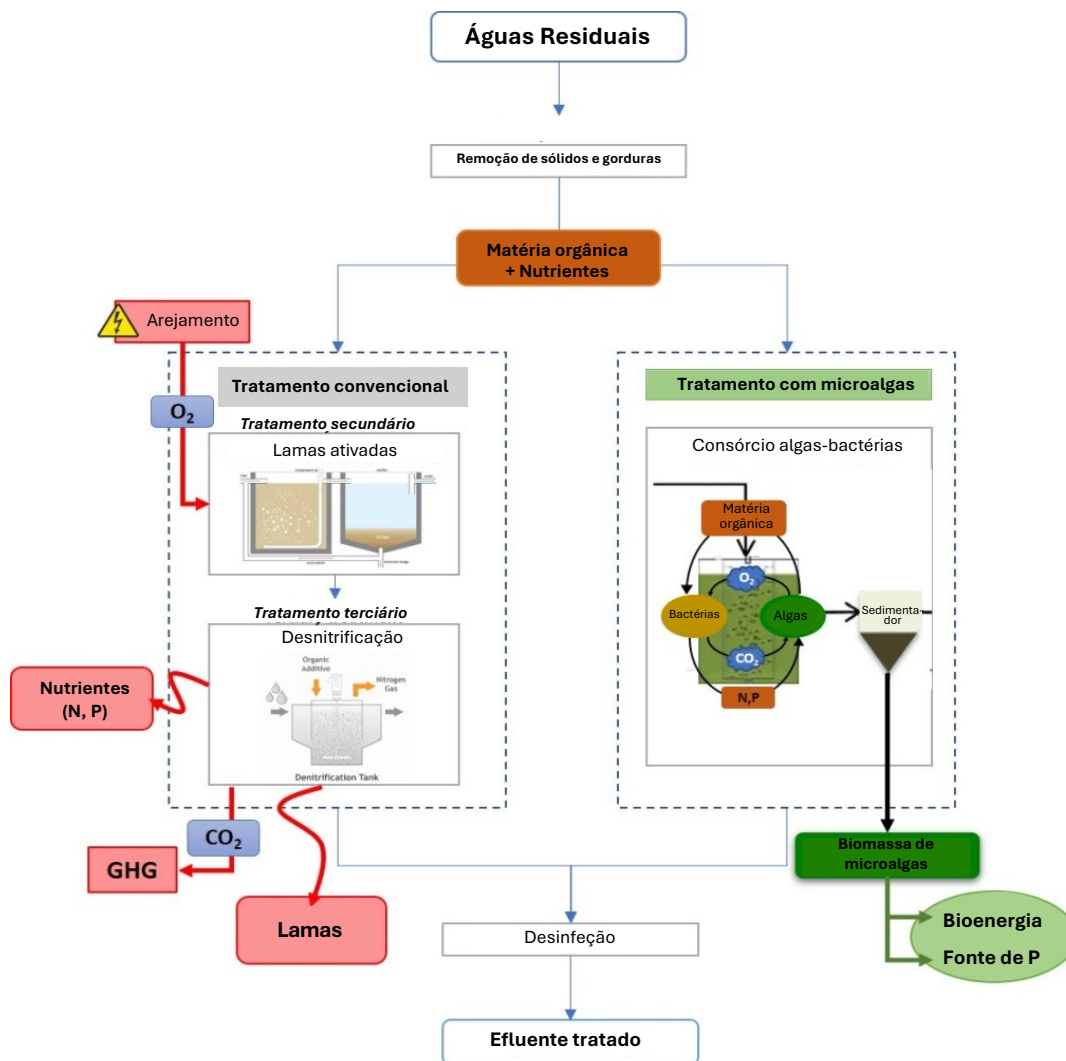


Figura 2. Utilização de microalgas no tratamento de efluentes. Adaptado de Morais et al. (2021).

Ao contrário da bioadsorção, a bioacumulação requer energia, pois é um processo metabólico ativo, sendo por isso um processo relativamente mais lento [119]. Este processo é crucial na remoção de poluentes inorgânicos e orgânicos (como sulfatos, nitratos, fosfatos, metais e pesticidas) na medida em que estas substâncias são transferidas para o interior das células. Embora a bioacumulação e a bioadsorção sejam fundamentalmente diferentes, é complicado quantificar os poluentes removidos por cada um dos processos uma vez que os dois mecanismos estão relacionados. São vários os estudos que reportam a bioacumulação de poluentes por microalgas, como a bioacumulação de sulfametoxazol, trimetoprim, florfenicol e carbamazepina, por *Chlorella* sp. por processos de difusão passiva ou a bioacumulação de levofloxacina por *Chlorella vulgaris*, sendo que esta era positivamente influenciada pelo aumento da concentração de NaCl (Song et al., 2019; Xiong et al., 2017).

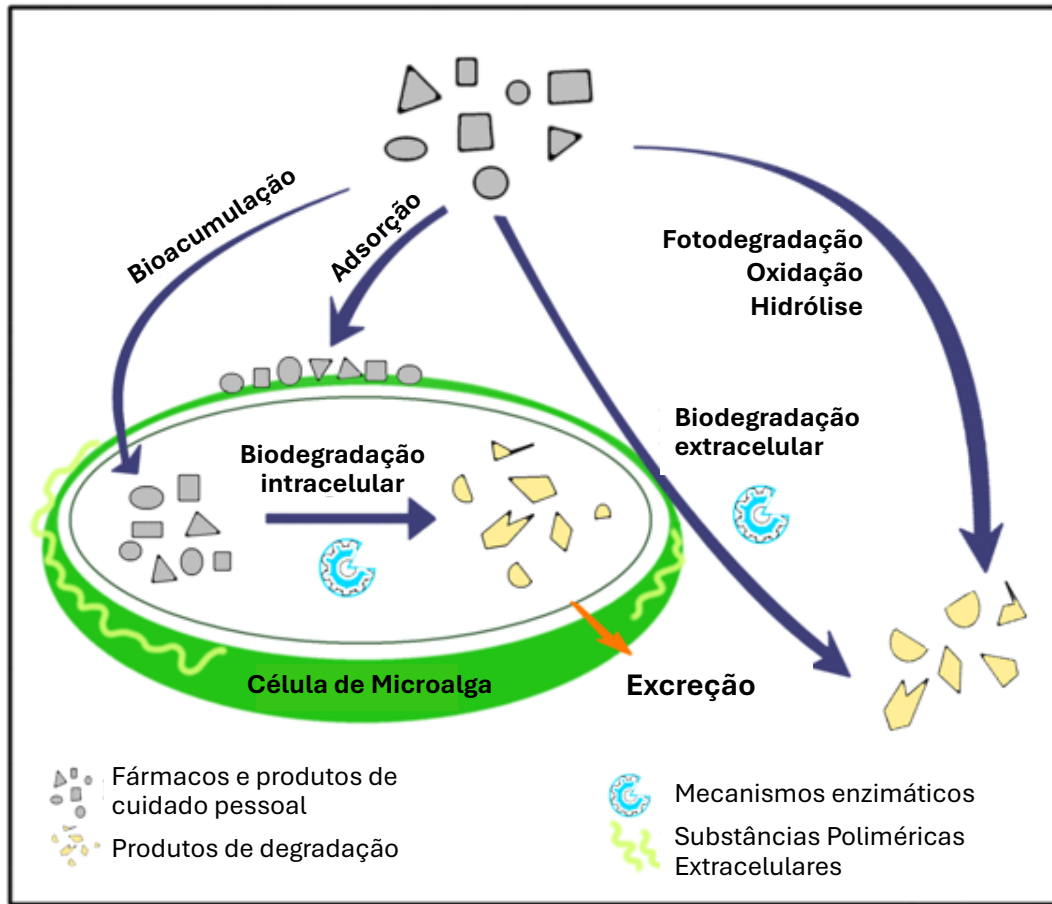


Figura 3. Processos envolvidos na remoção de poluentes por microalgas. Adpatado de Morais et al. (2021).

A biodegradação é o processo através do qual os compostos são transformados em substâncias químicas simples e relativamente menos tóxicas que podem ser utilizados como fontes de carbono. Ao contrário da bioadsorção e da bioacumulação, em que os microrganismos atuam como filtros biológicos para separar e concentrar os poluentes da água, a biodegradação envolve a decomposição dos poluentes alvo. Isto pode ocorrer através da biotransformação, uma sequência de eventos enzimáticos que resultam em diferentes intermediários metabólicos, ou através da mineralização completa das moléculas originais em CO_2 e H_2O (Xiong et al., 2017). O mecanismo de biodegradação por microalgas pode ocorrer por:

- (i) degradação metabólica, em que os poluentes atuam como doadores/aceitadores de elétrons e fontes de carbono para as microalgas, ou
- (ii) co-metabolismo, onde os poluentes são degradados por enzimas ativadas por outros substratos presentes.

Tal como em muitos outros organismos, a biodegradação de contaminantes orgânicos por microalgas está dependente do sistema do citocromo P450, envolvendo as três fases do metabolismo de desintoxicação de poluentes orgânicos: Fase I, que envolve a ação de hidrolases, carboxilases, descarboxilases e monooxigenases, para aumentar a hidrofiliabilidade do poluente; Fase II, onde enzimas como a glutathione-S-transferase e as glucosiltransferases facilitam a conjugação da glutathione com vários compostos possuindo centros eletrofílicos para proteger a célula de danos oxidativos; e Fase III envolvendo uma série de enzimas, tais como oxido-redutases, carboxilases, mono(di)oxigenases, lacases, transferases, hidrolases, pirofosfatases e desidratases, que convertem os produtos da fase II em intermediários que são menos nocivos ou não tóxicos (Ding et al., 2017).

O cometabolismo envolve a utilização de poluentes como doadores de elétrons e fontes de carbono. Estes substratos orgânicos atuam como doadores de elétrons, auxiliando na co-metabolização dos poluentes. Usando este pressuposto, alguns estudos sugeriram adicionar substâncias nutritivas ou substratos orgânicos para criar um sistema co-metabólico. Vo et al. (2020) demonstraram que a adição de glicose a culturas de *Chlorella* sp. aumentavam a eficiência de remoção de todos os poluentes testados, nomeadamente, tetraciclina, sulfametoxazol, e bisfenol A, para valores acima dos 80%.

