

## CAPÍTULO 9

---

# Ficorremediação de efluentes da suinocultura

*Alexandre Matthiensen, Jonatas Alves e William Michelin*

### Introdução

O atual crescimento da demanda de carne suína estimulou o desenvolvimento de sistemas tecnificados de produção de animais confinados, que, por sua vez, geram grandes quantidades de resíduos localmente concentrados, principalmente excretas de animais, resultando em impactos ambientais significantes em escalas local e regional (Kunz; Miele; Steinmetz, 2009).

Os efluentes da suinocultura são ricos em nitrogênio (principalmente amônia, proveniente da urina dos animais), fósforo e carbono orgânico. O descarte direto no ambiente de efluentes com tratamento inadequado pode causar sérios problemas de poluição ambiental e riscos para a saúde pública. As águas de superfície podem sofrer eutrofização e crescimento excessivo de algas e bactérias produtoras de toxinas (Giannuzzi *et al.*, 2011, Matthiensen; Yunes; Codd, 1999), e a aplicação excessiva dos dejetos no solo também pode resultar em acúmulo de fósforo disponível e metais pesados nas plantas (Zhang; Wang; Zhou, 2017; Ayre; Moheimani; Borowitzka, 2017). Além disso, dejetos suínos in natura são ricos em microrganismos patogênicos (Fongaro *et al.*, 2018; Viancelli *et al.*, 2015; Guan; Holley, 2003) e também podem conter resí-

duos de antibióticos usados na produção, favorecendo o crescimento de patógenos resistentes (Chen *et al.*, 2017; Steinmetz; Gressler, 2019).

Porém, os efluentes suínocolos também podem ser vistos como uma fonte rica em recursos renováveis. A tecnologia mais consolidada para o tratamento dos efluentes da suinocultura é a digestão anaeróbia. Apesar de ser um método que promove a estabilização dos dejetos suínos e consequente biorremediação ambiental do efluente, o digestato resultante ainda possui elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo, e o biogás produzido contém concentrações elevadas de metano e CO<sub>2</sub>, além de H<sub>2</sub>S (Appels *et al.*, 2008; Prandini, 2016).

A ficorremediação (biorremediação de efluentes a partir do uso de microalgas), quando comparada à digestão anaeróbia, pode apresentar algumas vantagens, como menor custo energético no processo, ausência de formação de resíduos, redução de emissão de GEE e um potencial de uso produtivo da biomassa resultante do processo (Cheng *et al.*, 2019). A ficorremediação não apenas remove a matéria orgânica e os poluentes, mas também recupera os nutrientes através da biomassa, que pode ser convertida em bioenergia (Cai; Park; Li, 2013). Dessa forma, as tecnologias de biorremediação baseadas no uso das microalgas podem representar uma estratégia alternativa sustentável para os tratamentos de efluentes suínocolos no atual cenário do agronegócio brasileiro.

## **Microalgas e o processo de ficorremediação**

Conceitualmente, a “ficorremediação” é o processo de remoção ou biotransformação de inúmeros poluentes e nutrientes, presentes em um efluente, por meio do uso de macro ou microalgas. O termo “alga” não configura uma classificação taxonômica própria, mas diz respeito a um grupo polifilético de organismos (em sua grande maioria exclusivamente fotossintetizantes), procarióticos ou eucarióticos, unicelulares ou multicelulares (Woese; Kandler; Whellis, 1990). Essa diversidade também se reflete em sua morfologia, fisiologia e capacidade adaptativa para ocupar diferentes nichos ecológicos, podendo ocorrer inclusive

em ambientes considerados extremos, como fontes termais e salinas. Para os propósitos deste capítulo, o termo “microalga” será usado como definição para os microrganismos unicelulares fotossintéticos, procarióticos ou eucarióticos, que podem ser utilizados em processos de fitorremediação de efluentes suínocolas.

Uma das capacidades de maior destaque das microalgas é a realização da fotossíntese, processo pelo qual estes organismos convertem o CO<sub>2</sub> atmosférico em biomassa orgânica, com a ajuda da energia luminosa (fotoautotrofia). De uma forma geral, as microalgas possuem necessidades nutricionais muito modestas para seu crescimento, podendo ser simplificadas em: carbono (orgânico ou inorgânico), nitrogênio, fósforo e potássio, como macronutrientes; magnésio, enxofre, cálcio, sódio, cloro, ferro, zinco, cobre, cobalto, molibdênio, manganês e boro, como micronutrientes – quantidades traços (Markou; Vandamme; Muylaert, 2014). Assim, boa parte da biomassa (especialmente carboidratos) produzida durante a fotossíntese é subsequentemente armazenada como reserva energética disponível. Isso torna as microalgas uma fonte de biomassa muito atraente, especialmente em função da sua composição nutricional, amplamente utilizada em produtos alimentícios, compostos bioativos e vitaminas e produtos farmacêuticos, além da potencial produção de biocombustíveis (Brasil; Silva; Siqueira, 2017).

As microalgas apresentam vantagens de cultivo em relação às fontes convencionais, pois não competem com as culturas agrícolas para produção de alimentos, podendo ser cultivadas em terras não aráveis, além de terem rápido crescimento e elevado rendimento por unidade de área (Zeng *et al.*, 2015). Além disso (e de maior interesse para esse capítulo), podem ser produzidas a partir da utilização dos nutrientes presentes em águas residuárias e efluentes de outros sistemas produtivos como, por exemplo, da suinocultura (Chiu *et al.*, 2015). Neste cenário, a utilização dos efluentes (ou de compostos produzidos a partir deles) como substrato para a produção de microalgas promove a sua biorremediação (fitorremediação), resultando também na produção de biomassa de grande interesse e valor, no conceito da economia circular (Dinnebier, 2020).

Os efluentes suinícolas fornecem uma fonte rica em nitrogênio orgânico/inorgânico e fósforo para a produção microalgal. Assim, o uso de efluentes da produção de suínos como meio de cultivo para o crescimento das microalgas pode reduzir drasticamente a demanda de nutrientes fertilizantes para seu cultivo, o que é a parte de maior custo em uma produção de microalgas em larga escala. O digestato, que é como é chamado o líquido residual final após os dejetos suínos serem submetidos à digestão anaeróbia, é um produto rico em N e P, e o cultivo de microalgas a partir desse efluente promove a remoção desses compostos. Assim, uma integração do cultivo de microalgas com a digestão anaeróbia pode ser uma rota de biorremediação muito importante para a melhoria da qualidade do efluente antes de seu descarte na natureza, concomitantemente com a geração de biomassa microalgal de alto valor agregado (Michelon, 2021).

## **Sistemas de cultivo de microalgas**

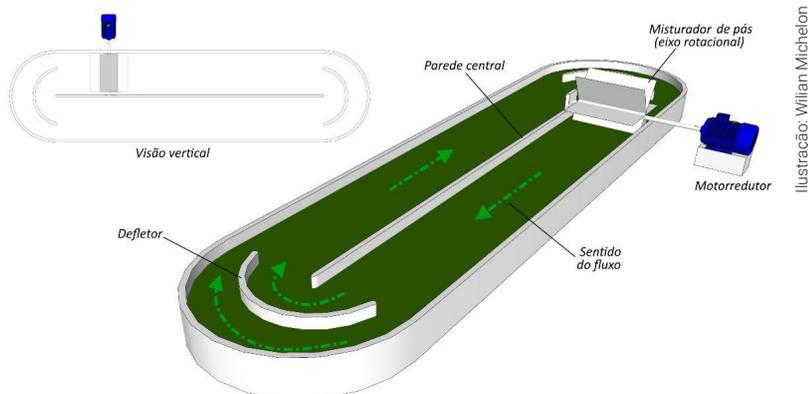
Apesar do foco do capítulo ser a fitorremediação, é impossível dissociar esse processo da produção de biomassa das microalgas. De uma forma geral, os cultivos de microalgas podem ser classificados em três tipos: autotróficos (utilizam luz como principal fonte de energia e CO<sub>2</sub> como fonte de carbono); heterotróficos (utilizam compostos orgânicos, como glicose ou acetato, como principal fonte de energia e carbono); e mixotróficos (uma mistura de autotrofia e heterotrofia). O sistema de produção abordado neste capítulo se refere ao primeiro tipo.

