



# Gestão dos resíduos da produção animal

VOLUME III

Gestão e tratamento dos  
dejetos na suinocultura



EDITOR TÉCNICO

Airton Kunz



*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
Embrapa Suínos e Aves  
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

*Sociedade Brasileira dos Especialistas em Resíduos das Produções  
Agropecuária e Agroindustrial - Sbera*

## **GESTÃO DOS RESÍDUOS DA PRODUÇÃO ANIMAL**

### **VOLUME III**

## Gestão e tratamento dos dejetos na suinocultura

Airton Kunz  
Editor Técnico

**Embrapa**  
Brasília, DF  
**Sbera**  
Concórdia, SC  
2024

**Embrapa**  
Parque Estação Biológica  
Av. W3 Norte (final)  
70770-901 Brasília, DF  
www.embrapa.br/  
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

**Sociedade Brasileira dos Especialistas  
em Resíduos das Produções  
Agropecuária e  
Agroindustrial - Sbera**  
Concórdia, SC  
contato@sbera.org.br  
sigera@sbera.org.br  
www.sbera.org.br

**1ª edição**  
Publicação digital (2024): PDF  
1ª impressão (2024): 000 exemplares

**Responsável pelo conteúdo e editoração**

Embrapa Suínos e Aves  
Rodovia BR 153 - KM 110  
89.715-899, Concórdia, SC  
<https://www.embrapa.br/suinos-e-aves>

Comitê Local de Publicações

Presidente

*Franco Muller Martins*

Secretário-executivo

*Tânia Maria Biavatti Celant*

Membros

*Clarissa Silveira Luiz Vaz, Catia Silene*

*Klein, Gerson Neudi Scheuermann, Jane*

*de Oliveira Peixoto e Joel Antonio Boff*

Revisão de texto

*Jean Carlos Porto Vilas Boas Souza*

Projeto gráfico e capa

*Marina Schmitt*

Diagramação

*Marina Schmitt e Vivian Fracasso*

**Todos os direitos reservados.**

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte,  
constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**

Embrapa Suínos e Aves

---

G393    Gestão dos resíduos da produção animal: gestão e tratamento dos dejetos na  
suinocultura / Airton Kunz, editor técnico – Brasília, DF: Embrapa; Concórdia:  
Sbera, 2024.  
208 p.

ISBN 978-65-88155-11-0

1. Produção animal. 2. Dejeito de animais. 3. Reciclagem. 4. Suinocultura. I.  
Kunz, Airton. II. Embrapa Suínos e Aves. III. Título.

CDD 631.4

## Editores técnicos e autores

### **Alexandre Matthiensen**

Oceanólogo, doutor em Ciências Biológicas, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

### **Alice Chiapetti Bolsan**

Bióloga, mestre em Biotecnologia, estudante de doutorado da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, PR

### **Airton Kunz**

Químico Industrial, doutor em Química, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

### **André Cestonaro do Amaral**

Químico, doutor em Engenharia Agrícola, especialista em desenvolvimento de negócios da PlanET Biogas Brasil, Cascavel, PR

### **Bruno Venturin**

Engenheiro Ambiental e Sanitária, doutor em Engenharia Agrícola, analista ambiental da Creal Energia, Erechim, RS

### **Camila Ester Hollas**

Engenheira Ambiental, doutora em Engenharia Agrícola, estudante de pós-doutorado da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, PR

### **Dalila Cristina Gomes**

Engenheira Ambiental, mestre em Engenharia Urbana, estudante de doutorado da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

### **Daniela Cândido**

Engenheira Química, mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, engenheira da Ekodata Tecnologia e Saneamento Ambiental, Concórdia, SC

### **Deisi Cristina Tapparo**

Engenheira Ambiental e Sanitária, doutora em Engenharia Agrícola, consultora técnica da Amplum Biogás, Campo Mourão, PR

### **Eduardo Lando Bernardo**

Biólogo, Engenheiro sanitaria e ambiental, doutor em Engenharia Ambiental, analista ambiental da Ekodata Tecnologia e Saneamento Ambiental, Concórdia, SC

### **Fabiane Goldschmidt Antes**

Química Industrial, doutora em Química, analista da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

### **Gabriela Bonassa**

Tecnóloga em Biocombustíveis e Química, doutora em Engenharia Agrícola, analista júnior do CIBiogás - Instituição de Ciência, Tecnologia e Inovação - Biogás e outras Energias Renováveis, Foz do Iguaçu, PR

### **Heloísa Campeão Rodrigues**

Engenheira de Bioprocessos e Biotecnologia, estudante de mestrado da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, PR

**João Fernando Ferri da Silva**

Engenheiro sanitaria e ambiental, estudante de doutorado da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR

**Jonatas Alves**

Biólogo, doutor em Ecologia, assessor técnico da Diretoria de Vigilância Epidemiológica da Secretaria Estadual de Saúde de Santa Catarina, Florianópolis, SC

**Marcelo Bortoli**

Engenheiro Ambiental, doutor em Engenharia Química, professor adjunto da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, PR

**Marco Antonio Ramme**

Engenheiro ambiental, responsável técnico da Ekodata Tecnologia e Saneamento Ambiental, Concórdia, SC

**Marina Celant de Prá**

Engenheira Ambiental, doutora em Engenharia Química, diretora de graduação e educação profissional da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, PR

**Rafael Favretto**

Engenheiro Sanitarista e Ambiental, mestre em Ciências Ambientais, especialista em pesquisa e desenvolvimento na Adecoagro, Ivinhema, MS

**Ricardo Luis Radis Steinmetz**

Químico Industrial, doutor em Engenharia Química, analista da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

**Rúbia Mores**

Química Industrial de Alimentos, doutora em Engenharia de Alimentos, professora da Universidade do Contestado, Concórdia, SC

**William Michelin**

Engenheiro Sanitarista e Ambiental, doutor em Engenharia Química, professor na Universidade do Contestado, Concórdia, SC

# Apresentação

O Brasil se destaca no cenário do agronegócio como um dos principais produtores e fornecedores mundiais de proteína animal, com um rebanho de aproximadamente 5 milhões de suínos, 225 milhões de bovinos e 1,6 bilhões de aves em 2021, segundo o IBGE. Estas cadeias geram um volume expressivo de resíduos, notadamente os dejetos líquidos de suínos e de bovinos de leite, o esterco de bovinos e a cama de aves, que necessitam manejo adequado de forma a garantir a sustentabilidade ambiental das unidades de produção. Este cenário é especialmente desafiador na região Sul do Brasil, caracterizado pela expansão das unidades de produção animal em confinamento em pequenas propriedades rurais.

A “RECICLAGEM COMO FERTILIZANTE” dos dejetos de animais na agricultura é a principal rota de manejo e destinação destes resíduos no Brasil e no mundo. Quando utilizados segundo critérios agronômicos, podem substituir de maneira eficiente os fertilizantes minerais, melhorando a produtividade das culturas agrícolas, contribuindo para a “QUALIDADE DO SOLO” e reduzindo custo de produção na agricultura. No entanto, se manejados inadequadamente e descartados no solo acima da capacidade de reciclagem de nutrientes nos sistemas agrícolas, podem promover “IMPACTO AMBIENTAL” significativo, seja pela emissão de gases de efeito estufa, lixiviação e escoamento superficial de nutrientes ou a contaminação do solo por patógenos. Neste cenário, o “TRATAMENTO DOS DEJETOS” visando a remoção de carbono e nutrientes podem ser imprescindíveis para se mitigar os potenciais impactos da destinação inadequada destes resíduos no ambiente.

A presente obra “GESTÃO DOS RESÍDUOS DA PRODUÇÃO ANIMAL” aborda estes temas em três volumes que reúnem os esforços mais recentes de mais de duas décadas de pesquisa, desenvolvimento e inovação de pesquisadores e professores de diferentes instituições

de ensino e pesquisa, especialmente da região Sul do Brasil. O objetivo desta série de livros é condensar informações atualizadas sobre as melhores técnicas de reciclagem e tratamento dos dejetos de animais para seu pronto uso por produtores rurais, estudantes e profissionais das áreas de agronomia e engenharia ambiental e sanitária, técnicos de órgãos ambientais e tomadores de decisão que atuam junto às cadeias de produção animal e vegetal na agropecuária brasileira.

Boa leitura!

**Rodrigo da Silveira Nicoloso**

Pesquisador da Embrapa Suínos e Aves

**Airton Kunz**

Pesquisador da Embrapa Suínos e Aves

# Prefácio

A concentração e aumento de escala dos sistemas de produção de suínos lançam novos desafios a gestão e redução do impacto ambiental da produção com vista a racionalização da demanda por recursos naturais.

Os novos desafios que se impõe sobre a produção animal requerem um olhar sistêmico ao ambiente de produção, alinhado aos Objetivos para Desenvolvimento Sustentável (ODS) e às metas da Agenda 2030 da ONU, com vistas à conversão de uma economia linear para uma economia circular.

Para contribuir e subsidiar esta discussão este livro foi organizado e editado procurando-se entender os sistemas produtivos e seus desafios no manejo e rotas tecnológicas de tratamento dos dejetos.

O conteúdo aqui disponibilizado foi organizado em nove capítulos em que se buscou abordar primeiramente a caracterização dos dejetos, seu armazenamento e depois as suas diferentes rotas de tratamento.

Nas rotas de tratamento, processos físicos, químicos e biológicos foram apresentados visando-se mostrar a sua aplicabilidade adequada ao propósito e necessidade.

O que se pretende aqui é deixar claro que cada rota de tratamento dos dejetos de suínos é adequada a uma realidade de sistema produtivo e a sua escolha deve ser feita pautada em critérios técnicos respeitando-se os limites de cada tecnologia. Estas tecnologias contribuem com o alcance das metas 6 (Água Potável e Saneamento), 7 (Energia limpa e acessível) e 12 (Consumo e Produção Responsáveis) dos ODS.

Este é o principal propósito dos autores dos diferentes capítulos deste livro, em que se buscou produzir um material que seja útil e didático aos seus leitores.

**Airton Kunz**

Pesquisador da Embrapa Suínos e Aves



# Sumário

Capítulo 1 - <b>Produção, caracterização e coleta dos dejetos</b> .....	11
André Cestonaro do Amaral, Deisi Cristina Tapparo, Marco Antonio Ramme, Eduardo Lando Bernardo, Ricardo Luis Radis Steinmetz e Airton Kunz	
Capítulo 2 - <b>Dejetos suínos: armazenamento em esterqueiras e tratamento em lagoas</b> .....	29
André Cestonaro do Amaral, Deisi Cristina Tapparo, Marco Antonio Ramme, Eduardo Lando Bernardo, Ricardo Luis Radis Steinmetz e Airton Kunz	
Capítulo 3 - <b>Tratamento físico e físico-químico</b> .....	41
Camila Ester Hollas, Heloísa Campeão Rodrigues, Alice Chiapetti Bolsan, Bruno Venturin, Gabriela Bonassa, Deisi Cristina Táparro, Marcelo Bortoli e Airton Kunz	
Capítulo 4 - <b>Digestão anaeróbia de efluentes da suinocultura</b> .....	61
Deisi Cristina Tapparo, João Fernando Ferri da Silva, Rafael Favretto, André Cestonaro do Amaral, Camila Ester Hollas, Bruno Venturin, Ricardo Luís Radis Steinmetz e Airton Kunz	
Capítulo 5 - <b>Remoção e recuperação de nitrogênio</b> .....	81
Gabriela Bonassa, Deisi Cristina Tapparo, Alice Chiapetti Bolsan, Heloisa Campeão Rodrigues, Camila Ester Hollas, Bruno Venturin, Fabiane Goldschmidt Antes, Marina Celant de Prá, Marcelo Bortoli e Airton Kunz	
Capítulo 6 - <b>Remoção e recuperação de fósforo</b> .....	111
Fabiane Goldschmidt Antes, Gabriela Bonassa, Dalila Cristina Gomes, Rúbia Mores e Airton Kunz	

Capítulo 7 - <b>Processos compactos de tratamento (Sistrates®)</b> .....	139
Daniela Cândido, Marcelo Bortoli e Airton Kunz	
Capítulo 8 - <b>Reúso de águas residuárias da suinocultura</b> .....	159
Bruno Venturin, Heloísa Campeão Rodrigues, Alice Chiapetti Bolsan, Camila Ester Hollas, Deisi Cristina Tápparo, Gabriela Bonassa, Fabiane Goldschmidt Antes, Marcelo Bortoli, Alexandre Matthiensen e Airton Kunz	
Capítulo 9 - <b>Ficorremediação de efluentes da suinocultura</b> .....	181
Alexandre Matthiensen, Jonatas Alves e William Michelon	

## CAPÍTULO 1

---

# **Produção, caracterização e coleta dos dejetos**

*André Cestonaro do Amaral, Deisi Cristina Tapparo,  
Marco Antonio Ramme, Eduardo Lando Bernardo,  
Ricardo Luis Radis Steinmetz e Airton Kunz*

## **Introdução**

A suinocultura é muito diversificada em termos estruturais. Ela divide-se, basicamente, em operações ou sistemas agroindustriais de grande escala, tradicionais de pequena escala, rurais e familiares (FAO, 2018). A produção industrial é a tendência mais significativa no cenário da suinocultura atual e unifica a intensificação, aumento de escala e concentração geográfica da produção animal (FAO, 2010).

O sistema agroindustrial de suínos é entendido como um conjunto de atividades produtivas integradas e interdependentes. Ele assume diversas formas organizacionais, podendo ser constituído de pequenos produtores independentes, empresas regionais ou complexos produtivos integrados verticalmente (Guimarães *et al.*, 2017).

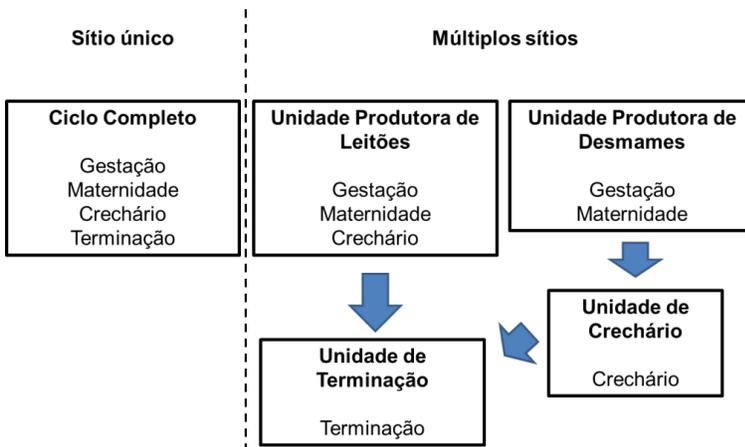
O conceito de "sistema" na suinocultura ajuda a entender a maneira como se organiza a produção animal. Os sistemas de produção de suínos podem ser classificados como Ciclo Completo em um único sítio (CC) ou produção distribuída em diversas unidades. A segregação da produção de suínos em diferentes sítios aumentou de importância

no Brasil, pois possibilita a existência de unidades especializadas em determinadas fases da produção. Exemplos são a Unidade Produtora de desmamados (UPD), Unidade Produtora de Leitões (UPL), Unidade de Crechário (UC) e Unidade de Terminação (UT) (Miele; Miranda, 2013).

A produção de suínos pode ser separada em quatro fases:

- 1. Gestação:** fêmeas reprodutoras secas e durante o período de gestação.
- 2. Maternidade:** fêmeas em lactação e suínos recém-nascidos até o desmame, com aproximadamente 7 kg.
- 3. Crechário:** suínos imediatamente após o desmame até completarem de 23 a 25 kg.
- 4. Terminação:** após a fase de creche até atingirem o peso necessário para o abate, aproximadamente de 90 a 120 kg (Manual..., 2011).

Esses valores de peso apresentados são médios, podendo haver alterações em função das estratégias comerciais de cada empresa. A relação entre as unidades estratificadas e a etapa de crescimento do suíno é apresentada na Figura 1.



**Figura 1.** Sistemas de produção de suínos adotados no Brasil, etapas de produção e unidades estratificadas.

Fonte: Adaptado de Miele; Miranda (2013).

A evolução rápida e constante de novas tecnologias e ferramentas de gestão tornou a suinocultura uma atividade muito dinâmica (Zanella, 2017), o que favoreceu a preponderância da produção integrada sobre a independente ao longo do tempo em grande parte do mundo (Guimarães *et al.*, 2017).

A produção de leitões e os estágios de crescimento e terminação possuem indicadores de performance de produção baseados no sistema agroindustrial (Tabela 1).

**Tabela 1.** Indicadores de performance técnica do sistema de produção de suínos na região Sul do Brasil.

Produção de leitões	Característica	Crescimento/terminação	Característica
Leitões desmamado	25 matriz <sup>1</sup> .ano <sup>-1</sup>	Mortalidade	2,50%
Quantidade de ração	1.050 kg ano <sup>-1</sup>	Idade de abate	171 dias
Tempo de gestação	114 dias	Peso de abate	125 kg
Tempo não produtivo	7 dias	Produção de carcaça	73,90%
Tempo de lactação	21 dias	Conversão alimentar	2,51 kg
Tempo de produtividade	2,5 anos	-	-
Conversão alimentar	1,54 kg	-	-

Fonte: Adaptado de Cherubini *et al.* (2014).

Diante de tantas possibilidades e variações na forma de produzir os suínos, é fundamental conhecer as características peculiares do dejetos produzido em cada etapa do crescimento animal.

## Produção de dejetos

Os dejetos da suinocultura são potencialmente poluentes, pois apresentam altas concentrações de matéria orgânica, nutrientes e metais. A disposição inadequada deste resíduo pode gerar grandes problemas ambientais, em virtude da elevada geração de efluentes, que, na maioria dos casos, são aplicados no solo (Steinmetz *et al.*, 2009).

Os efluentes suínicos são constituídos por urina, fezes, desperdícios de água, restos de ração, resíduos de drogas antibióticas e microrganismos patogênicos. Considerando essas características, recomenda-se que esse material seja adequadamente gerenciado antes da aplicação no solo (Viancelli *et al.*, 2012; Salazar; Charlon; Palhares, 2019). No Brasil, a regulamentação da disposição final de efluentes via lançamento em corpos hídricos ocorre em esfera federal (Brasil, 2011). A regulamentação que rege a deposição em solo é mais flexível, tendo grande diversidade regional. Em Santa Catarina, a aplicação do dejetos suíno em solo segue normatização do Instituto de Meio Ambiente (IMA), em obediência à Instrução Normativa nº 11, atualizada em 2021. A quantidade de dejetos a ser aplicada no solo dependerá do pH, relação C/N, matéria orgânica total, carbono total e nutrientes (N, P, K), bem como da existência ou não de sistemas de tratamento, das características do solo e culturas a serem plantadas.

A prática adotada por aproximadamente 80% da suinocultura brasileira tem sido a armazenagem dos efluentes líquidos em lagoas ou tanques abertos. Apesar de representarem uma opção de baixo custo para os produtores, as recomendações agrônômicas para esta prática devem ser respeitadas em relação aos nutrientes e ao tempo de armazenamento para estabilização da matéria orgânica e inativação de patógenos. Além disso, o dejetos é degradado durante o armazenamento, o que pode gerar a liberação de gases responsáveis por odores indesejáveis. A geração de odores pode aumentar no verão, pois temperaturas mais altas favorecem a atividade biológica e a volatilização de gases (Kunz *et al.*, 2005). Os 20% restantes utilizam biodigestores com queimadores para biogás. Em ambos os casos, têm-se a posterior aplicação do dejetos como fertilizante vegetal e condicionador do solo (Cherubini *et al.*, 2014). Em regiões em que a geração de efluentes supera a capacidade de suporte do solo e/ou as recomendações dos órgãos de fiscalização ambiental, alternativas de tratamento ou exportação de nutrientes precisam ser adotadas (Vivan *et al.*, 2010; Candido *et al.*, 2022).

## Produção de efluentes da suinocultura

O volume de efluentes (Tabela 2) nas diferentes etapas da criação dos suínos está diretamente vinculada ao manejo de água nas instalações. Segundo Perdomo, Oliveira e Kunz (2003), aproximadamente 17,3% da geração de efluentes líquidos dos sistemas produtivos podem ser evitadas com mínima manutenção dos sistemas de distribuição de água das instalações. O estágio de crescimento em que o animal se encontra e o tipo de bebedouro utilizado estão relacionados com o desperdício de água nas instalações e, conseqüentemente, com a diluição dos efluentes gerados (Tavares *et al.*, 2014).

**Tabela 2.** Quantidade de água consumida e dejetos gerados por animal por fase de produção em sistemas especializados.

Sistema de produção de suínos	Consumo de água (L.animal <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	Volume de dejetos (L.animal <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )
Ciclo completo	92,00	50,6
Unidade produtora de leitões	26,5	15,6
Unidade produtora de desmames	19,3	11,4
Unidade de crechário	2,7	1,6
Unidade de terminação	8,3	4,5
<i>Wean-to-finish single stock</i>	6,9	3,7
<i>Wean-to-finish double stock</i>	3,8	2,1
Machos	10	6,5

Fonte: Adaptado de IN 11 (2021) - Anexo 7.

Além da preocupação com a quantidade efluente e concentração de poluentes, constata-se que uma fração significativa das emissões de gases de efeito estufa (GEE) é oriunda das atividades agropecuárias. Estas atividades são responsáveis por 37% das emissões antropogênicas de metano e 65% das emissões antropogênicas N<sub>2</sub>O, sendo 30% das emissões de GEE atribuídas ao gerenciamento incorreto dos efluentes (Riaño; Garcia-Gonzales, 2014). A geração e emissão de GEE por suínos está relacionada ao confinamento dos animais, armazenagem de efluentes, tratamento de efluentes e aplicação no solo.

O Brasil se comprometeu com metas para mitigação das emissões antropogênicas de GEE e umas das principais estratégias é a atuação sobre as emissões em todo o setor pecuário (A Política..., 2020). Na suinocultura brasileira, a principal tecnologia utilizada visando a mitigação das emissões de GEE é a digestão anaeróbia (Miele; Miranda, 2013), a qual reduz emissões de metano e óxido nitroso provenientes da armazenagem inadequada e utilização de efluentes não estabilizados na adubação do solo.

## **Caracterização**

Os dejetos suínos são constituídos por fezes, urina, água desperdiçada pelos bebedouros e de higienização, resíduos de ração, pêlos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo de produção. A constituição inorgânica e orgânica dos dejetos é muito variável, sendo dependente de três fatores principais: da dieta ofertada aos animais, do aproveitamento dos nutrientes pelo sistema digestivo e da quantidade de água usada na granja. Porém, de maneira geral, os dejetos de suínos apresentam elevada demanda bioquímica de oxigênio, sólidos em suspensão e nutrientes.

Para facilitar a caracterização, Nicoloso e Oliveira (2016) apresentaram os resultados de nitrogênio, fósforo e potássio em função da excreção por animal (Tabela 3). Essa metodologia auxilia no dimensionamento de sistemas de armazenagem e também no cálculo para uso agrônômico.

Devido à concentração de nutrientes nos dejetos, eles precisam ser corretamente manejados para que problemas ambientais sejam evitados. Elevadas concentrações de nitrogênio podem ter graves implicações sobre os corpos d'água. Um exemplo dessas implicações é influenciar fortemente na dinâmica do oxigênio dissolvido em lagos e rios, uma vez que para oxidar 1 mg de  $\text{NH}_3$  são necessários 4,6 mg de  $\text{O}_2$  (Bortoli; Prá; Kunz, 2019).

**Tabela 3.** Excreção de nutrientes de acordo com o sistema de produção de suínos.

Sistema de produção de suínos	Excreção de nutriente ( kg.animal <sup>-1</sup> .ano <sup>-1</sup> )		
	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Ciclo completo	88,10	47,10	44,80
Unidade produtora de leitões	20,30	12,00	10,90
Unidade produtora de desmames	15,30	9,5	7,4
Unidade de crechário	1,60	0,80	1,10
Unidade de terminação	8,10	4,20	4,00
<i>Wean-to-finish single stock</i>	6,60	3,40	3,40
<i>Wean-to-finish double stock</i>	3,50	1,80	1,90

N - Nitrogênio, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> - Pentóxido de Fósforo; K<sub>2</sub>O - Óxido de Potássio.

Fonte: Adaptado de Nicoloso e Oliveira (2016) e IMA (2022) – Anexo 8.

Para sistemas de tratamento que envolvem a digestão anaeróbia e compostagem, conhecer fatores como a série de sólidos, alcalinidade e pH são bastante importantes (Amaral; Steinmetz; Kunz, 2019). Esses fatores podem sofrer grandes variações entre os sistemas produtivos, tempo de armazenamento em calhas e diluição (uso adequado da água). Diesel, Miranda e Perdomo (2002) observaram grandes variações na composição físico química dos dejetos (Tabela 4), evidenciando a relação com o sistema de manejo adotado e, principalmente, a quantidade de água utilizada (diluição do dejetos).

**Tabela 4.** Composição físico-química média dos dejetos suínos obtida na unidade de tratamento de dejetos suínos da Embrapa.

Variável	Mínimo (g.L <sup>-1</sup> )	Máximo (g.L <sup>-1</sup> )	Média (g.L <sup>-1</sup> )
DQO	11,53	38,45	25,54
Sólidos totais	12,69	49,43	23,40
Sólidos voláteis	8,42	39,02	16,39
Sólidos fixos	4,27	10,41	6,01
Nitrogênio total	1,66	3,71	2,37
Fósforo total	0,32	1,18	0,58
Potássio total	0,26	1,14	0,54

DQO: Demanda química de oxigênio.

Fonte: Adaptado de Diesel et al., 2002.

Mito *et al.* (2018) apresentaram uma relação entre as concentrações de sólidos voláteis encontradas na literatura para dejetos suíno, com valores entre 16,38 e 104,28 g<sub>sv</sub>.L<sup>-1</sup>. Essa grande amplitude nos dados reforça dois pontos:

- Diferença entre os sistemas produtivos de suínos.
- Necessidade de grande cuidado para a amostragem desses dejetos.

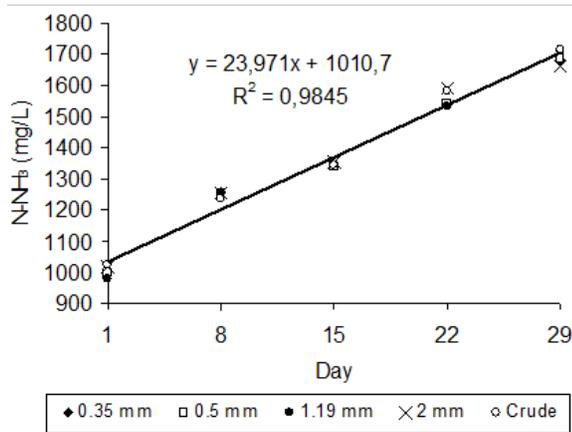
## **Coleta e armazenamento dos dejetos**

### **Coleta de dejetos nas instalações**

Para coleta dos dejetos dentro das instalações das granjas, há alguns arranjos bem estabelecidos pelo setor produtivo, como: utilização de fosso, calhas ou lâminas d'água. Esses sistemas permitem o acúmulo dos efluentes dentro das instalações até o envio para o sistema de tratamento.

O tempo que o dejetos fica dentro das instalações (fosso, calha ou lâminas d'água) deve ser o mínimo possível. Kunz *et al.* (2009) observaram que existe uma relação linear entre a idade do dejetos e o aumento da concentração de amônia (Figura 2). Isso indica que, quanto mais tempo o dejetos fica dentro das instalações, maior será a concentração de amônia no ar, podendo prejudicar a saúde e o bem-estar dos suínos.

A idade do dejetos também dificulta o seu tratamento. Dejetos mais velhos, além de apresentarem maiores concentrações de amônia, apresentam menor eficiência em sistemas de separação de sólidos. Hollas *et al.* (2021) indicam que a separação de sólidos deve ser feita em até cinco dias para alcançar resultado satisfatório. Durante o período de armazenagem, ocorre a degradação de parte da matéria orgânica, diminuindo também o potencial de produção de biogás.



**Figura 2.** Efeito da idade do dejetos na concentração de amônia.

Fonte: Adaptado de Kunz *et al.* (2009).

## Condução do dejetos

Os sistemas condutores para dejetos suínos são utilizados para interligar a granja aos módulos de armazenamento ou tratamento. O sistema preferencialmente deverá ser composto por caixas de passagem e inspeção (CPIs) e tubulação de condução. A utilização de CPIs é fundamental para a “saúde do sistema”, pois permite resolver de maneira mais fácil problemas relacionados à condução de sólidos e à formação de estruvita.

As linhas de dejetos (condutores) devem ser intercaladas com caixas de passagem e inspeção nas mudanças de direção, quando houver interligação com outro coletor e ainda a cada trecho de 50 metros nos percursos retilíneos. A declividade mínima em cada trecho das tubulações condutoras de dejetos líquidos será de 2,0%.

As CPIs devem ser construídas em alvenaria com tijolo comum maciço, revestidas internamente e externamente com argamassa de cimento e areia com traço 1:3 e receber duas demãos de camada impermeabilizante de alta espessura e com alta resistência a sulfatos. Elas devem também ser cobertas. A impermeabilização e cobertura impedem a entrada de água da chuva, o que é bastante positivo para a qualidade do dejetos.

## **Armazenamento**

O armazenamento do dejetos fora das instalações deve seguir as exigências do órgão ambiental responsável. Minimamente, sugere-se o uso de lagoas impermeabilizadas e ou biodigestores. Os detalhes sobre o sistema de armazenamento serão discutidos no Capítulo 2.

## **Amostragem de dejetos para análises físico químicas**

A realização de procedimentos adequados para coleta dos dejetos é fundamental para o sucesso das análises laboratoriais. Devido às características dos dejetos e dos sistemas produtivos, podem ocorrer diversos fatores que dificultam a amostragem adequada. Por isso, serão abordados os principais aspectos para garantir a qualidade da amostragem (Kunz; Palhares, 2004).

## **Canaleta de dejetos**

As canaletas utilizadas para disposição dos dejetos de suínos podem ser internas ou externas. Independentemente do tipo, é fundamental que o conteúdo destas seja homogeneizado antes da realização da coleta. Caso contrário, a amostra obtida não refletirá a realidade. Para a homogeneização pode-se utilizar uma pá ou enxada.

Nas canaletas do tipo internas deve-se, em cada baía que compõe o galpão, realizar uma coleta, destacando que as amostras das diferentes baias devem ter o mesmo volume. As várias sub-amostras serão colocadas em um mesmo recipiente e, após uma homogeneização do conteúdo, deve-se retirar a amostra representativa para análise.

Quando as canaletas forem externas, estas devem ser divididas em cinco pontos, sendo que em cada um destes será coletada uma subamostra. Estas subamostras serão colocadas em um mesmo recipiente e, após homogeneizado o conteúdo, será retirada uma amostra representativa para análise.

A amostragem em canaletas não deve ser feita quando o dejetos estiver sendo descarregado de maneira contínua (por transbordo), pois isto implica em uma amostra inadequada ou pouco representativa com uma concentração de sólidos maior do que a real. Nessa situação, deve-se realizar a limpeza das instalações e aguardar um período de cinco a sete dias para realizar a coleta a partir do dejetos acumulado nesse período.

A amostragem nas canaletas pode fornecer subsídios para entender erros de manejo dentro da instalação, como o uso abusivo de água na lavagem, presença de vazamentos no sistema hidráulico e bebedouros com defeito. Esses problemas irão influenciar na diluição dos dejetos, refletindo em baixas concentrações de matéria seca.

## Esterqueiras

Quando se trata de amostragem em esterqueiras e bioesterqueiras, primeiramente, deve-se levar em consideração o seu tamanho. O grau de dificuldade para amostragem representativa está diretamente relacionado a sua área e profundidade.

A coleta de uma amostra de dejetos armazenado na esterqueira ou bioesterqueira deverá se dar no momento em que estes sistemas são esvaziados (através de motobomba ou trator). Considerando os diferentes equipamentos utilizados no esvaziamento destes sistemas, a obtenção de uma amostra deve se dar da seguinte forma:

- 1. Coleta no tanque de transporte de dejetos:** esta coleta será realizada no momento do enchimento do tanque de transporte, independentemente do tipo deste (com caminhão tanque ou tanque tracionado por trator agrícola). Nos tanques deverão ser adaptados registros de acionamento rápido para coleta de amostras. A coleta se dará na seguinte sequência: coleta de três amostras simples, espaçadas em cinco minutos, durante o enchimento; cada amostra deve ser disposta em um mesmo balde, sendo que o volume de cada uma destas deve ser de 500 mL; homogeneização das três amostras coletadas; coleta de uma amostra do balde para realização das análises.

**2. Coleta quando utiliza-se moto-bomba ou bomba acionada pela tomada de força do trator:** quando a coleta for realizada nestes equipamentos, deve-se adaptar na tubulação de sucção ou recalque um registro de acionamento rápido. A coleta se dará na seguinte sequência: coleta de três sub-amostras simples, espaçadas em cinco minutos, durante o tempo de acionamento do equipamento; cada amostra deve ser disposta em um mesmo balde, sendo que o volume de cada uma destas deve ser de 500 mL; homogeneização das três subamostras coletadas; coleta de uma amostra do balde para realização das análises.

## **Biodigestor**

Os biodigestores podem ser alimentados e operarem de maneira contínua ou semicontínua, sendo o sistema mais comum em granjas suinícolas o semicontínuo. Para que se faça uma correta amostragem dos dejetos que irão alimentar o biodigestor, é aconselhável que se tenha uma caixa para equalização/homogeneização do dejetos. Este dispositivo, além de facilitar a coleta, proporciona maior representatividade à amostra. No entanto, na maior parte dos casos, esta caixa não é parte integrante dos biodigestores instalados em nosso país.

Para os biodigestores operados em regime semicontínuo (ex.: comportas que são abertas e descarregam o dejetos de uma só vez), a coleta da amostra pode ser feita nas canaletas, conforme procedimento já descrito para esterqueiras, ou utilizando-se um ponto para coleta na entrada do biodigestor. Neste caso, deve-se observar primeiramente o tempo necessário para o esvaziamento das canaletas (repetir este procedimento durante alguns dias de tal forma que se consiga otimizar o tempo).

Caso o biodigestor possua sistema de agitação, é recomendável que esse seja acionado ao menos 15 minutos antes da coleta ser realizada, garantindo maior homogeneização do digestato.

