

CAPÍTULO 6

Remoção e recuperação de fósforo

*Fabiane Goldschmidt Antes, Gabriela Bonassa, Dalila Cristina Gomes,
Rúbia Mores e Airton Kunz*

Introdução

A preocupação ambiental da aplicação de elevados volumes de dejetos oriundos da produção animal em terras agricultáveis advém das elevadas concentrações de fósforo (P) nos solos e os riscos associados à contaminação de corpos hídricos. Todavia, visto que esse elemento é requisito nutricional para uma ampla variedade de culturas agrícolas e um dos principais constituintes de uma série de fertilizantes minerais advindo de rochas fosfáticas, as quais são fontes naturais limitadas para obtenção do fósforo de primeira geração, as atenções agrícolas e ambientais são direcionadas para a irregular e má distribuição desse fertilizante no solo, quando há a aplicação direta de efluente suinícola nas regiões produtivas.

Sendo assim, alguns métodos e rotas tecnológicas podem ser investigadas para a recuperação de P de efluentes da suinocultura e produção de fertilizantes minerais fosfatados de alto valor agregado. Essas rotas são vantajosas do ponto de vista econômico e ambiental, visto que o transporte desses efluentes para áreas em que há requisito nutricional de fósforo nem sempre é conveniente devido aos custos de transporte. A recuperação de P e conversão desse nutriente para uma forma sólido-

da reduz o volume a ser transportado para outras regiões geográficas em que há a escassez de P inorgânico e facilita o armazenamento do fertilizante. Os processos para remoção e/ou recuperação de P podem ser classificados em químicos, físicos e biológicos. Basicamente, em ambas as rotas, o P presente em efluentes da suinocultura é convertido em uma fração sólida, reconhecido como fertilizante de segunda geração, cuja pureza em teor de P é dependente do processo utilizado e das características do efluente em questão (Hollas *et al.*, 2019).

Este capítulo discutirá estratégias consolidadas (precipitação com cal hidratada e formação de estruvita) e em desenvolvimento (eletrocoagulação/eletrofloculação e formação de K-estruvita) para a recuperação de P, a fim de mitigar possíveis contaminações no meio ambiente e atender normativas ambientais de lançamento de efluentes em corpos hídricos em sistemas produtivos de suínos.

Fósforo e normativas ambientais

Há uma escassez de P na maior parte dos solos brasileiros, e a possibilidade de utilização de fertilizantes fosfatados é uma estratégia viável para a exequibilidade de terras de baixo potencial agrícola, como do bioma Cerrado, em áreas agrícolas rentáveis. No entanto, regiões que apresentam déficit de P e necessidade nutricional, como os estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Tocantins, Goiás, Distrito Federal, Bahia, Maranhão e Piauí, não são zonas com alta produção de suínos. Portanto, a base mineral e comercial agrega custo e onerosidade aos cultivos.

De acordo com o último relatório divulgado pela Agência Brasileira de Produção Animal (ABPA, 2021), a região Sul do Brasil contou com aproximadamente 71% do abate de suínos no ano de 2020, enquanto os estados anteriormente mencionados aproximadamente 26%. São diversos os sistemas de produção e manejo adotados nas granjas de produção de suínos (Amaral *et al.*, 2016). Com isso, os dejetos e digestatos possuem em sua composição diferentes concentrações de fósforo total. Apesar do elevado potencial fertilizante, muitas vezes a utilização torna-se impraticável em propriedades próximas à granja devido ao bai-

xo requisito nutricional dos solos. Ainda, o transporte para as demais regiões nem sempre é uma solução atrativa devido ao elevado teor de água que os mesmos possuem em sua composição e os custos despendidos.

Concomitante a isto, há uma distribuição e acúmulo espacial heterogêneo e desordenado de P em solos do Brasil, com acúmulos expressivos na região Sul ($>500 \text{ kg.ha}^{-1}$), conforme exposto por Pavinato *et al.* (2020). Essas são áreas em que os cultivos majoritários são de cana-de-açúcar, milho, soja, algodão e café. Devido à concentração desordenada de fósforo em solos da região Sul e às características dos resíduos oriundos das granjas produtoras de suínos, que possuem composição bastante variável, de acordo com os tipos de pré-tratamento adotados (separação sólido-líquido dos dejetos, eficiência dos biodigestores e possíveis tratamentos dos digestatos para remoção de nitrogênio), algumas análises dos efluentes e do solo são necessárias. Com isso, determina-se as quantidades ideais de efluentes a serem utilizadas de acordo com os limites críticos ambientais (LCA) do solo, aproveitando o máximo potencial fertilizante dos dejetos e suprimindo a demanda nutricional de culturas agrícolas.

A aplicação dos dejetos e digestatos como fertilizante no solo visa proporcionar o máximo potencial produtivo às plantas. Solos férteis e que já possuem altas concentrações de N, P e K irão demandar menores concentrações desses efluentes. O cálculo base das quantidades de fertilizantes a serem aplicadas é feito de acordo com a concentração que os dejetos possuem destes macronutrientes, até que eleve os mesmos ao “teor crítico” das culturas. O teor crítico é determinado como a concentração de P e K disponível no solo necessária para que haja um rendimento de 90% da produção máxima da cultura que será adubada (Nicoloso *et al.*, 2019).

Portanto, a utilização de dejetos da suinocultura para adubação de manutenção visa repor ao solo os nutrientes necessários que serão removidos pelas culturas durante o seu crescimento. Desta forma, o problema ambiental não está relacionado aos dejetos da suinocultura

como fonte geradora ou aproveitamento de seu potencial fertilizante, mas sim na percepção geográfica entre as áreas de produção animal e má disposição de P nas culturas. Isto é, na disposição e acúmulo desordenado de P em solos brasileiros, que acabam viabilizando a eutrofização de rios e lagos devido à lixiviação, escoamento superficial e subsuperficial aos corpos hídricos, predominantemente da espécie química ortofosfato solúvel (PO_4^{3-}). Em zonas em que não há o requisito nutricional de P em culturas, este efluente torna-se um passivo ambiental. No entanto, algumas rotas para a recuperação de fósforo demonstram-se bastante atrativas para produção de fertilizantes de alto valor agregado e fácil transporte (Gatiboni *et al.*, 2020).

A Resolução nº 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), que regulamenta e dispõe parâmetros e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de águas receptoras, não outorga limites de lançamento para PO_4^{3-} . Portanto, os padrões de qualidade a serem atendidos devem seguir as condições e padrões de lançamento de efluentes regulamentados pela Conama nº 357/2005, considerando os enquadramentos e classificações (água doce, salobra e salina) dos corpos d'água. Isto é, como não há parâmetro estabelecido na resolução Conama nº 430/2011, o limite máximo de P que pode ser disposto no meio ambiente é regulamentado conforme a classe do corpo hídrico, e depende da vazão deste, uma vez que o volume e concentração de efluente lançado deve evitar que a concentração de P ultrapasse os limites estabelecidos (Conama nº 357/2005). As regulamentações e limites estão apresentados na Tabela 1.