5.4. Remoção de poluentes emergentes por microalgas

São vários os grupos de investigação atualmente a estudar a utilização, os mecanismos e a eficiência de uma grande variedade de estirpes e consórcios de microalgas para a remoção de poluentes emergentes de efluentes urbanos e/ou industriais (Tabela 3). A lista, que não pretende ser exaustiva, mas meramente exemplificativa, inclui metais, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, bifenis policlorados, pesticidas, substâncias per e polifluoroalquiladas e fármacos. Na sua maioria, os estudos encontrados e citados dizem respeito a ensaios efetuados em laboratório, muitas vezes com meios de cultura aos quais são adicionadas quantidades conhecidas do poluente em estudo, ou com soluções preparadas de forma a mimetizar a composição dos efluentes. Estes estudos, embora possam dar informação valiosa quanto à capacidade de remoção do poluente pela estirpe(s) usada(s) ou quanto ao mecanismo envolvido na remoção, não conseguem avaliar a eficiência das microalgas no tratamento de efluentes em situações reais, caracterizadas por efluentes de composição variável no tempo (a uma escala diária ou até horária), ou com uma composição nutricional não otimizada para o cultivo de microalgas, sob condições nem sempre ideais de temperatura, pH ou intensidade luminosa, ou ainda sujeitas à presença de contaminantes químicos e / ou biológicos. O efeito destes condicionantes na eficiência da remoção de poluentes por microalgas só pode verdadeiramente ser

avaliado em estudos realizados à escala piloto ou demonstradora, sendo que a disponibilidade de estudos como estes na literatura é escassa.

De uma forma geral, as microalgas apresentam capacidade para remover os diferentes poluentes emergentes, com taxas de remoção que variam entre os 15 e os 100%, embora, na sua grande maioria as taxas de remoção sejam superiores a 50%.

Tabela 3. Remoção de poluentes emergentes de efluentes por microalgas.

| Espécie(s) | Tipo de efluente | Escala / Volume de efluente tratado | Duração (dias) | Poluente | Taxa de remoção (%) | Referência |
|---|--|-------------------------------------|----------------|---|---------------------|---------------------------|
| Consórcio de <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Scenedesmus quadricauda</i> , e <i>Arthrospira platensis</i> | Urbano | Laboratorial / 10L | 28 | Malatião | 99 | Abdel-Razek et al. (2019) |
| | | | | Cd | 88 | |
| | | | | Ni | 95 | |
| | | | | Pb | 89 | |
| <i>Scenedesmus</i> sp. | Têxtil - tintagem | Laboratorial / 250 mL | 12 | Cr | <96 | Ajayan et al. (2015) |
| | | | | Cu | <98 | |
| | | | | Zn | <98 | |
| | | | | Pb | <98 | |
| <i>Chlorella pyrenoidosa</i> , <i>Chlamydomonas reinhardtii</i> , <i>Scenedesmus obliquus</i> e <i>Chlorella vulgaris</i> | Doméstico | Laboratorial / 1L | 7 | Hg | >50 | Zhou et al. (2014) |
| | | | | Pb | >50 | |
| | | | | Au | >50 | |
| | | | | Ag | >50 | |
| | | | | Mn | >50 | |
| | | | | Claritromicina | >80 | |
| | | | | Roxitromicina | >50 | |
| Triclocarban | >50 | | | | | |
| <i>Nannochloropsis oculata</i> | Indústria petrolífera (efluente sintético) | Laboratorial / 3L | 28 | Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos | <94 | Marques et al. (2021) |
| Consórcio microalgas e bactérias- | Urbano | Piloto / 7L | 4 | Cafeína | 85-97 | Matamoros et al. (2015) |
| | | | | Acetaminofeno | 99 | |
| | | | | Ibuprofeno | 86-99 | |
| | | | | Oxibenzona | 75-97 | |
| | | | | Ketoprofeno | 50-87 | |
| | | | | Ácido hidrocinâmico | 99 | |
| | | | | Benzotriazole, 5-metil | 74-83 | |
| Naproxeno | 48-83 | | | | | |

| | | | | | | |
|------------------------------|-----------------------------|-----------------------|-----|----------------------------------|-----------------|-------------------------|
| | | | | Carbamazepina | 15-46 | |
| | | | | Diclofenac | 21-82 | |
| | | | | Metilparabeno | 12-59 | |
| | | | | Tributil fosfato | 69-82 | |
| | | | | Triclosano | 49-93 | |
| | | | | Atrazina | 41-76 | |
| | | | | Bisfenol-A | 66-72 | |
| Consórcio microalgas | Urbano | Piloto / 1500 L | 1-2 | Atenolol | <54,6 | Pereira et al. (2023) |
| | | | | Propranolol | <98,7 | |
| | | | | Venlafaxina | <59,8 | |
| | | | | Sertralina | <100 | |
| | | | | Ofloxacina | <44,7 | |
| | | | | Azitromicina | <100 | |
| | | | | Sulfametoxazole | <100 | |
| | | | | Diclofenac | <52,7 | |
| | | | | Ciprofloxacina | <53,2 | |
| Consórcio microalgas | Urbano | Laboratorial / 250 mL | 7 | Clorpirifós | 97,3 | Avila et al. (2021) |
| | | | | Cipermetrina | 73,9 | |
| | | | | Oxadiazon | 88,4 | |
| <i>Synechocystis</i> sp. | Efluente sintético | Laboratorial / 350 mL | 4 | Ácido perfluorooctanoico (PFOA) | 28 | Marchetto et al. (2021) |
| | | | | Perfluorooctano sulfonato (PFOS) | 71 | |
| <i>Chlorella pyrenoidosa</i> | Meio de cultura contaminado | Laboratorial / 25 L | — | PCB-15 | BCF 20.000 L/kg | |
| | | | | PCB-52 | BCF 40.000 L/kg | |
| | | | | PCB-153 | BCF 60.000 L/kg | |

5.5. Estratégias de aproveitamento da biomassa

As microalgas são uma fonte rica e diversa de moléculas com potenciais aplicações que vão desde a sua aplicação em massa como a produção de biocombustíveis (Arbib et al., 2014; Barros et al., 2022; Gangadhar et al., 2016; Monteiro et al., 2023; H. Pereira et al., 2011, 2013, 2016) ou de biofertilizantes (Gonçalves et al., 2023) até à aplicação mais fina em indústrias como a cosmética e cosmecêutica (produtos cosméticos com valor terapêutico) (Yarkent et al., 2020), à indústria alimentar (humana e animal) e nutracêutica (suplemento alimentar que traz benefícios para a saúde, complementando o tratamento de doenças ou atuando na sua prevenção) (Carletti et al., 2023; Koyande et al., 2019; H. Pereira et al., 2020), e ainda a indústria farmacêutica (Barreira et al., 2015; Gangadhar et al., 2020; Silva et al., 2022, 2024). Considerando as desvantagens a longo prazo associadas aos compostos sintéticos atualmente usados nas indústrias cosmética e farmacêutica, por exemplo, torna-se urgente a exploração de novas substâncias naturais com propriedades benéficas, posicionando-se as microalgas como uma alternativa promissora (Santos et al., 2023).

Embora as aplicações da biomassa microalgal possa ser muito mais vasta do que as aplicações listadas acima, a valorização da biomassa de microalgas produzida em efluentes pode ser consideravelmente comprometida pela sua contaminação com os poluentes que se destina a remover destas águas. Embora vários autores descrevam os benefícios da utilização de biofertilizantes produzidos a partir da biomassa microalgal, não há uma legislação específica para a utilização de microalgas produzidas em efluentes. Em Portugal, a Portaria nº 185/2022 prevê a utilização de lamas provenientes do tratamento local de efluentes como “matéria fertilizante não harmonizada” e estabelece limites ao nível de microorganismos, metais pesados e de compostos orgânicos incluindo nonilfenóis, PAHs, PCBs, dioxinas e furanos. A nova Diretiva Europeia (DIRETIVA (UE) 2024/3019) incentiva à utilização das lamas provenientes do tratamento na agricultura referindo que os estados-membros devem monitorizar os micropoluentes mas não refere níveis máximos para estes compostos. São vários os estudos que se focam na concentração de poluentes em lamas ativadas e a consequência da sua contaminação por poluentes emergentes na possível valorização (Hoang et al., 2022). No entanto, talvez devido à sua ainda baixa maturidade, poucos são os estudos de tratamento de efluentes com microalgas que analisam o grau de contaminação da biomassa produzida focando-se nas formas de valorização já bem estabelecidas para a biomassa de microalgas ou assumindo que o seu grau de contaminação apenas permite utilizações nas quais não haja perigo para a saúde humana ou animal ou libertação de poluentes para o ambiente (Liberti et al., 2024). Desta forma, a aplicação mais estudada para esta biomassa parece ser o mercado energético (Barros et al., 2022; de Moraes et al., 2023; Delrue et al., 2012). Aliás, a necessidade de valorização desta biomassa veio dar uma nova força à produção de biocombustíveis de 3ª geração, que estava a ser desconsiderada devido à sua baixa

viabilidade financeira. A produção de microalgas continua a ser demasiado dispendiosa para poder ser utilizada em comodidades de baixo custo como a produção de energia, razão pela qual as espécies de microalgas atualmente produzidas são aquelas que permitem aplicações de elevado rendimento como os alimentos funcionais, aditivos para rações de alta performance, e aplicações cosméticas (Vázquez-Romero et al., 2022). No entanto, a biomassa microalgal gerada no tratamento de efluentes, é um resíduo, constituindo uma biomassa de baixo custo, e que tem a vantagem de possuir maior potencial de valorização do que as lamas ativadas. A sua exploração enquanto biofertilizantes e/ou matéria-prima para a produção de energia pode assim constituir uma forma de mitigação dos custos associados ao tratamento de efluentes (Nobre et al., 2024).

No campo da valorização energética, são várias as possibilidades que têm vindo a ser estudadas, nomeadamente, a produção de biodiesel através da transesterificação dos lípidos. As microalgas são naturalmente ricas em lípidos, sendo que algumas espécies, dependendo do método de cultivo utilizado chegar a valores de lípidos totais superiores a 50% do seu peso seco (Monteiro et al., 2023). A extração pode ser feita a partir da biomassa fresca evitando os custos associados à secagem e a queima do combustível provavelmente destruiria os poluentes orgânicos. Chisti (2008), considera aconselhável que a biomassa algal contenha uma concentração de lípidos superior a 20% para que o processo de produção do biodiesel seja viável, no entanto, valores elevados de lípidos são mais comuns em espécies marinhas, enquanto a maioria dos efluentes industriais e urbanos são de água doce. Além disso, o teor lipídico da biomassa pode variar consoante as condições de cultivo e com a composição do consórcio microalgal não havendo uma produção constante ao longo do ano (Morais et al., 2022). Outra possibilidade, seria a digestão anaeróbia para produção de biogás; no entanto, há que considerar a necessidade de hidrólise das microalgas uma vez que as paredes celulares podem tornar a biomassa indisponível para as bactérias, o que pode aumentar os custos de produção (Barros et al., 2022). De qualquer forma, este processo é relativamente fácil de colocar em prática e já existe em diversas estações de tratamento de águas residuais como uma forma de valorizar as lamas produzidas embora nem sempre seja capaz de competir economicamente com o preço do gás natural (Bhatt & Tao, 2020; Deena et al., 2022).