Os sistemas de produção autotróficos ainda podem ser divididos em abertos ou fechados, ou uma composição entre os dois tipos (chamados semifechados). Os sistemas abertos, por sua vez, podem ser extensivos, onde o esforço de manejo é mínimo ou inexistente, ou intensivos, onde há algum tipo de manejo para melhorar as condições do meio, objetivando-se aumento de eficiência e produtividade. Os sistemas fechados de cultivo possuem manejo intensivo e normalmente requerem alta capacitação de pessoal. Sua eficiência/produtividade é maior em comparação aos sistemas abertos, porém seus custos tam-

bém são mais elevados. Os sistemas semifechados são, basicamente, sistemas abertos desenvolvidos em locais fechados, como estufas ou galpões, onde se pode ter um controle mínimo de temperatura e luminosidade, o que diminui muito o risco de contaminação ambiental por outras espécies e/ou diluição em relação aos eventos de precipitações intensas.

Os sistemas abertos são menos eficientes que os fechados, principalmente no uso do CO<sub>2</sub> presente no meio, devido à difusão para a atmosfera, a distribuição luminosa e a eventual contaminação pela presença de espécies invasoras. Nesse sentido, os dois primeiros problemas podem ser resolvidos com um sistema de transferência de CO<sub>2</sub> para o meio de cultura e um método eficiente de mistura do meio. Para o último problema, o modelo de sistema semifechado contribui muito para a solução. Devido ao relativo baixo custo de produção e facilidade de mão de obra, os sistemas abertos são os mais difundidos para a fitorremediação de efluentes e consequente produção de biomassa de microalgas em larga escala.

Os sistemas de produção de microalgas em lagoas abertas são utilizados desde a década de 1950 (Richmond, 2004). Dentre os diferentes tipos de sistemas abertos de produção de microalgas, os chamados *raceway ponds* são os mais comuns, e consistem em lagoas ou tanques semicirculares, com recirculação fechada, contendo um sistema de mistura mecânica com pás rotatórias (*paddle wheel*) (Figura 1). Os sistemas completamente circulares com misturador central possuem, comparativamente, uma hidráulica ineficiente e um maior custo de instalação e energia, não sendo muito indicados para instalações comerciais (Richmond, 2004).



**Figura 1.** Esquema em vista vertical e oblíqua de um *raceway pond* padrão e seus componentes.

Os tanques do tipo *raceways* podem ser construídos com diversos materiais, como alvenaria, fibra de vidro, PVC, poliuretano, aço inox, etc., revestidos com uma camada de tinta ou cobertura impermeável branca, ou mesmo uma lona plástica resistente. Esse revestimento interno contribui para o desempenho e a durabilidade dos tanques.

O sistema todo é montado de forma a oferecer uma grande área de produção associada a uma baixa profundidade, de modo a maximizar a natureza difusa da luz solar no crescimento autotrófico. Assim, a profundidade deve ser a menor possível. Entretanto, sistemas com essa configuração podem apresentar problemas operacionais, como, por exemplo, grandes perdas de CO<sub>2</sub> para a atmosfera, alta variação de temperatura e elevada evaporação (Benemann, 1996). Os *raceway ponds* apresentam profundidades normalmente entre 10 e 30 cm e áreas superficiais de até 5.000 m<sup>2</sup> (Rocha, 2016). O tempo de detenção dos *raceway ponds* (tempo para produção de uma “batelada” de biomassa), excetuando-se as condições de cultivo, também varia muito com a estação do ano, sendo geralmente mais longo no inverno e mais curto no verão. Mas, normalmente, não excede 10 dias (Nagarajan *et al.*, 2019).

## Fitorremediação de efluentes

As microalgas têm sido usadas para o tratamento de efluentes suinícolas com relativo sucesso nos últimos anos, porém é necessário cuidado com as generalizações. O tratamento de efluentes pelo cultivo de microalgas deve ter como premissa o fato de que a espécie de microalga tolere os contaminantes potencialmente presentes no efluente, e apresente crescimento considerável (Nagarajan *et al.*, 2019). Muitas espécies de microalgas não crescem bem em efluentes brutos ou não-diluídos, principalmente devido aos efeitos tóxicos da elevada concentração de amônia (Liu *et al.*, 2021a).

Nesse caso, o efluente necessita ser tratado e/ou diluído, reduzindo algumas concentrações de nutrientes presentes à valores mais aceitáveis pela espécie de microalga para promover o seu crescimento adequado (Park *et al.*, 2010). A alta salinidade do efluente, medida como condutividade iônica, também pode induzir estresse osmótico e oxidativo nas células e, conseqüentemente, inibir o crescimento (Deng *et al.*, 2018). Outro problema dos efluentes suinícolas brutos são as matérias em suspensão e as impurezas, que podem comprometer a transparência do meio, interferindo na penetração da luz e, conseqüentemente, na eficiência fotossintética (Wang *et al.*, 2012).

É importante ter em mente que nem todas as espécies podem ser adaptadas ao ambiente de crescimento em efluentes (Chawla *et al.*, 2020). Dessa forma, a escolha da espécie a ser usada é uma parte importantíssima do sucesso da aplicação desta tecnologia (Liu *et al.*, 2021a). Uma das microalgas mais comumente utilizadas em sistemas de fitorremediação de efluentes suinícolas são as espécies do gênero *Chlorella*, que inclui algas verdes unicelulares pertencentes ao Filo *Chlorophyta*. Tratam-se de microalgas esféricas, normalmente com tamanho de 5 a 10 micrômetros de diâmetro, onde cada célula individual é cercada por uma parede celular, contendo um núcleo, um cloroplasto, mitocôndrias, vários vacúolos e grãos de amido (Luo *et al.*, 2010). São microrganismos robustos, de crescimento rápido e que toleram uma ampla gama de condições ambientais (Liang; Sarkany; Cui, 2009), podendo ser encontradas em águas doces e salobras.

Sua biomassa possui grande interesse comercial, porém sua composição nutricional é altamente variada em função das espécies, linhagens e das condições de cultivo (concentração dos nutrientes no meio de cultura, luminosidade, temperatura, fotoperíodo, etc.). A média do conteúdo proteico pode variar consideravelmente, mas não é incomum concentrações acima de 50%, excedendo a média encontrada em fontes de alimentos convencionais. Em relação às concentrações de carboidratos (principalmente amido e glicose), podem variar entre 11 e 70%, enquanto o teor de lipídeos varia entre 13 e 63% (Tabela 1). Por fim, a biomassa de microalgas do gênero *Chlorella* também pode conter vitaminas essenciais, mais especificamente A, B1, B2, B6, B12, C, E, nicotinato, biotina, ácido fólico e ácido pantotênico (Becker, 2004).