Além da normativa nacional Conama nº 357/2005 (Tabela 1), há também algumas regulamentações estaduais que adotam limites para o P para padrão de lançamento de efluentes, como a do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Consema) do estado do Rio Grande do Sul, nº 355/2017, do Instituto Ambiental do Paraná (IAP) nº 256/2013 e as leis nº 16342/2014 e nº 14675/2009 do estado de Santa Catarina. Essas normativas estaduais adotam alguns limites máximos de disposição de fósforo total em corpos hídricos e recomenda-se a consulta às legislações de cada estado para adequação aos limites. Estes variam de acor-

do com as vazões dos corpos hídricos, do lançamento de efluentes e concentração de fósforo total.

Tabela 1. Padrões de qualidade de água para fósforo (mg.P.L⁻¹) de acordo com a resolução Conama nº 357/2005.

Classificação do corpo hídrico			P (mg.L ⁻¹)
Classe 1	Água doce	Ambiente lêntico	0,020
		Ambiente intermediário	0,025
		Ambiente lótico	0,100
	Água salina		0,062
	Água salobra		0,124
Classe 2	Água doce	Ambiente lêntico	0,03
		Ambiente intermediário	0,05
	Água salina		0,093
	Água salobra		0,186
Classe 3	Água doce	Ambiente lêntico	0,05
		Ambiente intermediário	0,075
		Ambiente lótico	0,150

Referente ao estado de Santa Catarina, a Instrução Normativa (IN) nº 11/2021 define documentações e regulamentações a respeito de atividades relacionadas à suinocultura de pequeno, médio e grande porte, com conceitos direcionados à sustentabilidade em licenciamentos ambientais, em relação a diretrizes da resolução Conama nº 237/1997. Diferentemente das legislações apresentadas anteriormente, o foco da IN nº 11/2021 é o aproveitamento do potencial fertilizante do dejetos da suinocultura, e, portanto, algumas regulamentações técnicas para a aplicação de fertilizantes orgânicos de suínos e monitoramento da qualidade do solo adubado são fornecidas. Para tal, o P é considerado o nutriente limitante para a definição do número de animais alojados em uma granja, levando-se em consideração a demanda por este nutriente na área agrícola disponível para a aplicação de dejetos ou digestato, de acordo com a cultura agrícola praticada.

O aproveitamento ou tratamento dos dejetos visando a recuperação de P deve sempre ser investigado de acordo com a necessidade da área por nutrientes e visando a minimização do impacto ambiental do mesmo. Recuperar e produzir fertilizantes pode agregar valor aos efluentes da suinocultura, visto que esta prática possibilita a obtenção de produtos similares aos minerais de primeira geração, a partir de fontes infinitas e disponíveis (Hollas *et al.*, 2021), além de permitir o reúso da água na propriedade rural ou disposição do efluente tratado em corpo hídrico.

Processos de remoção de fósforo

O P pode ser removido dos efluentes utilizando-se diversas técnicas, baseadas em processos químicos, tratamento térmico, troca iônica, técnicas de extração com membranas (nanofiltração), eletrofloculação, eletrocoagulação e também por processos biológicos, e ainda a combinação de alguns destes processos. Dentre as tecnologias disponíveis, e pensando-se na aplicação para efluentes da suinocultura, os processos químicos de formação de estruvita e precipitação com hidróxido de cálcio (cal hidratada) são os mais indicados devido às elevadas concentrações de PO_4^{3-} e NH_4^+ presentes neste efluente. Além disso, os principais sistemas de remoção deste nutriente que se tem conhecimento implantados em escala plena no mundo para dejetos suínos utilizam algum destes processos e, por isso, neste capítulo serão abordados como tecnologias consolidadas para a remoção de P. Também serão abordados outros processos considerados promissores para utilização, porém que ainda não tem utilização prática em larga escala no Brasil.

Tecnologias consolidadas para remoção de fósforo

Precipitação com cal hidratada

Os íons PO_4^{3-} reagem com íons Ca^{2+} em condições de pH alcalino, formando um produto sólido, o $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, conforme representado na Equação 1.



Como fonte de cálcio, pode-se utilizar cal hidratada, que possui um custo relativamente baixo. Na prática, utiliza-se uma suspensão a 10% (m.v⁻¹), que é adicionada ao efluente a ser tratado. O volume de suspensão de cal adicionado é controlado pelo pH da mistura. Em estudos realizados por Suzin *et al.* (2018), constatou-se que a adição de cal hidratada até a mistura reacional atingir pH 9,0 foi suficiente para ocorrer a precipitação de mais de 90% do P presente.

Levando-se em consideração a concentração de P (da ordem 460 mg.L⁻¹) presente no dejetto suíno e também a presença de íons cálcio, a utilização do tratamento com hidróxido de cálcio é uma boa alternativa de tratamento, pois o volume de suspensão a ser adicionado é reduzido em função do cálcio naturalmente presente no dejetto. Entretanto, como pode ser observado na Equação 1, para que a reação de precipitação ocorra, o P precisa encontrar-se na espécie química de PO₄³⁻. Porém, no dejetto suíno bruto, parte do P pode estar presente em outras espécies químicas, o que inviabiliza a aplicação deste tipo de tratamento diretamente neste resíduo.

Além disso, a presença de elevadas concentrações de amônia, matéria orgânica e alcalinidade aumenta o consumo de cal hidratada, uma vez que estas espécies químicas também reagem com a cal e são considerados interferentes no processo (Suzin *et al.*, 2018). Por isso, a adoção deste tipo de tratamento é indicada após processos para a remoção dos interferentes, de modo a aumentar a pureza do lodo produzido, ou seja, aumentar a concentração de fósforo e também reduzir o consumo de reagente.

Sendo assim, um arranjo interessante para ser aplicado ao dejetto suíno é a adoção da digestão anaeróbia para a remoção de matéria orgânica, seguida de um tratamento para a remoção de nitrogênio amoniacal (por exemplo, o tratamento biológico de nitrificação e desnitrificação). Após esta etapa, é feita a implantação do sistema para a precipitação do fósforo na forma de fosfato de cálcio. Com este arranjo, além de permitir a remoção das espécies químicas interferentes no processo

de precipitação durante os processos biológicos de digestão anaeróbia e nitrificação e desnitrificação, o P é convertido a PO_4^{3-} e encontra-se totalmente disponível para a reação de precipitação com a cal. Além disso, o material obtido na reação, rico em fosfato de cálcio, terá maior pureza, sendo uma excelente fonte de P para uso como fertilizante (fósforo de segunda geração) (Candido *et al.*, 2022).

De maneira simplificada, para a implantação do módulo de precipitação química do P são necessários os seguintes aparatos construtivos: unidade reacional de mistura rápida (UMR), decantador (DEC) e unidade de deságue de lodo (UDL). Uma representação deste sistema é mostrada na Figura 1.