Mais recentemente, têm sido propostas alternativas para a conversão da biomassa algal em energia como a liquefação hidrotérmica ou a pirólise. A liquefação hidrotérmica (HTL) é uma tecnologia verde para a produção de biocrude a altas temperaturas (200–500 °C) e pressões (5–30 MPa). As microalgas apresentam um bom potencial para a produção de biocrude devido ao seu elevado teor em carbono comparativamente com outras fontes de biomassa o que aumenta o rendimento de produção do biocrude. No entanto, o biocrude produzido através das microalgas apresenta elevados teores de azoto e oxigénio, podendo requerer diferentes

tratamentos de pós-produção para melhorar as suas propriedades. Também aqui, se torna necessário implementar formas de interrupção da biomassa para reduzir o consumo de energia e aumentar o rendimento do biocrude num tempo de reação mais curto, o que, mais uma vez, contribui para aumentar os custos do processo (Borazjani et al., 2023). A pirólise é um processo de decomposição termoquímica que envolve o aquecimento de materiais orgânicos na ausência de oxigénio para produzir produtos úteis como o biochar, bio-óleo e gás pirolítico (Chen et al., 2017). A composição dos produtos é influenciada pelo tipo de microalga utilizada, pelas condições operacionais do processo de pirólise e pela presença de contaminantes na biomassa. É uma tecnologia ainda em desenvolvimento e são vários os desafios que precisam de ser enfrentados antes que possa ser amplamente adotada para a valorização da biomassa de microalgas, incluindo o elevado consumo de energia, e a necessidade de otimização do processo e de redução de emissões de gases nocivos. Apesar disso, a pirólise parece uma tecnologia promissora com potencial para dar um contributo significativo para a valorização energética da biomassa algal (de Moraes et al., 2023).

Dependendo da espécie, a biomassa de microalgas cultivadas em águas residuais também pode ser utilizada como matéria-prima para a obtenção de compostos de elevado valor. Por exemplo, a ficocianina pode ser obtida a partir de cianobactérias (Shayesteh et al., 2023), enquanto outras microalgas podem ser uma fonte de moléculas de alto valor como os ácidos gordos ómega-3 (Tejaswini & Joshi, 2023) ou os pigmentos carotenoides, que são frequentemente utilizados como corantes naturais no setor alimentar devido às suas notáveis propriedades de cor, antioxidantes e conservantes (J. Ferreira et al., 2024). No entanto, a aplicabilidade da biomassa de microalgas cultivada em águas residuais pode ser limitada devido a requisitos específicos do processo de otimização que afetam a produtividade de tais compostos e a regulamentações da indústria que impedem a utilização de biomassa produzida em WW.

5.6. Exemplos de aplicação à escala piloto

Apesar do aumento exponencial de artigos publicados sobre o tratamento de diversos efluentes com microalgas (Oviedo et al., 2022), poucos são ainda os ensaios conduzidos no exterior com consórcios de microalgas e bactérias cultivados em condições e efluentes em ensaios a uma escala superior à laboratorial e durante largos períodos, que permitam aferir a aplicabilidade destes sistemas. Neste capítulo irei referir alguns exemplos de projetos, nos quais diferentes sistemas de cultivo e em diferentes configurações foram utilizadas para o tratamento de efluentes urbanos.

1. ALL-GAS

O projeto ALL-GAS (2011 – 2013) foi um projeto liderado pela Aqualia, uma empresa Espanhola de tratamento de águas (incluindo águas residuais), financiado pelo 7º Programa Quadro da EU, que pretendeu integrar toda a cadeia de produção de algas nos biocombustíveis, utilizando como principais inputs os nutrientes das águas residuais e a energia da biomassa residual e o CO₂. Neste projeto demonstrador, foram instalados 4 fotobiorreatores do tipo raceway, cada qual ocupando uma área de 5200 m², capazes de tratar um total de cerca de 3000 m³ de efluentes por dia, produzidos pela população de Chiclana, no sul de Espanha, com cerca de 60.000 habitantes (Figura 4). A biomassa de algas produzida foi usada para a produção de biogás usando um novo conceito de codigestão de até 5000 m³/d de águas residuais, juntamente com resíduos de algas, bem como outros subprodutos de extração, para produzir CH₄ e CO₂. O CO₂ gerado pela queima do metano foi ainda usado para melhorar a produtividade das algas (Figura 5). A tecnologia instalada foi capaz de reduzir a área necessária para menos de 3m²/PE (pessoa equivalente) operando num tempo de retenção hidráulica de 2 dias, produzindo até 90 t/ha ano de biomassa, próxima dos valores teóricos para o crescimento autotrófico (Arbib et al., 2014). Esta elevada produtividade foi conseguida através do desenvolvimento de culturas “mixotróficas” constituídas por microalgas e bactérias, capazes de remover eficientemente os contaminantes do efluente, enquanto produzem água limpa em conformidade com as normas nacionais e europeias. No caso de estudo ALL-GAS, atingiram-se eficiências de remoção de N e P de até 80% e 90%, com um consumo de energia de 0,2 kWh/m³. O efluente gerado na central ALL-GAS cumpre com os limites mais restritivos estabelecidos pela diretiva europeia da altura, com uma produção anual de biogás suficiente para percorrer 325.000 km com sete carros e um autocarro, bem como a produção de 40–60 toneladas de biomassa para biofertilizantes (Arbib et al., 2014).

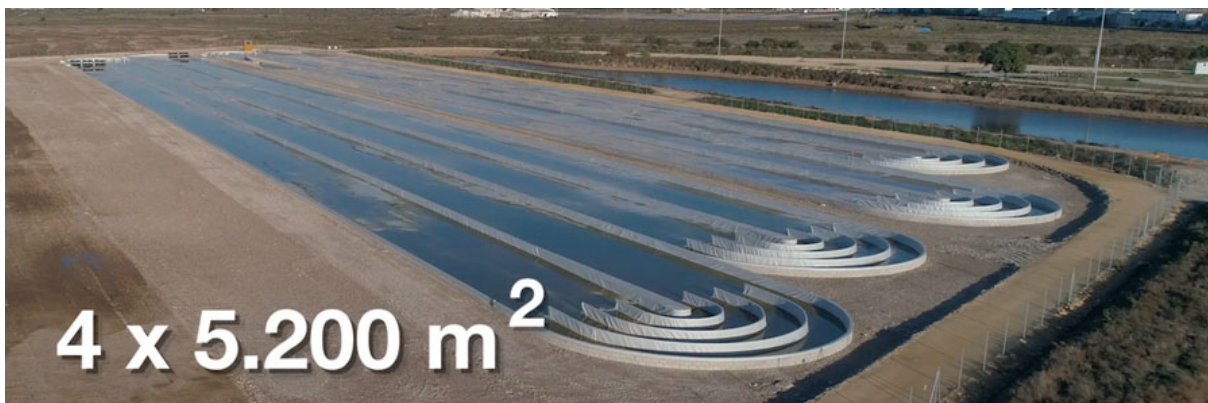


Figura 4. Raceways instalados em Chiclana, sul de Espanha, para tratamento secundário de efluentes urbanos, ao abrigo do projeto All-Gas (<https://www.all-gas.eu>).

Um estudo de Análise de Ciclo de Vida (LCA) mostrou que, em comparação com o tratamento convencional de águas residuais e com a utilização de biometano em vez de gás natural comprimido como combustível, a biorrefinaria de algas instalada em La Chiclana oferece benefícios claros no que diz respeito à proteção do clima, à proteção dos recursos fósseis e à redução da camada de ozono. No entanto, no que diz respeito a outras categorias de impacto, como a formação de partículas, a formação de oxidantes fotoquímicos, a privação de água ou a eutrofização, o desempenho das algas nesta biorrefinaria é pior. De qualquer forma, embora ainda existam algumas desvantagens técnicas e ambientais associadas a esta biorrefinaria de algas, os aspetos positivos obtidos até ao momento fazem com que pareça valer a pena desenvolver e otimizar esta abordagem tecnológica (Maga, 2017).

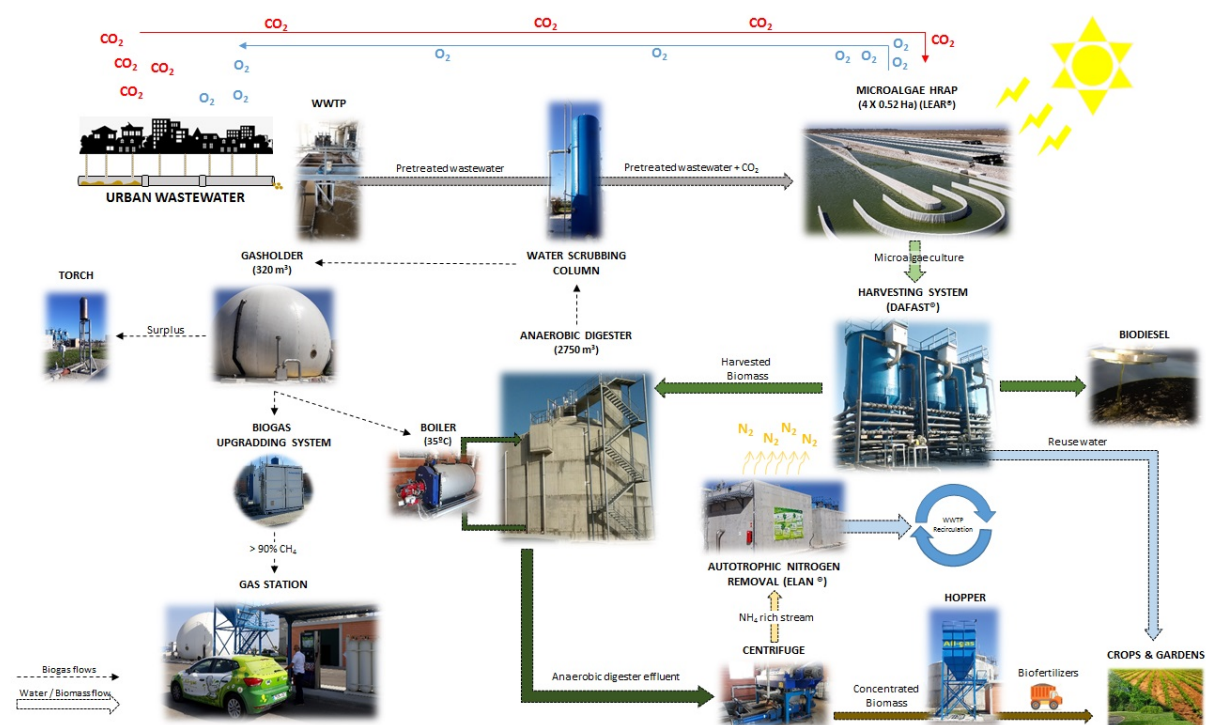


Figura 5. Esquema de implementação do projeto All-Gas (<https://www.all-gas.eu>).