## Cuidados com a amostra

Algumas análises não são passíveis de serem realizadas a campo, devendo a amostra ser encaminhada para um laboratório. Para uma correta preservação e transporte da amostra, certos procedimentos e cuidados devem ser tomados para que esta não perca suas características originais. São eles:

- O frasco para coleta deve estar limpo e sofrer tríplice lavagem com a própria amostra a ser coletada. A amostra deve ser colocada no frasco de forma a completá-lo (isto evita a perda de gases). Em seguida, o frasco deve ser bem fechado e rotulado com informações claras de sua origem, local, data da coleta e pessoa que coletou.
- No traslado do local de coleta ao laboratório, o frasco não deve ficar exposto ao sol. Quando este intervalo for superior a quatro horas, a amostra deve ser mantida sob refrigeração para evitar sua degradação.
- As condições em que se deu a coleta é um conhecimento importante para posteriormente se fazer a interpretação dos resultados. Estas devem ser informadas por quem realizou a coleta, através de um protocolo de amostragem contendo observações sobre o sistema a ser amostrado. A descrição das condições meteorológicas também é desejável para auxiliar na interpretação dos resultados da análise.

## Conclusão

A composição do dejetos suíno é resultado de vários fatores, como sistema produtivo, gerenciamento nutricional, boas práticas de produção e gestão adequada da água. Sua caracterização depende diretamente do sistema de amostragem realizada, onde deve-se priorizar pelo menor tempo possível dentro das instalações.

Os procedimentos de amostragem recomendados são simples de serem realizados por produtores e técnicos, devendo ser seguidos a fim de se obter amostras confiáveis. Assim, os resultados obtidos poderão ser tidos como referenciais para a implantação de um plano de manejo de dejetos.

Um bom plano de manejo de dejetos se inicia com a obtenção do conhecimento da realidade da granja e seus resíduos. Se este for bem fundamentado, a resolução dos problemas ambientais será duradoura e viável para as diversas realidades produtivas.

## Referências

AMARAL, A. C.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. O processo de biodigestão. *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. p. 15-28.

A POLÍTICA Nacional de Mudança do Clima em 2020: estado de metas, mercados e governança assumidos na Lei 12.187/2009. Rio de Janeiro: Instituto Talanoa, 2020.

BORTOLI, M.; PRÁ, M. C.; KUNZ, A. Tratamento do digestato: Remoção de Nitrogênio. *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. p. 129-182.

BRASIL. **Resolução N° 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, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília, 16 mai. 2011.

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, p. 113825.

CHERUBINI, E. *et al.* Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 87, jan. 2014, p. 68-77.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. **Bipers**: Boletim Informativo de Pesquisa - Embrapa Suínos e Aves e Extensão - EMATER/RS, ano. 10, n. 14, ago. 2002.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATIONS OF THE UNITED NATIONS – FAO. **Environmental performance of pig supply chains**: guidelines for assessment (version 1). Roma: FAO, 2018. 172 p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATIONS OF THE UNITED NATIONS – FAO. Tendências no setor pecuário. *In*: **SITUAÇÃO mundial dos recursos genéticos animais para agricultura e alimentação**. Tradução: EMBRAPA. Comissão De Recursos Genéticos Para Agricultura e Alimentação. Brasília, DF: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 2010. p. 20-23. Tradução de: The State of the World's Animal Genetic Resources for Food and Agriculture – in brief.

GUIMARÃES, D. *et al.* Suinocultura: estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio do BNDES. **BNDES Setorial**, Rio de Janeiro, n. 45, p. 85-136, mar. 2017.

HOLLAS, C. E. *et al.* Effects of swine manure storage time on solid-liquid separation and biogas production: A life-cycle assessment approach. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 150, oct. 2021.

IMA - Instituto do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina. Instrução Normativa 11: Suinocultura. 2022. Disponível em: <<https://in.ima.sc.gov.br/>>. Acesso em: 27 fev. 2024.

KUNZ, A. *et al.* Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 5, p. 1815-1818, mar. 2009.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência e Tecnologia – CC&T**, v. 22, n. 3, p. 651-665, set/dez. 2005.

KUNZ, A.; PALHARES, J. C. P. **A importância do correto procedimento de amostragem para avaliação das características dos dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. (Comunicados Técnico, 362).

MANUAL brasileiro de boas práticas agropecuárias na produção de suínos. Brasília, DF: ABCS, MAPA, Concórdia: Embrapa suínos e aves, 2011.

MIELE, M.; MIRANDA, C. R. O desenvolvimento da indústria brasileira de carnes e as opções estratégicas dos pequenos produtores de suínos do Oeste catarinense no início do Século XXI. *In*: NAVARRO, Z. e KANADANI, S. C. (Org.). **A pequena produção rural e as tendências do desenvolvimento agrário brasileiro**: Ganhar tempo é possível? Brasília: Centro de Gestão e Estudos Estratégicos - CGEE, 2013. p. 203-231.

MITO, J. Y. de L. *et al.* **Metodologia para estimar o potencial de biogás e biometano a partir de plantéis suínos e bovinos no Brasil**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2018. 52 p.

NICOLOSO, R. S.; OLIVEIRA, P. A. V. Modelo de gestão e licenciamento ambiental para a suinocultura brasileira. *In*: PALHARES, J. C. P. (Org.). **Produção animal e recursos hídricos**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudoeste, 2016. v. 1. p. 97-104.

PERDOMO, C. C.; OLIVEIRA, P. A. V.; KUNZ, A. **Metodologia sugerida para estimar o volume e a carga de poluentes gerados em uma granja de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 332).

RIAÑO, B.; GARCIA-GONZALES, M. C. Greenhouse gas emissions of an on-farm swine manure treatment plant – comparison with conventional storage in anaerobic tanks. **Journal of Cleaner Production**, v. 103, sep. 2014, p. 542-548.

SALAZAR, F.; CHARLON, V.; PALHARES, J. C. P. P. (Org.). **Glossário de termos associados ao manejo de resíduos da produção animal**. Concórdia: Sbera, 2019.

STEINMETZ, R.L.R. *et al.* Study of metal distribution in raw and screened swine manure. **Clean-Journal**, v. 37, n. 3, p. 239-244, 2009.

TAVARES, J. M. R. *et al.* The water disappearance and manure production at commercial growing-finishing pig farms. **Livestock Science**. v. 169, p. 146-154, nov. 2014.

VIANCELLI, A. *et al.* Culturing and molecular methods to assess the infectivity of porcine circovirus from treated effluent of swine manure. **Research in Veterinary Science**. v. 93, n. 3, p. 1520-1524, dec. 2012.

VIVAN, M. *et al.* Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 3, p. 320-325, 2010.

ZANELLA, J. R. C. Pork production chain: importance and challenges faced. *In*: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE EPIDEMIOLOGY AND CONTROL OF BIOLOGICAL, CHEMICAL AND PHYSICAL HAZARDS IN PIGS AND PORK – SAFE PORK, 12., 2017, Foz do Iguaçu. **Proceedings [...]** Iowa: Iowa State University, 2017. 5 p.



## CAPÍTULO 2

---

# Dejetos suínos: armazenamento em esterqueiras e tratamento em lagoas

*André Cestonaro do Amaral, Deisi Cristina Tapparo,  
Marco Antonio Ramme, Eduardo Lando Bernardo,  
Ricardo Luis Radis Steinmetz e Airtton Kunz*

### Introdução

Após coletado, o dejetos suíno necessita ser estabilizado, para posterior aproveitamento do potencial fertilizante, ou tratado, para atingir padrões de lançamento em corpos hídricos. A estabilização pode ocorrer em lagoas sequenciais ou biodigestores, ou ainda pode ser armazenada em esterqueiras para posterior uso. Quando os biodigestores são construídos e operados dentro de critérios técnicos, o efluente estabilizado (digestato) tem baixa carga orgânica, mas alta concentração de nutrientes, podendo então ser reciclado como fertilizante na agricultura.

O sistema de estabilização por esterqueiras ou tratamento em lagoas tem como vantagens o fato de ser de baixo custo, simples e de fácil operação. Além disso, os sistemas de lagoas de estabilização apresentam satisfatória remoção de DBO e nutrientes. Como desvantagem, tem-se o fato de necessitar de grande área para instalação e possibilidade de proliferação de odores desagradáveis.

O dejetos armazenado em esterqueiras ou o efluente final (após lagoa de maturação) pode ser utilizado como biofertilizante. No entanto, é imprescindível seguir as recomendações agrônômicas para o seu uso.

## **Esterqueiras**

As esterqueiras constituem-se em depósitos que têm por objetivo principal a armazenagem dos dejetos líquidos provenientes de sistemas de produção de suínos. São estruturas que permitem a estabilização dos dejetos após serem retirados das instalações. As esterqueiras podem ser utilizadas quando o produtor possui área suficiente (própria ou de terceiros) para aplicação do dejetos no solo, seguindo os critérios específicos das legislações ambientais.

Por operarem em regime de fluxo pistonado, é recomendado sempre que se tenha duas esterqueiras em paralelo em cada propriedade, permitindo assim estratégias de manejo e possibilitando manutenção quando necessário. Isso demanda uma estrutura com capacidade suficiente para armazenar o digestato até que o mesmo possa ser aplicado em área agrícola, caso seja destinado à reciclagem como biofertilizante. O tempo mínimo de armazenamento em cada esterqueira é superior a 40 dias, computados após o seu enchimento completo. Desta maneira, a capacidade total do sistema de armazenamento não deve ser inferior a 80 dias. Em sistema de armazenamento de dejetos tratados por biodigestão (lagoa anaeróbia de armazenamento de digestato), pode-se utilizar apenas uma lagoa de armazenamento de digestato com capacidade de armazenamento total ou tempo de retenção hidráulico nunca inferior a 40 dias.

Outro ponto relevante é a possibilidade de cobertura das esterqueiras. Essa ação diminui a entrada de água da chuva, aumentando o potencial de estocagem dos dejetos e diminuindo a diluição dos mesmos.

As esterqueiras podem ser subdivididas conforme os materiais construtivos utilizados, variando entre as regiões do Brasil. Os mais comuns são alvenaria ou geomembrana (PVC ou PEAD).

## Materiais construtivos

### Estruturas em alvenaria

As esterqueiras em alvenaria são recomendadas em situações onde o terreno apresenta pedregosidade, cascalho, laje ou lençol freático superficial. Elas podem ser construídas em formato retangular, quadrado ou circular (Figura 1).



Foto: Paulo Armando Victória de Oliveira

**Figura 1.** Esterqueira construída em alvenaria em formato circular.

Para evitar infiltrações, as esterqueiras devem ter um sistema de drenagem, principalmente em terreno onde o lençol freático for superficial (Dartora; Tumelero; Perdomo, 1998). Devem ser revestidas internamente e externamente com argamassa de cimento e areia com traço 1:3 e com duas demãos de camada impermeabilizante de alta espessura.

### Estruturas em geomembrana

As esterqueiras podem ser escavadas no solo, sendo revestidas com geomembrana em PVC ou PEAD 0,8 mm ou superior. A inclinação do talude deve respeitar indicações de engenharia, mas geralmente é fixada em ângulos próximos a 45° (usualmente entre 30° e 60°). No entorno da esterqueira tem-se a vala de ancoragem. Essa deverá ter seção transversal mínima de 0,50 x 0,50 m, com no mínimo 0,50 m (e até 1 m) de distância das laterais da vala dos tanques (Figura 2).

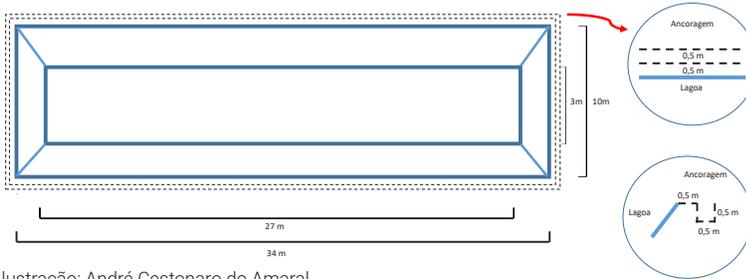


Ilustração: André Cestonaro do Amaral

**Figura 2.** Vista superior de modelo de lagoa escavada, revestida com geomembrana, com talude a 45° e volume de 700 m<sup>3</sup> com detalhes de ancoragem da geomembrana.

Nos cantos, essas estruturas podem ser curvas (arredondadas) para possibilitar melhor concordância, evitando-se depósitos de água e ondulações na geomembrana. Há também alguns projetos que optam por vigas de concreto para ancoragem das esterqueiras e lagoas.

Recomenda-se também a instalação de tubos e caixas de limpeza em esterqueiras. Os tubos permitem um acesso mais fácil ao lodo da esterqueira e também protegem a geomembrana durante a remoção de biofertilizante por equipamentos a esta função dedicados (Figura 3). Observa-se na Figura 3 que o tubo de limpeza passa abaixo da vala de ancoragem, evitando assim problemas estruturais.

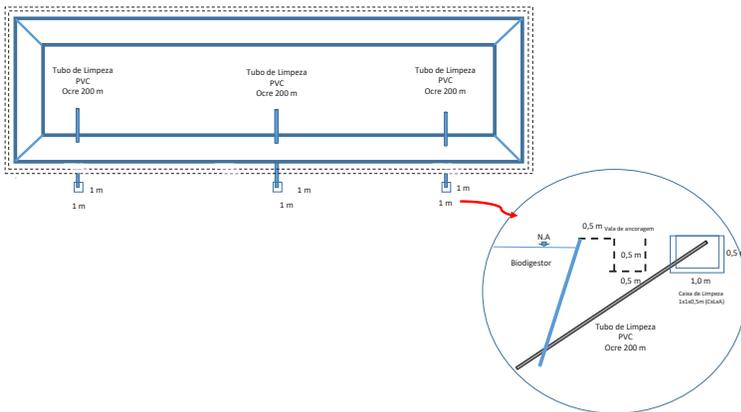


Ilustração: André Cestonaro do Amaral

**Figura 3.** Vista superior de modelo de esterqueira com tubulação e caixa de limpeza.

## Dimensionamento do sistema de armazenamento de dejetos

O correto dimensionamento é fundamental para que consigamos evitar os riscos ambientais desta prática, armazenando os dejetos pelo tempo suficiente para sua estabilização antes do uso agrícola (IMA, 2022).

Para o dimensionamento do volume dos sistemas de armazenagem de dejetos devem ser usadas as seguintes equações:

$$V_{total} = V_{\acute{u}til} + V_{seguran\c{c}a} \quad \text{Equa\c{c}\~{a}o 1}$$

Onde:

$V_{total}$  = Volume total (m<sup>3</sup>)

$V_{\acute{u}til}$  = Volume de enchimento por dejetos e excedente de precipita\c{c}\~{a}o durante o per\~{i}odo de armazenagem, considerando dimens\~{o}es projetadas para o sistema (m<sup>3</sup>)

$V_{seguran\c{c}a}$  = volume de seguran\c{c}a referente a borda livre m\~{i}nima de 0,25 m (m<sup>3</sup>) para evitar transbordamento

Para defini\c{c}\~{a}o do volume \acute{u}til em projetos com esterqueiras e lagoas abertas pode-se utilizar a equa\c{c}\~{a}o abaixo:

$$V_{\acute{u}til} = V_{eflu} + V_{balPE} \quad \text{Equa\c{c}\~{a}o 2}$$

Onde:

$V_{eflu}$  = Volume estimado de dejetos gerado na granja durante intervalo entre remo\c{c}\~{o}es do efluente (m<sup>3</sup>)

$V_{balPE}$  = Volume de seguran\c{c}a estimado pelo balan\c{c}o de precipita\c{c}\~{a}o nos quatro meses cr\~{i}ticos (m<sup>3</sup>)

$$V_{eflu} = V_{dan} \times \frac{Na}{365} \times Int \quad \text{Equa\c{c}\~{a}o 3}$$

Onde:

$V_{dan}$  = produ\c{c}\~{a}o anual de dejetos por animal alojado (capacidade m\~{a}xima) e tipo de granja conforme Tabela 2 do Cap\~{i}tulo 1 deste livro (m<sup>3</sup>)

**Na** = capacidade de alojamento (número de animais por tipo de granja)

**Int** = maior intervalo entre remoções de efluente para disposição em áreas agrícolas, refere-se ao tempo de retenção hidráulica (dias)

$$V_{balPE} = Bal_{PE} \times Abs \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

**Bal<sub>PE</sub>** = Balanço entre a precipitação média mensal e a evaporação potencial mensal da série histórica registrada na estação meteorológica, dos quatro meses sequenciais mais críticos do ano, mais próxima do local do projeto. Caso a esterqueira ou lagoa possuir cobertura que impeça a entrada de água da chuva, considerar Bal<sub>PE</sub>=0

**Abs** = área da borda superior das esterqueiras (m<sup>2</sup>)

Quando se utiliza o biodigestor (tratamento) para estabilização da matéria orgânica do resíduo, o tempo de retenção hidráulica deste e a capacidade volumétrica dos biodigestores não pode ser contabilizada como tempo de armazenagem de digestato para uso agrícola como biofertilizante.

As estruturas de armazenamento de digestato, única ou não, devem ser sempre dimensionadas de modo a atender à demanda de armazenamento requerida em função do calendário de uso dos dejetos como fertilizantes nas áreas agrícolas licenciadas para tanto, não sendo nunca inferior a 40 dias.

## Lagoas de estabilização

Uma opção de maior eficiência na estabilização de dejetos suínos em relação às esterqueiras é o sistema de lagoas. Os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se em uma forma simples para o tratamento de dejetos de suínos e vêm sendo estudados como alternativas de baixo custo e que não requerem maiores cuidados operacionais (Vivan *et al.*, 2010) Figura 4).



Foto: André Cestonaro do Amaral

**Figura 4.** Sistema de lagoas em série para estabilização e tratamento de dejetos suíno.

Há diversas variantes dos sistemas de lagoas, com diferentes requisitos de área, mas este sistema é basicamente composto por lagoas em série (anaeróbia, facultativa e de maturação). Esse sistema de tratamento é indicado principalmente para regiões de clima quente e possui eficiência na remoção de DBO superior a 85% (Vivan *et al.*, 2010).

## Tipos de lagoas

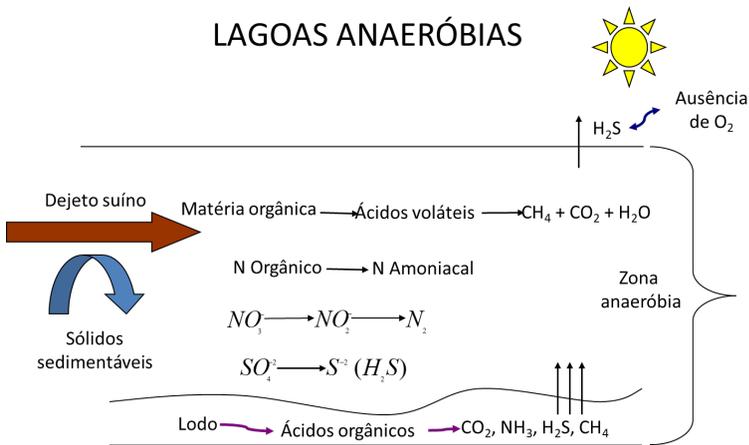
### Lagoa anaeróbia

Para o funcionamento correto das lagoas sequenciais a existência de zona anaeróbia é essencial. Nesta lagoa ocorre a degradação da matéria orgânica com produção de metano e dióxido de carbono e água. A conversão da matéria orgânica é lenta, devido às taxas de duplicação dos microrganismos envolvidos no processo.

Devido a essa conversão lenta, a temperatura possui um papel importante para acelerar o crescimento de microrganismos e consequentemente as taxas de remoção da matéria orgânica, fazendo com que regiões quentes sejam ideais para a utilização desse processo.

Caso o sistema seja adequadamente dimensionado e operado não ocorrerá a geração de maus odores. Esta lagoa geralmente possui uma profundidade de 3 a 5 m (mais profunda que as demais), tem-se assim um ambiente anaeróbico, favorecendo a degradação da matéria orgânica (Figura 5), geralmente atingindo 40 a 50% de eficiência de remoção de DBO (Von Sperling, 2006).

A Figura 5 exemplifica as etapas para degradação da matéria orgânica e geração de gases.



**Figura 5.** Processos de degradação da matéria orgânica em lagoas anaeróbias.  
Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2006.

### Lagoa facultativa

A lagoa facultativa possui três zonas: aeróbia, facultativa e anaeróbia. O efluente, após passar pela lagoa anaeróbia, já está parcialmente depurado, apresenta uma menor concentração de matéria orgânica e baixo índice de turbidez, o que facilita a penetração de luz e o desenvolvimento de algas. A matéria orgânica está dispersa no meio. Na primeira zona, a mesma é oxidada por meio da respiração aeróbia, sendo que o suprimento de oxigênio necessário para o processo é feito pela fotossíntese e pelo processo simbiótico entre bactérias e algas. A lagoa facultativa pode ser construída em uma profundidade intermediária-

ria (1,5 a 2,5 m), tendo um lodo anaeróbico no fundo e a matéria orgânica dissolvida ou em suspensão permanecem dispersas no líquido na zona superior do líquido.

A Figura 6 representa as reações de degradação da matéria orgânica em lagoa facultativa, onde prevalecem processos aeróbios na superfície e anaeróbios no fundo da lagoa.

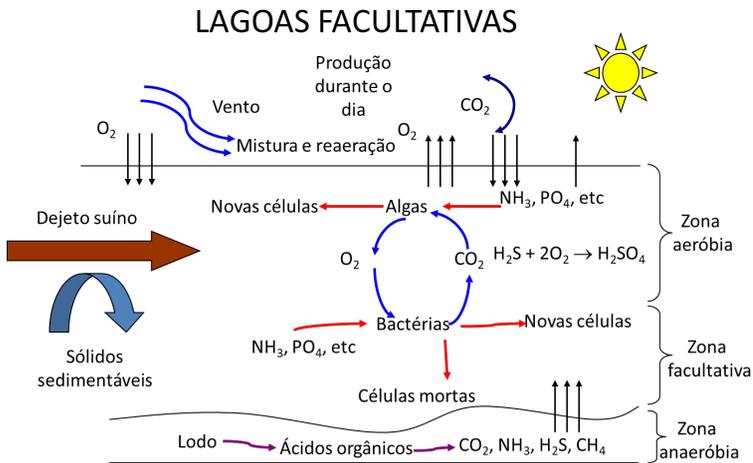


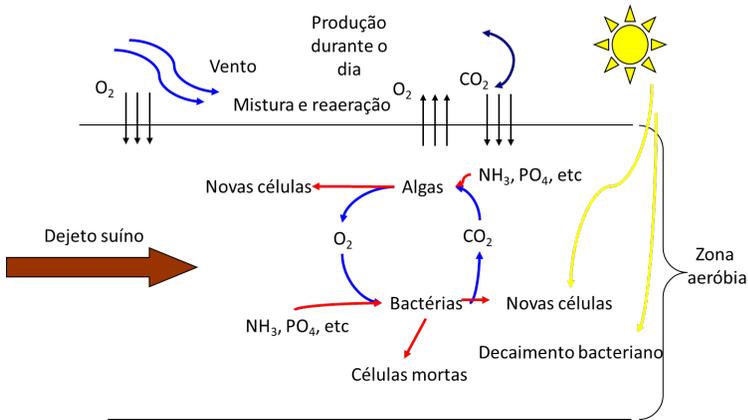
Figura 6. Processo de degradação da matéria orgânica em lagoa facultativa. Digestão aeróbia na superfície da lagoa e digestão anaeróbia no fundo.

Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2006.

### Lagoas de maturação

As lagoas de maturação são conhecidas também por lagoas de polimento e colaboram para a redução da carga de nutrientes e remoção de patógenos, via metabolismo endógeno e incidência de radiação ultravioleta proveniente da luz solar, conforme Figura 7. Os principais mecanismos de remoção de nutrientes em lagoas de maturação são: volatilização de amônia, nitrificação e desnitrificação, assimilação de nitrogênio e fósforo pelas algas.

Estas lagoas apresentam uma profundidade rasa comparado às demais (1 a 2 m), a qual permite a eficaz ação dos raios ultravioleta sobre os organismos presentes em toda a coluna d'água.



**Figura 7.** Processo de remoção de nutrientes em lagoa de maturação.

Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2006.

## Dimensionamento do sistema de lagoas de estabilização

Os aspectos construtivos são idênticos aos apresentados para esterqueiras escavadas. O dimensionamento detalhado das lagoas seriadas deve seguir as recomendações descritas por Dartora *et al.*, (1998). É importante frisar que apenas o efluente da última lagoa, ou seja, da lagoa de maturação, deve ser utilizado como biofertilizante, respeitando recomendações agrônômicas.

Uma alternativa que é implementada em granjas de suíno é a utilização de um sistema de manejo de dejetos suínos composto por biodigestor seguido de lagoas sequenciais. Esse arranjo aumenta a eficiência de remoção de matéria orgânica, cobre, zinco, fósforo e nitrogênio amoniacal (Vivan *et al.*, 2010). No entanto, apesar de aumentar a remoção destes compostos, o efluente não deve ser lançado em corpos hídricos, sendo o uso somente permitido para fins de fertilização.

## Conclusão

Após a coleta dentro das instalações das granjas, a estratégia de armazenamento é fundamental para reduzir os riscos ambientais dos dejetos de suínos. Há várias opções de gerenciamento, armazenamento ou tratamento dos mesmos, como o uso de esterqueiras e lagoas.

A escolha do arranjo tecnológico deve seguir a norma ambiental vigente, garantindo maior segurança ao processo produtivo e ao meio ambiente. Independentemente do sistema de armazenamento escolhido, o tempo necessário para a estabilização do dejetos para posterior uso agrícola deve ser respeitado.

O uso do dejetos como biofertilizante deve seguir recomendações agronômicas, uma vez que sua aplicação tem por objetivo suprir a demanda de nutrientes das culturas agrícolas, sem excessos que possam impactar o meio ambiente e o balanço de nutrientes desta prática.

## Referências

AMARAL, A. C.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. Os Biodigestores. In: KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. (Org). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. 2. ed. Concórdia: Sbera, Embrapa Suínos e Aves, 2022. p. 43-70.

DARTORA, V.; TUMELERO, C. C.; PERDOMO, C. C. Manejo de Dejetos de Suínos. **Bipers**: Boletim Informativo de Pesquisa - Embrapa Suínos e Aves e Extensão - EMATER/RS, ano 7, n. 11, mar. 1998.

IMA - Instituto do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina. **Instrução Normativa 11**: Suinocultura. 2022. Dispões sobre as recomendações técnicas de dimensionamento do sistema de armazenamento de dejetos. Disponível em: <https://in.ima.sc.gov.br/>. Acesso em: 5 nov. 2023

VIVAN, M. *et al.* Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 320-325, 2010.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Volume 1, 2, 3, 4, 5. Belo Horizonte: Editora FCO, 2006.



## CAPÍTULO 3

---

# Tratamento físico e físico-químico

*Camila Ester Hollas, Heloísa Campeão Rodrigues, Alice Chiapetti Bolsan, Bruno Venturin, Gabriela Bonassa, Deisi Cristina Táparro, Marcelo Bortoli e Airton Kunz*

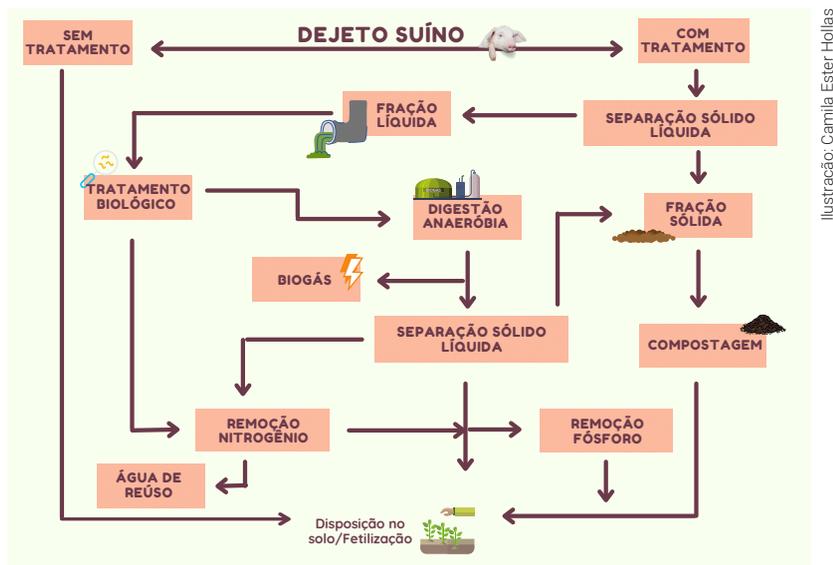
## Introdução

Dentre as etapas que compõem um sistema de tratamento para o manejo dos resíduos suínos, a separação sólido-líquido se caracteriza como a etapa inicial e fundamental para a viabilidade das práticas subsequentes. A separação (Figura 1) possibilita a divisão das tecnologias em duas rotas, sendo uma sólida e uma líquida, em função da característica do resíduo e do objetivo final (Hollas *et al.*, 2021).

Um dos principais desafios do tratamento de resíduos animais é agregar valor aos resíduos com o menor custo, e por meio da separação sólido-líquido é possível potencializar os benefícios, em termos de recuperação de energia e aproveitamento de nutrientes, reduzindo os custos do sistema. O projeto para uma etapa de separação de sólidos deve considerar as propriedades físicas e químicas do dejetos e qual é sua finalidade, assim determinando de forma eficaz qual tecnologia a ser adotada (Hjorth *et al.*, 2010).

O objetivo deste capítulo é apresentar as principais tecnologias associadas aos processos de separação sólido-líquido, por meio de processos físicos e físico-químicos, usuais aos sistemas de tratamento de

resíduos animais. Desta forma, pretende servir como um guia para a tomada de decisão da tecnologia a ser empregada, em função das estruturas necessárias e objetivos posteriores a essa etapa, tendo como público-alvo todo o setor relacionado à atividade suinícola.



**Figura 1.** Representação esquemática dos fluxos de tratamento de dejetos suínos envolvendo separação sólido-líquido.

## Tratamento físico

Os sólidos presentes nos resíduos animais, basicamente, podem ser divididos em função do seu tamanho: em suspensão ( $>0,01$  mm), coloidais ( $0,001-0,01$  mm) ou dissolvidos ( $<0,001$  mm), o que engloba quase que toda a matéria seca presente no dejetos (Tabela 1). Nesse sentido, os processos físicos têm como objetivo a remoção das partículas sólidas suspensas e discretas, ou seja, as que não estão solubilizadas no efluente. Para isso, comumente dispositivos mecânicos são empregados por meio de mecanismos como centrifugação, filtração, prensaagem e/ou peneiramento (Burton, 2007).

**Tabela 1.** Distribuição da matéria seca dos dejetos suínos e a solubilidade dos principais componentes presentes no efluente.

Componentes	% da matéria seca	Proporção insolúvel (%)
Sólidos totais	100	60 a 80
Sólidos voláteis	70–85	60 a 80
Total de sólidos suspensos	80–90	aproximadamente 100
Sólidos suspensos voláteis	70–75	aproximadamente 100
Demanda química de oxigênio (DQO)	100–150	30 a 70
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5</sub> )	30–40	20 a 40
Ácidos graxos voláteis	4–12	<10
Nitrogênio Kjeldahl	7–12	30 a 50 – fração orgânica
Nitrogênio orgânico	3– 5	> 70
Nitrogênio amoniacal	3–7	< 10
Fósforo (como P)	2–3	20 a 90 – depende do pH
Potássio (como K)	2–4	desprezível
Cobre	0,1–0,2	> que 80 – depende do pH
Zinco	0,1–0,2	> que 80 – depende do pH

Fonte: Adaptado de Burton, (2007).

## Peneiramento

As peneiras são dispositivos mecânicos usados para remoção/ retenção das partículas grosseiras, com diâmetro superior ao crivo da peneira, normalmente superiores a 1 mm. Portanto, o processo compreende a passagem do efluente sobre uma tela com a retenção das partículas sólidas (Kunz *et al.*, 2009).

Basicamente, as peneiras podem ser do tipo estática, de tambor rotativo, vibratórias, prensa-parafuso ou com escovas rotativas. Elas apresentam crivos que variam de 0,5 a 2,0 mm, com eficiência média de 30% na remoção dos sólidos totais presentes nos dejetos suínos. Para demais compostos como nitrogênio e potássio, as eficiências de separação são baixas (10-20%) devido à solubilidade desses compostos, que acabam ficando na fração líquida (Burton, 2007). No entanto,

a separação do nitrogênio pode ser potencializada se o processo for realizado no menor tempo possível de estocagem, uma vez que a fração solúvel de nitrogênio aumenta cerca de 20% nos primeiros oito dias de estocagem. Sendo assim, quanto mais rápido for o peneiramento, maior será a eficiência de remoção de nitrogênio (Kunz *et al.*, 2009).

A peneira de escovas rotativas, com crivo de 2,0 mm, é a mais usual. Ela é preferencialmente utilizada devido à facilidade de operação proporcionada pela capacidade autolimpante das escovas rotativas, além da geração de um resíduo sólido, que pode favorecer a aplicação no solo ou destino para compostagem/digestão anaeróbia (Figura 2A). Porém, se o objetivo for um resíduo mais seco (teor de umidade <30%), as prensas-parafuso (crivo de 2,0 mm) são as mais adequadas, em comparação às peneiras, devido ao mecanismo de funcionamento, no qual uma rosca sem fim pressiona o líquido sobre a tela filtrante, favorecendo a separação e, conseqüentemente, gerando sólido residual com menor teor de umidade (Figura 2B). Entretanto, vale ressaltar que as prensas parafuso apresentam um melhor funcionamento para efluentes bovinos, os quais apresentam maiores teores de fibra em sua composição. Para dejetos suínos, recomenda-se o uso das prensas parafuso com crivos menores (< 2,0 mm). No entanto, essa redução da área filtrante pode levar a problemas mecânicos pelo aumento de carga e consequente obstrução da peneira (Hjorth *et al.*, 2010).



**Figura 2.** Peneira estática de escovas rotativas (A) e prensa-parafuso (B).

Um dos fatores limitantes para a aplicação do peneiramento é o tempo de estocagem dos resíduos nas calhas, dentro das instalações produtivas, que não deve ser superior a oito dias, devido ao comprometimento da separação, em função da degradação e solubilização do material sólido. Além disso, como desvantagens do processo, pode-se elencar os custos envolvidos com os equipamentos, tubulações e energia para acionamento das bombas, que encarecem o processo (Hollas *et al.*, 2021; Kunz *et al.*, 2009).