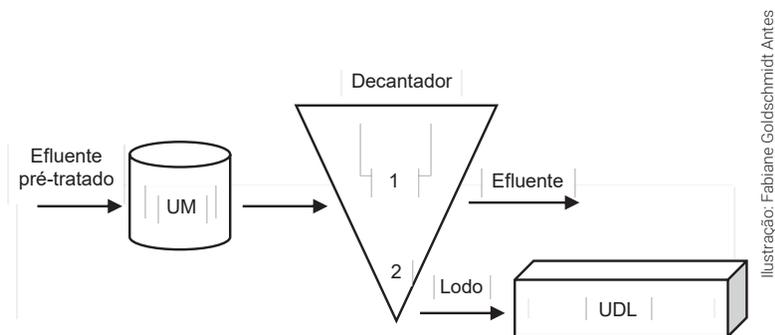


Figura 1. Esquema de sistema para a remoção de P através de precipitação com cal hidratada. UMR: unidade de mistura rápida; 1: fração líquida; 2: fração sólida (lodo); UDL: unidade de desague de lodo.

Após a mistura do efluente rico em fosfato com a cal, a reação de precipitação é bastante rápida, de modo que o tempo de retenção hidráulica (TRH) na unidade reacional pode ser reduzido, e, por isso, o reator é chamado de unidade de mistura rápida. No entanto, é necessário que seja feita a mistura vigorosa, com uso de agitador mecânico, em reatores que podem ser operados em regime de batelada ou contínuo, sendo que a melhor estratégia para controlar o volume de cal adicionado é através da medida de pH. Para isso, um sensor de pH pode ser inserido na UMR, conectado a um controlador de dosagem do volume da suspensão de cal. O controlador pode ser programado para fazer a

adição da cal na UMR entre pH 8,7 e 9,3, de modo que, em média, o pH reacional estará em 9,0 (Candido *et al.*, 2022). Após a reação, a mistura é direcionada para um decantador para a separação das fases sólida e líquida. De acordo com estudos anteriores, TRH de 1 a 2 minutos na UMR e de 6 horas no decantador são adequados para o processo.

O fosfato de cálcio, produto da reação, constitui o lodo rico em fósforo, que pode ser processado em um sistema de deságue e passar por um processo de secagem de acordo com o seu destino ou uso posterior (Figura 2A). O sobrenadante é o efluente tratado, que deve apresentar as características adequadas para descarte em corpo hídrico receptor conforme a classificação descrita na Tabela 1. O efluente final obtido no processo apresenta-se bem clarificado (Figura 2B), pois, além da precipitação do fosfato de cálcio, outros íons co-precipitam devido ao pH alcalino. Além disso, foi demonstrado que nesta condição de pH também ocorre a inativação de patógenos (Candido *et al.*, 2022). Com isso, o efluente final tratado pode ser utilizado como água de reúso para, por exemplo, limpeza das instalações de criação de suínos.



Figura 2. A) Imagem de bag de rafia com lodo da precipitação química de P durante o deságue. B) Imagem do efluente final do processo (saída, sobrenadante do decantador).

Para o dimensionamento da UMR e também do decantador deve-se levar em consideração a concentração de P no efluente a ser tratado e a vazão deste efluente. Mais informações sobre o dimensionamento de uma unidade de remoção de fósforo utilizando-se Ca(OH)_2 estão disponíveis no capítulo VII em Kunz *et al.* (2019). Pode-se assumir, com segurança, os TRHs de 2 minutos e de 6 horas na UMR e decantador, respectivamente (Antes *et al.*, 2019).

Quando o dejetos suíno é submetido à digestão anaeróbia e remoção biológica de nitrogênio, além da conversão do P a PO_4^{3-} , uma fração considerável deste nutriente é transferida para os lodos destes processos, em parte devido à assimilação biológica e também à precipitação devido às condições de pH ou formação de estruvita. Com isso, em uma planta em escala plena, que utiliza esta configuração para o sistema de tratamento, foi observado uma concentração de P entre 50 e 100 mg.L^{-1} no efluente de entrada no sistema de remoção de P (Candido *et al.*, 2022). Apesar da redução significativa da concentração de P nos tratamentos prévios, a remoção da matéria orgânica, alcalinidade e nitrogênio amoniacal evitarão o consumo elevado de suspensão de Ca(OH)_2 devido à reação com estes componentes. Na Tabela 2 é apresentada uma simulação do volume teórico de suspensão de Ca(OH)_2 e a sua respectiva massa necessários à reação, a partir da relação estequiométrica apresentada na Equação 1, considerando-se diferentes concentrações de P presentes no efluente. Para estes cálculos foi considerado que a cal hidratada usada no preparo da suspensão possui pureza de 90% (m.m^{-1}).

Tabela 2. Volume teórico necessário de suspensão de Ca(OH)_2 a 10% (m.v^{-1}) e a respectiva massa por litro de efluente tratado considerando-se diferentes concentrações de P (cal hidratada com pureza de 90%, m.m^{-1}).

P (mg.L^{-1})	Volume Ca(OH)_2 (mL)	Massa de Ca(OH)_2 (g)
50	1,99	0,199
100	3,98	0,398
130	5,17	0,517
150	1,99	0,199

De acordo com a simulação apresentada na Tabela 2, pode-se calcular o volume de suspensão de cal a 10% (m.v⁻¹) necessário para o tratamento de 100 m³ de efluente que contém 130 mg.L⁻¹ de P da seguinte maneira:

$$V_{cal} = 5,17 \times 100000 L$$

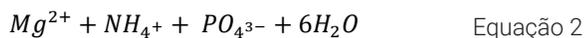
$$V_{cal} = 517000 mL \div 1000$$

$$V_{cal} = 517 L$$

A massa de cal hidratada necessária, neste caso, para o preparo da suspensão a 10% (m.v⁻¹) será de 51,7 kg. Na prática, o volume de suspensão necessário à remoção de P superior a 90%, considerando-se a adição através do controle de pH até 9,0, é ligeiramente superior a estes valores teóricos. De acordo com os resultados apresentados por Candido *et al.* (2022), foram utilizados $4,74 \pm 2,13 L_{suspensão} \cdot m^{-3}$ de efluente, sendo que a concentração média de P no efluente a ser tratado foi de 75,9 mg.L⁻¹. No sistema de tratamento apresentado, o módulo de remoção de fósforo foi instalado após sistemas de digestão anaeróbia e de remoção de nitrogênio, ou seja, houve uma redução bastante significativa dos interferentes (matéria orgânica, alcalinidade, nitrogênio amoniacal). Mesmo assim, o consumo de cal foi superior ao teórico. Neste caso, isso pode ser atribuído, em grande parte, à resposta do eletrodo de pH, que acaba sendo recoberto com cal que precipita na superfície do equipamento, diminuindo a sua velocidade de resposta. Com isso, o volume de cal dosado é maior que o necessário. Para evitar este problema, recomenda-se a inspeção diária do equipamento para verificar possível deposição de material e, se necessário, a limpeza do mesmo.