Espécies de *Chlorella* possuem uma parede celular resistente, composta principalmente por celulose (25 a 30%), hemicelulose (15 a 25%), pectina (35%) e glicoproteína (5 a 10%) (Yamamoto; Kurihara; Kawano, 2005). Crescem em temperaturas entre 15 e 30 °C, com pH entre 5 e 8. O pH é fator importante, pois o crescimento e aumento de biomassa da microalga promove a remoção de compostos de carbono, responsáveis pela acidificação do meio, ocasionando um aumento significativo do pH em sistemas de cultivo fechados (Rocha, 2016). A espécie *Chlorella sorokiniana*, por exemplo, é capaz de apresentar altas taxas de crescimento em culturas densas, sob diversas condições de luminosidade e com alta capacidade de acumular carboidratos e proteínas (Li et al., 2013; Murwanashyaka et al., 2017; Dinnebier et al., 2021).

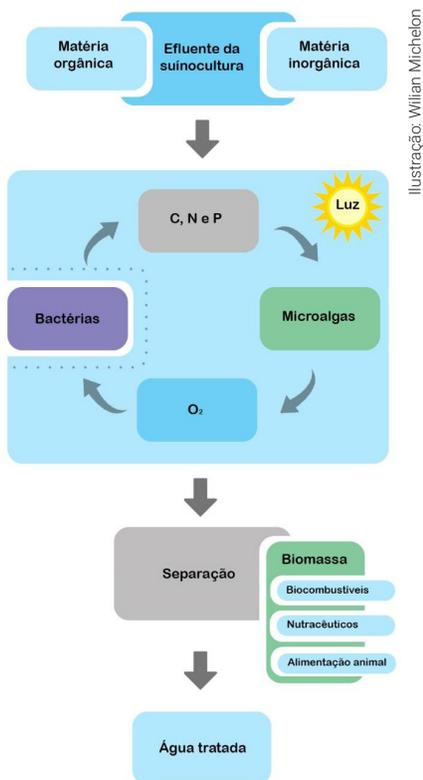
Juntamente com a *Chlorella*, as espécies do gênero *Scenedesmus* também são largamente empregadas em fitorremediação de efluentes da suinocultura (Wang et al., 2016). Porém, segundo Cheng et al. (2019), apesar de apresentar ampla variação de resultados, a concentração máxima de biomassa de *Chlorella vulgaris* é maior que a de *Scenedesmus obliquus* quando cultivadas em efluentes suinícolas (4,25 e 2,3 g.L<sup>-1</sup>, respectivamente).

**Tabela 1.** Composição nutricional geral de diferentes fontes de alimentos humanos e de diferentes espécies da microalga *Chlorella* (% da matéria seca).

Produto/Microalga	Carboidratos	Lipídios	Proteínas
Carne	1	34	43
Leite	38	34	26
Arroz	77	2	8
Soja	30	20	30
<i>Chlorella vulgaris</i>	12-17	14-22	51-58
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	20-70	13-15	20-60
<i>Chlorella minutissima</i>	14-42	31-57	9-24
<i>Chlorella emersonii</i>	11-41	29-63	28-32
<i>Chlorella sorokiniana</i>	23	3	59

Fonte: Illman; Scragg; Shales, 2000; Becker, 2004, 2007; Hu; Gao, 2006; Bruton *et al.*, 2009; Zhang *et al.*, 2014; Michelon, 2015; Dinnebier, 2020.

O cultivo de microalgas em efluentes suínocolas com foco na produção de biomassa como forma de busca de valor agregado, além da fitorremediação, tem sido uma área de estudo promissora (Prandini *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2017; Dinnebier *et al.*, 2021; Michelon *et al.*, 2021a, 2021b), e suas principais etapas estão sintetizadas na Figura 2. Os efluentes da suinocultura são considerados meios de crescimento bastante eficientes quando comparados a outros efluentes, apesar do fato de que comparações de cultivos em diferentes tipos de efluentes não devem ser realizadas de forma direta, pois as grandes variedades das condições de cultivo podem afetar muito os resultados da produção da biomassa (Kuo *et al.*, 2015).



**Figura 2.** Diagrama esquemático do tratamento de efluentes da suinocultura utilizando microalgas. Colchete tracejado indica a condição opcional de consórcios de microalgas e bactérias para recuperação de nutrientes.

## Remoção de nutrientes e demais compostos de interesse

A eficiência de remoção dos nutrientes de efluentes suinícolas mostra correlação positiva com o crescimento microalgal. Uma relação entre as condições de cultivo, remoção de nutrientes e o rendimento de biomassa microalgal são descritas na Tabela 2. Como comentado previamente, *Chlorella* e *Scenedesmus* são os gêneros de microalgas mais comumente utilizados para a fitorremediação de efluentes suinícolas, e sua biomassa pode ter várias aplicações industriais e agropecuárias, devido ao seu crescimento robusto e potencial de acumulação de lipídeos, carboidratos e proteínas (Cheng *et al.*, 2019).

**Tabela 2.** Microalgas cultivadas em efluentes da suinocultura sob diferentes condições de cultivo, tipo de reator, eficiência de remoção de nutrientes e produtividade de biomassa.

Microalga	Reator	Eficiência em remoção (%)			Produtividade de biomassa (mg L <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	Referência
		N	P			
<i>Chlorella vulgaris</i>	Fotobiorreator	49	18		24,5	Abou-Shanab et al., 2013
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Fotobiorreator	58,3 – 74,6	70,1 – 88,8		124,4 – 311,3	Xu et al. 2015
<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Fotobiorreator	60 - 80	78 – 100		48,7 – 85,6	Cheng et al. 2015
<i>Chlorella vulgaris</i>	Raceway pond	89,5	85,3		70,8	Wang et al., 2016
<i>Coelastrella</i> sp.	Fotobiorreator	90	100		57,4	Luo et al., 2016
<i>Chlorella vulgaris</i>	Fotobiorreator	>90	>90		143 – 229	Franchino et al. 2016
<i>Chlorella vulgaris</i>	Fotobiorreator	95	95		247	Nam et al., 2016
<i>Scenedesmus</i> spp.	Fotobiorreator	>80	100		44,9	Prandini et al., 2016
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Fotobiorreator	70,1	82,4		400 <sup>1</sup>	Guo et al., 2017
<i>Scenedesmus obliquus</i>	Fotobiorreator	69,7	80,9		340 <sup>1</sup>	Guo et al., 2017
<i>Chlorella</i> sp.	Reator aberto (cascade thin-layer)	87	70		-	Gracida-Valdepeña et al., 2020
<i>Scenedesmus</i> sp.	Fotobiorreator	85,2	-		7,1	Cheng et al., 2020
<i>Chlorella sorokiniana</i>	Fotobiorreator	70	90		198	Dimneber et al., 2021
<i>Chlorella</i> sp.	Raceway pond	-	-		18,5	Ayre et al., 2017

<sup>1</sup>Com alimentação contínua de biogás no cultivo.

Normalmente, a fonte de carbono inorgânico é o  $\text{CO}_2$  presente no meio, e seu ciclo de especiação gás carbônico-bicarbonato-carbonato, que é função do pH do meio, mantém disponibilizado a forma predominante do bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) nas faixas de pH de 7 a 9, que pode ser utilizado pelas microalgas como fonte de carbono inorgânico adicional para fotossíntese (Chi; O'Fallon; Chen, 2011; Pedersen; Colmer; Sand-Jensen, 2013).