As peneiras podem ser instaladas como sendo a primeira etapa de um sistema de tratamento, de preferência após um tanque de equalização para ajuste de vazão. Para o dimensionamento deve-se utilizar a vazão máxima do projeto, considerando uma taxa de aplicação superficial na faixa de 24 a 72 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. A maioria das tabelas dos fabricantes é projetada em função da vazão e para uma taxa de aplicação superficial média de 50 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>, o que facilita a escolha do tamanho adequado, em função da área necessária para a vazão aplicada (Dezotti, 2008). A Tabela 2 exemplifica e relaciona algumas faixas de vazão com a área filtrante para o dimensionamento de uma peneira estática de escovas rotativas com crivo de 2 mm, considerando uma taxa de aplicação superficial de 50 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>.

**Tabela 2.** Especificações técnicas para o dimensionamento de uma peneira de escovas rotativas com crivo de 2 mm.

Vazão (m <sup>3</sup> .h <sup>-1</sup> )	Área filtrante (m <sup>2</sup> )
26	0,5
50	1,0
74	1,5
103	2,0
124	2,5
150	3,0

**Observação**

Vale ressaltar que as empresas fornecedoras do equipamento já fornecem o dimensionamento da peneira em função da vazão nominal requerida.

### Exemplo 1

Para dimensionar uma peneira estática de escovas rotativas para uma granja de suínos UPD (unidade produtora de desmamados), com 5.000 fêmeas (matrizes), será considerando a locação da granja no estado de Santa Catarina, que tem em média uma produção de dejetos de 16,2 L.matriz<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>, de acordo com o órgão ambiental do estado de Santa Catarina (IMA, 2021):

1. Estimar o volume de dejetos produzidos diariamente:

$$Q = PDM \cdot NM \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

**Q** = Vazão de dejetos gerada (m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>)

**PDM** = Produção de dejetos por matriz (m<sup>3</sup>.matriz<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>)

**NM** = Número de matrizes alojadas

Sendo assim:

$$Q = 0,0162 \cdot 5000 = 81 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$$

2. Em uma situação em que a peneira vai operar duas horas diariamente, a vazão que chega à peneira (por gravidade ou bombeamento) será de 40,5 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>. Assim, é possível determinar as dimensões da peneira com base nos valores do fabricante e vazão de operação:

- Considerando os valores da Tabela 2, para um crivo de peneira de 2,0 mm e uma vazão de 40,5 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>, a peneira deverá ter uma área filtrante de 1,0 m<sup>2</sup>, sendo que os valores de comprimento de largura variam em função do fabricante.

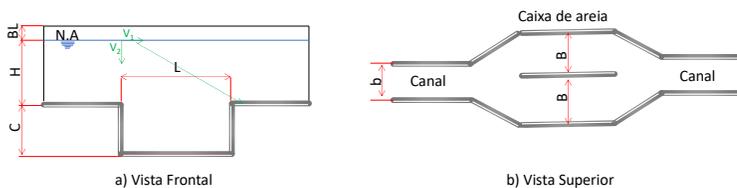
### Desarenação

As caixas de areia têm como objetivo a retenção de detritos inertes, como areia, terra, partículas de metal e outras, que não degradam, apresentam alta densidade (sólidos discretos) e, conseqüentemente, sedimentam rapidamente. Essas partículas são oriundas dos proces-

dos de lavagem das instalações suinícolas e apresentam diâmetros que variam de 0,2 a 0,4 mm, não sendo retidas nas etapas de peneiramento (Metcalf; Eddy, 2003).

A retirada desse material é fundamental para a proteção de equipamentos e processos subsequentes. Ele possui potencial de provocar danos em bombas, válvulas, registros e tubulações devido à abrasão e entupimento que originam, podendo ainda promover o assoreamento de lagoas e biodigestores. Fica claro, então, que a sua retirada é uma importante ferramenta de controle em prol do aumento da vida útil de equipamentos e processos (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019).

Comumente, esses dispositivos são construídos com caixas de câmara dupla, que permitem a limpeza da câmara sem interrompimento do fluxo do dejetos (Figura 3). Além disso, para promoção da sedimentação apenas das partículas inertes, é adotado como base uma velocidade de escoamento do líquido de  $0,3 \text{ m.s}^{-1}$  ( $V_1$ ), o que diminui a possibilidade de que material orgânico seja depositado na caixa de areia. Além desse valor, outras premissas são assumidas para o dimensionamento. São eles: a velocidade de sedimentação da areia, como sendo de  $0,02 \text{ m.s}^{-1}$  ( $V_2$ ), e a velocidade mínima na entrada do canal, de  $0,6 \text{ m.s}^{-1}$  ( $V_3$ ) (Dezotti, 2008).



**Figura 3.** Representação esquemática de uma caixa de areia.

- a) Vista frontal de uma caixa de areia (H = Altura da câmara, C = Altura da caixa de areia, N.A = nível da água,  $V_1$  = velocidade de deslocamento da partícula na horizontal,  $V_2$  = velocidade de deslocamento da partícula na vertical, L = comprimento da câmara).
- b) Vista superior de uma caixa de areia (b= Largura da entrada da câmara, B= Largura da câmara).

Fonte: Adaptado de Dezotti (2008).

## Exemplo 2

Para dimensionar uma caixa de areia para uma UPD de 5.000 matrizes e vazão de  $81 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ , com operação diária de 2 h correspondendo a uma vazão de operação de  $40,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ :

1. Consideração do tempo de deposição das partículas em função da velocidade para encontrar a relação comprimento altura:

- Conforme apresentado na Figura 3, a velocidade de deslocamento da partícula na horizontal ( $V_1$ ) é função do comprimento da câmara (L) e do tempo necessário para a partícula sedimentar nessa distância ( $t_1$ ). Com isso, tem-se:

$$V_1 = \frac{L}{t_1} \quad \text{Equação 2}$$

- O mesmo ocorre em função da velocidade de deslocamento da partícula na vertical ( $V_2$ ), que leva um determinado tempo ( $t_2$ ) até sedimentar em função da altura da câmara (H). Com isso, tem-se:

$$V_2 = \frac{H}{t_2} \quad \text{Equação 3}$$

- Além disso, o tempo que uma partícula sedimenta é o mesmo considerando a distância vertical ou horizontal. Assim, podemos assumir que  $t_1$  é igual a  $t_2$ , logo:

$$\frac{L}{V_1} = \frac{H}{V_2} \quad \text{Equação 4}$$

- Considerando  $V_1$  de  $0,3 \text{ m s}^{-1}$  e  $V_2$  de  $0,02 \text{ m s}^{-1}$ :

$$L = \frac{V_1}{V_2} \cdot H = \frac{0,3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}}{0,02 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}} \times H$$

$$L = 15 \cdot H$$

- Com isso, se tem a primeira relação para determinar o comprimento da câmara. Usualmente, é considerado um fator de segurança ( $F_s$ ) para garantir que a partícula sedimente, logo:

$$L = F_s \cdot 15 \cdot H \quad \text{Equação 5}$$

2. Determinação da altura (H), com base na vazão de efluente e área das câmaras:

- Considerando que a vazão do efluente é função da velocidade de deslocamento da partícula na horizontal ( $V_1$ ) e da área da câmara, função da altura (H) e da largura (B) da mesma:-se:

$$Q_{m\acute{a}x} = V_1 \cdot B \cdot H \quad \text{Equação 6}$$

- Uma premissa usual é admitirmos que a largura é 2 vezes o valor da altura:

$$B = 2 \cdot H \quad \text{Equação 7}$$

- Substituindo a relação da Equação 7 na Equação 6:

$$H = \sqrt{\frac{Q_{m\acute{a}x}}{2 \cdot V_1}} \quad \text{Equação 8}$$

$$H = \sqrt{\frac{40,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}}{2 \cdot 0,3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}}} = \sqrt{\frac{1,125 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{2 \cdot 0,3 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}}} = 0,14 \text{ m}$$

- Substituindo o valor da altura na Equação 7, se obtêm o valor da largura da câmara:

$$B = 2 \cdot 0,14 \text{ m} = 0,28 \text{ m}$$

- Considerando a NBR 12209 (ABNT, 1992), a largura mínima a ser considerada é 0,30 m.
- Substituindo o valor da altura na Equação 5, e considerando um fator de segurança ( $F_s$ ) de 20%, ou seja, 1,2, se obtêm o comprimento da câmara:

$$L = 1,2 \cdot 15 \cdot 0,14 \text{ m} = 2,50 \text{ m}$$

3. Determinação da largura da entrada da câmara (b), com base na vazão de efluente e área do canal, considerando a velocidade mínima na entrada do canal ( $V_3$ ):

$$Q_{m\acute{a}x} = V_3 \cdot b \cdot H \quad \text{Equa\c{c}\~{a}o 9}$$

$$b = \frac{Q_{m\acute{a}x}}{V_3 \cdot H} = \frac{1,125 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{0,6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \cdot 0,14 \text{ m}} = 0,13 \text{ m}$$

4. Verificar se a taxa de aplica\c{c}\~{a}o superficial (TAS) est\~{a} entre 25 e 54 m<sup>3</sup>.m<sup>2</sup>.h<sup>-1</sup>, conforme NBR 12209 (ABNT, 1992):

$$\text{TAS} = \frac{Q_{m\acute{a}x}}{L \times B} = \frac{40,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}}{2,5 \text{ m} \cdot 0,3 \text{ m}} = 54 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1} \quad \text{Equa\c{c}\~{a}o 10}$$

- Portanto, a TAS, apesar de estar no limite superior, ainda est\~{a} dentro dos valores recomendados, atendendo assim a faixa requerida (entre 25 e 54 m<sup>3</sup>.m<sup>2</sup>.h<sup>-1</sup>).

5. Dimensionamento da caixa de reten\c{c}\~{a}o de areia, localizada na parte inferior, onde o material ficar\~{a} depositado, ou seja, da altura C (Figura 3):

- Para dimensionar a caixa de reten\c{c}\~{a}o de areia \e necess\~{a}rio o conhecimento do volume de s\~{o}lidos inertes sediment\~{a}veis presentes no efluente (S<sub>si</sub>). Considerando um valor de S<sub>si</sub> para dejetos su\~{i}nos de 4,5 mL.L<sup>-1</sup> (equivalente a 0,0045 m<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>) e a vaz\~{a}o di\~{a}ria de 81 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>, o volume de s\~{o}lidos armazenado diariamente (Vs) dever\~{a} ser de:

$$V_s = Q_{m\acute{a}x} \cdot S_{si} \quad \text{Equa\c{c}\~{a}o 11}$$

$$V_s = 81 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1} \cdot 0,0045 = 0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$$

- Ap\~{o}s a determina\c{c}\~{a}o do volume de s\~{o}lidos armazenado diariamente (Vs), deve-se considerar o intervalo de limpeza da caixa, para assim encontrar o volume da caixa (Vc). Considerando um intervalo de limpeza (IL) de 1 dia:

$$V_c = V_s \cdot IL \quad \text{Equa\c{c}\~{a}o 12}$$

$$V_c = 0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1} \cdot 1 \text{ d} = 0,36 \text{ m}^3$$

- Determinado o seu volume \e poss\~{i}vel encontrar a altura (C) da caixa de reten\c{c}\~{a}o, considerando a largura (B= 0,3) e comprimento (L=0,4 m):

$$Vc = C . B . L \quad \text{Equação 13}$$

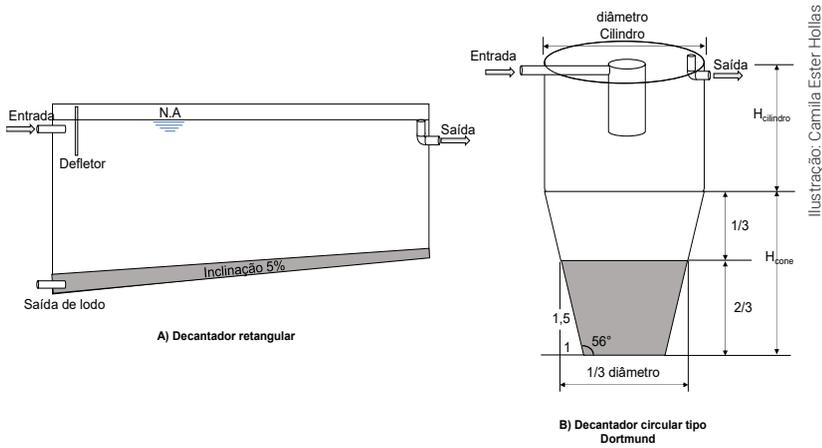
$$C = \frac{0,36 \text{ m}^3}{0,3 \text{ m} . 2,5 \text{ m}} = 0,27 \text{ m} = 0,3 \text{ m}$$

### Sedimentação pelo uso de decantadores

A sedimentação atua na remoção dos sólidos em suspensão (<1,0 mm), os quais não foram retidos nas peneiras ou filtros. Essa separação das partículas sólidas discretas ocorre por meio da gravidade, em função da sedimentação dos sólidos com densidade superior à do líquido. As grandes vantagens da sedimentação são a simplicidade e o baixo custo devido a não utilização de aditivos químicos para promover a separação.

Em contrapartida, esse processo necessita estar alinhado a um manejo adequado dos dejetos, uma vez que a armazenagem pode comprometer a eficiência da separação. Por isso, tempos de retenção do dejetos nas calhas, dentro das unidades produtivas, superiores a cinco dias não são adequados para o tratamento via sedimentação devido à degradação do material sólido e consequente desestabilização e solubilização das partículas (Hollas *et al.*, 2021).

Os decantadores são os dispositivos empregados para a sedimentação. Esses, por sua vez, são constituídos basicamente de um tanque com saída do lodo no fundo e saída do líquido clarificado no topo. Apesar de apresentarem algumas formas distintas, os mais usuais são os decantadores retangulares, com fundo inclinado, e os de topo circular, com fundo cônico (Figura 4). Sua instalação pode ser feita no início do sistema de tratamento, bem como após as etapas de peneiramento e/ou desarenação; ou no final, após processos biológicos, como nitrificação/desnitrificação, para separação da biomassa (Metcalf; Eddy, 2003; Sperling, 2007).



**Figura 4.** Representação esquemática: (A) decantador retangular; (B) decantador circular tipo Dortmund.

Para sistemas de tratamento de dejetos suínos, a sedimentação é fundamental para maximizar o aproveitamento energético na etapa de digestão anaeróbia. Esse processo permite o aproveitamento da fração altamente biodegradável (líquida) e da fração menos lábil (sólida), que pode ser digerida em reatores do tipo CSTR ou direcionada à compostagem.

Além de promover maior segurança ao processo, ampliando a vida útil dos reatores, a sedimentação potencializa a redução dos riscos de sobrecarga devido a não deposição de sólidos nos reatores (Amaral *et al.*, 2016; Sperling, 2007). Já para os processos biológicos de nitrificação/desnitrificação, a redução da carga de sólidos antes da entrada do sistema permite a redução dos custos com a aeração do processo. Ao final, permitem também a recirculação da biomassa decantada (Hollas *et al.*, 2019).

Quando somada a eficiência de separação das partículas grosseiras por peneiramento com a sedimentação das partículas flocculentas, a remoção de sólidos e fósforo total dos dejetos suínos pode ser superior a 70%, valores expressivos que contribuem no manejo dos resíduos animais em sistemas de tratamento. Além disso, a sedimentação, as-

sim como a etapa de peneiramento, apresenta limitações na remoção de compostos como nitrogênio, potássio e compostos solúveis (Riaño; García-González, 2014).

O sucesso dessa tecnologia depende principalmente do dimensionamento adequado do sistema e do tempo de retenção necessários. Os tamanhos dos tanques são variáveis em função da vazão e da concentração de sólidos presentes nos dejetos. Para dejetos suínos, os decantadores do tipo retangular (Figura 4A) são os mais adequados para grandes instalações, enquanto os do tipo Dortmund (Figura 4B) são os mais adequados para sistemas compactos. Para o dimensionamento de um decantador, deve-se considerar a taxa de aplicação de escoamento superficial (TES), que varia de 1,5 a 4,5 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>, além de um tempo de retenção hidráulica, que varia de 1 a 3 h (Kunz *et al.*, 2019).

### Exemplo 3

Para dimensionar um decantador para uma UPD de 5.000 matrizes e vazão de 81 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>, com operação de 8 h, correspondendo a uma vazão de operação de 10,2 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>, são necessários os seguintes passos:

1. Determinação da área superficial (A<sub>s</sub>) do decantador em função da vazão e da taxa de aplicação de escoamento superficial (TES = 4,5 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> = 0,1875 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>):

$$A_s = \frac{Q_{m\acute{a}x}}{TES} \quad \text{Equação 14}$$

$$A_s = \frac{10,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}}{0,1875 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}} = 54 \text{ m}^2$$

2. Determinação do volume do decantador (V<sub>d</sub>), considerando a vazão e o tempo de retenção hidráulica (TRH) de 3 horas:

$$V_d = Q_{m\acute{a}x} \times \text{TRH} \quad \text{Equação 15}$$

$$V_d = 10,2 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot 3 \text{ h} = 30,6 \text{ m}^3$$

3. Determinação da altura do leito do decantador (h), em função do volume do decantador (Vd) e da área superficial (A<sub>s</sub>):

$$h = \frac{V_d}{A_s} \quad \text{Equação 16}$$

$$h = \frac{30,6 \text{ m}^3}{54 \text{ m}^2} = 0,57 \text{ m} = 0,60 \text{ m}^*$$

\*Por conveniência, o valor da altura do leito do decantador (h) calculado é arredondado para 0,60 m.

4. Para decantador circular determina-se o diâmetro do decantador (D), em função da área superficial (A<sub>s</sub>). Caso o decantador seja retangular, determina-se a largura (L), em função da área superficial (A<sub>s</sub>) e assume que o comprimento é duas vezes o valor da largura:

Decantador circular:

$$D = \sqrt{\frac{4 \times A_s}{\pi}} \quad \text{Equação 17}$$

$$D = \sqrt{\frac{4 \times 54 \text{ m}^2}{\pi}} = 8,32 \text{ m}$$

Decantador retangular:

$$L = \sqrt{\frac{A_s}{2}} \quad \text{Equação 18}$$

$$D = \sqrt{\frac{54 \text{ m}^2}{2}} = 5,22 \text{ m} \quad \text{Equação 19}$$

$$C = 2 \times L$$

$$C = 2 \times 5,22 \text{ m} = 10,4 \text{ m}$$

Vale ressaltar que a vazão de retirada do lodo do fundo deve ser de 10% da vazão de alimentação. A retirada do material excedente é realizada comumente por sucção ou pressão hidrostática, e direcionada a processos de compostagem ou digestão de lodo. Além disso, para decantadores retangulares deve ser adotada uma declividade de 5% no fundo para facilitar a remoção do lodo, enquanto para os decantadores circulares a inclinação do cone deve ser de  $56^\circ$ , além de respeitar as relações conforme apresentado na Figura 4 (Kunz; Steinmezt; Amaral, 2019; Metcalf; Eddy, 2003).

## Tratamento físico-químico

Como apresentado até o momento, as tecnologias físicas de tratamento apresentam algumas limitações, principalmente em termos de eficiência de remoção e segurança na aplicação, em função da característica do material particulado presente nos dejetos suínos. Com isso, o uso de polímeros para coagulação (processo químico), floculação e precipitação (processos físicos) são operações preliminares que melhoram a separação sólido-líquido de dejetos suínos (Hjorth *et al.*, 2010; Riaño; García-González, 2014).

Diferente da sedimentação simples, o uso de aditivos químicos promove a remoção das partículas coloidais, além das discretas, em função da desestabilização das cargas negativas presentes nesses materiais, que fazem com elas se repilam, impedindo o processo de agregação e sedimentação. Isso pode ser realizado através da adição de polímeros, ou seja, compostos químicos, que atuam na neutralização das cargas que recobrem a superfície da partícula sólida, ou seja, removem a barreira eletrostática que impossibilita a agregação e sedimentação. A adição de um agente floculante facilita os processos de coagulação, agregação e adensamento dos flocos, promovendo uma melhor sedimentação (Dezotti, 2008; Hjorth *et al.*, 2010).

Para que isso ocorra, o agente coagulante deve ser rapidamente e uniformemente distribuído, em uma câmara conhecida como de unidade de mistura rápida. Essa etapa, por sua vez, pode ser realizada por

qualquer dispositivo que consiga promover uma mistura eficiente. Misturadores tubulares, calhas Parshall, vertedores, ressaltos hidráulicos e tanques agitados podem ser empregados com esse objetivo. Já para que a formação dos flocos seja favorecida, a velocidade de mistura deve ser reduzida. Logo, a câmara é conhecida como unidade de mistura lenta. Posterior a esses processos, o efluente é direcionado a decantadores para sedimentação do material floculado (Metcalf; Eddy, 2003) (conforme já discutido no item sobre Sedimentação pelo uso de decantadores).

Muitos agentes coagulantes podem ser utilizados para a promoção eficiente da remoção dos sólidos via precipitação química. Usualmente, sais inorgânicos de ferro e alumínio são empregados devido à alta valência que apresentam ( $\text{Fe}^{+3}$  e  $\text{Al}^{+3}$ ), o que facilita a neutralização das cargas negativas. Entretanto, esses compostos permanecem no lodo, pois não são biodegradáveis. Com isso, comprometem o uso agrônômico do lodo, que, se disposto no solo, pode acumular estes metais, causando problemas às plantas, além de interferir no equilíbrio químico do solo, alterando a capacidade de troca de cátions e a salinidade. Devido a isso, compostos orgânicos de fontes naturais são as opções mais viáveis em termos ambientais e de segurança do processo (Tonhato Junior *et al.*, 2019).

Os taninos vegetais vêm sendo empregados como substitutos a esses sais inorgânicos, pois, além de serem biodegradáveis, são de fonte renovável, extraídos de árvores tanantes (acácia negra), abundantes na flora brasileira. Complementar ao tanino, as poliacrilamidas (PAM), que são polímeros orgânicos sintéticos, também são empregadas de forma eficaz no tratamento de dejetos suínos, auxiliando no adensamento do lodo, utilizadas na etapa de mistura lenta. Esses compostos apresentam alta eficiência na remoção de matéria orgânica, em torno de 50% de DQO, de 20% de nitrogênio, 70% de metais e 80% de fósforo (Kunz; Miele; Steinmetz, 2010).

Operacionalmente, para a etapa de coagulação, as concentrações de tanino e de PAM devem ser otimizadas em função das características dos sólidos presentes nos efluentes. Para isso, o ideal é a realização

de testes de jarro, com velocidade de mistura controlada e adição dos produtos em diferentes dosagens, a fim de determinar qual dosagem resultará nas melhores eficiências de separação. Para dejetos suínos, em média, o recomendado é a adição de 2 L de tanino para cada m<sup>3</sup> de dejetos a ser tratado, isso sob mistura rápida. Já a poliacrilamida deve ser adicionada na etapa de mistura lenta, na concentração 2 g para cada m<sup>3</sup> de dejetos a ser tratado. Cabe ressaltar que esses valores podem variar em função da característica do dejetos, o que torna importante a otimização desses valores para as condições reais da granja (Kunz; Miele; Steinmetz, 2010, 2009; Steinmetz *et al.*, 2007).

#### Exemplo 4

Para dimensionar uma unidade de mistura de tubos, será considerada uma UPD de 5.000 matrizes e vazão de 81 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>, com operação de 8 h, o que corresponde a uma vazão de operação de 10,2 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>. Além disso, o sistema opera com uma tubulação de 110 mm (4 polegadas) para transporte do efluente. Para promover a mistura é preciso estranhar a seção de entrada do efluente no misturador. Para isso, será adotada uma tubulação com diâmetro comercial uma vez inferior à tubulação existente, utilizando, no caso, a de 85 mm (ou 3 polegadas), com área de seção transversal de 4,42x10<sup>-3</sup>.m<sup>2</sup>:

1. Determinar a velocidade (V) do efluente no misturador, para a tubulação de 85 mm (com área da seção transversal de 4,42 10<sup>-3</sup>.m<sup>2</sup>) e vazão de operação (Q<sub>máx</sub>) de 2,84 10<sup>-3</sup>.m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>:

$$V = \frac{Q_{máx}}{A} \quad \text{Equação 20}$$

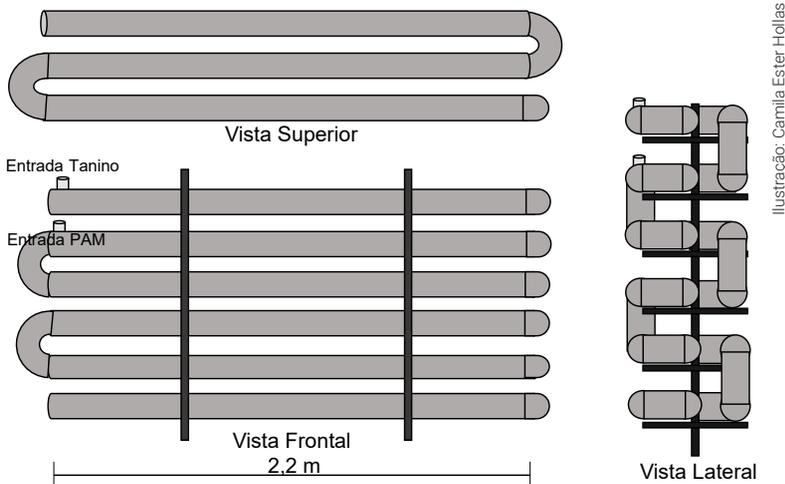
$$V = \frac{2,84 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}}{4,42 \cdot 10^{-3} \cdot \text{m}^2} = 0,64 \text{ m s}^{-1}$$

2. Determinar o comprimento total da tubulação (C), considerando a velocidade (0,64 m.s<sup>-1</sup>) e o tempo de deslocamento (Td) de 1 minuto (60 s):

$$C = V \cdot Td \quad \text{Equação 21}$$

$$C = 0,64 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1} \cdot 60 \text{ s} = 38,6 \text{ m}$$

Esse comprimento pode ser dividido em seções de 2,2 m e conectado por meio de curvas de 90°, totalizando 18 seções. Assim como pode ser visualizado na Figura 5, organizando três sessões por andar resultará em seis andares (valores que podem variar em função do comprimento dimensionado, ou do espaço disponível para instalação). Além disso, a entrada de tanino será realizada juntamente na seção de estrangulamento, ou seja, juntamente com a entrada de efluente no misturador, enquanto a entrada de PAM será realizada após 1/3 do comprimento total, onde a agitação já não é tão vigorosa. Ou seja, no final do 6º tubo/seção.



**Figura 5.** Representação esquemática de um misturador estático tubular para promoção da coagulação e floculação.

## Considerações finais

As etapas de separação sólido-líquido são fundamentais para o bom funcionamento de um sistema de tratamento de dejetos suínos. O controle operacional, em especial da vazão de operação, é de extrema importância para assegurar o perfeito funcionamento do sistema de

separação sólido-líquido. Não ultrapassar a vazão nominal é a garantia que essa etapa irá funcionar com alta eficiência e atendendo o objetivo proposto. Como apresentado, diversas são as possibilidades para a remoção de sólidos, sendo que a escolha do melhor sistema a ser utilizado dependerá das etapas seguintes de tratamento, em função do grau de eficiência necessária e também dos recursos disponíveis.

## Referências

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 12209**: Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.

BURTON, C.H. The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure. **Livestock Science**. v. 112, n. 3, p. 208–216, dec. 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.004>. Acesso em: 27 fev. 2024.

DEZOTTI, M. (coord.). **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. Rio de Janeiro: E-papers, 2008.

HJORTH, M. *et al.* Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 30, p. 153–180, mar. 2010. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1051/agro/2009010>. Acesso em: 27 fev. 2024.

HOLLAS, C.E. *et al.* Effects of swine manure storage time on solid-liquid separation and biogas production: A life-cycle assessment approach. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 150, p. 111472, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111472>. Acesso em: 27 fev. 2024.

HOLLAS, C.E. *et al.* Modified Ludzack–Ettinger system role in efficient nitrogen removal from swine manure under high total suspended solids concentration. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, p. 7715–7726, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02326-2>. Acesso em: 27 fev. 2024.

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

KUNZ, A. *et al.* Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 5, p. 1815–1818, mar. 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.09.022>. Acesso em: 27 fev. 2024.

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. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.10.039>. Acesso em: 27 fev. 2024.

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. Disponível em: <https://doi.org/10.21452/978-85-93823-01-5.2019.01>. Acesso em: 27 fev. 2024.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; BORTOLI, M. Separação sólido-líquido em efluentes da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 11, p. 1220–1225, nov. 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010001100012>. Acesso em: 27 fev. 2024.

METCALF, L.; EDDY, H.P. **Wastewater engineering treatment and reuse**. 5. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2003.

RIAÑO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M.C. On-farm treatment of swine manure based on solid-liquid separation and biological nitrification-denitrification of the liquid fraction. **Journal of Environmental Management**, v. 132, p. 87–93, jan. 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.10.014>. Acesso em: 27 fev. 2024.

SPERLING, M. Von. Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors. *In*: SPERLING, M. Von. **Biological Wastewater Treatment Series**. London: IWA Publishing, 2007. p. 336.

STEINMETZ, R.L.R. *et al.* Separação sólido-líquido em efluentes da suinocultura com uso de extratos tanantes modificados e aplicação de modelos de otimização multivariada. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientais**, v. 1, n. 2, 2007. Disponível em: <https://revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/14373>. Acesso em: 27 fev. 2024.

TONHATO JUNIOR, A.; HASAN, S.D.M.; SEBASTIEN, N.Y. Optimization of coagulation/flocculation treatment of brewery wastewater employing organic flocculant based of vegetable tannin. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 230, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4251-5>. Acesso em: 27 fev. 2024.

## CAPÍTULO 4

---

# **Digestão anaeróbia de efluentes da suinocultura**

*Deisi Cristina Tapparo, João Fernando Ferri da Silva, Rafael Favretto, André Cestonaro do Amaral, Camila Ester Hollas, Bruno Venturin, Ricardo Luís Radis Steinmetz e Airton Kunz*

### **Introdução**

O tratamento dos dejetos suínos com a utilização de biodigestores é uma tecnologia já conhecida e utilizada no Brasil. A possibilidade do aproveitamento desse resíduo para produção de biogás e biofertilizante, associada à mitigação dos impactos ambientais, é o que torna a tecnologia interessante.

O conhecimento das características do dejetos e do potencial bioquímico de biogás é a primeira etapa para a escolha do biodigestor adequado, sendo primordial para o sucesso do empreendimento. Os biodigestores são estruturas projetadas para fornecer condições ideais para os microrganismos converterem a matéria orgânica contida no dejetos em biogás. O planejamento e concepção de um biodigestor para tratamento de dejetos da suinocultura deve levar em consideração algumas características, como o volume do dejetos gerado e seu potencial de produção de biogás. Vários arranjos tecnológicos vêm sendo adaptados ao combinar diferentes modelos de biodigestores e unidades de separação sólido-líquido, visando desta forma aumentar a eficiência desses sistemas e a redução de custos de implementação e operação.

Do ponto de vista ambiental, a produção de suínos confinados coloca em risco os corpos hídricos, o solo e a qualidade do ar, pois a produção de dejetos torna-se concentrada. No entanto, cria a oportunidade de coletar este resíduo e aproveitá-lo para produção de energia, via digestão anaeróbia. Na suinocultura, além dos benefícios quanto à estabilização da matéria orgânica e produção de biogás, a adoção de biodigestores favorece a implementação de sistemas de remoção de nutrientes e, conseqüentemente, o reuso de água (Kunz *et al.*, 2015).

## Potencial bioquímico de biogás

Conforme descrito no Capítulo 1, as características do dejetos suíno podem variar conforme a idade do animal e entre uma granja e outra, em função da gestão de água e dejetos nas unidades produtoras. Estas características, aliadas ao tempo de armazenamento do dejetos, interferem diretamente na produção de biogás (Tabela 1). O tempo de retenção do dejetos dentro das instalações favorece a degradação parcial da matéria orgânica, causando diminuição na concentração de sólidos voláteis (Kunz *et al.*, 2009; Kunz; Steinmetz, 2019). Estudos indicam a redução de 40% na concentração de sólidos voláteis quando o tempo de armazenamento excede oito semanas (Popovic; Jensen, 2012).

**Tabela 1.** Concentração de sólidos voláteis, tempo de estocagem do dejetos nas instalações e potencial de produção de biogás e metano a partir do dejetos em diferentes fases produtivas do suíno.

Amostra	SV (% m.v <sup>-1</sup> )	Tempo de estocagem do dejetos dentro das instalações (d)	PBB (m <sup>3</sup> <sub>Nbiogás</sub> kg <sub>SV</sub> <sup>-1</sup> )	PBM (m <sup>3</sup> <sub>NCH<sub>4</sub></sub> kg <sub>SVadic</sub> <sup>-1</sup> )
Gestação (granja A)	0,5	15	326,4 ± 5	169,73
Gestação (granja B)	2,3	7	577,1 ± 28	309,90
Maternidade (granja A)	0,6	15	860,1 ± 12	567,67
Maternidade (granja B)	2,6	7	479,2 ± 25	250,14
Crechário	0,4	40	970,2 ± 5	642,27
Terminação	2,1	1	474,5 ± 10	302,73

Onde: PBB: Potencial Bioquímico de Biogás. PBM: Potencial Bioquímico de Metano.

Fonte: Adaptado de Amaral *et al.* (2016).

Quando o dejetos suíno passa por uma unidade de separação sólido-líquido, as frações originadas possuem diferentes rendimentos de metano, possibilitando o uso de configurações de biodigestores e condições operacionais mais efetivas no tratamento do dejetos suíno (Amaral *et al.*, 2016).

## Modelo de biodigestores

As características do substrato utilizado, a necessidade de atender parâmetros ambientais e questões relacionadas ao custo/benefício são os principais aspectos na hora de escolher o modelo mais adequado de biodigestor. A utilização de biodigestores, além de mitigar as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) através da recuperação e aproveitamento do biogás, produz um efluente com menor carga orgânica, que quando aplicado de maneira correta é um excelente fertilizante orgânico. Existem diversas variações aos modelos de biodigestores listados a seguir, entretanto, o objetivo nesta seção é ilustrar as principais diferenças entre os modelos de biodigestores (Tabela 2). A Figura 1 ilustra os três modelos de biodigestores mais utilizados para a suinocultura.

**Tabela 2.** Características operacionais para BLC (Biodigestor de Lagoa Coberta), UASB (do inglês *Upstream Anaerobic Sludge Blanket*) e CSTR (do inglês *Continuous Stirred Tank Reactor*).