Formação de estruvita

A estruvita é um cristal branco de baixa solubilidade em água (0,018 g 100 mL⁻¹ a 25 °C) que contém íons magnésio, amônio e fosfato em razão equimolar. Sua formação pode ser descrita pela seguinte equação geral (Equação 2):



A formação natural de estruvita é um problema bastante conhecido em diversos sistemas de tratamento de efluentes, principalmente no caso de águas residuárias da suinocultura, pois este efluente contém os íons necessários para a cristalização: magnésio (Mg^{2+}), amônio (NH_4^+) e PO_4^{3-} .

A concentração relativamente elevada de NH_4^+ e PO_4^{3-} no dejetos suíno favorece a formação de incrustações nas tubulações e equipamentos, causando entupimentos e aumentando os custos operacionais. Por isso, é recomendado que seja feita a inspeção periódica das tubulações e, se necessário, deve ser feita a remoção da estruvita para evitar o entupimento e, conseqüentemente, problemas operacionais mais graves no sistema de tratamento.

O tipo de tubulação utilizada também tem influência na cristalização, sendo que tubulações rugosas em alvenaria favorecem a formação de estruvita, enquanto que em materiais de PVC, embora a incrustação também ocorra, a formação dos cristais e a deposição é mais lenta (Doyle; Parson, 2002). Na Figura 3 é mostrada uma imagem de um bloco de estruvita removido de uma tubulação de PVC em uma unidade de tratamento de dejetos suínos em operação há aproximadamente quatro anos.



Foto: Fabiane Goldschmidt - Antes

Figura 3. Imagem de estruvita natural removida de tubulação de uma unidade de tratamento de dejetos suíno.

Apesar das incrustações devido à formação de estruvita ser um problema bem conhecido, não existe muita informação sobre alternativas de solubilização deste material. O que se sabe é que soluções ácidas concentradas ($\text{pH} < 1$) de ácido clorídrico ou sulfúrico conseguem solubilizar o material, porém o uso destes produtos químicos em plantas de tratamento pode apresentar limitações por questões de segurança e custos operacionais. Ácidos orgânicos, como ácido acético, também podem ser usados para solubilizar a estruvita, porém o tempo necessário é relativamente longo (superior a sete dias). A remoção mecânica, utilizando-se água sob elevada pressão, é outra alternativa e, ao contrário do uso de ácidos fortes, é um procedimento mais seguro para o sistema de tratamento e para o operador (Kecskésová *et al.*, 2020).

Por outro lado, a formação da estruvita como alternativa de remoção do P dos efluentes da suinocultura para adequá-lo para disposição adequada é uma opção que vem sendo utilizada em algumas plantas de tratamento no mundo (ESPP, 2021), eliminando assim o problema da deposição do mineral nas tubulações, além de gerar um produto com grande potencial de recuperação de fósforo, que pode ser utilizado como fertilizante (Hanhoun *et al.*, 2011; Yan; Shih, 2016). Além disso, juntamente com o P também ocorre a remoção de nitrogênio amoniacal. A formação da estruvita ocorre em meios supersaturados, com íons Mg^{2+} , NH_4^+ e PO_4^{3-} em equilíbrio molar na razão 1:1:1, os quais se ligam a seis moléculas de água, conforme demonstrado na Equação 2.

Embora representado de maneira simples na Equação 2, a formação da estruvita ocorre em dois estágios:

1. Nucleação.
2. Crescimento dos cristais (Shih; Yan, 2016).

A nucleação inicia-se quando a solução contém uma concentração de íons dissolvidos superior à constante do produto de solubilidade (k_{ps}) em condições de equilíbrio, ou seja, há uma supersaturação. Desta forma, ocorre uma combinação entre os íons componentes, dando origem a pequenos cristais. A nucleação é principalmente governada pela cinética da reação e a formação dos cristais ocorre até atingir o equilíbrio químico, governando pelo k_{ps} . A fase de crescimento dos cristais

acontece na medida em que os íons, difusos na solução, migram para a superfície dos núcleos já formados, aderindo-se a eles. O crescimento do cristal determina o tamanho final do cristal de acordo com a cinética de cristalização. Esse processo ocorre de forma contínua até que a condição de supersaturação tenha sido superada e um novo equilíbrio estabelecido (Le Corre *et al.*, 2009).

O processo de precipitação da estruvita na recuperação de fósforo pode ser realizado tendo como matriz diversos tipos de águas residuárias, inclusive efluentes da suinocultura (Liu *et al.*, 2011). A eficiência de remoção de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, e a qualidade da estruvita produzida são influenciadas pela qualidade do efluente e por fatores como pH, razão molar entre Mg:P:N, temperatura, tempo de reação, agitação e presença de outros íons. Elevados teores de fosfato e amônio, além de pH alcalino, são condições ideais à formação desse mineral (Parsons; Smith, 2008). De acordo com a literatura, valores de pH acima de 8 são bastante favoráveis à formação de estruvita e em pH acima de 9 a cristalização torna-se ainda mais rápida (Liu *et al.*, 2011). O pH no qual a estruvita pode precipitar é um fator importante, pois influencia o processo de cristalização, estando ligado à solubilidade e supersaturação. Ele pode controlar a taxa de precipitação e o período de indução (Le Corre *et al.*, 2009). Como o pH tem uma influência significativa nestes parâmetros, afeta a eficiência de remoção de fósforo. Segundo Li *et al.* (2019), pH acima de 9 resultou em uma eficiência de remoção de fósforo acima de 90%, enquanto um pH em torno de 7,5 apresentou uma eficiência de remoção de fósforo significativamente menor.

Para águas residuárias da suinocultura, a concentração de Mg é muito baixa em relação aos demais ânions, sendo este o íon limitante. Por isso, uma fonte adequada de Mg deve ser adicionada em quantidade apropriada para precipitar os cristais de estruvita e aumentar a remoção de P. O cloreto de magnésio ($MgCl_2$) tem sido amplamente utilizado como fonte de Mg por ter uma dissociação rápida. Liu *et al.* (2011) analisaram a formação da estruvita em efluentes da suinocultura e constataram que uma razão molar de 0,8 a 1 de Mg é um nível ideal, pois aumenta significativamente a formação do cristal. Perera *et al.*

(2007) estudaram as melhores condições para a recuperação de NH_4^+ e PO_4^{3-} de efluente de biodigestor de dejetos de suínos através de estruvita e concluíram que a razão molar $\text{Mg}^{2+}:\text{NH}_4^+:\text{PO}_4^{3-}$ de 1:1:1 e pH 9,0 foi a melhor condição para recuperação dos nutrientes.