## Nitrogênio

O nitrogênio é nutriente essencial para o crescimento das microalgas, sendo componente de muitas estruturas e compostos celulares, como aminoácidos, amidas, ácidos nucleicos, enzimas e vitaminas. É um dos elementos mais importantes para as microalgas, podendo chegar a até 13% do total em peso seco (Perez-Garcia *et al.*, 2011). A maioria das microalgas é capaz de utilizar uma variedade de fontes de nitrogênio, incluindo o nitrogênio orgânico (uréia, glicina, glutamina, extrato de levedura, etc.) e inorgânico (amônia, nitrato e nitrito) (Zhou; Schubert, 2016). Dentre as formas inorgânicas, a fonte preferida é o nitrogênio amoniacal, uma vez que a assimilação não requer a reação redox, consumindo menos energia (Cai; Park; Li, 2013; Jia; Yuan, 2016).

As concentrações de nitrogênio amoniacal total (soma das formas  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NH}_3$  dissolvidas no meio líquido) e seu equilíbrio dependem da temperatura e do pH. Amônia ( $\text{NH}_3$ ) é um gás volátil, com alta solubilidade em água em temperatura ambiente. Quando dissolvido em água, pode ser convertida em íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) em uma reação reversível. Em pH entre 8 e 10,5 ambos os compostos estão presentes. Conforme aumenta o pH, o equilíbrio químico é deslocado para  $\text{NH}_3$ ; quando o pH diminui, prevalece a forma  $\text{NH}_4^+$  (Kunz; Mukhtar, 2016). É importante ressaltar também que, durante o crescimento das microalgas, o nitrogênio amoniacal não é removido apenas pelo metabolismo celular, mas também pela remoção de  $\text{NH}_3$  livre na forma gasosa volatilizada.

Em efluentes suinícolas, além do pH, a prevalência de ambas as formas de N amoniacal também é determinada pela força iônica e pela temperatura. Enquanto a  $\text{NH}_3$  gasosa pode ser difundida livremente pela

membrana celular da microalga,  $\text{NH}_4^+$  é transportado via vários transportadores de amônio com maior ou menor afinidade. A amônia livre é considerada tóxica para a maioria dos organismos aquáticos, incluindo as microalgas em concentrações acima de 2 mM (34,1  $\text{mg.L}^{-1}$ ), porém a toxicidade varia muito entre as espécies (Azov; Goldman, 1982; Nokkaew *et al.*, 2013). Microalgas da Classe *Chlorophyceae* (algas verdes, como a *Chlorella* e *Scenedesmus*), por exemplo, mostram a mais alta tolerância à  $\text{NH}_3$  no meio, até 664  $\text{mg.L}^{-1}$  com nível ótimo para crescimento de cerca de 129,4  $\text{mg.L}^{-1}$  (Collos; Harrison, 2014). Dinnebier (2020) observou que uma cepa de *Chlorella sorokiniana* tolerava concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal total ( $> 1.300 \text{ mg/L NAT}$ ) em meio de cultura a partir de digestato de efluente suinícola quando o pH estava entre 7 e 7,5. Em pH 9,0, havia inibição de crescimento em concentrações de 200  $\text{mg/L}$  de NAT. Isso possivelmente está relacionado à produção de amônia livre. De uma forma geral, a tolerância à amônia varia muito em função da espécie e das condições de cultivo, e consórcios de microalgas parecem responder melhor a essa tolerância do que cultivos axênicos (Nagarajan *et al.*, 2019).

Dentre as formas oxidadas, o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) normalmente é a forma predominante de nitrogênio disponível. É reduzido à N amoniacal antes de estar pronto para a assimilação. O primeiro passo da redução do  $\text{NO}_3^-$  em nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) ocorre no citosol da célula, e é catalisada pela enzima nitrato-redutase; o segundo passo da redução ( $\text{NO}_2^-$  em  $\text{NH}_3$ ;  $\text{NH}_4^+$ ) ocorre no cloroplasto e é catalisada pela enzima nitrito-redutase (Yang; Hua; Shimizu, 2000). Variáveis ambientais afetam diretamente a assimilação de nitrogênio. A luminosidade, por exemplo, pode ter efeito negativo na assimilação nutricional, pois reduz cofatores como flavoproteínas, ferredoxinas e nucleotídeos de piridina, que se tornam doadores de elétrons no processo da redução (Morris, 1974).

## Fósforo

Apesar de ser considerado um recurso natural finito, o fósforo é essencial para as culturas agrícolas, sendo amplamente empregado em compostos fertilizantes. Porém, o P também pode ser visto como o se-

gundo maior contaminante presente nos efluentes. O P é nutriente essencial no metabolismo das microalgas, perfazendo cerca de 1% de seu peso seco, e desempenhando papel fundamental no crescimento e desenvolvimento celular, principalmente na composição dos ácidos nucléicos, membranas lipídicas e moléculas de ATP (Peccia *et al.*, 2013). É um elemento que, no ambiente natural, geralmente funciona como limitante ao crescimento microalgal, pois é facilmente associado a outros íons, resultando na sua precipitação e indisponibilidade para absorção (Cai; Park; Li, 2013). Assim, pode estar presente na água na forma dissolvida ou particulada. A forma dissolvida consiste tanto em fósforo inorgânico como orgânico, e, em sistemas naturais, os fosfatos são as principais formas encontradas.

É, frequentemente, o nutriente responsável pelos eventos de eutrofização ambiental natural (Patel; Barrington; Lefsrud, 2012). Os fosfatos podem ocorrer de quatro formas diferentes em função do pH do meio: em  $\text{pH} < 2$ , ocorre na forma de ácido fosfórico ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ); com pH entre 4 e 6 a forma predominante é o  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ; em pH entre 7 e 12 predomina o  $\text{HPO}_4^{2-}$ ; já com  $\text{pH} > 12,5$  prevalece a forma  $\text{PO}_4^{3-}$  (Azam *et al.*, 2019). As microalgas absorvem fósforo como ortofosfato inorgânico, preferencialmente nas formas de  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  ou  $\text{HPO}_4^{2-}$  (Larsdotter, 2006).

Após a assimilação, o fosfato é incorporado no metabolismo celular da microalga em função de sua funcionalidade. A remoção do P de efluentes pelas microalgas pode ocorrer tanto pelo mecanismo de ultrapassagem (*overshoot mechanism*) ou pela absorção luxuosa (*luxury mechanism*). O primeiro mecanismo funciona após um período de ausência ou estresse por inanição do nutriente; o segundo por acúmulo de polifosfatos sem qualquer episódio de estresse nutricional (Dyhrman, 2016). A absorção luxuosa é a preferida para a remoção de P de efluentes em meios de cultura. Portanto, P é normalmente adicionado em excesso para prevenir o metabolismo de ultrapassagem, considerado prejudicial, apesar dos efeitos do estresse de P em microalgas ainda ser um tema de grande debate (Nagarajan *et al.*, 2019). Vários autores reportam aumento de concentrações de carboidratos e lipídeos em meios com limitação de P (González-Fernández; Ballesteros, 2012; Yao *et al.*, 2013;

Singh *et al.*, 2015). A remoção dos nutrientes N e P pelas microalgas também é dependente da razão N:P do efluente. Normalmente, razões N:P de efluentes são menores que 4:1 (Cai; Park; Li, 2013), porém Xin *et al.* (2010) demonstraram que razões N:P de 5:1 a 12:1 melhoram a eficiência de remoção de N e P em 83 e 99%, respectivamente.