2. GREENTREAT

O projeto GREENTREAT (2017-2021) foi um projeto liderado pelo CCMAR, financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia, com um orçamento total de 236 k€. O objetivo do projeto era desenvolver um processo sustentável, integrativo e baseado em microalgas para o tratamento terciário de águas residuais urbanas, promovendo a reutilização de água tratada e a remoção de produtos farmacêuticos. No GREENTREAT, 15 fotobiorreatores Green Dune (GD) de 0,5 m³ cada, desenhados e concebidos por uma empresa de Biotecnologia portuguesa, a Bluemater S.A., foram instalados na ETAR da Quinta do Lago, no Algarve, sendo alimentados com efluente após tratamento

secundário por lamas ativadas e sedimentação. Os GD apresentam a vantagem de ocupar uma área inferior aos raceways convencionais sendo que os cerca de 0,5 m³ ocupam uma área de apenas 1 m² (Figura 6). Desta forma, diminuem consideravelmente uma das grandes desvantagens do tratamento de efluentes por microalgas que é o elevado espaço de terreno ocupado. A eficiência do tratamento foi monitorizada durante 2 anos, em que os fotobiorreatores foram operados em tempos de retenção hidráulicos (TRH) que variaram entre 0,5 e 2 dias. O sistema foi capaz de realizar o tratamento terciário do efluente, independentemente da estação do ano, utilizando um TRH até 2 dias, apresentando taxas de remoção de amónia até 95%, o principal poluente nas águas residuais após tratamento secundário mesmo quando um TRH de 1d foi usado e durante o inverno, quando a produtividade das microalgas é geralmente mais baixa devido às temperaturas mais baixas e menor intensidade de luz. A remoção de compostos azotados e fosforados foi mais elevada para NH₄⁺, PO₄³⁻ e P-T (fósforo total), independentemente da estação do ano e do TRH. A água tratada apresentou capacidade para ser reutilizada na produção de sementes ou para a irrigação de áreas de uso naturalmente restrito, mas outros possíveis usos poderiam ser considerados se tivesse sido aplicado um sistema de sedimentação mais eficiente. Comparativamente com a nitrificação/desnitrificação existente na ETAR, o sistema testado apresentou maiores benefícios para o ambiente, com um impacto ambiental duas ou três ordens de grandeza inferior ao sistema BioFor (sistema que usa bactérias nitrificantes e desnitrificantes).

A biomassa produzida no tratamento foi sujeita a digestão anaeróbia em ensaios laboratoriais com bactérias provenientes de um digestor de lamas ativadas da ETAR de Lagos, a 35 °C. A produção máxima de biogás, 311 mL/g de sólidos voláteis (SV) com um rendimento de metano de 252 mL/g SV, foi obtida com as amostras de biomassa produzidas durante a primavera. Estes valores são relativamente baixos quando comparados com a produção de biogás de outras microalgas, em culturas puras, por exemplo (Barros et al., 2022) e não melhoraram com a aplicação prévia de hidrólise termo-ácida, sugerindo que o baixo teor de matéria orgânica biodegradável intrínseca dos consórcios pode ter sido a causa do baixo rendimento.

Foi assim possível concluir que o potencial de produção de biogás deste sistema depende apenas marginalmente da sazonalidade, sendo ainda independente do tempo de retenção hidráulica sob o qual o sistema é operado, uma vez que a composição das amostras de biomassa não apresentou diferenças significativas. Foi ainda estimado que a produção de biogás geraria um excedente energético de 2,8% do consumo total de energia do tratamento de águas residuais do tratamento terciário apenas, realizado em fotobiorreatores com uma utilização de energia insignificante, com a vantagem de estes sistemas não requerem a utilização de metanol e procederem ao sequestro de carbono por via da fotossíntese.



Figura 6. Fotobiorreatores GreenDune instalados na estação de tratamento de águas residuais da Quinta do Lago (Algarve, Portugal) (Morais et al., 2022).

O potencial do sistema instalado para a remoção de fármacos foi também avaliado medindo-se a remoção de 63 fármacos de 8 classes terapêuticas diferentes (analgésicos, antibióticos, anticonvulsivos, antidepressivos, anti-hipertensivos, betabloqueadores, reguladores lipídicos e anti-inflamatórios) à entrada e à saída do sistema de microalgas. Mesmo após o tratamento secundário, a água continha quantidades mensuráveis de produtos farmacêuticos (uma média de 218,4 ng/L) que diminuíram significativamente para 39,83 ng/L à saída do sistema de microalgas. As taxas médias de remoção de produtos farmacêuticos foram ligeiramente mais elevadas no verão (79,1%) do que no outono (71,1%). Os antibióticos e os antipsicóticos foram mais bem removidos (88,8 e 86,4%, respetivamente) do que os anti-hipertensivos (75,3%) e outros fármacos como o Bezafibrato e o Diclofenac (64,0%). As características físico-químicas do efluente influenciaram a remoção farmacêutica, tendo sido observadas correlações positivas significativas entre a remoção dos fármacos anti-hipertensivos e a concentração de amónia ($r = 0,53$; $p < 0,05$), o azoto total e a remoção de fármacos totais ($r = 0,46$; $p < 0,05$) e o azoto total e a remoção dos medicamentos antipsicóticos ($r = 0,47$; $p < 0,05$). De uma forma geral, os resultados demonstraram a eficácia do tratamento terciário de microalgas na remoção de produtos farmacêuticos (A. Pereira et al., 2023).

Foi também avaliada a composição do consórcio de microalgas que se estabeleceu em cada experiência efetuada (em diferentes estações do ano), utilizando técnicas de metagenómica aplicadas à população de eucariotas (Figura 7). Os resultados (ainda não publicados) apontam para uma composição diferenciada em cada estação, com predominância de espécies de *Scenedesmaceas* no Outono e Inverno e *Chlorella* no Verão e um forte desenvolvimento de espécies predadoras de microalgas (sobretudo rotíferos) na Primavera. A análise multivariada de coordenadas principais identificou a temperatura como um dos principais motivadores desta distribuição.

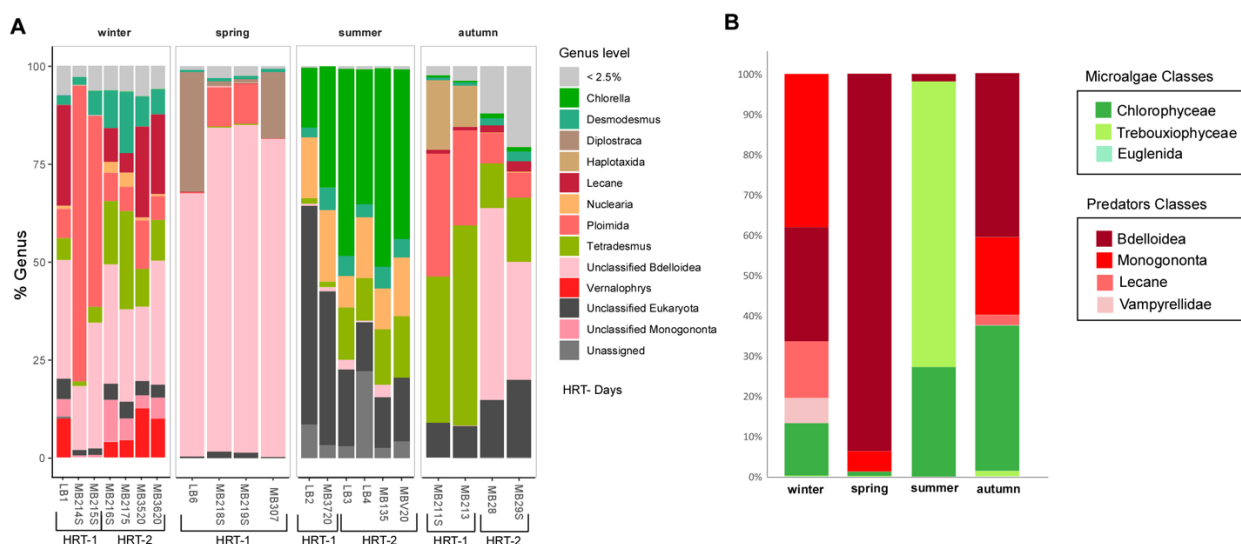


Figura 7. Composição da comunidade eucariótica expressa em abundância relativa dos principais gêneros eucarióticos detetados na biomassa com diferentes tempos de retenção hidráulica (1 e 2 dias) ao longo de quatro estações. Todos os gêneros abaixo de uma abundância relativa de 2,5% foram agrupados para uma melhor resolução gráfica, B) abundância relativa de microalgas e classes de predadores putativos ao longo das estações. Adpatado de Aires et al. (2025) *in prep.*

3. RHE-MEDIation

O projeto RHE-MEDIation teve início em 2023 e é um projeto do Horizon Europe, financiado com 5,9 M€ por 3 anos, do qual o CCMAR é parceiro. Tem como objetivo testar e validar uma tecnologia de remediação da poluição química baseada em soluções de microalgas que serão integradas nos sistemas de tratamento de efluentes existentes, o que aumentará a remoção de metais pesados, pesticidas, PFAS e outros poluentes orgânicos persistentes. Além disso, será complementado com sistemas de detecção móveis e fixos para identificar e medir a presença de substâncias químicas em águas terrestres e marinhas, sendo os dados medidos entregues à plataforma EC EMODnet para contribuir para o Digital Twin of the Ocean. Para tal, o projeto conta com instalações piloto com uma versão melhorada dos reatores Green Dune, previamente utilizados no projeto GREENTREAT, instalado em estações de tratamento de águas residuais na Grécia, Turquia e Itália, para demonstração e, uma vez concretizados, serão adicionados à lista cinco locais de replicação da tecnologia, em trabalhos pós-projeto.