	BLC	CSTR	UASB
Nível tecnológico	Baixo	Médio	Médio
Teor de sólidos totais (% m.V <sup>-1</sup> )	< 3	<12	< 1
TRH (d)	Entre 30 e 60	Acima de 15	1 a 3 dias
COV (kg <sub>SV</sub> .m <sup>-3</sup> <sub>reator</sub> .d <sup>-1</sup> )	0,3 a 0,5	2,0 a 4,0	0,5 a 8,0
Produtividade (m <sup>3</sup> <sub>biogás</sub> .m <sup>3</sup> <sub>reator</sub> <sup>-1</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,03 a 0,2	0,7 a 2,0	0,4 a 2,0
Condições ideais de clima	Quente	Todas	Quente
Necessidade de pré-tratamento	Sim (caixa de areia e sólidos grosseiros)	Sim (caixa de areia)	Sim (recomendável separação sólido-líquida com uso de agentes coagulantes/floculantes)

Fonte: Amaral; Steinmetz; Kunz (2019); AgSTAR Project (2023); Brasil (2015); Nguyen *et al.* (2019); Tapparo *et al.* (2021); Lins *et al.* (2020).

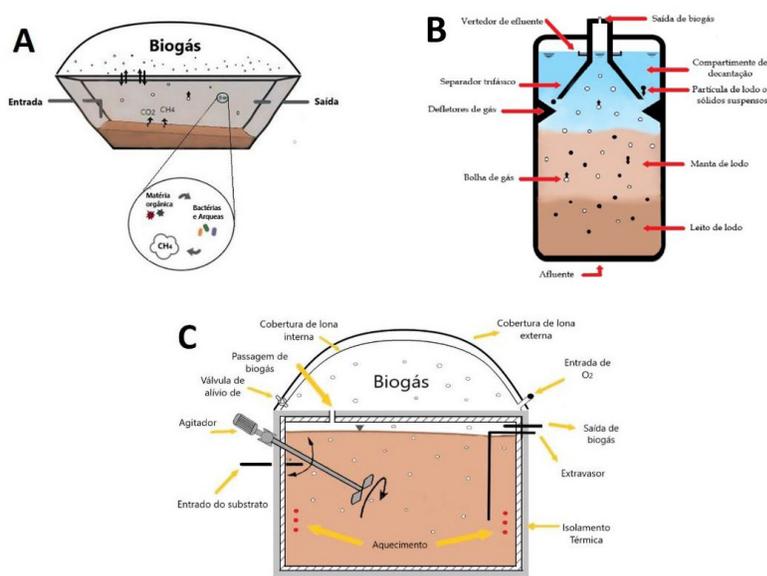


Ilustração: João Fernando Ferri da Silva

**Figura 1.** Esquema representativo da visão interna dos reatores modelo (A) LC, (B) UASB e (C) CSTR.

## BLC (Biodigestor de lagoa coberta)

O BLC é a tecnologia de reator mais adotada no Brasil para o tratamento de dejetos da suinocultura, fato que muito se deve à facilidade na sua operação e menor custo de implantação e manejo. Ainda, trata-se de uma tecnologia versátil que pode ser implementada tanto em grandes quanto em pequenas propriedades rurais (Cantrell *et al.*, 2008).

O BLC é projetado para operar com teor de sólido totais (ST) de até 3% (V.V<sup>-1</sup>), ou seja, ideal para as características do dejetos suíno. A estrutura do BLC é composta basicamente de um tanque impermeabilizado escavado no solo, onde as bactérias degradam o dejetos na ausência de oxigênio, coberto por uma manta sintética flexível (geralmente PVC ou PEAD) e inflável, que permita armazenar o biogás produzido (Figura 1A). Algumas particularidades devem ser obedecidas na construção do BLC. A relação comprimento x largura não deve ser menor que (2x1). A profundidade do BLC deve ser entre 3 e 4,5 m. Já a inclinação dos taludes pode variar em função das características do solo, mas deve ser mantida por volta de 45° (Alves, 2017; Amaral; Steinmetz; Kunz, 2019).

Existem algumas limitações, na comparação ao modelo CSTR (do inglês *Continuous Stirred Tank Reactor*, vide item sobre CSTR), devido à falta de agitação e aquecimento na maioria dos projetos de BLC. A falta de um sistema de aquecimento faz com que haja variações sazonais na temperatura do biodigestor, influenciando o metabolismo dos microrganismos e, conseqüentemente, reduzindo a produtividade de metano, principalmente em regiões onde há maiores variações de temperatura durante o ano, além do arraste de sólidos (Kunz *et al.*, 2005). Pela configuração do reator, sem sistema de agitação, o contato entre os microrganismos e o substrato pode ser limitado, além de aumentar a sedimentação de sólidos no fundo dos biodigestores. Ressalta-se a importância de que seja considerado no planejamento do BLC um sistema de descarte e manejo do lodo excedente e/ ou uma caixa de areia para evitar o acúmulo de sólidos fixos dentro do biodigestor, uma vez que os mesmos podem acumular dentro do reator. O excesso de lodo, além de diminuir o volume útil do reator, pode criar caminhos preferenciais no mesmo, reduzindo significativamente a eficiência de remoção de matéria orgânica do BLC, e conseqüentemente a produção de biogás.

O pré-tratamento do dejetos, com separação das frações sólidas e líquidas, e aproveitamento da fração líquida nos BLC, além de aumentar a produtividade de biogás, evita a entrada de sólidos fixos no BLC, aumentando também a vida útil do biodigestor (Hollas *et al.*, 2021; Tápparo *et al.*, 2021). Geralmente, são utilizados sistemas de peneiramento, decantação, centrifugação ou prensagem para esta função (Cardoso; Oyamada; Silva, 2015). Informações sobre o dimensionamento de BLCs podem ser encontradas em Kunz *et al.* (2019).

### **UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*)**

O reator UASB tem como característica o fluxo ascendente do dejetos por uma manta de lodo até o topo do reator, onde há um separador trifásico (Figura 1B). Possui como característica a alta capacidade de retenção de biomassa, o qual permite operar com tempo de retenção hidráulica (TRH) na faixa de 4 a 72 h (Amaral; Steinmetz; Kunz, 2019). A variação da característica do efluente suinícola é comum, sendo que

reatores UASB possuem robustez para suportar altos teores de carga orgânica volumétrica (COV). No entanto, este modelo possui limitação quanto ao teor de ST ( $< 1\%$ , V.V<sup>-1</sup>), sendo necessário que o dejetos suíno passe por um pré-tratamento. Neste caso, estações de tratamento de dejetos suíno utilizam uma unidade de separação físico-química, geralmente composta por uma peneira para remoção dos sólidos mais grosseiros, seguido de um flotodecantador, onde adiciona-se coagulante e floculante (por exemplo, tanino e solução aquosa de poliácridamida) para remoção de sólidos (Kunz *et al.*, 2009). Informações sobre o dimensionamento de reatores UASB podem ser encontradas em Kunz *et al.* (2019).

### **CSTR (Continuous Stirred Tank Reactor)**

Os reatores modelos CSTR apresentam nível tecnológico mais avançado comparados aos BLCs. Esta configuração permite maior rendimento na produção de biogás e maior controle dos parâmetros operacionais do biodigestor. Devido ao seu design e desempenho, o CSTR é amplamente utilizado em todo o mundo para o tratamento dos mais diversos substratos (Figura 1C).

No Brasil, a tecnologia ainda não está bem difundida, mas as perspectivas de crescimento dos empreendimentos e as possibilidades de adaptação da tecnologia de reator CSTR o tornam muito interessante. Versões básicas do CSTR geralmente são utilizadas para o tratamento de dejetos animais, possuindo construção, equipamentos, operação e manutenção relativamente simples. Devido à tecnologia incorporada, o CSTR muitas vezes é utilizado para codigestão (dois ou mais resíduos diferentes do mesmo reator) dos resíduos da produção animal. Essa estratégia pode ser utilizada para gerenciar os resíduos orgânicos da propriedade, ajustar o teor ideal de sólidos no reator e aumentar a produção de biogás.

No CSTR, o TRH e o TRS (tempo de retenção de sólidos) são iguais, ou seja, o biodigestor deve operar com TRH superior a 15 dias para que evitar a lavagem (do inglês *wash out*) dos microrganismos. O CSTR é uma configuração de reator ideal para trabalhar em concentra-

ções de sólidos totais até 12% (Nguyen *et al.*, 2019). O conteúdo dentro do reator é misturado continuamente ou intermitentemente, garantindo maior homogeneidade entre o substrato e os microrganismos. A manutenção do CSTR é relativamente mais complexa e custosa quando comparada ao BLC, porém apresenta maior eficiência de degradação e maior produção de biogás.

O TRH do CSTR depende principalmente do grau de degradabilidade do substrato e da temperatura utilizada no processo. O aquecimento e revestimento do reator são necessários, uma vez que o processo de digestão no CSTR ocorre em temperaturas mesofílicas (aproximadamente 37 °C). Ou seja, o reator é constantemente aquecido mediante sistemas de aquecimento interno ou externo da biomassa. Os cuidados com a manutenção e operação são necessários para manter a estrutura em bom funcionamento.

Devido à baixa concentração de ST do dejetos suíno (entre 1 e 5% m.V<sup>-1</sup>) e o alto volume de dejetos gerado, o aquecimento de um biodigestor tipo CSTR pode se tornar oneroso (Yang *et al.*, 2016). Assim, uma unidade de separação sólido-líquido (SSL) é uma opção de implementação em plantas de biogás visando a viabilidade econômica de implantação de biodigestor modelo CSTR (Vu *et al.*, 2016). A unidade de SSL consiste em um peneiramento prévio seguido de um decantador, onde são encaminhados ao reator modelo CSTR apenas a fração sólida, enquanto o sobrenadante é encaminhado ao reator tipo BLC (Tápparo *et al.*, 2021). A Tabela 3 apresenta um comparativo dos estudos que usam dejetos suíno para produção de biogás com diferentes modelos de biodigestores.

Informações sobre o dimensionamento de reatores CSTR podem ser encontradas em Kunz; Steinmetz (2019).

**Tabela 3.** Produtividade de biogás (PdB) e rendimento de biogás (RB) de dejetos suíno em estudos com diferentes modelos de biodigestores.

	Substrato (dejeito suíno)	SV (%, m.v <sup>-1</sup> )	PdB (m <sup>3</sup> <sub>biogás</sub> ·m <sup>-3</sup> <sub>reator</sub> ·d <sup>-1</sup> )	RB (m <sup>3</sup> <sub>biogás</sub> ·kg <sup>-1</sup> <sub>SVadic</sub> )	CH <sub>4</sub> (% V.V <sup>-1</sup> )	COV (kg <sub>SVadic</sub> ·m <sup>-3</sup> <sub>reator</sub> ·d <sup>-1</sup> )	Referência
UASB	Após SSL (separação sólido-líquido)	0,4	1,6	0,7	73	2,2	Lins <i>et al.</i> , 2020
BLC	Após SSL	-	0,2	0,9	70	0,17	Tapparo <i>et al.</i> , 2021
BLC	Após SSL	1,1	0,18	0,56	-	0,35	Tapparo <i>et al.</i> , 2021
CSTR	Sem SSL	1,3	0,6	0,8	53	0,7	Lins <i>et al.</i> , 2020
CSTR	Fração sólida	6	0,65	0,38	-	1,69	Tapparo <i>et al.</i> , 2021

Onde: UASB: do inglês *Upstream Anaerobic Sludge Blanket*; BLC: Biodigestor de Lagoa Coberta, e CSTR: do inglês *Continuous Stirred Tank Reactor*.

## Codigestão de dejetos de suínos com carcaças de animais mortos não abatidos

Estudos demonstram que a produção de biogás utilizando carcaça suína de animais não abatidos é uma rota de disposição desse material, considerando que o potencial de produção de biogás da carcaça, aproximadamente  $1.076 \pm 48 \text{ NL}_{\text{biogás}} \cdot \text{kg}_{\text{SVadic}}^{-1}$ , é até cinco vezes superior ao dejeito suíno (Tápparo *et al.*, 2019). Uma vez que as carcaças podem não ser adequadas para monodigestão em função da dificuldade de degradação e geração de compostos inibitórios, a codigestão com dejeito suíno apresenta-se como uma alternativa viável.

As principais vantagens em utilizar dejeito suíno como co-substrato são:

- Geração simultânea de dejeito suíno e carcaça na mesma área, com substancial vantagem considerando a perspectiva do estado sanitário das unidades produtivas e a ambiental.
- Existência de biodigestores alimentados com dejeito suíno já implementados em propriedades produtoras de suínos (cantrell *et al.*, 2008; Tápparo *et al.*, 2021).
- O dejeito suíno possui elevada concentração de alcalinidade, a qual pode favorecer a degradação da carcaça, sem grandes flutuações de pH no sistema (tápparo *et al.*, 2021).
- Oportunidade de potencialização da produção de biogás na granja.

No entanto, é imprescindível atentar-se às questões operacionais dos biodigestores. As taxas de mortalidade animal e produção de dejetos em conjunto com as características dos resíduos e as características operacionais dos biodigestores determinam os parâmetros operacionais do uso da codigestão de carcaças e dejetos suínos. Conforme descrito por Kunz *et al.* (2021), os seguintes aspectos devem ser considerados:

- **Trituração:** o tamanho da partícula da carcaça animal deve possuir a dimensão <5 cm. A dimensão inadequada pode impactar no sistema de mistura do equipamento de higienização (pedaços grandes, principalmente ossos, danificam o equipamento), sobrecarregar a tubulação que leva o material triturado ao biodigestor, causando entupimentos, e danificar ou causar perda de eficiência em sistemas de homogeneização de biodigestores que são agitados mecanicamente.
- **Redução de microrganismos patogênicos:**
  - a) **Pré-tratamento térmico:** é recomendável a aplicação de um pré-tratamento térmico para evitar a disseminação de patógenos, diminuindo os riscos à biossegurança dos sistemas produtivos e ao meio ambiente. Para que o pré-tratamento seja considerado efetivo, indicadores virais infecciosos termorresistentes, tais como o PCV2, devem ser reduzidos em 99,9% (3 logs). Para utilização de *Salmonella* spp. como indicador de inativação de patógenos bacterianos a redução mínima desejada também está na faixa de 99,9% (3 logs).
  - b) **Uso de lagoas para armazenamento do digestato (biofertilizante):** as lagoas de estabilização do digestato também podem ser utilizadas como estratégia para inativação de patógenos considerando-se o TRH e a temperatura ambiente média, haja vista que a higienização acontecerá aí em função dos longos TRHs. Sendo assim, o TRH mínimo recomendável para o inverno é de 120 dias e para o verão de 90 dias (Fongaro *et al.*, 2018).
- **Relação máxima carcaça/dejeto:** devido às diferentes fases de crescimento animal, e por consequência taxas de mortalidade e produção de dejeto, as relações carcaça/dejeto apresentam variabilidade nos diferentes sistemas produtivos, oscilando entre  $2,5 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejeto}}$  até cerca de  $6 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^{-3}_{\text{dejeto}}$ . No entanto, sob o ponto de vista de processo da digestão anaeróbia, os dados descritos por Tápparo *et al.*, (2019) apontam que em re-

atores modelo CSTR a relação carcaça/dejeto máxima pode ser de até  $68 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^3_{\text{dejeto}}$ , enquanto para o modelo BLC esta relação diminui para no máximo  $15 \text{ kg}_{\text{carcaça}} \cdot \text{m}^3_{\text{dejeto}}$ . As diferenças entre a relação máxima permitida são atribuídas à configuração de cada modelo de biodigestor. Enquanto o CSTR opera em faixa mesofílica ( $\pm 37 \text{ }^\circ\text{C}$ ) de temperatura e possui sistema de agitação, o BLC opera em faixa psicrofílica ( $<25 \text{ }^\circ\text{C}$ ) e normalmente não possui sistema de agitação.

O uso de carcaças em biodigestores ainda não possui normativa específica válida para o território nacional. Para o estado de Santa Catarina, o Instituto do Meio Ambiente (IMA) normatiza o uso de carcaças para a produção de biogás via codigestão com dejeto suíno através da instrução normativa de número 11 (Santa Catarina, 2022).

## Uso do biogás

No território brasileiro, atualmente estão em operação 638 plantas de biogás, gerando  $1,83 \text{ bilhões de Nm}^3_{\text{biogás}} \cdot \text{ano}^{-1}$ . Destas, 503 geram biogás a partir de resíduos da atividade agropecuária (Cibiogás, 2021). A utilização do biogás como uma fonte de energia é possível, devido ao teor de metano ( $\text{CH}_4$ ) presente neste gás. Além do metano, outros gases compõem o biogás, conforme apresentado na Tabela 4.

**Tabela 4.** Concentração de sólidos voláteis, tempo de estocagem do dejeto nas instalações e potencial de produção de biogás e metano a partir do dejeto em diferentes fases produtivas do suíno.

Componente	Concentração (% , V.V <sup>-1</sup> )
Metano ( $\text{CH}_4$ )	50 - 75
Dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ )	25 - 45
Vapor de água ( $\text{H}_2\text{O}$ )	2 - 7
Oxigênio ( $\text{O}_2$ )	< 2
Nitrogênio ( $\text{N}_2$ )	< 2
Amônia ( $\text{NH}_3$ )	< 1
Hidrogênio ( $\text{H}_2$ )	< 1
Sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ )	< 1

Fonte: Al Seadi (2008).

Sua composição é variável, de acordo com a composição do substrato (carboidratos, proteínas e gorduras), tipo de biodigestor e operação da planta de biogás (Tápparo *et al.*, 2021). O uso do biogás como uma fonte de energia pode ser feito através de diversas formas, sendo: a geração de energia térmica por combustão direta, a geração de energia elétrica ou como um combustível veicular.

A geração de energia térmica é a forma mais simples de utilização. Nesta, o biogás é queimado em caldeiras ou queimadores gerando calor no local para o aquecimento de água em *boilers* ou como fonte de aquecimento para as instalações (Tang *et al.*, 2021). Para a geração de energia elétrica, é necessário que haja a combustão do biogás e sua transformação em energia mecânica. Desta forma, o gerador é acionado e então é produzida a energia elétrica (FRN, 2013). A utilização do biogás como um combustível veicular (solução de mobilidade) exige um nível de complexidade maior quando comparado às demais formas de aproveitamento energético deste gás. A purificação, também chamada de *upgrading*, do biogás a biometano (gás com teor de metano acima de 90%) é necessária para que o poder calorífico deste gás seja maximizado e possibilite a sua utilização eficiente em motores veiculares (Sun *et al.*, 2015).

## **Dessulfurização**

Em sua forma bruta, o biogás possui impurezas, dentre elas, o sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ), caracterizado como um gás tóxico e de odor desagradável. Este componente do biogás combina-se com o vapor de água presente no biogás e tem efeito corrosivo, danificando instalações e equipamentos, diminuindo também a vida útil de geradores (Zeng *et al.*, 2018). A dessulfurização é o processo de remoção do  $H_2S$  do biogás. Este processo pode ser biológico, físico ou químico. Além desta classificação, os métodos de dessulfurização podem ainda ser divididos em duas fases de aplicação: durante a digestão anaeróbia ou após a digestão anaeróbia.

- **Dosagem de ar:** consiste na microaeração (oxigênio puro) ou na injeção de ar (ar atmosférico) no biodigestor (no máximo 3%) (Brasil, 2015). A injeção de pequenos volumes de oxigênio ou ar atmosférico no *headspace* do biodigestor é uma forma conhecida e barata para reduzir a concentração de H<sub>2</sub>S, sendo que a dosagem de ar atmosférico (cerca de 21% de oxigênio) geralmente é mais utilizada. A injeção de ar/oxigênio precisa ser cuidadosamente monitorada. O produto a ser formado é dependente da razão molar de consumo de oxigênio com sulfeto (O<sub>2</sub>/S<sub>-2</sub>). Na razão ≥2, o principal produto formado é o sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), enquanto que em razões entre 0,5 e 1,0 o produto formado será majoritariamente enxofre elementar (S<sup>0</sup>). No entanto, o método apresenta algumas desvantagens. É importante limitar o volume de O<sub>2</sub> no biogás, a fim de evitar a formação de ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) e outros compostos, como o SO<sub>2</sub>, precursor da chuva ácida. A dosagem errada de ar no sistema pode causar misturas explosivas (6-12% V.V<sup>-1</sup> de oxigênio). Além disso, o excesso de oxigênio e geração de sulfeto podem levar a inibição das arqueas metanogênicas e gerar depósitos de enxofre elementar dentro do biodigestor (Sun *et al.*, 2015, Silva; Mezzari, 2019; Tapparo *et al.*, 2021). Em plantas de biogás alimentadas com dejetos suínos, estima-se uma remoção de H<sub>2</sub>S > 98% (Tápparo *et al.*, 2021). A adição de oxigênio pode ser feita utilizando-se uma bomba que dosa em quantidades adequadas. É imprescindível ainda o monitoramento e controle do processo.
- **Biofiltro:** são reatores preenchidos internamente com material poroso, que age como um biofilme para fixação dos microrganismos. Baseia-se no uso de bactérias específicas que são capazes de oxidar o H<sub>2</sub>S. Uma solução de nutrientes é continuamente bombeada para dentro do biofiltro. O H<sub>2</sub>S é absorvido na fase líquida. Após a absorção, é oxidado pelas bactérias, que crescem no leito do filtro. A concentração de H<sub>2</sub>S pode ser reduzida e ter uma eficiência > 98%, apresentando ótimo custo-benefício (Pirolli *et al.*, 2016). No caso dos efluentes, a exemplo

dos efluentes suínicos, o digestato pode ser utilizado como solução de nutrientes, reduzindo os custos e mão de obra (Silva; Mezzari, 2019).

## **Biometano**

A purificação do biogás a biometano (*Upgrading*) é uma tecnologia que desperta interesse dos proprietários de plantas de biogás. Este processo remove gases indesejáveis e amplia as possibilidades de utilização do metano como um recurso energético. As alternativas de uso vão ao encontro da substituição do gás natural, desde o uso como combustível veicular até a injeção na rede de gás natural (Sun *et al.*, 2015).

A produção de biometano deve estar alinhada ao que prevê a ANP (Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis), na Resolução ANP nº 906, de 18 de novembro de 2022. Embora existam inúmeras tecnologias, as mais utilizadas para realizar a purificação do biogás a biometano para resíduos animais são lavagem (do inglês *Water scrubbing*) e adsorção com modulação de pressão (PSA – do inglês *pressure swing adsorption*).

- **Water scrubbing:** o processo baseia-se na absorção física dos gases em água, sendo que a força motriz é a diferença de solubilidade do CH<sub>4</sub> e do CO<sub>2</sub>. Durante o processo, o biogás é pressurizado e entra pela parte inferior da coluna de water scrubbing. À medida que o biogás se desloca dentro da coluna, o CO<sub>2</sub> dissolve-se na água, e, conseqüentemente, o CH<sub>4</sub>; ou o biometano sai pela parte superior da coluna. A água com o CO<sub>2</sub> dissolvido pode ser regenerada, retornando ao sistema (Kapor *et al.*, 2017).
- **Adsorção com modulação de pressão:** esta tecnologia separa os diferentes gases do biogás com base em suas características moleculares e na afinidade do material adsorvente, baseando-se na adsorção e dessorção físicas e alternadas por mudanças de pressão. As principais vantagens deste método são a fácil instalação e operação, não necessidade de adição de produtos químicos e o fato de ser um método a seco (Angelidaki *et al.*, 2018).

## Estudo de caso

A tecnologia do biogás tem evoluído nos últimos anos no território brasileiro. A diversidade de substratos e de arranjos produtivos com potencial de geração de biogás/biometano permite elaborar projetos com casos de sucesso no país. Alguns cases de sucesso que utilizam dejetos suínos para produção de biogás e conversão a energia elétrica ou biometano estão descritos abaixo:

- **Biogasfort®:** A Embrapa Suínos e Aves, em parceria com as empresas Janus & Pergher e Kemia Tratamento de Efluentes, desenvolveram um biofiltro para remoção de H<sub>2</sub>S. O biofiltro remove biologicamente o H<sub>2</sub>S do biogás bruto utilizando o efluente suinícola. Na sequência, este biogás dessulfurizado é armazenado. O segundo passo da Unidade de Produção de Biometano para a geração de combustível veicular é a purificação do biogás dessulfurizado, onde a concentração de metano é > 90%, sendo realizada por resfriamento (para retirar a umidade) e PSA. O uso veicular do biometano ocorre na sequência e segue os mesmos procedimentos de abastecimento de GNV (Pereira, 2018).
- **Sistrates® - Granja Master:** A estação de tratamento de dejetos suíno conta com três biodigestores (um CSTR e dois BLC's) e recebe diariamente o dejetos suíno produzidos por aproximadamente 5.320 matrizes, o qual após separação sólido-líquida é encaminhado aos biodigestores. Os biodigestores contam com um sistema para remoção de H<sub>2</sub>S, o qual injeta oxigênio na fração gasosa em concentrações que variam entre 0,2% e 1% (V.V<sup>-1</sup>). O biogás é direcionado ao grupo gerador para conversão em energia elétrica, e a sobra de calor é utilizada para aquecimento do biodigestor CSTR. No ano de 2020, a granja atingiu uma geração de energia elétrica de 1.881 ± 1.859 kW.d<sup>-1</sup> (Cândido *et al.*, 2021; Kunz *et al.*, 2019; Embrapa, 2021).

- **Granja Colombari:** A granja possui cerca de cinco mil suínos em terminação, produzindo cerca de  $45 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  de dejetos suínos, o qual é encaminhado para dois BLCs operados em série. O plantel atual possibilita a produção de  $750 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  de biogás, que após filtração é utilizado para geração de energia elétrica por meio de um grupo motogerador (Freitas *et al.*, 2019).

## Considerações finais

Conforme mencionado, são diversos os modelos de biodigestores já consolidados para produção de biogás a partir dos efluentes da suinocultura, os quais têm se apresentado como tecnologias robustas e eficientes. A capacidade de produção de biogás de uma unidade produtora de suínos está relacionada com o manejo do dejetos na propriedade, bem como com o nível de tecnologia aplicada. O modelo de biodigestor, a existência ou não de separação de sólidos e pré-tratamentos aliados a condições operacionais vão determinar a produtividade de biogás. A escolha do arranjo tecnológico ideal é uma questão a ser pensada e estudada junto a técnicos e especialistas da área, sendo dependente do volume de efluente, recursos financeiros da unidade produtora e objetivo do uso do biogás.

## Referências

- ALVES, A. M. **Desenvolvimento de um aplicativo computacional para dimensionamento técnico e econômico de biodigestores tipo tubular**. 2017. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia na Agricultura) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2017.
- AL SEADI, T. *et al.* **Biogas Handbook**. Esbjerg, Denmark: University of Southern Denmark, 2008.
- 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.

AMARAL, A. C.; STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A. O processo de biodigestão. *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. p. 15-28.

ANGELIDAKI, I. *et al.* Biogas upgrading and utilization: Current status and perspectives. **Biotechnology Advances**, v. 36, n. 3, p. 452–466, apr. 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (Brasil). Resolução ANP Nº 8 de 30 de janeiro de 2015. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2 fev. 2015.

AgSTAR PROJECT. **A handbook for developing anaerobic digestion**: biogas systems on farms in the United States. Washington, DC: Environmental Protection Agency, Jun. 2023.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. **Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto**. Brasília: Ministério das Cidades, 2015. 183 p.

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, p. 113825, jan. 2022.

CANTRELL, K. B. *et al.* Livestock waste-to-bioenergy generation opportunities. **Bioresource Technology**. v. 99, n. 17, p. 7941–7953, 2008.

CARDOSO, B. F.; OYAMADA, G. C.; SILVA, C. M. Produção, tratamento e uso dos dejetos suínos no Brasil. **Desenvolvimento em questão**, v. 13, n. 32, p. 127-145, 2015.

CIBIOGÁS – Centro Nacional de Energias Renováveis - Biogás. **Nota Técnica nº 001/2021**: Panorama do Biogás no Brasil 2020. Foz do Iguaçu, mar. 2021.

EMBRAPA. **Sistema de Tratamento de Efluentes da Suinocultura – Sistrates**. 13 abr. 2021. Disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=xn5p1CM-nH3s>. Acesso em: 03 mar. 2024.

FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E. V. (FNR). **Guia Prático do Biogás**: geração e utilização. Tradução: Marcos de Miranda Zattar. 5. ed. Alemanha: FNR, 2010. 236 p.

FREITAS, F. F. *et al.* The Brazilian market of distributed biogas generation: Overview, technological development and case study. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 101, p. 146-157, mar. 2019.

HOLLAS, C. E. *et al.* Effects of swine manure storage time on solid-liquid separation and biogas production: A life-cycle assessment approach. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 150, p. 111472, oct. 2021.

KAPOOR, R. *et al.* Factors affecting methane loss from a water scrubbing based biogas upgrading system. **Applied Energy**, v. 208, p. 1379-1388, dec. 2017.

KIM, Y. J., NAM, Y. S., KANG, Y. T. Study on a numerical model and PSA (pressure swing adsorption) process experiment for CH<sub>4</sub>/CO<sub>2</sub> separation from biogas. **Energy**, v. 91, p. 732-741, 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, nov. 2009.

KUNZ, A. *et al.* Effect of storage time on swine manure solid separation efficiency by screening. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 5, p. 1815-1818, mar. 2009.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R. Cuidados com os biodigestores para qualidade e estabilidade na geração de biogás. **Suinocultura Industrial**, p. 12-19, 2019.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. **Biodigestor para o tratamento de dejetos de suínos: Influência da temperatura ambiente**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2005. (Comunicado Técnico, 416). 5 p.

KUNZ, A. *et al.* **SISTRATES, Suinocultura com sustentabilidade ambiental e geração de renda**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 4 p.

KUNZ, A. *et al.* **Considerações técnicas sobre o uso de carcaças de animais mortos não abatidos em processos de digestão anaeróbia**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2021. (Comunicado Técnico, 579). 12 p.

LINS, M. A. *et al.* Biogas yield and productiveness of swine manure for different reactor configurations. **Engenharia Agrícola**, v. 40, n. 6, p. 664-673, nov. 2020.

NADALETI, W. C. *et al.* National potential production of methane and electrical energy from sugarcane vinasse in Brazil: A thermo-economic analysis. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 2, p. 103422, apr. 2020.

NGUYEN, D. *et al.* Biogas Production by Anaerobic Digestion: Status and Perspectives. *In: Biofuels: Alternative Feedstocks and Conversion Processes for the Production of Liquid and Gaseous Biofuels.* Elsevier, p. 763-778, 2019.

PEREIRA, M. L. **Filtro feito com bactérias purifica biogás para uso veicular.** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2018. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/39219764/filtro-feito-com-bacterias-purifica-bio-gas-para-uso-veicular>. Acesso em: 03 mar. 2024.

PIROLI, M. *et al.* Methane production from a field-scale biofilter designed for desulfurization of biogas stream. **Journal of Environmental Management**, v. 177, p. 161-168, jul. 2016.

POPOVIC, O.; JENSEN, L. S. Storage temperature affects distribution of carbon, VFA, ammonia, phosphorus, copper and zinc in raw pig slurry and its separated liquid fraction. **Water Research**, v. 46, n. 12, p. 3849-3858, aug. 2012.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico e Sustentável. Instituto do Meio Ambiente. **Instrução normativa nº 11:** suinocultura. Florianópolis: IMA (órgão sucessor da FATMA), 2022. Disponível em: <https://in.ima.sc.gov.br/>. Acesso em: 19 jan. 2024.

SILVA, M. L. B.; MEZZARI, M. P. Tratamento e purificação de biogás. *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.

SUN, Q. *et al.* Selection of appropriate biogas upgrading technology-a review of biogas cleaning, upgrading and utilisation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 51, p. 521-532, nov. 2015.

TANG, Z. *et al.* Biofuel trigeneration with energy storage for heating, cooling and power on farms. **Energy Reports**, v. 7, p. 5394-5405. nov. 2021.

TAPPARO, D. C. *et al.* Sanitary effectiveness and biogas yield by anaerobic co-digestion of swine carcasses and manure. **Environmental Technology**, v. 41, n. 6, p. 682-690, feb. 2020.

TAPPARO, D. C. *et al.* Swine manure biogas production improvement using pre-treatment strategies: lab-scale studies and full-scale application. **Bioresource Technology Reports**, v. 15, p. 100716, sep. 2021.

VU, P.T. *et al.* Composition and biogas yield of a novel source segregation system for pig excreta. **Biosystems Engineering**, v. 145, p. 29-38, may. 2016.

YANG, D. *et al.* Separation of swine wastewater into different concentration fractions and its contribution to combined anaerobic–aerobic process. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 87-93, mar. 2016.

ZENG, Y. *et al.* Biogas desulfurization under anoxic conditions using synthetic wastewater and biogas slurry. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 133, p. 247-255, sep. 2018.

## CAPÍTULO 5

---

# Remoção e recuperação de nitrogênio

*Gabriela Bonassa, Deisi Cristina Tapparo, Alice Chiapetti Bolsan, Heloisa Campeão Rodrigues, Camila Ester Hollas, Bruno Venturin, Fabiane Goldschmidt Antes, Marina Celant de Prá, Marcelo Bortoli e Airton Kunz*

## Introdução

Os elevados níveis de contaminação com nitrogênio em corpos hídricos e solos ocasionados por digestatos da suinocultura estão relacionados à característica que esses possuem, a qual se agrava principalmente nos centros produtores de proteína animal. Estes efluentes caracterizam-se por possuir baixa concentração de matéria orgânica, porém são ricos em nutrientes, como nitrogênio e fósforo. No caso da falta de disponibilização de terras agricultáveis para o aproveitamento do potencial fertilizante desse digestato, quando dispostos incorretamente sem tratamento prévio em corpos hídricos e/ou solo, graves implicações ambientais e à saúde humana são desencadeadas. Aliado a isso, os desafios relacionados ao gerenciamento do digestato para atender à Legislação Ambiental em vigor estão se tornando cada vez mais emergentes.

Atualmente, são poucos os sistemas de tratamento de dejetos suínos que contemplam a remoção ou recuperação de nitrogênio. Em sua maioria, os processos incluem sistemas de lodos ativados, onde o nitrogênio é convertido em nitrato. Ainda assim, esses efluentes re-

siduais líquidos podem desencadear efeitos negativos a ecossistemas aquáticos, pois o nitrato pode causar a eutrofização, em que há o crescimento excessivo de algas em corpos hídricos, redução do oxigênio dissolvido e alteração das características de odor e sabor da água.

Devido às crescentes exigências de órgãos ambientais quanto ao manejo de digestatos de efluentes, a evolução dos processos de tratamento que proporcionem redução satisfatória na concentração de amônia é cada vez mais urgente. Neste capítulo serão discutidas estratégias consolidadas e em desenvolvimento para a remoção e/ou recuperação de nitrogênio de efluentes suínolas, a fim de mitigar possíveis contaminações no meio ambiente e atender padrões de lançamento.