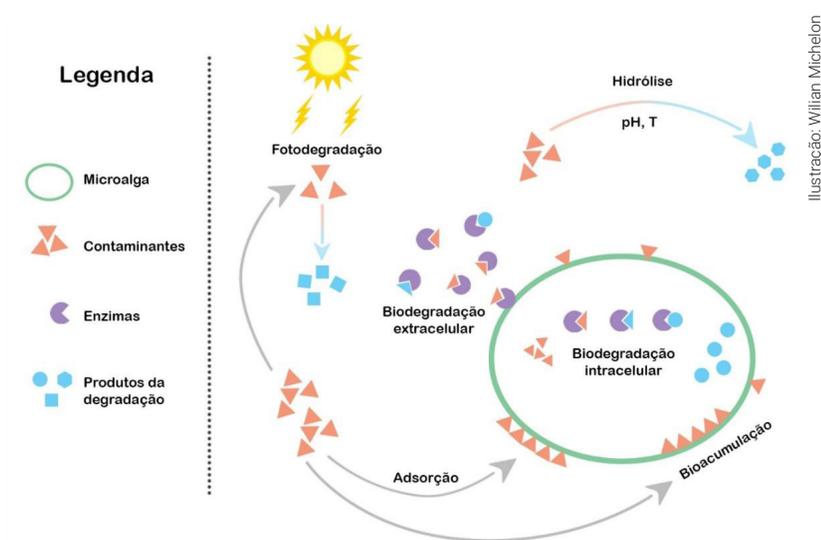
## Metais

A suplementação mineral para suínos aumentou nos últimos anos, pois foram observados desempenhos zootécnicos positivos, como maior velocidade de ganho de peso e leitegadas mais numerosas, além da substituição pela retirada ou redução do uso de farinhas de origem animal na composição da ração (que são fontes ricas de minerais) em função de problemas sanitários (Condé *et al.*, 2014). Com isso, aumentou-se também a preocupação da excreção desses metais no ambiente.

Quantidades traço de elementos metálicos são essenciais para o crescimento das microalgas, e algumas espécies de microalgas são particularmente tolerantes a íons metálicos (Mehta; Gaur, 2005). O Zinco, por exemplo, serve como cofator para enzimas que participam da fixação de CO<sub>2</sub>, transcrição de DNA e aquisição de P. O zinco, na sua forma inorgânica (ZnO), tem sido suplementado em dietas de suínos devido aos seus efeitos farmacológicos, porém grande parte do zinco é excretada devido à sua baixa disponibilidade (Ammerman; Baker; Lewis, 1995). O Cobre e o Ferro, por sua vez, atuam como componentes de proteínas transportadoras de elétrons na fotossíntese (Miazek *et al.*, 2015).

A fitorremediação de metais pesados apresenta algumas características interessantes, como uma alta capacidade de absorção e eficiência de remoção, alta seletividade e sensibilidade a metais pesados específicos, sem a necessidade de adição de reagente químico, baixo investimento e custo de operação (Kumar *et al.*, 2015; Salama *et al.*, 2019). Por exemplo, *Desmodesmus* sp., uma microalga verde da Família Scenedesmaceae, apresentou excelente potencial para remoção de Cobre (II) de digestato de suínos, com eficiência de remoção de 88,3% (Liu *et al.*, 2021b). A remoção de Chumbo, Arsênio, Mercúrio e Cádmio de efluen-

tes da digestão anaeróbia de dejetos da suinocultura foi de 81, 53, 78 e 62% respectivamente, a partir de biomassa de *Chlorella* PY-ZU1 (Cheng *et al.*, 2015). Existem vários mecanismos que as microalgas usam para remover metais pesados de fontes contaminadas, tais como: adsorção, bioacumulação e biotransformação (Figura 3). Porém, elevadas concentrações de metais pesados no efluente suinícola também podem afetar negativamente o crescimento das microalgas e, conseqüentemente, reduzir a produção de biomassa. Como em muitos outros casos, a sensibilidade das microalgas aos metais depende das concentrações dos metais, da espécie/linhagem da microalga, das condições de cultivo e do tempo de exposição (Li *et al.*, 2018; Cheng *et al.*, 2019).



**Figura 3.** Síntese da remoção de contaminantes pelo processo de fitorremediação e seus possíveis mecanismos de degradação.

## Antibióticos

De acordo com as agências reguladoras internacionais, o uso de antibióticos em animais é maior que o uso em humanos (Daeseleire *et al.*, 2016). Muitos antibióticos são administrados na suinocultura com caráter profilático, junto com a alimentação. A maior preocupação do

uso rotineiro de antimicrobianos na produção animal é a promoção da aceleração do processo de seleção de bactérias resistentes (Van Boeckel *et al.*, 2015).

Microalgas são sensíveis aos antibióticos da mesma forma como outros microrganismos, como as demais bactérias e os fungos. Sendo as cianobactérias as representantes procarióticas das microalgas, é de se esperar que estas sejam mais sensíveis aos antibióticos normalmente encontrados nos efluentes do que às microalgas eucarióticas, como as clorofíceas (Nagarajan *et al.*, 2019). Valitalo *et al.* (2017) reportaram que os antibióticos que funcionam bloqueando a síntese da parede celular (como os grupos betalactâmicos, penicilina e amoxicilina) são mais efetivos em cianobactérias que em microalgas eucarióticas. Porém, níveis elevados de antibióticos nos efluentes podem inibir o crescimento de uma forma geral, pois alguns componentes das microalgas eucarióticas, como cloroplastos e mitocôndrias, possuem a mesma origem evolutiva dos procariotas (Halling-Sørensen, 2000). Alguns estudos também sugerem que certos gêneros de microalgas, como *Microcystis*, *Spirulina*, *Euglena*, *Nitzschia*, *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Scenedesmus* e *Neochloris* podem apresentar resistência a antibióticos de presença comum em efluentes (Xiong; Kurade; Jeon, 2018).

Diversos mecanismos baseados no uso de microalgas têm sido explorados como alternativa potencial para o tratamento de águas residuais contendo antibióticos, tais como: adsorção, bioacumulação, biodegradação, fotodegradação e hidrólise (Figura 3). Sistemas abertos parecem favorecer a biodegradação, uma vez que o mecanismo pode estar associado à fotodegradação dos antibióticos fotossensíveis (Nagarajan *et al.*, 2019). Cianobactérias associadas às formações de florações algais nocivas (*harmful algal blooms*) apresentam maior resistência às tetraciclinas (Shang *et al.*, 2015). Já espécies do gênero *Chlorella*, associadas a um consórcio de bactérias, mostraram-se bastante eficientes na remoção de tetraciclinas (De Godos; Munoz; Guieysse, 2012) e amoxicilina (Shi *et al.*, 2018) em efluentes. Michelon *et al.* (2021c) observaram uma eficiência de remoção de 100% para tetraciclina e clortetraciclina, e de aproximadamente 90% para doxiciclina e oxitetraciclina a

partir de um consórcio microalgal com predominância de *Chlorella* spp., cultivadas em efluentes da suinocultura. Porém, como qualquer outro contaminante, a toxicidade dos antibióticos e a eficiência de remoção é dependente da espécie ou linhagem da cultura utilizada, bem como das condições de cultivo.

## Considerações finais

Efluentes da produção suinícola, quando não adequadamente tratados, possuem o potencial de causar danos ambientais devido ao seu alto conteúdo contaminante, principalmente por meio da eutrofização de águas interiores. Opções de tratamentos de baixo custo (ex. lagoas de estabilização e *wetlands*) normalmente necessitam de grandes áreas de terra, além de estágios posteriores de polimento dos resíduos dos tratamentos, antes da liberação no ambiente. Outros tratamentos biológicos, como digestão anaeróbia e processos aeróbios, são benéficos na remoção de nitrogênio, porém são relativamente custosos e continuam gerando resíduos secundários, considerados ainda passivos ambientais.