O primeiro demonstrador foi instalado em Novembro de 2024 na ETAR de Elefsina na Grécia onde as microalgas serão responsáveis pelo tratamento terciário (Figura 8), recebendo efluente tratado em valas de oxidação e sujeito a sedimentação secundária. A análise do efluente tratado desta ETAR revelou a presença de diversos poluentes emergentes incluindo PFAS, fármacos de diferentes classes terapêuticas, pesticidas, fungicidas e herbicidas, PAHs, PCBs e metais, sendo que o objetivo é avaliar a remoção dos compostos referidos na Diretiva 2013/39/EU, da União Europeia, através da análise

do efluente à entrada e à saída do sistema de microalgas instalado (tarefa a desempenhar pelo HCMR, Grécia). No CCMAR irá ser avaliada a concentração dos contaminantes na biomassa produzida e definidos cenários para a sua valorização, de acordo com o grau de contaminação detetado. Será também avaliada a composição do consórcio de bactérias e microalgas que se estabelecerá espontaneamente nos reatores, e a sua evolução ao longo de um ano de operação dos GD. Uma vez que a concentração de nutrientes (azoto e fósforo) no efluente que chega aos GD é consideravelmente baixa (N total < 15 mg/L, P total < 3 mg/L), o que compromete a produtividade do sistema, este irá ser operado a tempos de retenção hidráulico mais curtos (< 1 dia) para aumentar a taxa de introdução de nutrientes no sistema. De forma a evitar a perda total (*washout*) da biomassa, foi instalado um sistema de recirculação de biomassa, pelo que parte da biomassa recolhida por um sistema de membranas de ultrafiltração é reconduzida de volta ao sistema. O sistema está ainda equipado com injeção de CO₂, que permite manter o pH em valores abaixo dos 8,5.

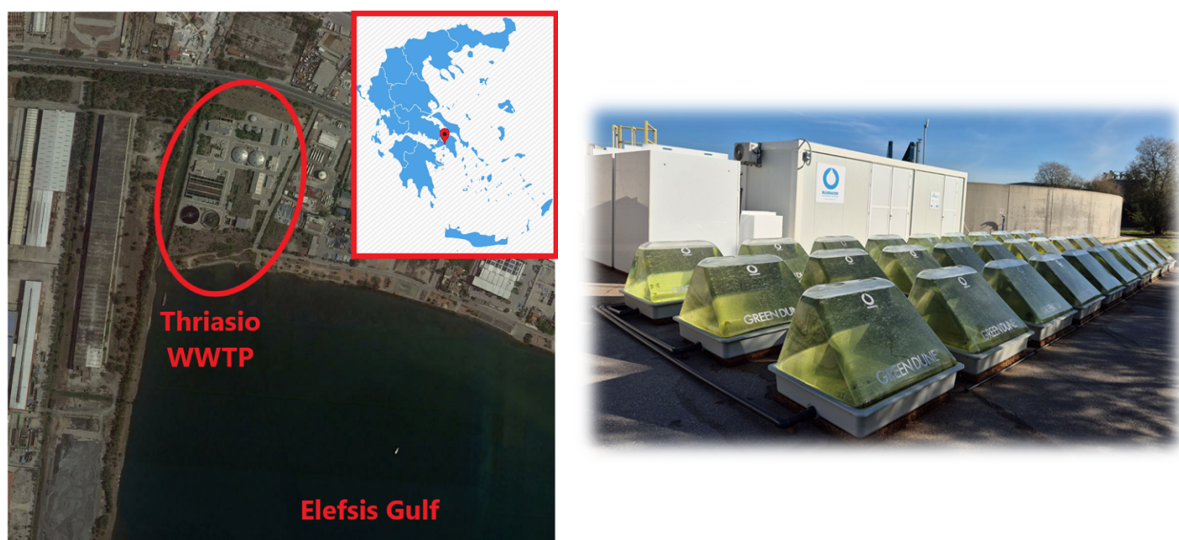


Figura 8. Demonstrador instalado na ETAR Thrasio, Elefsina (Grécia).

O segundo demonstrador será instalado na Baía de Izmit, na Turquia, em Março de 2025, numa configuração diferente daquela que foi usada na Grécia. Neste caso, os GD serão alimentados com efluente sujeito apenas a uma sedimentação primária, de forma a aumentar a concentração de nutrientes de N e P. Neste caso, a concentração de matéria orgânica será também mais elevada pelo que se espera que se desenvolva um consórcio de bactérias e microalgas criando um sistema mixotrófico. A presença de maior número de bactérias deverá também ajudar a regular o pH do sistema pelo que, neste caso, não se considera a injeção de CO₂. Análises preliminares revelaram a presença de poluentes emergentes no efluente a tratar.

O terceiro demonstrador será instalado em Taranto, no sul de Itália e, ao contrário dos anteriores, não será colocado numa ETAR e será alimentado com água de um canal que recebe escoamentos de campos agrícolas e águas de drenagem. Análises preliminares revelaram a presença de alguns poluentes emergentes em concentrações relativamente baixas. A concentração de nutrientes esperada é ainda mais baixa do que a encontrada em Elefsina pelo que um sistema de suplementação deverá ser instalado de forma que seja possível o crescimento de microalgas e avaliar a sua capacidade para remoção dos poluentes emergentes detetados. Está prevista a instalação deste demonstrador em Maio de 2025.

6. Considerações finais

A utilização de microalgas no tratamento de efluentes pode ser economicamente viável, considerando os balanços energéticos positivos que têm sido reportados na literatura; no entanto, são necessários mais estudos à escala piloto e/ou demonstradora para melhor avaliar os custos do processo. O tratamento parece ser eficiente quer se utilizem estirpes específicas de microalgas ou consórcios naturais; no entanto, os consórcios naturais, devido à sua capacidade de adaptação às condições climáticas e composição química variáveis do efluente poderá ser mais fácil de gerir.

A produção de biocombustíveis é uma das principais formas de valorização da biomassa produzida em águas residuais. No entanto, é igualmente importante determinar a composição química e a presença de compostos tóxicos na biomassa de microalgas, especialmente se esta for utilizada como matéria-prima para bioestimulantes, biofertilizantes ou produção de rações para animais, aplicações que podem valorizar mais a biomassa que a produção de biocombustíveis. O aumento da valorização da biomassa é vital para a sustentabilidade dos processos de tratamento de águas residuais. Por outro lado, o aproveitamento dos efluentes como meio de cultura para produção de microalgas tem enorme potencial para baixar os custos de produção o que pode contribuir para o aumento da sustentabilidade dos biocombustíveis de 3ª geração.

A grande desvantagem dos sistemas de tratamento de efluentes com microalgas continua a ser a área de ocupação, uma vez que estes sistemas autotróficos estarão sempre limitados pela penetração da luz (natural ou artificial) nas culturas e pelo elevado volume de cultura necessário devido ao maior tempo de retenção hidráulico praticado. Torna-se assim necessário desenvolver sistemas com menor área de implantação, por exemplo, sistemas verticais, ou com maior razão volume/área. Os GD deram um passo importante nesta direção e formas de colocação dos reatores em paredes verticais está a ser estudada. De qualquer forma, os sistemas de algas apresentam claras vantagens em relação aos tratamentos convencionais usados atualmente na remoção de poluentes emergentes e na redução dos impactos

ambientais e custos de tratamento, uma vez que é obtida uma biomassa com elevado potencial de valorização. Outra possibilidade poderá ser a implementação destes sistemas em zonas rurais remotas ou em países em desenvolvimento, que na maioria dos casos não dispõem de um sistema de tratamento adequado e onde existe geralmente maior área de terreno disponível.

7. Referências bibliográficas

- Abdel-Razek, M. A., Abozeid, A. M., Eltholth, M. M., Abouelenien, F. A., El-Midany, S. A., Moustafa, N. Y., & Mohamed, R. A. (2019). Bioremediation of a pesticide and selected heavy metals in wastewater from various sources using a consortium of microalgae and cyanobacteria. *Slovenian Veterinary Research*, *56*, 61–73. <https://doi.org/10.26873/SVR-744-2019>
- Acién, F. G., Gómez-Serrano, C., Morales-Amaral, M. M., Fernández-Sevilla, J. M., & Molina-Grima, E. (2016). Wastewater treatment using microalgae: how realistic a contribution might it be to significant urban wastewater treatment? *Applied Microbiology and Biotechnology*, *100*(21), 9013–9022. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7835-7>
- Ågerstrand, M., Berg, C., Björleinius, B., Breitholtz, M., Brunström, B., Fick, J., Gunnarsson, L., Larsson, D. G. J., Sumpter, J. P., Tysklind, M., & Rudén, C. (2015). Improving environmental risk assessment of human pharmaceuticals. *Environmental Science and Technology*, *49*(9), 5336–5345. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00302>
- Ajayan, K. V., Selvaraju, M., Unnikannan, P., & Sruthi, P. (2015). Phycoremediation of Tannery Wastewater Using Microalgae *Scenedesmus* Species. *International Journal of Phytoremediation*, *17*(10), 907–916. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.989313>
- Arbib, Z., Ruiz, J., Álvarez-Díaz, P., Garrido-Pérez, C., & Perales, J. A. (2014). Capability of different microalgae species for phytoremediation processes: Wastewater tertiary treatment, CO₂ bio-fixation and low cost biofuels production. *Water Research*, *49*, 465–474. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.036>
- Arias, D. M., Solé-Bundó, M., Garfí, M., Ferrer, I., García, J., & Uggetti, E. (2018). Integrating microalgae tertiary treatment into activated sludge systems for energy and nutrients recovery from wastewater. *Bioresource Technology*, *247*, 513–519. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.123>
- Arman, N. Z., Salmiati, S., Aris, A., Salim, M. R., Nazifa, T. H., Muhamad, M. S., & Marpongahtun, M. (2021). A review on emerging pollutants in the water environment: Existences, health effects and treatment processes. *Water*, *13*(22). <https://doi.org/10.3390/w13223258>
- Ashekuzzaman, S. M., Forrestal, P., Richards, K., & Fenton, O. (2019). Dairy industry derived wastewater treatment sludge: Generation, type and characterization of nutrients and metals for agricultural reuse. *Journal of Cleaner Production*, *230*, 1266–1275. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.025>
- Avila, R., Peris, A., Eljarrat, E., Vicent, T., & Blánquez, P. (2021). Biodegradation of hydrophobic pesticides by microalgae: Transformation products and impact on algae biochemical methane potential. *Science of the Total Environment*, *754*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142114>
- Aydin, S., Aydin, M. E., Ulvi, A., & Kilic, H. (2019). Antibiotics in hospital effluents: occurrence, contribution to urban wastewater, removal in a wastewater treatment plant, and environmental risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, *26*(1), 544–558. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3563-0>
- Azuma, T., & Hayashi, T. (2021). On-site chlorination responsible for effective disinfection of wastewater from hospital. *Science of the Total Environment*, *776*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145951>
- Barreira, L., Pereira, H., Gangadhar, K. N., Custódio, L., & Varela, J. (2015). Medicinal Effects of Microalgae-Derived Fatty Acids. In *Handbook of Marine Microalgae: Biotechnology Advances*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800776-1.00013-3>
- Barros, R., Raposo, S., Morais, E. G., Rodrigues, B., Afonso, V., Gonçalves, P., Marques, J., Cerqueira, P. R., Varela, J., Teixeira, M. R., & Barreira, L. (2022). Biogas Production from Microalgal Biomass Produced in the Tertiary Treatment of Urban Wastewater: Assessment of Seasonal Variations. *Energies*, *15*(15). <https://doi.org/10.3390/en15155713>
- Berlin, M., Suresh Kumar, G., & Nambi, I. M. (2014). Numerical modelling on transport of nitrogen from wastewater and fertilizer applied on paddy fields. *Ecological Modelling*, *278*, 85–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.02.008>