Foletto *et al.* (2013a) trataram um efluente de suinocultura com alto teor de N e P via precipitação de estruvita. Como resultado, foi confirmado que a operação é fortemente influenciada por valores distintos de pH. Além disso, uma concentração elevada de nitrogênio na alimentação não influenciou o processo. Os cristais obtidos em pH 9,5 foram analisados e mostraram a formação de estruvita em uma fase cristalina pura. Foi avaliado ainda, em outro estudo (Foletto *et al.*, 2013b), que diferentes fontes de magnésio, MgO ou $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, não influenciaram a formação de cristais a partir do mesmo tipo de efluente.

Quanto aos outros fatores interferentes na precipitação da estruvita, a supersaturação da solução, em um mesmo pH, interfere no processo de cristalização em termos de tempo de indução e influencia a taxa na qual os cristais de estruvita são produzidos (Le Corre *et al.*, 2009).

Embora a temperatura tenha um impacto menor na precipitação do que outros parâmetros, como pH e supersaturação (Durrant *et al.*, 1999), ela pode afetar a solubilidade da estruvita, a morfologia e o crescimento do cristal. A taxa de crescimento do cristal geralmente aumenta com o aumento da temperatura e interfere na forma e no tamanho do cristal. Li *et al.* (2019) utilizaram modelagem matemática e não chegaram a resultados conclusivos sobre o efeito da temperatura na cristalização. Essas diferenças nos estudos podem ser causadas por mudanças no mecanismo de reação sob diferentes composições de águas residuárias.

A agitação aumenta a transferência de massa do soluto para o cristal, promove a nucleação da estruvita e, portanto, aumenta a taxa de crescimento do cristal. Em áreas de alta turbulência, a liberação de CO_2 pode causar aumento do pH da solução, favorecendo a ocorrência de cristais de estruvita (Le Corre *et al.*, 2009). Liu *et al.* (2013) demons-

traram que a eficiência de remoção de P aumentou de 72,7% para 97,3% em condições sem agitação e agitação (160 rpm), respectivamente, mas taxas de agitação mais elevadas (240 rpm) não aumentaram significativamente a eficiência de remoção de P.

Também se sabe que impurezas e outros íons em solução afetam as taxas de crescimento de compostos cristalinos devido ao bloqueio dos locais onde os cristais poderiam se formar, inibindo assim o aumento do tamanho do cristal (Li *et al.*, 2019). Íons cálcio (Ca^{2+}) ou carbonatos (CO_3^{2-}) no meio, por exemplo, afetam negativamente a taxa de crescimento e podem prolongar o tempo de indução que antecede a primeira ocorrência de cristais (Le Corre *et al.*, 2009). No caso do Ca^{2+} , como este compete com o Mg^{2+} , quanto maior a relação $\text{Ca}^{2+}:\text{Mg}^{2+}$ e maior o pH, situação na qual ocorre a maior volatilização da amônia, maior a inibição à formação da estruvita (Morita *et al.*, 2019).

Tecnologias em desenvolvimento para remoção de fósforo

Eletrocoagulação

A eletrocoagulação (EC) vem atraindo atenção pela sua versatilidade, eficiência e por apresentar-se como um processo simples de tratamento, que envolve a geração eletroquímica dos hidróxidos de alumínio e ferro, através da dissolução dos íons de Fe^{2+} e/ou Fe^{3+} e Al^{3+} no ânodo e a produção de íons hidroxila e gás hidrogênio no cátodo (Chen, 2002). O amplo interesse nesta tecnologia está relacionado à sua eficiência de reduzir simultaneamente uma ampla gama de poluentes em águas residuárias (Mousazadeh *et al.*, 2021).

Estudos mostram que a EC é uma alternativa de remoção da turbidez, P, carbono orgânico total e metais de águas residuárias da suinocultura (Mores, 2016 e b; Zhang; Lin; Hu, 2018; Emerick *et al.*, 2020). Na Figura 4 são mostradas imagens de um tratamento em escala de bancada onde em A tem-se o efluente antes do tratamento e em B após a aplicação da EC. É possível visualizar a clarificação do efluente após o tratamento.

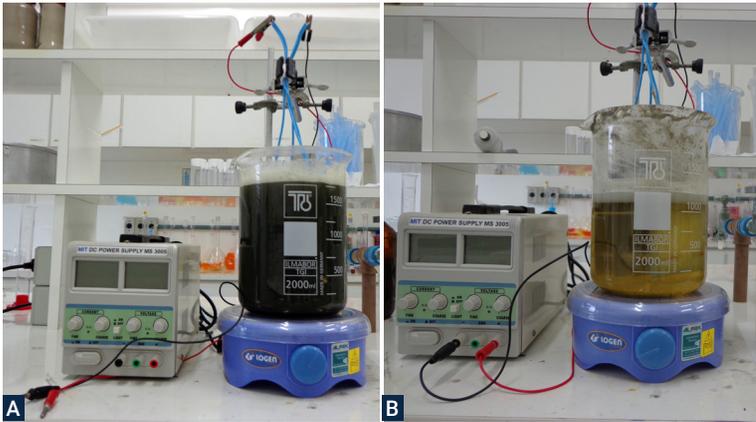


Foto: Rubia Mores

Figura 4. Sistema de tratamento para água residuária da suinocultura por eletrocoagulação em batelada. A) antes do tratamento; B) após o tratamento.

A EC é um processo complexo, com uma multiplicidade de mecanismos que operam em sinergismo para remover os poluentes do efluente. As reações eletroquímicas que ocorrem dependem diretamente do metal utilizado como eletrodo no processo, sendo o alumínio e o ferro os materiais mais utilizados devido à sua fácil disponibilidade, baixo custo e alta taxa de eletrodissolução. Existem vários parâmetros que exercem efeito sobre a eficiência de remoção dos poluentes das águas residuais durante o processo de EC, sendo os principais (Chen, 2004; Holt; Barton; Mitchell, 2002):

- O material dos eletrodos, que pode ser de ferro, alumínio e/ou combinados com material inerte.
- O pH da solução tem um efeito sobre a especiação de hidróxidos de metais formados na solução e também no potencial zeta das partículas coloidais (medida da repulsão ou da atração eletrostática ou das cargas entre partículas).
- A densidade da corrente é proporcional à quantidade de reações eletroquímicas que ocorrem na superfície do eletrodo.
- O tempo de tratamento é proporcional à quantidade de coagulantes produzidos no sistema EC e outras reações geradas no sistema eletroquímico.

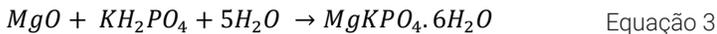
- O potencial do eletrodo define quais reações ocorrem na superfície do eletrodo.
- A concentração dos poluentes afeta a eficiência de remoção porque a coagulação não segue uma cinética de reação de ordem zero, mas sim de pseudo-segunda ordem ou primeira ordem.
- A concentração de ânions, tais como o sulfato e/ou o fluoreto, afetam a composição dos hidróxidos porque podem substituir os íons hidróxido por precipitados.
- A condutividade afeta a velocidade das reações e a formação dos flocos.
- Dependendo do poluente, o aumento da temperatura pode ter um efeito negativo ou um efeito positivo na eficiência de remoção.
- Outros parâmetros, tais como condições hidrodinâmicas e a distância entre os eletrodos, podem ter efeito sobre a eficiência do tratamento e o consumo de eletricidade.