A digestão anaeróbia seguida de fitorremediação por microalgas, cultivadas no digestato, fornece uma opção em um conceito de economia circular, podendo melhorar a viabilidade econômica em fazendas ou consórcios de produtores, como em plantas de biogás, por exemplo (Dinnebier *et al.*, 2021). A digestão anaeróbia não é um pré-tratamento essencial antes do cultivo de microalgas, porém o cultivo em meio de cultura à base de digestato se mostra mais eficiente nas remoções, e provavelmente menos restritivo em relação ao número de espécies empregadas, pois reduz consideravelmente a carga de carbono orgânico total e diminui o tamanho das cadeias carbônicas, que podem ser mais facilmente metabolizadas pelas microalgas, favorecendo ainda o cultivo mixotrófico (Park *et al.*, 2010). A plasticidade das microalgas em se adaptarem às diferentes razões molares dos nutrientes contribuem para o sucesso da utilização do digestato como base do meio de cultura para a produção de microalgas, com remoção simultânea de N e P de sua fração líquida (Dinnebier *et al.*, 2021).

Por fim, microalgas são consideradas uma fonte de biomassa sustentável para uma grande variedade de produtos. Como elas não possuem grandes reservas de carbono, como as plantas, podem contribuir enormemente para a mitigação das emissões de carbono tanto em ambientes terrestres como aquáticos. Seu ciclo de vida curto e altas taxas de crescimento aumentam a produtividade por área, sendo que o rendimento anual das microalgas pode ser de 7 a 13 vezes maior que as culturas tradicionais, como milho ou soja (Mark Ibekwe *et al.*, 2017). Recentemente, o conceito de biorrefinarias para microalgas também vem sendo estudado na busca pelo aumento da viabilidade econômica do cultivo em grande escala. Neste caso, todos os componentes da biomassa precisam ser valorizados, exigindo uma biorrefinaria de vários produtos, como compostos químicos bioativos, bioenergia e biocombustíveis (Brasil; Silva; Siqueira, 2017; Michelon, 2021).

## Referências

- ABOU-SHANAB, R. A. Microalgal species growing on piggery wastewater as a valuable candidate for nutrient removal and biodiesel production. **Journal of Environmental Management**, v. 115, p. 257-264, 2013.
- AMMERMAN, C. B.; BAKER, D. H.; LEWIS, A. J. **Bioavailability of nutrients for animals**: amino acids, minerals and vitamins. San Diego: Academic Press, 1995. 441p.
- APPELS, L. *et al.* Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge, **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 34, p. 755-781, 2008.
- AYRE, J. M.; MOHEIMANI, N. R.; BOROWITZKA, M. A. Growth of microalgae on undiluted anaerobic digestate of piggery effluent with high ammonium concentrations. **Algal Research**, v. 24, p. 218-226, 2017.
- AZAM, H. M. *et al.* Phosphorous in the environment: characteristics with distribution and effects, removal mechanisms, treatment technologies, and factors affecting recovery as minerals in natural and engineered systems. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 20, p. 20183-20207, 2019.

AZOV, Y.; GOLDMAN, J. C. Free ammonia inhibition of algal photosynthesis in intensive cultures. **Applied Environmental Microbiology**, v. 43, n. 4, p. 735-739, 1982.

BECKER, E. W. Microalgal in human and animal nutrition. In: RICHMOND, A. (org.) **Handbook of microalgal culture: biotechnology and applied phycology**. London: Blackwell Science, 2004. p. 312-351.

BECKER, E. W. Micro-algae as a source of protein. **Biotechnology advances**, v. 25, n. 2, p. 207-210, 2007.

BENEMANN, J. R. Systems and economic analysis of microalgae ponds for conversion of CO<sub>2</sub> to biomass. In: **4<sup>th</sup> Quarterly Technical Progress Report**. California: University of California Berkeley, 1996. 9 p.

BRASIL, B. S. A.; SILVA, F. C. P.; SIQUEIRA, F. G. Microalgae biorefineries: The Brazilian scenario in perspective. **New Biotechnology**, v. 39, p. 90-98, 2017.

BRUTON, T. *et al.* **A review of the potential of marine algae as a source of biofuel in Ireland**. Dublin: Sustainable Energy Ireland - SEI, 2009.

CAI, T.; PARK, S. Y.; LI, Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 19, p. 360-369, 2013.

CHAWLA, P. *et al.* Selection of optimum combination via comprehensive comparison of multiple algal cultures for treatment of diverse wastewaters. **Environmental Technology Innovation**, v. 18, 2020. Disponível em: [10.1016/j.eti.2020.100758](https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100758). Acesso em: 05 mar. 2024.

CHEN, Q. *et al.* Migration and degradation of swine farm tetracyclines at the river catchment scale: can the multi-pond system mitigate pollution risk to receiving rivers? **Environmental Pollution**, v. 220, p. 1301-1310, 2017.

CHENG, J. *et al.* Growth optimisation of microalga mutant at high CO<sub>2</sub> concentration to purify undiluted anaerobic digestion effluent of swine manure. **Bioresource Technology**, v. 177, p. 240-246, 2015.

CHENG, D. L. *et al.* Microalgae biomass from swine wastewater and its conversion to bioenergy. **Bioresource Technology**, v. 275, p. 109-122, 2019.

CHENG, P. *et al.* The effects of refractory pollutants in swine wastewater on the growth of *Scenedesmus* sp. with biofilm attached culture. **International Journal of Phytoremediation**, v. 22, n. 3, p. 241-250, 2020.

CHI, Z.; O'FALLON, J. V.; CHEN, S. Bicarbonate produced from carbon capture for algae culture. **Trends in Biotechnology**, v. 29, n. 11, p. 537-541, 2011.

CHIU, S.-Y. Cultivation of microalgal *Chlorella* for biomass and lipid production using wastewater as nutrient resource. **Bioresource Technology**, v. 184, p. 179-189, 2015.

COLLOS, Y.; HARRISON, P. J. Acclimation and toxicity of high ammonium concentrations to unicellular algae. **Marine Pollution Bulletin**, v. 80, n. 1/2, p. 8-23, 2014.

CONDÉ, M. S. *et al.* Minerais quelatados na nutrição de suínos. **Revista Eletrônica Nutritime**, v. 11, n. 4, p. 3547-3565, 2014.

DAESELEIRE, E. *et al.* Antibiotic use and resistance in animals: belgian initiatives. **Drug Testing and Analysis**, v. 8, p. 549-555, 2016.

DE GODOS, I.; MUNOZ, R.; GUIEYSSE, B. Tetracycline removal during wastewater treatment in high-rate algal ponds. **Journal of Hazard Materials**, v. 229/230, p. 446-449, 2012.

DENG, X. *et al.* Growing *Chlorella vulgaris* on mixed wastewaters for biodiesel feedstock production and nutrient removal. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 93, n. 9, p. 2748-2757, 2018.

DINNEBIER, H. C. F. **Cultivo de *Chlorella sorokiniana* LBA#39 em digestato da suinocultura para incremento no potencial energético de biogás no contexto da economia circular.** Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal da Fronteira Sul, Erechim, RS, 2020. 58 p. Disponível em: <https://rd.uffs.edu.br/handle/prefix/3958>. Acesso em: 05 mar. 2024.