- Bhatt, A. H., & Tao, L. (2020). Economic perspectives of biogas production via anaerobic digestion. *Bioengineering*, 7(3), 1–19. <https://doi.org/10.3390/bioengineering7030074>
- Borazjani, Z., Bayat Mastalinezhad, F., Azin, R., & Osfouri, S. (2023). Global Perspective of Hydrothermal Liquefaction of Algae: a Review of the Process, Kinetics, and Economics Analysis. *Bioenergy Research*, 16(3), 1493–1511. <https://doi.org/10.1007/s12155-023-10615-5>
- Bretas Alvim, C., Bes-Piá, M. A., & Mendoza-Roca, J. A. (2020). Separation and identification of microplastics from primary and secondary effluents and activated sludge from wastewater treatment plants. *Chemical Engineering Journal*, 402, 126293. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2020.126293>
- Brown, A. K., & Wong, C. S. (2018). Distribution and fate of pharmaceuticals and their metabolite conjugates in a municipal wastewater treatment plant. *Water Research*, 144, 774–783. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2018.08.034>
- Caporgno, M. P., Taleb, A., Olkiewicz, M., Font, J., Pruvost, J., Legrand, J., & Bengoa, C. (2015). Microalgae cultivation in urban wastewater: Nutrient removal and biomass production for biodiesel and methane. *Algal Research*, 10, 232–239. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2015.05.011>
- Carletti, A., Rosa, J. T., Pes, K., Borges, I., Santos, T., Barreira, L., Varela, J., Pereira, H., Cancela, M. L., Gavaia, P. J., & Laizé, V. (2023). The osteogenic and mineralogenic potential of the microalgae *Skeletonema costatum* and *Tetraselmis striata* CTP4 in fish models. *Cellular and Molecular Life Sciences*, 80(10). <https://doi.org/10.1007/s00018-023-04953-y>
- Chai, W. S., Chew, C. H., Munawaroh, H. S. H., Ashokkumar, V., Cheng, C. K., Park, Y. K., & Show, P. L. (2021). Microalgae and ammonia: A review on inter-relationship. *Fuel*, 303. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.121303>
- Chatzisymeon, E., Xekoukoulotakis, N. P., Coz, A., Kalogerakis, N., & Mantzavinos, D. (2006). Electrochemical treatment of textile dyes and dyehouse effluents. *Journal of Hazardous Materials*, 137(2), 998–1007. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.03.032>
- Chen, W., Yang, H., Chen, Y., Xia, M., Yang, Z., Wang, X., & Chen, H. (2017). Algae pyrolytic poly-generation: Influence of component difference and temperature on products characteristics. *Energy*, 131, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.05.019>
- Chisti, Y. (2008). Biodiesel from microalgae beats bioethanol. *Trends in Biotechnology*, 26(3), 126–131. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2007.12.002>
- Croft, M. T., Lawrence, A. D., Raux-Deery, E., Warren, M. J., & Smith, A. G. (2005). Algae acquire vitamin B12 through a symbiotic relationship with bacteria. *Nature*, 438(7064), 90–93. <https://doi.org/10.1038/nature04056>
- Deena, S. R., Vickram, A. S., Manikandan, S., Subbaiya, R., Karmegam, N., Ravindran, B., Chang, S. W., & Awasthi, M. K. (2022). Enhanced biogas production from food waste and activated sludge using advanced techniques – A review. *Bioresource Technology*, 355. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127234>
- Delrue, F., Setier, P. A., Sahut, C., Cournac, L., Roubaud, A., Peltier, G., & Froment, A. K. (2012). An economic, sustainability, and energetic model of biodiesel production from microalgae. *Bioresource Technology*, 111, 191–200. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.020>
- Ding, T., Yang, M., Zhang, J., Yang, B., Lin, K., Li, J., & Gan, J. (2017). Toxicity, degradation and metabolic fate of ibuprofen on freshwater diatom *Navicula* sp. *Journal of Hazardous Materials*, 330, 127–134. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.02.004>
- El-Sheekh, M. M., Metwally, M. A., Allam, N., & Hemdan, H. E. (2020). Simulation Treatment of Industrial Wastewater Using Microbiological Cell Immobilization Technique. *Iranian Journal of Science and Technology, Transaction A: Science*, 44(3), 595–604. <https://doi.org/10.1007/s40995-020-00866-8>
- Ferreira, A., Melkonyan, L., Carapinha, S., Ribeiro, B., Figueiredo, D., Avetisova, G., & Gouveia, L. (2021). Biostimulant and biopesticide potential of microalgae growing in piggery wastewater. *Environmental Advances*, 4. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2021.100062>
- Ferreira, J., Braga, M. Q., Gama, R. C. N. da, Magalhães, I. B., Marangon, B. B., Castro, J. de S., Lorentz, J. F., Henriques, B. S., Pereira, A. S. A. de P., Assemany, P. P., & Calijuri, M. L. (2024). Carotenoids from wastewater-grown

- microalgae biomass: Life cycle assessment and techno-economical analysis. *Journal of Cleaner Production*, 434. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.140526>
- Foladori, P., Petrini, S., & Andreottola, G. (2018). Evolution of real municipal wastewater treatment in photobioreactors and microalgae-bacteria consortia using real-time parameters. *Chemical Engineering Journal*, 345, 507–516. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.03.178>
- Gangadhar, K. N., Pereira, H., Diogo, H. P., Borges dos Santos, R. M., Prabhavathi Devi, B. L. A., Prasad, R. B. N., Custódio, L., Malcata, F. X., Varela, J., & Barreira, L. (2016). Assessment and comparison of the properties of biodiesel synthesized from three different types of wet microalgal biomass. *Journal of Applied Phycology*, 28(3). <https://doi.org/10.1007/s10811-015-0683-5>
- Gangadhar, K. N., Rodrigues, M. J., Pereira, H., Gaspar, H., Malcata, F. X., Barreira, L., & Varela, J. (2020). Anti-Hepatocellular Carcinoma (HepG2) Activities of Monoterpene Hydroxy Lactones Isolated from the Marine Microalga *Tisochrysis Lutea*. *Marine Drugs*, 18(11). <https://doi.org/10.3390/MD18110567>
- Garfí, M., Flores, L., & Ferrer, I. (2017). Life Cycle Assessment of wastewater treatment systems for small communities: Activated sludge, constructed wetlands and high rate algal ponds. *Journal of Cleaner Production*, 161, 211–219. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.116>
- Gonçalves, J., Freitas, J., Fernandes, I., & Silva, P. (2023). Microalgae as Biofertilizers: A Sustainable Way to Improve Soil Fertility and Plant Growth. *Sustainability*, 15(16). <https://doi.org/10.3390/su151612413>
- Gouveia, L., Graça, S., Sousa, C., Ambrosano, L., Ribeiro, B., Botrel, E. P., Neto, P. C., Ferreira, A. F., & Silva, C. M. (2016). Microalgae biomass production using wastewater: Treatment and costs. Scale-up considerations. *Algal Research*, 16, 167–176. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.03.010>
- Guillen-Jimenez, E., Alvarez-Mateos, P., Romero-Guzman, F., & Pereda-Marin, J. (2000). *BIO-MINERALIZATION OF ORGANIC MATTER IN DAIRY WASTEWATER, AS AFFECTED BY pH. The evolution of ammonium and phosphates*. *Water Research*, 34(4), 1215-1224. www.elsevier.com/locate/watres
- Guo, Y., Sanjaya, E. H., Wang, T., Rong, C., Luo, Z., Xue, Y., Chen, H., & Li, Y. Y. (2023). The phosphorus harvest from low-temperature mainstream wastewater through iron phosphate crystallization in a pilot-scale partial nitrification/anammox reactor. *Science of the Total Environment*, 862. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160750>
- Gupta, P. L., Lee, S. M., & Choi, H. J. (2016). Integration of microalgal cultivation system for wastewater remediation and sustainable biomass production. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 32(8). <https://doi.org/10.1007/s11274-016-2090-8>
- Gutiérrez, R., Ferrer, I., González-Molina, A., Salvadó, H., García, J., & Uggetti, E. (2016). Microalgae recycling improves biomass recovery from wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Research*, 106, 539–549. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.039>
- Henze, M. (2008). *Biological wastewater treatment : principles, modelling and design*. IWA Pub.
- Hoang, S. A., Bolan, N., Madhubashini, A. M. P., Vithanage, M., Perera, V., Wijesekara, H., Wang, H., Srivastava, P., Kirkham, M. B., Mickan, B. S., Rinklebe, J., & Siddique, K. H. M. (2022). Treatment processes to eliminate potential environmental hazards and restore agronomic value of sewage sludge: A review. *Environmental Pollution*, 293. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118564>
- Hom-Díaz, A., Jaén-Gil, A., Bello-Laserna, I., Rodríguez-Mozaz, S., Vicent, T., Barceló, D., & Blánquez, P. (2017). Performance of a microalgal photobioreactor treating toilet wastewater: Pharmaceutically active compound removal and biomass harvesting. *Science of the Total Environment*, 592, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.224>
- Huang, M. H., Li, Y. M., & Gu, G. W. (2010). Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. *Desalination*, 262(1–3), 36–42. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.037>
- Jones, E. R., Van Vliet, M. T. H., Qadir, M., & Bierkens, M. F. P. (2021). Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse. *Earth System Science Data*, 13(2), 237–254. <https://doi.org/10.5194/essd-13-237-2021>