## **Processos de remoção de nitrogênio**

O nitrogênio (N) é o nutriente encontrado em maiores concentrações nos efluentes da suinocultura e está presente basicamente em duas principais formas, conforme o estado de oxidação deste elemento: nitrogênio orgânico dissolvido e particulado e nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ ). A proporção entre as formas nitrogenadas orgânica e mineral nos dejetos está relacionada às estratégias de manejo adotadas durante a criação dos suínos e sua fase produtiva de desenvolvimento ou reprodutiva (Giacomini *et al.*, 2013).

Além dessas formas, o nitrogênio amoniacal também existe na natureza e pode ser convertido nos efluentes nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), óxidos nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e nítrico ( $\text{NO}$ ), dióxido de nitrogênio ( $\text{NO}_2$ ) e nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ), conforme reações de oxidação ou redução mediada por combinação entre vários microrganismos e reações químicas. Essas transformações são resultantes do metabolismo microbiano em processos de fixação, nitrificação, redução desassimilatória do nitrito, desnitrificação e Anammox (oxidação anaeróbia da amônia). Em dejetos frescos, o N está quase combinado na forma de proteína e uréia ( $\text{NH}_4^+$ ) e as bactérias, via oxidação biológica, transformam o  $\text{NH}_4^+$  primeiramente em amônia ( $\text{NH}_3$ ) e depois em  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{NO}_3^-$ . Alguns processos podem ser aplicados para facilitar essas conversões do nitrogênio amoniacal

( $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ ) em  $\text{NO}_3^-$  e gás  $\text{N}_2$ , ou até mesmo para recuperação desse elemento e produção de fertilizantes de alto valor agregado (Metcalf; Eddy, 2003).

São inúmeras as alternativas, tanto biológicas quanto físico-químicas, para remoção de compostos nitrogenados (nitrogênio amoniacal total – NAT) de efluentes da suinocultura (Figura 1). Os processos biológicos destacam-se devido ao menor custo, facilidade operacional e reduzida toxicidade (não há o consumo de reagentes químicos) quando comparado aos demais. A aplicabilidade destes processos já inclui o tratamento de uma gama de digestatos da agroindústria e esgoto doméstico. Dentre tecnologias já consolidadas para a remoção de nitrogênio cita-se a rota convencional de nitrificação/desnitrificação, a qual diversos aperfeiçoamentos da técnica quanto a reatores e condições operacionais já estão bem estabelecidos. Além disso, alguns processos avançados que vêm sendo estudados para remoção de amônia de digestatos da suinocultura incluem a utilização de bactérias anaeróbias oxidadoras de amônia (Anammox) combinadas a outros processos envolvidos no ciclo do nitrogênio, como a nitritação parcial (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019).

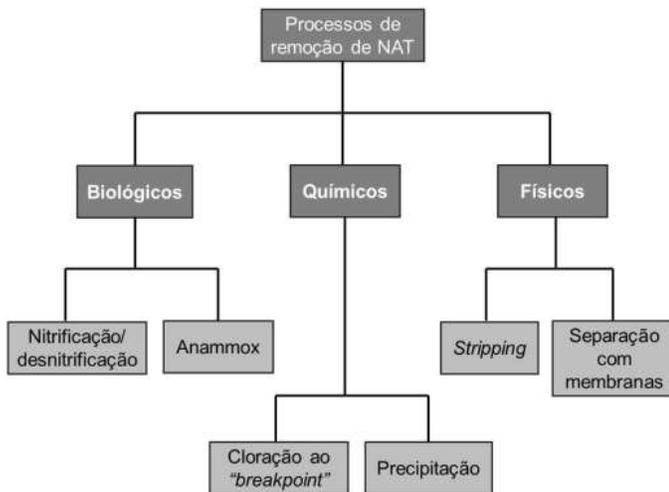


Figura 1. Estratégias para remoção de nitrogênio amoniacal de efluentes.

Fonte: Adaptado de Kunz; Mukhtar (2016).

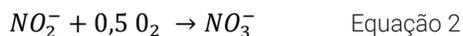
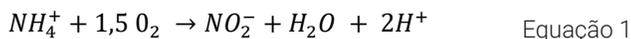
## **Tecnologias consolidadas para remoção de nitrogênio – nitrificação/desnitrificação**

A rota biológica convencional de nitrificação e desnitrificação tem sido empregada para tratamento de águas residuárias objetivando a remoção de nitrogênio. Este tipo de tratamento envolve mecanismos aeróbios (que consomem oxigênio – em que há a nitrificação autotrófica da amônia a nitrato, via oxidação) e anaeróbios (ausência de oxigênio – desnitrificação heterotrófica do nitrato a nitrogênio gasoso, consumindo o carbono remanescente do efluente da suinocultura, via redução). Ambos ocorrem no interior das células ou bactérias – por isso são consideradas reações bioquímicas. A nitrificação/desnitrificação pode ser aplicada em reatores separados ou em um único reator (com intervalos de aeração) (Hollas *et al.*, 2019).

### **Processo de nitrificação**

O processo de nitrificação é uma reação microbiológica em que microrganismos convertem o nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$ ) dos digestatos da suinocultura em nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Essa é uma reação de oxidação em que o aceptor final de elétrons é o oxigênio, ou seja, o processo ocorre mediante a aeração dos reatores, e a mesma é dividida em duas etapas reacionais: nitritação e nitratação.

Na primeira etapa (nitritação), microrganismos com habilidade de oxidar amônia (bactérias oxidadoras de amônia – BOA) convertem o nitrogênio amoniacal a nitrito. E na segunda etapa (nitratação), outro grupo de microrganismos que está em consórcio no mesmo sistema (bactérias oxidadoras de nitrito – BON) oxida o nitrito a nitrato. Ambas as bactérias envolvidas no processo de nitrificação necessitam de oxigênio ( $\text{O}_2$ ) para metabolismo e oxidação das espécies nitrogenadas, o qual é fornecido via sopradores para o meio reacional (Metcalf; Eddy, 2003). As Equações 1 e 2 representam as etapas gerais dos processos de nitritação e nitratação, respectivamente.



Conforme observa-se nas Equações 1 e 2, tanto as bactérias oxidadoras de amônia como as de nitrito, envolvidas no processo de nitrificação necessitam de oxigênio para oxidação do nitrogênio amoniacal dos efluentes da suinocultura. Devido ao metabolismo desses microrganismos caracterizar-se por autotrófico, as mesmas também assimilam fonte de carbono inorgânico para suprimento de suas atividades metabólicas e crescimento celular. Parte dos requisitos quanto a estas fontes inorgânicas já está presente nos efluentes da suinocultura.

Além disso, esses microrganismos possuem taxa de crescimento baixa. Com isso, algumas condições podem ser impostas ao processo e reguladas para melhorarem o desempenho do processo, tais como: o oxigênio anteriormente mencionado, pH, temperatura, tempo de retenção hidráulica e tempo de retenção celular. Dentre estas, a aeração, pH e fonte de carbono inorgânico são as variáveis mais importantes (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019).

Devido ao metabolismo aeróbio, quantidades elevadas de oxigênio são necessárias para favorecer o processo de nitrificação. Durante a oxidação, as concentrações de oxigênio dissolvido fornecidas pelos sopradores devem ser entre 2 e 3 mg.L<sup>-1</sup>. Valores inferiores a 0,5 mg.L<sup>-1</sup> de oxigênio dissolvido inibem o processo de nitrificação de dejetos. Para bom funcionamento dos reatores de nitrificação, o cálculo do requisito de oxigênio considera que para cada quilograma de nitrogênio presente no dejetos que será oxidado (na forma de nitrogênio amoniacal, NH<sub>3</sub>) são necessários cerca de 4,25 quilogramas de oxigênio, sendo que a potência e número de sopradores a serem escolhidos também conectam-se com a dimensão das lagoas nitrificantes. Para cálculo do requisito de O<sub>2</sub> em projetos de reatores de nitrificação do NH<sub>3</sub> à NO<sub>3</sub><sup>-</sup> é necessário conhecer a concentração de amônia no efluente da suinocultura e a carga de N (na forma de NH<sub>3</sub>) na entrada do reator nitrificante (Gerardi, 2002; Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019).

Considerando-se que em uma granja de suínos um biodigestor do tipo UASB gera diariamente 150 m<sup>3</sup> de digestato, com concentrações aproximadas de 1.203 mg.L<sup>-1</sup> de nitrogênio amoniacal e 1.203 mg.L<sup>-1</sup> de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) (Kunz *et al.*, 2006), para definir o requisito diário de oxigênio exigido para a oxidação de todo o nitrogênio na forma de amônio para nitrato deve-se inicialmente calcular a carga de nitrogênio na entrada do reator aeróbio (Equação 3).

$$c = [NAT].Q \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

**c** = Carga de nitrogênio a ser aplicada no reator nitrificante (kg.d<sup>-1</sup>)

**[NAT]** = Concentração de nitrogênio amoniacal total no efluente (kg.m<sup>-3</sup>)

**Q** = vazão (m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>)

$$c = 1203 \frac{mg}{L} \cdot \frac{g}{1000 mg} \cdot 150 \frac{m^3}{d}$$

Considerando:

$$\frac{g}{L} = \frac{Kg}{m^3} \quad c = 181 kg.d^{-1}$$

A partir do valor encontrado de carga de nitrogênio a ser aplicada, é possível então calcular o requisito diário de oxigênio (RdO<sub>2</sub>) para a lagoa de nitrificação de efluentes da suinocultura (Equação 4).

$$Rd_{O_2} \rightarrow NAT = 181 \frac{Kg}{d} \times 4.25 \frac{O_2}{NAT} \quad \text{Equação 4}$$

$$Rd_{O_2} \rightarrow NAT = 770 \frac{Kg O_2}{d}$$

De maneira semelhante, também é possível calcular o requisito de oxigênio para oxidação da matéria orgânica disponível residual no efluente. Para tal, o cálculo do requisito de oxigênio é igual à carga diária de DBO (Equação 5).

$$c = 1203 \frac{mg}{L} \cdot \frac{g}{1000 mg} \cdot 150 \frac{m^3}{d} \quad \text{Equação 5}$$

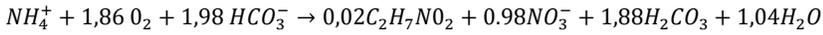
$$c = 181 \frac{Kg}{d} \quad R d_{O_2} \rightarrow DBO = 181 \frac{Kg O_2}{d}$$

Além do oxigênio, o pH também exerce grande influência durante o processo de completa oxidação do nitrogênio dos efluentes na etapa de nitrificação, influenciando no crescimento celular e estabilidade do processo nos reatores. O pH tem importância na disponibilização de substrato ao processo, pois de acordo com os valores de acidez ou alcalinidade ocorrem as mudanças das formas nitrogenadas entre amônio e amônia, e nitrito e ácido nitroso, sendo que somente  $NH_3$  e  $HNO_2$  são substratos para as BOA e BON. As células e o metabolismo desses microrganismos gastam menos energia para transportar e oxidar essas formas nitrogenadas do que as formas ionizadas amônio e nitrito (Wiesmann; Choi; Dombrowski, 2007).

Sabendo-se disso, a manutenção e controle do pH é primordial para manutenção e eficácia do processo de nitrificação. As faixas próximas à neutralidade (7,2 a 7,6) são os intervalos ideais para as bactérias oxidadoras de nitrito (BON), enquanto as bactérias oxidadoras de amônia (BOA) necessitam de valores próximos a 8 (7,9 a 8,2). Meios ácidos ou pH inferiores a 6 inibem a atividade de ambos os microrganismos. Para controle desse parâmetro nos intervalos próximos à neutralidade é ideal que o dejetado suíno apresente uma quantidade mínima de alcalinidade, aumentando assim o poder de tamponamento das lagoas nitrificantes.

A quantidade ideal de alcalinidade para manter o pH em condições ideais pode ser calculado através da estequiometria da reação de oxidação do nitrogênio amoniacal (Equação 6), sendo que o requisito estequiométrico de bicarbonato ( $HCO_3^-$ ) é 2 mols para oxidação de 1 mol de  $NH_4^+$ , o que corresponde a 4,36 gramas de  $HCO_3^-$  por grama de nitrogênio amoniacal total presente no dejetado. Convertendo esse valor para carbonato de cálcio ( $Ca_2CO_3$ ), para cada grama de nitrogênio amoniacal a ser completamente oxidada na nitrificação são necessários

7,14 gramas de  $\text{CaCO}_3$ . A Equação 6 determina a reação de nitrificação em etapa única, juntando o processo realizado pelos microrganismos BOA e BON (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019; Baird; Eaton; Rice, 2017).



Equação 6

Considerando-se que na mesma granja de suínos anteriormente mencionada, em que o reator nitrificante é alimentado diariamente com  $150 \text{ m}^3$  de digestato ( $1.203 \text{ mg.L}^{-1}$  de nitrogênio amoniacal), após a quantificação da alcalinidade total presente no digestato, encontrou-se a concentração de  $5.119 \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}.\text{L}^{-1}$  (Hollas *et al.*, 2019). Com base nesses dados, para determinação da necessidade diária de suplementação de alcalinidade com carbonato de cálcio (para a completa oxidação da amônia a  $\text{NO}_3^-$ ), inicialmente calcula-se a carga diária de nitrogênio (Equação 3) e alcalinidade (Equação 6) presentes na água residuária da suinocultura que alimenta o reator nitrificante (carga de nitrogênio – Equação 3 =  $181 \text{ kg.d}^{-1}$ ).

$$c \frac{\text{Kg}}{\text{d}} = [\text{CaCO}_3].Q \quad \text{Equação 7}$$

$$c = 5119 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \cdot \frac{\text{g}}{1000 \text{ mg}} \cdot 150 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}$$

Considerando-se as condições estequiométricas de que são necessários 7,14 gramas de carbonato de cálcio para cada grama de nitrogênio amoniacal para completa oxidação da amônia na nitrificação:

$$\text{Requisito de alcalinidade} = 181 \frac{\text{Kg N}}{\text{d}} \times 7,14 = 1292 \frac{\text{Kg CaCO}_3}{\text{d}}$$

Para o efluente da suinocultura com  $1.203 \text{ mg.L}^{-1}$  de nitrogênio amoniacal, o requisito diário de alcalinidade é de  $1.292 \text{ kg.CaCO}_3$ , porém, como o dejetos já possui determinada alcalinidade ( $5.119 \text{ mg}_{\text{CaCO}_3}.\text{L}^{-1}$ ), essa diferença é descontada do obtido na Equação 6, por meio da Equação 8.

*Déficit de alcalinidade = Carga diária de alcalinidade – necessidade diária de alcalinidade*

Equação 8

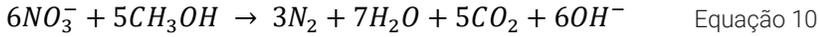
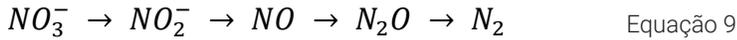
$$\text{Déficit de alcalinidade} = 768 \frac{\text{Kg CaCO}_3}{d} - 1292 \frac{\text{Kg CaCO}_3}{d} = -524 \frac{\text{Kg CaCO}_3}{d}$$

Nas condições do digestato suinícola, há um déficit de alcalinidade e conclui-se que os valores presentes no mesmo não são suficientes para que ocorra a nitrificação total desse efluente. Com isto, o ideal seria a suplementação da alcalinidade para que não haja oscilações do pH a níveis inibitórios. Outra alternativa, seria acoplar o processo de nitrificação ao de desnitrificação, onde ocorreria a redução do nitrato a gás N<sub>2</sub>. Essa alternativa seria viável, pois as bactérias envolvidas no processo de desnitrificação, retornam alcalinidade ao sistema durante suas funções fisiológicas e metabólicas. Portanto, além de gerar um efluente final de menor potencial poluente no tratamento de efluentes da suinocultura, visto que o nitrato ainda desencadeia problemas de eutrofização de corpos hídricos, quando os processos são acoplados a alcalinidade gerada na desnitrificação é recirculada para o tanque nitrificante e compensa parte do requisito estequiométrico apresentado na Equação 6. Outro ponto positivo desses sistemas acoplados, é que os efluentes da digestão anaeróbia também apresentam matéria orgânica remanescente (cerca de 2.076 mg.DQO.L<sup>-1</sup>, Kunz *et al.*, 2006), que não é utilizado nas vias metabólicas das bactérias nitrificantes e sim das desnitrificantes (Metcalf; Eddy, 2003). Isso será abordado no tópico em sequência.

### **Processo de desnitrificação**

A via metabólica de desnitrificação consiste na conversão do nitrato em nitrogênio gasoso. Como essa forma nitrogenada não está prontamente disponível em efluentes da suinocultura, este processo ocorre em seguida à nitrificação e por intermédio de bactérias facultativas heterotróficas, na ausência de oxigênio e presença de carbono orgânico. No processo, o nitrato (advindo da nitrificação) é reduzido a nitrito, óxido nítrico e posteriormente a gás N<sub>2</sub> (Equação 9), e em paralelo há o

consumo do carbono orgânico remanescente presente nos efluentes da suinocultura (Equação 10) (Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016).



Assim como no processo de nitrificação, alguns parâmetros precisam ser controlados e influenciam na desnitrificação. A capacidade das bactérias desnitrificantes de reduzir o nitrato tem relação direta com a quantidade de matéria orgânica biodegradável presente no efluente e concentração das formas nitrogenadas. Esses fatores influenciam na velocidade de crescimento desses organismos (Chen *et al.*, 2021). Por ser um processo heterotrófico, a desnitrificação necessita de fonte de carbono orgânico para que seja possível ser realizada. Portanto, para que o processo ocorra de maneira satisfatória, o efluente da suinocultura deve apresentar cerca de 2,86 g de DQO (demanda química de oxigênio) por grama de  $NO_3^-$  a ser reduzido a  $N_2$  e 1,72 g de DQO por grama de  $NO_2^-$  a ser reduzido a  $N_2$  (Metcalf; Eddy, 2003).

Em efluentes, a disponibilidade de carbono orgânico pode ser medida pela relação entre a quantidade de carbono orgânico disponível (COD) e a massa de nitrogênio a ser reduzida pela desnitrificação. Essa é a relação comumente conhecida como relação C/N. Referindo-se à disponibilidade deste para os microrganismos heterotróficos, é importante considerar somente o carbono orgânico total (COT) presente na fase solúvel. O carbono quantificado como material particulado deve ser desconsiderado. Satisfatoriamente, a matéria orgânica presente em dejetos da suinocultura apresenta alta biodegradabilidade e disponibilidade para as bactérias heterotróficas. Isto é, é um carbono de rápida degradação para estes organismos (Bonassa *et al.*, 2021a).

Considerando-se esses aspectos e o mesmo biodigestor anteriormente mencionado (biodigestor do tipo UASB, que gera diariamente 150 m<sup>3</sup> de digestato, com concentrações aproximadas de 1.203 mg.L<sup>-1</sup> de nitrogênio amoniacal), que possui a concentração de COT de 4.200 mg.L<sup>-1</sup>

(Hollas *et al.*, 2019) na água residuária da suinocultura, para verificar a adequabilidade deste efluente para o processo de desnitrificação deve-se calcular a carga de carbono (Equação 11) e de nitrogênio (Equação 12) aplicada ao reator. Para este sistema são consideradas as vazões de alimentação do biodigestor e de descarte de lodo de 10 e 8 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>, respectivamente (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019).

$$C_{COT} = \left[ Q_{alimentação} \frac{m^3}{d} - Q_{descarte\ de\ lodo} \frac{m^3}{d} \right] \times [COT] \quad \text{Equação 11}$$

$$C_{COT} = \left[ 10 \frac{m^3}{h} \times \frac{24h}{d} - 8 \frac{m^3}{d} \right] \times \left[ 4200 \frac{mg}{L} \cdot \frac{g}{1000} \right]$$

$$C_{COT} = \left[ 240 \frac{m^3}{h} - 8 \frac{m^3}{d} \right] \times \left[ 4,2 \frac{Kg}{m^3} \right]$$

$$C_{COT} = 232 \frac{m^3}{d} \times 4,2 \frac{Kg}{m^3} \quad C_{COT} = 975 \frac{Kg}{d}$$

E para carga diária de nitrogênio:

$$C_{NAT} = \left[ Q_{alimentação} \frac{m^3}{d} - Q_{descarte\ de\ lodo} \frac{m^3}{d} \right] \times [NAT] \quad \text{Equação 12}$$

$$C_{NAT} = \left[ 10 \frac{m^3}{h} \times \frac{24h}{d} - 8 \frac{m^3}{d} \right] \times \left[ 1203 \frac{mg}{L} \cdot \frac{g}{1000} \right]$$

$$C_{NAT} = \left[ 240 \frac{m^3}{d} \right] \times \left[ 1,203 \frac{Kg}{m^3} \right]$$

$$C_{NAT} = 280 \frac{Kg}{d}$$

A partir desses valores, é possível calcular a relação C/N (Equação 12) e confirmar a adequabilidade das águas residuárias da suinocultura para o processo de desnitrificação.

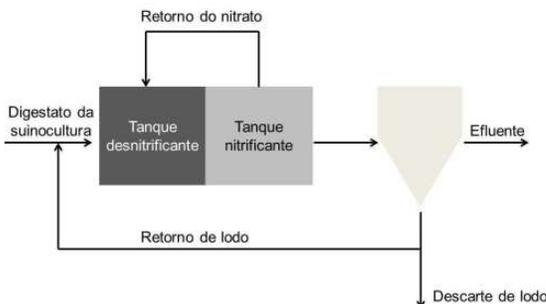
$$\text{Relação } \frac{C}{N} = \frac{C_{COT}}{C_N} \quad \text{Equação 13}$$

$$\text{Relação } \frac{C}{N} = \frac{975 \frac{Kg}{d}}{280 \frac{Kg}{d}} \quad \text{Relação } \frac{C}{N} = 3,5$$

O ideal para as bactérias heterotróficas do processo de desnitrificação são relações C/N acima de 2. Portanto, nas condições apresentadas (relação C/N de 3,5), o efluente da suinocultura possui características satisfatórias para remoção de nitrogênio por essa via metabólica, sem proporcionar quedas em eficiência devido à baixa concentração de COT (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019). Além disso, para cada grama de nitrato reduzido pela via de desnitrificação, são gerados 3 gramas de alcalinidade na forma de carbonato de cálcio. A combinação dos processos de nitrificação com a desnitrificação sugere que esse excedente possa ser aproveitado para compensar o déficit apresentado pelos efluentes da suinocultura para o processo de nitrificação (Hoffman *et al.*, 2007).

### Processo combinado de nitrificação/desnitrificação

Diferentes sistemas reacionais podem ser aplicados para o processo de nitrificação/desnitrificação (Sant'anna Jr., 2010). Dentre estes, o modelo proposto por Ludzack e Ettinger (1962) destaca-se devido a sua alta eficiência e robustez. Algumas modificações e adaptações já foram realizadas nesse modelo, que hoje é tradicionalmente conhecido como Ludzack e Ettinger Modificado (LEM). Na Figura 2 é apresentado um esquema de como é feito o arranjo do processo combinado de nitrificação/desnitrificação para remoção de nitrogênio de efluentes da suinocultura.



**Figura 2.** Esquema ilustrativo de um sistema utilizando o processo Ludzack-Ettinger Modificado para remoção de nitrogênio de digestatos.

Fonte: Adaptado de Kunz, Steinmetz e Amaral (2019).

Conforme observa-se na Figura 2, basicamente o sistema é composto de um tanque desnitrificante (anóxico) anterior ao tanque nitrificante (aeróbio) onde ocorre a oxidação da amônia. Nesse sentido, o nitrato produzido no tanque aerado retornará ao tanque anóxico (sem oxigênio), onde o sistema é alimentado com o digestato, que também possui matéria orgânica. O nitrato e o carbono servirão de elétrons para a redução da forma nitrogenada a gás N<sub>2</sub>. Visto que o tanque de desnitrificação precede o tanque de nitrificação, o processo Ludzack-Ettinger Modificado é também conhecido como “pré desnitrificação anóxica” (Tchobanoglous; Burton; Stensel, 2003).

A configuração Ludzack-Ettinger Modificado é ideal para a remoção de nitrogênio de efluentes da suinocultura, pois possibilita a desnitrificação e a nitrificação do digestato de forma otimizada. O nitrato produzido no tanque aeróbio retorna para o tanque desnitrificante, já servindo como acceptor de elétrons para o processo. Na desnitrificação, a redução do nitrato é mediada pelos microrganismos desnitrificantes, conforme item sobre Processo de desnitrificação, que consomem a matéria orgânica residual presente no digestato da suinocultura e beneficiam a etapa nitrificante, devido ao retorno estequiométrico de alcalinidade (Liu *et al.*, 2018).

Além das características do digestato exercerem influência durante o tratamento de remoção de nitrogênio via processos de nitrificação/desnitrificação, em sistemas LEM a eficiência do sistema também será dependente da taxa de recirculação do meio líquido entre os tanques nitrificantes e desnitrificantes, razão da vazão total de recirculação e vazão de alimentação do sistema. Quanto maior a taxa de recirculação/retorno do nitrato, maior será a eficiência de remoção de nitrogênio de efluentes da suinocultura, sendo que a eficiência global do sistema pode ser calculada pela Equação 14.

$$E = 1 - \frac{[N_T]_S}{[N_T]_E} \quad \text{Equação 14}$$

Onde:

$[N_T]_S$  = Concentração de nitrogênio total na entrada do sistema LEM (mg.L<sup>-1</sup>)

$[N_T]_E$  = Concentração de nitrogênio total na saída do sistema LEM (mg.L<sup>-1</sup>)

Uma vez que ambos os reatores são de mistura completa e fluxo contínuo, as taxas de recirculação de nitrato e vazão de recirculação são calculadas pelas Equações 15 e 16. E a eficiência teórica máxima, a qual é dependente da razão total de recirculação, é calculada por meio da Equação 17.

$$R_T = \frac{Q_{RT}}{Q_{\text{alimentação}}} \quad \text{Equação 15}$$

$$Q_{RT} = Q_{R-ND} + Q_{R-L} \quad \text{Equação 16}$$

$$\frac{[N_T]_s}{[N_T]_e} = \frac{1}{1 + R_T} \quad \text{Equação 17}$$

Onde:

$R_T$  = Razão de recirculação total

$Q_{RT}$  = Vazão de recirculação ( $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ )

$Q_{\text{alimentação}}$  = Vazão de alimentação do sistema LEM ( $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ )

$Q_{R-ND}$  = Vazão de recirculação entre o reator nitrificante e desnitrificante ( $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ )

$Q_{R-L}$  = vazão de recirculação do lodo ( $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ )

As eficiências observadas para remoção de nitrogênio de efluentes em sistemas LEM podem ser acima de 90%. A literatura cita que os valores ideais de recirculação do nitrato do reator nitrificante para o desnitrificante ( $Q_{RT}$ ) é de aproximadamente 3 a 6 vezes a vazão de alimentação ( $Q_{\text{alimentação}}$ ), utilizando-se como média 4,5 vezes. A utilização de decantadores (conforme representado na Figura 2) no sistema LEM tem como objetivo evitar a perda excessiva de biomassa nitrificante do sistema. Essa é retornada para a entrada dos tanques de alimentação do processo e utiliza-se em média razões de recirculação de lodo fixadas em 1 (Chung *et al.*, 2019; Hollas *et al.*, 2019).

Conforme item sobre Processo de desnitrificação e calculado pela Equação 12, em suas rotas metabólicas, as bactérias responsáveis pelo processo de desnitrificação, além de utilizarem o nitrato, também necessitam de matéria orgânica. Os dejetos da suinocultura possuem

em sua composição uma alta concentração de carbono orgânico altamente disponível em sua composição para o processo de desnitrificação. Porém, conceituando-se a remoção de nitrogênio em um pacote tecnológico em que o sistema LEM é instalado como pós-tratamento de digestores anaeróbios, boa parte desse carbono já foi consumido pelos microrganismos metanogênicos e o residual está quase em sua totalidade como matéria recalcitrante, ou seja, de difícil acessibilidade e degradação.

Nesse caso, a eficiência do processo de desnitrificação pode ser comprometida pelo fornecimento de um efluente com baixa relação  $C_{\text{DBO}}/N$ . Em cenários como este, faz-se necessário a suplementação de carbono com glicose, metanol ou acetato, ou ainda a adição de um *by-pass* (desvio) na configuração esquemática do biodigestor, para que uma pequena parcela do dejetos suíno seja direcionada diretamente para o reator nitrificante (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019). Em capítulos adiante, será apresentado a aplicabilidade de um sistema Ludzack-Ettinger Modificado no tratamento de digestatos visando à remoção de nitrogênio em uma granja da suinocultura. Todos os aspectos relacionados ao dimensionamento de reatores também serão abordados para melhor exemplificação desta tecnologia e desse princípio em particular.

## **Tecnologias em desenvolvimento para remoção de nitrogênio**

Algumas granjas e sistemas de tratamento de efluentes da suinocultura já possuem consolidados a biodigestão anaeróbia da fração orgânica dos dejetos. Em alguns casos, os sistemas foram adaptados com tempos de retenção hidráulica (TRHs) e volumes de biodigestores visando o máximo aproveitamento da matéria orgânica para produção de biogás, não sendo aplicável e viável economicamente a instalação de *by-pass*. Digestatos oriundos desses sistemas de tratamento apresentam concentrações remanescentes de carbono (já não mais consumível pelas Arqueas metanogênicas) e efluentes com baixa relação C/N, devido à alta eficiência da digestão anaeróbia. Nesses casos, a viabilidade dos sistemas convencionais de nitrificação/desnitrificação visando a

remoção de nitrogênio de digestatos é dependente da adição de fonte externa de carbono orgânico aos tanques de desnitrificação, o que implica no aumento de custos do sistema operacional.

Nesse sentido, algumas rotas que são utilizadas para tratamento e remoção biológica de nitrogênio de efluentes urbanos (esgoto sanitário e lixiviado de aterro) estão sendo pesquisadas e analisadas em busca da adaptação e adequabilidade para que em um futuro próximo possam ser aplicadas para a remoção de nitrogênio de efluentes da suinocultura. Pesquisas em laboratório buscam aperfeiçoar técnicas para melhorar a eficiência, reduzir custos e otimizar as estratégias de tratamento disponíveis, buscando-se novas rotas que sejam aptas para conversão do nitrogênio amoniacal de digestatos da suinocultura em nitrogênio gasoso.

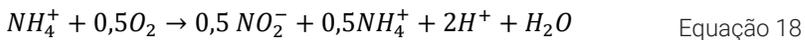
As novas propostas de processo para remoção de nitrogênio, assim como a nitrificação/desnitrificação, também se baseiam em organismos que oxidam e degradam formas nitrogenadas do ciclo do nitrogênio. Concomitantemente, via processos de nitrificação parcial e oxidação anaeróbia do íon amônio (Anammox), a remoção da amônia também é possível via amônia e nitrito sendo convertidos diretamente em nitrogênio gasoso, com pequenas produções de nitrato (o qual não é mais substrato).

No geral, esses processos demandam de menores TRHs; consomem menos energia, pois não oxidam a amônia até nitrato, mas sim até nitrito; além de não exigirem a suplementação de fonte externa de carbono orgânico ou adequação dos biodigestores com *by-pass*. Essas tecnologias recentes para os efluentes da suinocultura de remoção de nitrogênio via nitrito serão mencionadas com maiores detalhes na sequência (processo de Nitrificação Parcial e Anammox) (Vanotti *et al.*, 2012; Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019).

### Processo de nitrificação parcial

O processo de nitrificação parcial é mediado por bactérias oxidadoras de amônia, que oxidam a amônia de efluentes de digestores da suinocultura em nitrito. Esse processo pode funcionar como um pré-tratamento, capaz de gerar um efluente com as características requeridas para alimentação de reatores Anammox, processo avançado que pode ser aplicado no tratamento de efluentes com alta concentração de nitrogênio.

A eficácia e funcionamento da nitrificação parcial consiste basicamente em interromper e controlar o processo de nitrificação total da amônia a nitrato. Com isso, do total de amônia presente em efluentes, objetiva-se que 50% dessa parcela seja oxidada a nitrito e 50% fique remanescente na forma de amônia, conforme observa-se na Estequiometria apresentada na Equação 18. As vantagens do controle e favorecimento desse processo é que nessas formas nitrogenadas balanceadas os requisitos estequiométricos do processo Anammox (Strous *et al.*, 1998) são igualmente atendidos, e esses processos podem, então, ser aliados dentro de um único pacote tecnológico, somando algumas vantagens operacionais e econômicas.



Para controle operacional do processo e favorecimento da oxidação parcial da amônia de efluentes da suinocultura a nitrito, algumas abordagens operacionais podem ser controladas de maneira estratégica buscando-se maiores eficiências, como: oxigênio dissolvido (OD), pH, temperatura, relação carbono/nitrogênio e o tempo de retenção hidráulico. O controle dessas variáveis de maneira a favorecer as bactérias responsáveis pela nitrificação parcial pode também ser estratégico na supressão de determinados grupos bacterianos que competem com as mesmas por amônia (bactérias oxidadoras de nitrito), aumentando a sua atividade e funcionalidade (Wiesmann; Choi; Dombrowski, 2007).

Evidencia-se que valores de OD entre 0,7 e 1,4 mg.L<sup>-1</sup> (razão de 4,25 quilogramas de oxigênio para cada quilograma de nitrogênio a ser oxidado), pH em condições alcalinas (valores superiores a 7, com processos favorecidos em intervalos entre 7,9 a 8,2) (Ciudad *et al.*, 2005) e temperatura entre 30 a 35 °C são algumas das estratégias operacionais que podem ser aplicadas a reatores de nitrificação parcial. Essas condições são seletivas para a rota de oxidação da amônia a nitrito e supressão da conversão total a nitrato (Kunz; Steinmetz; Amaral, 2019).

Sabendo-se que os efluentes da suinocultura advindos de biodigestores possuem quase em sua totalidade nitrogênio na forma de íon amônio, o qual via nitrificação parcial pode ser oxidado a nitrito, a viabilidade e eficiência desse processo também depende da origem do digestato. Isso reflete na eficiência global da manutenção da oxidação parcial de amônia a nitrito. O digestato têm características variáveis de acordo com a eficiência e tipo de reator da digestão anaeróbia, processos de pré-tratamento para remoção de sólidos e preparo do digestato anterior à remoção de nitrogênio (como, por exemplo, processo de separação sólido-líquido) (Chini *et al.*, 2021).

Além disso, haja vista que o equilíbrio entre essas formas nitrogenadas proporcionadas pela nitrificação parcial é o requisito estequiométrico para o processo Anammox, aliar esses processos em um único reator para atender padrões de lançamento previstos na legislação Conama 430/2011 proporciona vantagens econômicas e ambientais às granjas.