DINNEBIER, H. C. F. *et al.* Phycoremediation and biomass production from high strong swine wastewater for biogas generation improvement: An integrated bioprocess. **Bioresource Technology**, v. 332, 2021.

DYHRMAN, S. T. Nutrients and their acquisition: phosphorus physiology in microalgae. In: BOROWITZKA, M. A.; BEARDALL, J.; RAVEN, J. A. (org.). **The Physiology of Microalgae. California**: Springer International Publishing, 2016. p. 155-183.

FONGARO, G. *et al.* Evaluation of the effective inactivation of enteric bacteria and viruses from swine effluent and sludge at tropical temperatures. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 229, n. 7, p. 226, 2018.

FRANCHINO, M. *et al.* Microalgae treatment removes nutrients and reduces ecotoxicity of diluted piggery digestate. **Science of the Total Environment**, v. 569, p. 40-45, 2016.

GIANNUZZI, L. *et al.* An acute case of intoxication with cyanobacteria and cyanotoxins in recreational water in Salto Grande Dam, Argentina. **Marine Drugs**, v. 9, n. 11, 2011.

GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C.; BALLESTEROS, M. Linking microalgae and cyanobacteria culture conditions and key-enzymes for carbohydrate accumulation. **BioTechnology Advances**, v. 30, n. 6, p. 1655-1661, 2012.

GRACIDA-VALDEPEÑA, M. L. *et al.* Nutrient removal from swine wastewater using a thermotolerant strain of *Chlorella* sp. grown under outdoor conditions. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 95, n. 4, p. 1243-1249, 2020.

GUAN, T. Y.; HOLLEY, R. A. Pathogen survival in swine manure environments and transmission of human enteric illness—a review sponsoring organizations: Manitoba livestock manure management initiative and manitoba rural adaptation council. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, n. 2, p. 383-392, 2003.

GUO, G. *et al.* Nutrient removal and biogas upgrading by integrating fungal–microalgal cultivation with anaerobically digested swine wastewater treatment. **Journal of Applied Phycology**, v. 29, n. 6, p. 2857-2866, 2017.

HALLING-SØRENSEN, B. Algal toxicity of antibacterial agents used in intensive farming. **Chemosphere**, v. 40, n. 7, p. 731-739, 2000.

HU, H.; GAO, K. Response of growth and fatty acid compositions of *Nannochloropsis* sp. to environmental factors under elevated CO<sub>2</sub> concentration. **Biotechnology Letters**, v. 28, n. 13, p. 987-992, 2006.

ILLMAN, A. M.; SCRAGG, A. H.; SHALES, S. W. Increase in *Chlorella* strains calorific values when grown in low nitrogen medium. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 27, n. 8, p. 631-635, 2000.

JIA, H.; YUAN, Q. Removal of nitrogen from wastewater using microalgae and microalgae-bacteria consortia. **Cogent Environmental Science**, v. 2, p. 1-15, 2016.

KUMAR, K. S. *et al.* Microalgae-a promising tool for heavy metal remediation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 113, p. 329-352, 2015.

KUO, C.M. *et al.* Cultivation of *Chlorella* sp. GD using piggery wastewater for biomass and lipid production. **Bioresource Technology**, v. 194, p. 326-333, 2015.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5485-5489, 2009.

KUNZ, A.; MUKHTAR, S. Hydrophobic membrane technology for ammonia extraction from wastewater. **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 2, p. 377-386, 2016.

LARSDOTTER, K. **Microalgae for phosphorus removal from wastewater in a Nordic climate**. Tese (Doutorado em Biotecnologia) - School of Biotechnology, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden, 2006.

LI, T. *et al.* High productivity cultivation of a heat-resistant microalga *Chlorella sorokiniana* for biofuel production. **Bioresource Technology**, v. 131, p. 60-67, 2013.

LI, X. *et al.* Responses of microalgae *Coelastrella* sp. to stress of cupric ions in treatment of anaerobically digested swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 251, p. 274-279, 2018.

LIANG, Y. N.; SARKANY, N.; CUI, Y. Biomass and lipid productivities of *Chlorella vulgaris* under autotrophic, heterotrophic and mixotrophic growth conditions. **Biotechnology Letters**, v. 31, n. 7, p. 1043-1049, 2009.

LIU, X.-Y. *et al.* Microalgae-based swine wastewater treatment: Strain screening, conditions optimization, physiological activity and biomass potential. **Science of the Total Environment**, v. 807, n. 3, 2021a. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34662604/>. Acesso em: 05 mar. 2024.

LIU, L. *et al.* Biosorption of copper ions through microalgae from piggery digestate: Optimization, kinetic, isotherm and mechanism. **Journal of Cleaner Production**, v. 319, 2021b.

LUO, W. *et al.* Generic concept in *Chlorella*-related coccoid algae (*Chlorophyta*, *Trebouxiophyceae*). **Plant Biology**, v. 12, p. 545-553, 2010. Disponível em: 10.1111/j.1438-8677.2009.00221.x. Acesso em: 05 mar. 2024.

LUO, L. *et al.* Nutrient removal and lipid production by *Coelastrella* sp. in anaerobically and aerobically treated swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 216, p. 135-141, 2016.

MARK IBEKWE, A. *et al.* Microbial community structures in high rate algae ponds for bioconversion of agricultural wastes from livestock industry for feed production. **Science of the Total Environment**, v. 580, p. 1185-1196, 2017.

MARKOU, G.; VANDAMME, D.; MUJLAERT, K. Ammonia inhibition on *Arthrospira platensis* in relation to the initial biomass density and pH. **Bioresource Technology**, v. 166, p. 259-265, 2014.

MATTHIENSEN, A.; YUNES, J. S.; CODD, G. A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 361-376, 1999.

MEHTA, S. K.; GAUR, J. P. Use of algae for removing heavy metal ions from wastewater: progress and prospects. **Critical Reviews in BioTechnology**, v. 25, n. 3, p. 113-152, 2005.

MIAZEK, K. *et al.* Effect of metals, metalloids and metallic nanoparticles on microalgae growth and industrial product biosynthesis: a review. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 16 n. 10, p. 23929-23969, 2015.

MICHELON, W. **Ficorremediação de Efluentes da suinocultura: efeitos da composição do substrato e dos nutrientes (N e P) na composição química das microalgas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2015. 131 p.

MICHELON, W. **Microalgae biomass from swine wastewater phycoremediation: metabolic profile and its potential applications**. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2021. 156 p.

MICHELON, W. *et al.* Amino acids, fatty acids, and peptides in microalgae biomass harvested from phycoremediation of swine wastewaters. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 12, p. 869-880. 2021a. Disponível em: <https://doi-org/10.1007/s13399-020-01263-2>. Acesso em: 05 mar. 2024.

MICHELON, W. *et al.* Microalgae produced during phycoremediation of swine wastewater contains effective bacteriostatic compounds against antibiotic-resistant bacteria. **Chemosphere**, v. 283, 2021b.

MICHELON, W. *et al.* Removal of veterinary antibiotics in swine wastewater using microalgae-based process. **Environmental Research**, v. 207, 2021c.

MORRIS, I. Nitrogen assimilation and protein synthesis. *In*: STEWART, W. D. P. (org.). **Algal Physiology and Biochemistry**. Los Angeles: University of California Press, 1974. p. 513–613.

MURWANASHYAKA, T. *et al.* Kinetic and transcriptional exploration of *Chlorella sorokiniana* in heterotrophic cultivation for nutrients removal from wastewaters. **Algal Research**, v. 24, p. 467-476, 2017.