- Kantawanichkul, S., & Somprasert, S. (2005). *Using a compact combined constructed wetland system to treat agricultural wastewater with high nitrogen*. *Water Science & Technology*, 51(9), 47-53. <https://iwaponline.com/wst/article-pdf/51/9/47/434827/47.pdf>
- Khan, M. T., Shah, I. A., Ihsanullah, I., Naushad, M., Ali, S., Shah, S. H. A., & Mohammad, A. W. (2021). Hospital wastewater as a source of environmental contamination: An overview of management practices, environmental risks, and treatment processes. *Journal of Water Process Engineering*, 41. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101990>
- Köck-Schulmeyer, M., Villagrasa, M., López de Alda, M., Céspedes-Sánchez, R., Ventura, F., & Barceló, D. (2013). Occurrence and behavior of pesticides in wastewater treatment plants and their environmental impact. *Science of the Total Environment*, 458-460, 466-476. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.010>
- Koyande, A. K., Chew, K. W., Rambabu, K., Tao, Y., Chu, D. T., & Show, P. L. (2019). Microalgae: A potential alternative to health supplementation for humans. *Food Science and Human Wellness*, 8(1), 16-24. <https://doi.org/10.1016/j.fshw.2019.03.001>
- Kumar, R., Sarmah, A. K., & Padhye, L. P. (2019). Fate of pharmaceuticals and personal care products in a wastewater treatment plant with parallel secondary wastewater treatment train. *Journal of Environmental Management*, 233, 649-659. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.062>
- Liberti, D., Pinheiro, F., Simões, B., Varela, J., & Barreira, L. (2024). Beyond Bioremediation: The Untapped Potential of Microalgae in Wastewater Treatment. *Water*, 16(19). <https://doi.org/10.3390/w16192710>
- Maga, D. (2017). Life cycle assessment of biomethane produced from microalgae grown in municipal waste water. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 7(1), 1-10. <https://doi.org/10.1007/s13399-016-0208-8>
- Mahendra, B. G., & Patil, S. (2013). ANAEROBIC DIGESTION OF DOMESTIC WASTEWATER. In *IJRET: International Journal of Research in Engineering and Technology*. <http://www.ijret.org>
- Marchetto, F., Roverso, M., Righetti, D., Bogialli, S., Filippini, F., Bergantino, E., & Sforza, E. (2021). Bioremediation of Per- and Poly-Fluoroalkyl Substances (PFAS) by *Synechocystis* sp. PCC 6803: A Chassis for a Synthetic Biology Approach. *Life*, 11(12). <https://doi.org/10.3390/life11121300>
- Marques, I. M., Oliveira, A. C. V., de Oliveira, O. M. C., Sales, E. A., & Moreira, Í. T. A. (2021). A photobioreactor using *Nannochloropsis oculata* marine microalgae for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons and sorption of metals in produced water. *Chemosphere*, 281. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130775>
- Matamoros, V., Gutiérrez, R., Ferrer, I., García, J., & Bayona, J. M. (2015). Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: A pilot-scale study. *Journal of Hazardous Materials*, 288, 34-42. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.02.002>
- Mennaa, F. Z., Arbib, Z., & Perales, J. A. (2015). Urban wastewater treatment by seven species of microalgae and analgal bloom: Biomass production, N and P removal kinetics and harvestability. *Water Research*, 83, 42-51. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.06.007>
- Mennaa, F. Z., Arbib, Z., & Perales, J. A. (2019). Urban wastewater photobiotreatment with microalgae in a continuously operated photobioreactor: growth, nutrient removal kinetics and biomass coagulation-flocculation. *Environmental Technology*, 40(3), 342-355. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1393011>
- Monteiro, I., Schüler, L. M., Santos, E., Pereira, H., Schulze, P. S. C., Florindo, C., Varela, J., & Barreira, L. (2023). Two-stage lipid induction in the microalga *Tetraselmis striata* CTP4 upon exposure to different abiotic stresses. *Renewable Energy*, 208, 693-701. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2023.03.103>
- Morais, E. G. de, Amaro Marques, J. C., Cerqueira, P. R., Dimas, C., Sousa, V. S., Gomes, N., Ribau Teixeira, M., Nunes, L. M., Varela, J., & Barreira, L. (2022). Tertiary urban wastewater treatment with microalgae natural consortia in novel pilot photobioreactors. *Journal of Cleaner Production*, 378. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134521>
- Morais, E. G., Cristofoli, N. L., Maia, I. B., Magina, T., Cerqueira, P. R., Teixeira, M. R., Varela, J., Barreira, L., & Gouveia, L. (2021). Microalgal systems for wastewater treatment: Technological trends and challenges towards waste recovery. *Energies*, 14(23). <https://doi.org/10.3390/en14238112>

- Morais, E. G., Silveira, J. T., Schüler, L. M., de Freitas, B. C. B., Costa, J. A. V., de Morais, M. G., Ferrer, I., & Barreira, L. (2023). Biomass valorization via pyrolysis in microalgae-based wastewater treatment: Challenges and opportunities for a circular bioeconomy. *Journal of Applied Phycology*, 35(6), 2689–2708. <https://doi.org/10.1007/s10811-023-03104-x>
- Mota, R., Rossi, F., Andrenelli, L., Pereira, S. B., De Philippis, R., & Tamagnini, P. (2016). Released polysaccharides (RPS) from *Cyanothece* sp. CCY 0110 as biosorbent for heavy metals bioremediation: interactions between metals and RPS binding sites. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(17), 7765–7775. <https://doi.org/10.1007/s00253-016-7602-9>
- Mustafa, S., Bhatti, H. N., Maqbool, M., & Iqbal, M. (2021). Microalgae biosorption, bioaccumulation and biodegradation efficiency for the remediation of wastewater and carbon dioxide mitigation: Prospects, challenges and opportunities. In *Journal of Water Process Engineering* (Vol. 41). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102009>
- Neumann, U., Derwenskus, F., Gille, A., Louis, S., Schmid-Staiger, U., Briviba, K., & Bischoff, S. C. (2018). Bioavailability and safety of nutrients from the microalgae *Chlorella vulgaris*, *Nannochloropsis oceanica* and *Phaeodactylum tricornutum* in C57BL/6 mice. *Nutrients*, 10(8). <https://doi.org/10.3390/nu10080965>
- Nicolaou, M., & Hadjivassilis, I. (1992). TREATMENT OF WASTEWATER FROM THE TEXTILE INDUSTRY. In *Wat. Sci. Tech*, 25(1). <https://iwaponline.com/wst/article-pdf/25/1/31/102379/31.pdf>
- Nobre, M. L. F., Tavares, D., Fraga, C., Oliveira, B., Dias, M., Mesquita, S., Oliveira, C. M., & Pires, J. C. M. (2024). Techno-economic analysis of a circular microalgal approach for enhanced wastewater treatment and resource recovery in Northern Portugal. *Journal of Cleaner Production*, 434. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.140389>
- Oswald, W. J., Gotaas, H. B., Golueke, C. G., Kellen, W. R., Gloyna, E. F., & Hermann, E. R. (1957). *Algae in Waste Treatment*, 29 (4). <https://about.jstor.org/terms>
- Oviedo, J. A., Muñoz, R., Donoso-Bravo, A., Bernard, O., Casagli, F., & Jeison, D. (2022). A half-century of research on microalgae-bacteria for wastewater treatment. *Algal Research*, 67. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2022.102828>
- Pereira, A., de Morais, E. G., Silva, L., Pena, A., Freitas, A., Teixeira, M. R., Varela, J., & Barreira, L. (2023). Pharmaceuticals Removal from Wastewater with Microalgae: A Pilot Study. *Applied Sciences*, 13(11). <https://doi.org/10.3390/app13116414>
- Pereira, A. M. P. T., Silva, L. J. G., Lino, C. M., Meisel, L. M., & Pena, A. (2016). Assessing environmental risk of pharmaceuticals in Portugal: An approach for the selection of the Portuguese monitoring stations in line with Directive 2013/39/EU. *Chemosphere*, 144, 2507–2515. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.100>
- Pereira, A. M. P. T., Silva, L. J. G., Meisel, L. M., Lino, C. M., & Pena, A. (2015). Environmental impact of pharmaceuticals from Portuguese wastewaters: Geographical and seasonal occurrence, removal and risk assessment. *Environmental Research*, 136, 108–119. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.09.041>
- Pereira, H., Barreira, L., Custódio, L., Alrokayan, S., Mouffouk, F., Varela, J., Abu-Salah, K. M., & Ben-Hamadou, R. (2013). Isolation and fatty acid profile of selected microalgae strains from the red sea for biofuel production. *Energies*, 6(6). <https://doi.org/10.3390/en6062773>
- Pereira, H., Barreira, L., Mozes, A., Florindo, C., Polo, C., Duarte, C. V., Custódio, L., & Varela, J. (2011). Microplate-based high throughput screening procedure for the isolation of lipid-rich marine microalgae. *Biotechnology for Biofuels*, 4. <https://doi.org/10.1186/1754-6834-4-61>
- Pereira, H., Gangadhar, K. N., Schulze, P. S. C., Santos, T., De Sousa, C. B., Schueler, L. M., Custódio, L., Malcata, F. X., Gouveia, L., Varela, J. C. S., & Barreira, L. (2016). Isolation of a euryhaline microalgal strain, *Tetraselmis* sp. CTP4, as a robust feedstock for biodiesel production. *Scientific Reports*, 6. <https://doi.org/10.1038/srep35663>
- Pereira, H., Sardinha, M., Santos, T., Gouveia, L., Barreira, L., Dias, J., & Varela, J. (2020). Incorporation of defatted microalgal biomass (*Tetraselmis* sp. CTP4) at the expense of soybean meal as a feed ingredient for juvenile gilthead seabream (*Sparus aurata*). *Algal Research*, 47. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.101869>