Os parâmetros de controle da EC a serem aplicados variam de acordo com o modelo de reator (sistema descontínuo ou contínuo), material do eletrodo e condutividade da água residuária a ser tratada, sendo o pH e a densidade de corrente os parâmetros chave para a remoção eficiente de compostos como o P, uma vez que a densidade de corrente determina a taxa de dosagem de coagulante, a taxa de geração de bolhas, o tamanho e o crescimento dos flocos e o pH determina as formas de hidróxidos presentes durante o processo EC (Chen, 2004). No entanto, é necessário cautela quando se utiliza uma corrente muito elevada, pois há grande possibilidade de desperdício de energia elétrica no aquecimento da água e até mesmo uma diminuição na eficiência da corrente, expressa como a razão da corrente consumida para produzir um determinado produto para o consumo total de corrente (Moussa *et al.*, 2017). Neste caso, também podem ocorrer reações secundárias e formação excessiva de hidróxidos, podendo reverter a carga dos colóides e dispersá-los, levando a uma diminuição da eficiência do coagulante e a uma redução da vida útil do eletrodo (Hakizimana *et al.*, 2017).

A EC possui desvantagens como o alto custo de operação devido ao consumo de energia elétrica e troca de eletrodos. Além disso, uma condutividade mínima das águas residuais e etapas de pré-tratamento (ajuste de pH, equalização, etc.) também podem ser necessários (Domingues, 2021). Por outro lado, uma alternativa para reduzir o custo do processo da EC é a recuperação de gás H₂, sendo uma das vantagens mais importantes dessa tecnologia, porque o gás hidrogênio (H₂) é um combustível ecológico e de alta energia (Hashim *et al.*, 2017).

K-Estruvita

A K-estruvita ou fosfato de magnésio e potássio hexa-hidratado é um mineral de fosfato inorgânico que contém concentrações equimolares de Mg²⁺, potássio (K⁺) e PO₄³⁻ (Equação 3). A K-estruvita é análoga à estruvita, onde o cátion monovalente K⁺ substitui o cátion NH₄⁺. Essa substituição de íons é possível, pois os raios iônicos de K⁺ e NH₄⁺ são quase idênticos (Chauhan; Vyas; Joshi, 2011).



As propriedades físicas e químicas de K-estruvita são semelhantes às da estruvita, incluindo a forma do cristal e aparência transparente a esbranquiçada (Chauhan; Vyas; Joshi, 2011), mas contém o macronutriente mais limitado nos solos, o potássio, em vez de nitrogênio amoniacal, e também é considerado um fertilizante eficiente (Tarrago *et al.*, 2017). Além disso, há interesse na química de K-estruvita por possibilitar a remoção de P e K de águas residuais como parte dos esforços em todo o mundo para o manejo sustentável dos recursos de fosfato (Gardner *et al.*, 2020).

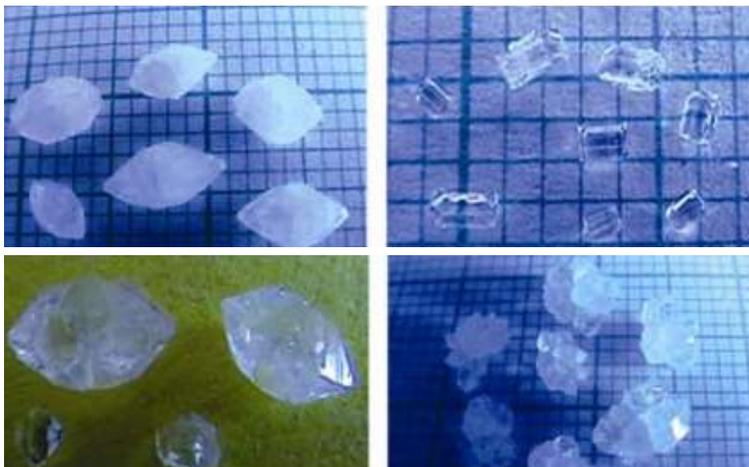


Figura 5. Diferentes morfologias de cristais de k-estruvita.

Fonte: Chauhan; Vyas; Joshi, (2011).

Diversos estudos identificaram a competição entre a formação de estruvita e K-estruvita e concluíram que a formação de K-estruvita só ocorre em baixas concentrações de amônio, quando a reatividade da formação de K-estruvita supera a de estruvita (Tarrago *et al.*, 2017). Os resultados dos estudos de Shih e Yan (2016) também revelaram que para a formação de K-estruvita o íon amônio deve ser removido tanto quanto possível. Isto porque a reação de cristalização da estruvita é mais provável de ocorrer do que a de K-estruvita porque a estruvita geralmente precipita antes da K-estruvita, ou seja, a reação para a formação da estruvita é mais favorável termodinamicamente. Além disso, os autores identificaram que o pH da solução, a razão molar de Mg:K:P e a coexistência de íons de sódio também influenciam na cristalização de K-estruvita.

Assim como na cristalização da estruvita, o pH também influencia na formação da K-estruvita (Wilsenach *et al.*, 2007). Para determinar o efeito do pH na formação destes, Hao *et al.* (2013) realizaram os experimentos empregando K^+ em uma razão molar de 1:1 com os demais ânions, dentro de uma faixa de pH de 8–10,5 e usando água residuária suinícola sintética. Os resultados indicaram a eficiência de recuperação

de P e os conteúdos de estruvita e K-estruvita nos precipitados em diferentes valores de pH. Como o pH da solução variou de 8 a 10, o conteúdo de K-estruvita aumentou progressivamente e atingiu o máximo em pH 10. Esses resultados estão de acordo com os encontrados por Xu *et al.* (2011), que investigaram a remoção de fosfato e potássio da urina sintética por meio da formação de fosfato de potássio e magnésio hexa-hidratado e obtiveram que o pH 10 foi o ideal para formação de K-estruvita.

Shih e Yan (2016) demonstram que a faixa de pH adequada para a precipitação de K-estruvita está entre 9,0 e 11,0, que é ligeiramente superior à faixa de pH para a formação de estruvita. No entanto, dentro da faixa de pH de 9,0 e 11,0, fosfato de sódio e magnésio hexa-hidratado pode ser co-precipitado e competir com a cristalização de K-estruvita.