NAGARAJAN, D. *et al.* Current advances in biological swine wastewater treatment using microalgae-based processes. **Bioresouce Technology**, v. 289, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121718>. Acesso em: 05 mar. 2024.

NAM, K. *et al.* Cultivation of *Chlorella vulgaris* with swine wastewater and potential for algal biodiesel production. **Journal of Applied Phycology**, v. 29, n. 3, p. 1171-1178, 2016.

NOKKAEW, A. *et al.* Ammonia uptake by unicellular green microalgae: mathematical modeling and parameter optimization. **Southeast Asian Journal of Sciences**, v. 2, n. 1, p. 41-51, 2013.

PARK, J. *et al.* Ammonia removal from anaerobic digestion effluent of livestock waste using green alga *Scenedesmus* sp. **Bioresouce Technology**, v. 101, n. 22, p. 8649-8657, 2010.

PATEL, A.; BARRINGTON, S.; LEFSRUD, M. Microalgae for phosphorus removal and biomass production: a six species screen for dual-purpose organisms. **GCB Bioenergy**, v. 4, n. 5, p. 485-495, 2012.

- PECCIA, J. *et al.* Nitrogen supply is an important driver of sustainable microalgae biofuel production. **Trends in BioTechnology**, v. 31, n. 3, p. 134-138, 2013.
- PEDERSEN, O.; COLMER, T. D.; SAND-JENSEN, K. Underwater photosynthesis of submerged plants – recent advances and methods. **Frontiers in Plant Science**, v. 4, p. 140, 2013. Disponível em: 10.3389/fpls.2013.00140. Acesso em: 05 mar. 2024.
- PEREZ-GARCIA, O. *et al.* Heterotrophic cultures of microalgae: metabolism and potential products. **Water Research**, v. 45, n. 1, p. 11-36, 2011.
- PRANDINI, J. M. **Remoção de nutrientes de efluente suínico acochado à purificação de biogás por microalgas nativas de *Scenedesmus* spp. e *Chlorella* spp.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2016. 145 p.
- PRANDINI, J. M. *et al.* Enhancement of nutrient removal from swine wastewater digestate coupled to biogas purification by microalgae *Scenedesmus* spp. **Bioresource Technology**, v. 202, p. 67-75, 2016.
- RICHMOND, A. (org.) **Handbook of microalgal culture: biotechnology and applied phycology.** Iowa, USA: Blackwell Science, 2004.
- ROCHA, C. A. L. **Cultivo de microalgas: dimensionamento de uma instalação do tipo *raceway pond*.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Departamento de Engenharia Mecânica, Instituto Superior de Engenharia do Porto, Porto, Portugal, 2016. 97 p.
- SALAMA, E. S. *et al.* Algae as a green technology for heavy metals removal from various wastewater. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 35, n. 5, p. 1-19, 2019.
- SHANG, A. H. *et al.* Physiological effects of tetracycline antibiotic pollutants on non-target aquatic *Microcystis aeruginosa*. **Journal of Environmental Science and Health**, Part B, v. 50, n. 11, p. 809-818, 2015.
- SHI, X. *et al.* Pretreatment of saline antibiotic wastewater using marine microalgae. **Bioresource Technology**, v. 258, p. 240-246, 2018.

- SINGH, P. *et al.* Investigation of combined effect of nitrogen, phosphorus and iron on lipid productivity of microalgae *Ankistrodesmus falcatus* KJ671624 using response surface methodology. **Biochemical Engineering Journal**, v. 94, p. 22-29, 2015.
- STEINMETZ, R. L. R.; GRESSLER, V. Impact of antibiotics on biogas production. *In*: PANDEN, A. *et al.* **Biofuel and biorefinery technologies**. California, USA: Springer, 2019. p. 181-198. (Book series, v. 9).
- VALITALO, P. *et al.* Toxicological impacts of antibiotics on aquatic micro-organisms: a mini-review. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 220, n. 3, p. 558-569, 2017.
- VAN BOECKEL, T.P. *et al.* Global trends in antimicrobial use in food animals. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, p. 5649-5654, 2015.
- VIANCELLI, A. *et al.* Pathogen inactivation and the chemical removal of phosphorus from swine wastewater. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 226, n. 8, p. 263, 2015.
- WANG, H. *et al.* Mixotrophic cultivation of *Chlorella pyrenoidosa* with diluted primary piggery wastewater to produce lipids. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 215-220, 2012.
- WANG, M. *et al.* Removal of nutrients from undiluted anaerobically treated piggery wastewater by improved microalgae. **Bioresource Technology**, v. 222, p. 130-138, 2016.
- WANG, Y. *et al.* Nutrients and COD removal of swine wastewater with an isolated microalgal strain *Neochloris aquatica* CL-M1 accumulating high carbohydrate content used for biobutanol production. **Bioresource Technology**, v. 242, p. 7-14, 2017.
- WOESE, C. R.; KANDLER, O.; WHELLIS, M. L. Towards a natural system of organisms: proposal for the domains Archaea, Bacteria, and Eucarya. **The Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)**, v. 87, n. 12, p. 4576-4579, 1990. Disponível em: <http://www.pnas.org/content/87/12/4576.full.pdf+html>. Acesso em: 05 mar. 2024.
- XIN, L. *et al.* Effects of different nitrogen and phosphorus concentrations on the growth, nutrient uptake, and lipid accumulation of a freshwater microalga *Scenedesmus* sp. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 14, p. 5494-5500, 2010.

XIONG, J.-Q. *et al.* Can microalgae remove pharmaceutical contaminants from water? **Trends in Biotechnology**, v. 36, n. 1, p. 30-44, 2018.

XU, J. *et al.* Nutrient removal and biogas upgrading by integrating freshwater algae cultivation with piggery anaerobic digestate liquid treatment. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 99, n. 15, p. 6493-6501, 2015.

YAMAMOTO, M.; KURIHARA, I.; KAWANO, S. Late type of daughter cell wall synthesis in one of the *Chlorellaceae*, *Parachlorella kessleri* (*Chlorophyta*, *Trebouxio-phyceae*). **Planta**, v. 221, p. 766-775, 2005.

YANG, C.; HUA, Q.; SHIMIZU, K. Energetics and carbon metabolism during growth of microalgal cells under photoautotrophic, mixotrophic and cyclic light-autotrophic/dark-heterotrophic conditions. **Biochemical Engineering Journal**, v. 6, n. 2, p. 87-102, 2000.

YAO, C.-H. *et al.* Characterization of cell growth and starch production in the marine green microalga *Tetraselmis subcordiformis* under extracellular phosphorus-deprived and sequentially phosphorus-replete conditions. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 97, n. 13, p. 6099-6110, 2013.

ZENG, X. *et al.* Bioprocess considerations for microalgal-based wastewater treatment and biomass production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 42, p. 1385-1392, 2015.

ZHANG, Y. *et al.* Evaluating removal of steroid estrogens by a model alga as a possible sustainability benefit of hypothetical integrated algae cultivation and wastewater treatment systems. **ACS Sustainable Chemistry and Engineering**, v. 2, n. 11, p. 2544-2553, 2014.

ZHANG, D.; WANG, X.; ZHOU, Z. Impacts of small-scale industrialized swine farming on local soil, water and crop qualities in a hilly red soil region of subtropical China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, n. 12, 2017.

ZHOU, W.; SCHUBERT, T. Potential applications of microalgae in wastewater treatments. *In*: VASCONCELOS, J. R. *et al.* (org.). **Recent Advances in Microalgal Biotechnology**. OMICS International, 2016.