- Queiroz, R. de C. S. de, Andrade, R. S., Dantas, I. R., Ribeiro, V. de S., Neto, L. B. R., & Almeida Neto, J. A. de. (2017). Use of native aquatic macrophytes in the reduction of organic matter from dairy effluents. *International Journal of Phytoremediation*, 19(8), 781–788. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1284750>
- Raju, S., Carbery, M., Kuttykattil, A., Senthirajah, K., Lundmark, A., Rogers, Z., SCB, S., Evans, G., & Palanisami, T. (2020). Improved methodology to determine the fate and transport of microplastics in a secondary wastewater treatment plant. *Water Research*, 173. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115549>
- Ramírez-Rodrigues, M. M., Estrada-Beristain, C., Metri-Ojeda, J., Pérez-Alva, A., & Baigts-Allende, D. K. (2021). Spirulina platensis protein as sustainable ingredient for nutritional food products development. *Sustainability*, 13(12). <https://doi.org/10.3390/su13126849>
- Rani Devi, & Dahiya, R. P. (2008). COD and BOD removal from domestic wastewater generated in decentralised sectors. *Bioresource Technology*, 99(2), 344–349. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.12.017>
- Reichert, J. F., Souza, D. M., & Martins, A. F. (2019). Antipsychotic drugs in hospital wastewater and a preliminary risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 170, 559–567. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.021>
- Sacristán de Alva, M., Luna-Pabello, V. M., Cadena, E., & Ortíz, E. (2013). Green microalga *Scenedesmus acutus* grown on municipal wastewater to couple nutrient removal with lipid accumulation for biodiesel production. *Bioresource Technology*, 146, 744–748. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.061>
- Santos, M., Oliveira de Souza, C., & Marcelino, H. R. (2023). Blue technology for a sustainable pharmaceutical industry: Microalgae for bioremediation and pharmaceutical production. *Algal Research*, 69. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2022.102931>
- Sarker, B., Baten, Md. A., Haque, Md. E.-U., Das, A., Hossain, A., & Hasan, Md. Z. (2015). Heavy Metals' Concentration in Textile and Garments Industries' Wastewater of Bhaluka Industrial Area, Mymensingh, Bangladesh. *Current World Environment*, 10(1), 61–66. <https://doi.org/10.12944/cwe.10.1.07>
- Sarker, Md. R., Chowdhury, M., & Deb, A. (2019). Reduction of Color Intensity from Textile Dye Wastewater Using Microorganisms: A Review. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 8(02), 3407–3415. <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2019.802.397>
- Sathinathan, P., Parab, H. M., Yusoff, R., Ibrahim, S., Vello, V., & Ngoh, G. C. (2023). Photobioreactor design and parameters essential for algal cultivation using industrial wastewater: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 173. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.113096>
- Schulze, P. S. C., Barreira, L. A., Pereira, H. G. C., Perales, J. A., & Varela, J. C. S. (2014). Light emitting diodes (LEDs) applied to microalgal production. *Trends in Biotechnology*, 32(8). <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2014.06.001>
- Schulze, P. S. C., Carvalho, C. F. M., Pereira, H., Gangadhar, K. N., Schüller, L. M., Santos, T. F., Varela, J. C. S., & Barreira, L. (2017). Urban wastewater treatment by *Tetraselmis* sp. CTP4 (Chlorophyta). *Bioresource Technology*, 223. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.027>
- Selvarajan, R., Sibanda, T., Pandian, J., & Mearns, K. (2021). Taxonomic and functional distribution of bacterial communities in domestic and hospital wastewater system: Implications for public and environmental health. *Antibiotics*, 10(9). <https://doi.org/10.3390/antibiotics10091059>
- Shahid, A., Malik, S., Zhu, H., Xu, J., Nawaz, M. Z., Nawaz, S., Asraful Alam, M., & Mehmood, M. A. (2020). Cultivating microalgae in wastewater for biomass production, pollutant removal, and atmospheric carbon mitigation; a review. *Science of the Total Environment*, 704. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135303>
- Shanab, S., Essa, A., & Shalaby, E. (2012). *Bioremoval capacity of three heavy metals by some microalgae species (Egyptian Isolates)*. <https://doi.org/10.4161/psb.7.3.19173>
- Shayesteh, H., Laird, D. W., Hughes, L. J., Nematollahi, M. A., Kakhki, A. M., & Moheimani, N. R. (2023). Co-Producing Phycocyanin and Bioplastic in *Arthrospira platensis* Using Carbon-Rich Wastewater. *BioTech*, 12(3). <https://doi.org/10.3390/biotech12030049>
- Silva, M., Avni, D., Varela, J., & Barreira, L. (2024). The Ocean's Pharmacy: Health Discoveries in Marine Algae. *Molecules*, 29(8). <https://doi.org/10.3390/molecules29081900>

- Silva, M., Kamberovic, F., Uota, S. T., Kovan, I. M., Viegas, C. S. B., Simes, D. C., Gangadhar, K. N., Varela, J., & Barreira, L. (2022). Microalgae as Potential Sources of Bioactive Compounds for Functional Foods and Pharmaceuticals. *Applied Sciences*, 12(12). <https://doi.org/10.3390/app12125877>
- Solovchenko, A., Verschoor, A. M., Jablonowski, N. D., & Nedbal, L. (2016). Phosphorus from wastewater to crops: An alternative path involving microalgae. *Biotechnology Advances*, 34(5), 550–564. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2016.01.002>
- Song, C., Wei, Y., Qiu, Y., Qi, Y., Li, Y., & Kitamura, Y. (2019). Biodegradability and mechanism of florfenicol via *Chlorella* sp. UTEX1602 and L38: Experimental study. *Bioresource Technology*, 272, 529–534. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.080>
- Souza, R. M., Seibert, D., Quesada, H. B., de Jesus Bassetti, F., Fagundes-Klen, M. R., & Bergamasco, R. (2020). Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 135, 22–37. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.12.035>
- Stasinakis, A. S., Charalambous, P., & Vyrides, I. (2022). Dairy wastewater management in EU: Produced amounts, existing legislation, applied treatment processes and future challenges. *Journal of Environmental Management*, 303. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114152>
- Su, Y. (2021). Revisiting carbon, nitrogen, and phosphorus metabolisms in microalgae for wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 762. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144590>
- Subedi, B., Balakrishna, K., Joshua, D. I., & Kannan, K. (2017). Mass loading and removal of pharmaceuticals and personal care products including psychoactives, antihypertensives, and antibiotics in two sewage treatment plants in southern India. *Chemosphere*, 167, 429–437. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.026>
- Sutherland, D. L., & Ralph, P. J. (2019). Microalgal bioremediation of emerging contaminants - Opportunities and challenges. *Water Research*, 164. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114921>
- Tejaswini, B., & Joshi, R. D. (2023). Bulletin of Environment, Pharmacology and Life Sciences A Short Review: Production of Omega-3 Fatty Acids from Dairy Industry Waste Water. *Env. Pharmacol. Life Sci.*, Spl Issue 1, 33-36. <http://www.bepls.co>
- The 4th edition of the UN World Water Development Report.* (2012). UNESCO Publishing.
- Ulrich, H., Klaus, D., Irmgard, F., Annette, H., Juan, L. P., & Regine, S. (2005). Microbiological investigations for sanitary assessment of wastewater treated in constructed wetlands. *Water Research*, 39(20), 4849–4858. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.07.020>
- Vázquez-Romero, B., Perales, J. A., Pereira, H., Barbosa, M., & Ruiz, J. (2022). Techno-economic assessment of microalgae production, harvesting and drying for food, feed, cosmetics, and agriculture. *Science of the Total Environment*, 837. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155742>
- Vieira, V. V., Cadoret, J. P., Acien, F. G., & Benemann, J. (2022). Clarification of Most Relevant Concepts Related to the Microalgae Production Sector. *Processes*, 10(1). <https://doi.org/10.3390/pr10010175>
- Vo, H. N. P., Ngo, H. H., Guo, W., Nguyen, K. H., Chang, S. W., Nguyen, D. D., Liu, Y., Liu, Y., Ding, A., & Bui, X. T. (2020). Micropollutants cometabolism of microalgae for wastewater remediation: Effect of carbon sources to cometabolism and degradation products. *Water Research*, 183. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115974>
- Wang, J. H., Zhang, T. Y., Dao, G. H., Xu, X. Q., Wang, X. X., & Hu, H. Y. (2017). Microalgae-based advanced municipal wastewater treatment for reuse in water bodies. In *Applied Microbiology and Biotechnology* (Vol. 101, Issue 7, pp. 2659–2675). Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/s00253-017-8184-x>
- Wang, J., Shen, J., Ye, D., Yan, X., Zhang, Y., Yang, W., Li, X., Wang, J., Zhang, L., & Pan, L. (2020). Disinfection technology of hospital wastes and wastewater: Suggestions for disinfection strategy during coronavirus Disease 2019 (COVID-19) pandemic in China. *Environmental Pollution*, 262. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114665>
- Westlund, P., & Yargeau, V. (2017). Investigation of the presence and endocrine activities of pesticides found in wastewater effluent using yeast-based bioassays. *Science of the Total Environment*, 607–608, 744–751. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.032>

- Wiering, M., Boezeman, D., & Crabbé, A. (2020). The water framework directive and agricultural diuse pollution: Fighting a running battle? *Water*, 12(5). <https://doi.org/10.3390/w12051447>
- Xiong, J. Q., Kurade, M. B., & Jeon, B. H. (2017). Biodegradation of levofloxacin by an acclimated freshwater microalga, *Chlorella vulgaris*. *Chemical Engineering Journal*, 313, 1251–1257. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.11.017>
- Yadav, D., Rangabhashiyam, S., Verma, P., Singh, P., Devi, P., Kumar, P., Hussain, C. M., Gaurav, G. K., & Kumar, K. S. (2021). Environmental and health impacts of contaminants of emerging concerns: Recent treatment challenges and approaches. *Chemosphere*, 272. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129492>
- Yao, S., Ye, J., Yang, Q., Hu, Y., Zhang, T., Jiang, L., Munezero, S., Lin, K., & Cui, C. (2021). *Occurrence and removal of antibiotics, antibiotic resistance genes, and bacterial communities in hospital wastewater*. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 57321-57333. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14735-3/Published>
- Yarkent, Ç., Gürlek, C., & Oncel, S. S. (2020). Potential of microalgal compounds in trending natural cosmetics: A review. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 17. <https://doi.org/10.1016/j.scp.2020.100304>
- Zhou, G. J., Ying, G. G., Liu, S., Zhou, L. J., Chen, Z. F., & Peng, F. Q. (2014). Simultaneous removal of inorganic and organic compounds in wastewater by freshwater green microalgae. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, 16(8), 2018–2027. <https://doi.org/10.1039/c4em00094c>