Os resultados encontrados por Tarrago *et al.* (2017) mostraram que a formação de K-estruvita foi reforçada tanto em pH alcalino quanto em altas temperaturas devido à dependência dos ortofosfatos com o pH. Em todas as temperaturas simuladas, o índice de saturação aumentou com a temperatura, atingindo um platô nos maiores valores de pH (pH 11-12), ou seja, mesmo com o aumento do pH, a saturação de K-estruvita não aumentou.

A maior porcentagem de PO_4^{3-} e K^+ recuperados foi em pH entre 9,8-10,3. Portanto, o controle de pH em torno de 10 foi considerado o ideal para a recuperação de K-estruvita na temperatura de 38 °C, pois maiores eficiências de recuperação de K^+ foram obtidas em comparação com os outros valores de pH estudados, e a maior recuperação de P foi alcançada.

Bao *et al.* (2011), ao focar nas condições ideais para obter estruvita altamente pura de águas residuais de suínos, observaram a possível co-precipitação da formação de K-estruvita quando o pH aumentou de 9 para 11. A cristalização da K-estruvita é prejudicada na presença de elevadas concentrações de íons Ca^{2+} , NH_4^+ e Na^+ . Com isso, o ajuste do pH com NaOH, comumente empregado, deve ser evitado tanto quanto possível para uma produção mais eficiente (Shih; Yan, 2016).

Recuperação de fósforo de segunda geração

O P removido dos efluentes suinícolas por um dos processos descritos anteriormente é apenas transferido para uma outra fase, geralmente um lodo (precipitação com cal ou EC) ou na forma de estruvita. Sendo assim, este lodo ainda precisa ser disposto adequadamente e, por ser um material rico em P, possui potencial para uso como fertilizante, conhecido como fertilizante de segunda geração por não ser oriundo de fontes minerais como o fertilizante convencionalmente utilizado. Neste sentido, diferentes tratamentos podem ser aplicados aos materiais produzidos nos processos de remoção de P de modo a aproveitar e agregar valor ao resíduo.

A estruvita é um material atrativo para uso como fertilizante de segunda geração porque além da disponibilidade de N, o P é liberado lentamente devido à baixa solubilidade do material no solo, o que minimiza perdas para o ambiente. Por isso, sob este ponto de vista, a recuperação de fósforo na forma de estruvita é bastante atrativa. Entretanto, a estruvita tende a aderir nas tubulações e equipamentos usados, causando entupimentos, o que dificulta a implantação deste processo. Além disso, um maior controle operacional é necessário para atender os requisitos para produção de estruvita: controle de pH, razão molar entre Mg:P:N, temperatura, tempo de reação, agitação, presença de outros íons e, assim, assegurar a eficiente remoção de fósforo.

O lodo produzido em processos de precipitação com cal hidratada pode ser desaguado para aumentar a concentração de matéria seca. Para o deságue podem ser usados leito de secagem ou bags de rafia comerciais próprios para deságue de lodo. Após o deságue, processos térmicos podem ser aplicados para remover ainda mais umidade e concentrar o material, a fim de aumentar a pureza em P. Uma alternativa de uso do lodo seco é para formulação de fertilizantes organominerais. O lodo do processo de precipitação com cal hidratada também pode ser adicionado em sistemas de compostagem de modo a aumentar a concentração de P no composto. Susin *et al.* (2018) obtiveram um lodo com concentração de P de 5,71%, em base seca, o que corresponde a

13,1% de P_2O_5 . Esta concentração está compreendida na faixa de concentração de P_2O_5 em rochas fosfáticas, que varia em função da origem da jazida mineral.

Referências

AMARAL, A. C. *et al.* Influence of solid-liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 229–235, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.12.014>. Acesso em: 27 fev. 2024.

ANTES, F. G.; BORTOLI, M.; KUNZ, A. Tratamento do Digestato: Remoção de Fósforo. *In*: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. (Org). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera, Embrapa, 2019.

ABPA. Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório anual 2021**. 2021. Disponível em: <https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2023/01/abpa-relatorio-anual-2021.pdf>. Acesso em: 8 mar. 2023.

BAO, X. D. *et al.* Effect of pH on precipitate composition during phosphorus recovery as struvite from swine wastewater. **Huan Jing Ke Xue**, v. 32, n. 9, p. 2598-2603, sep. 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 mai. 2011. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=114770>. Acesso em: 23 ago. 21.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 237, de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. **Diário Oficial da União**, Seção 1, Brasília, v. 247, p. 30841-30843, 22 dez. 1997. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=237. Acesso em: 3 mar. 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, n. 53, p. 58-63, 18 mar. 2005. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfda_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em: 09 set. 21.

BUCHANAN, J. R.; MOTE, C. R.; ROBINSON, R. B. Thermodynamic of struvite formation. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 37, n. 2, p. 617-662, 1994.

CANDIDO, D. *et al.* Integration of swine manure anaerobic digestion and digestate nutrients removal/recovery under a circular economy concept. **Journal of Environmental Management**, v. 301, jan. 2022.

CHAUHAN, C. K.; VYAS, P. M.; JOSHI, M. J. Growth and characterization of struvite-K crystals. **Crystal Research & Technology**, v. 46, n. 2, p. 187-194, feb. 2011.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38, n. 1, p. 11-41, jul. 2004.

DOMINGUES, E. *et al.* Advanced oxidation processes perspective regarding swine wastewater treatment. **Science of The Total Environment**, v. 776, p. 1-17, jul. 2021.

DOYLE J. D.; PARSON, S. A. Struvite formation, control and recovery. **Water Research**, v. 36, n. 16, p. 3925-3940, sep. 2002.

DURRANT, A. E. *et al.* Review of the feasibility of recovering phosphate from wastewater for use as a raw material by the phosphate industry. **Environmental Technology**, v. 20, n. 7, p. 749-758, 1999.

EMERICK, T. *et al.* Ultrasound-assisted electrocoagulation process applied to the treatment and reuse of swine slaughterhouse wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 6, p. 1-10, dec. 2020.

EUROPEAN SUSTAINABLE PHOSPHORUS PLATFORM (ESPP). **Catalogue of phosphorus recovery Technologies**. Disponível em: <https://phosphorusplatform.eu/activities/p-recovery-technology-inventory>. Acesso em: 19 out. 2021.

FOLETTO, E. L. *et al.* Organic pollutants removal and recovery from animal wastewater by mesoporous struvite precipitation. **Desalination and Water Treatment**, v. 51, n. 13-15, p. 2776-2780, 2013a.

FOLETTO, E. L. *et al.* Production of struvite as an alternative to reduce the content of nitrogen and phosphorus from swine wastewater. **Latin American applied research**, v. 43, n. 1, p. 77-80, 2013b.

GARDNER, L. J. *et al.* Characterization of and structural insight into struvite-K, $MgKPO_4 \cdot 6H_2O$, an analogue of struvite. **Inorganic Chemistry**, v. 60, n. 1, p. 195-205, jan. 2020.

GATIBONI, L. C. *et al.* Establishing environmental soil phosphorus thresholds to decrease the risk of losses to water in soils from Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, p. 1-14, 2020.