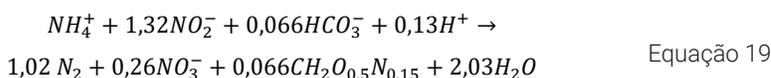
### **Processo Anammox**

O processo Anammox foi uma das últimas descobertas no ciclo do nitrogênio (1990), e é mencionado como um dos avanços tecnológicos mais inovadores para remoção e tratamento de uma gama de efluentes com altas concentrações de nitrogênio. Referindo-se aos efluentes da suinocultura, os processos ainda não são totalmente consolidados, e novos reatores e condições operacionais ainda são temas de investigação. As principais abordagens que tornam essa rota tecnológica atrativa é a possibilidade das bactérias Anammox perfazerem consórcio com

vários grupos bacterianos (nitrificantes e desnitrificantes) e mesmo que inibidas por certas condições operacionais de temperatura, oxigênio dissolvido, pH e presença de matéria orgânica, o processo é flexível e pode ser restaurado devido ao baixo tempo de retenção hidráulica (TRH) dos reatores Anammox. Apesar das bactérias Anammox apresentarem crescimento lento devido ao elevado tempo de duplicação, os baixos TRH de reatores, economia de energia com aeração e baixa geração de lodo, são quesitos que proporcionam a contínua investigação dessa rota para futura aplicação no tratamento de digestatos da suinocultura (Bonassa *et al.*, 2021a).

Nos últimos anos o processo Anammox tem evoluído de conceitos bastante inexplorados, para aplicabilidade no tratamento de digestatos da suinocultura. Isso é uma peça-chave para um futuro próximo, haja visto que essas bactérias não necessitam de fonte de carbono orgânico. Com isso, em granjas que o processo de digestão anaeróbia já está bem estabelecido e fundamentado, a reconfiguração da mesma com *by-pass* para aplicabilidade dos processos convencionais de nitrificação/desnitrificação, ou em novos sistemas a implementação de biodigestores com menores volumes para que haja um excedente de carbono orgânico no efluente (requisito das bactérias desnitrificantes - item sobre Processo de desnitrificação), não é necessária.

A rota Anammox, consiste na oxidação anaeróbia do íon amônio, via microrganismos específicos, diretamente a N<sub>2</sub>, utilizando nitrito (proveniente da nitrificação parcial) como acceptor de elétrons, e como residual há uma pequena produção de nitrato. Ou seja, não há a necessidade de matéria orgânica, como nas rotas convencionais de remoção de nitrogênio anteriormente exploradas. (Equação 19) (Strous *et al.*, 1998).



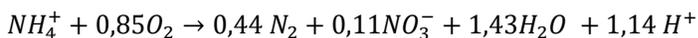
Cita-se como uma das maiores vantagens desse processo, os baixos TRH e as altas cargas de nitrogênio durante a operação de reatores Anammox. Portanto, os sistemas são bastante compactos e de alta

eficiência quando comparados aos processos convencionais de remoção de nitrogênio (Casagrande *et al.*, 2013; Manommani; Joseph, 2018; Bonassa *et al.*, 2021b).

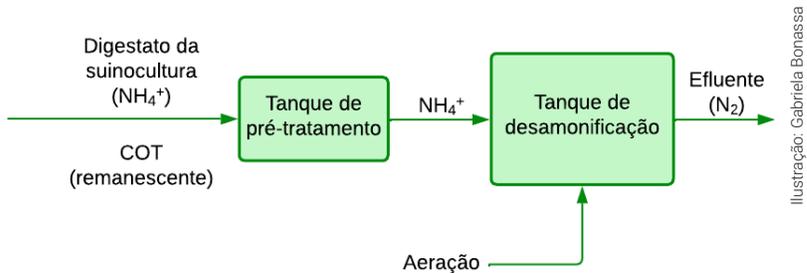
### **Processos combinados de desamonificação**

Conforme apresentado nos tópicos anteriores, os digestatos da suinocultura apresentam altas concentrações de nitrogênio. Os processos convencionais de nitrificação/desnitrificação, apesar de bastante conhecidos e consolidados para tratamento e remoção de nitrogênio, apresentam algumas desvantagens para efluentes agropecuários. Por exemplo, parte do carbono que poderia ser aproveitado na digestão anaeróbia precisaria ser suplementado para as bactérias heterotróficas. A desamonificação, tecnologia que opera simultaneamente a nitrificação parcial com o processo Anammox, surge como uma alternativa promissora para a eliminação de altas cargas de nitrogênio em digestatos. Essas configurações são importantes dos pontos de vista econômico e ambiental, pois maximizam a recuperação de energia e mantém a maior quantidade de carbono na digestão anaeróbia, visto que a remoção de nitrogênio é conduzida por uma rota autotrófica, isenta de necessidade de carbono orgânico nos metabolismos microbianos. Essa tecnologia já foi transferida e aplicada para tratamento de águas residuárias, como esgoto doméstico e efluentes da indústria alimentícia (Bonassa *et al.*, 2021a).

Em condições limitadas de oxigênio, as bactérias aeróbias oxidadoras de amônia oxidam parcialmente a amônia a nitrito, e perfazem consórcio com as bactérias Anammox em um mesmo sistema reacional. Paralelamente, as bactérias Anammox eliminam amônia remanescente e nitrito a gás  $N_2$  (Chini *et al.*, 2019). O esquema é representado na Figura 3. A reação global de ambos os processos combinados é identificada na Equação 20 (Vanotti *et al.*, 2012).



Equação 20



**Figura 3.** Esquema ilustrativo do processo de pré-tratamento de digestatos seguido da desamonificação em reator único.

O primeiro sistema de desamonificação em escala piloto foi implementado em 2002 em Rotterdam (Holanda), em um reator do tipo Batelada Sequencial (SBR). Posteriormente, diferentes reatores foram testados e adaptados para o processo de desamonificação, como: Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado (RALF), Reator de Leito Móvel com Biofilme (MBBR) e Reator de leito expandido (EGSB). Em 2018, um novo Reator denominado NITRAMMOX® foi desenvolvido e proposto por alguns colaboradores na Embrapa Suínos Aves, exclusivamente para o processo de desamonificação). Esse é um reator do tipo *airlift* de tubos concêntricos, agitado e misturado pneumaticamente e que possui alguns diferenciais que proporcionam ambientes favoráveis para ambas as bactérias da nitrificação parcial e Anammox, dentro de um mesmo conjunto experimental. O reator conta com aeração, alimentação e recirculação contínuos, visando proporcionar eficiências satisfatórias, robustez e custos reduzidos (De Prá *et al.*, 2021). Pesquisas de bancada já estão sendo realizadas e comprovam a viabilidade do reator para tratamento de digestatos da suinocultura com altas concentrações de nitrogênio (Bonassa *et al.*, 2021b).

Assim como nos processos de nitrificação/desnitrificação, nitrificação parcial e Anammox, no interior de reatores de desamonificação as condições operacionais devem ser controladas para aumento da eficiência do processo. Nesse caso, o controle obedece às condições anteriormente citadas nos itens sobre Processo de nitrificação parcial e Processo Anammox, de concentração de oxigênio dissolvido, tempera-

tura e pH. Também é importante controlar a concentração de amônia fornecida ao sistema, para que não haja acúmulo no interior do reator, e de maneira que também não haja oxidação total a nitrato. Conforme mencionado, a desamonificação tem sido citada como uma tecnologia revolucionária para a remoção de nitrogênio de digestatos da suinocultura. Porém, investigações e trabalhos de pesquisas ainda são necessários para ampla difusão e consolidação dessa rota de tratamento.

Dentro de um pacote tecnológico e levando em conta as características do digestato da suinocultura, visando cumprir a legislação vigente e os padrões enquadrados para as formas nitrogenadas, sabe-se que máximas eficiências e um bom consórcio bacteriano devem ser alcançados nos processos de desamonificação. Portanto, para aplicabilidade desse processo em granjas de suinocultura, um dos entraves tecnológicos que ainda vem sendo aperfeiçoado refere-se à fração de carbono de baixa biodegradabilidade remanescente da digestão anaeróbia. Isto é, o carbono que já não é consumido pelas Arqueas metanogênicas para produção de biogás, que não é suficiente para as bactérias heterotróficas (no caso de aplicabilidade do processo convencional de nitrificação/desnitrificação), mas que pode inibir as bactérias Anammox (Chini *et al.*, 2021).

Esse carbono apresenta baixa biodegradabilidade para a digestão anaeróbia, e pode ser removido com alguns processos como: separação sólido-líquido, digestão anaeróbia em reatores do tipo UASB com baixo tempo de retenção hidráulica (cerca de dois dias), eletrofloculação e eletrocoagulação e reatores aeróbios. Essas são algumas operações unitárias prévias entre os processos de digestão anaeróbia de dejetos da suinocultura e desamonificação (Figura 3), que podem ser aplicadas para pré-tratamento do digestato, e que também vem sendo investigadas e exploradas cientificamente para que em um futuro próximo essa tecnologia de remoção de nitrogênio possa ser aplicada em grande escala no Brasil.

Nesse contexto, estabelecido e determinado pré-tratamento de digestatos viáveis economicamente e tecnologicamente para o processo de desamonificação, reatores como o NITRAMMOX® poderão ser escalonados em granjas para tratamento e remoção biológica de nitrogênio de digestatos da suinocultura.

## Processo de recuperação de nitrogênio via tecnologia de membranas

A recuperação de nitrogênio de efluentes é uma alternativa atraente para o setor produtivo, considerando a geração de fertilizantes de segunda-geração, um produto valioso para a economia circular de sistemas de tratamentos de efluentes da suinocultura. A tecnologia de membranas possui elevado potencial de aplicação em digestatos com alta concentração de nitrogênio (Kunz; Mukhtar, 2016). A membrana age como uma barreira física entre o efluente e a solução ácida, mais especificamente, a amônia livre presente no efluente/digestato permeia a parede da membrana reagindo com a solução ácida, presente do outro lado da membrana, sendo capturada na forma de  $NH_4^+$  (Darestani *et al.*, 2017; Riaño *et al.*, 2019). A solução ácida pode ser por exemplo ácido sulfúrico, que ao reagir com a amônia produzirá sulfato de amônia (Equação 21) (Darestani *et al.*, 2017).



Um esquema de como ocorre a recuperação de nitrogênio por meio das membranas é ilustrado na Figura 4.

O sulfato de amônia produzido pode ser utilizado como fertilizante, na forma líquida via fertirrigação ou pode ser precipitado, transformando-se em um sal. O uso das membranas pode se dar em duas formas:

1. Combinado com a digestão anaeróbia.
2. Diretamente no digestato/dejeto bruto.

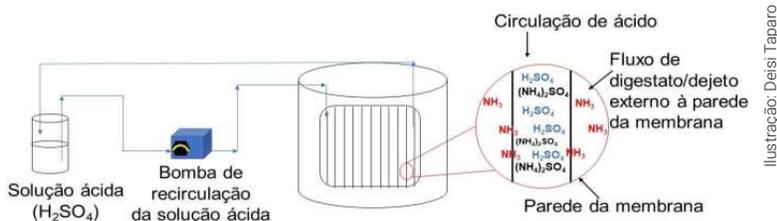


Ilustração: Deisi Taparo

**Figura 4.** Ilustração do princípio operacional do módulo de membrana para recuperação de amônia usando  $H_2SO_4$  como solução ácida.

### Combinado à digestão anaeróbia

O nitrogênio é um nutriente essencial para o crescimento das bactérias e microrganismos na digestão anaeróbia. Em condições anaeróbias, o nitrogênio está presente basicamente na forma orgânica ou amoniacal. A forma amoniacal é descrita na literatura como Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), que é composto pelo íon amônio ( $NH_4^+$ ) e amônia ( $NH_3$ ). A dissociação das espécies é afetada diretamente pelo pH e temperatura do meio (Jiang *et al.*, 2019). A amônia é apontada como a forma tóxica para os microrganismos envolvidos na DA. Dentre os métodos utilizados para diminuir a concentração de amônia livre dentro do biodigestor, as opções que visam a recuperação do nutriente são mais interessantes, tendo em vista que além de diminuir os processos inibitórios o produto obtido pode ser utilizado na cadeia de fertilizantes, contribuindo com a produção de alimentos e diminuição com custos de fixação de N.

O uso das membranas permeáveis a gás dentro dos biodigestores apresenta resultados promissores. Bayrakdar, Sürmeli e Çalli (2017) estudaram a DA de excretas de frango e observaram a potencialização da produção de gás ao utilizarem membranas de contato para remoção de N. O incremento na produção de biogás atingiu 55%, com remoção de até 38% do nitrogênio presente no meio. Shi *et al.* (2019), utilizando membranas de diferente composição (politetrafluoroetileno), obtiveram incremento de 58% na produção de biogás e remoção até 44.9% de nitrogênio. González-García *et al.* (2021) avaliaram a recuperação de amônia

durante a digestão anaeróbia de dejetos suínos. Os principais resultados demonstraram um incremento de até 27% no rendimento de metano e uma taxa de recuperação de amônia de  $6,7 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2}_{\text{membrana}} \cdot \text{d}^{-1}$ .

Os resultados das pesquisas comprovam um grande potencial de uso da tecnologia de membranas permeáveis a gás para melhorar o processo da digestão anaeróbia, ao mesmo tempo que recupera a amônia dos efluentes na forma de sal de amônio. No entanto, mais pesquisas são necessárias devido à incrustação de compostos orgânicos e inorgânicos na superfície da membrana, diminuindo sua efetividade.

### **Uso das membranas no dejetos bruto ou digestato**

O princípio de utilização das membranas para o dejetos bruto (antes da digestão anaeróbia) ou para o digestato (pós-digestão anaeróbia) é igual ao descrito anteriormente. A utilização de membranas permeáveis a gás como metodologia para controle de emissão de amônia a partir de resíduos foi estudada em escala de laboratório e piloto (Molinuevo-Salces *et al.*, 2020; Vanotti *et al.*, 2017).

O pH é ponto crucial na eficiência de recuperação de nitrogênio, uma vez que o íon amônia é a forma facilmente permeável à membrana. Conforme descrito por García-González *et al.* (2015), a recuperação de nitrogênio a partir do dejetos suínos bruto atingiu 81% quando o pH foi mantido na faixa de 8,5-9. Em contraste, apenas 55% do nitrogênio inicial foi recuperado quando o pH não foi ajustado. Do ponto de vista econômico, Molinuevo-Salces *et al.* (2020) revelaram abordagem econômica favorável para a tecnologia de membranas. No entanto, ressaltaram a necessidade de investigações para uso de sistemas de aquecimento durante o inverno para manter as taxas de recuperação, e uso de materiais mais baratos para montagem das membranas assim como o reciclo do ácido, para tornar esta tecnologia mais competitiva.

## Considerações finais

Conforme já mencionado, são diversos os processos disponíveis na literatura, seja para remoção ou para recuperação de nitrogênio de efluentes da suinocultura, os quais têm se mostrado como tecnologias inovadoras para o tratamento biológico de águas residuárias nos últimos anos. Essas tecnologias têm sido desenvolvidas e estudadas para uma gama de efluentes, e a transferência dessas tecnologias para aplicabilidade em escala real e tratamento de digestatos da suinocultura é algo cada vez mais próximo das granjas e sistemas de tratamento.

A escolha da melhor rota e do melhor processo é uma questão a ser pensada e estudada junto a técnicos e especialistas da área, sendo que isso depende das características do dejetos, volume de efluente e quais as pretensões a serem realizadas com a água residuária final: “reúso?”, “tratamento biológico para remoção de fósforo?”. Ou ainda, no caso da recuperação do nitrogênio, há a geração de um fertilizante de segunda geração de alto valor agregado, o qual pode ser comercializado dentro da cadeia.

## Referências

- BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; RICE, E. W. (ed.) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington: American Water Works Association, 2017.
- BAYRAKDAR, A., SÜRMELE, R. O., ÇALLI, B. Dry Anaerobic Digestion of Chicken Manure Coupled with Membrane Separation of Ammonia. **Bioresource Technology**, v. 244, n. 1, p. 816-823, nov. 2017.
- BONASSA, G. *et al.* Organic carbon bioavailability: Is it a good driver to choose the best biological nitrogen removal process?. **Science of The Total Environment**, v. 786, set. 2021a.
- BONASSA, G. *et al.* A new kinetic model to predict substrate inhibition and better efficiency in an airlift reactor on deammonification process. **Bioresource Technology**, v. 319, jan.2021b.

BRASIL. **Resolução N° 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, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília, 16 mai. 2011. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=114770>. Acesso em: 23 ago. 21.

CASAGRANDE, C. G. *et al.* High nitrogen removal rate using ANAMMOX process at short hydraulic retention time. **Water Science Technology**, v. 67, n. 5, p. 968-975, 2013.

CHEN, J. *et al.* Long-term evaluation of the effect of peracetic acid on a mixed anoxic culture: Organic matter degradation, denitrification, and microbial community structure. **Chemical Engineering Journal**, v. 411, may. 2021.

CHINI, A. *et al.* Evaluation of deammonification reactor performance and microorganisms community during treatment of digestate from swine sludge CSTR bioreactor. **Journal of Environmental Management**, v. 246, p. 19-26, sep. 2019.

CHINI, A. *et al.* Treatment of digestate from swine sludge continuous stirred tank reactor to reduce total carbon and total solids content. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, n. 8, p. 12326-12341, aug. 2021.

CHUNG, Y. J. *et al.* Treatment of swine wastewater using MLE process and membrane bio-reactor. **Water Science Technology**, v. 49, n. 5-6, p. 443-50, 2004.

CIUDAD, G. *et al.* Partial nitrification of high ammonia concentration wastewater as a part of a shortcut biological nitrogen removal process. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 5, p. 1715-1719, apr. 2005.

DARESTANI, M. *et al.* Hollow fibre membrane contactors for ammonia recovery: Current status and future developments. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, n. 2, p. 1349-1359, apr. 2017.

DE PRÁ, M. C. *et al.* Novel one-stage reactor configuration for deammonification process: Hydrodynamic evaluation and fast start-up of NITRAMMOX® reactor. **Biochemical Engineering Journal**, v. 171, jul. 2021.

GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C.; VANOTTI, M. B. Recovery of ammonia from swine manure using gas-permeable membranes: Effect of waste strength and pH. **Waste Management**, v. 38, p. 455-461, apr. 2015.

- GONZÁLEZ-GARCÍA, I. *et al.* Improved anaerobic digestion of swine manure by simultaneous ammonia recovery using gas-permeable membranes. **Water Research**, v. 190, feb. 2021.
- GERARDI, M. H. Dissolved oxygen. In.: GERARDI, M. H. **Nitrification and denitrification in the activated sludge process**. New York: Wiley-Interscience, 2002. 191 p.
- GIANCOMINI, S. J. *et al.* Transformações do nitrogênio no solo após adição de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 2, p. 211-219, fev. 2013.
- HOFFMAN, H. *et al.* The potential of denitrification for the stabilization of activated sludge processes affected by low alkalinity problems. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 2, p. 329-337, mar. 2007.
- HOLLAS, C. E. *et al.* Modified Ludzack–Ettinger system role in efficient nitrogen removal from swine manure under high total suspended solids concentration. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, p. 7715-7726, 2019.
- JIANG, Y. *et al.* Ammonia Inhibition and Toxicity in Anaerobic Digestion: A Critical Review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 32, p. 100899, dec. 2019.
- KUNZ, A. *et al.* **Estação de Tratamento de Dejetos de Suínos (ETDS) como Alternativa na Redução do Impacto Ambiental da Suinocultura**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. (Comunicado Técnico, 452).
- KUNZ, A.; MUKHTAR, S. Hydrophobic Membrane Technology For Ammonia Extraction From Wastewaters. **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 2, p. 377-386, 2016.
- KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019, 209p.
- LIU, F. *et al.* Rapid nitrification process upgrade coupled with succession of the microbial community in a full-scale municipal wastewater treatment plant (WWTP). **Bioresource Technology**, v. 249, p. 1062-1065, 2018.
- MANONMANI, U.; JOSEPH, K. Granulation of anammox microorganisms for autotrophic nitrogen removal from wastewater. **Environmental Chemistry Letters**, v. 16, p. 881-901, 2018.

- METCALF L.; EDDY H. **Wastewater Engineering: Treatment and reuse**. 4. ed. New York: McGraw Hill, 2003. 1819 p.
- MOLINUEVO-SALCES, B. *et al.* Pilot-Scale Demonstration of Membrane-Based Nitrogen Recovery from Swine Manure. **Membranes (Basel)**, v. 10, n. 10, p. 270, oct. 2020.
- RIAÑO, B. *et al.* Application of Gas-Permeable Membranes For-Semi-Continuous Ammonia Recovery from Swine Manure. **Environments**, v. 6, n. 3, p. 32, 2019.
- SANT'ANNA Jr., G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.
- SHI, X. *et al.* Enhanced biogas production and in situ ammonia recovery from food waste using a gas-membrane absorption anaerobic reactor. **Bioresource Technology**, v. 292, p. 121864, nov. 2019.
- STROUS, M. *et al.* The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 50, p. 589-596, 1998.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4. ed. New York: Ed. McGraw Hill USA, 2003. 1819 p.
- VANOTTI, M. B. *et al.* Ammonia Removal Using Nitrification and Anammox in a Single Reactor. *In: ASABE ANNUAL INTERNATIONAL MEETING, 2012, Dallas, Texas. [Anais...]*. Texas: American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2012.
- VANOTTI, M. B. *et al.* Recovery of ammonia and phosphate minerals from swine wastewater using gas-permeable membranes. **Water Research**, v. 112, p. 137-146, 2017.
- WIESMANN, U.; CHOI, I.; DOMBROWSKI, E. **Fundamentals of biological wastewater treatment**. Weinheim: Wiley-VCH, 2007.
- ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 29-42, mar. 2016.



## 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 ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). 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  $\text{PO}_4^{3-}$ . 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<sup>-1</sup>) de acordo com a resolução Conama nº 357/2005.

Classificação do corpo hídrico		P (mg.L <sup>-1</sup> )	
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  $\text{PO}_4^{3-}$  e  $\text{NH}_4^+$  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  $\text{PO}_4^{3-}$  reagem com íons  $\text{Ca}^{2+}$  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<sup>-1</sup>), 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.

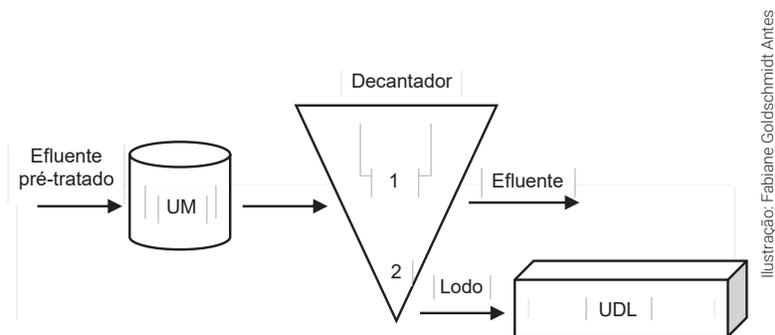
Levando-se em consideração a concentração de P (da ordem 460 mg.L<sup>-1</sup>) presente no dejetto suíno e também a presença de íons cálcio, a utilização do tratamento com hidróxido de cálcio é uma boa alternativa de tratamento, pois o volume de suspensão a ser adicionado é reduzido em função do cálcio 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 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. 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  $\text{Ca(OH)}_2$  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  $\text{PO}_4^{3-}$ , 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  $\text{mg.L}^{-1}$  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  $\text{Ca(OH)}_2$  devido à reação com estes componentes. Na Tabela 2 é apresentada uma simulação do volume teórico de suspensão de  $\text{Ca(OH)}_2$  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% ( $\text{m.m}^{-1}$ ).

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

P ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Volume $\text{Ca(OH)}_2$ (mL)	Massa de $\text{Ca(OH)}_2$ (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<sup>-1</sup>) necessário para o tratamento de 100 m<sup>3</sup> de efluente que contém 130 mg.L<sup>-1</sup> de P da seguinte maneira:

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

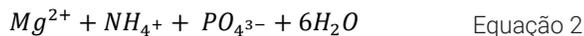
$$V_{cal} = 517000 mL \div 1000$$

$$V_{cal} = 517 L$$

A massa de cal hidratada necessária, neste caso, para o preparo da suspensão a 10% (m.v<sup>-1</sup>) 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<sup>-1</sup>. 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<sup>-1</sup> 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  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{PO}_4^{3-}$  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  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{PO}_4^{3-}$  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,  $\text{MgO}$  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  $\text{CO}_2$  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 ( $\text{Ca}^{2+}$ ) ou carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) 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  $\text{Ca}^{2+}$ , como este compete com o  $\text{Mg}^{2+}$ , 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  $\text{Fe}^{2+}$  e/ou  $\text{Fe}^{3+}$  e  $\text{Al}^{3+}$  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.

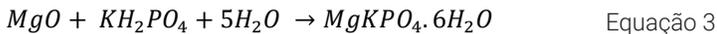
- O potencial do eletrodo define quais reações ocorrem na superfície do eletrodo.
- A concentração dos poluentes afeta a eficiência de remoção porque a coagulação não segue uma cinética de reação de ordem zero, mas sim de pseudo-segunda ordem ou primeira ordem.
- A concentração de ânions, tais como o 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).

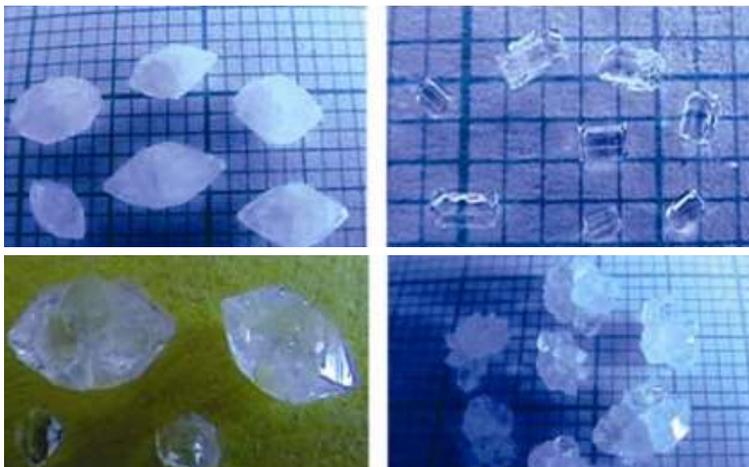
A EC possui desvantagens como o alto custo de operação devido ao consumo de energia elétrica e troca de eletrodos. Além disso, uma condutividade mínima das águas residuais e etapas de pré-tratamento (ajuste de pH, equalização, etc.) também podem ser necessários (Domingues, 2021). Por outro lado, uma alternativa para reduzir o custo do processo da EC é a recuperação de gás  $H_2$ , sendo uma das vantagens mais importantes dessa tecnologia, porque o gás hidrogênio ( $H_2$ ) 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  $Mg^{2+}$ , potássio ( $K^+$ ) e  $PO_4^{3-}$  (Equação 3). A K-estruvita é análoga à estruvita, onde o cátion monovalente  $K^+$  substitui o cátion  $NH_4^+$ . Essa substituição de íons é possível, pois os raios iônicos de  $K^+$  e  $NH_4^+$  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  $\text{PO}_4^{3-}$  e  $\text{K}^+$  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  $\text{K}^+$  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  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{Na}^+$ . 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](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](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](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.

## CAPÍTULO 7

---

# Processos compactos de tratamento (Sistrates®)

*Daniela Cândido, Marcelo Bortoli e Airton Kunz*

### Introdução

Atualmente, existem tecnologias eficientes para o tratamento dos resíduos da suinocultura. No entanto, a cadeia brasileira de produção de suínos tem dificuldades de externalizar os custos ambientais e, conseqüentemente, incorporar esses custos na produção. Esse fato gerou uma defasagem tecnológica na suinocultura, quando se fala em tratamento dos dejetos.

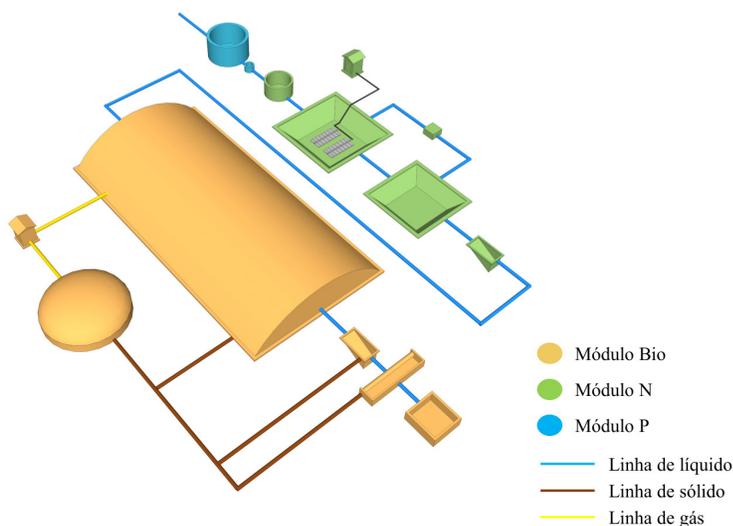
Os principais fatores que dificultam o tratamento dos dejetos são a percepção dos produtores sobre os sistemas de tratamento (que eles julgam ser de alta complexidade), falta de fiscalização por parte dos órgãos ambientais e custos elevados de implementação. A fim de buscar alternativas para estas questões, o Sistrates® (Sistema de Tratamento de Efluente da Suinocultura) foi desenvolvido pela Embrapa Suínos e Aves em parceria com a Universidade Federal de Santa Catarina.

O Sistrates® conta com a remoção conjunta de carbono, nitrogênio e fósforo. Este projeto foi concebido pelos pesquisadores Airton Kunz, Hugo Moreira Soares, Marcelo Bortoli, Marcelo Miele e Ricardo Luis Radis Steinmetz e teve seu pedido de patente concedido sob Patente de Invenção N° PI 1100464-9, em fevereiro de 2021. A fim de apre-

sentar uma solução tecnológica aplicável/viável a produtores suínos, este capítulo exemplificará como este sistema funciona e como pode ser implementado.

## Conceito do Sistrates®

O Sistrates® é um sistema de tratamento de efluentes que visa reduzir o impacto ambiental dos resíduos provenientes da suinocultura a partir da remoção conjunta de carbono, nitrogênio e fósforo (Kunz; Fongaro, 2019). Sua configuração é composta por três módulos, sendo o primeiro o Módulo Bio, o segundo o Módulo N e o terceiro o Módulo P (Figura 1). O sistema foi concebido para ser aplicado de forma modular e adicional, de acordo com as necessidades de tratamento.



**Figura 1.** Ilustração do Sistrates®, apresentando os principais processos envolvidos para o tratamento de efluente da suinocultura.

Fonte: Cândido (2021).

O Módulo Bio tem como principal função a remoção de sólidos e carbono orgânico, separando em duas rotas distintas, uma para o líquido e outra para os sólidos. Consiste primeiramente na separação da fração sólida e líquida, para posteriormente tanto o sólido como o líquido

serem direcionados para a biodigestão anaeróbia. Neste módulo, há a geração do biogás, um subproduto com alto valor agregado, o qual pode ser utilizado para a geração de energia térmica e/ou elétrica (Kunz *et al.*, 2011; Miele *et al.*, 2015).

O líquido é encaminhado para os biodigestores do tipo Biodigestores de Lagoa Coberta (BLC). Já a fração sólida é direcionada a um reator CSTR (do inglês *Continuous Stirred-Tank Reactor*) (Kunz; Fongaro, 2019). O efluente do BLC é encaminhado para o módulo N.

O Módulo N atua na remoção biológica de nitrogênio através da nitrificação/desnitrificação. Este processo ocorre em dois reatores em série, contínuos e de mistura completa, sendo o primeiro um reator anóxico (desnitrificante) seguido de um reator aeróbio (nitrificante). Com o objetivo de preservar os reatores desnitrificante e nitrificante, a primeira etapa do módulo N é um decantador, a fim de controlar o teor de sólidos na entrada do sistema. Além disso, o módulo possui ainda um decantador final, com o objetivo de evitar a perda em excesso de biomassa, e ser possível recircular a biomassa no reator nitrificante (Bortoli, 2010).

O último módulo do Sistrates®, o Módulo P, consiste na remoção de fósforo do efluente final a partir da precipitação química, utilizando uma suspensão de cal hidratada ( $\text{Ca(OH)}_2$ ). Nesta etapa do processo ocorre a formação de um subproduto de alto valor agregado, o fosfato de cálcio, que pode ser utilizado como fertilizante ou ainda como insumo para nutrição animal (Tavernari *et al.*, 2016; Kunz; Fongaro, 2019).

Além dos subprodutos que se obtém com este sistema, algumas outras vantagens devem ser abordadas, como:

- O controle da poluição do ar, solo e água;
- O reúso da água na granja para limpeza das instalações.
- Possibilidade de lançamento do efluente final em corpo receptor, atingindo padrões de lançamento conforme resolução Conama 430/2011 e IN 11 – IMA/SC.
- Redução da área necessária, possibilitando a expansão dos sistemas produtivos.

O Sistrates® tem como principais beneficiárias granjas suinícolas com restrição de área ou em expansão, cooperativas, agroindústrias, empreendimentos do setor de gás e energia a partir de biomassa, projetos de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL), além de poder ser aplicado a efluentes da indústria alimentícia (Kunz *et al.*, 2011).

## **Noções básicas de dimensionamento e operacionalização**

O dimensionamento de um sistema de tratamento é uma etapa primordial para a obtenção de resultados satisfatórios de eficiência de tratamento. Nesta etapa, deve-se ter atenção e confiabilidade nos dados a serem utilizados. Aqui será abordada cada etapa do processo separadamente, oferecendo informações técnicas de dimensionamento do Sistrates®.

### **Separação sólido-líquido**

O processo de separação sólido-líquido visa segregar as frações sólida e líquida, para que ambas possam ser destinadas adequadamente durante as demais etapas do processo. Além disso, esse processo pode potencializar a produção de biogás de cada fração (Amaral *et al.*, 2016).

Nesta etapa, recomenda-se primeiramente que o dejetos suíno fresco passe por um sistema de grades para a retenção de sólidos grosseiros que possam interferir no funcionamento dos demais equipamentos do sistema, como as bombas e tubulações de transporte do dejetos. Posteriormente, o dejetos deve ser encaminhado para um sistema onde haja a separação de sólidos de até 2 mm. Para dejetos de suínos, recomenda-se o uso de peneiras com escovas rotativas.

A utilização de um decantador antecedendo os BLCs é recomendada em função dos sólidos fixos que não são retidos pela peneira, os quais, caso entrem em grande quantidade dentro deste modelo de biodigestor, causarão o assoreamento do mesmo. Este decantador deve ser dimensionado em função da vazão de alimentação e TRH (que deve ser

de ao menos 3,5 horas), com uma inclinação horizontal de 60° e razão comprimento largura mínima de 2, ou seja, comprimento sendo igual a 2 vezes a largura (Cândido, 2021). Deve-se adicionar a este decantador uma bomba para a retirada do lodo. A Equação 1 traz o cálculo para obtenção do volume útil deste decantador, sendo:

$$V_{\text{útil}} = Q * TRH \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

**Q** = Vazão de dejetos suíno ( $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ )

**TRH** = Tempo de retenção hidráulica (h)

Para saber a vazão horária de dejetos suíno basta dividir a vazão diária pelas horas de funcionamento deste sistema. Para a realização do descarte de lodo, um balanço de massa deve ser realizado, em função da carga de sólidos fixos que entram e saem deste decantador, conforme Equação 2, que resultará em uma carga de sólidos fixos acumulada diariamente no decantador.

$$C_{SF \text{ acumulado}} = (c_{SF \text{ entrada}} - c_{SF \text{ saída}}) \cdot Q_{\text{entrada}} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

**C<sub>SF acumulado</sub>** = Carga de sólido fixo acumulada no decantador diariamente ( $\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ )

**C<sub>SF entrada</sub>** = Concentração de sólido fixo da entrada ( $\text{kg}_{SF} \cdot \text{m}^{-3}$ )

**C<sub>SF saída</sub>** = Concentração de sólido fixo da saída ( $\text{kg}_{SF} \cdot \text{m}^{-3}$ )

**C<sub>entrada</sub>** = Vazão diária de dejetos na alimentação do decantador ( $\text{kg}_{SF} \cdot \text{m}^{-3}$ )

Através da  $C_{SF \text{ acumulado}}$  e após análise da concentração de sólidos fixos no lodo, é possível determinar a vazão de descarte de lodo pela Equação 3.

$$Q_{\text{descarte}} = \frac{C_{SF \text{ acumulado}}}{c_{SF \text{ lodo}}} \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

$Q_{\text{entrada}}$  = Vazão diária de dejetos na alimentação do decantador ( $\text{kg}_{\text{SF}} \cdot \text{d}^{-1}$ )

$C_{\text{SF acumulado}}$  = Carga de sólido fixo acumulada no decantador diariamente ( $\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ )

$C_{\text{SF lodo}}$  = Concentração de sólido fixo no lodo ( $\text{kg}_{\text{SF}} \cdot \text{m}^{-3}$ )

**Observação:** Com o valor da vazão diária a ser descartada do decantador ( $Q_{\text{descarte}}$ ) obtido, recomenda-se que seja descartado ao longo do dia, conforme o tempo de alimentação. Por exemplo, se o decantador receber alimentação durante 10 horas, o volume de lodo a ser descartado deve ser dividido durante este período. Recomenda-se que haja um descarte a cada 30 minutos.

## Digestão anaeróbia

O processo de digestão anaeróbia tem por finalidade remover carbono orgânico do dejetos, transformando em biogás. Para definição do modelo ideal de biodigestor a ser utilizado, alguns parâmetros devem ser levados em consideração, como:

- Tipo de substrato.
- Condições ambientais.
- Nível de investimento que se pretende fazer.

O Sistrates® utiliza em seu sistema dois modelos de reator, BLC e CSTR, os quais realizam a biodigestão do dejetos suíno das frações líquida e sólida, respectivamente. O biodigestor BLC é o modelo mais utilizado no Brasil em função de seu baixo custo de implementação e baixa complexidade de operação. Recomenda-se implementar uma rotina de manejo de lodo dentro deste biodigestor, a fim de prolongar sua vida útil, evitando o assoreamento.

Para o dimensionamento deste reator, o primeiro passo é estabelecer a vazão diária de alimentação ( $Q_{\text{alimentação}}$ ). O TRH deste modelo de reator, quando antecedendo o módulo N, deve variar entre 20 a 30 dias e a carga orgânica volumétrica (COV) deve estar entre 0,3 a  $0,5 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}_{\text{reator}}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ .

A partir disto, e da concentração de sólidos voláteis (SV) do dejetos suíno que entra no reator, é possível verificar o volume necessário para o BLC através da Equação 4.

$$COV = \frac{Q_{entrada} \cdot C_{SV\ entrada}}{V_{útil}} \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

**COV** = Carga orgânica volumétrica ( $\text{kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ )

**Q<sub>entrada</sub>** = Vazão diária de dejetos na alimentação do decantador ( $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ )

**C<sub>SV entrada</sub>** = Concentração de sólido volátil na entrada ( $\text{kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3}$ )

**V<sub>útil</sub>** = Volume útil ( $\text{m}^3$ )

Em seguida, a fim de verificar o TRH necessário em função dos parâmetros acima citados, a Equação 1 deve ser aplicada. Para manejo de lodo deste biodigestor, deve-se utilizar a mesma metodologia abordada para o decantador da etapa de separação sólido-líquido.

O reator CSTR é caracterizado por seus artifícios de agitação e temperatura controlada da biomassa. Logo, este modelo de reator suporta concentrações de sólidos maiores quando comparado ao modelo BLC. Recomenda-se que este modelo seja utilizado para a fração sólida do dejetos suíno, uma vez que esta é a fração de mais difícil biodegradabilidade. Para o dimensionamento, alguns parâmetros devem ser respeitados, como COV e TRH. Já a concentração de SV não deve ultrapassar  $10\% \text{ m} \cdot \text{v}^{-1}$ , ou seja,  $100 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ . Reactores CSTR devem ser operados com COV entre 1 a  $4 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}_{\text{reator}}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  e TRH acima de 20 dias. Para estabelecimento do volume deste reator, a Equação 2 pode ser aplicada.

A temperatura da biomassa deve ser mantida, preferencialmente, em  $37 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ , e o sistema de agitação pode ocorrer de forma intermitente, 15 minutos ligada a cada 45 minutos. Além disso, sempre que houver entrada de alimentação, o sistema de agitação deve ser acionado.

Quanto à partida dos reatores anaeróbios, tanto o BLC como o CSTR podem ser iniciados somente com seu preenchimento total com dejetos suínos frescos. Posteriormente, iniciar a alimentação de projeto. Caso haja a possibilidade da adição de biomassa aclimatada, sugere-se a adição na proporção de 30% de biomassa aclimatada e 70% de dejetos suínos frescos. Idealmente, não se deve dar partida nesse tipo de processo nos meses mais frios do ano, pois a temperatura, principalmente no BLC, impacta muito a eficiência do processo.

### **Remoção de nitrogênio**

O digestato resultante do reator BLC pode ter um incremento na concentração de nitrogênio amoniacal devido à degradação de nitrogênio orgânico presente nos dejetos suínos. Com isso, o tratamento dessa fração para a remoção deste contaminante é fundamental para a segurança ambiental da atividade suinícola. O Módulo N é o responsável pela remoção do nitrogênio presente no digestato dos reatores BLCs, sendo realizado por meio da nitrificação e desnitrificação, baseada no processo de MLE modificado, conforme estudado por Bortoli *et al.* (2019).

Este módulo é composto por dois reatores e dois decantadores. As unidades reacionais são um reator desnitrificante anóxico (sem presença de oxigênio) e outro nitrificante (com a presença de oxigênio). Ambos são em série e o primeiro reator, o reator desnitrificante, é alimentado com a saída do BLC. O segundo reator, o reator nitrificante, é alimentado com a saída do desnitrificante. O decantador que antecede o primeiro reator tem por objetivo reduzir o teor de sólidos e carbono orgânico que possa sair do BLC, evitando sobrecarga ao reator desnitrificante. Porém, o mesmo deve ser acionado somente quando necessário, normalmente em meses com temperaturas ambiente mais baixas. Deve ser posto em operação quando uma análise de sólidos sedimentáveis indicar que a saída do BLC apresenta teores acima de 200 mL/L. O dimensionamento deste decantador segue o dimensionamento do decantador que antecede o BLC.

Ambos os reatores podem ser construídos em diferentes materiais, como aço, concreto, polipropileno, fibra de vidro, entre outros, ou simplesmente escavados no solo e impermeabilizados com geomembrana. O formato pode ser circular ou retangular. Quando escavados no solo, a depender da estrutura do solo em questão, devem ter inclinação das paredes variando entre 45° e 60°.

O reator nitrificante é a etapa mais importante do processo de remoção de nitrogênio, pois é nele que ocorrerá a transformação do nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato. Para que o nitrogênio na forma de nitrito e nitrato seja efetivamente removido na forma de nitrogênio gasoso, o meio do reator nitrificante é recirculado para o reator desnitrificante a uma razão de 4,5 vezes a vazão de alimentação. Assim, se a vazão de entrada do módulo N é 100 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>, a vazão de recirculação deve ser de 450 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>.

Além disso, para se evitar a perda de biomassa do módulo N, o decantador após o reator nitrificante concentra a biomassa, que também é recirculada para o reator desnitrificante, a uma vazão de uma vez a vazão de entrada do módulo N. Assim, após passar pelo decantador, o sobrenadante sai do módulo N e é direcionado ao módulo subsequente.

Para que a reação de oxidação do nitrogênio na amoniacal total (NAT) ocorra é necessário que haja injeção de oxigênio dentro do reator nitrificante. A quantidade necessária de oxigênio irá variar de acordo com a caracterização do dejetos suíno de cada granja. Para o processo de injeção de oxigênio recomenda-se o uso de sopradores de oxigênio acoplados a um sistema de aeração removível do tipo *air grid*, com difusores de membrana tubular.

Para determinar o volume dos reatores, deve-se calcular inicialmente o volume do reator nitrificante. O volume do reator desnitrificante deverá ser de 80% do volume do reator nitrificante. Ao se calcular o volume do reator nitrificante, precisam ser observados alguns critérios básicos, como: carga de nitrogênio amoniacal na entrada do sistema, alcalinidade presente e carbono orgânico necessário, uma vez que o processo desnitrificante é heterotrófico, ou seja, necessita de fonte de carbono orgânico.

O primeiro passo, portanto, é calcular a carga de nitrogênio na entrada do reator nitrificante. A carga de nitrogênio amoniacal pode ser calculada utilizando a Equação 5.

$$C_N = [NAT] \cdot Q \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

$C_N$  = Carga de nitrogênio (kg.d<sup>-1</sup>)

[NAT] = Concentração de nitrogênio amoniacal (kg.m<sup>-3</sup>)

$Q_{\text{entrada}}$  = Vazão diária de dejetos na alimentação do decantador (m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>)

Ao se dividir a Equação 5 pelo volume do reator (V), podemos obter a Carga volumétrica de nitrogênio, como é apresentado na Equação 6.

$$CV_N = \frac{[NAT] \cdot Q}{V} \quad \text{Equação 6}$$

Rearranjando a Equação 6 de forma a se obter o volume como objetivo do cálculo, tem-se a Equação 7, e com esta equação pode se calcular o volume do reator nitrificante.

$$V = \frac{[NAT] \cdot Q}{CV_N} \quad \text{Equação 7}$$

Para reatores nitrificantes, sendo alimentados com digestatos de BLC, em granjas de suínos, esses sistemas não devem ser alimentados com CVN maior que 0,35 kg.m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>. Esses valores são importantes para que o reator nitrificante tenha eficiência e não sofra sobrecarga, o que pode causar uma situação de inibição irreversível, e conseqüentemente, a perda da biomassa.

Na estimativa da necessidade de oxigênio, deve se levar em consideração que para cada unidade de nitrogênio amoniacal são necessárias 4,25 unidades de oxigênio, ou seja, se o digestato possui carga de 1.000 kg.d<sup>-1</sup> de nitrogênio amoniacal, serão necessários 4.250 kg de O<sub>2</sub> por dia. Portanto, o sistema de aeração deve fornecer essa quantidade mínima de oxigênio para que o processo de nitrificação ocorra. É impor-

tante também considerar a necessidade de oxigênio relativa ao carbono orgânico que sai do reator desnitrificante. Os sistemas de aeração são dimensionados pelos fornecedores dos equipamentos, mas o acompanhamento desse dimensionamento é importante para que não ocorram surpresas na operação do sistema.

Outro ponto importante a ser considerado é a necessidade de alcalinidade no processo de nitrificação. A nitrificação, quando executada isoladamente, possui demanda de 7,14 kg de  $\text{CaCO}_3$  por kg de nitrogênio amoniacal. A grande vantagem do processo MLE modificado é que a desnitrificação supre metade da necessidade de alcalinidade. Portanto, no Sistrates® a necessidade de alcalinidade é de 3,57 kg de  $\text{CaCO}_3$  por kg de nitrogênio amoniacal.

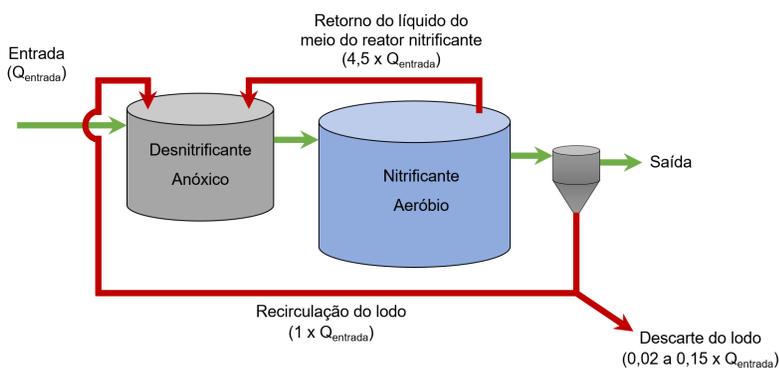
Com relação à construção dos reatores, como foi mencionado anteriormente, deve-se escolher o material conforme a capacidade de investimento do projeto, bem como possibilidades de aplicação de cada material. Em casos em que o solo propicia boa estabilidade, os reatores escavados e impermeabilizados são boa alternativa.

Por fim, no dimensionamento do reator nitrificante, que seja respeitada a profundidade mínima necessária, principalmente se o sistema de aeração escolhido for o do tipo *air grid*, com difusores de membranas, pois esses sistemas têm especificações de cada fabricante. Essa profundidade em geral tem valores que variam entre 3,5 m e 5 m.

### **Como dar partida nestes reatores?**

A inicialização deste módulo deve ocorrer preferencialmente em meses com temperaturas mais altas. Isso porque o reator BLC estará em pleno funcionamento. Ambos os reatores devem ter seus volumes completados com água e ao reator nitrificante deve ser adicionado lodo nitrificante aclimatado. O volume deste lodo pode variar de acordo com a viabilidade do transporte e atividade biológica, sendo que a proporção ideal é de 2% do volume do reator. Para a aclimatação de lodo nitrificante sugere-se seguir os preceitos estabelecidos por Antes *et al.* (2020). Caso não haja a possibilidade de adição de lodo nitrificante, deve haver ciência de que o tempo de estabilização do processo será maior.

A quantidade de inóculo adicionado influenciará diretamente no tempo de estabilização do processo de nitrificação/desnitrificação. As razões das vazões devem seguir o que foi estabelecido por Bortoli (2010), como apresentado na Figura 2.



**Figura 2.** Razões de vazões estabelecidas para o Módulo N do Sistrates®.

O decantador que é instalado ao final deste módulo deve, preferencialmente, ter formato cônico, a fim de concentrar a biomassa nitrificante de forma mais eficaz ao fundo do reator. Além da recirculação de lodo que já foi indicada acima, deve haver também o descarte de lodo nitrificante, sendo que este deve ser otimizado ao máximo. A recomendação é de que para este descarte o trabalho seja visual, ao ponto que, enquanto não houver perda de sólidos deste decantador, o descarte de lodo não deve ser praticado.

A partir do momento em que houver perda de biomassa, o descarte de lodo deve ser acionado e aumentado ou diminuído em função deste critério. Vale ressaltar que as maiores vazões de descarte de lodo ocorrerão nos meses de temperaturas mais baixas. Na Figura 3 é possível perceber a diferença visual entre períodos onde o decantador entrava-se em bom e mau estado de funcionamento.



Autor: Daniela Cândido

**Figura 3.** Diferentes condições do Decantador 3, em bom (A) e mau (B) estado de funcionamento, em função de manejo de lodo adequado ou a falta de manejo de lodo.

A importância do manejo correto de lodo neste decantador é em função de que o arraste de sólidos pode prejudicar a eficiência do módulo subsequente. O arraste de matéria orgânica causará um aumento no consumo de suspensão de reagentes, e isso impactará no custo global do processo. Além disso, o lodo gerado no módulo P terá pureza inferior ao esperado, “empobrecendo” o material final.

### Remoção de fósforo

O processo de remoção e recuperação de fósforo é a última etapa do Sistrates®. Apesar de ser o principal nutriente responsável pela eutrofização de ambientes aquáticos, é também um elemento essencial, não renovável, utilizado para a nutrição de plantas e formulação de rações para animais. Essa importância torna o processo de recuperação deste nutriente cada vez mais necessário.

Este módulo baseia-se na precipitação química de fósforo com o uso de uma suspensão de hidróxido de cálcio,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  e pH 9,0. O processo pode alcançar eficiência de remoção de fósforo total (PT) superior a 96%. O precipitado em seguida é separado da corrente líquida por um processo de decantação, onde os flocos de lodo gerados sedimentam.

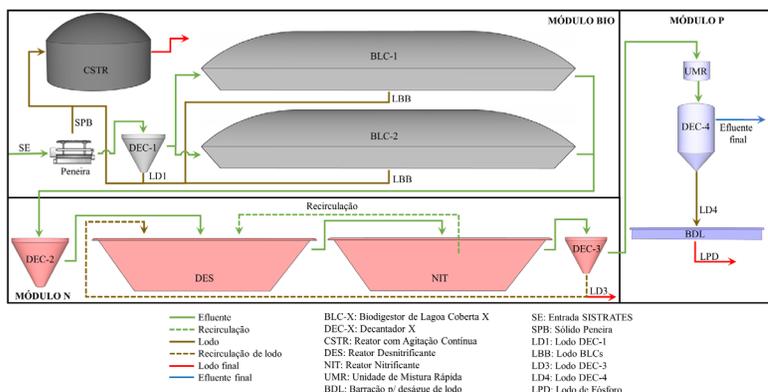
Este módulo é composto de uma unidade reacional de mistura rápida (UMR) a qual sugere-se um TRH de 2 minutos. Nesta unidade, a agitação deve ser contínua e vigorosa. Além disso, deve possuir um controlador de pH, que fará a injeção da suspensão de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  a fim de manter o pH no valor ótimo de 9,0. O efluente oriundo do módulo N entra na UMR e têm seu pH elevado até 9,0 com a injeção da suspensão de  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  10% m.v<sup>-1</sup>.

Após passar pela UMR, o efluente segue para um decantador, com o objetivo de separar as frações sólida e líquida. Recomenda-se que este decantador tenha um TRH de 12 horas, tempo necessário para a separação completa das fases. A fração líquida é o efluente final deste sistema de tratamento. Já a fração sólida, deve ser direcionada a um sistema de deságue e/ou secagem de lodo, a fim de reduzir o percentual final de umidade desse material.

A inativação de patógenos é um ponto favorável desta tecnologia de tratamento. Estudos realizados por Viancelli *et al.* (2015) comprovaram que há reduções significativas de patógenos tanto na fração líquida quanto na fração sólida resultante desse processo. Houve inativação completa de *E. coli*, *Salmonella* e *P. circovirus*, tornando este material biologicamente seguro, podendo ser utilizado para reúso nas instalações, como limpeza dos galpões. Ainda é possível a utilização do lodo de fósforo gerado como fertilizante ou produto de segunda geração.

É importante que este processo esteja associado a tratamentos preliminares para remoção de nitrogênio amoniacal total (NAT), carbono orgânico total (COT) e alcalinidade, pois estes fatores influenciam negativamente na eficiência, velocidade de reação e teor de pureza de fósforo no lodo.

Ao final do módulo P teremos o efluente do Sistrates® que estará pronto para reúso nas instalações, para limpeza de baias, passível de utilização na piscicultura ou ainda com potencial para lançamento em corpo hídrico, conforme Resolução Conama nº 430/2011. Dentre as recomendações citadas, o reúso de água é a opção recomendada em prol da sustentabilidade. Por fim, a configuração deste sistema é apresentada na Figura 4.



**Figura 4.** Fluxograma do sistema de tratamento de efluentes da suinocultura (Sistrates®) composto pelo módulo de digestão anaeróbia (módulo Bio), módulo de remoção de nitrogênio (módulo N) e módulo de remoção e recuperação de fósforo (módulo P).

Fonte: Cândido (2021).

## Monitoramento do Sistrates®

O monitoramento deste processo é de extrema importância para a percepção rápida de possíveis desequilíbrios que possam ocorrer. A Tabela 1 apresenta sugestões de análises de monitoramento diárias em cada etapa deste processo.

Para o controle de todos os processos de forma eficaz, um sistema supervisório deve ser implementado. O mesmo possibilitará a operação remota de todo o sistema, como o acionamento de bombas, alteração de vazões, visualização de medidores, como, por exemplo, de oxigênio dissolvido no reator nitrificante, além da visualização e identificação de possíveis problemas que possam ocorrer com algum equipamento. Esse sistema supervisório possibilitará ações internas ou externas, via celular, o que permite a tomada rápida de decisão. A Tabela 2 faz um compilado de tudo o que foi dito para uso no dimensionamento deste sistema de tratamento.

Todos os balanços de massa e energia do processo estão disponíveis em Cândido *et al.* (2022) e Cândido (2021), baseados em 2 anos de monitoramento contínuo da Unidade de Referência Tecnológica (URT) do Sistrates®, localizada no município de Videira, no estado de Santa Catarina.

**Tabela 1.** Análises de monitoramento diário para cada etapa do sistema de tratamento Sistrates®.

Módulo	Etapa	Vazão (m³)	pH	Temperatura (°C)	ORP (mV)	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Sólidos sedimentáveis (mL.L <sup>-1</sup> )
Bio	Peneira	X					
	Decantador	X					X
	BLC	X	X	X	X		X
	CSTR	X	X	X	X		X
N	Desnitrificante	X	X	X	X		X
	Nitrificante	X	X	X	X	X	X
	Decantador	X					X
P	UMR	X	X				X
	Decantador						X

**Tabela 2.** Principais funções e especificidades de equipamentos utilizados no Sistrates®.

Equipamento	Funcionalidade	Recomendações
Peneira	Retenção de sólidos maiores que 2 mm	Escovas rotativas Crivos de 2 mm
Decantador	Retenção de sólidos fixos	TRH: 3,5 horas Inclinação horizontal de 60° Bomba para manejo de lodo
Biodigestor de Lagoa Coberta (BLC)	Digestão anaeróbia da fração líquida	COV: $0,3 - 0,5 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ SV: até $6 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ TRH: 35 – 40 dias Bomba para manejo de lodo
Reator de Agitação Contínua (CSTR)	Digestão anaeróbia da fração sólida	COV: $1 - 4 \text{ kg}_{\text{SV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ TRH: acima de 20 dias Aquecimento da biomassa a 37 °C Agitador para biomassa Formato levemente cônico na base para descarte de lodo
Reator Desnitrificante	Etapa para a remoção de nitrogênio	Sistema de agitação leve Reator anóxico (sem oxigênio)
Reator Nitrificante	Etapa para a remoção de nitrogênio	Sistema de aeração
Decantador para recirculação de biomassa	Recirculação de biomassa e descarte de lodo	Formato cônico Bomba para manejo de lodo

Continua...

**Tabela 2.** Continuação...

<b>Equipamento</b>	<b>Funcionalidade</b>	<b>Recomendações</b>
Unidade de mistura rápida	Precipitação química para remoção de fósforo	Sistema de agitação TRH: 2 min Elevação de pH até 9,0 Suspensão de Ca(OH) <sub>2</sub> 10% m.v <sup>-1</sup>
Unidade de mistura lenta (decatador)	Separação física das fases sólida e líquida	TRH: 12 horas Sistema de manejo de lodo
Sistema supervisório	Automação e supervisão de todo o processo, como acionamento de bombas, regulação de vazões, observação de equipamentos de medições, assim como operação remota via celular	Integração de todos os equipamentos envolvidos no sistema

## Considerações finais

O tratamento de dejetos de suínos não é mais uma alternativa no Brasil e sim uma necessidade. Com isso, a opção por processos compactos de tratamento tende a ser mais atrativa, uma vez avaliados os pontos positivos e negativos.

O Sistrates® apresenta-se como uma alternativa eficiente e economicamente favorável para os produtores de suínos. O sistema promove a remoção de poluentes como matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, além de ter como resultado subprodutos como a energia elétrica e lodo rico em fósforo. Ainda diminui o requisito de área para destinação de resíduos, o que possibilita maior concentração da produção e/ou expansão de unidades suinícolas já instaladas.

## Referências

AMARAL, A. C. *et al.* Influence of solid-liquid separation strategy on biogas yield a stratified swine production system. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 229-235, 2016.

ANTES, F. G. *et al.* Aclimação e enriquecimento de biomassa nitrificante usando águas residuárias da suinocultura para partida de reator em grande escala. **Comunicado Técnico**, Concórdia, v. 576, 2020.

BORTOLI, M. **Partida, operação e otimização de um sistema de nitrificação/desnitrificação visando a remoção de nitrogênio de efluente da suinocultura pelo processo de Ludzack-Ettinger modificado**. 2010. 155 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Centro Tecnológico Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2010.

BORTOLI, M. *et al.* Simultaneous removal of nitrogen and organic carbon from swine wastewater using pre-denitrification/nitrification process. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, n. 2, p. 1-10, 2019.

CÂNDIDO, 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, 2022.

CÂNDIDO, D. **Partida e operação de um sistema de tratamento de efluentes da suinocultura em escala plena**. 2021. 156 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal da Fronteira Sul, Erechim, 2021.

KUNZ, A.; FONGARO, G. Tecnologias para tratamento de efluente da produção animal visando o reúso de água. *In*: PALHARES, J. **Produção animal e recursos hídricos**: tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos. Brasília: Embrapa, 2019. p. 147-163.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. (Org.) **Fundamentos da digestão anaeróbio, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia, Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2022. 209p.

KUNZ, A. *et al.* **Sistrates**: suinocultura com sustentabilidade ambiental e geração de renda. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011.

MIELE, M. *et al.* Tratamento dos efluente de usinas de biogás. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, ano 24, n. 1, p. 35-45, 2015.

TAVERNARI, F. C. *et al.* Fósforo disponível de fosfato extraído de efluentes da suinocultura. **Comunicado Técnico**, Concórdia, v. 535, out. 2016.

VIANCELLI, A. *et al.* Pathogen inactivation and the chemical removal of phosphorus from swine wastewater. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 226, p. 263-271, 2015.

## CAPÍTULO 8

---

# Reúso de águas residuárias da suinocultura

*Bruno Venturin, Heloísa Campeão Rodrigues, Alice Chiapetti Bolsan,  
Camila Ester Hollas, Deisi Cristina Tápparo, Gabriela Bonassa,  
Fabiane Goldschmidt Antes, Marcelo Bortoli, Alexandre Matthiensen  
e Airton Kunz*

## Introdução

O reúso de água é a prática que permite a reutilização de águas residuárias, sendo um conceito conhecido há muitos anos (Hespanhol, 2008). Com os avanços tecnológicos, as práticas de reúso se modernizaram e ganharam distintas aplicabilidades, como a irrigação de áreas agricultáveis, recarga de águas superficiais e subterrâneas e reúso para fins industriais. Mesmo havendo diversas tecnologias de produção de água doce a partir de água do mar, o custo de tratar efluentes, geralmente, é mais barato que a alternativa de dessalinização. Entretanto, há ainda uma relutância cultural ao se tratar do assunto reúso de efluentes. Portanto, faz-se necessário uma quebra de paradigma, pois já existem diversas tecnologias de tratamento para o reúso seguro de água.

Com isso, em termos de gestão de recursos hídricos, essas soluções se baseiam em tratar e reusar efluentes gerados *in loco* para complementar o abastecimento ao invés de exportar o efluente. Assim, assegura-se a manutenção dos recursos da bacia hidrográfica, evitan-

do gastos com transporte e infraestrutura de deslocamento de água a grandes distâncias (Bertoncini, 2008; Palhares; Gebler, 2014; Boulay *et al.*, 2021). O emprego do reúso significa aumento de eficiência dentro de um processo e consequente diminuição de captação de água do ambiente. O uso de recursos hídricos locais deve ser realizado através da aplicação de fundamentos gerenciais e ambientais, aliado a sistemas avançados de tratamento e procedimentos de certificação da qualidade da água (Brega Filho; Mancuso, 2003; Santos; Vieira, 2020).

O reúso de água, antes considerado como não convencional, tem se tornado uma prática cada vez mais emergente, possibilitando o reaproveitamento desse recurso tão valioso, que é a água (Boulay *et al.*, 2021; Santos; Vieira, 2020). Medidas como conservar, aumentar a eficiência no consumo e reusar postergam a escassez que se aproxima e permitem um desenvolvimento sustentável, frente à preocupação constante com os recursos hídricos do planeta.

Segundo a ONG MapBiomias (2021), o Brasil possui 12% das reservas de água doce do planeta. Entretanto, existe uma tendência de decaimento desse valor. Esta é a conclusão obtida pela análise de imagens de satélite de todo o território nacional entre 1985 e 2020, em que é possível constatar que o país perdeu 15% da superfície de água desde o começo dos anos 1990, e não apresenta perspectivas de reversão deste cenário.

De acordo com a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO, 2011), a agricultura e a pecuária são responsáveis por cerca de 70% do consumo mundial de água. Dessa forma, o reaproveitamento dos recursos hídricos durante essas atividades produtivas se torna interessante.

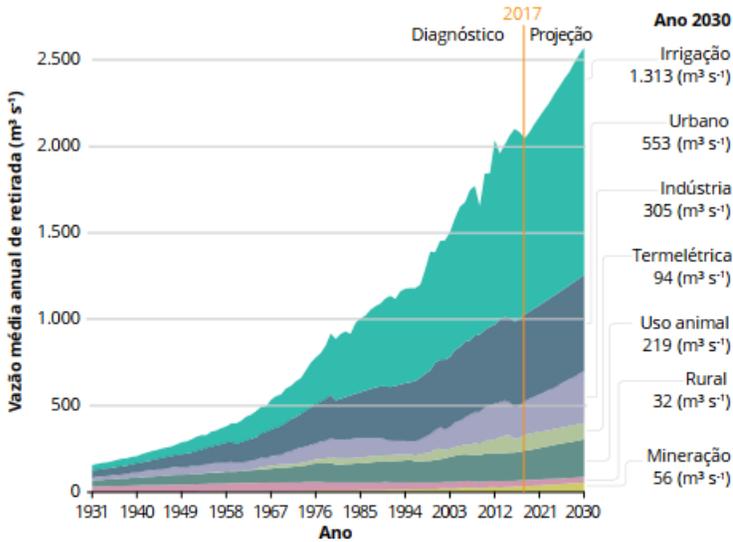


Figura 1. Consumo atual de água no país e projeção até 2030.

Fonte: Palhares, (2021).

## Reúso de água: conceitos básicos

O reúso de água consiste em reaproveitar as águas residuárias provenientes do desenvolvimento de uma atividade humana para diferentes finalidades de aplicação. Para melhor compreender os conceitos envolvidos nessa prática, a legislação brasileira, através do Artigo 2º da Resolução nº 54 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 28 de novembro de 2005 (Brasil, 2006), estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais à prática de reúso direto não-potável de água. Entre outras providências, define:

- **Água residuária:** esgoto, água descartada, efluentes líquidos de edificações, indústrias, agroindústrias e agropecuária, tratados ou não.
- **Reúso de água:** utilização de água residuária.
- **Água de reúso:** água residuária, que se encontra dentro dos padrões exigidos para sua utilização nas modalidades pretendidas.

- **Produtor de água de reúso:** pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, que produz água de reúso.
- **Distribuidor de água de reúso:** pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, que distribui água de reúso.
- **Usuário de água de reúso:** pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, que utiliza água de reúso.

De acordo com Brega Filho e Manusco (2003), o reúso de água pode ser classificado em:

- **Reúso direto planejado:** ocorre quando os efluentes, após tratados, são direcionados de forma direta do ponto de descarga até o local do reúso, não sendo descarregados no meio ambiente. É o caso com maior ocorrência, destinando-se a uso em indústria ou irrigação.
- **Reúso indireto não planejado:** proveniente de atividades humanas, é descarregada no meio ambiente e posteriormente é utilizada a jusante, em sua forma diluída, de maneira não intencional e não controlada. A água está sujeita às ações do ciclo hidrológico (diluição e autodepuração), enquanto flui até o ponto de captação para utilização do novo usuário.
- **Reúso indireto planejado:** acontece quando os corpos d'água superficiais ou subterrâneos recebem os efluentes depois de tratados para serem utilizados a jusante, de forma controlada, visando algum uso benéfico. Com essa forma de reúso, pressupõem-se que exista também um controle sobre as eventuais novas descargas de efluentes no caminho, garantindo assim que o efluente tratado estará sujeito apenas às misturas com outros efluentes que também atendam ao requisito de qualidade do reúso objetivado.

Quanto a potabilidade da água, as práticas de reúso não potável são as mais utilizadas, por não exigirem elevados níveis de tratamento. Devido a isso, vem se tornando um processo com rápido desenvolvimento e pode ser dividido em:

- **Reúso agrícola:** Irrigação de culturas alimentícias e não alimentícias.
- **Reúso industrial:** aplicado em usos industriais considerados menos nobres, como refrigeração, águas de processo, utilização em caldeiras, etc.
- **Reúso recreacional:** classificação destinada à irrigação de plantas ornamentais, campos de esportes, parques e para enchimento de lagos ornamentais, etc.
- **Reúso não potável para fins domésticos:** reúso de água para a rega de jardins, para descargas sanitárias e utilização em lavagem de pisos e demais superfícies em grandes edifícios.
- **Reúso na aquicultura:** consiste na produção de peixes e plantas aquáticas, visando a obtenção de alimentos e/ou energia, utilizando-se os nutrientes presentes nos efluentes tratados.

### Contaminantes em águas de reúso

Embora a destinação e aplicação das águas de reúso dependa de sua classificação, Moura *et al.*, (2020) argumentam que no Brasil não há regulamentação, em nível nacional, que determine os padrões de qualidade da água de reúso da suinocultura. Por mais que este tema ainda receba pouca atenção no país, algumas legislações estão sendo buscadas para regulamentar o tema. Recentemente, o Conselho Nacional do Meio Ambiente publicou a resolução Conama nº 503, de 14 de dezembro de 2021, que define critérios e procedimentos para o reúso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias (Brasil, 2021).