HAKIZIMANA, J. N. *et al.* Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**, v. 404, p. 1-21, feb. 2017.

HANHOUN, M. *et al.* Temperature impact assessment on struvite solubility product: a thermodynamic modeling approach. **Chemical Engineering Journal**, v. 167, n. 1, p. 50-58, feb. 2011.

HAO, X. *et al.* Looking beyond struvite for P-recovery. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 10, p. 4965-4966, may 2013.

HASHIM, K. S. *et al.* Iron removal, energy consumption and operating cost of electrocoagulation of drinking water using a new flow column reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 189, p. 98-108, mar. 2017.

HOLLAS, C. E. *et al.* Second-Generation Phosphorus: Recovery from Wastes towards the Sustainability of Production Chains. **Sustainability**, v. 13, n. 11, p. 5919, 2021.

HOLT, P. K.; BARTON, G. W.; MITCHELL, C. A. The future for electrocoagulation as a localized water treatment technology. **Chemosphere**, v. 59, n. 3, p. 355-367, apr. 2005.

IMA - Instituto do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina. **Instrução Normativa 11**: Suinocultura. 2022.

KECSKÉSOVÁ, S. *et al.* Chemical dissolution of struvite precipitates in pipes from anaerobic sludge digestion. **Chemical Papers**, v. 74, p. 2545-2552, feb. 2020.

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, nov. 2009.

LE CORRE, K. S. *et al.* Phosphorus Recovery from Wastewater by Struvite Crystallization: A Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 6, p. 433-477, 2009.

LI, B. *et al.* Characterization of induced struvite formation from source-separated urine using seawater and brine as magnesium sources. **Chemosphere**, v. 93, p. 2738-2747, 2013.

LI, B. *et al.* Phosphorus recovery through struvite crystallisation: Recent developments in the understanding of operational factors. **Journal of Environmental Management**, v. 248, p. 1-10, oct. 2019.

LIU, Y. *et al.* Recovery of Nitrogen and Phosphorus by Struvite Crystallization from Swine Wastewater. **Desalination**, v. 277, p. 364-369, 2011.

MORES, R. *et al.* Reduction of soluble organic carbon and removal of total phosphorus and metals from swine wastewater by electrocoagulation. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 35, n. 4, p. 1231-1240, out. 2018.

MORES, R. *et al.* Removal of phosphorous and turbidity of swine wastewater using electrocoagulation under continuous flow. **Separation and Purification Technology**, v. 171, p. 112-117, oct. 2016.

MORITA, D. M.; AVILA, R. L.; AIDAR, F. N. Nucleação na formação de estruvita: estado da arte. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 24, n. 4, p. 637-654, jul. 2019.

MOUSAZADEH, M. *et al.* A systematic diagnosis of state of the art in the use of electrocoagulation as a sustainable technology for pollutant treatment: An updated review. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 47, p. 1-24, oct. 2021.

MOUSSA, D. T. *et al.* A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges Review. **Journal of Environmental Management**, v. 186, p. 24-41, jan. 2017.

NICOLOSO, R. S. *et al.* Uso do Digestato como Fertilizante. In: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. (Org). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera, Embrapa, 2019.

PARANÁ. Instituto Ambiental do Paraná – IAP. **Portaria nº 256, de 16 de setembro de 2013**. Aprova e estabelece os critérios e exigências para a apresentação da declaração de carga. Disponível em: https://celepar7.pr.gov.br/sia/atosenormativos/form_cons_ato1.asp?Codigo=2760. Acesso em: 09 set. 21.

PARSONS, S. A.; SMITH, J. A. Phosphorus removal and recovery from municipal wastewaters. **Elements**, v. 4, n. 2, p. 109-112, apr. 2008.

PAVINATO, P. S. *et al.* Revealing soil legacy phosphorus to promote sustainable agriculture in Brazil. **Scientific Reports**, v. 10, 2020.

PERERA, P. W. A. *et al.* Recovery of nitrogen and phosphorous as struvite from swine waste biogas digester effluent. **Biomedical and Environmental Sciences**, v. 20, p. 343-350, 2007.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Conselho Estadual do Meio Ambiente – CONSEMA. Resolução CONSEMA nº 355/2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. **Diário Oficial do Estado [do Rio Grande do Sul]**, de 19 jul. 2017. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201707/19110149-355-2017-criterios-e-padrees-de-emissao-de-efluentes-liquidos.pdf>. Acesso em: 09 set. 21.

SANTA CATARINA. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Lei nº 16.342, de 21 de janeiro de 2014. Altera a Lei nº 14.675, de 2009, que institui o Código Estadual do meio Ambiente e estabelece outras providências. **Diário Oficial do Estado [de Santa Catarina]**, 22 jan. 2014. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=264890>. Acesso em: 09 set. 21.

SANTA CATARINA. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Lei Estadual nº 14.675, de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. **Diário Oficial do Estado [do Rio Grande do Sul]**, de 13 abr. 2009. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=240328>. Acesso em: 09 set. 21.

SANTA CATARINA. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Lei nº 16342, de 21 de janeiro de 2014. Institui o Código Estadual do meio Ambiente e estabelece outras providências. **Diário Oficial do Estado [do Rio Grande do Sul]**, de 21 jan. 2014. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=264890>. Acesso em: 09 set. 21.

SHIH, K.; YAN, H. The Crystallization of Struvite and Its Analog (K-Struvite) From Waste Streams for Nutrient Recycling. **Environmental Materials and Waste**, p. 665-686, 2016.

SUZIN, L. *et al.* Chemical Removal of Phosphorus from Swine Effluent: the Impact of Previous Effluent Treatment Technologies on Process Efficiency. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 229, 2018.

SZÖGI, A. A.; VANOTTI, M. B.; HUNT, P. G., Phosphorus recovery from pig manure solids prior to land application. **Journal of Environmental Management**, v. 157, p. 1-7, jul. 2015.

TARRAGÓ, E. *et al.* Towards a methodology for recovering K-struvite from manure. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 93, n. 6, p. 1558-1562, 2017.

WILSENACH, J. A. *et al.* Phosphate and potassium recovery from source separated urine through struvite precipitation. **Water Research**, v. 41, n. 2, p. 458-466, jan. 2007.

XU, K. *et al.* Simultaneous removal of phosphorus and potassium from synthetic urine through the precipitation of magnesium potassium phosphate hexahydrate. **Chemosphere**, v. 84, n. 2, p. 207-212, jun. 2011.

YAN, H.; SHIH, K. Effects of calcium and ferric ions on struvite precipitation: A new assessment based on quantitative X-ray diffraction analysis. **Water Research**, v. 95, p. 310-318, may 2016.

ZHANG, X.; LIN, H.; HU, B. The effects of electrocoagulation on phosphorus removal and particle settling capability in swine manure. **Separation and Purification Technology**, v. 200, p. 112-119, jul. 2018.