Embora alguns estados já apresentam legislações e normas (Brasil, 2010; São Paulo, 2017; Ceará, 2017; Rio Grande do Sul, 2017), é necessário avaliar individualmente cada caso, determinando a melhor aplicação a partir das características físico-químicas e microbiológicas da água de reúso e uma avaliação de risco em função do uso pretendido. Em atividades como a fertirrigação, a depender da origem do efluente e de suas características, a água residuária pode ser reutilizada de forma

direta, sem a necessidade de um tratamento, aproveitando os nutrientes, como nitrogênio e fósforo, presentes na água de reúso (Maesele; Roux, 2021). Entretanto, na maioria das vezes, se faz necessário o tratamento dos efluentes para possibilitar que a água de reúso possa ser considerada segura para seu uso em outras atividades.

Atualmente, existem muitas tecnologias para tratamento de efluentes, permitindo uma gama de escolhas de tecnologias que se adequem às realidades locais. É importante pontuar que não existe tecnologia mais eficiente, mas sim a que se adequa melhor aos objetivos do tratamento e às condições ambientais locais. A tecnologia com melhor relação custo x benefício demanda um estudo que considere não apenas os custos de execução, mas também de manutenção e operação.

Os efluentes líquidos veiculam uma série de agentes (físico-químicos ou microbiológicos) que podem ser prejudiciais à saúde humana e animal, tornando imprescindível sua avaliação e o nível de tratamento a ser aplicado em função do reúso pretendido. As tecnologias citadas nos capítulos anteriores, como separação sólido-líquido, digestão anaeróbia e nitrificação-desnitrificação, quando aliadas a processos de desinfecção, permitem a obtenção de uma água de reúso com diferentes características, a qual pode ser aplicada para diversos fins.

## **A suinocultura e o uso de água**

No cenário da pecuária brasileira, a suinocultura se destaca tanto em termos de produção quanto pelos potenciais impactos ambientais associados aos resíduos gerados (Shen *et al.*, 2019; Wang, H. *et al.*, 2020). Caracterizando-se como um sistema de produção de animais confinados (SPAC), a suinocultura gera um alto volume de efluentes, o que está diretamente relacionado ao alto consumo de água para des-sedentação dos animais e limpeza das instalações (Palhares; Afonso; Gameiro, 2019; Xie *et al.*, 2020). De acordo com Carra *et al.*, (2020), do volume total de água utilizada, 44,9 e 55,1% são utilizados para a des-sedentação dos animais e limpeza dos alojamentos, respectivamente.

Segundo Palhares (2021), do total demandado de água para o abastecimento animal no País, há uma preponderância do rebanho bovino (88%), seguido pelo suíno (5%) e avícola (2%). Apesar da menor participação na demanda total, os gastos de água com suínos tendem a ocorrer de forma mais concentrada, podendo afetar o balanço hídrico local tanto do ponto de vista quantitativo quanto qualitativo (Palhares, 2021).

O consumo de água por suínos depende das condições ambientais, da qualidade da alimentação fornecida e das características fenotípicas dos animais, variando assim de acordo com as condições de cada granja. O consumo médio de água para dessedentação de animais pode variar também de acordo com a quantidade de nutrientes presentes na alimentação.

A quantidade de água utilizada para limpeza e desinfecção das instalações irá depender, basicamente, do número de animais e da fase de criação. Visando reduzir a incidência de infecções e a perda de animais, é essencial que a limpeza das instalações seja realizada diariamente. Daga *et al.*, (2007) realizaram um estudo em um sistema de pequeno porte de animais em fase de terminação e observaram que a limpeza da instalação demanda, em média, 1.500 litros de água, o que correspondeu a aproximadamente  $4,3 \text{ L.animal}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ .

A crescente demanda hídrica nos setores produtivos, aliada à escassez de água no mundo, tem incentivado o desenvolvimento de tecnologias voltadas para o uso racional desse recurso e controle de perdas (gestão da demanda), bem como às possibilidades de diversificação de fontes, reciclagem e reúso dos recursos hídricos (gestão da oferta). Tratando-se dos efluentes da suinocultura, sua complexidade (alta carga orgânica e de nutrientes, patógenos, fármacos e metais pesados) tem limitado o reaproveitamento dessas águas residuárias em favor da fertilização das lavouras. Porém, alguns estudos já demonstraram o potencial que esses efluentes apresentam em termos de reaproveitamento para limpeza das instalações produtivas (Garcia-Ivars *et al.*, 2017; Molina-Moreno *et al.*, 2017).

## Desafios sanitários da prática de reúso de água nas granjas: redução de patógenos

A preocupação com a segurança sanitária na produção animal é imprescindível, uma vez que os microrganismos presentes nos resíduos podem apresentar riscos à saúde humana, animal e do ambiente, destacando-se os agentes patogênicos como vírus e bactérias. Nesse sentido, a inativação de patógenos para o reúso seguro de água é necessária, considerando o status sanitário das granjas e a aplicação do conceito de “Saúde Única” no reúso de efluentes suínos.

O conceito de “Saúde Única” compreende uma visão de saúde que integra humanos, animais e meio ambiente. Ela tem o objetivo de aprimorar o conhecimento, promover a saúde, controlar zoonoses e apoiar o manejo e a prevenção de doenças. A implementação de tratamentos eficientes na remoção de patógenos dos efluentes gerados nos sistemas de tratamentos de dejetos suínos é necessária, objetivando a “Saúde Única”. A qualidade microbiológica necessária depende do uso final do efluente e do nível de tratamento aplicado ao sistema.

Viancelli *et al.*, (2015) utilizaram o tratamento alcalino como sanitizante de digestatos suínos para reaproveitamento e substituição da água potável nos processos de limpeza. A inativação de patógenos foi avaliada com o uso de hidróxido de cálcio ( $\text{Ca(OH)}_2$ ), também conhecido como cal hidratada. Além de inativar patógenos, a cal apresenta a capacidade de extrair fósforo do efluente em um pH alcalino. Os pesquisadores avaliaram a remoção solúvel do fósforo e a inativação de diferentes patógenos (*Escherichia coli*, *Salmonella enterica serovar typhimurium* e Circovírus suíno tipo 2 - PCV2) na fração líquida e no sólido gerado após adição de  $\text{Ca(OH)}_2$ , expostas por 3 h e 24 h em diferentes condições de pH (9,0, 9,5 e 10,0). Os resultados mostraram a eficiência da elevação do pH com  $\text{Ca(OH)}_2$  na remoção do P solúvel no pH 9,0 e na inativação total de *E. coli*, *Salmonella* e PCV2 a pH 10,0. A fração líquida (água de reúso) pode ser usada com segurança para a limpeza das instalações produtoras de suínos, e a fração sólida (P precipitado) como produto secundário e fertilizante (Viancelli *et al.*, 2015).

Bilotta *et al.* (2017) avaliaram o uso combinado de desinfecção com pH alcalino e radiação ultravioleta, visando adequabilidade sanitária de efluente secundário de uma estação de tratamento de dejetos suínos. A eficiência da desinfecção foi medida por coliformes totais, *E. coli* e *Salmonella* em três níveis de pH (7,5, 9 e 10), dois tempos de sedimentação (30 e 60 min) e dois tempos de contato para radiação ultravioleta (0 e 60 s) em  $160,5 \pm 20,8 \text{ mJ.cm}^{-2}$ . As maiores respostas de inativação foram 3,7 log para coliformes totais, 3,8 log para *E. coli* e 4,0 log para *Salmonella* no pH 10, 60 min de sedimentação e 60 s de exposição à radiação UV. Esses resultados mostram um aumento na eficiência de desinfecção de 2,8 log para coliformes totais e *E. coli* e 2,4 log para *Salmonella*, em comparação apenas com o controle de pH (Bilotta *et al.*, 2017).

Portanto, um tratamento alcalino anterior força a sedimentação dos sólidos totais suspensos, responsável pela redução do efeito germicida da luz ultravioleta, e, por essa razão, na próxima etapa de desinfecção a eficiência é maior. A aplicação de ambos os agentes de desinfecção, sequencialmente, produziu resultados adequados para a biossegurança da água de reúso (Bilotta *et al.*, 2017).

Simas *et al.* (2019) demonstraram que a desinfecção através de processos eletroquímicos é uma estratégia sanitária segura e que pode ser aplicada no tratamento de efluentes suínos para reúso de água para limpeza das instalações. Os processos eletroquímicos podem ser usados para remover matéria orgânica e nutrientes de águas residuais. Para isso, testou-se o efeito do pH e da densidade de corrente, utilizando eletrodos de ferro e alumínio. Os resultados mostraram uma redução de 99,99% da *E. coli* quando a desinfecção foi realizada durante 60 min em pH 3,0 e densidade de corrente de  $44 \text{ mA.cm}^{-2}$ , usando eletrodos tanto de ferro quanto de alumínio. A fração líquida obtida após a eletrodesinfecção pode ser reutilizada para limpeza das instalações, reduzindo, assim, o uso de água potável (Simas *et al.*, 2019).

Todas estas metodologias e tratamentos são de extrema importância para garantir a qualidade adequada da água de reúso para o fim que se quer obter da mesma. E a escolha por uma ou mais delas irá depender de uma avaliação técnica, econômica e ambiental.

## **Aplicações do reúso de água na suinocultura**

Para que seja possível o reaproveitamento das águas residuárias da suinocultura é preciso ter o controle de parâmetros físico-químicos e, principalmente, microbiológicos de qualidade de água, para atender aos limites de regulação recomendados e alcançar níveis de segurança que diminuam ao máximo o risco epidemiológico (Palhares; Gebler, 2014). Rotas tecnológicas para redução de matéria orgânica e nutrientes têm sido estudadas para o tratamento de dejetos suínos, como a digestão anaeróbia, a nitrificação-desnitrificação, separação sólido-líquida, fitorremediação, entre outros (conforme discutido nos capítulos anteriores).

Cândido *et al.* (2022) apresentaram um sistema de tratamento de dejetos suínos, denominado Sistrates, que conciliou o uso de energia, remoção e recuperação de nutrientes e geração de água de reúso sanitariamente segura. Este efluente tratado pode ser utilizado para a limpeza das instalações que alojam os suínos, bem como para a limpeza das calhas que armazenam os dejetos antes de serem enviados ao sistema de tratamento. O reúso de água também pode ser feito ao utilizar a água que passa pelo sistema de tratamento de dejetos para alimentar o sistema de *flushing*. Esse sistema consiste no escoamento de uma lâmina de água nas caixas de passagem e/ou canaletas das instalações, a fim de facilitar o escoamento dos dejetos e a posterior limpeza. Estima-se que, ao utilizar a água de reúso nos sistemas de *flushing*, é possível economizar até 20% da água utilizada na unidade de produção (Brasil, 2016).



**Figura 2.** Calhas coletoras de dejetos abertas e com transbordamento (A) e sistemas fechados onde o flush é utilizado para limpeza das calhas (B).

Vanotti *et al.* (2007) desenvolveram um sistema de tratamento de dejetos suíno usando separação sólido-líquido por injeção de polímero, remoção de nitrogênio por processo de nitrificação-desnitrificação e tratamento alcalino subsequente em um módulo de fósforo. O sistema removeu mais de 95% da DBO, nitrogênio, fósforo, cobre e zinco presente no dejetos, fornecendo um efluente de boa qualidade para ser usado em sistemas de flushing nas instalações (Vanotti *et al.*, 2007).

A utilização de água de reúso pode acarretar em uma redução de até 48% do volume de água utilizada para limpeza, resultando consequentemente na redução de custos (Cândido *et al.*, 2022). Esse fator, somado à redução de emissões de gases e à demanda de água, reduz o impacto ambiental da atividade suinícola, garantindo a viabilidade e sustentabilidade do sistema produtivo e promovendo a circularidade econômica (López-Pacheco, *et al.*, 2021; Wang, H. *et al.*, 2020).

### **Redução da emissão de gases de efeito estufa (GEE) e melhora da qualidade do ar das instalações pelo reúso de água nas instalações**

Tão problemática quanto às questões hídricas, a emissão de GEE na pecuária é um dos pontos que preocupam a sustentabilidade das atividades futuras. Os setores pecuários são responsáveis por 44% das emissões de metano (CH<sub>4</sub>) e 53% das emissões antropogênicas de óxido nítrico (N<sub>2</sub>O) (FAO, 2017). Essas emissões são geradas ao longo de toda a cadeia produtiva, mas tem no manejo de resíduos uma contri-

buição significativa para o montante total. No Brasil, cerca de 4,7% das emissões do setor são decorrentes do manejo de dejetos, enquanto 11% das emissões de GEE dos sistemas de tratamento de efluentes são em função do processamento da carne suína, ficando evidente como o manejo desses resíduos pode afetar a viabilidade ambiental da atividade (Marchi; Barra; Melo, 2021).

A etapa de manejo de resíduos se torna potencialmente crítica devido, principalmente, à característica dos resíduos, visto que os dejetos animais apresentam altas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio, e no processo de degradação dos mesmos vão resultar em CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O. Esses gases por sua vez apresentam um potencial de cerca de 28 e 265 vezes, respectivamente, mais poluente que o CO<sub>2</sub>, isso em termos de potencial de aquecimento global. Então, o manejo dos efluentes focado no alinhamento de questões de reúso e mitigação das emissões de GEE é crucial para melhorar o desempenho ambiental do setor suinícola (Sapkota *et al.*, 2021; Wang, Y. *et al.*, 2020).

Nesse sentido, Bortoli (2022) estudou o reúso de efluentes suínolas provenientes do processo de nitrificação/desnitrificação para a limpeza das instalações produtivas e os efeitos que a alta concentração de nitrato causaria sobre as emissões de GEE nas calhas. Os resultados demonstraram que efluentes ricos em nitrato são capazes de reduzir as emissões de CH<sub>4</sub> provenientes do processo de degradação natural dos resíduos. Ou seja, além da economia do recurso hídrico, a reciclagem do efluente teve um efeito sobre a dinâmica das rotas metabólicas, diminuindo a metanogênese e favorecendo a rota desnitrificante. A adição de nitrato altera o potencial redox do meio. Dessa forma, o ambiente nas calhas passa a ser anóxico ao invés de anaeróbio, fato que favorece os organismos heterotróficos desnitrificantes, reduzindo as emissões de GEE (Li *et al.*, 2020; Peng *et al.*, 2021)

Cabe ressaltar que a mitigação das emissões de poluentes não tem efeito apenas nas questões climáticas, mas também reflete diretamente na ambiência das instalações produtivas. A melhora da qualidade do ar tem efeito na melhoria da produtividade e saúde dos animais.

Vanotti e Szogi (2008) observaram que um ambiente onde a limpeza das instalações era feita com água de reúso proveniente do sistema de remoção de nitrogênio teve um efeito direto no ganho de peso dos animais, sendo 4,8% superior ao ganho de peso para os suínos produzidos em unidade de produção semelhante sem o uso da prática de reúso. O incremento no ganho de peso foi atribuído aos menores níveis de amônia nas instalações, o que contribuiu para o incremento da qualidade do ar no interior das instalações.

O reúso para fins de higienização pode beneficiar a redução das emissões de GEE nas instalações, desde que respeitadas as condições técnicas necessárias para viabilizar essa prática. Nesse sentido, o reúso deve ser na proporção de 40%<sub>água reúso</sub> para assegurar que a relação C/N seja elevada (acima de 20) e a desnitrificação completa ocorra aí, uma vez que a falta de substrato pode promover a desnitrificação incompleta e aumentar as emissões de GEE ao invés de mitar, devido à emissão de N<sub>2</sub>O, um intermediário do processo (Dai *et al.*, 2021).

### **Desassoreamento de lagoas pelo reúso de água**

Outro gargalo produtivo é o manejo do lodo das lagoas de tratamento. Tanto no campo quanto na indústria, a alta carga orgânica e material particulado presente nos resíduos suínos faz com que as lagoas de tratamento assoreiam rapidamente, o que compromete o perfeito funcionamento dos processos de tratamento devido à redução do tempo de retenção hidráulica e consequente sobrecarga dos sistemas (Owusu-Twum; Sharara, 2020).

A medida mais simplificada para o problema seria a remoção por bombeamento ou a dragagem do lodo depositado no fundo da lagoa, porém essa prática apresenta elevados custos, Sharara (2020) estimou que o custo volumétrico da dragagem de lodo de lagoas de tratamento de dejetos suíno varia de US\$ 3,9 a US\$ 6,5 por metro cúbico, um custo elevado para ser absorvido no sistema produtivo (Szogi; Vanotti; Shumaker, 2018; Sharara, 2020).

Mutchamua *et al.* (2021) identificaram no reúso de efluentes suinícolas uma oportunidade para o manejo de lodo das lagoas de tratamento. Os autores utilizaram efluentes do processo de nitrificação/desnitrificação de dejetos, rico em nitrato, como meio para solucionar a questão do assoreamento. A presença de nitrato residual nessas águas residuárias se mostrou capaz de promover a desnitrificação, consumindo o carbono orgânico presente no lodo e conseqüentemente reduzindo a concentração de sólidos da lagoa. Nessa perspectiva, o reúso tem um papel fundamental para a segurança dos processos de tratamento. Aliado à questão econômica, mostrou-se uma alternativa de baixo custo e eficaz tanto na prevenção quanto na remediação do problema.

## **Considerações finais**

A prática de reúso de água nas atividades suinícolas se torna de grande interesse econômico e ambiental, uma vez que atendidos os requisitos mínimos possibilita a redução do consumo de água potável e favorece o manejo e tratamento adequado dos dejetos gerados em prol da viabilidade ambiental da atividade pecuária e sustentabilidade da cadeia de produção suína.

Além das vantagens diretas, como redução da demanda ambiental de água, diminuição do aporte de nutrientes nos cursos d'água e potencial redução de conflitos pelo uso da água, é preciso dar visibilidade aos produtores e à sociedade em geral que o reúso de água possui viabilidade técnica e segurança sanitária.

Para isso, é necessário avançar, por meio da pesquisa, desenvolvimento e inovação, em trabalhos que foquem nas lacunas regulatórias e definam as competências institucionais adequadas, passando pela mudança do modelo mental (*mindset*) para que esta prática possa ser utilizada e se popularize, reduzindo assim a pressão e demanda sobre os recursos hídricos.

## Referências

BAHIA. Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CONERH). Resolução nº 75, de 29 de julho de 2010. Estabelece procedimentos para disciplinar a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e/ou florestal. **Diário Oficial do Estado (Bahia)**, Salvador, 1 ago. 2010. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=121578>. Acesso em: 6 mar. 2023.

BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reúso da água no meio agrícola. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, v. 1, p. 152-169, jun. 2008. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2016/06/Tratamento-de-efluentes-e-reúso-da-água-no-meio-agrícola.pdf>. Acesso em: 6 mar. 2023.

BILOTTA, P. *et al.* Swine effluent post-treatment by alkaline control and UV radiation combined for water reuse. **Journal of Cleaner Production**, v. 140, n. 3, p. 1247-1254, jan. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.033>. Acesso em: 6 mar. 2023.

BORTOLI, M. *et al.* Water reuse as a strategy for mitigating atmospheric emissions and protecting water resources for the circularity of the swine production chain. **Journal of Cleaner Production**, v. 345, p. 131127, apr. 2022. Disponível em: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131127>. Acesso em: 6 mar. 2023.

BOULAY, A. M. *et al.* Building consensus on water use assessment of livestock production systems and supply chains: Outcome and recommendations from the FAO LEAP Partnership. **Ecological Indicators**, v. 124, p. 107391, may 2021. Disponível em: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107391>. Acesso em: 6 mar. 2023.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). **Resolução n. 503, de 14 de dezembro de 2021**. Define critérios e procedimentos para o reúso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias. Brasília, 2021. Disponível em: [http://conama.mma.gov.br/index.php?option=com\\_sisconama&task=documento.download&id=25162](http://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&task=documento.download&id=25162). Acesso em 06 mar. 2023.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Mobilidade Social, do Produtor Rural e do Cooperativismo. **Suinocultura de baixa emissão de carbono**: tecnologias de produção mais limpa e aproveitamento econômico dos resíduos da produção de suínos. Brasília: MAPA, 2016. 100 p. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/plano-abc/suinocultura-abc/publicacoes-de-suinocultura/tecnologias-de-producao-mais-limpa-e-aproveitamento-economico-dos-residuos-da-producao-de-suinos.pdf>. Acesso em: 20 out. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática do reúso direto não potável de água, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, n. 47, p. 91-92, 9 mar. 2006. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0054-281105.PDF>. Acesso em: 20 out. 2021.

BREGA FILHO, D.; MANCUSO, P. C. S. Conceito de reúso de água. *In*: MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. (org.). Reúso de água. Barueri: Manole, 2003. p. 21-36.

CÂNDIDO, 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, p. 113825, jan. 2022. Disponível em: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113825>. Acesso em: 6 mar. 2023.

CARRA, S. H. Z. *et al.* The effect of best crop practices in the pig and poultry production on water productivity in a southern brazilian watershed. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 11, oct. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w12113014>. Acesso em: 6 mar. 2023.

CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução COEMA nº 02, de 2 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE, n. 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002. **Diário Oficial do Estado – CE**, 21 fev. 2017. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=337973>. Acesso em: 6 mar. 2023.

DAGA, J. *et al.* Análise da adequação ambiental e manejo dos dejetos de instalações para suinocultura em propriedades na região oeste do Paraná. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 3, p. 587-595, dez. 2007. Disponível em: <https://doi.org/https://doi.org/10.1590/S0100-69162007000400001>. Acesso em: 6 mar. 2023.

DAI, H. *et al.* Nitrous oxide emission during denitrifying phosphorus removal process: A review on the mechanisms and influencing factors. **Journal of Environmental Management**, v. 278, n. 1, p. 111561, jan. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111561>. Acesso em: 6 mar. 2023.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATIONS OF THE UNITED NATIONS (FAO). **Livestock solutions for climate change**. Rome: FAO, 2017. Disponível em: <https://www.fao.org/documents/card/en?details=I8098EN%2F> Acesso em: 20 out. 2021.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATIONS OF THE UNITED NATIONS (FAO). **The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW): Managing systems at risk**. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome: FAO, 2011. Disponível em: <http://www.fao.org/3/i1688e/i1688e.pdf>. Acesso em: 20 out. 2021.

GARCIA-IVARS, J. *et al.* Nanofiltration as tertiary treatment method for removing trace pharmaceutically active compounds in wastewater from wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 125, p. 360-373, nov. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.070>. Acesso em: 6 mar. 2023.

HESPANHOL, I. Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 131-158, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s0103-40142008000200009>. Acesso em: 6 mar. 2023.

LI, L. *et al.* A comparative long-term operation using up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) and anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for the upgrading of anaerobic treatment of N, N-dimethylformamide-containing wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 699, jan. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134370>. Acesso em 06 mar. 2023.

LÓPEZ-PACHECO, I. Y. *et al.* Phyco-remediation of swine wastewater as a sustainable model based on circular economy. **Journal of Environmental Management**, v. 278, n. 2, jan. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111534>. Acesso em 06 mar. 2023.

MAESELE, C.; ROUX, P. An LCA framework to assess environmental efficiency of water reuse: Application to contrasted locations for wastewater reuse in agriculture. **Journal of Cleaner Production**, v. 3161, sep. 2021. Disponível em: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128151>. Acesso em 06 mar. 2023.

MAPBIOMAS. **Superfície de água no Brasil reduz 15% desde o início dos anos 90**. 2021. Disponível em: <https://mapbiomas.org/superficie-de-agua-no-brasil-reduz-15-desde-o-inicio-dos-anos-90>. Acesso em: 20 set. 2021.

MARCHI, K.; BARRA, I.; MELO, N. Análise das emissões brasileiras de e suas implicações para as metas climáticas do Brasil: 1970-2020: gases de efeito estufa. **Revista Brasileira de Ecoturismo**, v. 14, n. 5, p. 630-645, out. 2021.

MOLINA-MORENO, V. *et al.* Design of indicators of circular economy as instruments for the evaluation of sustainability and efficiency in wastewater from pig farming industry. **Water (Switzerland)**, v. 9, n. 9, aug. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w9090653>. Acesso em 06 mar. 2023.

MOURA, P. G. *et al.* Água de reúso: uma alternativa sustentável para o Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 6, p. 791–808, nov./dez. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-4152202020180201>. Acesso em 06 mar. 2023.

MUTCHAMUA, H. H. G. *et al.* Sludge management in lagoons: the role of denitrification as a function of carbon biodegradation. **Bioresource Technology Reports**, v. 15, sep. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2021.100802>. Acesso em 06 mar. 2023.

OWUSU-TWUM, M. Y.; SHARARA, M. A. Sludge management in anaerobic swine lagoons: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 271, oct. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110949>. Acesso em 06 mar. 2023.

PALHARES, J. C. P. (org.) **Produção animal e recursos hídricos: uso da água nas dimensões quantitativa e qualitativa e cenários regulatórios e de consumo**. Brasília: Embrapa, 2021. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1137256/1/ProducaoAnimalRecursosHidricos-v2.pdf>. Acesso em: 6 mar. 2023.

PALHARES, J. C. P. Manejo hídrico na produção de suínos. **Engormix**, 6 abr. 2011. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/905188/1/Aguasuininos.pdf>. Acesso em: 6 mar. 2023.

PALHARES, J. C. P.; AFONSO, E. R.; GAMEIRO, A. H. Reducing the water cost in livestock with adoption of best practices. **Environment, Development and Sustainability**, v. 21, n. 4, p. 2013-2023, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0117-z>. Acesso em 06 mar. 2023.

PALHARES, J. C. P.; GEBLER, L. (org.) **Gestão Ambiental na Agropecuária**. Brasília: Embrapa, 2014. v. 2. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/104051/1/Gestao-Agropecuaria.pdf>. Acesso em: 6 mar. 2023.

PENG, W. et al. Biological denitrification potential as an indicator for measuring digestate stability. **Science of the Total Environment**, v. 752, jan. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142211>. Acesso em: 6 mar. 2023.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução CONSEMA Nº 355 de 13 de julho de 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**, Porto Alegre, 19 jul. 2017.

SANTOS, A. S. P.; VIEIRA, J. M. P. Reúso de água para o desenvolvimento sustentável: aspectos de regulamentação no Brasil e em Portugal. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 8, n. 1, p. 50, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.9771/gesta.v8i1.36462>. Acesso em: 6 mar. 2023.

SÃO PAULO (Estado). Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH Nº 01, de 28 de junho de 2017. Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, Seção 1, p. 41-42, 29 jun. 2017. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/legislacao/2017/06/resolucao-conjunta-ses-sma-ssrh-01-2017-agua-de-reuso.pdf>. Acesso em: 20 out. 2021.

SAPKOTA, T. B. *et al.* Quantifying opportunities for greenhouse gas emissions mitigation using big data from smallholder crop and livestock farmers across Bangladesh. **Science of the Total Environment**, v. 786, sep. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147344>. Acesso em: 6 mar. 2023.

SHARARA, M. A. Swine lagoon sludge as energy production feedstock: technical-economic assessment. *In: ASABE ANNUAL INTERNATIONAL VIRTUAL MEETING*, 2020. **[Anais...]**. Texas: American Society of Agricultural and Biological Engineers, p. 1-8, 2020.

SHEN, D. *et al.* Distribution and physicochemical properties of particulate matter in swine confinement barns. **Environmental Pollution**, v. 250, p. 746-753, jul. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.086>. Acesso em: 6 mar. 2023.

SIMAS, A. *et al.* Electrodisinfection of real swine wastewater for water reuse. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, n. 1, p. 495-499, jul. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0782-z>. Acesso em 06 mar. 2023.

SZOZI, A. A.; VANOTTI, M. B.; SHUMAKER, P. D. Economic recovery of calcium phosphates from swine lagoon sludge using quick wash process and geotextile filtration. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 2, p. 1-11, jul. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00037>. Acesso em: 6 mar. 2023.

VANOTTI, M. B. *et al.* Development of environmentally superior treatment system to replace anaerobic swine lagoons in the USA. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 17, p. 3184-3194, jul. 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.009>. Acesso em: 6 mar. 2023.

VANOTTI, M. B.; SZOZI, A. A. Water Quality Improvements of Wastewater from Confined Animal Feeding Operations after Advanced Treatment. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, n. S5, p. 86-96, sep. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0384>. Acesso em: 6 mar. 2023.

VIANCELLI, A. *et al.* Pathogen Inactivation and the Chemical Removal of Phosphorus from Swine Wastewater. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 226, jul. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2476-5>. Acesso em: 6 mar. 2023.

WANG, H. *et al.* Science of the Total Environment Mitigation potential for carbon and nitrogen emissions in pig production systems: lessons from the North China Plain. **Science of the Total Environment**, v. 725, jul. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138482>. Acesso em: 6 mar. 2023.

WANG, Y. *et al.* New insights into concentrations, sources and transformations of NH<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> and PM at a commercial manure-belt layer house. **Environmental Pollution**, v. 262, jul. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114355>. Acesso em: 6 mar. 2023.

XIE, D. *et al.* Agriculture, Ecosystems and Environment Spatiotemporal variations and developments of water footprints of pig feeding and pork production in China (2004 – 2013). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 297, aug. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106932>. Acesso em: 6 mar. 2023.



## 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**

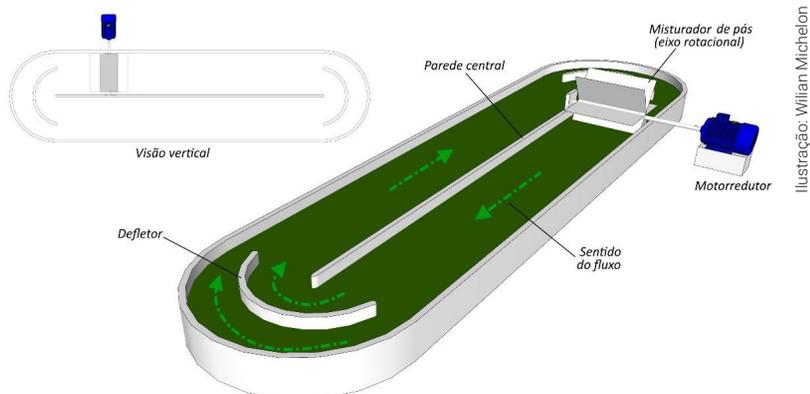
Apesar do foco do capítulo ser a fitorremediação, é impossível dissociar esse processo da produção de biomassa das microalgas. De uma forma geral, os cultivos de microalgas podem ser classificados em três tipos: autotróficos (utilizam luz como principal fonte de energia e CO<sub>2</sub> como fonte de 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 suinícolas 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).

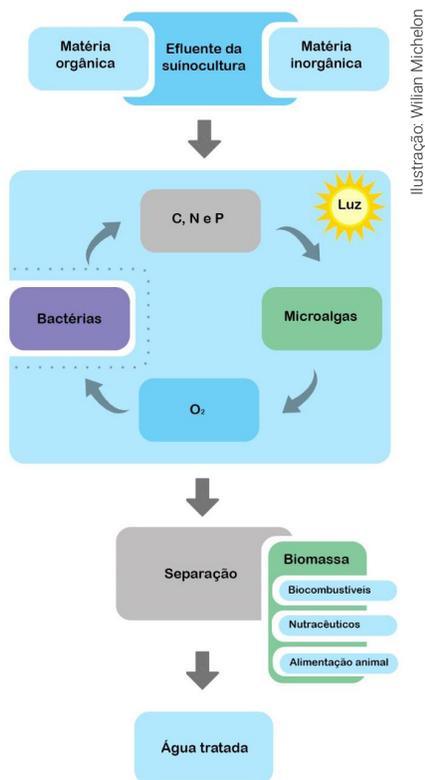


Ilustração: Wilian Michelson

**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 ficorremediação 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.

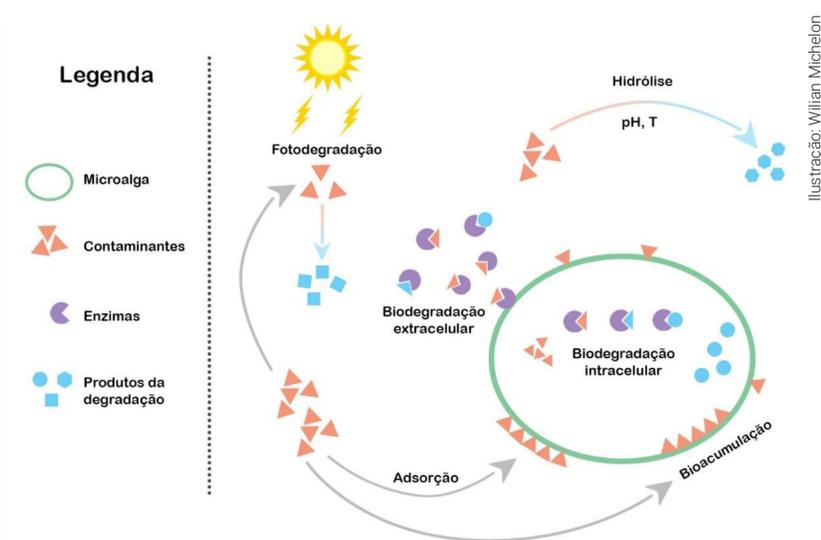
## Metais

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 tetraciclina (Shang *et al.*, 2015). Já espécies do gênero *Chlorella*, associadas a um consórcio de bactérias, mostraram-se bastante eficientes na remoção de tetraciclina (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.



Em função das transformações nos sistemas produtivos modernos, o correto manejo e tratamento dos resíduos da suinocultura têm exigido atenção e trazido à tona novos desafios relacionados à sustentabilidade ambiental dessa importante cadeia de produção de proteína animal.

Nesse sentido, boas práticas de produção, aliadas ao manejo adequado dos dejetos, são necessárias. A implementação de estratégias que reduzam a demanda por recursos naturais e promovam o reaproveitamento ou reúso desses recursos, associadas a rotas de tratamento de dejetos, é fundamental na suinocultura moderna.

Dentro desse contexto, estratégias que envolvem a redução da demanda por água, energia e outros insumos na produção, juntamente com o uso agrônômico adequado dos dejetos, respeitando o balanço, a remoção e a recuperação de nutrientes e outros compostos de interesse, devem ser uma preocupação constante.

Assim, este livro busca organizar e disponibilizar informações sobre o tema proposto, servindo como material de referência para técnicos, estudantes e especialistas do setor, além de ser uma base técnica para auxiliar nos processos de tomada de decisão.

